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 I

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 I

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie DGL)
Tagungsbericht 2001 (Kiel), Band 1
Eigenverlag der DGL, Tutzing 2002
Redaktion und Layout:
Dr. E. Coring & Dr. J. Bäthe, **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

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

BAND I

DGL-NACHWUCHSPREIS **1**

WANNER, S. C.: Retention von partikulärem organischem Material im Tieflandfluss Spree – Bedeutung von Gewässerstruktur und hydrologischem Regime 2

PRÄMIERTE POSTER **10**

BEECK, P. & J. BORCHERDING: Die frühe Piscivorie von 0+ Flußbarschen (Perca fluviatilis): Konkurrenzvermeidung einmal anders 11

FRAUENDORF, J., C. GLÄßER, C. OLBERT & J. FISCHER: Beobachtung limnologischer Parameter aus der Vogelperspektive - Am Beispiel von Tagebaurestseen - 16

MATTHES, M., J. H. E. KOOP & J. BENNDORF: Klonale Diversität bei Daphnia pulex unter Biomanipulationsbedingungen 22

SCHLIEF, J. & M. MUTZ: Laubabbau in extrem sauren Gewässern der Bergbaufolgelandschaft in der Niederlausitz 27

GEWÄSSERBEWERTUNG/EU-WRRL **33**

BÖHMER, J. : Die ökologische Gewässerbewertung nach der Wasserrahmenrichtlinie der EU im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischen Notwendigkeiten 34

WOLTER, K.: Umsetzung der EU- Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein- Teil Fließgewässer 40

WESSELER, E.: Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein: Teil Seen 46

SCHULZ, C.-J., K. BILLERT, J. MICHEL, U. THOMA & N. WENZL: Der Weg zum „guten ökologischen Zustand“: Fallbeispiel thüringische Leine 51

SEENBEWERTUNG **54**

HEMM, M., A. HOFFMANN, U. MISCHKE & B. NIXDORF: Natürliche Seen Deutschlands – Aktueller Stand zur Dokumentation, Typisierung und Bewertung anhand des Phytoplanktons 55

SCHAUMBURG, J., M. COLLING, I. SCHLÖSSER & B. KÖPF: Typisierung bayerischer Seen mit Phytoplankton unter Verwendung von Biomasse, Planktonzusammensetzung und Autökologie 61

FRANK, CH.: Anwendung der LAWA-Bewertungsrichtlinie für stehende Gewässer in verschiedenen Regionen Baden-Württembergs 65

SCHARF, E.-M. & ST. SANDROCK: Wie hat ein durchflossener Flachsee auszusehen – Probleme bei der Definition des Referenzzustandes 70

ÖKOLOGISCHE FLIEßGEWÄSSERBEWERTUNG **74**

FELD, CH., ST. PAULS, M. SOMMERHÄUSER & D. HERING: Biozönotische Bewertung der ökologischen Qualität am Beispiel norddeutscher Tieflandfließgewässer 75

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

POTTGIESSER, T. & TH. EHLERT: Eine kurvenreiche Zukunft für Flüsse? Typologie und Leitbilder für die Flüsse des Tieflandes in Nordrhein-Westfalen* 81

LORENZ, A., P. ROLAUFFS & D. HERING: Bewertung von Bächen und Flüssen mit silikatisch geprägtem Einzugsgebiet - wirkt sich gewässermorphologische Degradation auf das Makrozoobenthos aus? 87

MEIER, C., CH. FELD & A. LORENZ: Vergleichende Untersuchungen zur Besiedlung von Auengewässern entlang von Tiefland- und Mittelgebirgsflüssen und ihre Bedeutung für die Fließgewässerbewertung 93

HAASE, P. & S. LOHSE: Leitbildbeschreibung naturnaher Buntsandsteinbäche in den deutschen Mittelgebirgen 99

FRUTIGER, A., M. PLATTNER, P. BURGHERR & J. ZOLLHÖFER: Monitoring the Biodiversity in Switzerland: how suitable are benthic macroinvertebrates? 102

RÖCK, S.: Wie natürlich können künstliche Gewässer sein? 108

KAISER, O., S. KAGA & W. KONOLD: Bewertung und Entwicklung urbaner Fließgewässer am Beispiel der Gewerbekanals in Freiburg 114

CLAßEN, S. & H. T. RATTE: Biozönotische Untersuchungen an einem anthropogen stark geprägten Tieflandbach (Nette, NRW) 120

VOGT, CH. & A. SCHÄFER: Entwurf eines biologisches Bewertungssystem für kleine Einzugsgebiete in der Region Trier 124

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

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

RAWER-JOST, C. & J. BÖHMER: Entwicklung eines multimetrischen Index zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge 139

SCHMIDT-KLOIBER A., TH. OFENBÖCK & O. MOOG: Aquatische Bioregionen - Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen 145

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

OFENBÖCK TH., O. MOOG, J. GERRITSEN & M. BARBOUR: Multimetrische Methoden zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes österreichischer Fließgewässer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie 157

STUBAUER I. & O. MOOG: Verfahren zur Anpassung des Saprobiensystems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreich 163

GEWÄSSERREVITALISIERUNG/-SANIERUNG **168**

BUSCH, D. & ST. TACKMANN: Ergänzung der Strukturgütekartierung im Emschersystem 169

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

TACKMANN, ST. & D. BUSCH: Strukturgütekartierung im ländlichen Raum - Bewertungsprobleme an den Sandbächen des Tieflandes 175

FREY, W.: Der Einfluss naturnaher Umgestaltungsmaßnahmen auf Gewässergüte und Selbstreinigungskraft eines kleinen Fließgewässers 181

GRÜNERT, U. & M. PUSCH: Gewässer- und auenökologische Grundlagenuntersuchungen zur Sanierung der Spree oberhalb Berlins 186

TENT, L.: Forelle 2010 - Restrukturieren von Großstadtbächen mit engagierten Bürgern 192

WICHOWSKI, F.-J. & M. STELZER: Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen eines Langzeitmonitorings (Fischfauna und Gewässerstrukturgüte) in einem Fließgewässersystem des Hessischen Spessarts 197

LEESE-BARTRAM, S., U. KOSMAC, A. SCHATTMANN & K.-B. KÜHNAPFEL: Gewässerentwicklungsplanung unter Berücksichtigung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in einer durch Bergsenkungen beeinträchtigten Landschaft 202

HÄMMERLING, R., I. EYDELER & B. NIXDORF: Bestimmung des limnologischen Zustandes der Gewässer und Lokalisierung der Nährstoffquellen im Cybina-Einzugsgebiet 208

EYDELER, I., R. HÄMMERLING & J. SPIEKER: Praxiserfahrung beim Aufbau eines Flussgebietsmanagements in Polen 214

HOFMANN, R.: Relationen zwischen bakteriologischen und limnologischen Qualitätsparametern bei den sächsischen Badegewässern 217

ZAISS, U., TH. SCHMAHL & F. FRUTH: Sanierung eines Badesees, u.a. mit Hilfe eines Pflanzenfilters 223

SEEN UND STILLGEWÄSSER **228**

ABERLE, N. & K.H. WILTSHIRE: Untersuchungen zur Abundanz und Diversität des Mikrophytobenthos im Schöhsee 229

TREMP, H.: Limnologische Untersuchungen an den polymiktischen Stuttgarter Wildparkseen 234

SCHRENK-BERGT, CH., D. KRAUSE, N. ASH, & CH. STEINBERG: Einsatzmöglichkeiten großer exclosure zur Erfolgsabschätzung einer Biomanipulation 240

KAPPES, H. : Impact of abiotic factors on the cladoceran coenosis in a dystrophic-eutrophic shallow lake during its recovery from eutrophication 245

PRAWITT, O. & D. KRAUSE: Bedeutung einzelner Fischarten und Größenklassen für den Fraßdruck auf die Cladoceren in einem polytrophen Flachsee im Frühjahr 248

KÖRNER, S.: Bistabilität - ein Phänomen auch in tieferen Flachseen? 254

ROBERTS, E., S. KÖRNER & A. NICKLISCH: Periphyton-Dynamik in einem eutrophen Flachsee 259

BLEUL, C.; M. SCHUPPLER; E. JACOBS & I. RÖSKE: Anwendung molekularbiologischer Methoden zur Analyse mikrobieller Populationen in Sedimenten 264

JÖHNK, K.D. : Simulation klimatisch bedingter Temperaturvariationen in europäischen Seen 269

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

GONSIORCZYK, TH., P. CASPER, G. GINZEL & R. KOSCHEL: Externe und interne Nährstoffbelastung und ihre Auswirkung auf die Seengüte im Rheinsberger-Fürstenberger Seengebiet 274

CASPER, P., ON CHIM CHAN, M. SIEGESMUND & TH. GONSIORCZYK: Strukturelle Diversität methanogener Archaea in Gewässersedimenten 280

ON CHIM CHAN, M. WOLF, D. HEPPERLE & P. CASPER: Archaeal community in the sediment of an artificially divided acidic bog lake - as revealed by DGGE analysis of 16S rRNA gene 284

CHARAKTERISIERUNG UND BEWIRTSCHAFTUNG VON TALSPERREN **290**

IHLE, T. & S. JÄHNICHEN: Raum-zeitliche Verteilung von Cyanobakterien in einer hocheutrophen Talsperre 291

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

KLEEBERG, A. & M. HEIDENREICH: Freisetzung von Phosphor und Stickstoff aus Makrophytenbeständen sommerlich trocken gefallener Sedimente einer eutrophen Talsperre 307

MAAßEN, S., D. UHLMANN & I. RÖSKE: Die Auswirkung mikrobieller und chemischer Prozesse in Talsperrensedimenten auf die Trophie 313

MEYBOHM, A., S. STOTTMEISTER & M.-G. WERNER: Die fischereiliche Bewirtschaftung der Trinkwassertalsperre Dröda - Der Ausgangszustand und die geplante Bewirtschaftung 318

KAHL, U., R.-J. RADKE & J. BENNDORF: Ausgangszustand einer Fischartengemeinschaft vor der Biomanipulation: Spezifische Bedingungen in einer tiefen, mesotrophen Talsperre mit geringem Litoralanteil 324

RADKE, R.- J., U. KAHL & J. BENNDORF: Die Seeforelle (Salmo trutta forma lacustris) als Instrument zur Nahrungsnetzsteuerung in einer tiefen, mesotrophen Talsperre: Auswirkungen der zeitlichen und räumlichen Verteilung von Räuber und Beute 330

WETZEL, M. A.: Einfluss von Trockenlegung und Wiedereinstau auf Sedimentresuspension und Wassergüte der Talsperre Bautzen 335

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

ABGRABUNGSGEWÄSSER **351**

ROTTERMUND, U.: Entwicklung von Handlungsrahmen für die angelfischereiliche Bewirtschaftung von Abgrabungsgewässern durch praxisnahe Erfassung und Zuordnung relevanter Parameter sowie deren verwertbare Aufbereitung als Grundlage nachhaltiger Entwicklung (BMBF FKZ 1707100) 352

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

RÖNICKE, H.; M. BEYER & M. SCHULTZE: Einfluss der Flusswasserflutung des Tagebaues Goitsche auf seine Phytoplanktondynamik 359

NOLDEN, M., K.-H. CHRISTMANN & H. MANN: Wechselwirkungen zwischen Grund- und Seewasser an einem Baggersee im Kreis Neuss 364

BRAUNE, M., W. WEIDEMANN: Zur Bedeutung von Morphologie und Lage für die Produktionsbiologie flussnaher Kiesseen der Weseraue 368

BLÖCHL, A. & W. WEIDEMANN: Untersuchungen zur Produktionsbiologie von Baggerseen in der Weseraue 371

ECKARTZ-NOLDEN, G. & M. NOLDEN: Planktonentwicklung in Abgrabungsgewässern im südlichen Bereich der niederrheinischen Bucht 375

SAURE TAGEBAURESTSEEN **381**

ZIPPEL, B.: Untersuchungen zur Planktonsukzession im schwefelsauren Tagebaurestsee Niemegk (Goitsche) im Zusammenhang mit limnophysikalischen Messungen 382

PÖHLER, I.; D. F. WENDEROTH, K. WENDT-POTTHOFF & M. G. HÖFLE: Biozönotische Struktur und Tiefenverteilung des Bakterioplanktons in einem sauren Bergbaurestsee 388

LEßMANN, D. & B. NIXDORF: Aspekte der saisonalen Phytoplanktonentwicklung in sauren Tagebauseen 392

ENDER R., D. LEßMANN & B. NIXDORF: Zur Phosphorbindung im Sediment des Tagebausees Plessa RL 117 (Grünewalder Lauch) 396

DENEKE, R.; K. STÖBEL & B. NIXDORF: Welche Rolle spielt das Grazing des Metazooplankton für die Phytoplanktonentwicklung in sauren Tagebauseen (pH 2 - 4)? 401

DUFFEK, A. & M. SCHULTZE: Chemische Veränderungen eines sauren Tagebaurestsees während der Flutung mit Flusswasser 406

GROßE FLÜSSE **411**

BRUNKE, M., A. SUKHODOLOV & CH. ENGELHARDT: Sunk und Wellenschlag durch Schiffe in Wasserstraßen: Hydraulische Kräfte und Litoralfauna 412

SCHWARTZ, R. & H.-P. KOZERSKI: Die Buhnenfelder der unteren Mittelelbe Geschichte, Bedeutung, Zukunft 417

EIDNER, R., V. KIRCHESCH, H. GUHR, M. BÖHME & D. MÜLLER: Untersuchungen zum Stoffumsatz in Buhnenfeldern der Elbe 423

OCKENFELD, K.: Primärproduktion in Hauptstrom und Buhnenfeldern der Elbe: ein Vergleich 429

BÖHME, M., V. GERHARDT, S. HEIDER: Messung von Respiration und Parametern der Photosynthese-Licht-Beziehung von Phytoplankton der Elbe 435

HAAG, I. & B. WESTRICH: Empirische Identifikation der für den Stoffhaushalt im Neckar maßgebenden Prozesse 439

BÄTHE, J. & E. CORING: Sauerstoffdefizite in großen Flüssen - ein gelöstes Problem ? 444

SCHÖL, A.; V. KIRCHESCH & D. MÜLLER: Modellgestützte Sauerstoffbilanz der deutschen Saar 450

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

FLIEßGEWÄSSER DES NORDDEUTSCHEN TIEFLANDES **454**

KLEUCKER, R. & M. SCHIRMER: Die Chironomiden-Fauna des Vorder- und Hinterwerders in den Jahren 1998 bis 2000 455

KÖHLER, J. : Auswirkungen von Änderungen in Durchfluss und Morphometrie auf Sauerstoffhaushalt und Planktondynamik der unteren Spree - Modellrechnungen 461

BANGEL, H., G. SCHERNEWSKI & M. WIELGAT: Spatial, seasonal and long-term changes of phosphorus concentrations in the Oder estuary 466

KASTEN, J. : Überschwemmungsbeeinflussung versus Gewässerhistorie die Dynamik der Phytoplanktonzönosen des Fluss-Auen-Systems Unteres Odertal - Brandenburg 471

MÖLLGAARD, M, J. KASTEN & W.-H. KUSBER: Limnologische Charakterisierung dreier Überschwemmungsflächen nach dem Frühjahrshochwasser der Oder 1996 476

HYPORHEISCHES INTERSTITIAL **482**

WAWRA, B.; I. SEYDELL & N. SAENGER: Kritische Betrachtung von Naturversuchen zum hydraulischen Austausch zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone 483

HAHN, H.-J. : Grundwasserfaunistische Forschung als Grundlage für den Arten- und Biotopschutz und die Eingriffsregelung 488

SÜß, J.; E. - J. CLEVEN & H. ARNDT: Erstaunliche Vielfalt der Protozoengemeinschaften in ausgewählten Grundwasserleitern Deutschlands 493

KRANICH, J. & K.-P. LANGE: Das Interstitial der Elbe – Verbindung zwischen Grund- und Oberflächenwasser 498

KLOEP, F. & I. RÖSKE: Transport von Algen im hyporheischen Insterstitial der Elbe 503

SPEZIELLE GEWÄSSERTYPEN **508**

KIEL, E. & D. MATZKE: Hochmoor-Renaturierung aus gewässerökologischer Sicht: Untersuchungen zur Wiederbesiedlung aquatischer Lebensräume im Hochmoor 509

WITTHÖFT-MÜHLMANN, A., K. O. ROTHHAUPT & W. TRAUNSPURGER: Meiobenthische Lebensgemeinschaften im Flussmündungsgebiet der Schussen, Bodensee. Ansätze zur Anwendung der Intermediate Disturbance Hypothesis 515

SCHINDLER, H. & H. J. HAHN: Ansatz einer faunistisch begründeten Leitbildentwicklung für Quellen in Rheinland-Pfalz 521

REMY, D.: Gräben und Grabensysteme Mitteleuropas - Grundzüge einer Typologie 527

HAIDEKKER, A. & D. HERING: Untersuchungen zum Temperaturhaushalt zweier Fließgewässertypen im Mittelgebirge 533

BRETHAUER, B. & M. MUTZ: Prozesse der laubgebundenen mikrobiellen Respiration in einem natürlich sauren Gewässer 539

BÖDER, N. & M. SCHIRMER: Kleingewässer in den Borgfelder Wümmewiesen 545

BAND 2

INHALT, VERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN, BAND 2 XIII

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

MIKROBIELLE NAHRUNGSNETZE **550**

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

PHYTOPLANKTON **570**

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 Scenedesmus obliquus – chemische Charakterisierung des Kairomons 579

KRIENITZ, L., E. HEGEWALD, D. HEPPERLE & 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. HEPPERLE: Dimorphismus und Entwicklungszyklus der planktischen Diatomee Cyclotella pseudocomensis 594

TÄUSCHER, L.: Beitrag zum Phytoplankton nordostdeutscher Kanäle 599

TEUBNER, K. : 14C-Photosynthese und Pigmentmuster: Adaptation der Größenfraktionen des Phytoplanktons in alpinen Seen. 604

MAKROPHYTEN **610**

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

ZOOPLANKTON **626**

VON ELERT, E.: Futterqualität bei Daphnia galeata: 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 Daphnia 632

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	***Seite***
RINKE, K. & T. PETZOLDT: Ein Modell zur diurnalen Vertikalmigration von Daphnia: 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 Entosiphon sulcatum (Euglenida)	647
MAKROZOOBENTHOS	**652**
BECHER, P.; A. WACKER & E. VON ELERT: Futterqualitätseffekte bei Dreissena polymorpha: Die Bedeutung von Fettsäuren im Futterangebot	653
WACKER, A. & E. VON ELERT: Einfluss der Futterqualtität auf die Reproduktionsleistung von Dreissena polymorpha	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 Polypedilum tritum1 (Walker, 1856) (= Polypedilum uncinatum 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 Stempellina spec. nov. (Diptera: Chironomidae) - eine köcherbauende Chironomidae aus Sumpfquellen (Helokrenen)	703
DRESSEL, A. & H.-W. BOHLE: Larvenwachstum und Entwicklungszyklus von Metreletus balcanicus (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
KRETSCHMER, S.; M. LAUTENSCHLÄGER & P. PODRAZA: Die Besiedlung von Ufermauern durch Imagines von Wasserinsekten entlang eines kleinen, urbanen Fließgewässers	718

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

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 Krebsschere (Stratiotes aloides L.) assoziierten Makroinvertebratenzönose 741

STELZER, M.; F.-J. WICHOWSKI & T. METZGER: Wiederansiedlung der Flussperlmuschel im Hessischen Spessart 746

FISCHE **752**

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). 753

MILER, O. & PH. FISCHER: Verteilung und Migrationsverhalten von Trüschenlarven bei der Einwanderung ins Litoral des Bodensees 758

SCHMALZ, W., M. SIEGESMUND & H.-P. HACK: Untersuchungen der Wirksamkeit akustischer Signale an ausgewählten Fischarten zum Schutz der Fischfauna vor Turbinenschäden 762

SIEGESMUND, M., W. SCHMALZ & K. THÜRMER: Betrachtung zeitlicher Migrationsmuster verschiedener Fischarten bei Effizienzkontrollen an Fischwanderhilfen 767

SPEZIELLE METHODEN **771**

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 (Dreissena polymorpha) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor 800

KÜMMERLIN, R. & H.-B. STICH: Algen zählen oder Pigmente bestimmen – Zwei Wege zur korrekten Biomassebestimmung? 805

SCHMIDT-HALEWICZ, S. & D. HEPPERLE: OPTICOUNT – ein verbessertes tool zur mikroskopischen Planktonzählung 810

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN *Seite*

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

SONSTIGE THEMEN **834**

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. O-VARI, 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 Driftdiurnalität eines Tieflandflusses 891

VERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN **XVII**

DGL-NACHWUCHSPREIS

WANNER, S. C.: Retention von partikulärem organischem Material im Tieflandfluss Spree – Bedeutung von Gewässerstruktur und hydrologischem Regime

Retention von partikulärem organischem Material im Tieflandfluss Spree – Bedeutung von Gewässerstruktur und hydrologischem Regime

Susanne C. Wanner

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin
Aktuelle Adresse: Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Am Zollhafen 9, 55118 Mainz
E-Mail: Susanne.Wanner@wwv.rpl.de

Keywords: Spree, organisches Material, Retention, Tracerpartikel, Gewässerstruktur, Durchfluss

Einleitung

Fließgewässer sind energetisch offene Systeme, da gelöstes und partikuläres Material kontinuierlich durch die Strömung flussabwärts transportiert wird. Sie weisen jedoch zahlreiche physikalische und biologische Mechanismen auf, die der unidirektionalen Wasserbewegung entgegenwirken und zum Rückhalt von Ressourcen (z.B. Nährstoffen, organischem Kohlenstoff) innerhalb eines Fließgewässerabschnittes führen. Hierdurch wird die Aufenthaltszeit der Ressourcen im System stark erhöht, was ihre weitergehende Nutzung durch die Organismengemeinschaft vor Ort ermöglicht. Der Stoffkreislauf in Fließgewässern lässt sich somit in einander abwechselnde stationäre Phasen und Transportphasen untergliedern, wobei deren räumliche und zeitliche Ausdehnung sowie die Geschwindigkeit des Stoffumsatzes als Maß für die Produktivität eines Fließgewässers betrachtet werden können. Der Rückhalt der Ressourcen stellt in diesem Zusammenhang das Bindeglied zwischen deren Transport und deren Nutzung bzw. Akkumulation im Fließgewässerökosystem dar (SPEAKER et al. 1984).

Laborexperimente haben gezeigt, dass der Rückhalt aller Größenfraktionen des Sestons von den Eigenschaften des Substrates bestimmt wird und mit dessen Rauhigkeit und Komplexität zunimmt (WEBSTER et al. 1987). In natürlichen Fließgewässerökosystemen sind zahlreiche Mechanismen am Retentionsprozess beteiligt (siehe PUSCH et al. 1998 für ein Review), aber die Bedeutung jedes einzelnen dieser Mechanismen hängt von der Präsenz charakteristischer Strukturelemente auf dem Gewässerboden ab, die wiederum von heterogen verteilten Einflussfaktoren im Gewässer geformt und erhalten werden (CARLING 1992). Art, Zusammensetzung und charakteristische Retentionseigenschaften der benthischen Strukturelemente bestimmen somit maßgeblich die Retentionseffizienz eines Fließgewässerabschnittes. Weitere wichtige Einflussgrößen auf den Partikelrückhalt sind Jahreszeit und Durchfluss. Die Anwesenheit einzelner Strukturelemente, z.B. der Makrophyten, unterliegt saisonalen Schwankungen. Der Durchfluss beeinflusst sowohl die Retentionseffizienz der Strukturelemente (PROCHAZKA et al. 1991, SNADDON et al. 1992, MARIDET et al. 1995) als auch die Gewässermorphologie und die Fließgeschwindigkeit und somit die Turbulenzbedingungen im Gewässer. Letztere steuern wiederum maßgeblich die Sedimentation bzw. Resuspension von partikulärem Material.

Nahezu alle bisherigen Untersuchungen zur Retention suspendierter Partikel wurden jedoch in sehr kleinen, naturnahen Fließgewässern durchgeführt. Über die Retentionseigenschaften der für größere Flachlandflüsse typischen benthischen Strukturelemente ist hingegen wenig bekannt. Ebenso wenig wurde in Flachlandflüssen bisher die Bedeutung saisonaler und physikalischer Einflussgrößen für den Rückhalt suspendierter Partikel experimentell quantifiziert. Zur Ermittlung von Grundlagen, die zur Bilanzierung des Stoffhaushaltes von Flachlandflüssen notwendig sind, wurde deshalb der Rückhalt von partikulärem organischem Material (POM) durch die folgenden, für das Untersuchungsgewässer, die Spree, charakteristischen Strukturelemente untersucht: Makrophytenbestände, Muschelbetten, strömungsberuhigte Uferbuchten, Treibsand. Hierbei wurden sowohl die unmittelbare Elimination von suspendierten Partikeln aus der Wassersäule als auch die längerfristige Akkumulation des zurückgehaltenen Materials im Bereich der einzelnen benthischen Strukturelemente betrachtet. Zudem wurde der Einfluss der Jahreszeit und des Durchflusses auf die Retentionseffizienz eines Teilabschnittes der Spree, der sogenannten „Krummen Spree“, untersucht.

Methoden

Zur Ermittlung der langfristigen Retentionseffizienz, d.h. der Fähigkeit der einzelnen benthischen Strukturelemente, einmal zurückgehaltenes Material langfristig zu akkumulieren, wurde der organische Gehalt der Sedimente im Bereich der verschiedenen Strukturelemente an sechs Probenahmeterminen innerhalb eines Jahres in einem frei fließenden und in einem aufgestauten Abschnitt der Krummen Spree qualitativ und quantitativ analysiert (WANNER & PUSCH 2001, WANNER et al. im Druck). Zur Quantifizierung der Retentionseffizienz wurde ein Index der relativen Bedeutung der einzelnen Strukturelemente berechnet. Hierzu wurde der Anteil des im Bereich eines Strukturelementes abgelagerten organischen Materials an der Gesamtmenge des im Transekt abgelagerten Materials durch den Flächenanteil des jeweiligen Strukturelementes am Transekt dividiert. Ein flächenbezogener Retentionsindex von über 1 bedeutet somit, dass im Bereich des betreffenden Strukturelementes überproportional viel organisches Material akkumuliert wurde.

Tracerexperimente mit fluoreszierend markierten Sporen des Keulenbärlapps (*Lycopodium clavatum* L.) wurden an drei Probenahmeterminen (31.08.1998, Durchfluss (Q) = 8,8 m³/s; 20.04.1999, Q = 7,9 m³/s; 27.04.1999, Q = 14,8 m³/s) durchgeführt (WANNER & PUSCH 2000). Das erste Experiment diente der Ermittlung der kurzfristigen Retentionseffizienz, d.h. der Fähigkeit der einzelnen benthischen Strukturelemente, suspendierte Partikel aus der Wassersäule zu eliminieren. Die Retentionseffizienz wurde hierbei analog zur langfristigen Retentionseffizienz anhand der Menge der in den einzelnen Strukturelementen zurückgehaltenen Tracerpartikel berechnet (WANNER & PUSCH 2001). Zudem erfolgte anhand der drei Tracerexperimente eine Bilanzierung des Transportes bzw. der Retention von suspendierten Partikeln für den gesamten untersuchten Gewässerabschnitt in Abhängigkeit vom Durchfluss bzw. von saisonalen Einflussgrößen. Im August 1998 herrschte eine typische Sommersituation mit dem für diesen Zeitraum charakteristischen Makrophytenaufkommen (hauptsächlich *Acorus calamus*, *Phragmites australis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium emersum*, *Sparganium erectum*). Im April 1999 waren die Makrophyten dagegen noch am Beginn ihrer Wachstumsperiode. Während der Untersuchungskampagne im April

1999 wurde der Durchfluss vom Landesumweltamt Brandenburg so reguliert, dass zwei Tracerexperimente bei zwei verschiedenen Abflusssituationen, aber sonst ähnlichen Rahmenbedingungen innerhalb von nur einer Woche durchgeführt werden konnten.

Ergebnisse

Retentionseffizienz der benthischen Strukturelemente

Die einzelnen benthischen Strukturelemente in der Spree unterschieden sich signifikant in ihren Retentionseigenschaften (Abb. 1). Dies spiegelte sich in Unterschieden in der Menge und Zusammensetzung des akkumulierten POM sowie in der Zeitdauer des POM-Rückhaltes wider.

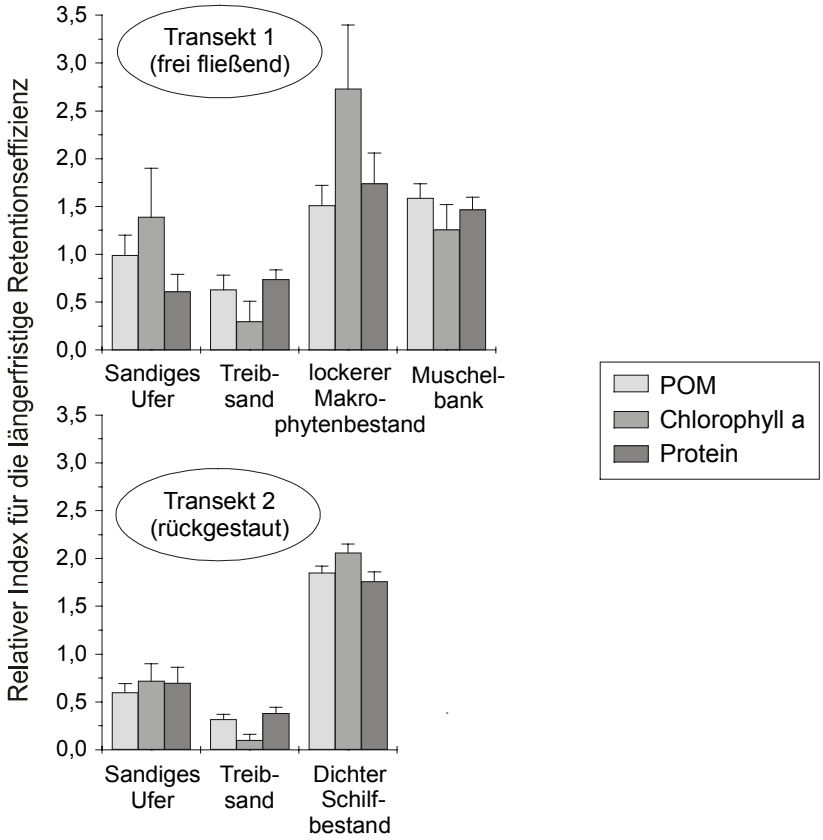


Abb. 1: Relative langfristige Retentionseffizienz der einzelnen benthischen Strukturelemente, gemessen an der Menge des jeweils in ihnen gespeicherten organischen Materials. Die Säulen stellen die Mittelwerte von 6 Probenahmeterminen dar, die Fehlerbalken die Standardabweichung.

Sedimentbereiche, die von Makrophyten oder Muscheln besiedelt waren, wiesen die höchste Retentionseffizienz auf längeren Zeitskalen für POM und Protein auf (ANOVA und anschließender Tukey HSD-Test, $p < 0,01$, $n = 42$). Auch hinsichtlich des Chlorophyll a zeigten die Makrophytenbestände die höchste Speicherkapazität, gefolgt von dem strömungsberuhigten Uferbereich und dem Muschelbett im frei fließenden Abschnitt der Spree (ANOVA und anschließender Tukey HSD-Test, $p < 0,01$, $n = 42$). Die geringste Speicherkapazität, sowohl für das gesamte POM als auch für seine Komponenten Chlorophyll a und Protein, wurde an beiden Transekten in den Treibsandbereichen aufgefunden. Allerdings wiesen die Treibsandbereiche die höchste Nahrungsqualität des in ihnen

gespeicherten organischen Materials auf. Hier wurden die höchsten Protein:Gesamtstickstoff-Verhältnisse und die niedrigsten C:N-Werte ermittelt.

Das Tracerexperiment, das zur Ermittlung der Fähigkeit der einzelnen benthischen Strukturelemente, suspendierte Partikel aus der fließenden Welle zu eliminieren (= kurzfristige Retentionseffizienz), durchgeführt wurde, zeigte dagegen ein etwas anderes Bild. Die Ergebnisse waren hier aufgrund der hohen Variabilität und der vergleichsweise geringen Probenanzahl jedoch nicht statistisch signifikant (ANOVA, $p > 0.05$, $n = 20$). Der lockere Makrophytenbestand im frei fließenden Abschnitt wies die geringste kurzfristige Retentionseffizienz auf, gefolgt von den Treibsandbereichen (Abb. 2). Die höchste kurzfristige Retentionseffizienz wiesen die Muscheln auf.

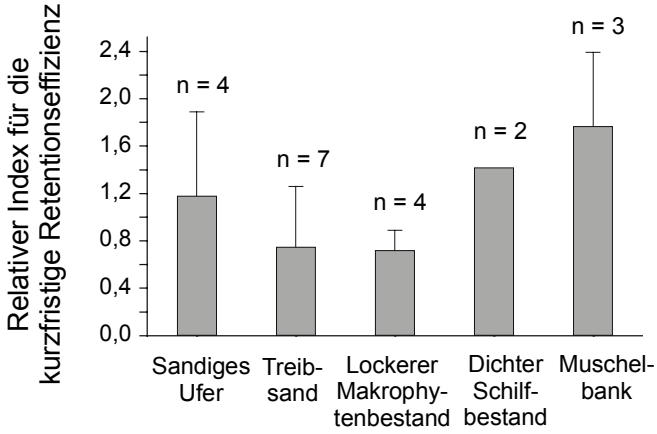


Abb. 2: Relative kurzfristige Retentionseffizienz der einzelnen benthischen Strukturelemente während eines Tracerexperimentes im August 1998. Die Säulen repräsentieren Mittelwerte über n Probestellen, die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung an.

Tab. 1: Hydrologische Grunddaten während der Tracerexperimente und zugehörige Transportdaten für die *Lycopodium*-Sporen.

	31. August 1998	20. April 1999	27. April 1999
Hydrologische Grunddaten			
Durchfluss [m³/s]	8,8	7,9	14,8
Wassertemperatur [°C]	16,4	9,5	13,8
Mittlere Fließgeschwindigkeit [cm/s]	18,3	19,5	32,4
Mittlere Wassertiefe [cm]	159	155	179
Transportdaten			
Longitudinale Depositionsrate [m^{-1}]	0,00033	0,00022	0,00009
Mittlere Transportdistanz [m]	2998	4576	10664
Mittlere Zeit in Suspension [min]	273	391	549
Vertikale Depositionsgeschwindigkeit [m/d]	8,4	5,7	4,7
Sinkgeschwindigkeit, berechnet nach der Stokes'schen Formel [m/d]	13,3	11,0	12,4

Retentionseffizienz des untersuchten Fließgewässerabschnittes

Bei allen drei Tracerexperimenten nahm die Fracht suspendierter Tracerpartikel mit zunehmendem Abstand von der Tracereingabestelle exponentiell ab. Aus diesen exponentiellen Abklingkurven wurden dann für jedes Experiment die mittlere Transportdistanz, die mittlere Zeit in Suspension und die vertikale Depositionsgeschwindigkeit (v_{DEP}) der Tracerpartikel berechnet (Tab. 1). Die mittleren Transportdistanzen lagen zwischen 2998 m und 10664 m und nahmen mit höherer Fließgeschwindigkeit zu. Gleichzeitig nahm v_{DEP} mit steigender Fließgeschwindigkeit von 8,4 m/d auf 4,7 m/d ab. Auch das Verhältnis zwischen v_{DEP} und der nach dem Stokes'schen Gesetz berechneten Sinkgeschwindigkeit in unbewegtem Wasser reduzierte sich von 0,63 auf 0,38.

Diskussion

Der Vergleich der Retentionseffizienz der einzelnen benthischen Strukturelemente für Tracerpartikel mit den Mengen an dort akkumuliertem organischem Material erlaubt Rückschlüsse auf die Mechanismen, die jeweils den Rückhalt von suspendierten Partikeln bewirken (= kurzfristige Retentionseffizienz) bzw. eine längerfristige Speicherung des zurückgehaltenen Materials ermöglichen (= langfristige Retentionseffizienz). Bereiche des Gewässerbettes, die dicht mit Muscheln besiedelt waren, wiesen die höchste kurzfristige Retentionseffizienz aller untersuchten benthischen Strukturelemente auf (Abb. 2). In diesen Bereichen kommt es vermutlich durch die Filtrierleistung der Muscheln zu einem aktiven Transfer von suspendiertem Material aus dem Pelagial ins Benthal. Die so zurückgehaltenen Partikel sind offenbar durch die von den Muscheln gebildete Oberflächenstruktur gut vor Resuspension geschützt, so dass es hier auch langfristig zu einer überdurchschnittlich hohen Akkumulation von organischem Material kommt.

Die kurzfristige Retentionseffizienz der Wasserpflanzenbestände war hingegen deutlich geringer als die der Muschelbetten, obwohl in früheren Studien bereits gezeigt wurde, dass Makrophytenbetten die Fließgeschwindigkeit verringern und die Deposition bzw. Akkumulation feiner Sedimente fördern (CARPENTER & LODGE 1986; SAND-JENSEN 1998). Aufgrund der Verringerung der Fließgeschwindigkeit wird jedoch vermutlich auch wenig Material in die Wasserpflanzenbestände eingetragen, was deren geringe Retentionseffizienz für die vorbeitreibenden Tracerpartikel erklärt. Einmal in Wasserpflanzenbeständen abgelagerte Schwebstoffe sind jedoch vor späterer Resuspension gut geschützt und können sich dort trotz des geringen aber stetigen Eintrags während des Sommers zu beträchtlichen Schlammauflagen akkumulieren.

In strömungsberuhigten Uferbereichen kann es bei niedrigem Durchfluss, wie es während des Tracerexperimentes im August 1998 der Fall war, durch Sedimentation kurzfristig zu einem erheblichen Rückhalt suspendierter Partikel kommen. Mangels Strukturen, die auch bei höherem Wasserstand zur Strömungsberuhigung beitragen, werden diese sedimentierten Partikel jedoch bei ansteigender Durchflussmenge wieder flussabwärts verfrachtet, was eine längerfristige Akkumulation von organischen Sedimentauflagen in diesen Bereichen des Fließgewässers verhindert.

Treibsand wies sowohl kurz- als auch langfristig die geringste Retentionseffizienz auf. Dies ist größtenteils darauf zurückzuführen, dass Treibsand nur in Fließgewässerbereichen mit hoher Strömungsgeschwindigkeit auftritt, welche der Sedimentation suspendierter Partikel entgegenwirkt.

Andererseits hatte das im Treibsand aufgefundene organische Material eine hohe ernährungsphysiologische Qualität, was auf einen kontinuierlichen Eintrag frischer organischer Substanz hinweist. Mögliche Eintragspfade sind die Sedimentation von Partikeln auf der strömungsabgewandten Seite von Sandrippeln und deren anschließende Überdeckung durch wanderende Rippel sowie die Durchspülung der Rippel aufgrund kleinräumiger Druckunterschiede (HUETTEL et al. 1996) (Abb. 3). Die geringen Mengen an organischer Substanz in den Treibsandbereichen lassen sich daher wohl nicht nur durch eine niedrige Depositionsrate, sondern auch durch häufige Resuspensionsereignisse sowie durch einen hohen metabolischen Stoffumsatz in diesem gut durchströmten benthischen Strukturelement (FISCHER 2000) erklären.

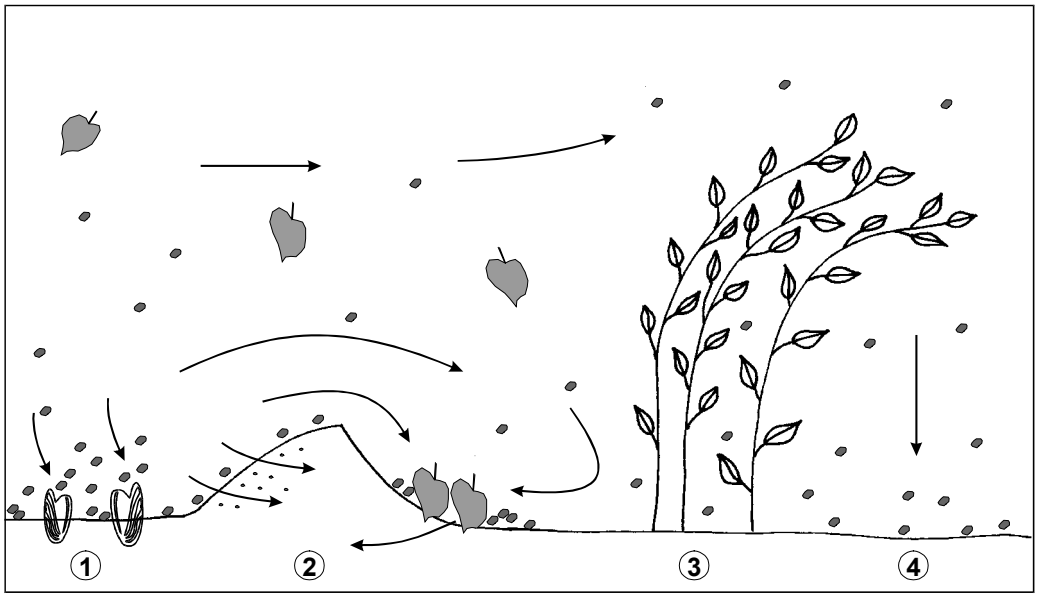


Abb. 3: Rückhalt suspendierter Partikel durch unterschiedliche Mechanismen, die im Bereich der verschiedenen benthischen Strukturelemente wirksam sind (① Muschelbank; ② Rippel im Treibsandbereich; ③ Makrophytenbestand; ④ strömungsberuhigte „Tot“zonen).

Anhand der Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen wird deutlich, dass eine Integration der benthischen Strukturelemente und ihrer spezifischen Retentionseigenschaften in die Modellvorstellung des Spiraling-Konzeptes (ELWOOD et al. 1983) zu einem umfassenderen Bild der Stoffkreisläufe in Fließgewässern beiträgt (Abb. 4). In jedem der benthischen Strukturelemente sind die Stoffspiralen sowohl in ihrer zeitlichen als auch in ihrer räumlichen Dimension in charakteristischer Weise ausgeprägt, so dass sich konsequenterweise eine Veränderung der Zusammensetzung der benthischen Strukturelemente auch auf den Stoffhaushalt des gesamten Fließgewässers auswirken muss. Aus dieser erweiterten Modellvorstellung heraus lassen sich auch die saisonalen Unterschiede hinsichtlich der Retentionseffizienz im Untersuchungsabschnitt erklären, die bei der wiederholten Durchführung eines Tracerexperimentes bei ähnlichem Durchfluss, aber zu verschiedenen Jahreszeiten (31.08.1998 und 20.04.1999) aufgetreten sind. Während des Frühjahrs war die mittlere Transportdistanz der Tracerpartikel etwa 50 % höher als im Sommer des Vorjahres, vermutlich teilweise bedingt durch eine etwas höhere Fließgeschwindigkeit am 20.04.1999 (Tab. 1), jedoch auch durch veränderte Retentionseigenschaften der benthischen Strukturelemente. Im Frühjahr 1999

waren die Makrophyten erst am Beginn ihrer Vegetationsperiode und die Filtrierleistung der Muscheln war vermutlich bei der geringeren Wassertemperatur im Vergleich zum Sommer des Vorjahres reduziert. Somit wiesen zwei sehr bedeutende Retentionsstrukturen in der Spree im Frühjahr 1999 eine geringere Effizienz auf als im Sommer 1998. Die wiederholte Durchführung der Tracerexperimente innerhalb einer Woche im Frühjahr 1999 bei unterschiedlichen Durchflüssen aber sonst ähnlichen Rahmenbedingungen spiegelte den Einfluss des hydrologischen Regimes auf die Retentionseffizienz eines Fließgewässerabschnittes wider. Der etwa doppelt so hohe Durchfluss während des zweiten Tracerexperimentes führte zu einem doppelt so weiten Transport der Tracerpartikel im Gerinne. Durch den hohen Durchfluss erhöhte sich die Turbulenz im Gewässer, die die Partikel in Schwebe hält oder sogar deren Resuspension bewirkt. Außerdem reduzierte der hohe Durchfluss die Retentionseffizienz der benthischen Strukturelemente, da ihre Kontaktfläche zur fließenden Welle relativ zum transportierten Wasservolumen verringert wurde.

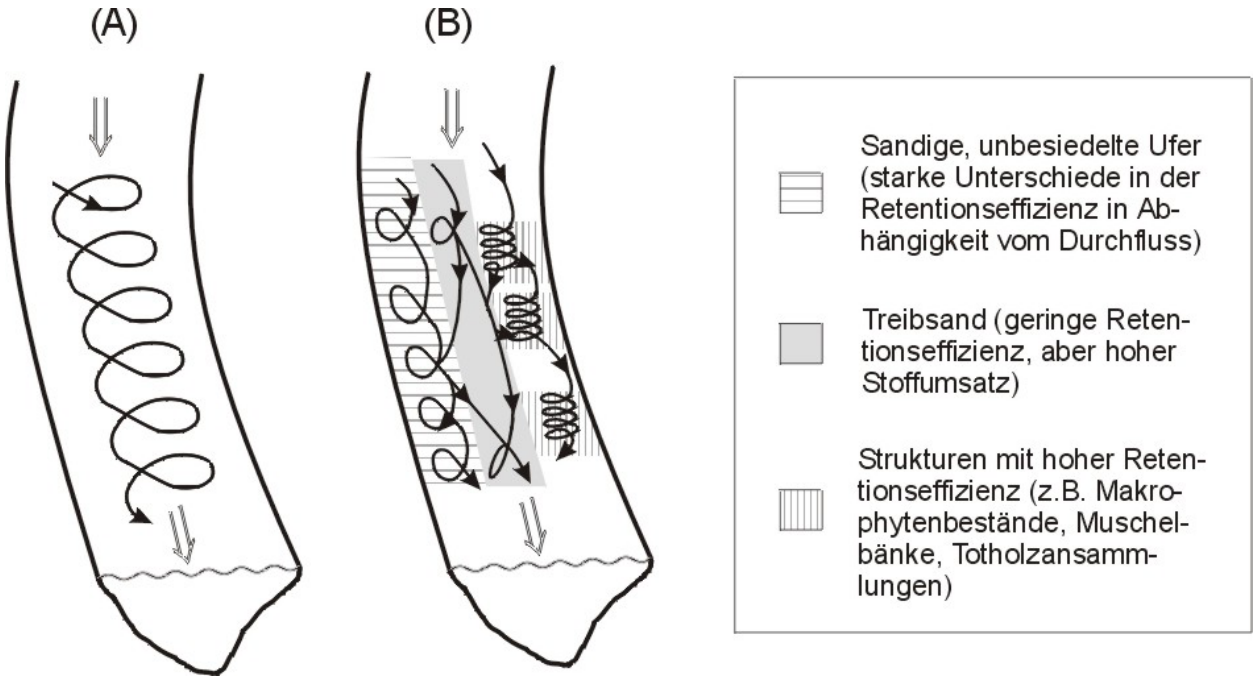


Abb. 4 Modellvorstellung bezüglich der Stoffspiralen in Fließgewässern nach ELWOOD et al. (1983) (A) und erweiterte Modellvorstellung, die die Präsenz von benthischen Strukturelementen mit jeweils charakteristischen Retentionseigenschaften berücksichtigt (B).

Der Transport bzw. Rückhalt von Schwebstoffen in Fließgewässern wird somit von einem komplexen Wechselspiel aus physikalischen und biologischen Einflussfaktoren bestimmt, das aber nicht statisch ist, sondern z.B. durch die gerinneverändernde Wirkung von Hochwässern häufig neue Ausprägungen gewinnt. Aus den an der Spree durchgeführten Untersuchungen geht ferner hervor, dass die Ergebnisse aus früheren, an kleinen Bächen durchgeführten Untersuchungen (z.B. SPEAKER et al. 1984, PROCHAZKA et al. 1991, EHRMAN & LAMBERTI 1992, SNADDON et al. 1992, SAND-JENSEN 1998) auch auf größere Fließgewässer der Tieflandes übertragbar sind, obwohl hier die Sediment-Wasser-Kontaktfläche im Vergleich zum transportierten Wasservolumen deutlich geringer ist: Die Retentionsfähigkeit von naturnahen Gerinnen, in denen der Fließgewässerboden aus einem Mosaik unterschiedlichster Sohlstrukturen besteht, ist deutlich höher, als in ausgebauten

Flüssen mit Trapezprofil. Naturnahe Flachlandflüsse entsprechen somit nicht dem Bild eines Wasser aus der Landschaft abführenden Transportsystems. Sie stellen vielmehr Ökosysteme dar, in denen die mit der Strömung herantransportierten Nahrungsressourcen effektiv genutzt werden, was die hohe Selbstreinigungsleistung naturnaher Fließgewässer bewirkt.

Danksagung

Mein Dank gilt allen Kollegen aus dem Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, die zum Gelingen dieser Untersuchungen beigetragen haben. Besonders großen Anteil hatten hierbei Martin Pusch, Klaus Ockenfeld, Marlies Leu, Andreas Hoffmann, Helmut Fischer, Matthias Brunke und Norbert Walz. Aber auch Maik Bischoff, Marianne Graupe, Uta Grünert, Dirk Hopsch, Antje Lüder, Angela Krüger, Mirko Mania, Dieter Opitz, Olaf Prawitt, Bernhard Rübe, Reinhard Schild, Maik Schumacher, Jörg Siefert, Alexander Türck, Petra Werner und Hanna Winkler waren da, als jede Hand gebraucht wurde.

Literatur

CARLING, R. A. (1992): In-stream hydraulics and sediment transport. In: CALOW, P., PETTS, G. E. (eds.): The Rivers Handbook. Hydrological and Ecological Principles. 1. Blackwell Science Ltd., Cambridge: 101-125.

CARPENTER, S. R. & LODGE, D. M. (1986): Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. Aquat. Bot. 26: 341–370.

EHRMAN, T. P., LAMBERTI, G. A. (1992): Hydraulic and particulate matter retention in a 3rd-order Indiana stream. J. N. Am. Benthol. Soc. 11: 341-349.

ELWOOD, J. W., NEWBOLD, J. D., O'NEILL, R. V., VANWINKLE, W. (1983): Resource spiraling: an operational paradigm for analysing lotic ecosystems. In: FONTAINE, T. D., BARTELL, S. M. (eds.): The dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, USA: 3-27.

FISCHER, H. (2000): The abundance and production of bacteria in river sediments, and their relation to the biochemical composition of organic matter. Dissertation, Universität Freiburg.

HUETTEL, M., ZIEBIS, W., FORSTER, S. (1996): Flow-induced uptake of particulate matter in permeable sediments. Limnol. Oceanogr. 41: 309-322.

MARIDET, L., WASSON, J. G., PHILIPPE, M., AMOROS, C. (1995): Benthic organic matter dynamics in three streams: Riparian vegetation or bed morphology control? Arch. Hydrobiol. 132: 415-425.

PROCHAZKA, K., STEWART, B. A., DAVIES, B. R. (1991): Leaf litter retention and its implications for shredder distribution in two headwater streams. Arch. Hydrobiol. 120: 315-325.

PUSCH, M., FIEBIG, D., BRETTAR, I., EISENMANN, H., ELLIS, B. K., KAPLAN, L. A., LOCK, M. A., NAEGELI, M. W., TRAUNSPURGER, W. (1998): The role of microorganisms in the ecological connectivity of running waters. Freshwat. Biol. 40: 453-495.

SAND-JENSEN, K. (1998): Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. Freshwat. Biol. 39: 663-679.

SNADDON, C. D., STEWART, B. A., DAVIES, B. R. (1992): The effect of discharge on leaf retention in two headwater streams. Arch. Hydrobiol. 125: 109-120.

SPEAKER, R., MOORE, K., GREGORY, S. (1984): Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1835-1841.

WANNER, S. C., OCKENFELD, K., BRUNKE, M., FISCHER, H., PUSCH, M. (im Druck): The distribution and turnover of benthic organic matter in a lowland river: Influence of hydrology, seston load and impoundment. Regul. Rivers: Res. Mgmt.

WANNER, S. C., PUSCH, M. (2000): Use of fluorescently labeled *Lycopodium* spores as a tracer for suspended particles in a lowland river. J. N. Am. Benthol. Soc. 19: 648-658.

WANNER, S. C., PUSCH, M. (2001): Analysis of particulate organic matter retention by benthic structural elements in a lowland river (River Spree, Germany). Arch. Hydrobiol. 151: 475-492.

WEBSTER, J. R., BENFIELD, E. F., GOLLADAY, S. W., HILL, B. H., HORNICK, L. E., KAZMIERCZAK JR., R. F., PERRY, W. B. (1987): Experimental studies of physical factors affecting seston transport in streams. Limnol. Oceanogr. 32: 848-863.

PRÄMIERTE POSTER

BEECK, P. & J. BORCHERDING: Die frühe Piscivorie von 0+ Flußbarschen (Perca fluviatilis): Konkurrenzvermeidung einmal anders

FRAUENDORF, J., C. GLÄßER, C. OLBERT & J. FISCHER: Beobachtung limnologischer Parameter aus der Vogelperspektive - Am Beispiel von Tagebaurestseen -

MATTHES, M., J. H. E. KOOP & J. BENNDORF: Klonale Diversität bei Daphnia pulex unter Biomanipulationsbedingungen

SCHLIEF, J. & M. MUTZ: Laubabbau in extrem sauren Gewässern der Bergbaufolgelandschaft in der Niederlausitz

Die frühe Piscivorie von 0+ Flußbarschen (*Perca fluviatilis*): Konkurrenzvermeidung einmal anders

Peter Beeck & Jost Borcherding

Zoologisches Institut der Universität zu Köln, Allgemeine Ökologie und Limnologie, Ökologische Forschungsstation Grietherbusch, D-50923 Köln, Germany

e-mail: Peter.Beeck@smail.uni-koeln.de

Einleitung

Die meisten Untersuchungen von 0+ Flußbarschen und 0+ Cypriniden beziehen sich auf die interspezifische Konkurrenz um Zooplankton und Makrozoobenthos, weil sie die Hauptnahrung dieser Fische in ihrem ersten Lebensjahr darstellen. Diese Konkurrenz führt in eutrophen Gewässern zu einer Wachstumsdepression der Barsche und letztendlich zu Cypriniden-dominierten Seen ("*juvenile bottleneck*", PERSSON & GREENBERG 1990). In seltenen Fällen wurde allerdings ein sehr früher Umstieg auf eine piscivore („fischfressende") Lebensweise bei 0+ Flußbarschen beobachtet. Dieses Phänomen wurde 1999 und 2000 in einem eutrophen Baggersee am Unteren Niederrhein untersucht.

Das Untersuchungsgewässer

Das Untersuchungsgewässer, der Speldroper Baggersee, ist ca. 7 Hektar groß und hat eine maximale Tiefe von 17 Metern (Abb.1). Mit seinen extrem steilen Ufern besitzt er kaum Flachwasserbereiche und submerse Wasserpflanzen. Von den wasserchemischen Kenndaten ist er als stark eutroph einzuordnen. Mit relativ hohen Sichttiefen und geringen Nährstoffkonzentrationen im Epilimnion in den Sommermonaten weist er allerdings auch einige mesotrophe Charakteristika auf. Die Adultfischgemeinschaft wird von Barschen dominiert. Daneben kommen Brachsen, Hecht, Zander, Rotauge, Schleie und Aal im Gewässer vor.



Abb. 1: GPS-gestützte Echolotkarte des Speldroper Baggersees (NZ Kleve; info: werneke@nz-kleve.de)

Ergebnisse

Die Jungfischgemeinschaft des Speldroper Baggersees bestand im Frühjahr sowohl 1999 und 2000 fast ausschließlich aus Flußbarschen und Brachsen. In beiden Jahren kam es ab Ende Mai zu einer starken Abnahme der 0+ Brachsen. Anfang September 1999 bzw. Mitte Juni 2000 waren bereits keine Brachsen mehr nachweisbar (Abb. 2).

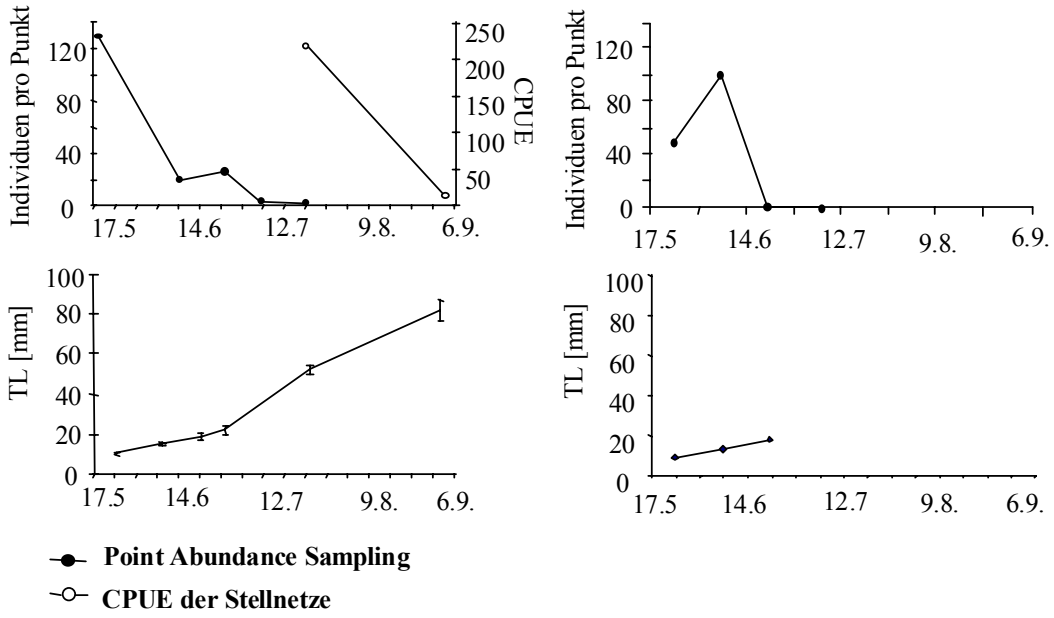


Abb. 2: Dichte der 0+ Brachsen im Uferbereich des Sees 1999 und 2000 (Elektrofischen + Stellnetze) und ihre mittl. TL ± StAbw

Im gleichen Zeitraum zeigten die 0+ Barsche ein extrem gutes Wachstum mit Wachstumsraten bis zu 1,4 mm Tag^{-1} (Abb. 4 + 5; max. Wachstum mit Zooplankton im Labor 0,6 mm Tag^{-1}, BYSTRÖM & GARCIA-BARTHOU 1999; mit Fisch 1,5 mm Tag^{-1}, eigene Untersuchung). Begleitende Magenanalysen der Barsche belegten eine Prädation auf 0+ Brachsen schon ab einer Totallänge der Barsche von 28 mm (Abb. 4). Das Zooplankton im See, normalerweise die Hauptnahrung junger Barsche, brach in diesem Zeitraum zusammen (Abb. 3). 1999 begannen sich die Barsche in eine langsam wachsende, planktivore und eine schnell wachsende, piscivore Kohorte aufzuspalten. 2000 war der Zeitraum der Piscivorie sehr viel kürzer, aber bereits Anfang Juni begann die Aufspaltung der Kohorten. Die weitere Entwicklung der beiden Kohorten im Jahre 2000 war durch unterschiedliche Planktonnahrung bedingt (Abb. 5).

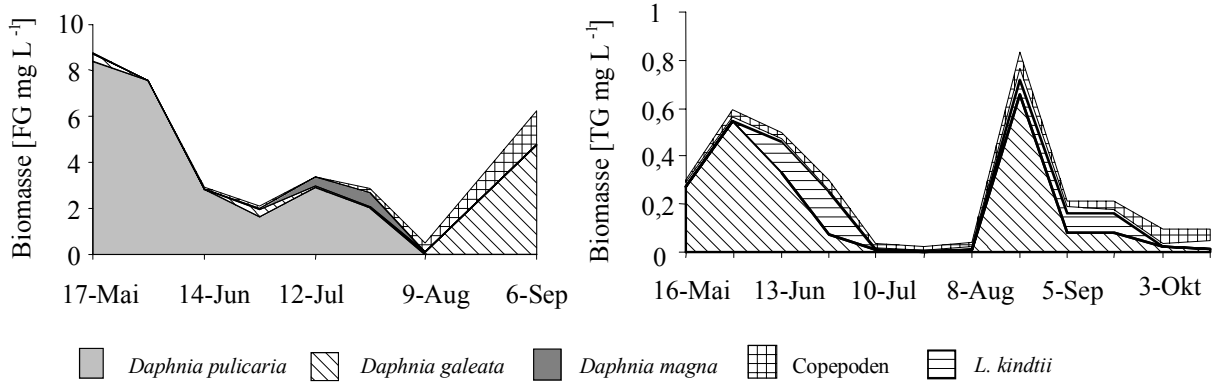


Abb. 3: Biomasse der Zooplanktongemeinschaft (Frischgewicht 1999, Trockengewicht 2000) ohne Rotatorien in den Jahren 1999 und 2000. Copepoden = *Thermocyclops euthonoides* + *Eudiaptomus gracilis*.

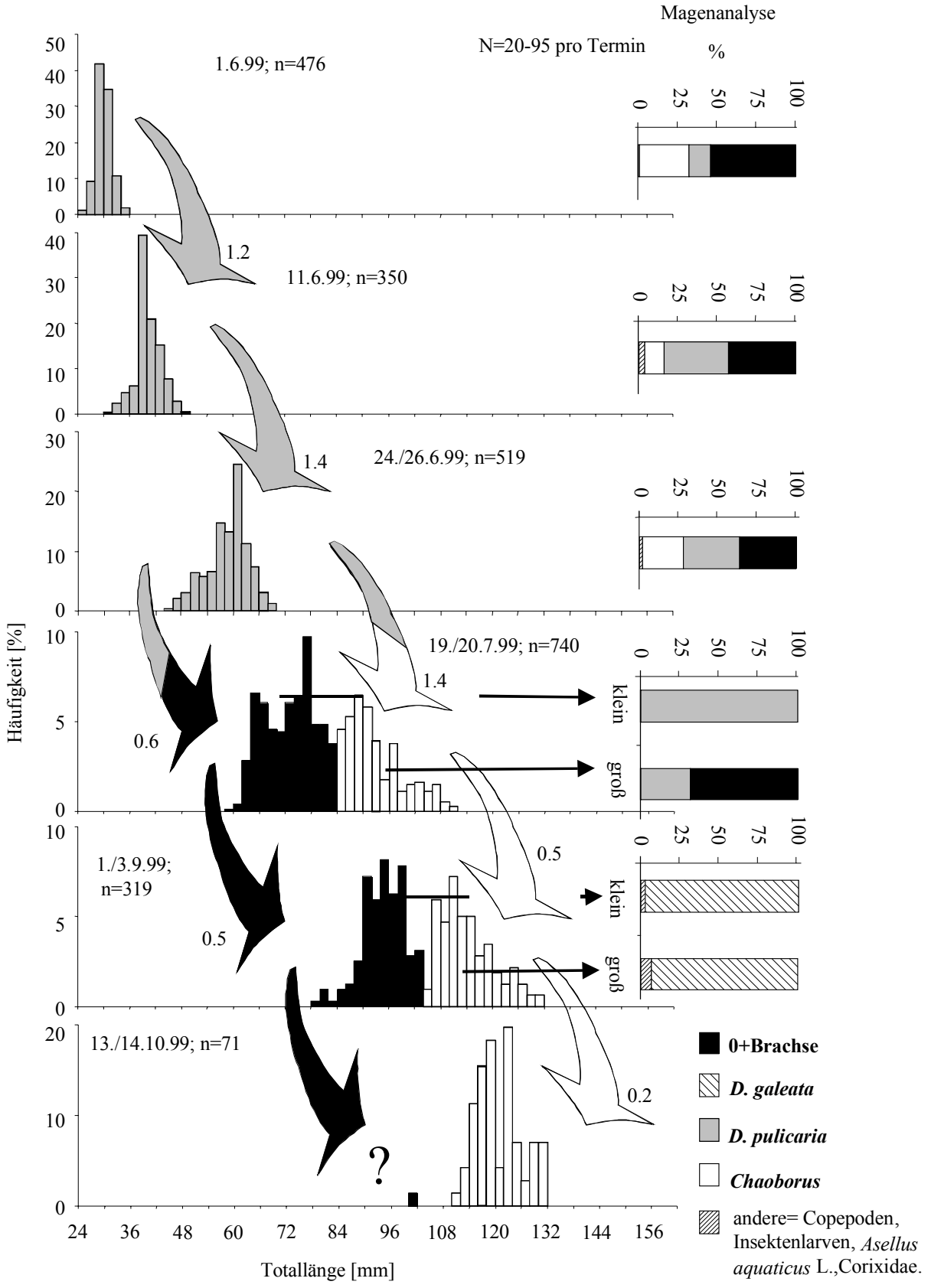


Abb. 4: Längen-Häufigkeitsverteilung der 0+ Barsche von Juni bis Oktober 1999 mit den dazugehörigen Nahrungsanalysen. Die mittl. Wachstumsrate [mm Tag^{-1}] der Barsche zwischen zwei Terminen ist an den großen Pfeilen angezeigt.

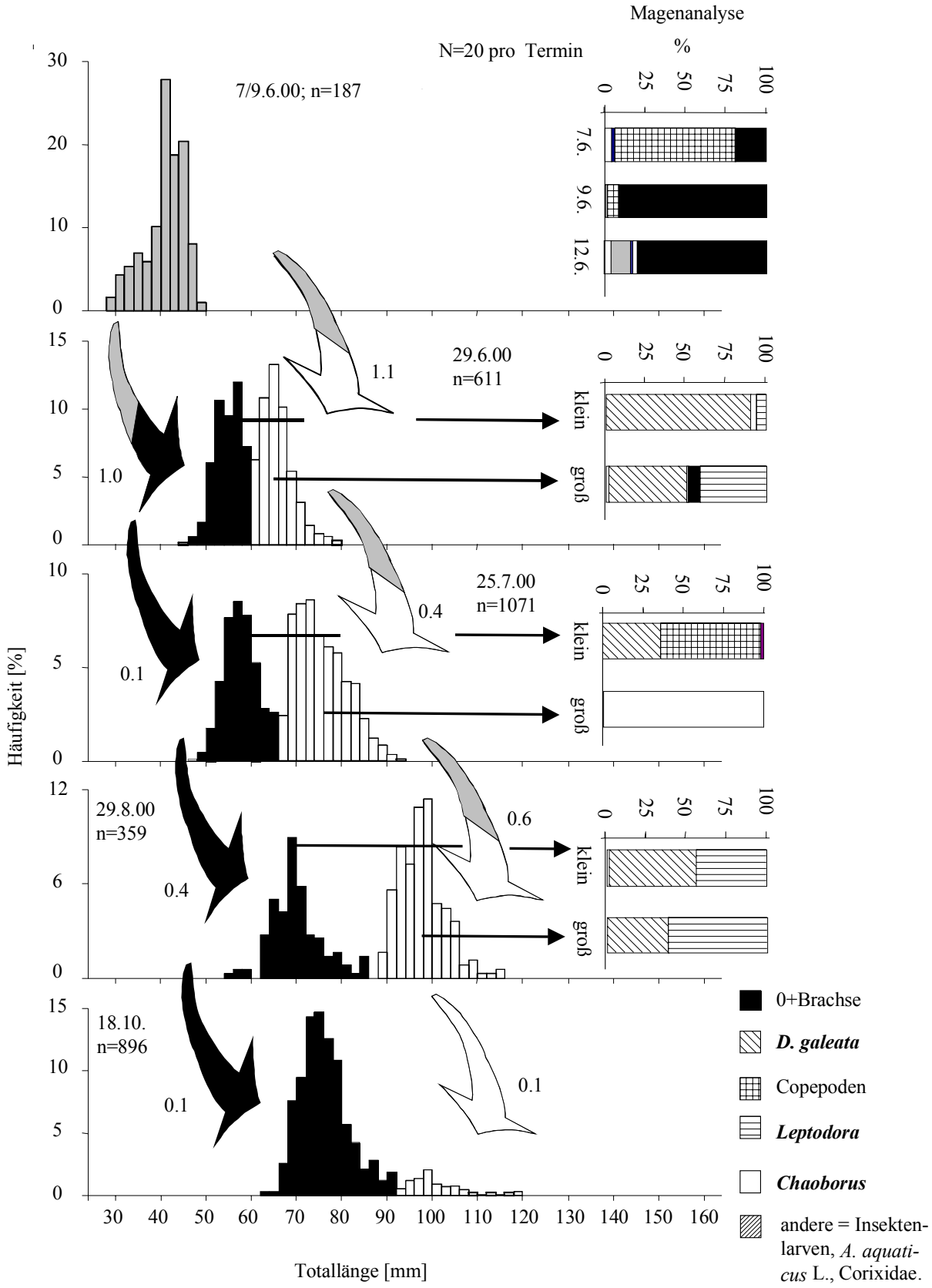


Abb. 5: Längen-Häufigkeitsverteilung der 0+ Barsche von Juni bis Oktober 2000 mit den dazugehörigen Nahrungsanalysen. Die mittl. Wachstumsrate [mm Tag^{-1}] der Barsche zwischen zwei Terminen ist an den großen Pfeilen angezeigt.

Schlußfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse von 1999 und 2000 belegen, daß die frühe Piscivorie der 0+ Barsche die Jungfischgemeinschaft stark beeinflußt hat. Anstatt wie für eutrophe Seen üblich in starke interspezifische Konkurrenz um das Zooplankton mit 0+ Cypriniden zu treten, fraßen die jungen Barsche ihre potentiellen Konkurrenten. Sie wuchsen dadurch erstaunlich schnell, was mit Zooplanktonnahrung alleine nicht zu erreichen gewesen wäre. Spätestens Anfang September beherrschten die 0+ Barsche die Jungfischgemeinschaft. Zu diesem Zeitpunkt hatten sich die Barsche bereits in eine langsam wachsende und eine schnell wachsende Kohorte aufgespalten. Dieses Phänomen ist für den Flußbarsch noch nicht gezeigt worden und korreliert zumindest für das Jahr 1999 eindeutig mit der frühen Piscivorie der Barsche. Unsere Ergebnisse deuten an, daß die frühe Piscivorie der 0+ Barsche die Struktur der gesamten Fischartengemeinschaft hin zu einer Dominanz der Barsche beeinflußt hat. Dieses Phänomen konnte inzwischen auch für andere Baggerseen gezeigt werden.

Details zu dieser Arbeit können nachgelesen werden in:

BEECK, P., TAUBER, S., KIEL, S. & BORCHERDING, J. 0+ perch (*Perca fluviatilis*) predation on 0+ bream (*Abramis brama*): A case study on a eutrophic gravel pit lake of the lower Rhine, Germany. *Freshwater Biology* (im Druck)

Literatur

BYSTRÖM, P. & GARCIA-BARTHOU, E. (1999) Density dependent growth and size specific competitive interactions in young fish. *Oikos* **86**, 217-232

PERSSON L. & GREENBERG L.A. (1990) Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*)- roach (*Rutilus rutilus*) interaction. *Ecology*, **71**, 44-56.

Bedanken möchte wir uns bei S. Kiel und A. Strübig für die Überlassung ihrer Zooplanktondaten und U. Werneke für die Erstellung der Echolotkarte.

Beobachtung limnologischer Parameter aus der Vogelperspektive - Am Beispiel von Tagebaurestseen -

Judith Frauendorf[1], Cornelia Gläßer[2], Carsten Olbert[3] & Jürgen Fischer[4]
[1,2] Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geographie
[3,4] Freie Universität Berlin, Institut für Weltraumwissenschaften

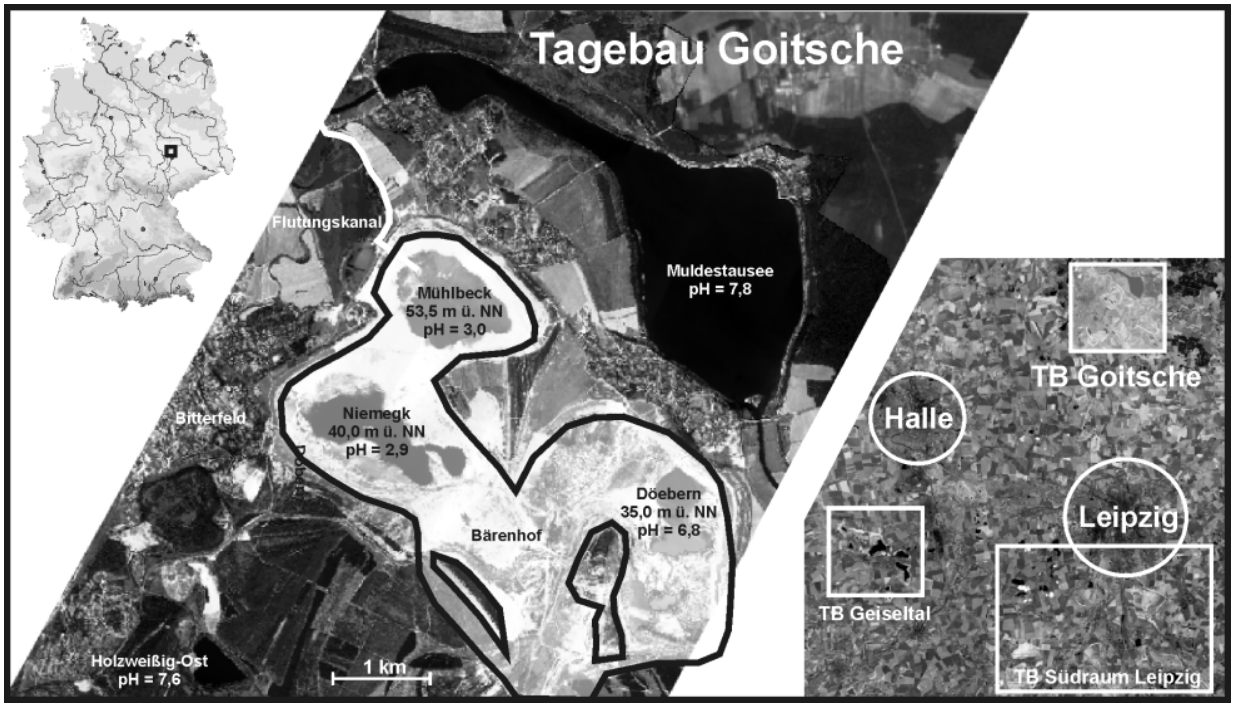
Keywords: Tagebaurestseen, Fernerkundung

Einleitung

Die Beurteilung von limnologischen Parametern wird traditionell an wenigen Standorten innerhalb eines Gewässers durchgeführt. Als Ergänzung zu diesen punktuellen Probenahmen ist es durch Fernerkundungsmethoden möglich, die Horizontalverteilung von Parametern wie Chlorophyll-a, der Sichttiefe sowie der Trophie in der euphotischen Zone zu bestimmen (THIEMANN 2000, OLBERT 2000, HEEGE 2001). Dadurch wird ein räumlicher Überblick der Parameter gewonnen, wie er von anderen Methoden nicht geleistet werden kann. Die Ableitung limnologischer Parameter ist aber nicht nur für natürliche Gewässer möglich und von Interesse; die Fernerkundungsmethoden lassen sich auch auf künstlich geschaffenen Seen wie den Tagebaurestseen übertragen, welches im folgenden an dem Beispiel des Tagebaukomplexes Goitsche bei Bitterfeld vorgestellt wird.

Untersuchungsgebiet

Der Tagebau (TB) Goitsche, welcher sich ca. 50 km nördlich von Leipzig im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier befindet (Abb. 1), wurde im Jahr 1949 erschlossen.



a) b)

Abb. 1: a) Hauptrestlöcher des Tagebaus Goitsche mit Endwasserstand der Flutung von 75 m ü. NN (—), (Datengrundlage: *casi*-Szene vom 17.08.1998). b) Überblick über die Tagebauregionen Mitteldeutschlands (□) (Datengrundlage: LANDSAT TM-Aufnahme von 1989).

Im Zuge des Kohleabbaus entstanden vier Hohlformen (Mühlbeck, Niemegk, Bärenhof und Döbern), welche seit der Schließung des gesamten Tagebaukomplexes 1991 durch den Grundwasseranstieg partiell mit Wasser gefüllt worden sind. Dieses Grundwasser strömte teilweise durch Abraumkippen an, die aus oxidierten pyritreichen tertiären Substraten bestand. Durch die Oxidation des Pyrits entstand Schwefelsäure, welche durch den Grundwasseranstieg ausgewaschen wurde. Die so entstandenen Seen können daher pH-Werte bis zu 2 aufweisen (GELLER ET AL. 1998). Die pH-Werte der Seen in der Goitsche lagen zwischen 2,9 und 6,8 in Abhängigkeit des umgebenden Substrats. Um weitere Versauerungen zu vermeiden, wurden die Wasserstände der Restseen Mühlbeck, Niemegk und Döbern durch ständiges Abpumpen des Wassers auf dem selbem Wasserstand gehalten. Seit Mai 1999 wird der gesamte Restlochkomplex jedoch mit Oberflächenwässern der Mulde geflutet, um die versauerten Seen zu neutralisieren und einer sinnvollen Nutzung (z. B. als Naherholungsgebiet oder Ausweisung von Naturschutzgebieten) zuzuführen. Der Endwasserstand soll in einigen Jahren bei 75 m ü. NN liegen (Abb. 1).
Die Tagebaurestseen durchlaufen in diesem Prozess vom aufgehenden Grundwasser bis zum Restsee verschiedene Zustände in Abhängigkeit vom umgebenen Substrat und dem zuströmendem Wasser (Grundwasser oder Fremdflutung mit Oberflächenwässern).

Methodik

Um die Algorithmen für die Ableitung der limnologischen Parameter aus den Fernerkundungsdaten zu entwickeln, waren mehrere Feldkampagnen notwendig, in denen verschiedene Parameter der Wasserqualität bestimmt wurden. Gleichzeitig erfolgten Befliegungen, die zur Erfassung der Fernerkundungsdaten dienten. Die Kampagnen fanden über einen Zeitraum von vier Jahren von 1998 bis 2001 statt.

Feld- und Labormessungen

An mehreren Probenahmepunkten innerhalb der Restseen wurden pH-Wert, Temperatur und Leitfähigkeit gemessen sowie die Sichttiefe mittels Secchischeibe bestimmt. Die Wasserproben wurden alle 0,5 m bis zur Sichttiefe genommen, gemischt und für die verschiedenen Laboranalysen teilweise filtriert und abgefüllt. Die nachfolgende Tabelle gibt einen Überblick über die weiteren Analysen.

Tab. 1: Überblick über die im Labor bestimmten Parameter.

Parameter	**Methode**
Kationen (Fe, Al, Mn, Ca, K, Zn)	Atomemissions-Spektroskopie (ICP-AES)
Anionen (Sulfat, Chlorid, Nitrat)	Ionenchromatographie
DOC/ TOC	Differenzmethode (DIN 38.409 1979)
Absorptionskoeffizient des gelösten Materials	Zweistrahlphotometer
Absorptionskoeffizient des partikulären Materials	Zweistrahlphotometer
Schwebstoffe (organische/anorganische)	DIN 38.409 (1979)
Chlorophyll-a	ZIEGLER & EGLE (1965)
Säure- und Basenkapazität	DIN 38.409 (1979)

Befliegungen mit dem hyperspektral abbildenden Sensor casi

Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 16 Befliegungen des Tagebaus Goitsche mit dem flugzeuggetragenen, hyperspektralen und abbildenden Sensor *casi* (compact airborne spectrographic imager) durchgeführt. Die hier gezeigten Analysen beziehen sich auf die *casi*-Befliegung vom 17. August 1998.

Bei dem Sensor *casi* handelt es sich um ein abbildendes Gitterspektrometer, welches die vom Wasser oder Land reflektierte Strahlung vom sichtbaren bis zum nahmen infraroten Wellenlängenbereich mittels eines lichtempfindlichen Halbleiters (CCD - Charge Coupled Device) aufzeichnet. Die Erdoberfläche wird durch den Sensor zeilenweise erfasst, wobei eine Zeile maximal 512 Bildelemente enthält. Pro Bildelement wird der Reflexionsgrad zwischen 428 nm und 975 nm alle 11 nm gemessen, so dass für die Auswertungen ein Reflexionsspektrum mit je 48 Werten zur Verfügung steht. Die Auswertungen wurden aber auf den Bereich zwischen 489 nm und 727 nm (d. h. 22 Reflexionswerte) beschränkt, da in den anderen Wellenlängenbereichen das Signal zu großen Schwankungen aufgrund von Atmosphäreneinflüssen unterliegt.
Bei einer Flughöhe von 2.500 m und einer mittleren Fluggeschwindigkeit von 180 km/h betrug die Ausdehnung eines Bildelementes 3 m x 3 m. Die flächendeckende Erfassung des gesamten Gebietes erforderte insgesamt sechs Bildstreifen von je 1,5 km Breite.

Ergebnisse

Die Anwendung semi-empirischer Methoden zur Ableitung limnologischer Parameter aus Fernerkundungsdaten ist nur dann sinnvoll, wenn die optischen Eigenschaften d. h. die Absorptions- und Rückstreueigenschaften der betrachteten Gewässer gleichbleibend sind. Das bedeutet, das ein Algorithmus zur Ableitung der Parameter spezifisch auf einen Gewässerzustand (Tab. 1) anzuwenden ist. Voraussetzung für die Bestimmung der limnologischen Parameter Chlorophyll-a, Schwebstoffe, Gelbstoffe und der Sichttiefe ist somit die Bestimmung eines optischen Zustands des Gewässers aus den Fernerkundungsdaten.

Optische und limnologische Einteilung der Tagebaurestseen

Bedingt durch die unterschiedlichen Wasserinhaltstoffe der Tagebaurestseen (z. B. Eisenionen bei sehr sauren Seen, Eisenhydroxide bei neutralen Seen, verschiedene Phytoplanktonarten) sind auch die Absorptions- und Rückstreueigenschaften der Gewässer sehr verschieden (BOINE & GLÄßER 2000). Aus den im Labor bestimmten Absorption- und Rückstreueigenschaften konnten folgende Zustände bestimmt werden, welche sich durch gleiche optische Eigenschaften sowie ähnliche limnologische Eigenschaften auszeichnen (Tab. 2).

Tab. 2: Optische und limnologische Einteilung der Tagebauseen.

		sehr saurer Zustand	Übergangs-zustand I	Übergangs-zustand II	neutraler Zustand
optisch	Gelbstoffabsorption *	hoch	gering	gering	variabel
	Schwebstoffabsorption	gering	hoch	gering	mittel
	Schwebstoffrückstreuung	gering	hoch	mittel	gering
limnologisch	pH-Wert	< 3	3 bis 7	3 bis 7	< 7
	Eisenionen	sehr hoch	gering	gering	sehr gering
	Schwefelsäure	sehr hoch	gering	gering	keine
	Hydrogenkarbonat	keine	variabel	variabel	hoch
	Chlorophyll-a	variabel	gering	gering	variabel
	Schwebstoffe	variabel	hoch	gering	variabel
	Sichttiefe	gering	gering	hoch	variabel

*Als Gelbstoffe werden alle absorbierenden gelösten Substanzen im Wasser bezeichnet. Bei natürlichen Seen sind dies vor allem Humin- und Fulvinsäuren, bei den Tagebaurestseen kommen zusätzlich die färbenden Ionen wie z. B. Eisenionen hinzu.

Die dargestellten unterschiedlichen optischen Eigenschaften (Tab. 2) spiegeln sich auch in der Form der Reflexionsspektren je Gewässerzustand wieder (Abb. 2). Daher wurden aus diesen

Reflexionsspektren mehrere Kriterien extrahiert, die es erlauben jedem Reflexionsspektrum, d. h. jedem Bildelement einem Zustand zuzuordnen. Diese Zuordnung erfolgte mittels eines Programms, dass in IDL (Interactive Data Language) erstellt wurde (FRAUENDORF ET AL. 2001).

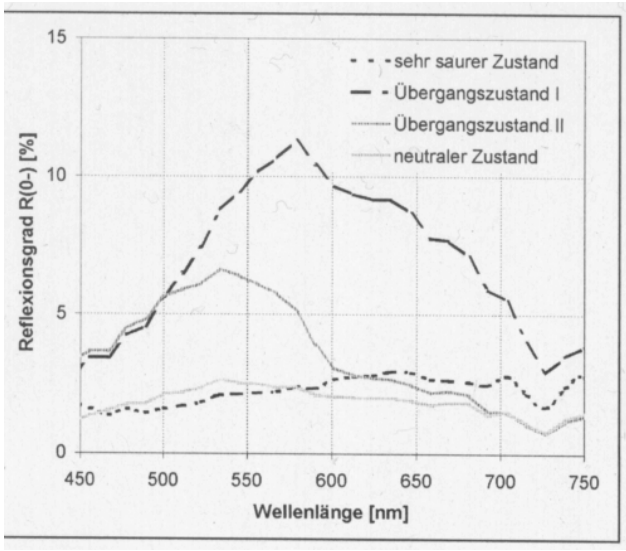


Abb. 2: *casi*-Reflexionsspektren des Tagebaus Goitsche.



Abb. 3: Zustandszuweisung anhand der Reflexionsspektren.

Als Ergebnis dieses IDL-Programms resultiert die flächenhafte Darstellung der verschiedenen Zustände durch unterschiedliche Farben (Abb. 3). Es ist sehr gut zu erkennen, dass sich die Tagebaurestseen in verschiedenen Zuständen befinden. Diese Unterschiede sind auf das umgebenen Substrat und/ oder die Art des Flutungswassers (Grund- oder Oberflächenwasser) zurückzuführen.

Ableitung der limnologischen Parameter

Die Bestimmung der Konzentration von Chlorophyll-a, Schwebstoff und Gelbstoff (* - siehe oben) sowie der Sichttiefe erfolgte durch semi-empirische Korrelation der Reflexionswerte (Abb. 2) mit den in-vivo bzw. in-situ gemessenen Daten (Tab. 1).

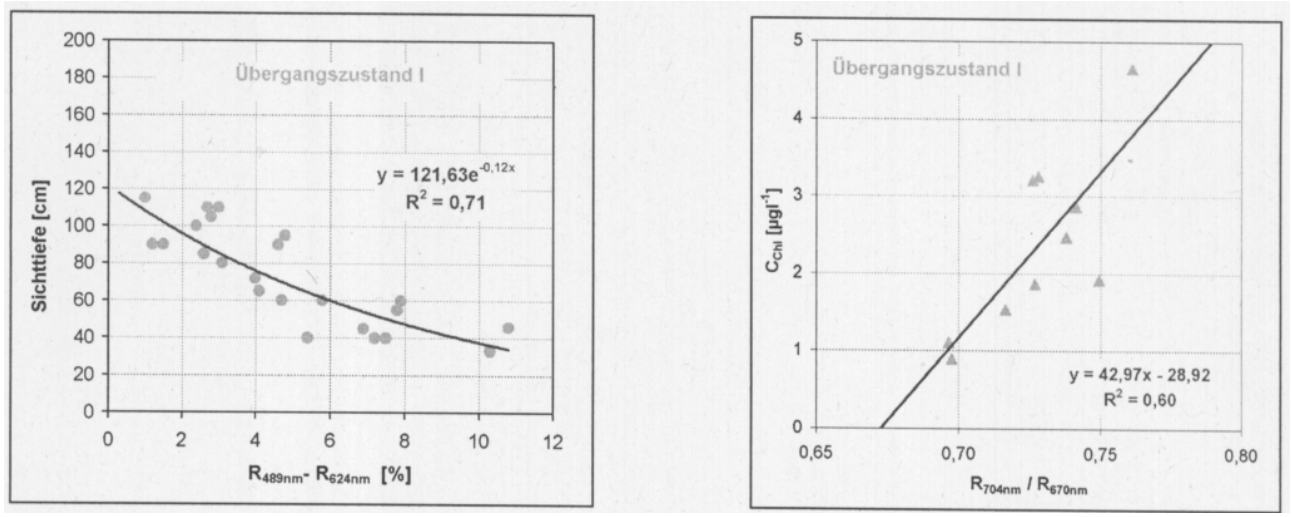


Abb. 4: Empirische Korrelationen zwischen den Reflexionsparametern und der Sichttiefe bzw. Chlorophyll-a-konzentration für den Übergangszustand I.

Da wie oben erläutert die Absorptions- und Rückstreueigenschaften der Wasserinhaltstoffe, welche das Reflexionssignal beeinflussen, in jedem limnologischen Zustand unterschiedlich sind, müssen diese Korrelationen (Abb. 4) in jedem Zustand für jeden Parameter separat durchgeführt werden. Die empirischen Korrelationen wurden mit ca. ¾ der Werte des Untersuchungszeitraumes durchgeführt. Die anderen Werte werden in weiteren Untersuchungen zur Überprüfung der Algorithmen genutzt.
Wie für die einzelnen limnologischen Zustände wurde auch für die Umsetzung der Korrelationen aus den *casi*-Daten ein IDL-Programm geschrieben. Die Ergebnisse sind flächendeckende Verteilungskarten der limnologischen Parameter Chlorophyll-a, Schwebstoff, Gelbstoff und der Sichttiefe (Abb. 5).

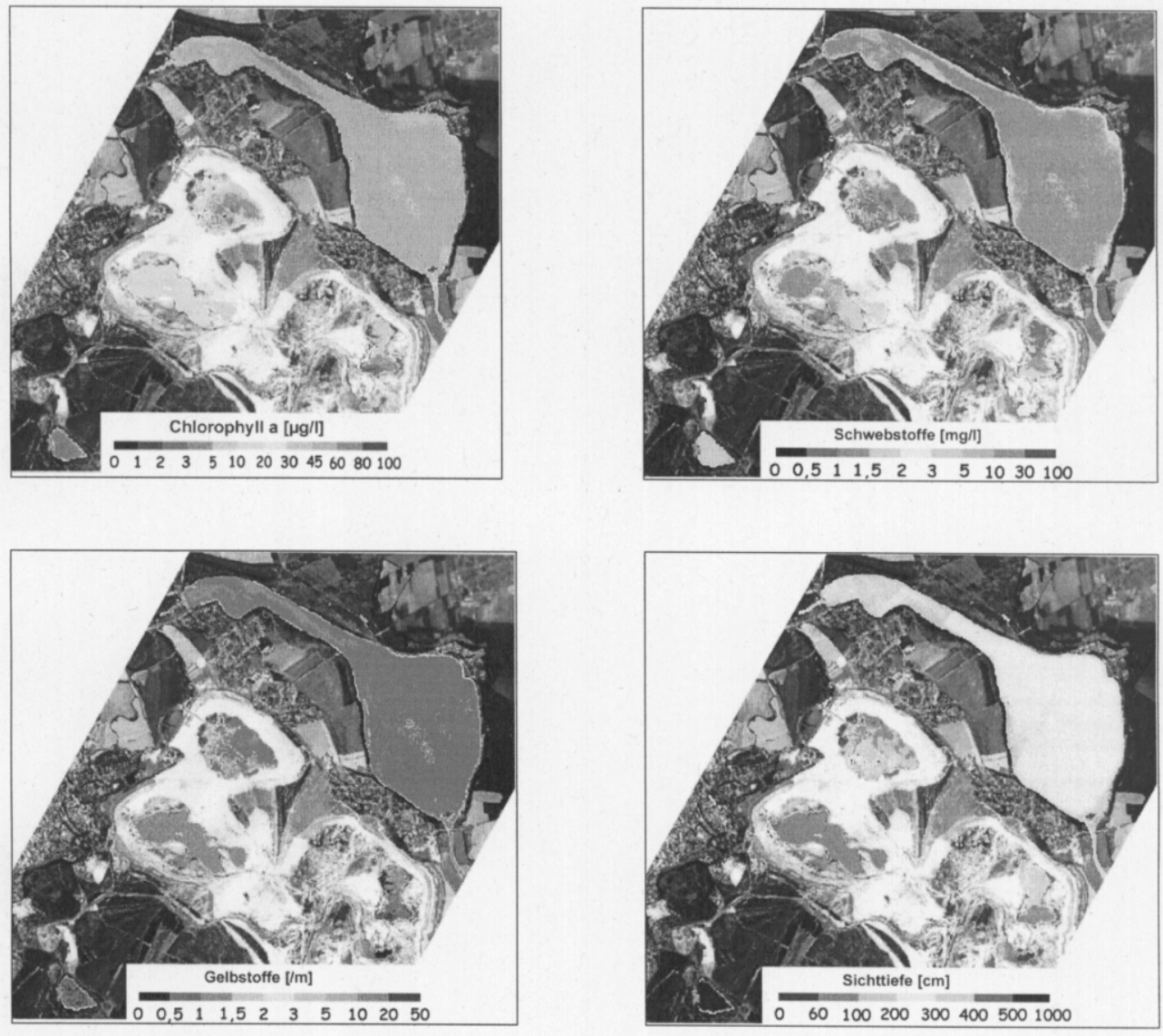


Abb. 5: Verteilungskarten der limnologischen Parameter Chlorophyll-a, Schwebstoff, Gelbstoff und der Sichttiefe am 17.08.98 im Tagebau Goitsche.

Diskussion und Ausblick

Aus den vorgestellten Methoden und Ergebnissen wird die Anwendbarkeit von Fernerkundungsdaten zur Überwachung von limnologischen Parametern deutlich. Durch den räumlichen Überblick der Parameter ist es möglich, z. B. sehr saure Seen (Restsee Niemegk) oder Bereiche mit erhöhten Chlorophyll-a-konzentrationen (Rand des Restseen Mühlbeck) bzw. niedrigen Sichttiefen (Südteil des Restsees Döbern) zu erkennen. Außerdem können größere

Gebiete gleichzeitig überwacht werden, welches sonst unter Einsatz klassischer Methoden nur mit hohem personellem und zeitlichem Aufwand zu gewährleisten ist.
In der weiteren Arbeit werden die Auswertungen auf alle Befliegungen des Restseekomplexes Goitsche nach dem vorgestellten Schema ausgedehnt. Damit steht dann eine flächenhafte Dokumentation der vorgestellten Parameter während der gesamten Goitscheflutung zur Verfügung. Zusätzlich soll die Übertragbarkeit auf die Tagebaurestseen des Lausitzer Braunkohlenrevier getestet werden, da dort eine Vielzahl von sehr sauren Seen existiert, welche in den nächsten Jahren ebenfalls sukzessive geflutet werden sollen.

Danksagung

Wir danken dem Umweltforschungszentrum (UFZ) Halle-Leipzig für die finanzielle Förderung der Forschungsarbeit sowie den Sektionen Gewässerforschung und Hydrogeologie des UFZ's für die wissenschaftliche Unterstützung. Der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) gilt unser Dank für die Bereitstellung vorhandener Daten und die gute Zusammenarbeit.

Literatur

BOINE, J. & C. GLÄßER (2000): Optical properties of open cast lignite mining lakes in Central Germany. IN: Proceeding der IAPRS, Vol. XXXIII, 16.07 - 23.07.00, Amsterdam.

DIN 38.409 (1979): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen - Deutsche Einheitsverfahren (DEV) zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Weinheim.

FRAUENDORF, J., GLÄßER, C., OLBERT, C. & J. FISCHER (2001): Hyperspektrales Monitoring von Tagebaurestseen mit innovativen Methoden, IN: Blaschke, T. [Hrsg] (2001), Fernerkundung und GIS, Neue Sensoren – innovative Methoden. Wichmann Verlag, in Druck.

GELLER, W., KLAPPER, H. & M. SCHULTZE (1998): Natural and anthropogenic sulphuric acidification of lakes, IN: Geller, W., Klapper, H. & W. Salomons [Hrsg.] (2001), Acidic Mining Lakes. Springer-Verlag Berlin, 3-14.

HEEGE, T. (2001): Flugzeuggestützte Fernerkundung von Wasserinhaltsstoffen im Bodensee. Dissertation, Freie Universität Berlin, DLR-Forschungsbericht 2000-40.

OLBERT, C. (2000): Bestimmung räumlicher Verteilungsmuster von Wasserinhaltsstoffen in ausgewählten Berliner und Brandenburger Gewässern mit Methoden der Fernerkundung. Strahlung in Atmosphäre und Ozean, Beiträge zur Fernerkundung, 14.

THIEMANN, S. (2000): Erfassung von Wasserinhaltsstoffen und Ableitung der Trophiestufen nordbrandenburgischer Seen mit Hilfe von Fernerkundung. Dissertation, GFZ Postdam, STR00/04.

ZIEGLER, R. & K. EGLE (1965): Zur quanitativen Analyse der Chloroplastenpigmente. I. Kritische Überprüfung der spektralphotometrishen Chlorophyll-a-bestimmung. Beitr. Biol. Pfl. 11-37.

Bemerkung

Die vorgestellten Arbeiten wurden im Rahmen des vom UFZ geförderten Projektes „Untersuchungen zur Beschaffenheitsentwicklung von Restseen des Braunkohlenbergbaus in Mitteldeutschland mittels Fernerkundungsmethoden“ durchgeführt.
(FKZ 04/98 und 07/00, Laufzeit 01.06.98 – 31.05.2002)

Weitere Informationen zum Projekt können unter der Internetadresse:

http://www.geographie.uni-halle.de/pgeo/geofern/Projects/Relax/relax.html

abgerufen werden. Außerdem sind dort unter den Menüpunkt Literatur dieser Artikel (farbig) sowie die Artikel BOINE & GLÄßER (2000) und FRAUENDORF ET AL. (2001) als pdf-Datei verfügbar.

Klonale Diversität bei *Daphnia pulex* unter Biomanipulationsbedingungen

Marco Matthes*, Jochen H. E. Koop & Jürgen Benndorf
Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden

* mail: marco.matthes@mailbox.tu-dresden.de

Keywords: Gräfenhain, Daphnia pulex, Klonale Diversität, Allozymelektrophorese, DCM

1 Einleitung

In Biomanipulationsexperimenten werden Nahrungsketten bzw. Nahrungsnetze durch top-down-Steuerung beeinflusst (Shapiro et al. 1975, Benndorf et al. 1984). Wenn die Manipulation mehrere Jahre in konstanter Weise aufrechterhalten wird, pendeln die Eigenschaften der Biozönose (unter Berücksichtigung der saisonellen Veränderungen) nur noch in geringem Umfang um den künstlich herbeigeführten Zustand (Koop et al. 2000). Aus der Sicht eines Nahrungskettengliedes führt dies zu relativ konstanten Umweltbedingungen. Die Gattung *Daphnia* (Cladocera), die als Vertreter des filtrierenden Zooplanktons eine zentrale Rolle in der Biomanipulationsstrategie spielt, stellt häufig ein bedeutendes Glied im Nahrungsgefüge eines Sees dar. Viele Daphnienarten vermehren sich zumindest temporär parthenogenetisch und Populationen dieser Tiere sind innerhalb eines Gewässers oft klonal strukturiert (Hebert 1987). Es stellt sich die Frage, welchen Einfluss zeitlich konstante Umweltbedingungen auf die klonale Organisation einer solchen Population haben. Neben der beschriebenen Konstanz in der zeitlichen Skala treten in Standgewässern mit geschichteten Wasserkörpern räumlich stark variierende Lebensbedingungen für Daphnien auf. Wirken sich diese heterogenenen Lebensräume auch auf die klonale Ebene einer sich parthenogenetisch vermehrenden Population aus?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde die Populationstruktur von *Daphnia pulex* in einem kleinen, streng geschichteten Gewässer untersucht. Besonders berücksichtigt wurde dabei der Einfluss eines durch Biomanipulation hervorgerufenen Tiefenchlorophyllmaximums (DCM). Um eine mögliche vertikale Zonierung in der klonalen Populationsstruktur erfassen zu können, wurden Tiere aus verschiedenen Tiefenstufen untersucht.

2 Material und Methoden

Das Untersuchungsgewässer befindet sich in Gräfenhain (40 km nordöstlich von Dresden) und wurde von Mai bis Oktober 2000 beprobt. Die mittlere Tiefe beträgt 7 m, die Oberfläche ca. 0,045 ha. Als Mittel zur ökotechnologischen Steuerung kamen, wie schon in den Jahren 1996-1999 (Wissel et al. 2000), Zwangsbelüftung im Frühjahr, hypolimnische Nitratinjektion und Raubfischbesatz (→Biomanipulation) zur Anwendung. Bei winterlicher Eisbedeckung kommt es zur völligen Aufzehrung des Sauerstoffvorrates im Wasser und Schwefelwasserstoff ist bis unter die Eisdecke messbar (~300 µmol/l).
Die klonale Struktur der Daphnienpopulation wurde allozymelektrophoretisch unter Verwendung von 8 Enzymloci (AO, ARK, GOT, LDH, MDH, MPI, PGI und PGM) untersucht. Dafür fanden 583 Individuen der Art *Daphnia pulex* Verwendung, welche an 10 Terminen aus drei verschiedenen Tiefen des Gewässers entnommen wurden.

Die Probenahmehorizonte orientierten sich an der DCM-Tiefe (Abb.2). Die Tiere wurden nach der Entnahme aus dem Gewässer unter dem Mikroskop lebend bestimmt und bis zur Analyse bei - 72°C gelagert. Die Elektrophorese erfolgte auf Celluloseacetatplatten bei 4°C.

Epi: Mischprobe aus der vollständigen Beprobung der Wassersäule von 0 bis 2 m (epilimnischer Aspekt).

DCM+: Entnahme 33 cm über dem DCM. Der 33 cm-Abstand ergibt sich aus der Länge des verwendeten Friedinger-Schöpfers.

DCM: Die Entnahmetiefe dieser Probe entspricht der Gewässertiefe mit der maximalen Konzentration an Chl a (DCM).

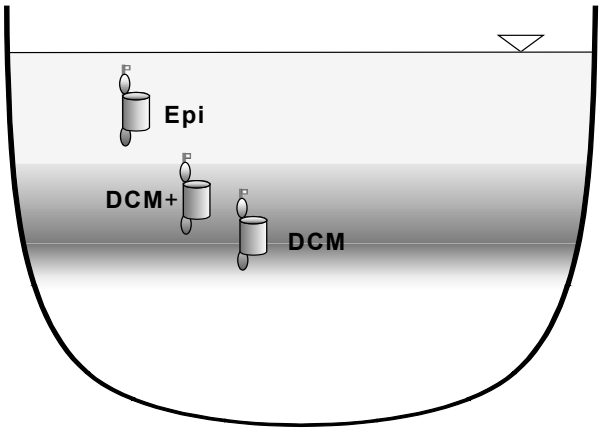


Abb.2: Darstellung der Probenahmemehorizonte, aus denen die Tiere für die Analysen entnommen wurden.

3 Ergebnisse

Der Steinbruchrestsee zeichnete sich im Untersuchungszeitraum durch die stabile Ausbildung eines Tiefenchlorophyllmaximums (DCM) aus. Es befand sich in Tiefen von 3,2 bis 5,3 m und wies eine auffällige Beziehung zur Daphnienbesiedlung auf (Abb.1a). Charakteristisch für die Anordnung des DCM im Wasserkörper war die Position an der Grenze von Hypoxie zu Anoxie (0 – 0,2 mg O_2/l). Sowohl für die Sauerstoffkonzentration als auch für die Wassertemperatur konnten im Bereich des DCM starke vertikale Gradienten festgestellt werden (Abb.1b). Auch im Phosphorgehalt spiegelt sich die strenge Schichtung des Gewässers wider (Tab. 1).

Tab. 1: SRP- und TP-Konzentration im Untersuchungsgewässer am 07.09.2000.

Tiefe (m)	SRP (µg l^{-1})	TP (µg l^{-1})
1,0	3,4	39
3,6	2,9	56
5,0	24,2	140

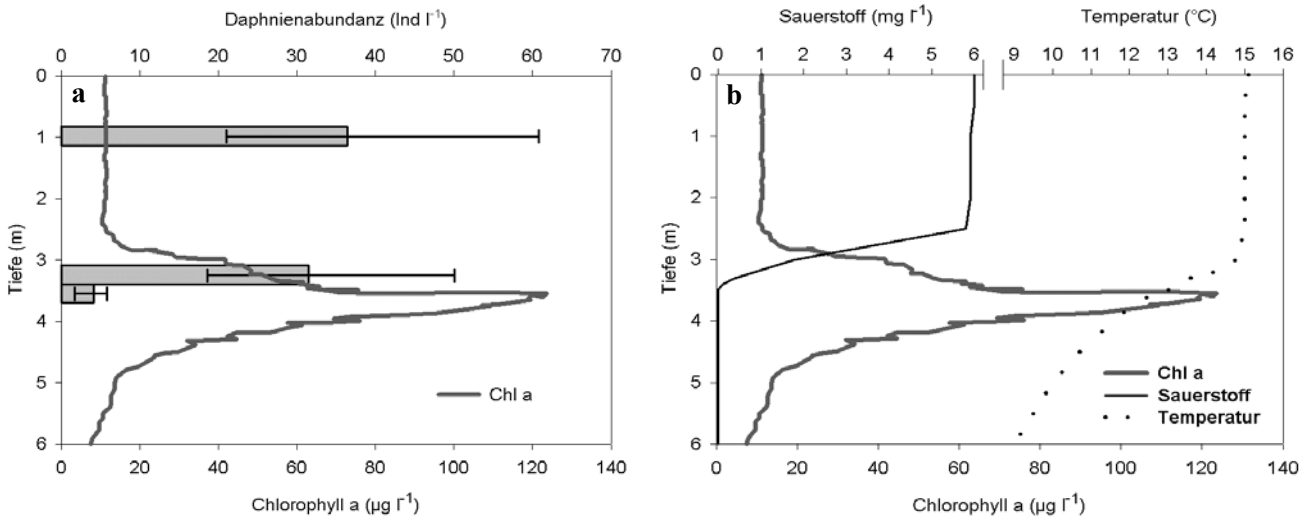


Abb. 1a+b: DCM am 07.09.2001. **a**: Vergleich zur Daphnienabundanz, gepoolte Abundanzdaten vom 10.08., 24.08. und 07.09.00, Säulen: Mittelwert, Whisker: min- und max-Wert; **b**: Vergleich zu Sauerstoff- und Temperaturprofil, DCM – Tiefe: 3,6 m.

Im Untersuchungszeitraum fand im Gewässer eine Daphnienmassenentwicklung statt. Die maximale Abundanz betrug 150 Individuen/l und wurde im Juni festgestellt. An 6 von 10 Probenahmeterminen konnten Tiere aus allen drei Tiefen für die Allozymanalyse gewonnen werden. Bei der Evaluation geeigneter Enzyme zeigten 7 von 8 getesteten Loci innerhalb der *D. pulex*-Population monomorphe Eigenschaften. Neben den in Abb. 3 dargestellten Enzymen wurden im Vorfeld Arginin-Kinase (ARK), Glutamat-Oxalacetat-Transferase (GOT) und Phosphogluco-Mutase (PGM) überprüft. Die Variabilität der Tiere beschränkte sich auf den Aldehydoxidase-Locus. Für die experimentelle Allozymelektrophorese wurden aufgrund der Vorversuche vier Loci ausgewählt: LDH, MDH, MPI und AO. Der Monomorphismus bei LDH, MDH und MPI bestätigte sich während der Untersuchung. Somit wurde lediglich der variable AO-Enzymstatus als Kriterium für eine Einteilung der Population herangezogen. Aus den gefundenen Varianten der Aldehyd-Oxidase (ff, fs und ss) ergaben sich drei Klongruppen (Abb. 4).

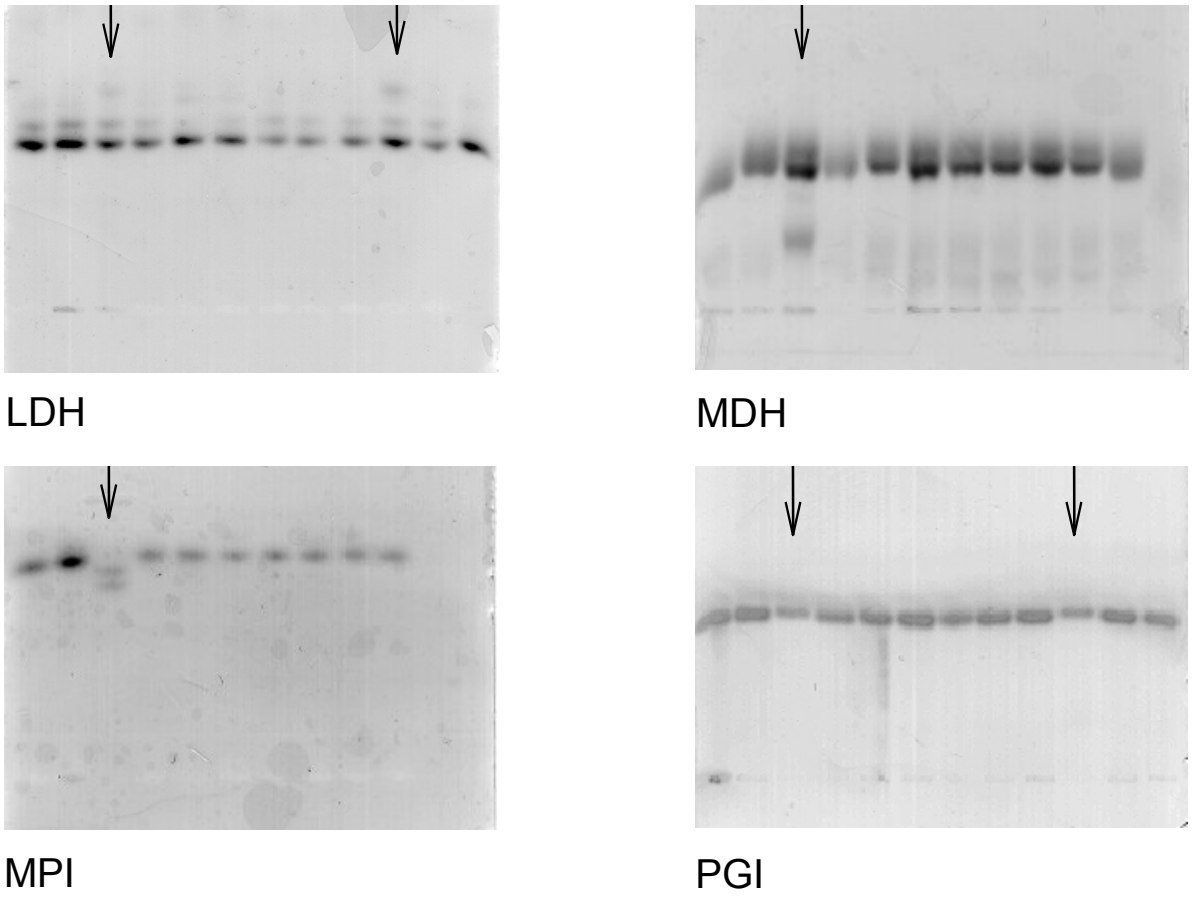


Abb. 3: Ergebnisse aus den Vorversuchen zur Evaluierung geeigneter Enzymsysteme. Die dargestellten Celluloseacetatplatten zeigen die Bandenmuster folgender Enzyme: Lactat-Dehydrogenase (LDH), Mannose-6-Phosphatisomerase (MPI), Phosphoglucomutase (PGI) und Malat-Dehydrogenase (MDH). Gekennzeichnet sind die Spuren, auf denen ein Markerklon als Referenz analysiert wurde.

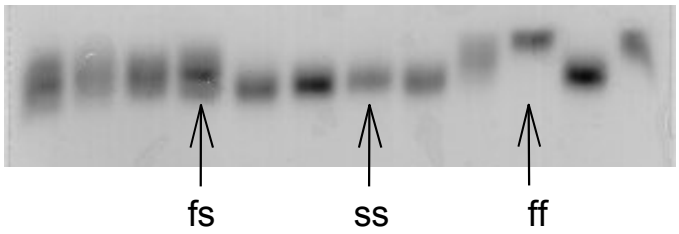


Abb. 4: Typisches Bandenmuster als Ergebnis der Allozymanalyse von Aldehyd-Oxidase (AO), einem dimeren Enzym. Es existieren sowohl homozygote als auch heterozygote Tiere. Gekennzeichnet sind die drei nachgewiesenen Allelkombinationen fast/slow (fs), slow/slow (ss) und fast/fast (ff).

Die Verteilung der Genotypen innerhalb jeder beprobten Gewässertiefe änderte sich im Laufe der Saison nicht signifikant (χ^2-Test). Beispielhaft sind in Abb. 6 die Anteile von ss, fs und ff im Epilimnion für die gesamte Saison dargestellt.

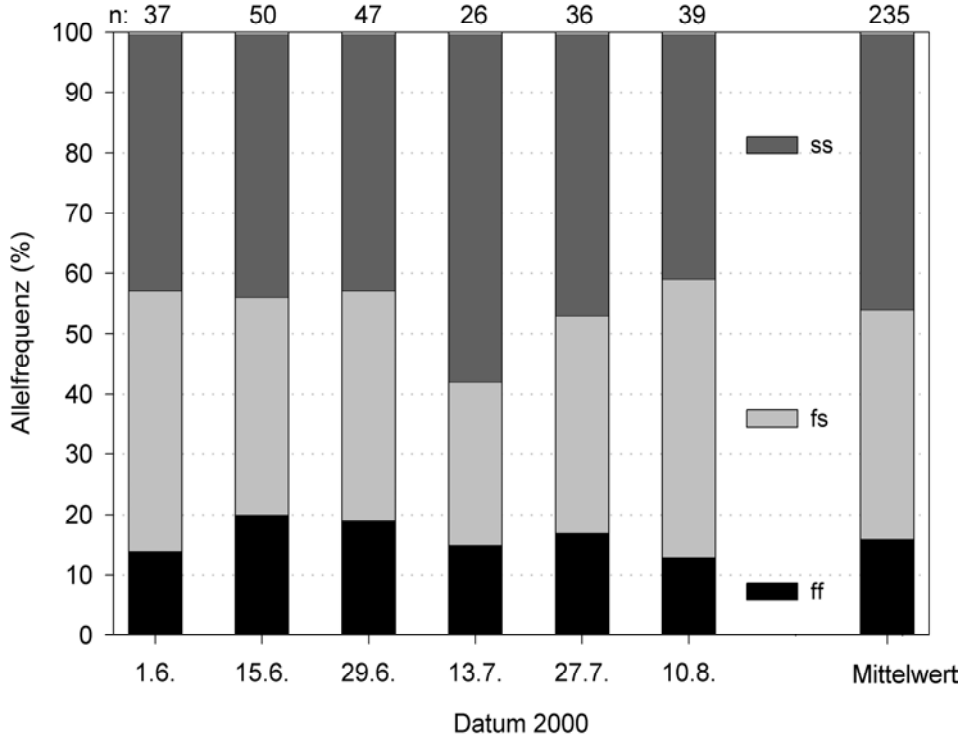


Abb. 6: Relative Genotypfrequenzen im Epilimnion. Im Saisonverlauf findet keine signifikante Veränderung statt. Stichprobenumfang oben, Mittelwert über alle Termine rechts ersichtlich.

Die Heterozygotenverteilung der Population wich im gesamten Probenahmezeitraum signifikant vom Hardy-Weinberg-Gesetz ab. Ursache dafür war eine generelle Unterrepräsentation des homozygoten ff-Genotyps.

Ein signifikanter Zusammenhang bestand zwischen Gewässertiefe und der Klongruppenverteilung der dort vorhanden Teilpopulation (χ^2-Test, $p<0,05$). Die diesem Test zugrunde liegenden Daten sind in Abb. 7 dargestellt.

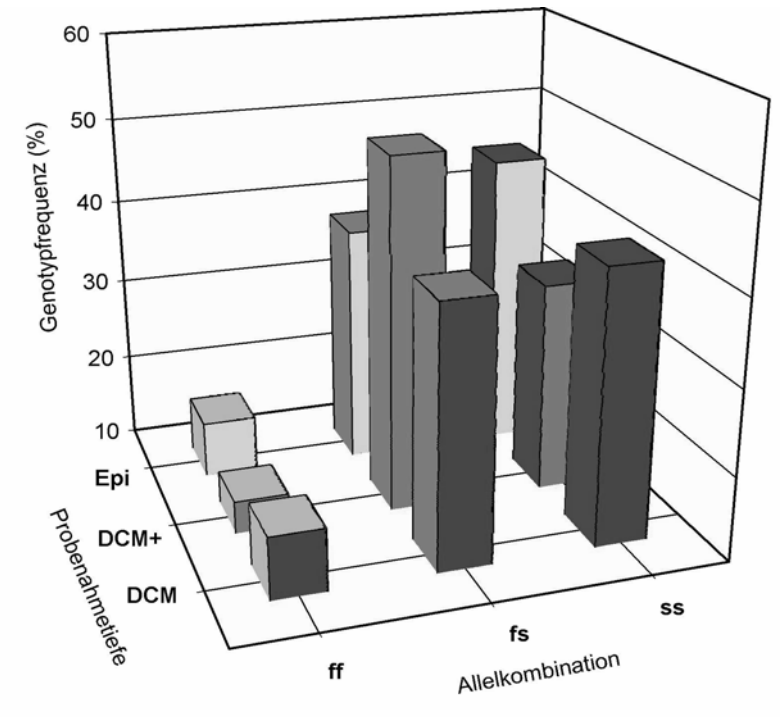


Abb. 7: Relative Genotypfrequenz in Abhängigkeit von der Probenahmetiefe.

4 Diskussion

Die vorgefundene klonale Struktur der *D. pulex* - Population weist eine sehr geringe Diversität auf. In erster Linie wird dieser Eindruck durch den Polymorphismus nur eines der getesteten acht Enzyme hervorgerufen. Es ist nicht auszuschließen, dass sich die Population anhand der Analyse weiterer Enzymloci oder unter Verwendung von DNA-Analysen in eine größere Anzahl von Klongruppen einteilen liesse.

Nimmt man jedoch an, dass die Population tatsächlich eine derart geringe klonale Diversität aufweist, kommen mehrere Ursachen für diese Situation in Frage. Die langjährige Biomanipulation (Nahrungsnetzsteuerung) und die damit verbundene Annäherung der Umweltbedingungen an ein gewünschtes Szenario könnten für eine starke intraspezifische Selektion verantwortlich sein, die letztlich im Vorhandensein nur noch sehr weniger, hochangepasster Klone zum Ausdruck kommt. Ferner könnte eine stark eingeschränkte klonale Variabilität durch Gründereffekte bedingt sein, die wegen der Isoliertheit des Untersuchungsgewässers besonders hervortreten.
Die wiederkehrende winterliche H_2S-Akkumulation im untersuchten Gewässer und die damit verbundene jährliche Neurekrutierung der Daphnien aus Ephippien spricht gegen die jahreszeitlich konstante klonale Struktur der Population. Lediglich eine ähnliche Klongruppenausstattung in zurückliegenden Jahren böte eine Erklärung für dieses Phänomen.

5 Fazit

Biomanipulation führte im Untersuchungsgewässer über eine Daphnienmassenentwicklung zu einer starken, auf das Epilimnion begrenzten Elimination von Phytoplankton. Dadurch kam es, trotz der eutrophen Nährstoffsituation, in Verbindung mit anderen Faktoren zur Ausbildung eines stabilen DCM. Unter diesen Bedingungen wurden ungleiche klonale Verteilungsmuster bei *D. pulex* in unterschiedlichen Tiefen nachgewiesen. In der variablen Dominanz bestimmter Klongruppen spiegelt sich die Heterogenität der beprobten Lebensräume wider. Das DCM erweiterte das Spektrum der möglichen Nischen für die *Daphnia pulex*-Population. Unterschiedlich spezialisierte Klongruppen bieten unter den Bedingungen eines vertikal stark zonierten Gewässers eine denkbare Möglichkeit, die intraspezifische Konkurrenz zu vermindern.
Der Einfluss mehrjähriger Biomanipulation auf die klonale Populationsstruktur kann nach der Untersuchung nur eines Jahres nicht geklärt werden. Dazu ist die Analyse vorhergehender und nachfolgender Jahre unerlässlich. Populationsgenetische Daten aus früheren Jahren stehen in Form von Ephippien im Sediment des Gewässers zur Verfügung und können durch Schlupfexperimente und Allozymelektrophorese zugänglich gemacht werden. Untersuchungen der Populationsstruktur der nächsten Jahre könnten die Datenbasis komplettieren.

6 Literatur

Benndorf, J., Kneschke, H., Kossatz, K. & Penz, E. 1984. Manipulation of the pelagic food web by stocking with predacious fishes. Int. Revue ges. Hydrobiol. 69: 407-428.

Hebert, P.D.N. 1987. Genetics of *Daphnia*. pp. 439-460. *In:* R.H.d.B. Peters, R. (ed.) Daphnia, Mem. Ist. Ital. Idribiol.

Koop, J.H.E., Steiner, S. & Benndorf, J. 2000. Die Bedeutung der top-down Steuerung für die Restaurierung von eutrophierten ehemaligen Klarwasserseen. Gewässerökologie Norddeutschlands 4: 166-170.

Shapiro, J., Lamarra, V. & Lynch, M. 1975. Biomanipulation: An ecosystem approach to lake restauration. pp. 85-96. *In:* P.L.F. Brezonik, J.L. (ed.) Water quality management through biological control, University of Florida, Gainsville.

Wissel, B., Freier, K., Müller, B., Koop, J. & Benndorf, J. 2000. Moderate planktivorous fish biomass stabilizes biomanipulation by suppressing large invertebrate predators of *Daphnia*. Arch.Hydrobiol. 149: 177-192.

Laubabbau in extrem sauren Gewässern der Bergbaufolgelandschaft in der Niederlausitz

Jeanette Schlief & Michael Mutz

BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow,
j.schlief@qml.de oder m.mutz@limno-tu-cottbus.de

Keywords: Tagebaugewässer, Laubdekomposition, mikrobielle Respiration, mikrobielle Aktivität, *Betula pendula*

1. Einleitung

Für viele Tagebaugewässer sind als Folge geogener Versauerung extrem niedrige pH-Werte (< 3,5) und hohe Konzentrationen an gelösten Metallen, insbesondere Eisen und Aluminium, charakteristisch. Diese Bedingungen sind für viele aquatische Organismen lebensfeindlich und führen zu einer Hemmung biologischer Prozesse. Das Makrozoobenthos ist nur durch sehr wenige Arten in geringer Abundanz vertreten, Falllaubzerkleinerer fehlen völlig (Mutz et al., 2000). Inwieweit die bergbauspezifische Wasserchemie die mikrobiellen Prozesse des Laubabbaus modifiziert, ist weitgehend unbekannt. Aus vorwiegend durch Luftschadstoffe versauerten Gewässern mit vergleichsweise geringen pH-Absenkungen ist ein reduzierter mikrobieller Abbau von Laub dokumentiert (Rao et al., 1984).
Eine erste Untersuchung in den Tagebaugewässern belegte ein dem *leaching* in neutralen Gewässern vergleichbares Herauslösen von Stoffen aus den Blättern in den ersten Tagen (Siefert & Mutz, 2001). Der Langzeitabbau des Laubes war in den Tagebaugewässern stark verlangsamt und Blätter auch nach einjähriger Exposition nur wenig fragmentiert. Unklar ist, ob mikrobielle Prozesse an der Laubdekomposition in diesen extremen aquatischen Ökosystemen beteiligt sind.
Ziel der vorliegenden Arbeit war es, den Langzeitabbau von Laub in einem geogen sauren Stand- und Fließgewässer vergleichend zu erfassen, die laubgebundene mikrobielle Respiration zu bestimmen und zu klären, ob das Laub auch nach längerer Exposition noch als Nahrungssubstrat für Mikroorganismen dient.

2. Methoden

In Netzbeutel (1 mm Maschenweite) wurden 7 g senescente, luftgetrocknete Birkenblätter (*Betula pendula* ROTH) eingeschlossen und im Dezember 2000 in sauren Tagebaugewässern der Niederlausitz exponiert. Zum Vergleich der Prozesse in Stand- und Fließgewässern wurden je ein Set Laubbeutel im Litoralbereich des Restlochs 108, (RL 108, Standgewässer) und im Floßgraben dem Abfluss des RL 108 ausgebracht (*Vgl. Tab. 1*). An beiden Stellen bedecken naturgemäß große Mengen an Falllaub die Gewässersohle.
Nach einer Expositionszeit von 3, 5 und 8 Monaten wurden je 3 Beutel entnommen. Im Labor wurden die Blätter von Sediment, Detritus (< 1 mm) und dem in sehr geringer Zahl vorkommenden Makrozoobenthos befreit.

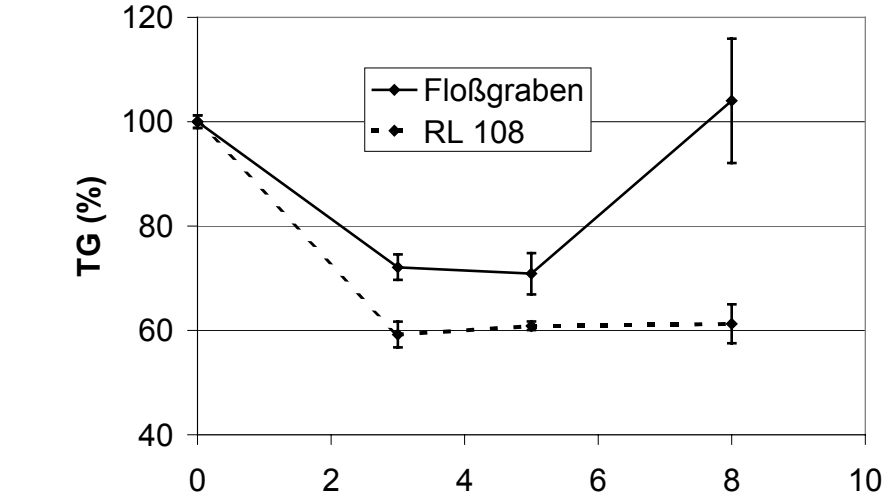
Als Maß für mikrobielle Aktivität wurde die Respiration der laubbesiedelnden Biozönose separat für jede der drei Proben gemessen. Die Messungen erfolgten in einer durchströmten Kammer (nähere Beschreibung siehe Brethauer & Mutz, dieser Band) bei 10, 13, 18 und 23°C Wassertemperatur und einer Blattumströmung von 22 cm/min. In einem vergleichenden Ansatz mit Birkenlaub und Blattimitaten aus Polyethylen-Folie wurde die Bedeutung des Laubes als Nahrungssubstrat für die mikrobielle Biozönose untersucht. Anschließend wurde das Trockengewicht (60°C) sowie das aschfreie Trockengewicht (550°C) der Blätter bestimmt.

RL 108 (LITORAL)	FLOßGRABEN
Seefläche: 0,016 Mio. m²	Breite x Tiefe :4,30 m x 0,40 m
Max. Tiefe: 3 m	Fließgeschwindigkeit: 15 – 20 cm/s
Dominantes Ufergehölz: *Betula pendula*	dominantes Ufergehölz: *Betula pendula*
Makrophyten: *Phragmites australis*	Beschattungsgrad: 90 %
Gewässersohle: Eisenocker überlagert	Gewässersohle: Eisenocker überlagert
pH-Wert, min-max: 2,66 – 3,17	pH-Wert, min–max: 2,49 - 2,97
Temperatur, min–max: 0,6 – 28,6°C	Temperatur, min–max: 2,8 – 27,6°C
Leitfähigkeit, min–max: 1109 – 1534 µS/cm	Leitfähigkeit, min–max: 1166 – 1523 µS/cm
Fe(III): 46,1 mg/l	Fe (ges.): 34,8 mg/l
Fe (II): 2,2 mg/l	Fe (II): 6,1 mg/l
Sulfat: 640 mg/l	Sulfat: 504 mg/l

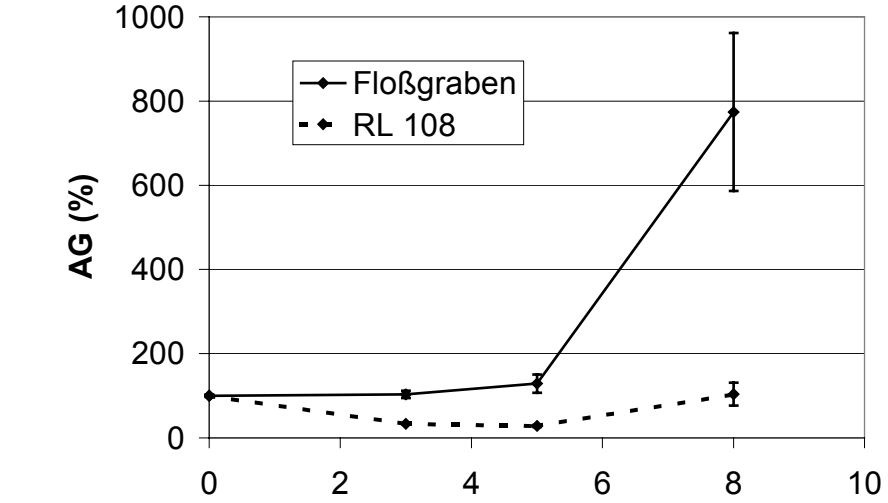
Tab. 1: Ausgewählte Kenndaten der Probestellen im Probenahmezeitraum (Dez. 00 - Aug. 01)

3. Ergebnisse

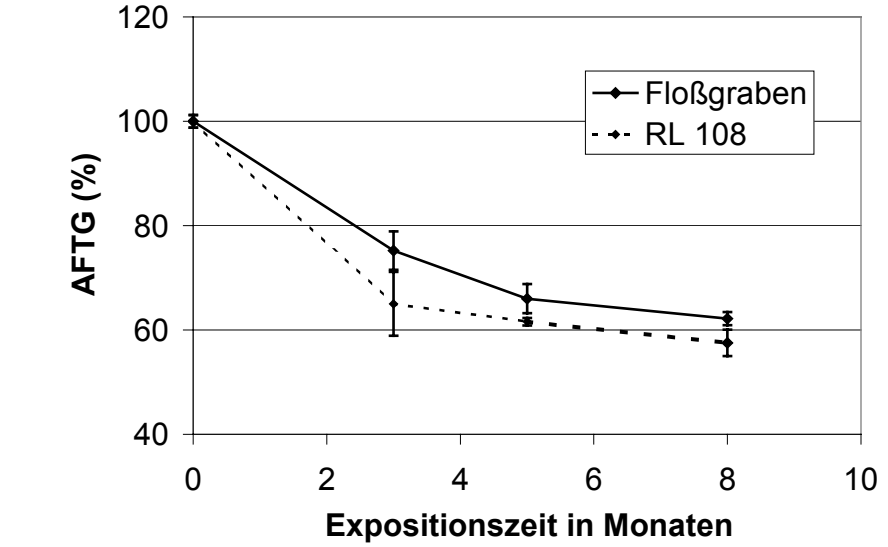
Die Blätter waren selbst nach 8 Monaten augenscheinlich nahezu unversehrt. Lediglich im Floßgraben waren Spuren einer Zerkleinerung erkennbar. Bereits nach 5 Monaten Exposition bildete sich eine fest anhaftende Eisenockerschicht auf den Blattoberflächen. Dementsprechend stiegen die Asch- und Trockengewichte der Blätter nach anfänglicher Abnahme z. T. über das Ausgangsniveau. Die Gewichtszunahme war im Fließgewässer besonders stark (*Abb. 1a und 1b*). Die Abnahmeraten der aschfreien Blatt-Trockengewichte verringerten sich mit zunehmender Expositionszeit. Auch nach 8 Monaten waren noch 58 – 62 % der ursprünglichen Blattmassen vorhanden (*Abb. 1c*).
Die laubgebundene Respiration zeigte erwartungsgemäß eine starke lineare Temperaturabhängigkeit. Nach 5 Monaten Expositionszeit waren die Respirationsraten deutlich größer und die Temperaturabhängigkeit der Respiration stärker als nach 8 Monaten. Nach beiden Expositionszeiten wurden höhere Raten im Stand- als im Fließgewässer gemessen (*Abb. 2*).
Erwartungsgemäß konnte auch auf den Laubimitaten die Bildung eines Biofilms beobachtet werden, dementsprechend konnte mikrobielle Aktivität auf Kunstlaub ermittelt werden. Die Respirationsraten auf Laubimitat waren jedoch, mit Ausnahme der Probe nach 5 Monaten aus dem Floßgraben, stets deutlich geringer als auf Birkenlaub (*Abb. 3a und 3b*).



(a)



(b)



(c)

Abb. 1 a –c: Vergleich der Dynamik der Blattmassen im Litoral des Restlochs 108 (RL 108) und im Floßgraben. Dargestellt sind Mittelwerte und Standardfehler (N=3). TG=Trockengewicht. AG=Aschgewicht. AFTG=Aschfreies Trockengewicht.

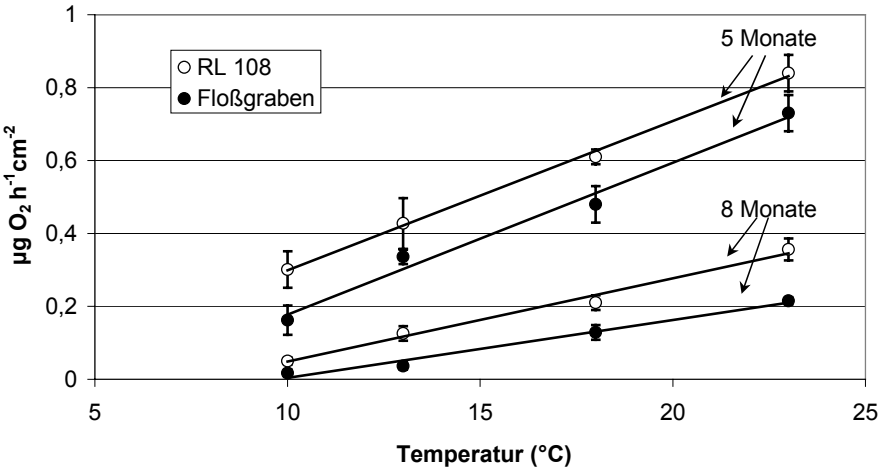
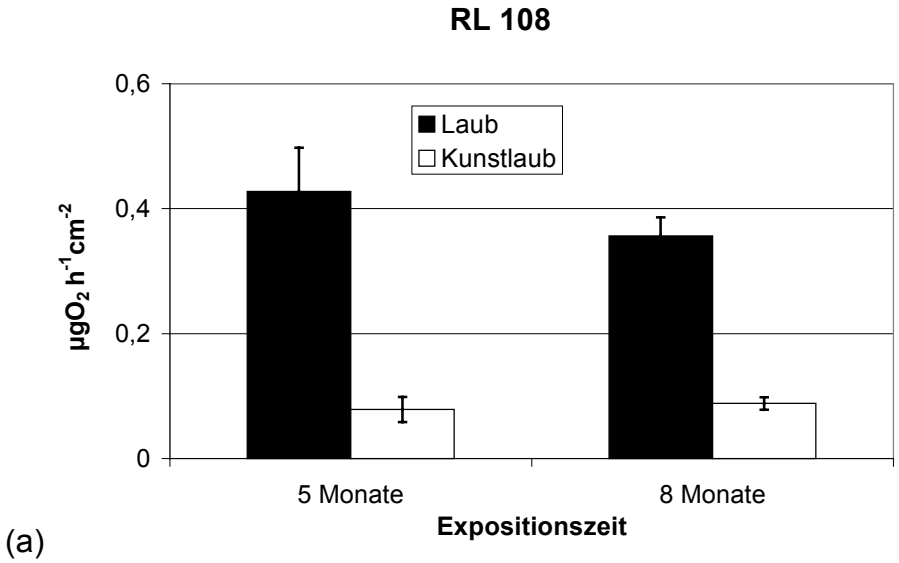
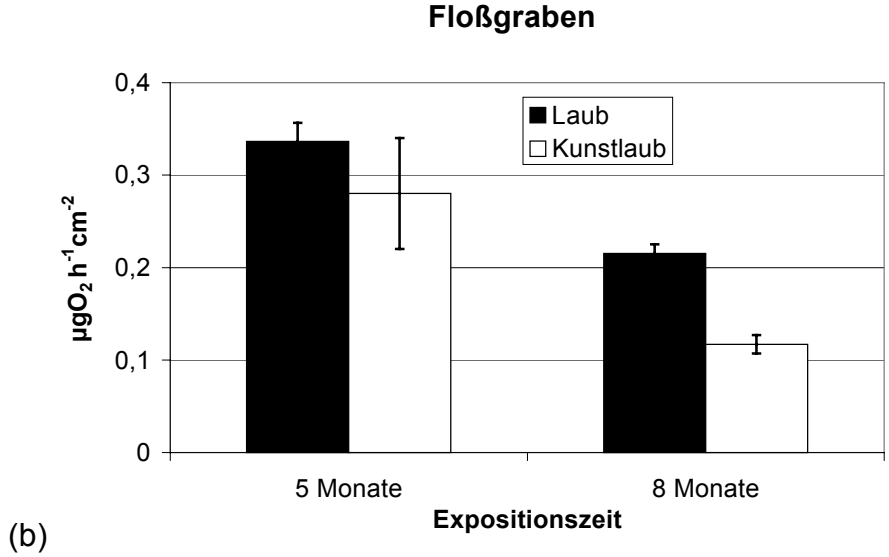


Abb. 2: Temperaturabhängigkeit der mikrobiellen Respirationsraten auf Birkenlaub an den beiden Probestellen. Dargestellt sind Mittelwerte und Standardfehler (N=3).



(a)



(b)

Abb. 3 a und b: Vergleich der mikrobiellen Respirationsraten auf Birken- und Kunstlaub nach 5- bzw. 8-monatiger Exposition im RL 108 und Floßgraben. Dargestellt sind Mittelwerte und Standardfehler (N=3).

4. Diskussion

Die Dynamik des Laubabbaus in geogen versauerten Gewässern unterscheidet sich stark von der in neutralen Gewässern. Bedingt durch das Fehlen von Makroinvertebraten des Ernährungstyps Zerkleinerer werden Blätter kaum fragmentiert. Der Masseverlust durch *leaching*, mikrobiellen Umsatz und mechanischen Abrieb wird durch Ockerdeposition auf/in der Blattmatrix überlagert, was in einer Trockengewichtszunahme des Blattmaterials mit der Zeit resultiert. Um in Gewässern mit starker Ockerdeposition den Laubabbau zu quantifizieren, müssen demnach die Masseverluste auf Basis aschfreier Trockengewichte gemessen werden. Die nach 8-monatiger Exposition ermittelten Masseverluste von Birkenlaub waren 1,5 bis 1,6 mal geringer als in vergleichbaren Untersuchungen an neutralen Gewässern (Burton, 1985; Webster & Benfield, 1986).
Die mikrobielle Aktivität der Laubbiozönose in den extrem sauren Tagebaugewässern ist gegenüber neutralen Gewässern stark gehemmt. Die laubgebundene Respiration im RL 108 ergab 1,3- bis 3-fach, im Floßgraben sogar 4- bis 20-fach geringere Raten gegenüber vergleichbaren Untersuchungen an neutralen Gewässern (Fuss & Smock, 1996; Groom & Hildrew, 1989).
Die auf Birkenlaub höhere mikrobielle Aktivität als auf Blattimitaten aus Kunststoff weist darauf hin, dass auch nach längerer Exposition in extrem sauren Tagebaugewässern die Mikroorganismen das Falllaub als Nahrungssubstrat nutzen. Noch ausstehende Untersuchungen zum Biofilm der Blattimitate werden Aufschluß über die im Fließgewässer an einem der beiden Termine gemessene hohe Respiration auf Kunstlaub erbringen.
In der Fließstrecke wurde auf Laub eine niedrigere mikrobielle Aktivität als im Tagebausee gemessen. Dem entsprechen auch die geringeren Blattmasseverluste im Fließgewässer. Ein möglicher Grund könnte die im Fließgewässer beobachtete sehr viel stärkere Eisenockerablagerung sein. Aus neutralen Gewässern sind konträre Ergebnisse bekannt, da hier an strömungsexponierten Probestellen ein höherer Masseverlust durch mechanischen Abrieb auftritt (Chergui & Pattee, 1988). Die auch im Floßgraben gefundene mechanische Fragmentierung wurde jedoch offensichtlich durch starke Ockerdeposition überlagert. Eine Reduktion des Masseverlustes von Laub durch starke Eisenockerdeposition fanden auch Carpenter et al. (1983).

5. Schlussfolgerungen

- In Gewässern mit starker Ockerdeposition müssen Blattmasseverluste auf Basis aschfreier Trockengewichte gemessen werden.

- Der Laubabbau verläuft in geogen versauerten Gewässern deutlich langsamer.

- Die laubgebundene mikrobielle Aktivität in den stark geogen versauerten Gewässern ist gehemmt.

- Blattmaterial wird auch nach längerer Exposition von Mikroorganismen als Nahrungssubstrat verwendet. Mikrobielle Prozesse scheinen am Laubabbau in extrem sauren Tagebaugewässern beteiligt zu sein.

6. Danksagung

Wir danken Herrn Rolf Saack und Herrn Dirk Baumann für die Unterstützung bei der Probenahme und den Laborarbeiten. Die Arbeiten wurden im Rahmen des Verbundprojektes Biogene Alkalinisierung, FKZ 00339746, durch das BMBF gefördert.

7. Literaturverzeichnis

Brethauer, B, M Mutz, 2001, Prozesse der laubgebundenen mikrobiellen Respiration in einem natürlich sauren Gewässer: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), dieser Band.

Burton,TM, 1985, Acidification effects on stream biota and organic matter processing: Can.J.Fish.Aquat.Sci., v. 42, p. 669-675.

Carpenter,J, W E Odum, A Mills, 1983, Leaf litter decomposition in a reservoir affected by acid mine drainage: Oikos, v. 41, p. 165-172.

Chergui,H, E Pattee, 1988, The dynamics of Hyphomycetes on decaying leaves in the network of the River Rhône (France): Arch.Hydrobiol., v. 114, p. 3-20.

Fuss,CL, L A Smock, 1996, Spatial and temporal variation of microbial respiration rates in a blackwater stream: Freshw.Biol., v. 36, p. 339-349.

Groom,AP, A G Hildrew, 1989, Food quality for detrivores in streams of contrasting pH: J.Anim.Ecol., v. 58, p. 863-881.

Mutz,M, Pusch, M.H.E., J Siefert, 2000, Ausgewählte Aspekte der Morphologie und Ökologie von Fließgewässern der Bergbaufolgelandschaft. In Wiegleb, G., Bröring, U., Mrzljak, J. & Schulz, F. (Hrsg), Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften: Landschaftsanalyse und Leitbildentwicklung. Physica, Heidelberg: 299-313.

Rao,SS, D Paolini, G G Leppard, 1984, Effects of low-pH stress on the morphology and activity of bacteria from lakes receiving acid precipitation: Hydrobiologia, v. 114, p. 115-121.

Siefert,J, M Mutz, 2001. Processing of leaf litter in acid waters of the post-mining landscape, Lusatia, Germany. Ecological Engineering, v. 17, p. 297-306.

Webster,JR, E F Benfield, 1986, Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems: Ann.Rev.Ecol.Syst., v. 17, p. 567-594.

GEWÄSSERBEWERTUNG/EU-WRRL

BÖHMER, J.: Die ökologische Gewässerbewerung nach der Wasserrahmenrichtlinie der EU im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischen Notwendigkeiten

WOLTER, K.: Umsetzung der EU- Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein-Teil Fließgewässer

WESSELER, E.: Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein: Teil Seen

SCHULZ, C.-J., K. BILLERT, J. MICHEL, U. THOMA & N. WENZL: Der Weg zum „guten ökologischen Zustand“: Fallbeispiel thüringische Leine

Die Ökologische Gewässerbewertung nach der Wasserrahmenrichtlinie der EU im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischen Notwendigkeiten

J. Böhmer

Aquatische Ökologie, Institut für Zoologie
Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart
boehmer@uni-hohenheim.de

Zielsetzungen

Die Wasserrahmenrichtlinie verlangt eine Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern, um Sanierungsbedarf abzuleiten und den Erfolg durchgeführter Maßnahmen zu überwachen. Seitens der Wissenschaft werden vielfach hohe Ansprüche an die Art und Weise der Durchführung der Bewertungsverfahren gestellt. Aus der Praxis der durchführenden Behörden wird jedoch ein einfaches, praktikables und kostengünstiges Verfahren gefordert.
Dieser Beitrag verfolgt das Ziel, die Problematik zwischen wissenschaftlichen und praktischen Ansprüchen bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie aufzuzeigen und zu diskutieren, um die Diskussion anzuregen und einige kompromißfähige Lösungsvorschläge anzubieten. Er resultiert großenteils aus den Erfahrungen in der Entwicklung eines Makrozoobenthosbewertungsverfahrens, die im Rahmen eines Forschungs- und Entwicklungsprojektes im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) gesammelt wurden. Die folgenden Ausführungen beziehen sich zumeist auf Makrozoobenthos, sie gelten aber im Prinzip für alle nach der Richtlinie zu untersuchenden Organismengruppen.

Art und Umfang des Bewertungsverfahrens

Wissenschaftlich gesehen erfordert die ökologische Gewässerbewertung die Erfassung und Bewertung aller Entwicklungsstadien aller Arten in allen Teillebensräumen. Hierbei sollten auch die Beziehungen zwischen den Arten, die resultierenden Nahrungsnetze und Stoffflüsse sowie die zeitliche und räumliche Variabilität betrachtet werden. Diese Liste der Anforderungen ließe sich noch wesentlich verlängern. Viele Wissenschaftler verlangen daher mehrere Probenahmen pro Jahr über mehrere Jahre, die quantitativ in allen Teilhabitaten durchgeführt werden.
In der behördlichen Gewässerüberwachung ist jedoch oft ein schnelles Ergebnis notwendig, und die Ressourcen sind limitiert, so daß entweder nur wenige Meßstellen mit hohem Aufwand oder ein dichteres Meßnetz mit geringerem Aufwand betrieben werden kann. Um die Probestellenzahl der bisherigen Ländermeßnetze beizubehalten, darf der Aufwand pro Probestelle fürs Makrozoobenthos nicht gravierend steigen, da sowieso schon zusätzliche Kosten durch die Untersuchung der weiteren von der Richtlinie geforderten Organismengruppen entstehen. Einfachere, auf Indikator- oder Schlüsselarten basierende Bewertungsverfahren werden hier als ausreichend betrachtet.
Betrachtet man die Wasserrahmenrichtlinie, so stellt man fest, daß diese im Gegensatz zur wissenschaftlichen Position nur eine grobe Klassifizierung des ökologischen Zustands in fünf Stufen verlangt, im wesentlichen sogar nur die Entscheidung zwischen Sanierungsbedarf (mäßiger, unbefriedigender und schlechter Zustand) und nicht sanierungsbedürftig (sehr guter und guter Zustand). Die Art und Weise der Klassifizierung bleibt offen. Die zu betrachtenden

„biologischen Qualitätskomponenten“ sind Fische, benthische Invertebraten, Makrophyten und Phytobenthos sowie Plankton. Für die Definition der ökologischen Zustandsklassen wird die Abweichung folgender drei Kriterien vom ungestörten Zustand genannt: Taxonomische Zusammensetzung, Anteil störungsempfindlicher Taxa im Verhältnis robuster Taxa sowie Grad der Vielfalt der Taxa. Welche Kenngrößen zur Beurteilung dieser Kriterien herangezogen werden sollten bleibt offen.

Auswahl der Kenngrößen und Entwicklung eines Gesamtverfahrens

Vielfach werden Bedenken geäußert, daß die Organismen strukturelle Defizite der Gewässer nicht aufzeigen könnten. Daraus wird die Forderung nach Einbeziehung der Gewässerstrukturgüte abgeleitet. Obwohl man auch die Gewässermorphologie als eigenständigen Wert betrachten kann stellt die Wasserrahmenrichtlinie die Biozönose als zu schützenden Wert ins Zentrum. Demzufolge ist die Biozönose nicht als Indikator für Störungen zu betrachten, sondern als Schutzgut, dessen Zustand bewertet wird. Eine Störung hat demnach entweder bedeutsame Folgen für die Biozönose, die dann erfaßt werden können, oder keine Folgen und damit auch keinen Sanierungsbedarf (Wirkungsbetrachtung).
Abiotische Parameter wie die Gewässerstrukturgüte sollten aus dieser Betrachtungsweise der Richtlinie heraus nicht in die Gesamtbewertung eingehen, wohl aber in die Ursachenanalyse zur Erstellung von Gewässerbewirtschaftungs- und Sanierungsplänen.
Als Kenngrößen zur Bewertung des ökologischen Zustands nach den Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie werden „Indices“ häufig abgelehnt. Statt dessen wird die Forderung nach Berücksichtigung von „ökologischen Funktionen“ erhoben. Versucht man jedoch, ökologische Funktionen und Eigenschaften nicht nur qualitativ beschreibend sondern quantitativ auszudrücken, so erhält man zwangsläufig Indices, weil biozönotische Indices (engl. Attributes) nichts anderes als in Zahlen gefaßte Eigenschaften einer Biozönose darstellen.
Wie zuvor bereits angeführt, verlangt die Wasserrahmenrichtlinie die Berücksichtigung der Kriterien Artenvielfalt, empfindliche/robuste Arten sowie taxonomische Zusammensetzung und Abundanz. Die nachfolgende Tabelle gibt einige Kenngrößen, die fürs Makrozoobenthos aufgrund von Testrechnungen (Böhmer et al. 1999) in Frage kommen.

Tab.1: Beispiele für mögliche Kenngrößen, die fürs Makrozoobenthos für die Anwendung der EU-Bewertungskriterien in Frage kommen.

EU-Kriterien	**Beispiele für Biozönotische Kenngrößen (Indices)**
Vielfalt der Taxa	Gesamttaxazahl, Anzahl EPT-Taxa, Shannon-Wiener, Simpsons Diversität, Anzahl Trichopterenarten etc.
Verhältnis störungsempfindlicher zu robuster Taxa	% Oligosaprobe, % Olidochaeta, Rheoindex, Saprobienindex, weitere saprobielle Valenzen, Rhitrontypieindex, % Chironomiden, Strömungspräferenzen, etc.
Taxonomische Zusammensetzung	Wainsteinindex, Renkonenindex, Artendefizit, RETI, weitere Ernährungstypen, % Rhithralarten, weitere Zonierungstypen, % Sessile, Camargoindex, etc.

Die Auswahl der Kenngrößen, welche für die Bewertung eingesetzt werden sollen kann auf zwei Wegen erfolgen: 1. Sie werden theoretisch abgeleitet. Trotz bester und gut nachvollziehbarer Begründungen wird ein Funktionieren in der Praxis jedoch ungewiß bleiben. 2. Sie werden empirisch ermittelt. Dies gewährleistet ein gutes Funktionieren, während die Eignung und der Sinn jedoch angezweifelt werden können. Um derart begründeten Mangel an Akzeptanz sowie der

Gefahr von Scheinkorrelationen auszuweichen, haben wir den Weg gewählt, aus den in der Praxis funktionierenden Indices diejenigen auszuwählen, welche sich theoretisch begründen lassen.
Auch über die Anzahl der Kenngrößen, die in eine Gesamtbewertung einbezogen werden, gehen die Meinungen auseinander. Die Praxis bevorzugt anschauliche und bekannte Kenngrößen in möglichst geringer Anzahl, um das Gesamtverfahren einfach und überschaubar zu halten. Demgegenüber ist aus Sicht der Wissenschaft zu fordern, daß alle Kenngrößen einbezogen werden, die zur Verbesserung der Korrelation zwischen Belastungsgrad und Bewertungsergebnis beitragen. Da hierbei redundante Informationen vermieden werden müssen, wird die Anzahl meist auf 7-15 begrenzt.
Unsere Testrechnungen ergaben, daß bei kleiner Anzahl von Datensätzen (<50 Probestellen) zwar eine genauso gute Korrelation mittels kleinere Anzahlen von Kenngrößen erreicht werden kann. Bei der Validierung anhand weiterer Daten (weitere Gewässer gleichen Typs oder andere Untersucher oder andere Jahre) versagten diese jedoch (Beispiele in Tab. 2).

Tab.2: Unzureichende Übertragbarkeit der an zwei Modelldatenpaketen entwickelten multimetrischen Gesamtindices auf das jeweils andere Datenpaket und bessere Anwendbarkeit des IBI 12 (entwickelt von Rawer-Jost 2001 auf der Basis der von Böhmer et al. 1999 vorgeschlagenen Kenngrößen, vgl. Rawer-Jost & Böhmer 2002, in diesem Band).
„Modelldaten Rawer (Rawer-Jost 2001): n = 66 Frühjahrsprobenahmen an 26 Gewässerabschnitten (verschiedene Gewässertypen des Mittelgebirges);
„Modelldaten Körsch“ (Ackermann et al. 2000): n = 50 Frühjahrsprobenahmen an 46 Gewässerabschnitten (Lias- und Keuperbäche eines Flußgewässersystems bei Stuttgart).

Datenpaket	**Bestimmtheitsmaß R^2 des speziell angepaßten Gesamtindex (Anzahl der Kenngrößen)**		**Bestimmtheitsmaß bei 12 Kenngrößen (IBI12)**
	genannter Datensatz	**Validierung mittels jeweils anderem aufgeführten Datensatz**	
„Modelldaten Rawer“	0,81 (5)	0,18 (5)	0,82
„Modelldaten Körsch“	0,63 (7)	0,42 (7)	0,60

Aus diesen Ergebnissen läßt sich schlußfolgern, daß es dringend angeraten ist, eine Validierung eines neu entwickelten Verfahrens anhand unabhängiger, weiterer Datensätze vorzunehmen. Eine Validierung eines Gesamtverfahrens an denselben Datensätzen, an denen die Entwicklung der Einzelkomponenten erfolgte ist ein Zirkelschluß!

Gewässertypisierung

Wissenschaftlich betrachtet ist jedes Gewässer ein Individuum, zumindest müssen die Gewässer fein typisiert werden, um typische Artengemeinschaften definieren zu können. Allerdings gehören dann nur noch wenige Gewässer zum jeweiligen Typ, so daß für viele Typen keine unbelasteten Gewässer mehr gefunden werden können. Außerdem wollen die Behörden für die Wasserrahmenrichtlinie max. 30 Gewässertypen für Deutschland definieren. Hieraus entstand der Typisierungsvorschlag von Schmedtje et al. (2001). Da bei einer derartig groben Typisierung für verschiedene Gewässer innerhalb eines Typs oft nur noch geringe Artenübereinstimmungen auftreten, und auch alle Versuche verschiedener Arbeitsgruppen bisher scheiterten, Leitartengesellschaften zu ermitteln, die für eine ökologische Gewässerbewertung brauchbar sind, bleibt dann nur die Alternative einen Referenzzustand an Soll-Kenngrößen festzumachen anstatt an Artengemeinschaften (z.B. Sollwert des Saprobienindex für kleine Liasbäche im Mittelgebirge = 1,8). Diese Soll-Kenngrößen gehen im Falle des IBI12 in die Grenzwerte der Kenngrößen für die Bewertungspunktevergabe ein (vgl. Rawer-Jost & Böhmer 2002, in diesem Band).

Probenahmemethodik

Aus diesem umfangreichen Kapitel sollen hier nur die Aspekte Saisonalität und Probenahmeaufwand betrachtet werden.
Aus der Wissenschaft kommt häufig das Argument, daß eine vernünftige ökologische Betrachtung - und damit auch Bewertung - nur erfolgen kann, wenn Frühjahrs-, Sommer- und Herbstaspekt berücksichtigt werden. Da die Abundanzen der Arten von Jahr zu Jahr sehr stark schwanken können (z.B. Wagner et al. 2000), sollten außerdem mehrere Jahre betrachtet werden.
Aus der Praxis kommt dagegen zumeist die Aussage, daß maximal zwei Probenahmen pro Bewertungszeitraum leistbar sind. Folglich muß die Frage gestellt werden, ob der Gewinn an Aussageschärfe bei höherer Probenahmezahl wesentlich ansteigt. Diese Frage wird momentan untersucht.
Auch der notwendige Aufwand bei der Probenahme selbst ist umstritten. Wissenschaftlich gesehen ist zur Erfassung aller Makrozoobenthosarten eine quantitative Probenahme mit zusätzlichen Fängen terrestrischer Stadien und anschließender Auslese und Auszählen im Labor notwendig, um alle Arten exakt zu erfassen. Für die Gewässergütebestimmung nach DIN genügt eine semiquantitative Beprobung der aquatischen Stadien mit Abundanzschätzung im Gelände, und die behördlichen Vorstellungen gehen aufgrund der begrenzten Etats dahin, diesen Aufwand auch für die ökologische Gewässerbewertung nicht wesentlich zu überschreiten.
Beim Stehgewässermakrozoobenthos müßten für eine wissenschaftliche Detailanalyse alle Tiefenzonen und Uferstrukturen mit max. 0,2 mm Maschenweite beprobt und gesiebt werden, während behördlicherseits nur wenige Transekte oder Mischproben bei 0,5 mm Maschenweite als leistbar betrachtet werden.
Damit zukünftige Probenahmen vergleichbare Daten liefern können ist eine baldige Standardisierung der Probenahme notwendig. Entsprechende Vorschläge liegen vor (z.B. Hering et al. 2001; Böhmer et al. 1999) und werden derzeit im DGL-Arbeitskreis Qualitätssicherung diskutiert.

Bestimmungsniveau

Auch bei der taxonomischen Bestimmung gehen die Ansprüche auseinander. Während wissenschaftlich gesehen die Artbestimmung soweit möglich durchgeführt werden sollte, erfolgt in der Praxis (auch schon bei wissenschaftlichen Untersuchungen!) eine Abwägung des Aufwands mit dem zu erreichenden Ziel. Beispielsweise werden larvale Chironomiden nur selten weiter als bis zur Unterfamilie bestimmt, obwohl deren Arten sicherlich hohen Aussagewert besitzen. Die bisherige Gewässergütebestimmung nach DIN verlangte sogar nur ein stark reduziertes Bestimmungsniveau, die neue DIN-Liste wird eine wesentlich weitergehende Bestimmung verlangen.
Die Unterschiede im Bestimmungsniveau lassen eine Vergleichbarkeit vorhandener Daten nur sehr eingeschränkt zu. Daher wurde schon vor einiger Zeit eine Liste der Mindestbestimmungsniveaus der Makrozoobenthostaxa vorgeschlagen, die im wesentlichen auf dem Prinzip des ohne größere Präparationen von einem erfahrenen Gewässerbiologen Bestimmbaren beruht (Böhmer et al., 1999). Diese Liste wird derzeit im Rahmen von Forschungsprojekten und in Abstimmung mit taxonomischen Spezialisten überarbeitet.

Schlußfolgerungen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Die Widersprüche zwischen Wissenschaft und Praxis in der ökologischen Gewässerbewertung nach der Wasserrahmenrichtlinie bestehen nicht in den grundlegenden Prinzipien, sondern im wesentlichen im betriebenen Aufwand und der daraus resultierenden Aussagemöglichkeiten und –schärfe. Da die Wasserrahmenrichtlinie keine wissenschaftliche Beschreibung des ökologischen Zustands erfordert, sondern nur dessen grobe Einstufung in fünf Klassen, können und müssen die wissenschaftlichen Anforderungen an eine ökologische Gewässerbewertung für die Bewertung

nach der Wasserrahmenrichtlinie der EU zumeist nicht erfüllt werden. Es muß also mindestens nur soviel Aufwand betrieben werden, wie zur sicheren Unterscheidung dieser Klassen notwendig ist.
Dennoch dürfen wissenschaftliche Grundsätze bei der Verfahrensentwicklung nicht außer acht gelassen werden, um Fehlschlüsse zu vermeiden und eine optimale Aussageschärfe zu erhalten. So sollten beispielsweise nicht nur gezeigt werden, daß sich für die untersuchten Gewässer Korrelationen zwischen den Ergebnissen eines neuentwickelten Verfahrens und der Belastungssituation der Gewässer ergeben, sondern es ist darüber hinaus zu fordern, daß die in Frage kommenden Verfahren mittels nicht zur Verfahrensentwicklung benutzter Daten nach statistischen Grundsätzen validiert und mit internationalen Ergebnissen bezüglich der Reaktion von Lebensgemeinschaften auf Belastungsfaktoren diskutiert werden. Hierbei sollte auch geprüft werden, ob und mit welcher Trennschärfe sie die fünf ökologischen Zustandsklassen differenzieren können.
Die Anforderungen an die Probenahme sowie die Ermittlung der besten Bewertungskenngrößen sollte auf diese Weise zwar überwiegend empirisch, aber dennoch nicht ohne Einbeziehung theoretischer Überlegungen und Konzepte erfolgen.

Empfehlungen für ein Makrozoobenthosbewertungsverfahren

Aufgrund den Vorgaben der Richtlinie, der zuvor beschriebenen Grundsätze und der durchgeführten Untersuchungen werden die nachfolgenden Empfehlungen für ein Makrozoobenthosbewertungsverfahren nach der Wasserrahmenrichtlinie zur Diskussion gestellt:

- Auf der **obersten Bewertungsebene (Gesamtbewertung)** werden die Daten in eine fünfstufige Gesamtbewertung für jeden Gewässerabschnitt aggregiert (Tab. 3).
- Aus den Kriterien der Richtlinie ergibt sich ein multimetrisches (= aus mehreren Kenngrößen zusammengesetztes) Verfahren, das die Aspekte Artenvielfalt, empfindliche/robuste Arten sowie biozönotische Zusammensetzung und Abundanz berücksichtigt.
- Die Auswahl der einzelnen Kenngrößen erfolgt nach der besten Korrelation des resultierenden Gesamtindex mit Belastungszuständen, dabei können Stressoren-spezifische Indices (SI, Säureindex, Struktur-spezifische Indices etc.) einbezogen werden, sofern sie diesem Ziel dienen.
- Die Verrechnung der anhand des typspezifischen Sollwerts normalisierten Kenngrößen erfolgt am besten nach Mittelwertsprinzip und nicht nach dem „worst case“, da einzelne Kenngrößen durch Belastungs-unabhängige Schwankungen schlecht ausfallen können und dann nicht zu einer ungerechtfertigten schlechten Gesamtbewertung führen sollten.
  Es ist zwar denkbar, bei schlecht ausfallenden bewährten Einzelindices (Saprobienindex und Säureindex) eine entsprechend schlechte Gesamtbewertung herbeizuführen, dies wird jedoch nicht empfohlen, da hierdurch das angestrebte Prinzip der ökologischen Bewertung verwässert und eine ungerechtfertigte Betonung der Saprobie und der Versauerung gegenüber anderen Stressoren erfolgen würde.
- Die Kenngrößen sollten insgesamt so gewählt werden, daß alle ökologischen Eigenschaften der Gemeinschaft, für die ausreichend Daten existieren (funktionale Ernährungstypen, Habitatpräferenzen etc.) mindestens mit einer Kenngröße berücksichtigt werden.
- Daraus und weil sich niedrigere Kenngrößenanzahlen als störungsanfälliger erwiesen haben, sollten voraussichtlich ca. 10-15 Kenngrößen einbezogen werden (die Aussageschärfe wird durch mehr Kenngrößen nicht verringert!), das wichtigste Prinzip hierbei sollte aber lauten: So viele wie nötig und so wenige wie möglich.
- Auf der **zweiten Bewertungsebene (Kenngrößenanalyse)** werden alle Kenngrößen dargestellt und analysiert, die Rückschlüsse auf die Belastungssituation erlauben, auch wenn sie nicht in die Gesamtbewertung eingegangen sind, um ein möglichst detailliertes Bild der Auswirkungen verschiedener Belastungsfaktoren auf die Lebensgemeinschaft zu erhalten.
- Auf der **dritten Bewertungsebene (Detailanalyse)** werden alle verfügbaren Informationen über die Gewässer (auch abiotische, wie Gewässerstrukturgüte oder chemische Analysen

sowie Daten über nicht betrachtete Organismengruppen wie Amphibien) ausgewertet, um eine sinnvolle Grundlage für die Ableitung von Gewässermanagementplänen zu erhalten.

- Insgesamt sollte das Verfahren soweit offen gestaltet werden, daß neue Erkenntnisse, z.B. bezüglich der Bestimmbarkeit oder den ökologischen Ansprüchen der Arten, zukünftig integriert werden können.

Tab. 3: Empfehlungen für einen Bewertungsrahmen zur Makrozoobenthosbewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Ebene	**Ziel**	**Prinzip**	**Beispiele**
Gesamt-bewertung	Klassifizierung in eine der fünf Zustands-klassen der Richtlinie	Multimetrischer Index aus den für diesen Zweck in Kombination besten Kenngrößen	IBI12 (Rawer-Jost & Böhmer 2002, in diesem Band)
Kenngrößen-analyse	Analyse der Ursachen eventueller Defizite	Darstellung/Analyse aller Kenngrößen, die Aussagen über Art und Umfang einer Belastung erlauben (vor allem Stressoren-spezifische)	Saprobienindex, Anteil der auf Totholz ange-wiesenen Arten
Detailanalyse	Hilfsmittel zur Ableitung von Gewässermanage-mentplänen	Auswertung aller verfügbaren biologischen und abiotischen Informationen; bei Bedarf zusätzliche spezifische Untersuchungen	Gewässerstruktur güte, wasser-chemische Daten, Biotestergebnisse

Literatur

Ackermann, B., A. Zenker, J. Böhmer & B. Kappus (2000): Beitrag des Makrozoobenthos zur ökologischen Bewertung eines kleinen urbanen Fließgewässers (Körsch bei Stuttgart, Baden-Württemberg). Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Jahrestagung 1999, 121-126.

Böhmer, J. & C. Rawer-Jost (2000): Erarbeitung von Grundlagen und Verfahren zur ökologischen Fließgewässerbewertung. Erweiterte Zusammenfassungen der DGL-Jahrestagung 1999 in Rostock, 131-136.

Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Kappus, B. (1999): Ökologische Fliessgewässerbewertung.- Handbuch Angewandte Limnologie 8 (12): 1-59.

Hering, D., P. Haase, O. Moog & M. Sommerhäuser (2001): Vorschlag zur Standardisierung fließgewässerökologischer Untersuchungen in der Bundesrepublik Deutschland – Probennahme und Taxaliste. Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Jahrestagung 2000, 164-168.

Rawer-Jost, C. (2001): Eignung und Variabilität von Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fliessgewässern im Mittelgebirge auf der Basis autökologischer Kenngrößen des Makrozoobenthos. Dissertation an der Universität Hohenheim, Shaker Verlag, 147 S.

Rawer-Jost, C. & Böhmer, J. (2001): Entwicklung eines multimetrischen Index für Fließgewässer im Mittelgebirge.- DGL-Jahrestagung 2001 in Kiel, in diesem Band.

Schmedtje, U., M. Sommerhäuser, U. Braukmann, E. Briem, P. Haase & D. Hering (2001): Top down - bottom up -Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. Erweiterte Zusammenfassung der DGL-Jahrestagung 2000, 147-151.

Wagner, R., T. Dapper & H.-H. Schmidt (2000): The influence of environmental variables on the abundance of aquatic insects: a comparison of ordination and artificial neural networks. - Hydrobiologia 422/423: 143-152.

Umsetzung der EU- Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein- Teil Fließgewässer

Karin Wolter Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek

Keywords: Wasserrahmenrichtlinie, guter ökologischer Zustand

Einleitung

Mit ihrer Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Union ist die *Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie)* am 22.12.2000 in Kraft getreten. Diese neue Richtlinie zielt auf einen umfassenden Gewässerschutz ab, bezieht sich auf alle Oberflächengewässer in Europa und schließt die Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächengewässer ein. Sie berücksichtigt wesentlich stärker als bisher die ökologische Funktion der Gewässer als Lebensraum für Pflanzen und Tiere.

Darüber hinaus wird mit der Richtlinie eine einzugsgebietsbezogene Betrachtung der Flußgebiete eingeführt, die über die politischen Grenzen hinausgeht.

Ziele, die es zu erreichen gilt, sind fachlich und zeitlich klar definiert. Alle Oberflächengewässer (Seen, Fließgewässer, Übergangsgewässer und Küstengewässer) sollen innerhalb von 15 Jahren in einen guten ökologischen Zustand gebracht werden. Verlängerungsfristen können, wenn sie begründet sind, genutzt werden. Bei strukturell stark veränderten oder künstlichen Gewässern können geringere Umweltziele formuliert werden. Bei der Umsetzung der Richtlinie sind die Bürger stärker miteinzubeziehen als dies bisher der Fall war.

Die Richtlinie stellt die Wasserwirtschaftsverwaltung vor neue organisatorische, fachliche und rechtliche Aufgaben. Um eine zuverlässige Prüfung der derzeit bestehenden Grundlagen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein sowie Vorschläge für die erforderlichen Maßnahmen zur effektiven Vorbereitung der Umsetzung zu erreichen, wurden drei Arbeitsgruppen (Rechtliche Umsetzung und Organisation, Monitoringaufgaben, Operative Aufgaben) innerhalb der staatlichen Wasserwirtschaftsverwaltung des Landes gebildet, deren Abschlussbericht zur Unterrichtung der Landesregierung gerade im Prozeß der Fertigstellung ist. Insbesondere ist es wichtig, frühzeitig Entscheidungen bezüglich der

- **Änderungen oder des Neuerlasses von Rechtsvorschriften,**
- **Organisatorischen Maßnahmen,**
- **Benennung der wichtigsten fachlichen Aufgaben mit der Zuordnung der einzelnen Aufgaben zu Aufgabenträgern und Zeitplänen für die Umsetzung und**

- **Schätzung des Finanz- und Personalbedarfs zu treffen.**

Fließgewässernetz

Das Fließgewässernetz in Schleswig-Holstein beträgt ca. 22.000 km Länge, bei Hinzurechnung der verrohrten Strecken ergeben sich ca 27.000 km Gewässerlänge. Wegen der Nähe zu Nord- und Ostsee sind die meisten Gewässer kurz, mit kleinen Einzugsgebieten und Sohlbreiten kleiner als 2 m. Nur ca 1200 km Fließgewässerlänge haben Sohlbreiten, die größer als 2 m und Einzugsgebiete, die größer als 70 km^2 sind. Angaben zu der Länge des Gewässernetzes mit Gewässereinzugsgebieten größer 10 km^2 liegen zur Zeit noch nicht vor. Geschätzt sind es 5000 km.

Entsprechend den durch zwei Eiszeiten geprägten naturräumlichen Gegebenheiten ist die Ausprägung der Bäche vielfältig. Mittelgebirgscharakter erreichen die Bäche im Bungsberggebiet des Östlichen Hügellandes, eher träge fließend bis teilweise stehende Gewässerabschnitte finden sich in der Marsch, zwischen diesen Extremen liegen gefällearme Kiesbäche und Sandbäche verschiedener Ausprägung.

Ausgehend von einem Projekt der Universität Essen im Auftrag des DVWK, finanziert von der LAWA und angeregt vom Land Schleswig-Holstein sind zunächst fünf Fließgewässerlandschaften mit insgesamt neun Fließgewässertypen, deren räumliche Zuordnung aber noch nicht erfolgt ist, beschrieben worden (LANU, 2001).

Für die Wasserrahmenrichtlinie wurde in einem ersten Schritt in Anlehnung an die verbreitetesten Fließgewässerlandschaften und unter Berücksichtigung der vorläufig formulierten Fließgewässertypen für die Bundesrepublik, wie sie von SCHMEDJE ET AL. (2000) eingeschätzt wurden, eine sehr vorläufige Karte entworfen. Diese enthält zunächst nur fünf Typen:

- **Kiesgeprägte Fließgewässer der Moränen** **10 - 100 km^2**
- **Sandgeprägte Bäche der Sander und sandigen Aufschüttungen** **10 - 100 km^2**
- **Organisch geprägte Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen** **10 - 100 km^2**
- **Mittelgroße Flüsse** **100 - 1000 km^2**
- **Schlickgeprägte Fließgewässer der Marschen** **noch offen**

Bei den Flüssen unterscheiden wir zur Zeit noch nicht nach Substraten. Dies ist aber entsprechend der Datenerhebungen ggf. noch zu korrigieren. In einer ersten Arbeitskarte wurden die Farben der Landschaften auf die Gewässerlinien übertragen. In einem weiteren Schritt werden im nächsten Jahr die Ausweisungen von Typen präzisiert werden.

Einschätzung des ökologischen Ist-Zustandes

Über die Ökologische Fließgewässerbewertung im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie möchte ich u.a. auf den Plenarvortrag von Braukmann et al. anläßlich der DGL- Tagung 2000 verweisen.

Die dort erwähnten Projekte sind noch nicht abgeschlossen, so dass die Einschätzung mit bundeseinheitlich anzuwendenden Bewertungsmaßstäben noch nicht erfolgen kann.

In Schlewig-Holstein liegen aber für die Bäche des Östlichen Hügellandes und der Geest regionalspezifische Bewertungsansätze seit 1989 für das Makrozoobenthos vor, so dass hieraus zumindest für dieses Qualitätsmerkmal eine Abschätzung des ökologischen Zustandes erfolgen kann (HOLM, 1989, LANU,1998).

Es konnten dabei aber die Marschgewässer, die organisch geprägten Gewässer der Niederungen, die Fluss-Unterläufe und die Seeausflüsse noch nicht berücksichtigt werden. Das angewendete Bewertungsverfahren erlaubt zudem derzeit keine Differenzierung zwischen sand- und kiesgeprägten Bächen, weshalb diese Kategorien bei der vorläufigen Einschätzung zusammen betrachtet wurden. Insgesamt liegen aber für Schleswig-Holstein sehr viele Daten vor, die für die Bäche des Östlichen Hügellandes, der Hohen Geest und bedingt auch für die Vorgeest weitgehende Aussagen zulassen und damit auch den größten Teil der Landesfläche abdecken. Für die Abschätzung des ökologischen Zustandes konnte nicht linienhaft vorgegangen werden, weshalb Teilgebiete abgegrenzt werden mussten. Insgesamt wurden 34 Teilgebiete, die aus Teileinzugsgebieten vergleichbarer Typen und im Küstenbereich aus mehreren getrennten Gebieten ähnlicher Typen bestehen. Die Aussagen beziehen sich immer auf das gesamte Teilgebiet, da nur so aus einer Gesamtschau eine zweckdienliche Beurteilung erfolgen kann.

Bezüglich der Fischfauna liegen in Schleswig-Holstein zwar Erkenntnisse vor. So wurden zahlreiche Gewässer, Fließgewässer und Seen, im Auftrag von Landesbehörden beprobt und bewertet. Der Landessportfischerverband hat ein Fischkataster erarbeitet (MLR, 1998). Aber diese Daten sind noch nicht in der Form aufbereitet, wie es die WRRL verlangt. Es wurde deshalb eine Experteneinschätzung mit Hilfe des einschlägigen *Fischereibiologenfachverstandes* des Landes vorgenommen, wobei wie bei der Bewertung des fließgewässertypischen Makrozoobenthos die Bewertung sich nicht auf einzelne Strecken sondern auf ganze Teilgebiete bezog.

Das Ergebnis (Abb. 1) war ernüchternd, aus Sicht des Makrozoobenthos ist nur ein Teilgebiet in einem guten ökologischen Zustand, die Bewertung für die Fische ergibt für kein Teilgebiet einen guten ökologischen Zustand.

Die Ursachen für den derzeitigen Zustand liegen in Defiziten bei der Wasserbeschaffenheit und in strukturellen Defiziten im Gewässerlauf selbst und der näheren Umgebung. Häufig wurden stoffliche Defizite schon vor Jahren bekannt und erfolgreich beseitigt. Dass der Erfolg sich nicht in der Rückkehr der fließgewässertypischen Organismen widerspiegelt, hat oft mehrere Ursachen. Zum einen gibt es i.d. R. gravierende strukturelle Defizite im Gewässersystem, dies wird besonders deutlich an der Fischfauna, die allerdings zusätzlich wegen der Besatzmaßnahmen beeinträchtigt sein kann. Zum anderen können die

Abwasserprobleme in der Vergangenheit zu einem vollständigen Verschwinden charakteristischer Arten geführt haben, die nun in dem gesamten System nicht mehr vorkommen und daher auch keine Wiederbesiedlung erfolgen kann. Erfolgskontrollen an vor Jahren durchgeführten sogenannten

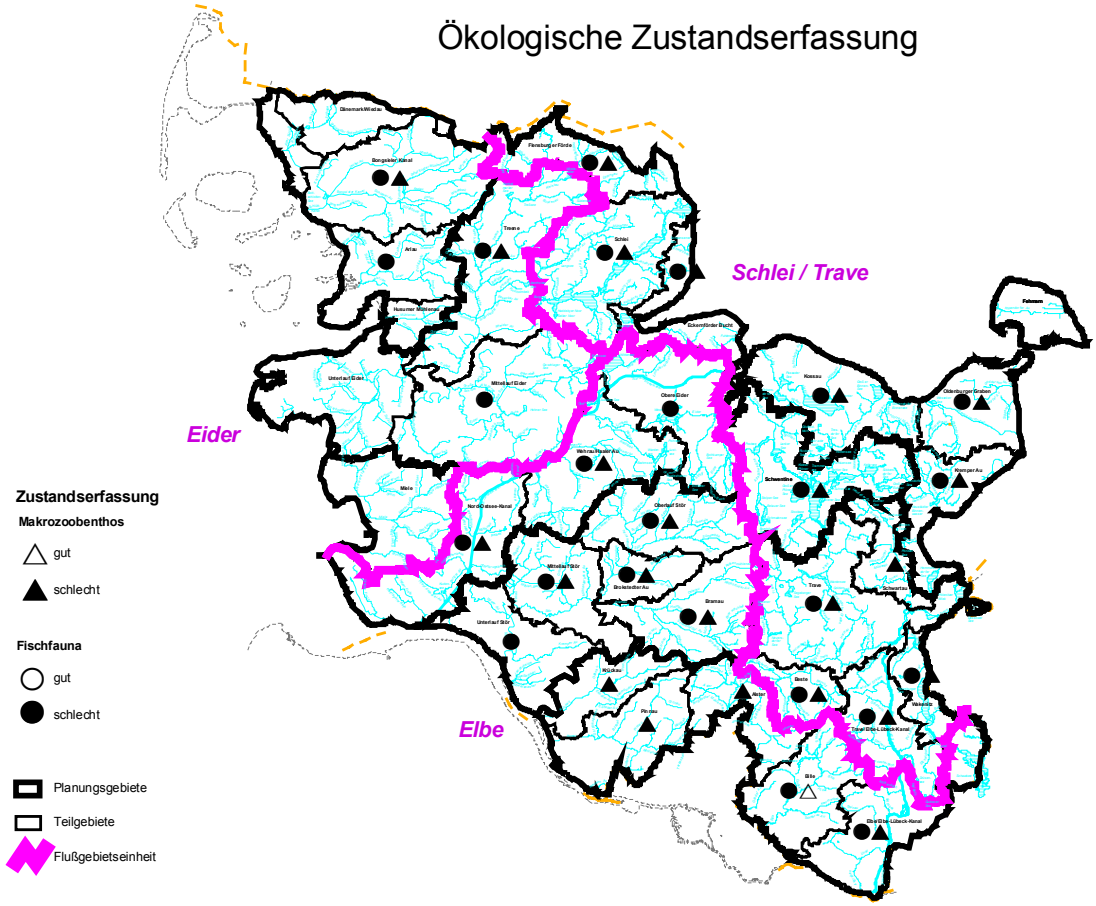


Abb. 1: Vorläufige ökologische Zustandserfassung nach den Qualitätsmerkmalen Makrozoobenthos und Fische und einer ja/nein-Bewertung in Bezug auf den guten ökologischen Zustand.

Renaturierungsmaßnahmen zeigen häufig, dass abschnittsweise Betrachtungen nicht ausreichen und deshalb die Gesamteinschätzung von Einzugsgebieten oder Teileinzugsgebieten aussagekräftig sein kann.

Weitere Vorgehensweise und erreichbare Ziele

Die Einteilung von Teilgebieten hat die Wasser- und Bodenverbände, in deren Zuständigkeit die Unterhaltungspflicht i.d.R. liegt und die sich aus den unterschiedlichsten Gründen historisch entwickelt haben, veranlasst, über einen neuen Zuschnitt der Verbandsgrenzen nachzudenken. Dies ist zunächst ein willkommener und wesentlicher Schritt, um im Sinne der WRRL bei den erkannten Defiziten in Schleswig-Holstein arbeitsfähige Einheiten zu gründen.

Angesichts des derzeitigen ökologischen Zustandes der Fließgewässer wird für die erforderlichen Maßnahmen wie auch schon bei dem Fließgewässerprogramm des Landes von den

Wiederbesiedlungsmöglichkeiten der Teilgebiete ausgegangen. Nur hierdurch kann von einer Ausbreitung der Arten und somit dem Erreichen des guten ökologischen Zustandes ausgegangen werden. Zunächst wird das Makrozoobenthos als Bewertungsmaßstab leitbildbezogen zu Grunde gelegt. Diese Einschätzung muss aber so bald wie möglich über valide Daten zum Fischbestand überprüft werden.

Danach wird ausgehend von den Besiedlungsresten mit typischen Fließgewässerarten ein durchgängiger Strang ausgehend von dem vorgefundenen Fließgewässerorganismen entlang des Fließgewässersystems in einem ersten Ansatz als regenerierbar festgelegt. Enthalten sind bei dieser Überlegung alle Maßnahmen in den Teileinzugsgebieten, die umgesetzt werden müssen, um die Ausbreitung der Organismen zu ermöglichen. Diese Vorgehensweise wurde für eine Abschätzung in Teilgebieten beispielhaft vorgenommen und ins Verhältnis zu dem sogenannten reduzierten Gewässernetz gesetzt. Damit sind alle Fließgewässersysteme, die größere Einzugsgebiete als 10 km^2 aufweisen und Gegenstand der Richtlinie sind, gemeint.

Im Ergebnis (Abb. 2) können voraussichtlich zunächst nur 34 % des reduzierten Gewässernetzes in einen guten ökologischen Zustand versetzt werden. Innerhalb der 15 Jahre werden aber auch Maßnahmen durchgeführt, die in dem restlichen Gebiet die Voraussetzungen für ein gutes ökologisches Potenzial bilden sollen, so dass während der Verlängerungszeit auch dieses Gewässernetz in den guten ökologischen Zustand überführt werden kann.

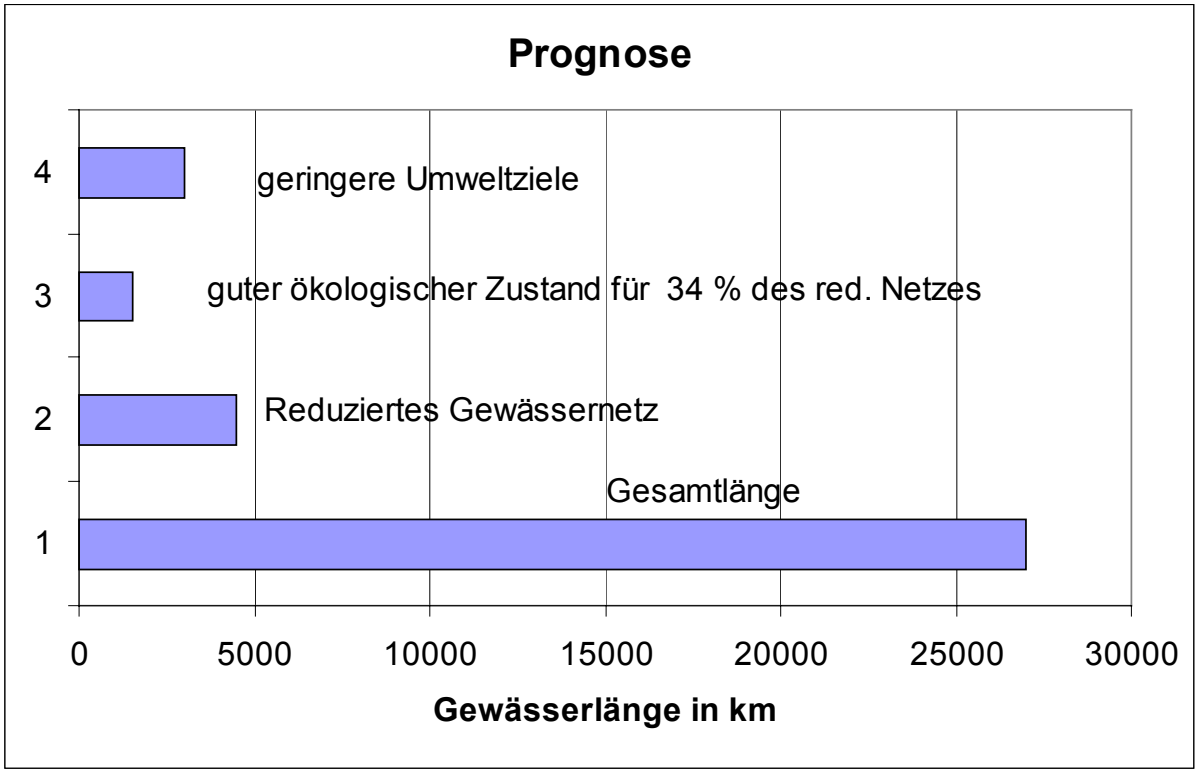


Abb. 2: Prognose über die Zielerreichung innerhalb der ersten 15 Jahre

Die hier mitgeteilten Vorstellungen sind in Schleswig-Holstein für einen Bericht zur Unterrichtung der Landesregierung mit weiter gehenden Angaben zu den erforderlichen personellen und finanziellen Bedingungen für die nächsten richtlinienrelevanten Jahre zusammengestellt worden und haben zunächst vorläufigen Charakter, zumindest was die Bewertung der Gewässer und die Prognose über die Erreichbarkeit des guten ökologschen Zustandes betrifft.

Literatur

BRAUKMANN, U., BISS, R., KÜBLER, P.& PINTER, I. (2000): Ökologische Fließgewässerbewertung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg): 24-49

HOLM, A. (1989): Ökologischer Bewertungsrahmen (Bäche). Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, 46 S & Anhang.

LANU (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN) (1998): Faunistisch-ökologische Bewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein . 3 Karten.

LANU (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN) (2001): Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 62 S.

MLR (MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE RÄUME, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND TOURISMUS DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN) (1998): Süßwasserfische und Neunaugen in Schleswig-Holstein. Fischartenkataster. Landessportfischerverband Schleswig-Holstein e.V., 183 S.

SCHMEDJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE, P. & HERING, D.(2000): "Top down-bottom up"- Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg): 147-151

Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein: Teil Seen

Elisabeth Wesseler

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek

Keywords: Seen, Wasserrahmenrichtlinie, Bewertung, Sanierungsbedarf

Schleswig-Holstein gehört mit seinen über 300 Seen zu den seenreichen Bundesländern Deutschlands. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) betrifft größere Seen mit einer Fläche > 50 ha. Davon gibt es in Schleswig-Holstein etwa 65 natürliche Seen sowie an der Nordseeküste Speicherbecken und Seen, die im Zuge der Landgewinnung in der Marsch entstanden.

Alle größeren Seen sollen gemäß WRRL bis 2015 in einem guten ökologischen Zustand sein. Dieser ökologische Zustand wird anhand der Lebensgemeinschaften bewertet. Entsprechende bundesweit anzuwendende biozönotische Leitbilder werden zurzeit im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die Lebensgemeinschaften Plankton, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische entwickelt. Der Grad der Abweichung der Gewässer von dem Leitbild wird in fünf Klassen bewertet. Dabei wird davon ausgegangen, dass die Seen zu Typen zusammengefasst werden können, die im ursprünglichen Zustand eine bestimmte Zönose beherbergen und auf anthropogene Störungen in bestimmten Klassen degenerieren. Diese Methode hat sich bei Fließgewässern bezüglich des Makrozoobenthos schon bewährt, wohingegen bei den Seen bisher nur regionale Bewertungsmaßstäbe für einzelne Lebensgemeinschaften entwickelt werden konnten.

Die **Bildung von Typen** als Voraussetzung für die Bewertung ist bundesweit für Seen, vor allem in Abhängigkeit von der Seetiefe und der Einzugsgebietsgröße sowie unter Berücksichtigung von Spezialtypen, weitgehend vorbereitet. In Schleswig-Holstein (Abb. 1) ist etwa die Hälfte der Seen geschichtet, davon je zur Hälfte mit einem großen bzw. kleinen Einzugsgebiet. Ein Drittel der Seen ist ungeschichtet und hat meist ein großes Einzugsgebiet. Darüber hinaus ist in Schleswig-Holstein vor allem ein Sondertyp - die Strandseen - von Bedeutung. Bzgl. der Speicherbecken an der Nordseeküste besteht noch die Frage, ob sie als künstliche Seen oder Küstengewässer einzustufen sind. Des weiteren ist zu prüfen, ob Marschseen künstliche Seen sind. Fast alle schleswig-holsteinischen Seen liegen im fruchtbaren östlichen Hügelland.

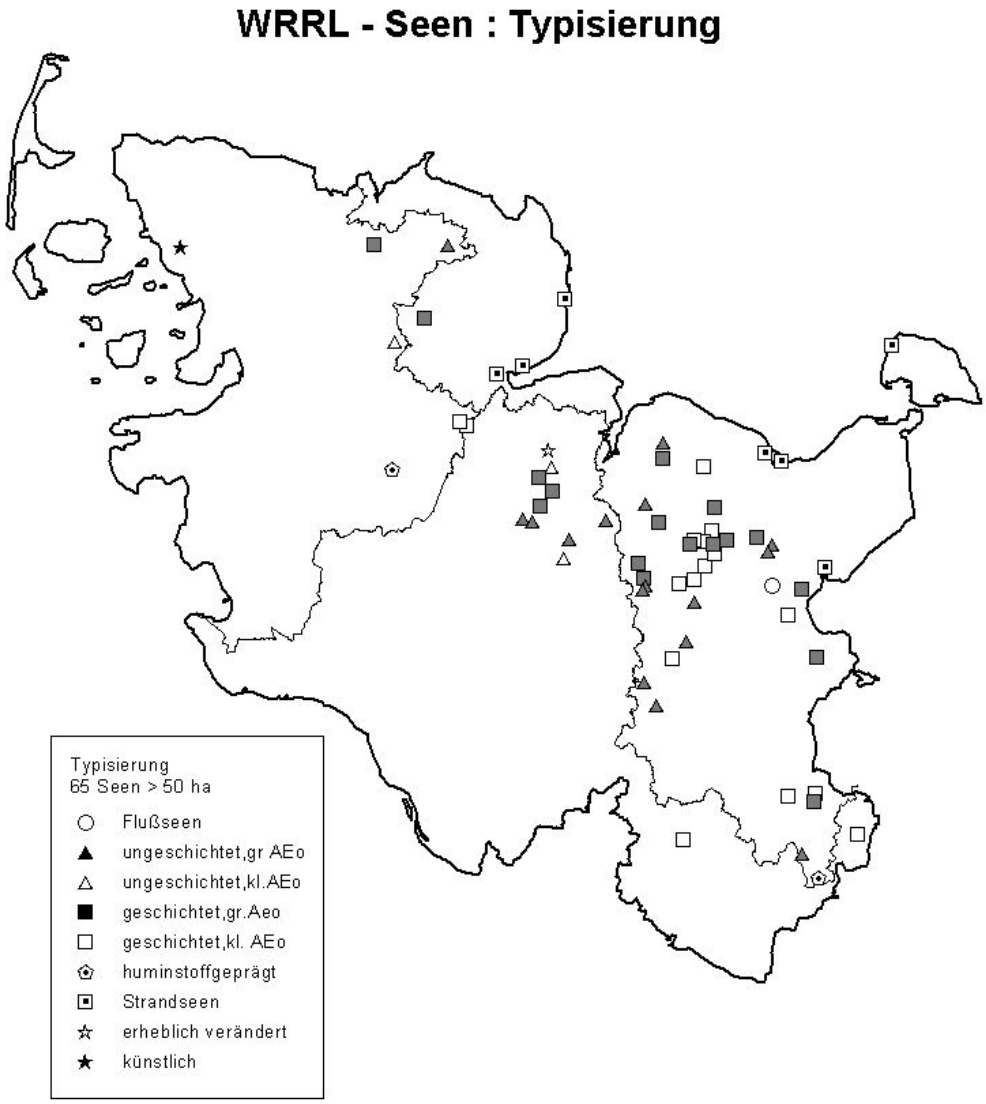


Abb. 1: Vorläufige Typisierung der schleswig-holsteinischen Seen

Die folgenden Überlegungen und groben Abschätzungen dienen dazu, zu ermessen, welche Anforderungen durch die Wasserrahmenrichtlinie auf Schleswig-Holstein zukommen. Zunächst wurde die **Bewertung** des ökologischen Zustandes der Seen abgeschätzt. Die späteren Bewertungsmaßstäbe liegen ja noch nicht vor. Der brauchbarste Maßstab zurzeit ist die Bewertung der Trophie nach LAWA (1998), die mit der gleichen Methode arbeitet wie die von der WRRL geforderten biozönotischen Bewertungsrahmen, nämlich mit Referenzbildung und Bewertung des Istzustandes nach der Abweichung von der Referenz. Aktuelle Daten für etwa die Hälfte der größeren Seen des Landes wurden nach LAWA bewertet und auf die Gesamtzahl der Seen hochgerechnet. Auf der siebenstufigen Skala nach LAWA (Abb. 2) erhalten in Schleswig-Holstein etwa 1/3 der Seen die Bewertung 2, sind also möglicherweise in einem guten ökologischen Zustand gemäß WRRL. Gut 50 % der Seen werden mit 3 bewertet, weichen also wahrscheinlich um eine Stufe vom guten Zustand ab. 16 % erhalten die Bewertung 4 bzw. 5.

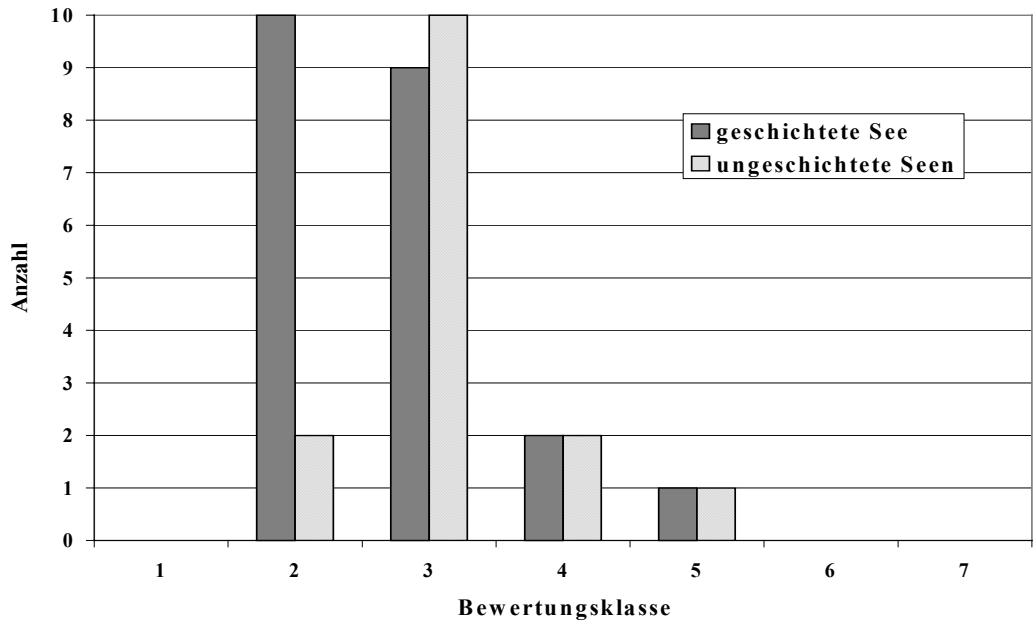


Abb. 2: Bewertung der schleswig-holsteinischen Seen anhand der Trophie nach LAWA (1998)

In welcher Beziehung die biozönotische Bewertung zur Trophiebewertung steht, kann zur Zeit nur geschätzt werden. Das Plankton hängt eng mit der Trophie zusammen und wird vielleicht ähnliche Bewertungen ergeben. Umfangreiche Makrozoobenthosuntersuchungen aus Schleswig-Holstein deuten darauf hin, dass auch das Benthos den Trophiegrad des Sees widerspiegelt und daher ähnliche Bewertungsergebnisse erbringen könnte wie die Trophie. Hinsichtlich der Fischfauna, die in allen Seen durch die fehlende freie Verbindung mit Nord- oder Ostsee beeinträchtigt ist, müssen die Seen aber möglicherweise schlechter als nach der Trophie beurteilt werden.

Nach LAWA scheinen also 70 % der größeren schleswig-holsteinischen Seen nicht in einem guten ökologischen Zustand zu sein, so dass sich ein großer Handlungsbedarf gemäß der WRRL ergibt. Wodurch wird dieser schlechte Zustand der schleswig-holsteinischen Seen verursacht? Signifikante **Defizite** gegenüber dem guten ökologischen Zustand bestehen in den Seen des Landes vor allem hinsichtlich folgender Aspekte:

- Veränderung des Wasserhaushaltes und der Ufermorphologie durch Wasserstandsabsenkungen,
- zu hohe Nährstoffeinträge überwiegend aus der Landbewirtschaftung, z.T. aus Abwassereinleitungen sowie Niederschlag und versiegelter Fläche
- Veränderung der Lebensgemeinschaften und des Nahrungsnetzes im Wasser durch die o.g. Punkte sowie durch Unterbrechung der Verbindung mit den umgebenden Gewässern und durch selektive fischereiliche Bewirtschaftung,
- Störung der Uferzonen mit ihrer besonderen ökologischen Funktion durch Freizeitnutzung.

Mit den biozönotischen Bewertungsmethoden werden voraussichtlich nur drei bis vier der genannten Punkte erfasst So beeinträchtigt z.B. die Freizeitnutzung vor allem den Röhrichtgürtel, erfasst wird für die WRRL aber nur die Unterwasservegetation. Fischereiliche Bewirtschaftung und

die Defizite durch die fehlende Verbindung überlagern sich, so dass es schwierig erscheint, durch Erfassungen des Fischbestandes zu einer Bewertung des ökologischen Zustandes zu kommen. Bezüglich der Trophie ist in Schleswig-Holstein vor allem die Belastung durch die landwirtschaftliche Flächennutzung der Hauptfaktor (Abb. 3). Das bedeutet, dass Voraussetzung für fast alle Seesanierungen Nutzungsänderungen im Einzugsgebiet sind, zu denen die Flächeneigentümer freiwillig bereit sein müssen.

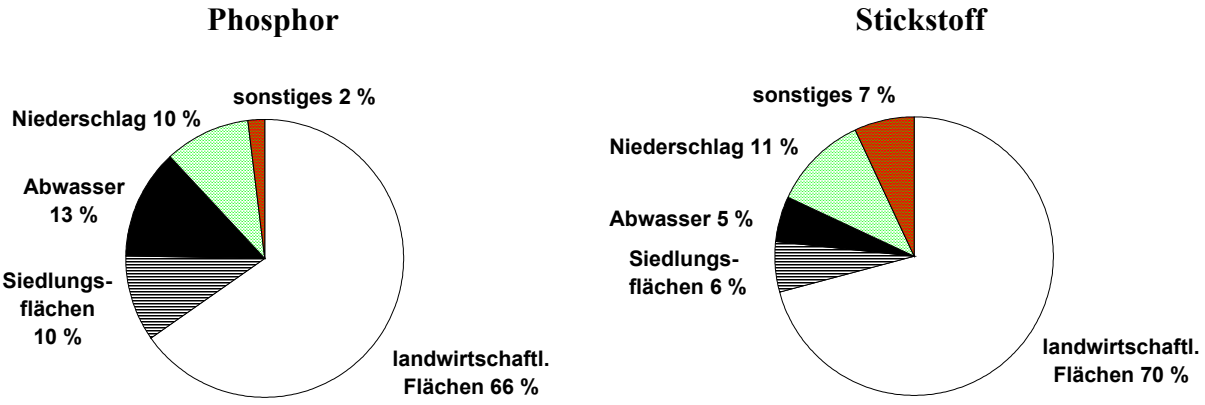


Abb. 3: Abschätzung der durchschnittlichen Bedeutung verschiedener Quellen für Phosphor- und Stickstoffeinträge in größere schleswig-holsteinische Seen (Median, n = 18)

In Abhängigkeit vom individuellen Belastungsmuster jedes einzelnen Sees und der zukünftigen Kenntnisse über die Auswirkungen auf die verschiedenen Biozönosen sollen **Maßnahmen** zur Sanierung ergriffen werden. Hierbei liegt in Schleswig-Holstein zurzeit der Schwerpunkt in der Beseitigung der Belastungsursachen im Einzugsgebiet.

Um bei eutrophierten Seen mit flächenhaften Maßnahmen den Stoffrückhalt im Einzugsgebiet effektiv zu erhöhen, müsste in Schleswig-Holstein schätzungsweise im Schnitt auf 20 % des Einzugsgebietes der Stoffrückhalt erhöht werden, z.B. durch Extensivierung von Grenzertragsstandorten und bewirtschafteten Niedermooren oder durch Erosionsschutz auf erosionsgefährdeten und gewässernahen Flächen. Hier wäre die Änderung der EU-Agrarsubventionspolitik zugunsten des Gewässerschutzes eine wesentliche förderliche Maßnahme.

Können sich die Seen, die zur Zeit nicht in einem guten ökologischen Zustand sind, nämlich 70 % der schleswig-holsteinschen Seen, **überhaupt kurzfristig (bis 2015) erholen**? Um diese Frage beantworten zu können, wurde das Regenerationspotential aufgrund der Einzugsgebietsgröße und der Schichtungsverhältnisse abgeschätzt. D.h., es wurde davon ausgegangen, dass geschichtete Seen und Seen mit kleinen Einzugsgebieten schneller effektiv saniert werden können und sich anschließend schneller erholen.

Wie oben dargestellt, kann davon ausgegangen werden, dass bereits 30 % der Seen in einem guten ökologischen Zustand sind (Abb. 4). Weitere 40 % der schleswig-holsteinischen Seen haben keinen

guten ökologischen Zustand und ein hohes Regenerationspotential. Trotzdem ist wahrscheinlich eine längere Erholungszeit nötig, so dass die in der WRRL zugelassenen Fristverlängerungen (bis 2027) in Anspruch genommen werden müssen. Denn Parameter für die Bewertung nach vollzogener Sanierung sind ja neben dem relativ schnell reagierenden Plankton auch das Makrozoobenthos und die Unterwasservegetation.

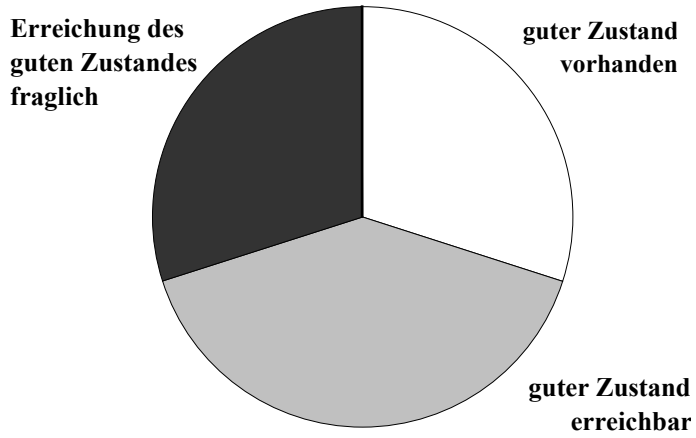


Abb. 4: Abschätzung der Erreichbarkeit „guter ökologischer Zustand“ durch die schleswig-holsteinischen Seen

Die restlichen 30 % befinden sich nach heutigen Erkenntnissen ebenfalls nicht in einem guten ökologischen Zustand, haben jedoch kein hohes Regenerationspotential wegen ihres großen Einzugsgebietes und/oder ihrer geringen Tiefen und werden mit hoher Wahrscheinlichkeit bis 2027 nicht in einen guten ökologischen Zustand zu bringen sein. Hier wird voraussichtlich die Ausnahmemöglichkeit der WRRL in Anspruch zu nehmen sein, weniger strenge Umweltziele zu definieren .

Es wird also offenbar, dass langsam reagierende Ökosysteme wie Seen Schwierigkeiten haben werden, das Ziel "guter ökologischer Zustand" gemäß WRRL fristgerecht zu erreichen.

Literatur

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1998: Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien.- Kulturbuch-Verlag, Berlin.

Der Weg zum „guten ökologischen Zustand“: Fallbeispiel thüringische Leine

Claus-Jürgen Schulz, Karin Billert, Jane Michel, Ulrike Thoma & Norbert Wenzl

Staatliches Umweltamt Sondershausen, Postfach 36, D – 99 701 Sondershausen/Thüringen
Fax 03632 – 654 251, e-Mail: CSchulzDr@suasdh.thueringen.de

Keywords: guter ökologischer Zustand, Leine, Wasserrahmenrichtlinie

1. Einleitung und Zielstellung

Mit dem In-Kraft-Treten der Richtlinie 2000/60/ EWG, nachfolgend kurz „Wasserrahmenrichtlinie“ („WRRL“) genannt, wurde die bisherige gewässerökologische Zielstellung der „mäßigen organischen Belastung“ (entsprechend Güteklasse II) vom „guten ökologischen Zustand“ abgelöst. Diese Zielstellung gilt für alle Oberflächengewässer mit einem Einzugsgebiet > 10 km^2 und weiterhin für die Grundwasserkörper, die nachfolgend allerdings nicht berücksichtigt werden.

Die ökologische Bewertung der Fließgewässer erfolgt nach der WRRL anhand biologischer (Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos, Ichthyofauna), ökomorphologischer (Abfluss, Durchgängigkeit, Strukturgüte) und physikalisch-chemischer Parameter (Wärme- und Sauerstoffhaushalt, Versauerung, punktförmige und diffuse Belastung durch Nährstoffe und spezifische Schadstoffe). Diesbezügliche Informationen werden herangezogen, um die Erstbeschreibung der Flussgebiete bis 2004 durchzuführen.
In Vorbereitung dieser Aufgaben untersuchte das Staatliche Umweltamt Sondershausen in einem Pilotprojekt, welche Fachdaten zu den genannten Punkten wo vorhanden sind und was noch fehlt und beschafft werden muss. Das Projekt sollte so zugleich modellhaft erste Erfahrungen in der Vorbereitung der Umsetzung der WRRL ermöglichen.

2. Untersuchungsgebiet

Thüringen hat im Hinblick auf die WRRL Anteil an 3 Fluss- und 6 Bearbeitungsgebieten. Das Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt als Auftraggeber wählte für das Pilotprojekt die Leine aus unter dem Gesichtspunkt der Überschaubarkeit.
Die Leine entspringt in Leinefelde im Obereichsfeld. Bei einem thüringischen Einzugsgebiet von 285 km^2 Größe beträgt ihre Fließstrecke hier 38 Kilometer. Dabei nimmt sie 10 Nebengewässer (Einzeleinzugsgebietsgröße jeweils > 10 km^2) mit einer Gesamtlänge von rund 88 Kilometern auf und verlässt westlich von Arenshausen das Gebiet des Freistaates, um ihren Lauf in Niedersachsen fortzusetzen. Am Pegel Arenshausen betragen der MQ 2,66 $m^3 s^{-1}$, der MNQ 0,708 $m^3 s^{-1}$ und der NQ 0,370 $m^3 s^{-1}$. Nördlich von Hannover mündet die Leine in die Aller, einen Nebenfluss der Weser.

3. Vorgehensweise

Zwecks Datenerhebung wurden alle infrage kommenden Dienststellen und Institutionen konsultiert bzw. angeschrieben. Hausintern waren dies die Dezernate Naturschutz, Immissionsschutz und Abfall/Altlasten. Extern reichte das Spektrum von der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, den oberen und unteren Wasser- und Naturschutzbehörden und dem zuständigen Landwirtschaftsamt bis hin zu Ingenieurbüros, Zweckverbänden und Deutschem Wetterdienst. Es wurden insgesamt 16 Stellen abgefragt, bei denen rund 260 verschiedene Karten, Schriftstücke,

Akten, Berichte und Dateien vorlagen. Auch zwei Diplomarbeiten über die thüringische Leine standen zur Verfügung. Etwa die Hälfte des Datenbestandes wurde eingesehen. Alle Unterlagen wurden auf inhaltliche Brauchbarkeit und technische Verwertbarkeit hin beurteilt.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Datenlage zur ökologischen Bewertung war sehr heterogen. Mehr oder minder große Defizite bei biologischen und physikalisch-chemischen Parametern standen einem vergleichsweise breiteren Datenfundus bei den ökomorphologischen gegenüber (Abb. 1):

● Phytoplankton:	keinerlei Daten vorhanden
● Makrophyten:	dto.
● Makrozoobenthos:	Daten aus Güteuntersuchungen vorhanden
● Fische:	keine verwertbaren Daten vorhanden

ergänzend:

● Strukturgüte/Ökomorphologie: Übersichtskartierung liegt vor	
● Abfluss:	sehr gute Datenlage

● Wärmehaushalt:	keine ausreichende Datenbasis
● Sauerstoffhaushalt:	dto.
● Versauerung:	dto.
● Nährstoffbelastung:	dto.

Abb. 1: Datenlage zur ökologischen Bewertung

Biologische Parameter:

Die WRRL sieht die Erhebung der biologischen Parameter für jene Messstellen vor, an denen überblicksweises Monitoring stattfindet für Einzugsgebiete > 2.500 km^2. Diese Messstelle dürfte aufgrund des relativ kleinen thüringischen Leineeinzugsgebietes in Niedersachsen liegen. Von daher wird in Thüringen beabsichtigt, den Erfassungsaufwand an den 6 Regionalmessstellen auf das Makrozoobenthos zu beschränken. Dabei ist die Bearbeitungsmethodik ggfs. einer veränderten Fragestellung anzupassen.

Strukturgüte/Ökomorphologie:

In Bezug auf die Strukturgüte liegt eine übersichtsweise Kartierung nach LAWA vor, welche die Strukturgüte der Leine kilometerweise erfasst. Handlungsbedarf besteht insbesondere bei der Erstellung einer Kilometrierung, welche mit der niedersächsischen Anschlusskilometrierung übereinstimmt, sowie in der Klärung spezieller Fragen, die in der vorliegenden Übersichtskartierung nicht beantwortet werden.

Physikalisch-chemische Parameter:

Abgesehen von der Messstelle Arenshausen werden die Messstellen entlang der Leine derzeit nur noch mit einer Frequenz von 2 x p. a. beprobt. Das Messnetz ist so strukturieren, dass die von der WRRL geforderten Mindestfrequenzen (4 x p. a.) erreicht werden.

Das Leineeinzugsgebiet ist stark landwirtschaftlich geprägt. Großindustrie oder industrielle Altlasten, wie sie in anderen Teilen Thüringens mit den Altstandorten der Kali- und Wismutbergbaubetriebe gegeben sind, fehlen. Die Leine und ihre Nebengewässer sind nicht als Bade- oder Muschelgewässer ausgewiesen und naturschutzbedingte Konflikte mangels FFH-Gebiete im Gewässerbereich ebenfalls nicht gegeben. Die so fehlende Konfliktträchtigkeit ist für Gesamtthüringen allerdings nicht unbedingt charakteristisch.

Im Hinblick auf die Auswertung des gesichteten Datenfundus' sollte ergänzend die Frage beantwortet werden, ob die Leine den nach der WRRL anzustrebenden „guten ökologischen Zustand" schon aufweist. Die Antwort auf diese Frage ist zwangsläufig spekulativ, weil bundeseinheitlich noch keine Vorgaben zur Fachmethodik existieren. Es wurde deshalb hilfsweise die Prämisse gewählt, der „gute ökologische Zustand" erfordere 1. einen Saprobiewert von 2,1 oder besser; 2. eine chemische Güteklasse (nach LAWA) von II-III oder besser; 3. die Fischpassierbarkeit. Unter diesen Gesichtspunkten gilt für die Leine (Tab. 1) :

	Obergrenze	Ergebnis	Ziel erreicht
Saprobienindex	2,1	2,83 Leinefelde (uh Quelle)	nein
		2,41 Beuren	nein
		2,29 oh Heiligenstadt	nein
		2,16 Uder	nein
		1,97 uh Schönau	ja
		2,14 Arenshausen (Landesgrenze)	ja
Chem. Güteklasse NH_4-N*	II-III	II	ja
Chem. Güteklasse NO_3-N*	II-III	III	nein
Chem. Güteklasse GesN*	II-III	III	nein
Chem. Güteklasse GesP*	II-III	II-III	ja
Durchgängigkeit	gegeben	mehrere Wehre vorhanden	nein

*angegeben: Messstelle Arenshausen. Nur hier liegen die für die LAWA-Klassifizierung erforderlichen 13 Messwerte vor, die zur Bildung eines 90-Perzentilwertes notwendig sind.

Tab. 1: Gütesituation der thüringischen Leine. Bezugsjahr: 2000.

Die Ergebnisse deuten an, dass der „gute ökologische Zustand" bei der Leine möglicherweise noch nicht erreicht ist. Dies gilt für die Besiedlung mit Makrozoobenthos ebenso wie für Nährstoffbelastung und Fischpassierbarkeit. Konkrete, abschließende Aussagen sind allerdings erst nach Vorliegen verbindlicher Untersuchungsnormen und ggfs. Durchführung weiterer daraufhin abgestimmter Untersuchungen möglich.

Hinweis:
Der Abschlussbericht des Pilotprojektes ist unter folgender Adresse erhältlich:
Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt
Abteilung Wasserwirtschaft
Beethovenplatz 3
99096 Erfurt
Tel. 0361 – 3799 523 (Herr Cott, A.Cott@tmlnu.thueringen.de)
Fax 0361 – 3799 585

SEENBEWERTUNG

HEMM, M., A. HOFFMANN, U. MISCHKE & B. NIXDORF: Natürliche Seen Deutschlands – Aktueller Stand zur Dokumentation, Typisierung und Bewertung anhand des Phytoplanktons

SCHAUMBURG, J., M. COLLING, I. SCHLÖSSER & B. KÖPF: Typisierung bayerischer Seen mit Phytoplankton unter Verwendung von Biomasse, Planktonzusammensetzung und Autökologie

FRANK, CH.: Anwendung der LAWA-Bewertungsrichtlinie für stehende Gewässer in verschiedenen Regionen Baden-Württembergs

SCHARF, E.-M. & ST. SANDROCK: Wie hat ein durchflossener Flachsee auszusehen – Probleme bei der Definition des Referenzzustandes

Natürliche Seen Deutschlands – Aktueller Stand zur Dokumentation, Typisierung und Bewertung anhand des Phytoplanktons

Hemm, Mike, Hoffmann, Anja, Mischke, Ute & Nixdorf, Brigitte

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz
Seestraße 45, 15526 Bad Saarow
Email: hemm@tu-cottbus.de

Einleitung

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands“ (Auftraggeber Umweltbundesamt, Nr. FKZ 299 24 274) werden die natürlichen Seen Deutschlands nach folgenden Größen erfasst: Morphometrie, Topographie, charakteristische limnochemische Parameter, Trophie, planktische und benthische Besiedlung sowie Nutzung und anthropogene Einflüsse der Gewässergüteentwicklung. Das Projekt soll dazu dienen, eine flächendeckende Dokumentation des Zustands der wichtigsten natürlichen Seen sowie Baggerseen über 50 ha Fläche in Deutschland nach einheitlichen Kriterien zu liefern. Dieses Vorhaben hat für die Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie besondere Bedeutung.

Das Projekt „Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren für Phytoplankton in Seen“ wird im Auftrag der LAWA-AG „Stehende Gewässer“ und der ATV/DVWK durchgeführt. Es dient dazu, ein ökologisches Bewertungsverfahren anhand der Artenzusammensetzung und der Biomasse des Phytoplanktons für Seen zu entwickeln.

Anliegen des Beitrages ist es, den Stand der Arbeiten zu dokumentieren und die bislang gesammelten Daten im Zusammenhang mit den von der LAWA-AG entwickelten Typisierungsansätzen für Seen zu prüfen. Ein Ziel dieser Untersuchungen ist es, Referenzseen für den guten und sehr guten ökologischen Zustand gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie die einzelnen Degradationsstufen für die entsprechenden Seetypen zu benennen. Die Auswahl der Seen wird sich dabei zunächst auf die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton und damit auf den Komplex „Trophie“ beschränken. An Beispielen werden offene Fragen und Probleme aufgezeigt.

Der aktuelle Stand der Datenerfassung

Wie viele Seen es in Deutschland gibt, ist bislang trotz intensiver Recherchen nicht genau bekannt. Schätzungen gehen davon aus, dass es ca. 15.000 bis 20.000 Seen mit einer Fläche $\geq$ 1 ha in Deutschland gibt. Bisher (Juni 2001) sind 11722 Gewässer namentlich in unserer Datenbank erfasst worden. Davon sind 4812 Gewässer von den zuständigen Bearbeitern der Bundesländer als künstliche Seen (Speicher, Baggerseen, Gruben) ausgewiesen. In folgender Statistik werden nicht nur die natürlichen Seen, sondern die Standgewässer im Allgemeinen betrachtet. Zu diesen zählen im weiteren die natürlichen Seen und die künstlichen Seen mit Ausnahme der Braunkohlentagebauseen.

Die meisten Standgewässer $\geq$ 1 ha befinden sich in den Bundesländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Bayern (Abb. 1 oben). In der Grafik konnten noch nicht alle Daten zu den Bundesländern Rheinland-Pfalz und Thüringen berücksichtigt werden, da die Recherchen noch nicht abgeschlossen sind.

Von diesen Standgewässern sind 5836 ≥ 3 ha und 763 ≥ 50 ha. Die letzteren sind in der EU-WRRL als überwachungspflichtig eingestuft. In Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern befindet sich auch die größte Anzahl der Seen ≥ 50 ha, dicht gefolgt vom Freistaat Bayern (Abb. 1 unten).

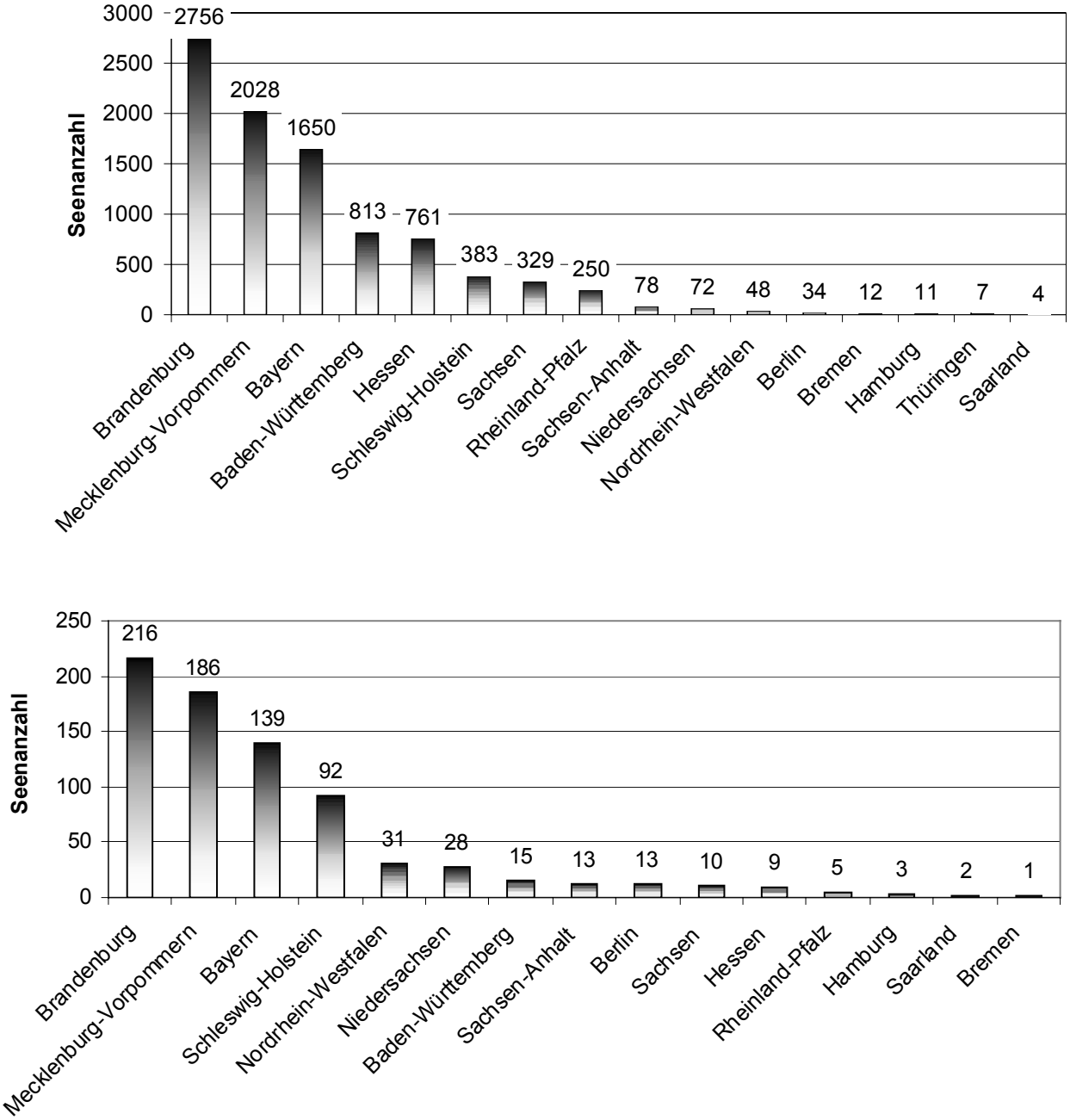


Abb. 1: <u>oben</u>: Anzahl der bislang erfassten Standgewässer ≥ 1 ha in den einzelnen Bundesländern Deutschlands (n = 9236); <u>unten</u>: Anzahl der bislang erfassten Standgewässer ≥ 50 ha in den einzelnen Bundsländern Deutschlands (n = 763), (natürliche Seen und künstliche Seen mit Ausnahme der Braunkohlen-tagebauseen, Daten der BTU Cottbus UBA Projekt: "Natürliche Seen Deutschlands" - FKZ 29924274), 2001).

Vorläufige Typisierung von natürlichen Hartwasserseen in Deutschland nach Entwurf der LAWA-AG "Stehende Gewässer"

Gemäß der derzeitigen Datengrundlage konnten 67 Seen > 50 ha in ein vorläufiges Typisierungsschema der LAWA-AG „Stehende Gewässer" eingeordnet werden. Die Einteilung erfolgte nach der Ökoregion, in der sich das Gewässer befindet, sowie nach morphologischen, chemischen und biologischen Kriterien. Weiterführend sollen in Kombination mit Daten zur Phytoplanktonbiomasse und Phytoplanktonzusammensetzung typenspezifische Referenzzustände und die einzelnen Degradationsstufen definiert werden.

a) Ökoregionen in Deutschland: Es lassen sich die Alpen und Voralpen, das Mittelgebirge sowie das Flachland unterscheiden. Die meisten Seen der Alpen und Voralpen sind tiefe, dimiktische Hartwasserseen, die sich nach der derzeitigen Trophiebewertung (LAWA 1998) im Vergleich zu den Hartwasserseen der anderen Ökoregionen in relativ gutem trophischem Zustand befinden. So ist die Phytoplanktonentwicklung, gemessen an der mittleren Chlorophyll a-Konzentration und Phytoplanktonbiomasse, in diesen Seen bei gleichen bzw. ähnlichen, mittleren Gesamtphosphorkonzentrationen geringer. Dieser Unterschied wird bei der vergleichenden Betrachtung der Flachseen umso deutlicher.

b) Gesamthärte: Die Unterscheidung in Hart- und Weichwasserseen erfolgt nach der Calciumkonzentration > 15 mg/l bzw. <= 15 mg/l des Gewässers. Die meisten Seen Deutschlands sind Hartwasserseen. Nur bei einigen natürlichen Seen und einer Anzahl von künstlichen Gewässern in der Mittelgebirgsregion handelt es sich um Weichwasserseen. Da für diese Seen wegen der überwiegend durch Wald geprägten Einzugsgebiete ein potentiell nährstoffarmer Zustand angenommen wird, , finden sie für die Bewertung der ökologischen Gewässerqualität in dieser Studie keine Berücksichtigung.

c) Volumenquotient [m²/m³]: Dieser Parameter stellt das Verhältnis von Einzugsgebietsfläche zum Seevolumen dar und beschreibt somit den Einfluss der Einzugsgebietsgröße und damit verbundener potentieller Stoffeinträge auf den trophischen Zustand des Gewässers unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Seemorphometrie. Es werden Seen mit Volumenquotienten (VQ) > 1,5 von solchen mit VQ <= 1,5 unterschieden. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass die Seen mit kleinem Volumenquotient oft eine niedrigere Trophiestufe aufweisen als diejenigen mit großem Volumenquotienten.

d) Tiefengradient (F): Dieser gibt das Verhältnis von maximaler Seetiefe zur theoretischen Epilimniontiefe an und ist ein Maß für die Schichtungsstabilität des Gewässers. Die theoretische Epilimniontiefe lässt sich aus der effektiven Achsenlänge des Sees ableiten, welche wiederum den Mittelwert aus effektiver Länge und effektiver Breite darstellt. Seen mit F > 1,5 sind in der Regel im Sommer thermisch stabil geschichtet. In Abwandlung zum Typisierungsentwurf der LAWA dient der Tiefengradient > 1,5 bzw. <= 1,5 hier zur Unterscheidung der mono- und dimiktischen Seen von polymiktischen Seen, die in den meisten Fällen einen höheren trophischen Status besitzen.

e) Weitere Kriterien wie die theoretische Wasseraufenthaltszeit wurden in dieser Studie bisher nicht berücksichtigt. Dieser Parameter wird v.a. für die Typisierung von Flussseen mit starkem Zu- und Abfluss und entsprechend geringer Aufenthaltszeit sowie für langsam fließende und planktondominierte Fließgewässer von Bedeutung sein.

Klassifizierungsverfahren anhand der Biomasse des Phytoplanktons

In der Abbildung 2 sind einige Verfahren zur Klassifikation von Standgewässern anhand der Phytoplanktonbiomasse vergleichend dargestellt. Unser bisheriger Phytoplanktondatensatz enthält 58 000 Daten zur Biomasse einzelner Taxa aus 134 Seen und Flüssen. Von diesen sind 104 größer als 50 ha. Wendet man das System von Willen (2000) auf diesen Datensatz an, ergibt sich eine Trophieklassifikation für die dimiktischen Seen in etwa 55 % oligo- und mesotroph, 18 % eutroph 1 und 2 und 27 % hypertroph. Die meisten oligo- und mesotrophen Seen befinden sich in der Alpen- und Voralpenregion. Für diese Seen werden wir künftig das mehrstufige Modell von Schaumburg et al. (2001) anwenden. Für polymiktische Seen, die fast vorwiegend im Tiefland vorkommen, ist das Klassifizierungsverfahren nach Willen (2000) nicht anwendbar. Danach würden 93 % aller Flachseen als hypertroph eingestuft werden. Hier werden andere Verfahren bzw. Modifikationen Anwendung finden, wie sie beispielsweise bei Behrendt & Opitz (1996) dokumentiert sind.

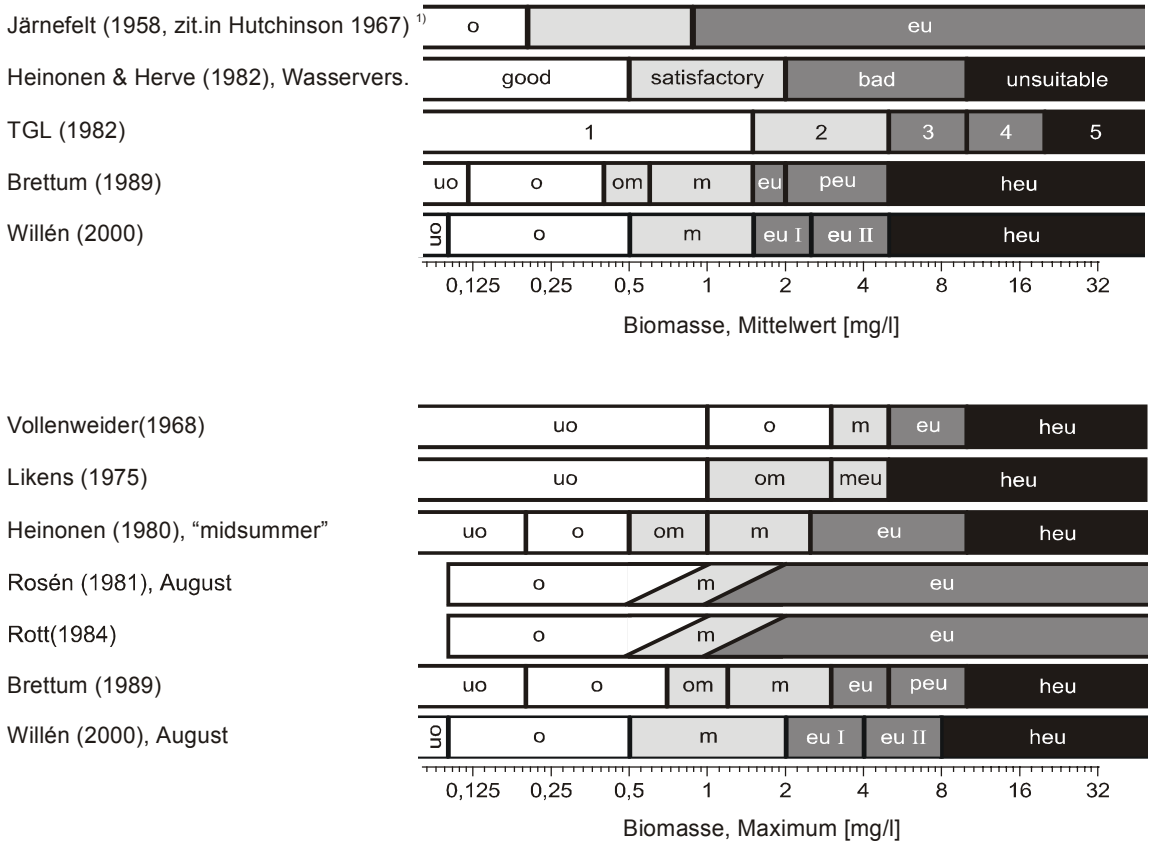


Abb. 2: Klassifizierungsverfahren anhand des Parameters Phytoplanktonbiomasse (aus Knopf et al. 2000).

Die Notwendigkeit einer getrennten Bewertung der Seen in den unterschiedlichen Ökoregionen ergibt sich auch aus der Tatsache, daß die eutrophen Seen des Tieflandes nicht nur sehr hohe Phytoplanktonbiomassen aufweisen, sondern auch häufig von Cyanobakterien dominiert werden. Dieser Umstand wird aus der Abbildung 3 deutlich, in der die Gesamtbiovolumina von Seen aus der Alpen- und Voralpenregion mit denen des Tieflandes auch bezüglich der Anteile an Cyanobakterien verglichen werden.

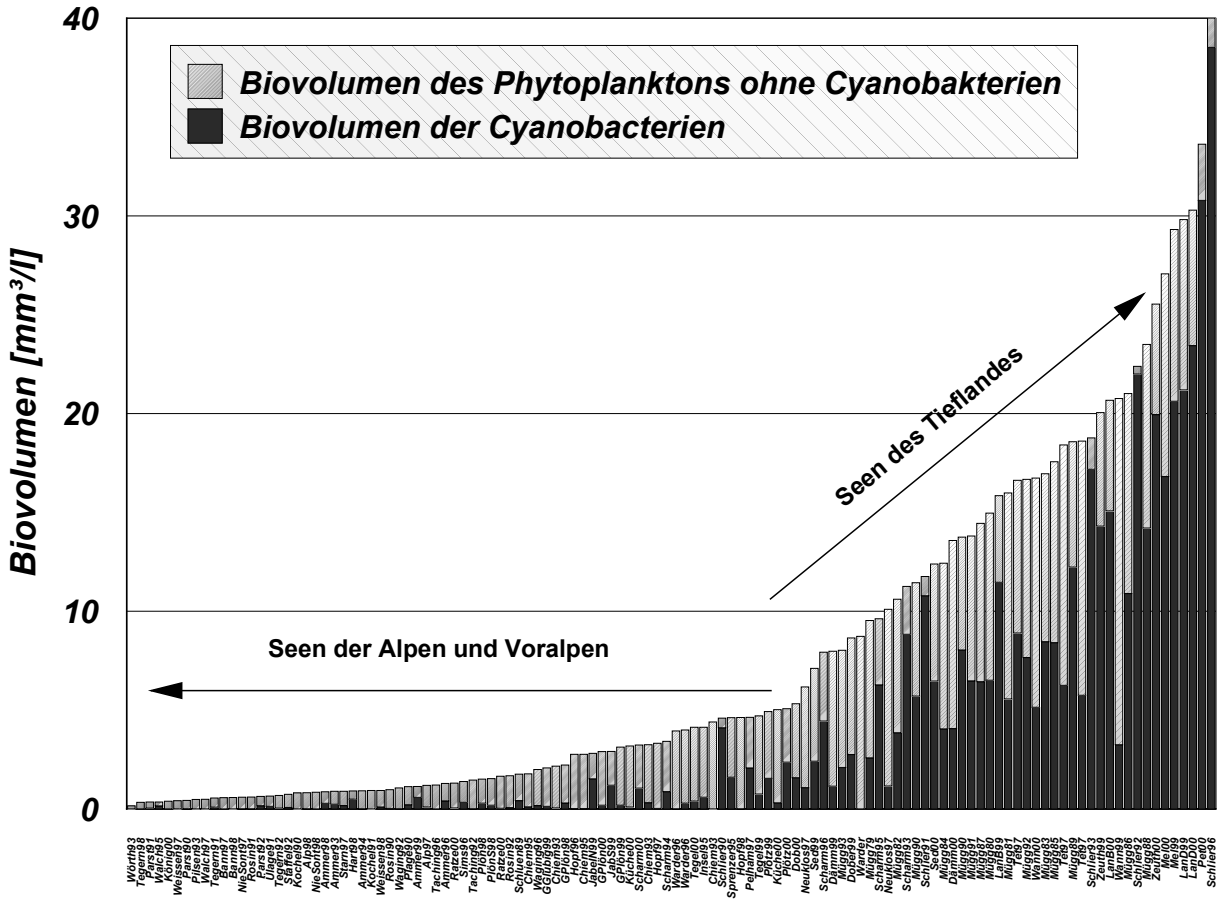


Abb. 3: Biovolumina des Phytoplanktons in Seen der Alpen- und Voralpenregion und Anteile der Cyanobakterien an der Gesamtbiomasse (Nixdorf et al. 2001).

Fragen und Ausblick zur Bewertung

Die Datenlage zu den Seen und ihrer phytoplanktischen Besiedlung wird nach Eingang noch ausstehender Daten aus Brandenburg und Mecklenburg/V. eine erste Bewertung nach Referenzzuständen der einzelnen Typen und ihrer Degradationszustände anhand der Biomasse des Phytoplanktons erlauben. In welchem Maße die Artenzusammensetzung dabei berücksichtigt wird, hängt von der Modifikation der skandinavischen Ansätze von Hörnström (1981) und Brettum (1989) ab und wird derzeit getestet. Folgende Fragen werden zu beantworten sein:

1. Welches können Referenzzustände für Standgewässer des Tieflandes, insbesondere für die sehr flachen Seen sein?
2. Für die Seen der Alpen und des Alpenvorlandes existieren typenspezifische Referenzzustände (“The best of...”), die für die Tieflandseen jedoch keine Anwendung finden. Hier versuchen wir, mit paläolimnologischen Verfahren einen historischen Referenzzustand zu rekonstruieren.
3. Ist das Biovolumen als Güteparameter aussagekräftiger als die Chlorophyll a-Konzentration (Messkapazität und Artenkenntnis)?
4. Welche Biomasse an Cyanobakterien ist für den guten ökologischen Zustand akzeptabel (Frage der Blüten)?
5. Gibt es Arten bzw. Assoziationen für die einzelnen Degradationsstufen der Seen?

Diese Fragen sollen bis 2003 mit der Entwicklung eines Bewertungssystems "Phytoplankton in Seen" beantwortet sein!

Literatur

Behrendt, H. & D. Opitz, 1996: Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flussseen im Berliner Raum. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz. Berichte des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. Heft 1: 1-26.

Brettum, P., 1989: Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton.- NIVA, Postbox 33, Blindern, Oslo.

Daten der BTU Cottbus (UBA Projekt: "Natürlichen Seen Deutschlands" - FKZ 29924274), 2001: Nixdorf, B. & Hemm, M., Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Forschungsstelle Bad Saarow, 15526 Bad Saarow, Seestraße 45.

Hörnström, E., 1981: Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. Limnologica 13: 249-361.

Knopf, K., Hoehn, E., Mischke, U. & Nixdorf, B. (2000): Klassifizierungsverfahren von Seen anhand des Phytoplanktons. Teil I der Literaturstudie über „Ökologische Gewässerwertung – Phytoplankton“ im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG „Stehende Gewässer“, 100 S.

Nixdorf, B., Mischke, U., Hoffmann, A., Hemm, M. & Hoehn, E., 2001: Classification and assessment of lakes in Germany according to the biological indicator phytoplankton - first results. Terma Nord 2001, 584: 24-27.

Willen, E. 2000: Phytoplankton in water quality assessment - an indicator concept. In P. Heinonen, G. Ziglio & A. Van der Beken (eds), Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring John Wiley & Sons Ltd.: 58-80.

Typisierung bayerischer Seen mit Phytoplankton
unter Verwendung von Biomasse, Planktonzusammensetzung und Autökologie

Schaumburg Jochen[1], Colling Manfred[2], Schlösser Ilona[1], Köpf Bärbel[1]

[1] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstraße 67, 80636 München
[2] Feldstraße 50, 85716 Unterschleißheim

Einleitung

Eine ökologische Seenbewertung mit Hilfe des Phytoplanktons auf der Grundlage von Artenzusammensetzung und Abundanz unter zusätzlicher Berücksichtigung der Planktonbiomasse, wie durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie gefordert, war bisher u.a. aufgrund des Fehlens ausreichender ökologischer Informationen über Planktontaxa nicht möglich. Mit der Erstellung einer solchen Datenbasis durch das Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft wurde jetzt ein Stand erreicht, der eine Auswertung bayerischer Seendaten auf ökologischer Grundlage erstmalig ermöglicht.

Datenbank Phytoplanktonökologie

Auf der Grundlage einer umfangreichen Literaturstudie wurden autökologische Daten zu über 1000 Phytoplankton-Taxa mit etwa 4000 Zitaten aus 213 Literaturstellen in einer Zitate-Datenbank zusammengetragen. Aus diesen Informationen ließ sich ein Einstufungskatalog erstellen, der eine Auswahl bewertungsrelevanter Kriterien enthält. Für 537 Taxa liegen Angaben zur Trophiepräferenz vor, für knapp 300 Taxa Angaben zur Saprobiepräferenz und für über 200 Taxa Angaben zur pH-Präferenz. Darüber hinaus wurden ausreichend Informationen für 64 bzw. 193 Taxa gefunden, die eine Charakterisierung hinsichtlich der Trophie bzw. Saprobie in Form einer Punkteverteilung erlauben. Die folgenden Auswertungen betreffen ausschließlich die Trophiepräferenz des Phytoplanktons.

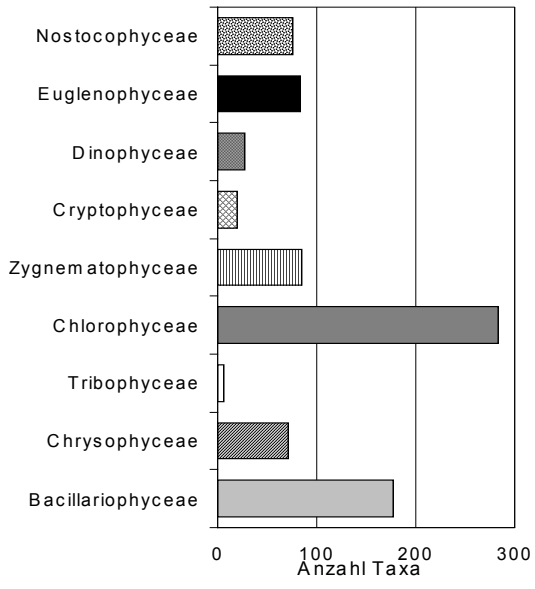


Abb. 1: Trophisch eingestufte Arten (untergliedert nach Klassen)

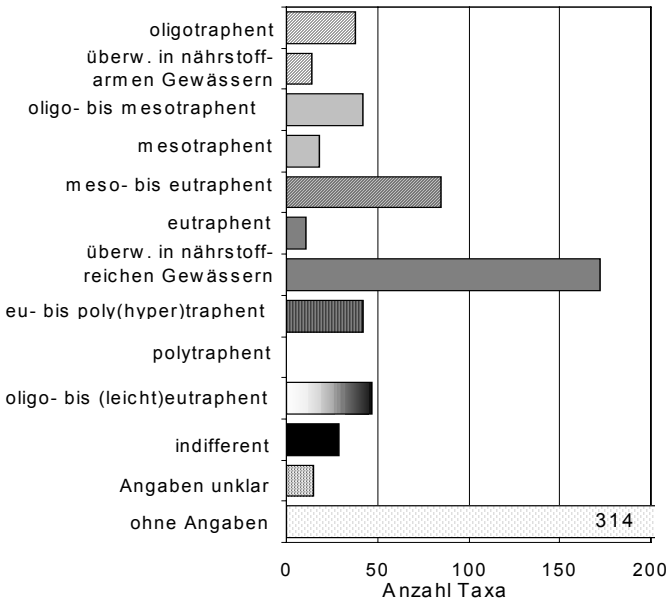


Abb. 2: Trophische Verteilung des Phytoplanktons

Anzahl und Informationsgehalt der Literaturzitate weisen erwartungsgemäß sehr starke Unterschiede für die verschiedenen Taxa auf. Die größte Anzahl an trophischen Einstufungen wurden mit 300 Taxa bei den Chlorophyceae getroffen. An zweiter Stelle rangieren die Bacillariophyceae mit knapp 200 Taxa (Abb. 1). Die Verteilung des Phytoplanktons gemäß der trophischen Einstufung (Abb. 2) verdeutlicht, dass insbesondere für nährstoffreichere Gewässer zahlreiche Indikatoren vorhanden sind. Indikatoren für oligo- bis mesotrophe oder eu- bis polytrophe Seen sind in der Datenbank deutlich weniger vertreten.

Auswertung der Seenbefunde

Die mit der Datenbank Phytoplanktonökologie geschaffene Datengrundlage ermöglicht in Verbindung mit den langjährigen Planktonbefunden eine Typisierung bayerischer Seen auf der Basis von Phytoplanktonbiomasse, Klassenzusammensetzung und ausgewählter indikativer Gattungen. Für die Typisierung wurden Befunde bayerischer Seen herangezogen, die mindestens 5 Untersuchungen epilimnischer Mischproben im Jahr aufweisen. Insgesamt liegen der Auswertung 1390 Befunde von 37 Seen mit 382 nachgewiesenen Taxa zugrunde, die im Untersuchungszeitraum 1975 bis 2000 erhoben wurden.

Typisierung

Im Typisierungsschema (Abb. 3) wird als erstes Unterscheidungskriterium der Jahresmittelwert der Biomasse [g/m³] herangezogen. Aufgrund des Biomassegehaltes werden die Seenjahre einer von fünf Biomassegruppen zugeordnet.
Innerhalb der Biomassegruppen läßt sich anhand der Klassenzusammensetzung eine weitere deutliche Trennung der Seen vornehmen. So sind bei geringen Biomassen (bis 2 g/m³) der relative Anteil von Bacillariophyceae und die Anteile von Chryso- und Cryptophyceae bestimmende Charakteristika für die weitere Differenzierung der Typen. Bei höheren Biomassen ist der Anteil der Nostocophyceae entscheidend.
Die Verteilung der Taxa nach Trophieindikatoren eines Seenbefundes unterstützt die trophische Einschätzung (vgl. Abb. 4). Eine abschließende Zuordnung der Seen zu einem Trophietyp ermöglicht die Auswertung der bayerischen Befunde hinsichtlich der Dominanz indikativer Arten von ausgewählten Gattungen (Tab. 1).

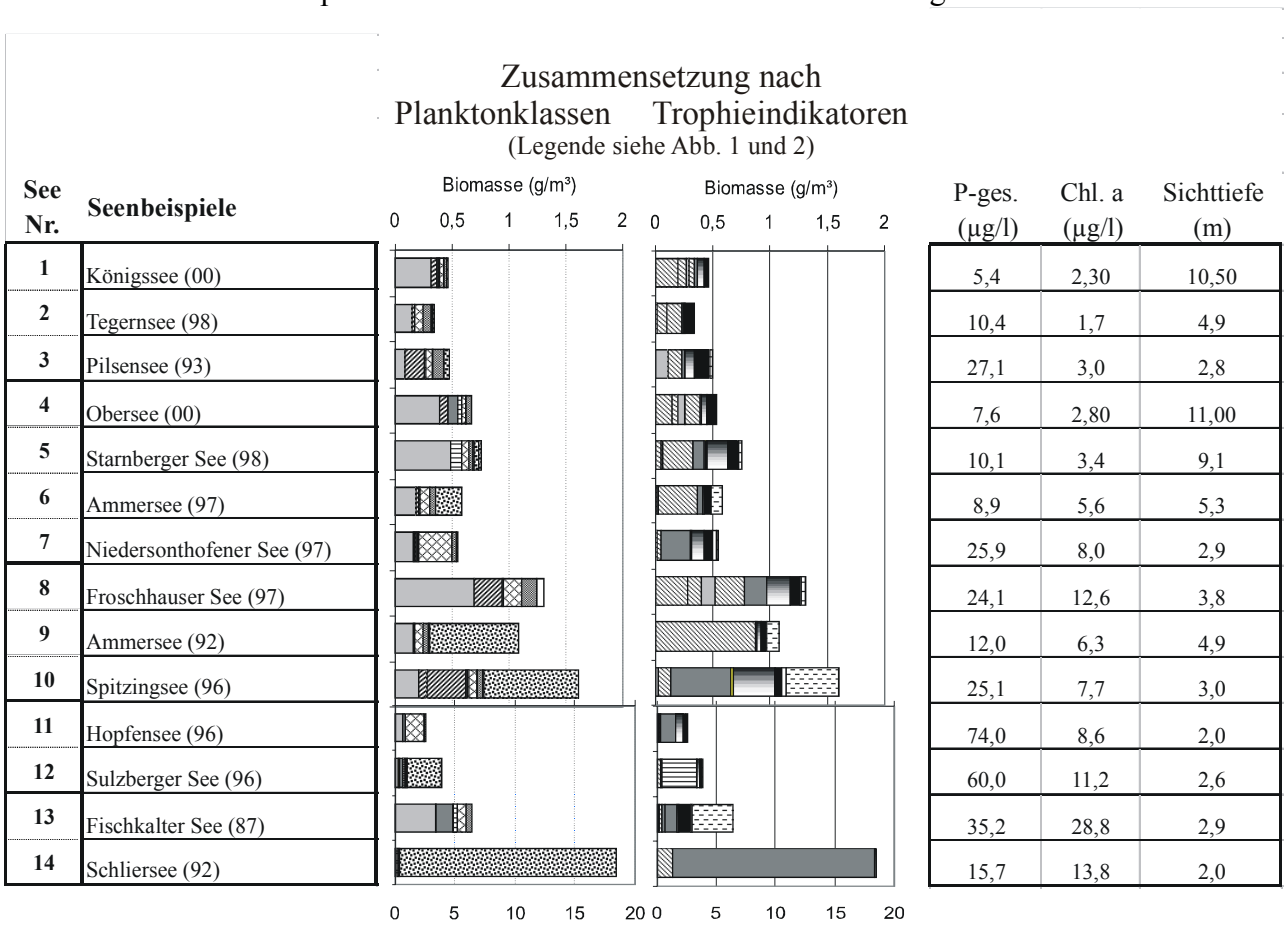
Biomasse (g/m³)	**Phytoplanktonklassen** (rel. Biomassenanteil)						**Dominante, indikative Gattungen**				**Trophietyp**						**See Nr.**
	Bacillariophyceae		Crypto- oder Chrysophyceae		Nostocophyceae												
	> 50 %	< 50%	>20 %	<20 %	> 50 %	< 50 %	Cyclotella	Stephanodiscus u/o Fragilaria	Planktothrix	Limnothrix u/o Lyngbya u/o Aphanizomenon	o	o-m	m	m-e	e	e-p	
<0,5	■						■				I						1
		■		■			■					II a					2
		■	■										III a				3
0,5 - <1,0	■						■					II b					4
	■							■					III b				5
		■		■									III c				6
		■	■											IV a			7
1,0 - < 2,0	■						■						III d				8
					■				■				III e				9
						■								IV b			10
2,0 - < 5,0						■									V a		11
					■					■					V b		12
> 5,0						■										VI a	13
					■					■						VI b	14

Abb. 3: Typisierungsschema

Tab. 1: Indikative Arten der ausgewählten Gattungen

<u>Cyclotella</u> C. bodanica C. comensis C. distinguenda C. distinguenda var. unipunctata <u>Stephanodiscus</u> S. neoastraea S. minutulus S. alpinus S. hantzschii <u>Fragilaria</u> F. capucina var. gracilis F. ulna F. ulna var. acus F. crotonensis F. ulna angustissima-Sippen	<u>Planktothrix</u> P. rubescens <u>Limnothrix</u> L. redekei <u>Lyngbya</u> L. limnetica <u>Aphanizomenon</u> A. flos-aquae A. gracile

In Abb. 4 wird zu jedem Trophietyp aus Abb. 3 beispielhaft ein See mit der Zusammensetzung nach Planktonklassen und Trophieindikatoren sowie den Jahreskenndaten vorgestellt.



See Nr.	Seenbeispiele	P-ges. (µg/l)	Chl. a (µg/l)	Sichttiefe (m)
1	Königssee (00)	5,4	2,30	10,50
2	Tegernsee (98)	10,4	1,7	4,9
3	Pilsensee (93)	27,1	3,0	2,8
4	Obersee (00)	7,6	2,80	11,00
5	Starnberger See (98)	10,1	3,4	9,1
6	Ammersee (97)	8,9	5,6	5,3
7	Niedersonthofener See (97)	25,9	8,0	2,9
8	Froschhauser See (97)	24,1	12,6	3,8
9	Ammersee (92)	12,0	6,3	4,9
10	Spitzingsee (96)	25,1	7,7	3,0
11	Hopfensee (96)	74,0	8,6	2,0
12	Sulzberger See (96)	60,0	11,2	2,6
13	Fischkalter See (87)	35,2	28,8	2,9
14	Schliersee (92)	15,7	13,8	2,0

Abb. 4: Seenbeispiele

Fazit

Die vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft erarbeitete Datenbank Phytoplanktonökologie stellt eine wichtige Grundlage für die Bewertung von Phytoplanktondaten dar. Sie ermöglicht weitergehende Auswertungen im Hinblick auf pH-Präferenzen, Saprobie und weiteren Kriterien.
Die vorgestellte Auswertung bayerischer Seenplanktonbefunde mit Hilfe der Datenbank Phytoplanktonökologie zeigt, dass eine ökologische Bewertung von Seen auf der Basis von Phytoplankton grundsätzlich möglich ist. Das erarbeitete Schema gilt vorläufig nur für geschichtete, südbayerische Seen. Für die Anwendung auf Seetypen anderer Regionen oder Seen mit höherer Trophie ist das Typisierungsschema gegebenenfalls um weitere charakteristische Artenzusammensetzungen und indikative Arten ausgewählter Gattungen zu erweitern.

Anwendung der LAWA-Bewertungsrichtlinie für stehende Gewässer in verschiedenen Regionen Baden-Württembergs

Frank, Christian,

Laboratorium für. angew. Biologie u. Ökologie Ulm, Sonnenstr.15, 89077 Ulm

Tel.: 0731-9387574, e-mail: christian.frank@biologie.uni-ulm.de

Keywords: lake classification, South-West-Germany, gravel pit, kettel lakes, ponds

Einführung:

Nach LAWA (1998) ist das Trophiesystem zwar zur Klassifikation, nicht aber als ökologisch begründetes Bewertungssystem geeignet. Die Bewertung nach LAWA (1998) erfolgt in Übereinstimmung mit der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie (2000/60/EG) auf Grund des Vergleichs des derzeitigen trophischen Istzustandes mit der gewässerspezifischen zu definierenden trophischen Situation (Referenzzustand), in der sich das Gewässer in einem unbelasteten, naturnahen Zustand befinden würde. Maßstab der Bewertung ist die Abweichung beider Zustände voneinander. Der Bewertungsansatz ist nicht nutzungsbezogen, sondern ausschließlich ökologisch begründet. Da viele in Gewässer Baden-Württemberg anthropogenen Ursprungs sind, wurde versucht, diese Gewässertypen mit in die Untersuchung einzubeziehen.

Für die Klassifikation nach Gesamt-Phosphat-P (Ges.-P), Chlorophyll *a* (Chl.a) und Sichttiefe wurden je nach Größe und Tiefengradient der einzelnen Gewässer Einzelindizes berechnet. Aus den Einzelindizes wurde mit dem Wichtungsfaktor ein Gesamtindex nach der folgenden allgemeinen Formel errechnet:

$$I_{Ges} = \frac{(I_{GP\text{-}FVZ} \cdot Wf_{GP\text{-}FVZ}) + (I_{GP\text{-}SM} \cdot Wf_{GP\text{-}SM}) + (I_{Chla} \cdot Wf_{Chla}) + (I_{ST} \cdot Wf_{ST})}{\sum Wf}$$

I_{Ges} - Gesamtindex

$I_{GP\text{-}FVZ}$ - Index für Gesamtphosphor zur Frühjahrsvollzirkulation

$I_{GP\text{-}SM}$ - Index für Gesamtphosphor als epilimnisches Sommermittel

I_{Chla} - Index für Chlorophyll *a* als epilimnisches Sommermittel

I_{ST} - Index für Sichttiefe als Sommermittel

Wf - Wichtungsfaktor (Chlorophyll-a = 10, ST = 7, Gesamt-P = 5)

Soweit Werte vor dem Klarwasserstadium vorlagen, wurden diese für den Ges.-P-Wert zur Frühjahrszirkulation herangezogen, ansonsten wurde nur mit drei Faktoren gerechnet. Sie ergaben für die vorliegende Untersuchung nur Abweichungen von 0,1-0,3 Einheiten. Es ist bei diesem Verfahren stehts zu bedenken, dass es sich um eine Erstbewertung der Gewässer handelt und daher eine zu schematische Anwendung zu Fehlinterpretationen führen kann.

Ergebnisse

In der vorliegenden Arbeit war es möglich den Istzustand von 148 Gewässern zu berechnen. Für die Bestimmung des Referenzzustandes sind Daten zur Größe des Einzugsgebietes, Art der Flächennutzungen, Seevolumen, Zu- und Abfluß sowie daraus abgeleitete Größen notwendig, die vom Zeitumfang her nicht oder nur teilweise erhoben werden konnten. Für 20 Seen in Oberschwaben konnte auf Bestimmungen des Referenzzustandes im Rahmen des "Sanierungsprogramms Oberschwäbische Seen" zurückgegriffen werden (Güde, 1998).

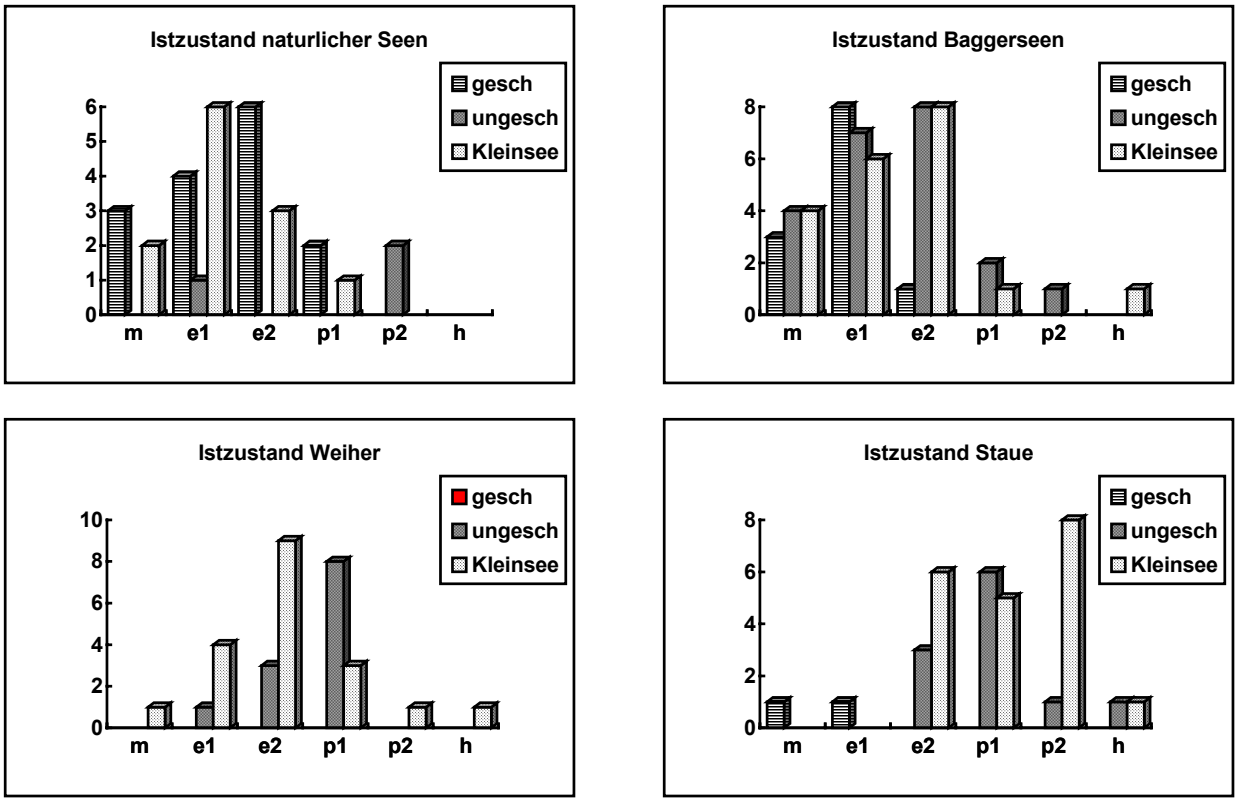


Abb. 1: Trophie-Bewertung der untersuchten Gewässer, gesch = geschichtet, ungesch = ungeschichtet, Kleinsee = < 5ha, m = mesotroph, e1 = schwach eutroph, e2 = stark eutroph, p1 = schwach polytroph, p2 = stark polytroph, h = hypertroph (Einteilung nach LAWA 1998).

Schwach und stark eutrophe Gewässer waren am häufigsten vertreten. Deutlich ist dies bei natürlichen Seen, Weiher, und Baggerseen ausgeprägt. Staue (hier: Hochwasserrückhaltebecken mit Freizeitnutzung) zeigten dagegen eine höhere Trophielage des Istzustandes.

Dies kommt auch in Abb.2 zum Ausdruck. Gewässer in den Landkreisen mit den höchsten Ges-P-Konzentrationen sind meist Staue in einer sonst an natürlichen Stehgewässern armen Landschaft. Die Zustände hochpolytroph (p2) und hypertroph kommen unter naturnahen Bedingungen nicht vor. An diesen Gewässern (n=15, 10 % der untersuchten Seen) ist zu prüfen, ob mit einem vertretbarem finanziellen Aufwand durchführbare Sanierungsmaßnahmen Aussicht auf Erfolg haben, da es sich zum Teil um gestaute Fließgewässer handelt, für die nur schwer oder kein Referenzzustand ermittelt werden kann. Ein Teil der Seen in Oberschwaben zeigte, verglichen mit den Daten von Güde (1998), unverändert große Abweichungen vom Referenzzustand auf (z.B. Badsee (Nr. 326), Obersee (Nr. 329), Karsee (Nr. 340), Bibersee (Nr. 352), Federsee, Gr. Ursee, Muttelsee). Ein Teil dieser Seen ist durch einen stark eutrophen Zustand gekennzeichnet (e2). Seen dieser Trophiestufe waren in der Untersuchung am häufigsten vertreten (32,4 %). Für diese Seen ist vorrangig die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen zu prüfen und gegebenenfalls zu intensivieren.

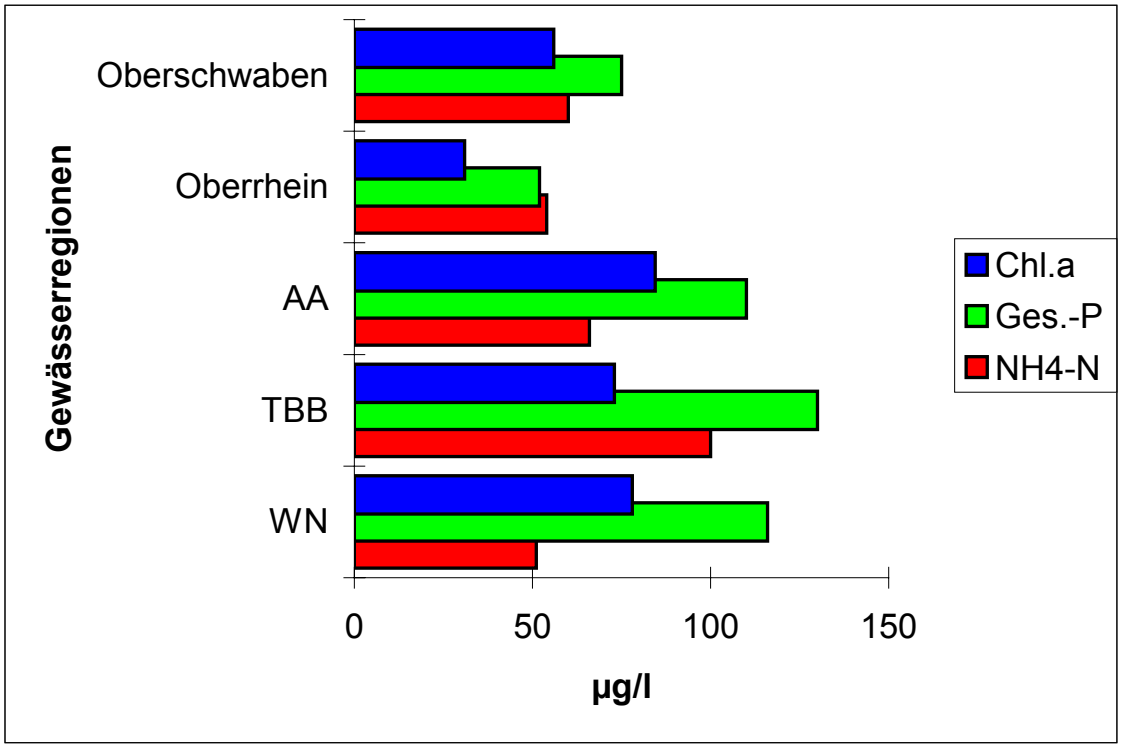


Abb. 2: Durchschnittswerte für Chlorophyll-a (Chl-a), Gesamt-Phosphor (Ges-P) und Ammonium-Stickstoff (NH4) Werte für ausgewählte Seengebiete, Oberschwaben (n=135) = Landkreise Biberach, Ravensburg, Sigmaringen und Bodenseekreis, Oberrhein (n=78) = Landkreise Freiburg, Emmendingen, Ortenaukreis, Rastatt, Baden-Baden, Karlsruhe, AA (n=53) = Landkreis Ostalb, TBB (n=18)= Landkreis Tauberbischofsheim, WN (n=21) = Landkreis Rems-Murr.

Die untersuchten Gewässer umfassen natürliche Seen, Baggerseen und künstliche Seen, meist Hochwasserrückhaltebecken. Von diesen Gewässertypen sind speziell die künstlichen und natürlichen Seen an deutlichsten von Cyanobakterienentwicklungen betroffen. Die Trophie der Seen mit Cyanobakteriendominanz reicht dabei von meso- bis hypertroph (Wiedner und Nixdorf, 1997; Frank & Wolf 2001). Die Dominanz von Cyanobakterienarten ist dabei nicht vom Nährstoffgehalt allein abhängig. Die Verknappung von Stickstoff wirkt sich z.B. nur auf die Sukzession der Arten von Cyanobakterien aus.

Da in den untersuchten Gewässern der Nährstoffgehalt über dem natürlichen Niveau liegt, sind neben Hinweisen für die Erholungssuchenden geeignete Sanierungsmaßnahmen zu treffen, um durch eine Reduzierung der Nährstoffe auch die Cyanobakterienbiomasse zu reduzieren.

Die Bewertung der Trophie-Zustände der untersuchten Gewässer im Hinblick auf ihre Abweichung vom potentiell natürlichen Referenzzustand ist auch eine Forderung der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRR). Aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts ist belegt, dass sich die Seen in einem deutlich niedrigeren Trophie-Zustand befanden (Güde 1998). Dies beinhaltet, dass die als Referenzzustände postulierten Trophie-Zustände ebenfalls eine geringere Trophie aufweisen müssen. Die nach den LAWA-Kriterien errechneten Referenz-Zustände sind mindestens für geschichtete Seen eine brauchbare Richtschnur für die Entwicklung von Sanierungszielen. Die Erhebung der Eintragspfade für die Nährstoffe ist notwendig, um die beeinflußbaren Größen zu erfassen. Sie ist weiterhin wichtig für die Festlegung der Sanierungsmassnahmen zur Reduzierung der Trophie. Im nächsten Schritt wären dann die notwendigen Maßnahmen und Kosten zu planen. Unabhängig von der Auswahl des Referenz-Zustandes werden polytrophe und hypertrophe Zustände als besonders belastete Zustände mit dem deshalb dringlichsten Sanierungsbedarf aufgefasst. In der Abwägung des Aufwandes für das Erreichen des Sanierungsziels und des Status Quo ist dann eine politische Entscheidung über die Realisierung zu treffen. Es wird angeregt, Gewässer für die Freizeitnutzung nicht mit großen Aufwand zu sanieren, sondern gleich bei der Anlage so zu planen, daß eine langfristige Nutzung ohne Sanierungsmaßnahmen möglich ist.

Zusammenfassung

Im Rahmen einer Untersuchung von Badewässern in Baden-Würrtemberg wurden 1999 auch diejenigen Parameter erhoben, die eine Anwendung der LAWA-Bewertungsrichtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Gewässern nach trophischen Kriterien ermöglicht. Von 148 untersuchten Gewässern standen hinreichend Daten zur Verfügung. 40,7 % der Gewässer sind Baggerseen, je 20,4 % Weiher und Staubecken (Hochwasserrückhaltebecken) und 18,5 % natürliche Seen. Die geographischen Schwerpunkte liegen in Nordwürttemberg, Oberschwaben und Schwäbi-

schen Allgäu sowie im Oberrheingebiet. Es wurden die Trophiebewertungen auf Grund der Einzelparameter und des Gesamtindexes verglichen. Für die meisten Gewässer konnt aufgrund fehlender Daten zur Flächennutzung nur der Istzustand beschrieben werden. Es zeigte sich, dass die Gewässer stets anthropogen beeinflusst waren. 17 Gewässer waren mesotroph, 40 schwach eutroph, 47 stark eutroph, 26 schwach polytroph, 12 stark polytroph und 3 hypertroph.

Die Zustände hochpolytroph und hypertroph kommen unter naturnahen Bedingungen nicht vor. An diesen Gewässern (n=15, 10 % der untersuchten Seen) ist zu prüfen, ob mit einem vertretbarem finanziellen Aufwand durchführbare Sanierungsmaßnahmen Aussicht auf Erfolg haben, da es sich zum Teil um gestaute Fließgewässer handelt, für die nur schwer oder kein Referenzzustand ermittelt werden kann.
Ein Teil der Seen ist durch einen hocheutrophen Zustand gekennzeichnet. Seen dieser Trophiestufe waren in der Untersuchung am häufigsten vertreten (32,4%). Für diese Seen ist vorrangig die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen zu prüfen und gegebenenfalls zu intensivieren.

Literatur:

AK Baggerseen (1995): Arbeitsgruppe Baggerseen der DGL (Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V.). Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen. 125 S, Eigenverlag

Frank C, Wolf HU (2001): Assessment of causes, frequency and toxicological significance of toxic cyanobacteria blooms in recreational waters in South-West-Germany. *Verh. Int. Ver. Limnol*. 28. im Druck (angenommen).

LAWA (1998): Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschafts Wasser (LAWA) Gewässerbewertung- Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH.

Wasser-Rahmen-Richtlinie (2000/60/EG): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, L 32722, Dezember 2000.

Güde, H (1998): Der Trophie-Zustand oberschwäbischer Stillgewässer- Klassifizierung und Bewertung. Aktionsprogramm zur Sanierung oberschwäbischer Seen. *Internationale Seenfachtagung*, Ravensburg, 33-48.

Wiedner C, Nixdorf B (1997): Verbreitung und Steuerung der Entwicklung von toxischen und nicht-toxischen Cyanobakterien in ostbrandenburgischen Gewässern unterschiedlicher Trophie und Hydrographie im Zuge der reduzierten Belastung. *WaBoLu-Heft* **4/97**: 17-26.

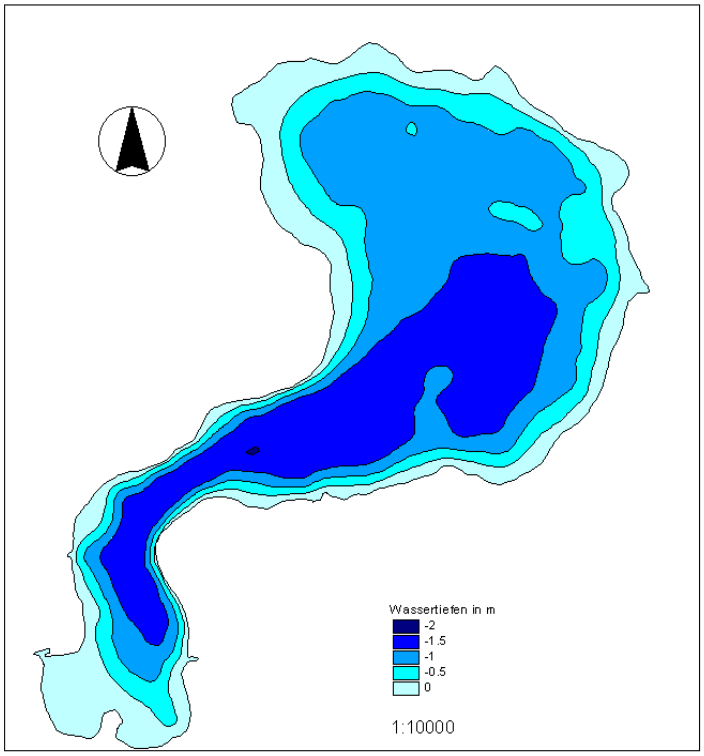
Wie hat ein durchflossener Flachsee auszusehen – Probleme bei der Definition des Referenzzustandes

Eva-Maria Scharf und Stefan Sandrock
bioplan – Institut für angewandte Biologie und Landschaftsplanung GmbH,
18059 Papendorf, Groß Stove, Am Hopfenbruch 03

Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft ist zwangsläufig und folgerichtig das zentrale Thema des diesjährigen Limnologenkongresses. Abgesehen von der im Zeitalter der Globalisierung dringenden Notwendigkeit eines Instrumentes zum länderübergreifenden Schutz der lebenswichtigen Ressource Wassers und dem mit ihrer fach- und fristgemäßen Umsetzung verbunden zweifellos immensen Arbeitsaufwand stellt sie für die Fachwelt auch eine außerordentlich interessante Herausforderung dar, zwingt sie doch dazu, sich auf breiter Basis auf allgemeingültige und vergleichbare Bewertungskriterien und Beurteilungsmaßstäbe zu einigen. Aus der Bewertung (Defizitanalyse zwischen Soll- und Istzustand) ergibt sich spätestens in 9 Jahren gesetzlich vorgeschriebener Handlungsbedarf, was durchaus beträchtliche wirtschaftliche Folgen nach sich zieht. Noch sind die Formulierungen vom „sehr guten, guten und mäßigen Zustand“ recht allgemein gehalten und sinnvoller Weise immer auf den Referenzzustand bezogen– nämlich den Zustand „der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit einem speziellen Gewässertyp einhergeht“. Genau hier aber liegt der Hase im Pfeffer oder besser gesagt stehen die Limnologen in der Pflicht.
Referenzzustände für spezielle Gewässertypen einerseits so genau zu definieren, dass typspezifische Eigenheiten genügend Berücksichtigung finden andererseits aber auch soweit zu verallgemeinern, dass ein handhabbares, nachvollziehbares System und nicht ein unüberschaubarer Typenkatalog entsteht, ist eine ausgesprochen anspruchsvolle Aufgabe. Nun ist diese Erkenntnis durchaus nicht neu und bereits in zahlreichen Publikationen thematisiert worden. Genannt sei hier stellvertretend nur der Vortrag auf der DGL Tagung in Rostock vor zwei Jahren von NIXDORF und RÜCKERT (1999). In der LAWA laufen bereits Bestrebungen entsprechende Grundlagen zu erarbeiten. Dennoch - oder gerade deshalb erscheint es uns wichtig, an einem konkreten Beispiel auf Probleme bei der Bewertung des Zustandes eines speziellen Standgewässertyps hinzuweisen, damit auch hierfür, wenn es denn nicht schon geschehen ist, eine adäquate Lösung gefunden wird.
Für Standgewässer liegt in Deutschland mit der „vorläufigen Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ der LAWA aus dem Jahr 1998 für solche Fragestellungen eigentlich bereits ein recht brauchbares Werkzeug vor, welches sich in der Praxis recht gut bewährt hat und nicht nur die Erfassung und Bewertung des Istzustandes sondern eben auch eine Ermittlung des Referenzzustandes zum Inhalt hat. Damit ist eine Defizitanalyse in einer objektivierten Form möglich, was bei der Entscheidung über sinnvolle Restaurierungs- bzw. Sanierungsmassnahmen außerordentlich hilfreich ist. Für eine gerade im norddeutschen Tiefland doch recht große Gruppe von Seen, die durchflossenen Flachseen, ist dieses vorwiegend auf trophischen Kriterien aufbauende Bewertungssystem, wie auch in der Richtlinie explizit ausgewiesen, aber leider nicht anwendbar.

Als Beispiel sollen Untersuchungsergebnisse vom Bützower See, einem mit maximal 2 m Wassertiefe sehr flachen, von der Warnow durchflossenen norddeutschen See vorgestellt werden. Abb.1 zeigt die wichtigsten Kenngrößen des Sees. Besonders brisant war hier die Frage der Bewertung, da der See eine recht bewegte Geschichte (vgl. Tab.1) besitzt. Er ist nachweislich über Jahrzehnte durch kommunale und industrielle Abwässer belastet worden. Diese Situation hat sich in den letzten Jahren deutlich verbessert und da der See stark durchflossen ist hat sich auch sein Zustand bereits augenscheinlich erholt.

Abb.1: Tiefenkarte und Kenngrößen des Bützower Sees



Seefläche:	98,1 ha
Seevolumen:	1.024.640 m^3
mittlere Tiefe:	1,25 m
maximale Tiefe:	2,00 m
Uferlänge:	6.236 m
Verweilzeit R_t:	ca. 3 d – 22 d
Einzugsgebietsfläche:	1.600 ha

Tab.1: Zusammenstellung wichtiger geschichtlicher Eckpunkte, die für die Entwicklung des Bützower Sees von Bedeutung waren

- bereits sehr früh ist ein Siedlungsgebiet am See entstanden, schon 1171 wird Bützow urkundlich erwähnt
- 1229 in einer Urkunde als Stadt erwähnt
- 1239-1549 Hauptresidenz der Bischöfe von Schwerin
- schon **1585 Bau einer Papiermühle** in unmittelbarer Seenähe am Rühner Tor
- 1835 Bau der Landesstrafanstalt Dreibergen
- 1850 Anschluß an das Eisenbahnnetz Hamburg - Rostock
- **1862 Inbetriebnahme eines Gaswerkes**
- 1875 Bau der Strohpapierfabrik Burmeister und Fromm
- **1890 – 1945 Betrieb einer Papierfabrik am See**
- 1894 Bau der herzoglichen Mühlenanlage (Wassermühle an der Warnow)
- 1927 Kabelkrananlage für Sägewerk
- ab 1950 Möbelwerk Bützow, und Korbmacherei direkt am See
- **Anfang der 70iger Jahre Bau einer zentralen Kläranlage** in Wolken und schrittweiser Anschluß des Abwassersystems der Stadt Bützow

„Stein des Anstoßes“ und Ausgangspunkt für den Wunsch nach entsprechenden Maßnahmen waren massive Verlandungserscheinungen des Sees im Zuflussbereich und eine sehr starke Verkrautung. Um zu klären, ob tatsächlich Sanierungs- bzw. Restaurierungsbedarf besteht, sind über ein Jahr recht detaillierte Untersuchungen durchgeführt worden, die an dieser Stelle allerdings aus Platzgründen nicht im Einzelnen vorgestellt werden sollen. Vielmehr sind in Tab.2 nur die im Bützower See im Jahr 2000 ermittelten, für eine Klassifizierung gemäß LAWA Richtlinie erforderlichen Parameter aufgeführt worden. Rein rechnerisch ergab sich daraus bei Anwendung der LAWA Richtlinie für die Klassifizierung des Bützower Sees im Jahr 2000 der Zustand polytroph p1. Problematisch wurde es allerdings bei der Definition des Referenzzustandes. Eine Definition des Referenzzustandes über die Seebeckenmorphometrie ergibt eindeutig ebenfalls polytroph p1 und damit keinen Handlungsbedarf, eine Definition

über den potentiellen natürlichen Eintrag von Nährstoffen wäre in diesem Fall schlicht unsinnig, da dieser Ansatz auf die Einzugsgebiete ausgerichtet ist und hier naturgemäß und ganz offensichtlich völlig falsche Ergebnisse bringt (vgl. Tab.3).

Tab.2: Klassifizierung des Istzustandes des Bützower Sees im Jahr 2000 gemäß LAWA (1998)

Monat	Gesamt P Frühjahr µg/l	Gesamt P Sommer µg/l	Sichttiefe Sommer m	Chlorophyll a Sommer µg/l
März	131			
April	102			
Mai		124	1,00	40,9
Juni		218	0,80	55,7
Juli I		96	0,80	32,1
Juli II		155	0,70	70,2
August I		188	0,70	86,8
August II		242	0,70	77,4
MW	116,5	170,5	0,78	66,2
Trophieindex	3,83	4,04	3,66	4,15
gewichteter Trophieindex	19,15	20,20	25,62	41,50
Gesamtindex				**3,94**
Trophiegrad				**polytroph p1**

Tab.3: Versuche einer Definition des Referenzzustandes des Bützower Sees mit den nach LAWA verfügbaren (allerdings ausdrücklich für solche Fälle ausgeschlossenen) Methoden

A. Definition auf der Grundlage der Seebeckenmorphometrie
polytroph p1

B. Definition auf der Grundlage des potentiellen natürlichen Eintrags von Nährstoffen

B.1 Bei Heranziehen des engeren Einzugsgebietes (16 ha) Unterschätzung, da gesamter Eintrag durch die Warnow unberücksichtigt bleibt, die durch sie bedingte hohe Durchsatzrate aber in die Berechnung eingeht (ergäbe den Zustand **mesotroph**)

B.2 Bei Heranziehen des erweiterten Einzugsgebietes 142.500 ha unsinnige Überschätzung, da Abbau und Umsatzvorgänge auf Fließstrecken negiert würden (ergäbe den Zustand **hypertroph**)

Vor dem Hintergrund der Betonung des biozönotischen Ansatzes in der EU-WRRL ist deshalb auch versucht worden, eine Klassifizierung nur nach den gefundenen Phytoplanktondaten vorzunehmen. HOEHN und KNOPF (1999) haben mehrere Bewertungsschemata auf dieser Basis zusammengestellt. Alle erwiesen sich aber als weitgehend unbrauchbar, da sie (vgl. Tab.4) auf Grund der hohen Phytoplanktonbiomassen, die für sehr flache Seen typisch sind (NIXDORF und RÜCKER, 1999), den See als hypertroph bzw. hypereutroph klassifizieren würden.

Tab.4: Phytoplanktondaten aus dem Bützower See im Jahr 2000 und sich daraus ergebende Trophieklassifikation nach verschiedenen Autoren

Gesamtbiomasse Phytoplankton	**Trophieklassifikation nach BRETTUM (1989)**
Spitzenwert: 52.559 µg/l	Biomasse Spitzenwert Durchschnitt Trophiegrad
Phytoplanktonbiomasse April bis	**Trophieklassifikation nach HEINONEN (1980)**
SeptemberMW: 30.933 µg/l	Biomasse MW April-Sept. Trophiegrad
Phytoplanktonbiomasse Mitt-	**Trophieklassifikation nach VOLLENWEIDER (1968)**
sommer MW: 35.237 µg/l	Biomasse Maximalwert Trophiegrad

Ob die Verwendung funktioneller Kriterien, wie der Primärproduktion, der Zooplanktonfressraten und der Sedimentationsrate als Kriterien zur Bewertung von Seen, wie 1991 von PLATZEK vorgeschlagen, einen Ausweg aus dieser Problematik bietet, ist mit den vorliegenden Werten nicht zu entscheiden. Es bleibt allerdings zu bezweifeln, ob sich die dann erforderliche doch recht aufwendige Methodik in der Praxis durchsetzen kann.
Die Klassifizierung/Einschätzung des Trophiezustandes des Sees ist eigentlich auch gar nicht so problematisch und die LAWA-Richtlinie entgegen des definitiven Ausschlusses von Gewässern mit so hohen Durchflussraten, wie der Vergleich mit anderen Methoden zeigt, durchaus anwendbar. Bei Anwendung von Bewertungssystemen wie der Trophieklassifikation nach dem Makrophytenbestand von KRAUSCH (1992) oder der TGL 22764 für rückgestaute Fließgewässer ergibt sich ein durchaus vergleichbares Bild. Während der See nach KRAUSCH genau zwischen dem polytrophen und dem eutrophen Zustand steht, ergibt sich nach der TGL 22764 der Zustand stark eutroph (3).
Keinerlei allgemein anerkannte Anhaltspunkte aber gibt es für die Bewertung dieses gefundenen Istzustandes, da Referenzzustände für durchflossene Flachseen, wie bereits eingangs erwähnt, nicht eindeutig definiert sind. Sowohl für Mecklenburg noch stärker für Brandenburg ist dies aber durchaus ein häufiger Seentypus und es steht zu hoffen (und vielleicht laufen wir mit diesem Beitrag ja bereits offene Türen ein), dass bei der Ausweisung von spezifischen Seentypen und deren Referenzzuständen im Rahmen der Erarbeitung der Grundlagen für die EU-WRRL dieser Standgewässertyp als Spezialfall explizit Berücksichtigung findet.

Literatur

EUROPÄISCHES PARLAMENT (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L327/1-L327/71

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1998): Gewässerbewertung- stehende Gewässer, vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2001): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie

HOEHN, E. und K. KNOPF (1999): Möglichkeiten der Trophieklassifikation und –indkation mittels Phytoplanktonuntersuchungen stehender Gewässer.- DGL- Tagungsbericht 1999(Rostock)

PLATZEK, J (1991): Funktionelle Kriterien zur Bewertung von Seen.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 20/2, 561

NIXDORF, B. und RÜCKER, J (1999): Bewertungen von Gewässerzustanden anhand der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton nach der EU-WRRL – Grenzen und offene Fragen

ÖKOLOGISCHE FLIEßGEWÄSSERBEWERTUNG

FELD, CH., ST. PAULS, M. SOMMERHÄUSER & D. HERING: Biozönotische Bewertung der ökologischen Qualität am Beispiel norddeutscher Tieflandfließgewässer

POTTGIESSER, T. & TH. EHLERT: Eine kurvenreiche Zukunft für Flüsse? Typologie und Leitbilder für die Flüsse des Tieflandes in Nordrhein-Westfalen

LORENZ, A., P. ROLAUFFS & D. HERING: Bewertung von Bächen und Flüssen mit silikatisch geprägtem Ein-zugsgebiet - wirkt sich gewässermorphologische Degradation auf das Makrozoobenthos aus?

MEIER, C., CH. FELD & A. LORENZ: Vergleichende Untersuchungen zur Besiedlung von Auengewässern entlang von Tiefland- und Mittelgebirgsflüssen und ihre Bedeutung für die Fließgewässerbewertung

HAASE, P. & S. LOHSE: Leitbildbeschreibung naturnaher Buntsandsteinbäche in den deutschen Mittelgebirgen

FRUTIGER, A., M. PLATTNER, P. BURGHERR & J. ZOLLHÖFER: Monitoring the Biodiversity in Switzerland: how suitable are benthic macroinvertebrates?

RÖCK, S.: Wie natürlich können künstliche Gewässer sein?

KAISER, O., S. KAGA & W. KONOLD: Bewertung und Entwicklung urbaner Fleißgewässer am Beispiel der Gewerbekanals in Freiburg

CLAßEN, S. & H. T. RATTE: Biozönotische Untersuchungen an einem anthropogen stark geprägten Tieflandbach (Nette, NRW)

VOGT, CH. & A. SCHÄFER: Entwurf eines biologisches Bewertungssystem für kleine Einzugsgebiete in der Region Trier

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

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

RAWER-JOST, C. & J. BÖHMER: Entwicklung eines multimetrischen Index zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge

SCHMIDT-KLOIBER A., TH. OFENBÖCK & O. MOOG: Aquatische Bioregionen - Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen

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

OFENBÖCK TH., O. MOOG, J. GERRITSEN & M. BARBOUR: Multimetrische Methoden zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes österreichischer Fließgewässer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie

STUBAUER I. & O. MOOG: Verfahren zur Anpassung des Saprobiensystems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreich

Biozönotische Bewertung der ökologischen Qualität am Beispiel norddeutscher Tieflandfließgewässer

Feld, Christian[1], Steffen Pauls[2], Mario Sommerhäuser[1] und Daniel Hering[1]

[1] Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen, Tel.: 02 01 / 1 83-43 90, Fax: 02 01 / 1 83-44 42, email: christian.feld@uni-essen.de
[2] Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft, Forschungsstation für Mittelgebirge, Lochmühle 2, 63599 Biebergemünd, Tel.: 0 60 50 / 91 14-0, Fax: 0 60 50 / 91 14-18, email: spauls@sng.uni-frankfurt.de

Keywords: Tiefland, Bewertung, Multimetrischer Index, Morphologie, AQEM, Wasser-Rahmenrichtlinie

1 EINLEITUNG

Mit Inkrafttreten der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie (EU-WRRL) besteht die Notwendigkeit der Entwicklung und Anwendung neuartiger integrativer Verfahren zur Fließgewässerbewertung. Danach ist eine Gewässerbewertung über mehrere „Qualitätskomponenten" vorgesehen, bei der die aquatischen Organismen von zentraler Bedeutung sind; unterstützend sind physikalisch-chemische und hydromorphologische Gegebenheiten zu berücksichtigen.
Bereits seit den 1980er Jahren wurde für das Norddeutsche Tiefland ein Bewertungsansatz formuliert, der das Makrozoobenthos (MZB) als zentrale organismische Komponente heranzieht (z. B. HOLM 1987, BÖTTGER & PÖPPERL 1992). Darauf aufbauend wurde mit dem Standort-Typie-Index von THIELE et al. 1996 ein weiterer Organismen-bezogener Bewertungsansatz für Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes vorgelegt.
Im Vergleich zu den in Deutschland heute flächendeckend durchgeführten Fließgewässerbewertungen über die Gewässergüte (Saprobie) und Strukturgüte lagen mit den oben skizzierten Ansätzen Bewertungssysteme vor, die anhand der Organismen als *integrative* Indikatoren die Entfernung von einem idealisierten, naturnahen Zustand bewerteten und bereits eine grobe Regionalisierung berücksichtigten.
Die sich aktuell aus der EU-WRRL ergebenden neuen Anforderungen an die Fließgewässerbewertung werden durch die oben zitierten Ansätze jedoch nicht erfüllt. Hier müssen zukünftige Bewertungsverfahren insbesondere die folgenden Forderungen umsetzen:

- Die Bewertung hat stets anhand des Vergleichs mit einem Referenzzustand zu erfolgen; die Abweichung vom Referenzzustand bestimmt den Grad der Beeinträchtigung.
- Referenzzustände sind gewässertypspezifisch; daraus resultiert die Notwendigkeit, Leitbilder für jeden Gewässertyp zu entwickeln.

Im Rahmen des EU-Projektes 'AQEM'[1] werden Methoden zur biozönotischen Fließgewässerbewertung u. a. auch für Gewässertypen des Norddeutschen Tieflandes erarbeitet, wobei die Bewertung grundsätzlich anhand typspezifischer Referenzbedingungen erfolgt (SOMMERHÄUSER & HERING 2001). Das Bewertungsverfahren wird nachfolgend am Beispiel der verbreiteten Typen der sandgeprägten Bäche und sandgeprägten Flüsse skizziert.

[1] AQEM (The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates) wird gefördert von der Europäischen Kommission, 5. Forschungsrahmenprogramm, Energy, Environment and Sustainable Development, Key Action Water, Contract no. EVK1-CT1999-00027; www.aqem.de

2 DATENGRUNDLAGE

Für die Auswertung standen Datensätze von insgesamt etwa 80 Aufsammlungen aus kleinen und mittelgroßen sandgeprägten Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes zur Verfügung. Die Auswahl umfasste Abschnitte mit unterschiedlich stark degradierter Gewässermorphologie (von leitbildnahen Referenzstrecken bis hin zu völlig ausgebauten Gewässerabschnitten). Als Referenz wurden Abschnitte definiert, die hinsichtlich ihrer strukturellen Ausprägung weitestgehend dem Leitbild für den jeweiligen Gewässertyp entsprachen.
Parallel wurden für jede Aufsammlung 130 Parameter zur Gewässerchemie, Morphologie und zum Einzugsgebiet aufgenommen. Diese Daten wurden u. a. zur späteren Validierung der Gewässerauswahl herangezogen.

3 METHODIK

Die integrative Bewertung erfolgt in mehreren Schritten ausschließlich unter Berücksichtigung des Makrozoobenthos (MZB) (Abb. 1).

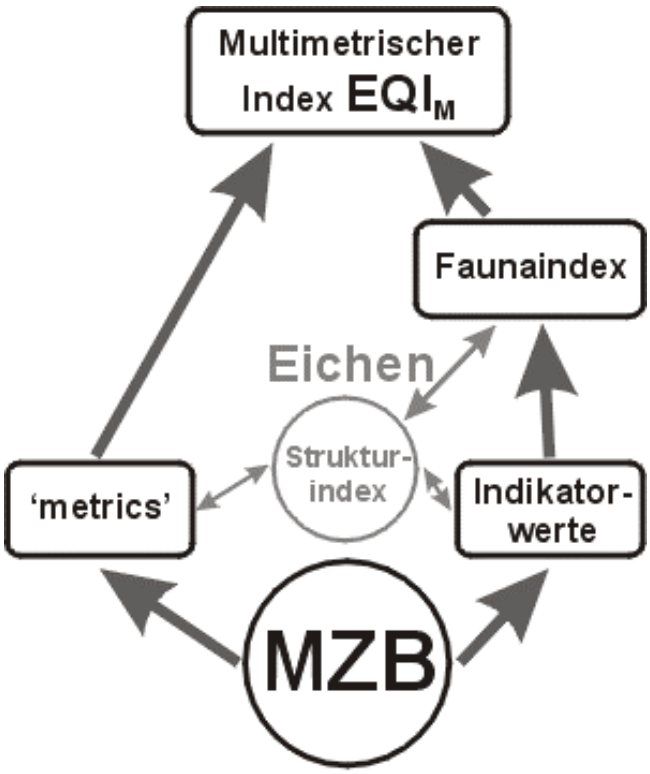


Abb. 1: Entwicklung eines Multimetrischen Index

- Entwicklung eines Gewässertyp-spezifischen „Strukturindex“, mit dem die Degradation der Gewässerstruktur gemessen werden kann. Dieser Strukturindex ist wesentlich stärker an den Habitatansprüchen der Biozönose orientiert als die Gewässerstrukturgütekartierung. Mit dem Strukturindex wird die Abweichung der Gewässerstruktur vom Leitbildzustand gemessen, z. B. anhand von biozönotisch relevanten Parametern wie „Habitat-Zusammensetzung“, „Sonderstrukturen“, „Totholzanteil“ und „Uferverbau“.
- Test von ca. 160 funktional-ökologischen Kenngrößen („metrics“) mit dem Fauna-Datensatz für die einzelnen Gewässertypen; u. a. „Anteil bestimmter Ernährungstypen“, „Anteil bestimmter Aufenthaltstypen“, „Substratpräferenzen“ etc.
- Auswahl der „metrics“, die am besten mit dem Gewässertyp-spezifischen Strukturindex korrelieren.
- Zusätzlich: Erstellung eines „neuen“ Faunaindex, der ausschließlich auf Indikatorarten für bestimmte morphologische Strukturen beruht. Die Auswahl der Indikatorarten erfolgte vorwiegend anhand der AQEM Daten. Auch der Faunaindex wurde anschließend auf Korrelation mit dem Strukturindex überprüft. Der Faunaindex berücksichtigt das Prinzip der toleranten und sensitiven Taxa, wie es die Wasser-Rahmen-Richtlinie vorsieht.
- Verrechnung des Gewässertyp-spezifischen Faunaindex mit den anderen ausgewählten „metrics“ zu einem Multimetrischen Index, dem EQI_M (Ecological Quality Index using Macroinvertebrates).
- Validierung des entwickelten Verfahrens mit zusätzlichen Datensätzen.

4 ERGEBNISSE

4.1 Funktional-ökologische Kenngrößen („metrics“)

Mit Hilfe einer speziellen Software werden anhand des Makrozoobenthos für jede Probennahmestelle etwa 160 „metrics“ berechnet (z. B. Taxazahl, Gesamtabundanz, Ernährungstypen, biozönot. Region, Strömungs- und Habitatpräferenzen, RETI, Anteil EPT-Taxa, etc.). Abbildung 2 zeigt beispielhaft den Verlauf zweier „metrics“ in Abhängigkeit von der morphologischen Degradation. Beide „metrics“ korrelieren unterschiedlich stark mit dem diese Degradation messenden Strukturindex der untersuchten Gewässerabschnitte und sind geeignet, strukturelle Defizite zu beschreiben. Als Referenz wurden die jeweiligen Werte herangezogen, die für die leitbildnahen Probennahmestellen ermittelt wurden. Ausgehend von den Referenzbedingungen (Klasse I) wurden die übrigen Probennahmestellen entsprechend ihrer strukturellen Defizite unterschiedlichen Degradationsklassen (Klassen II bis V) zugeordnet.
„Metrics“, die sich für die Bewertung der strukturellen Degradation eignen, werden zur Berechnung des Multimetrischen Index EQI_M herangezogen. Eine Auswahl der für die sandgeprägten Bäche und Flüsse des Norddeutschen Tieflandes herangezogenen „metrics“ ist in Tab. 1 zusammengestellt.

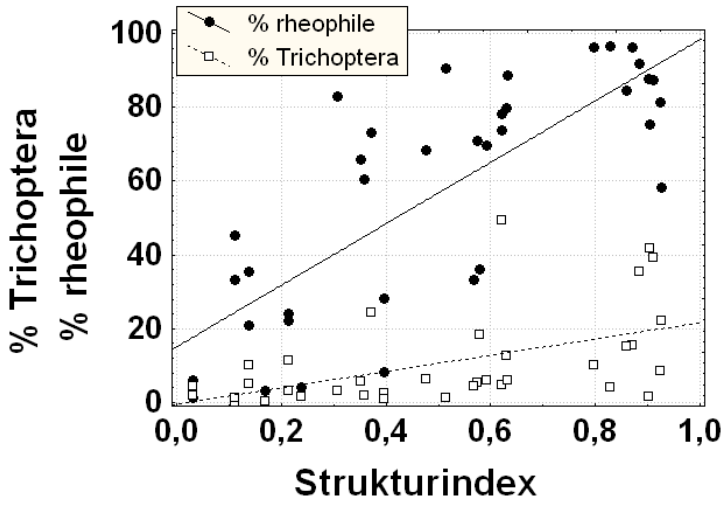


Abb. 2: Relative Abundanz der rheophilen Taxa und Trichoptera in Abhängigkeit vom morphologischen Zustand des Gewässers für 36 Aufsammlungen der sandgeprägten Flüsse. Beide „metrics“ sind positiv mit dem Strukturindex korreliert.

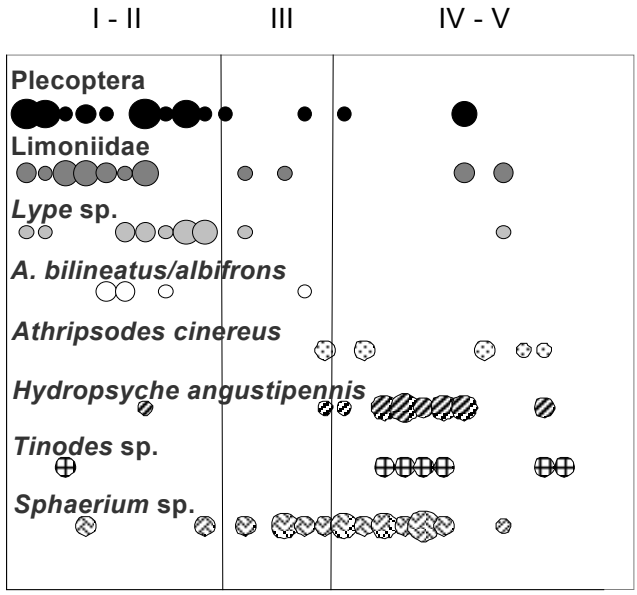


Abb. 3: Vorkommensschwerpunkte ausgewählter Indikatortaxa für Sandbäche. Die Einstufung in Degradationsstufen (I-II = gut, III = mäßig, IV-V = schlecht) erfolgte anhand des jeweils berechneten Strukturindex. Der Durchmesser der Sphären entspricht der Abundanz.

Tab. 1: Ausgewählte „metrics“ zur Bewertung sandgeprägter Bäche und Flüsse des Tieflandes (EZG = Einzugsgebietsgröße; % = relative Abundanz)

Sandgeprägte Bäche (EZG: 10-100 km²)	*Sandgeprägte Flüsse (EZG: 100-1000 km²)*
% Plecoptera	% EPT (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcher-fliegen)
% Holzfresser	% Sammler/Detritusfresser
% Zerkleinerer	% Schlamm-Besiedler
% POM-Besiedler	% Rheophiler Taxa
RETI (Rhithron-Ernährungstypen-Index)	% Litoral-Bediedler
	RETI

Das Vorkommen ausgewählter Taxa in Abhängigkeit von der strukturmorphologischen Degradation zeigt Abb. 3 am Beispiel der Sandbäche. Während *Lype* sp. (Trichoptera) und alle Steinfliegen (Plecoptera) überwiegend in strukturell hochwertigen Abschnitten anzutreffen waren, wurde *Tinodes* sp. (Trichoptera) fast ausschließlich in morphologisch stärker degradierten Abschnitten gefunden.
Die aufgrund derartiger Verfahren als geeignet identifizierten Taxa werden schließlich bei der Entwicklung des Fauna-Index berücksichtigt (s. unten).

4.2 Faunaindex

Mit dem Faunaindex liegt ein Bewertungswerkzeug anhand des Vorkommens und der Abundanz von sensitiven und toleranten Taxa vor, wie es die EU-Wasser-Rahmenrichtlinie u. a. fordert. Auf Grundlage dieses Taxa-bezogenen Ansatzes lassen sich biozönotisch relevante strukturelle Defizite im Gegensatz zur Strukturgütekartierung direkt ermitteln. Ziel einer Strukturverbesserung ist in erster Linie die Verbesserung der Habitatbedingungen für die aquatischen Organismen. Es liegt nahe, den Habitatzustand daher auch direkt über den Zustand der aquatischen Biozönosen zu ermitteln.

Der Fauna-Index ist eine integrative Beschreibung der Biozönose über sogenannte Indikatorarten, die sich als geeignet für die Identifikation von Güte- oder Störstrukturen erwiesen haben. Als Gütestrukturen wurden z. B. Totholzansammlungen, Strömungs-, Tiefen- und Substratdiversität definiert, während Stauhaltungen, fehlende Beschattung oder Uferverbau als Störstrukturen angesehen wurden. Etwa 300 Taxa wurden für jeden Gewässertyp hinsichtlich ihres Vorkommens berücksichtigt; es wurden sowohl Frequenz als auch Abundanz in Abhängigkeit von insgesamt zehn Güte- und Störstrukturen untersucht. Abbildungen 4 und 5 zeigen mit *Aphelocheirus aestivalis* und *Molanna angustata* je ein Beispiel für einen Güte- und Störungsindikator. Während die Grundwanze hinsichtlich der untersuchten Strukturen einen Vorkommensschwerpunkt in wenig bis nicht degradierten Abschnitten hatte, war *M. angustata* ausnahmslos in mehr oder weniger stark degradierten Abschnitten anzutreffen, die sich insbesondere durch geringe Strömungs- und Tiefenvarianz, Steinschüttungen, fehlende Beschattung und fehlendes CPOM bzw. Holz auszeichneten. Auf Grundlage derartiger Analysen und unter Berücksichtigung von Literaturdaten sowie Expertenwissen wurde etwa 160 Taxa der untersuchten Tiefland-Fließgewässer ein ganzzahliger Indexwert zwischen +2 (hohe Güteindikation) und –2 (hohe Störungsindikation) zugewiesen.

Für jede Probennahmestelle wird dann unter Berücksichtigung der jeweiligen Abundanz analog der Berechnung des Saprobien-Index (DIN 38 410) ein Faunaindex berechnet.

Die typspezifischen Taxalisten sind als „offene Listen“ angelegt und beinhalten zusätzlich zu den nachgewiesenen Taxa auch solche, die aufgrund flächenhafter Lebensraumbeeinträchtigungen in einem Bundesland aktuell nicht mehr vorkommen, dies aber potenziell unter besseren Lebensraumbedingungen würden.

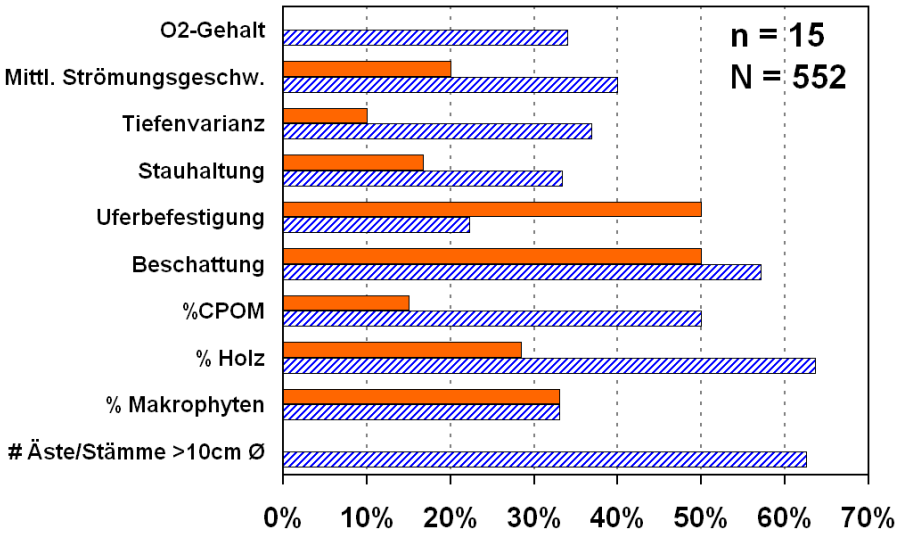


Abb. 4: Frequenz von *Aphelocheirus aestivalis* (Heteroptera) in strukturell kaum (schraffierte Balken) und stark (gefüllte Balken) degradierten Abschnitten. Weitere Erklärung im Text (n = Anzahl der Untersuchungsstellen; N = Individuenanzahl).

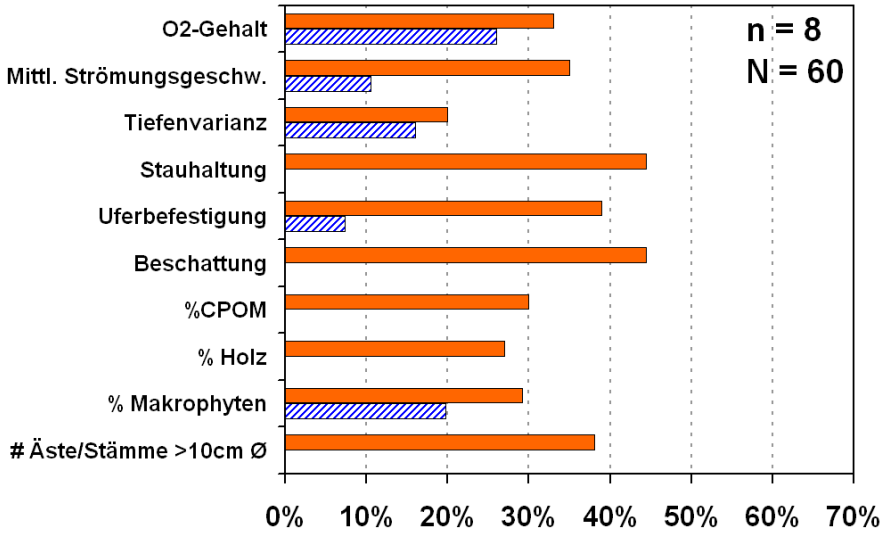


Abb. 5: Frequenz von *Molanna angustata* (Trichoptera) in strukturell kaum (schraffierte Balken) und stark (gefüllte Balken) degradierten Abschnitten. Weitere Erklärung im Text (n = Anzahl der Untersuchungsstellen; N = Individuenanzahl).

4.3 Multimetrischer Index: EQI_M

Der EQI_M (Ecological Quality Index using Macroinvertebrates) ist eine Kombination aus den vorgestellten Einzelberechnungsverfahren.
Erst in der Kombination aus ökologischen Kenngrößen („metrics“) und Indikatortaxa-basierendem Index lässt sich somit ein stabiler Gesamtindex formulieren, der eng mit der strukturellen Degradation korreliert ist (Abb. 6). Über den Indexwert lassen sich die Probennahmestellen, ausgehend vom Referenzzustand (Klasse I), den fünf ökologischen Zu-

standsklassen zuordnen. Durch die Berücksichtigung möglichst vieler geeigneter „metrics“ wird der EQI_M robust gegenüber Schwankungen der einzelnen Bestandteile.

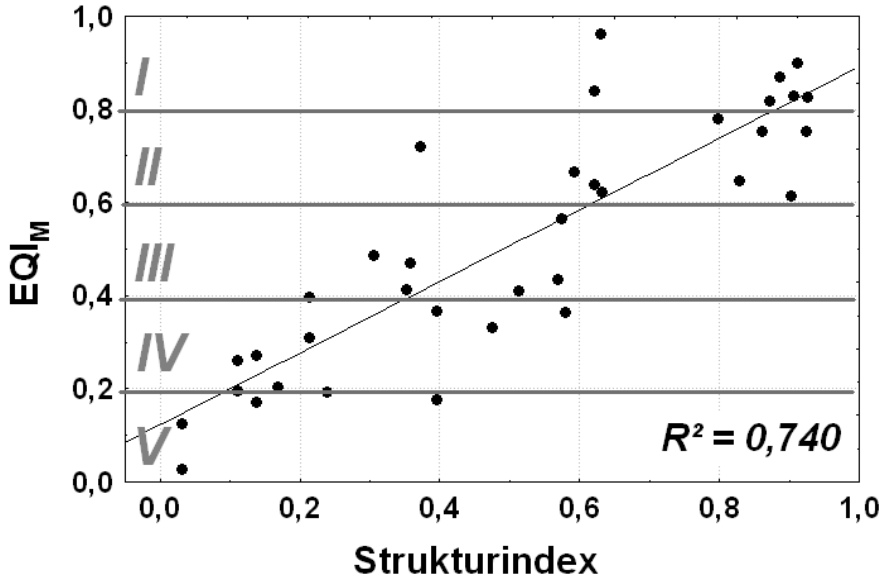


Abb. 6: Multimetrischer Index EQI_M in Abhängigkeit vom Strukturindex am Beispiel der mittelgroßen Sandflüsse des Norddeutschen Tieflandes. Die Einteilung in ökologische Zustandsklassen erfolgte in gleichgroßen Intervallen (R^2 = Korrelation zwischen EQI_M und Strukturindex)

5 AUSBLICK

Das oben skizzierte Bewertungsverfahren hat eine Bewertung der „ökologischen Qualität“ über das MZB zum Ziel, die den Anforderungen der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie entspricht. Hervorzuheben sind der typspezifische Ansatz und die Orientierung an Referenzbedingungen eines jeden Gewässertyps.
Mit diesem biozönotisch ausgerichteten neuen Ansatz liegt für das Tiefland ein Bewertungssystem vor, das in der Lage ist, den Haupt-Degradationsfaktor „morphologische Beeinträchtigung“ zu bewerten und den aktuellen Anforderungen der WRRL vollständig entspricht.

Danksagungen

Wir möchten uns bei allen Kolleginnen und Kollegen der Abteilung Hydrobiologie an der Universität Essen bedanken, die das Projekt „AQEM“ durch ihren tatkräftigen Einsatz unterstützt haben.

Literatur

BÖTTGER K. & R. PÖPPERL (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. In: G. FRIEDRICH & J. LACOMBE (Hrsg.): Limnologie aktuell, Bd. 3, 461 pp., G. Fischer, Stuttgart-Jena-New York.

HOLM A. (1987): Anwendung des Bewertungsrahmens Fließgewässer (Bäche) auf Bäche in den Naturräumen Hohenweststedter Geest/Holsteinische Vorgeest. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holsteins. 77 pp., Anhang (unveröff.).

Sommerhäuser M. & D. Hering (2001): The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates (AQEM). Tagungsbericht der DGL-Jahrestagung 2000 in Magdeburg: 159-136.

THIELE V, D. MEHL, A. BERLIN, M. VON WEBER & R. BÖRNER (1996): Ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von rückgestauten Fließgewässerbereichen und deren Niederungen im Nordostdeutschen Tiefland. Limnologica 26: 361-374.

Eine kurvenreiche Zukunft für Flüsse? Typologie und Leitbilder für die Flüsse des Tieflandes in Nordrhein-Westfalen*

Pottgiesser, Tanja & Thomas Ehlert

Universität Essen, Institut für Ökologie, Abt. Hydrobiologie, D-45117 Essen
tanja.pottgiesser@uni-essen.de, ehlertt@bfn.de

Keywords: Nordrhein-Westfalen, Tiefland, Typologie, Leitbilder, Flüsse

Einleitung

Die Beschreibung von Leitbildern beschränkte sich bislang auf kleine bis mittelgroße Fließgewässer. In Nordrhein-Westfalen wurden nun auch Flüsse unter gewässertypologischen Gesichtpunkten bearbeitet und ganzheitliche Leitbilder für die verschiedenen Flusstypen formuliert, da Flüsse - ebenso wie Bäche - nach den naturraumtypischen und fließgewässerprägenden Eigenschaften ihrer Einzugsgebiete zu typisieren sind.

Der Geltungsbereich der Flusstypologie Nordrhein-Westfalens umfasst mittelgroße bis große Fließgewässer mit einem Mittelwasserabfluss (MQ) größer als 1m^3/sec und einem Einzugsgebiet von mehr als 100 km^2. Im naturnahen Gewässerzustand besitzen die kleinen Flüsse eine Wasserspiegelbreite von mindestens 10 - 15 m, die Unterläufe erreichen Gerinnebreiten von mehr als 100 m. Damit liegen nun Leitbildbeschreibungen und eine Dokumentation von Referenzgewässern aller Gewässergrößen vom Quellbach bis zum Fluss für das Bundesland Nordrhein-Westfalen vor (LUA 1999a, b, LUA 2001a, b).

Die Flusstypologie Nordrhein-Westfalens

Für Nordrhein-Westfalen sind sieben Flusstypen ausgewiesen werden, vier für das Tiefland und drei für den Mittelgebirgsraum (Abb. 1). Als limnologisch begründete Gewässertypen integrieren die Flusstypen Nordrhein-Westfalens sowohl Morphologie, Hydrologie und Wasserbeschaffenheit als auch Biozönosen.

Mit der **ersten Gliederungsebene** der **Sohlsubstrate** werden vor allem die „sichtbaren" Eigenschaften des Gewässers, wie die prägenden Sohlsubstrate, erfasst.
Als **zweite Gliederungsebene** ist die **Hydrologie** ausgewiesen worden, da die Hydrologie als „Superfaktor" nicht nur eine Reihe wichtiger abiotischer Parameter modifiziert, sondern entscheidend die Lebensgemeinschaft prägt. Als biozönotisch besonders relevante Ausprägungen werden permanente und temporäre Gewässer unterschieden.
Im Typologie-Schema sind die beiden Gliederungsebenen sowie die Flusstypen im Kreisdiagramm als „Substratuhr" dargestellt. Im Inneren des Kreises werden die Großlandschaften Mittelgebirge und Tiefland, die geochemischen Grundtypen silikatisch und karbonatisch sowie die prägenden Sohlsubstrate Schotter, Kies, Sand, Lehm und Torf unterschieden.

*aus dem „Interdisziplinären Forschungsvorhabens zur Typologieentwicklung und Leitbildfindung für mittelgroße und große Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen" im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalens, mit finanzieller Unterstützung des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen an der Universität Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie in Kooperation mit dem Planungsbüro Koenzen, Hilden und der Universität zu Köln, Geographisches Institut, Abteilung für angewandte Geomorphologie und Landschaftsforschung.

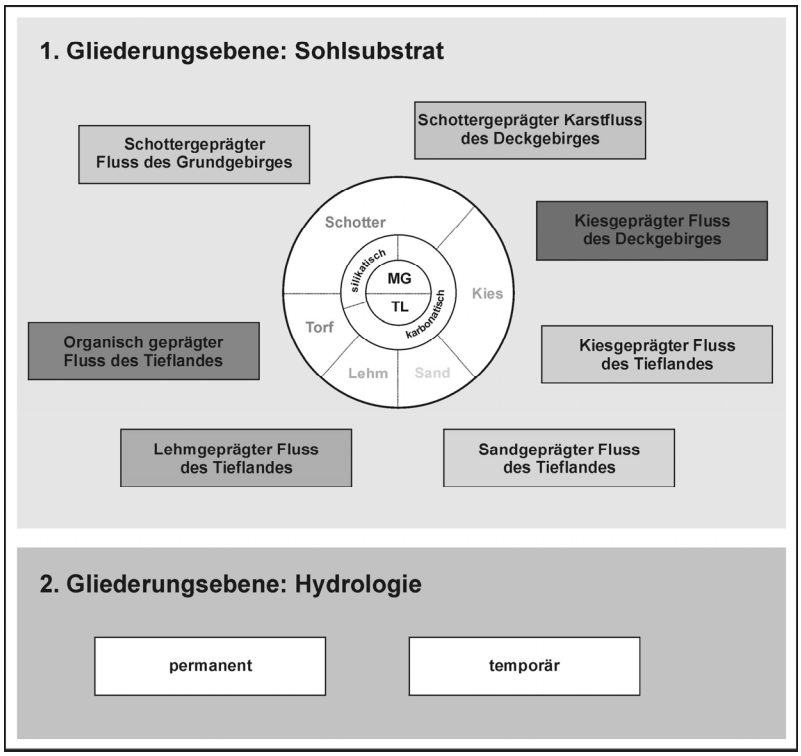


Abb. 1: Das Typensystem der Tiefland- und Mittelgebirgsflüsse Nordrhein-Westfalens mit den Gliederungsebenen Sohlsubstrat und Hydrologie. MG: Mittelgebirge, TL: Tiefland.

Die im Außenkreis aufgeführten sieben Flusstypen korrespondieren mit den im Innenkreis dargestellten Sohlsubstraten, geochemischen Grundtypen sowie Großlandschaften. Der Kreis deutet an, dass es prinzipiell Übergänge zwischen den einzelnen Flusstypen gibt.
Grundsätzlich sind die geologisch und orographisch begründeten Flusstypen mit den verschiedenen hydrologischen Ausprägungen frei kombinierbar. In Nordrhein-Westfalen ist die hydrologische Ausprägung „temporär" allerdings nur in einem Flusstyp verwirklicht, dem *Schottergeprägten Karstfluss des Deckgebirges*.

Kurzcharakterisierung der Tiefland-Flusstypen Nordrhein-Westfalens

Organisch geprägter Fluss des Tieflandes

Beim *Organisch geprägten Fluss des Tieflandes* werden die Auen und Gewässersohlen überwiegend von organischen Substraten wie Torf, Falllaub, Makrophyten, Totholz u. a. geprägt. Allerdings treten diese rein organischen Ausprägungen in Nordrhein-Westfalen nur kleinräumig auf: Aus den Einzugsgebieten werden auch mineralische Substrate in die Gewässer eingetragen, so dass in der Sohle häufig Sand oder Kies zu finden sind. Im Blockbild (Abb. 2) sind die Talform, der Gewässerlauf sowie die Aue, die das Gewässer im potenziell natürlichen Zustand einnehmen würde, dargestellt.

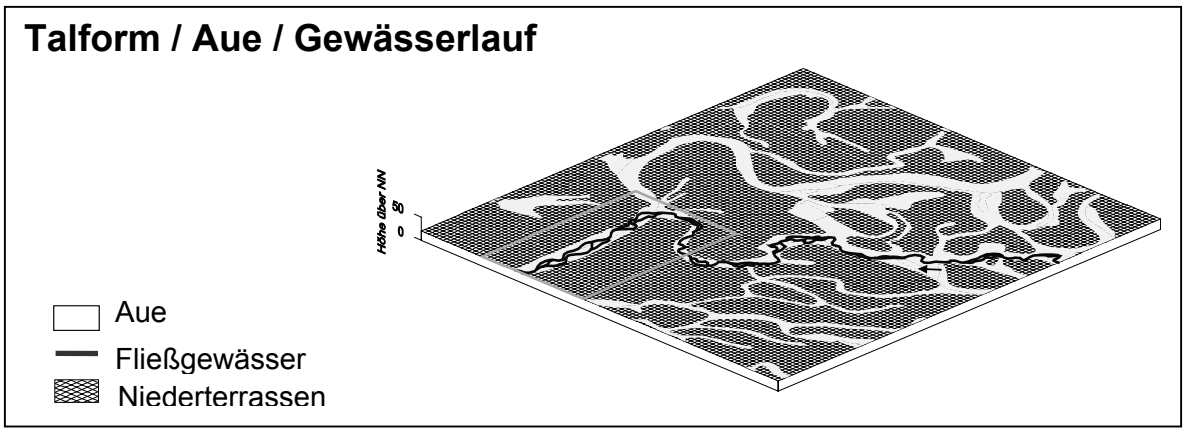


Abb. 2: Talform, Aue und Gewässerlauf des *Organisch geprägten Fluss des Tieflandes.*

Charakteristisch für diesen Flusstyp sind das geringe Gefälle und die geringe Einschnittstiefe, die eine enge Verzahnung von Gewässer und Umfeld ermöglichen. Häufige Laufform des organisch geprägten Flusses ist ein anastomosierendes, in vielen Flussarmen verlaufendes Gerinne.

Die typische Waldgesellschaft des organisch geprägten Flusses ist der Erlenbruchwald, der auf den großflächig vorhandenen Niedermoor- und Anmoorböden stockt. Daneben finden sich aber auch waldfreie Standorte v. a. auf den lang anhaltend überstauten Flächen wachsen Ohr- und Grauweidengebüsche sowie Röhrichte.

Die Makrozoobenthos-Gesellschaft des *Organisch geprägten Flusses des Tieflandes* ist arten- und individuenreich: Neben Arten langsam fließender Gewässer treten natürlicherweise auch Stillwasserarten auf. Leitarten für diesen Flusstyp sind Eintags- und Köcherfliegen, die bevorzugt die strömungsarmen, makrophytenreichen Rinnen und Altwässern besiedeln. Ausgesprochene Fließwasserarten spielen nur eine untergeordnete Rolle und treten in ihrer Artenzahl eher in den Hintergrund. Sie bleiben auf die flach überströmten, kiesigen Bereiche beschränkt.
Die Fischzönose ist v. a. durch einen hohen Anteil krautlaichender Stillgewässerarten und Arten der Auengewässer gekennzeichnet. „Wappentier“ für diesen Flusstyp ist die Karausche, im Volksmund auch „Moorkarpfen“ genannt, weil sie besonders gut an die Niedermoorverhältnisse angepasst ist.

Lehmgeprägter Fluss des Tieflandes
Das dominierende Sohlsubstrat des *Lehmgeprägten Flusses des Tieflandes* ist bindiger Lehm, z. T. auch zu plattigen Aggregaten verbacken. Das Querprofil (Abb. 3) verdeutlicht die natürlicherweise große Einschnittstiefe im Vergleich zu anderen Flusstypen. Auf Grund des leicht erodierbaren lehmigen Substrates schneiden sich diese Gewässer immer tiefer ein, so dass ein ausgeprägtes Kastenprofil ausgebildet wird. Auengewässer kommen nur in geringem Umfang vor. Typische Arten von Still- oder Auengewässer treten dadurch stark in den Hintergrund.

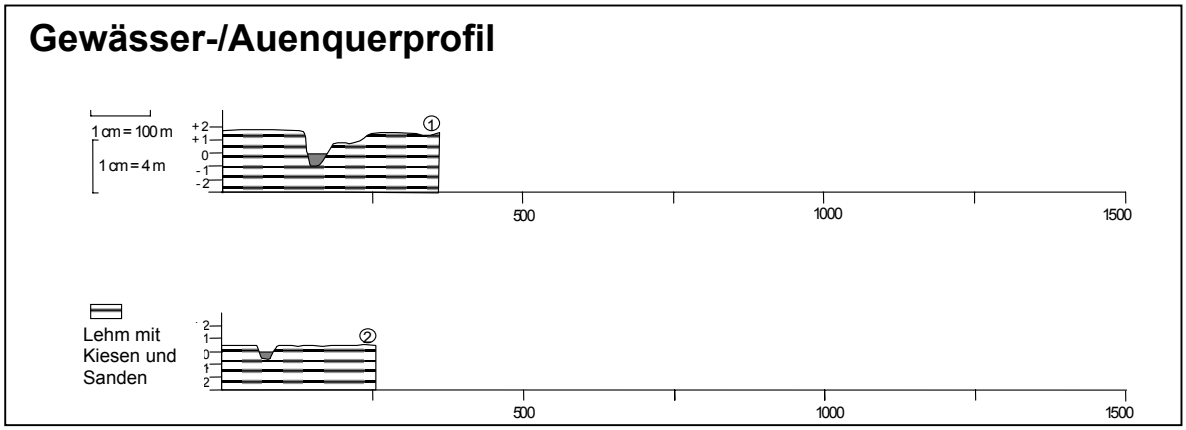


Abb. 3: Gewässer-/Auenquerprofil des *Lehmgeprägten Flusses des Tieflandes.*

Leitart des lehmgeprägten Flusses ist z. B. der Wasserkäfer *Riolus cupreus*, der kalkreiche Gewässer bevorzugt besiedelt. Die dominierenden lehmigen Sohlsubstrate sind relativ besiedlungsfeindlich. Daher sind v. a. die organischen Hartsubstrate, Totholz und Makrophyten, arten- und individuenreich besiedelt.
Die Fischzönose ist artenarm: Forellen und andere Fischarten mit hohem Sauerstoffbedarf fehlen auf Grund des mangelnden Laichplatzangebots und der hohen Feinpartikelfracht, die die Atmung der Fische behindert. Typisch ist das Vorkommen von Arten der Hasel-Rotaugen-Region.

Sandgeprägter Fluss des Tieflandes

Der *Sandgeprägte Fluss des Tieflandes* ist im nordrhein-westfälischen Tiefland weit verbreitet. Das dominierende Sohlsubstrat ist Sand, stellenweise kommen aber auch Kiese vor. Charakteristisch ist eine Wechsellagerung von Sand und organischem Material - Falllaub, Äste, Detritus - auf der Gewässersohle und im Uferbereich. Mit seinen großen Mäanderschlingen, die er in flachen Sohlentälern ausbildet, entspricht der Sandfluss am ehesten dem Bild eines typischen Tieflandflusses. Auf Grund der hohen Dynamik dieses Flusstyps – Anlanden von Sandbänken, Durchschneiden von Mäanderbögen – finden sich in der Aue eine Vielzahl von Rinnensystemen und Altgewässern unterschiedlicher Altersstadien (Abb. 4).

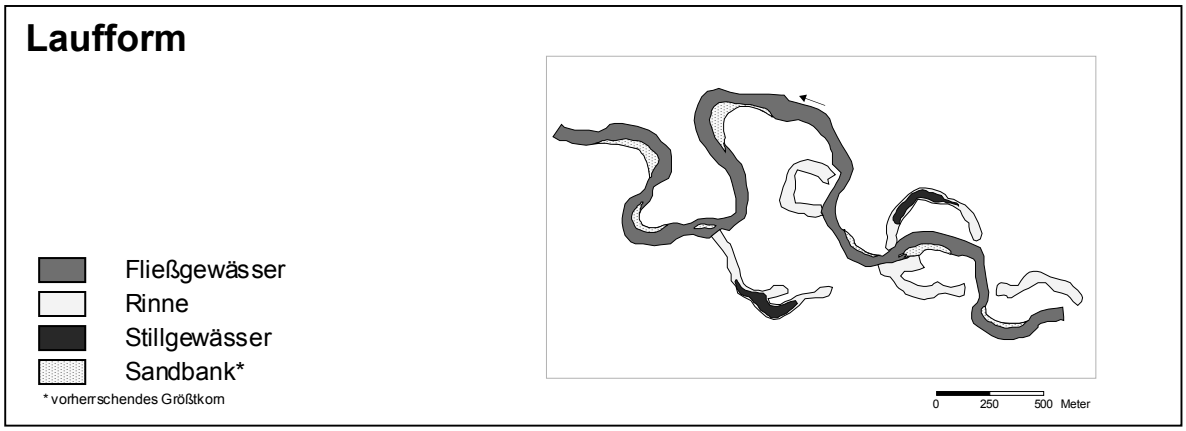


Abb. 4: Laufform des *Sandgeprägten Flusses des Tieflandes.*

Der Stieleichen-Hainbuchenwald ist die dominierende Waldvegetation in den sandigen Auen dieses Flusstyps. Die ausgeprägte Eigendynamik schafft immer wieder offene, sandige Rohböden, die rasch von Pioniergesellschaften und Weidengebüschen besiedelt werden.

Die Makrozoobenthos-Besiedlung sandgeprägter Flüsse ist relativ artenreich, obwohl nur wenige spezialisierte Organismen das dominierende Sohlsubstrat Sand besiedeln können. Eine Leitart ist deshalb z. B. die Eintagsfliege *Ephemera danica*, die aufgrund ihrer grabenden Lebensweise die gesamte Flusssohle besiedeln kann. In den langsam überströmten und detritusreichen Uferbereiche kommen Arten vor, die morphologische Anpassungen an das Leben in der oberen Sandschicht aufweisen, in die sie eingegraben oder zwischen den Detritusablagerungen gut getarnt leben. Leitarten dieser Habitate sind u. a. die Libelle *Gomphus vulgatissimus* und die Großmuschel *Unio pictorum.*

Die Fischzönose der *Sandgeprägten Flüsse des Tieflandes* ist sehr artenreich. Neben strömungsliebenden Fischen des Hauptgerinnes werden durch die zahlreichen Altgewässer Arten der Auengewässer begünstigt, wie z. B. der Steinbeißer, der im Schlamm der Uferbuchten und Rinnesysteme vorkommt. Typische Fischart für Sandflüsse ist die Quappe, die früher in diesem Flusstyp weit verbreitet war, heute aber nur noch selten in Nordrhein-Westfalen vorkommt.

Kiesgeprägter Fluss des Tieflandes

Die dominierenden Sohlsubstrate dieses Flusstyps sind gut gerundete Kiesel und Sand. Durch die Strömung werden die verschiedenen Substrate sortiert. Die stark mäandrierenden Flussläufe sind vor allem durch die zahlreichen und großräumigen Kiesbänke an den strömungsexponierten Stellen charakterisiert (Abb. 5). Sandbänke kommen in strömungsarmen Bereichen vor.

Die Makrozoobenthos-Besiedlung *Kiesgeprägter Flüsse des Tieflandes* ist sehr artenreich. Die dominierenden kiesigen Substrate und der Einfluss des Mittelgebirges begünstigen vor allem rheophile Hartsubstratbesiedler. Die Leitart *Aphelocheirus aestivalis* und die Zweiflüglerlarve *Atrichops crassipes* leben z. B. in den kiesig-sandigen, flach überströmten Gewässerbereichen.

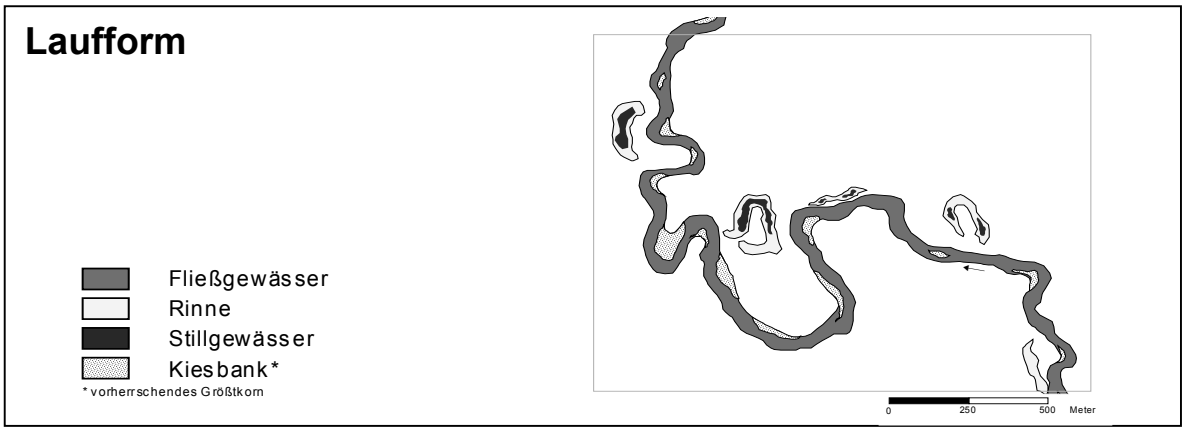


Abb. 5: Laufform des *Kiesgeprägten Flusses des Tieflandes*.

Der Einfluss des Mittelgebirges macht sich im Auftreten von Arten wie *Gammarus fossarum*, *Perlodes microcephalus* und *Stenelmis canaliculata* bemerkbar.
Die Fischzönose der kiesgeprägten Flüsse ist ebenfalls artenreich. Typisch sind Kieslaicher, wie das Flussneunauge, das in diesem Flusstyp optimale Laichsubstrate vorfindet.

Verbreitung, Zustand und Wiederherstellbarkeit der Tiefland-Flusstypen

Mit über 800 km Länge machen die *Sandgeprägten Flüsse des Tieflandes* rund 2/3 der Fließstrecke aller Tieflandflüsse aus. In Nordrhein-Westfalen seltene Flusstypen sind der *Organisch geprägte Fluss des Tieflandes* und der *Lehmgeprägte Fluss des Tieflandes*, der mit knapp 100 km Lauflänge nur rund 7% an den Tiefland-Flusstypen ausmacht (Tab. 1).

Tab. 1: Fließstrecke der Tiefland-Flusstypen in Nordrhein-Westfalen.

Flusstyp	Länge [km]	Anteil der Tieflandflüsse [%]
Sandgeprägter Fluss des Tieflandes	823	61,5
Kiesgeprägter Fluss des Tieflandes	262	19,6
Organisch geprägter Fluss des Tieflandes	154	11,5
Lehmgeprägter Fluss des Tieflandes	99	7,4

Die Verbreitung lässt allerdings keine Rückschlüsse über den aktuellen Zustand zu, in denen die Flusstypen heute konkret angetroffen werden. Die Tabelle 2 gibt einen Überblick über den Ist-Zustand und die mögliche Wiederherstellbarkeit der Tiefland-Flusstypen.
Unabhängig von Gewässertyp und Verbreitung sind heute alle Flüsse mehr oder weniger stark anthropogen überformt, denn v. a. die Flüsse und ihre Auen unterliegen schon seit Jahrhunderten einer intensiven Nutzung durch den Menschen. Besonders deutlich wird dies am Beispiel des *Lehmgeprägten Flusses des Tieflandes*, von dem es heute in Nordrhein-Westfalen keine naturnahen Referenzgewässer mehr gibt. Durch die lange und intensive Nutzung der fruchtbaren Bördenlandschaften ist gerade dieser Flusstyp am stärksten anthropogen überformt. Die nachhaltigsten Überformungen – oder Zerstörungen – weisen die *Organisch geprägten Flüsse des Tieflandes* auf. Durch Veränderungen im Wasserhaushalt kann heute die charakteristische Niedermoorbildung in den Auen lediglich kleinräumig stattfinden.

Auch wenn die Gewässer heute stark beeinträchtigt sind, so ist eine Wiederherstellbarkeit von potenziell natürlichen Gewässerzuständen grundsätzlich möglich, wenn auch durch die aktuelle Landnutzung nur abschnittsweise oder in langfristigen Dimensionen.
Für den Flusstyp des *Sandgeprägten Flusses des Tieflandes* gibt es aus Nordrhein-Westfalen aktuelle Beispiele, in denen ein großer Fluss – die Lippe - abschnittsweise flusstypspezifisch renaturiert worden ist. Dabei wurde das Profils auf von rund 10 m auf über 40 m aufgeweitet, die Sohle um 2 m erhöht sowie die Profiltiefe von 5 m auf 2 m verringert.
Solche Maßnahmen können grundsätzlich auch für die anderen Flusstypen realisiert werden.

Tab. 2: Zustand und Wiederherstellbarkeit der Tiefland-Flusstypen in Nordrhein-Westfalen.

Flusstyp	Zustand	Wiederherstellbarkeit
Sandgeprägter Fluss des Tieflandes	fast alle überformt	abschnittsweise möglich
Kiesgeprägter Fluss des Tieflandes	fast alle überformt	abschnittsweise möglich
Organisch geprägter Fluss des Tieflandes	fast alle zerstört	langfristig möglich
Lehmgeprägter Fluss des Tieflandes	alle überformt	abschnittsweise möglich

Schwieriger ist die Wiederherstellbarkeit des organisch geprägten Flusses zu realisieren. Auf Grund der geringen Eigendynamik dieses Flusstyps, aber v. a. auf Grund der zeitlich nur langsam voranschreitenden Niedermoorbildung dauert es viele Jahrhunderte bis dieser Flusstyp wiederhergestellt ist, auch wenn z. B. ein anastomisierendes Gerinne gebaut wird und ein Anschluss an das Grundwasser erfolgt.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Flusstypologie Nordrhein-Westfalens - sie umfasst limnologisch begründete Flusstypen und Leitbildbeschreibungen – ist gültig für Fließgewässer von 100-10.000 km² Einzugsgebiet.
Damit ist die Grundlage für eine **leitbildgestützte Bewertung** auch von Flüssen geschaffen worden, für

- eine morphologische Bewertung z. B. im Rahmen der Gewässerstrukturgütekartierung
- eine biozönotische Bewertung von Flüssen z. B. im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Darüber hinaus geben die Leitbilder die Stoßrichtung vor für die **Planung** von naturnaher Gewässerentwicklung oder Renaturierung von Gewässern.

Prinzipiell ist die Beschreibung biozönotischer Leitbilder auch für auch Flüsse > 10.000 km², wie z. B. Rhein und Weser, möglich. Das methodische Vorgehen zur Aufstellung von Leitbildern für mittelgroße bis große Fließgewässer kann grundsätzlich auch auf sehr große Fließgewässer übertragen werden: Neben der Auswertung aktueller Daten müssen generell historische Quellen zur Besiedlung herangezogen werden sowie der potenziell natürliche Gewässerzustand konstruiert werden (EHLERT et al. in press).

Literatur

EHLERT, T., D. HERING, U. KOENZEN, T. POTTGIESSER, H. SCHUHMACHER & G. FRIEDRICH (in press): Typology and type specific reference conditions for medium-sized and large rivers in North Rhine-Westphalia: methodical and biological aspects. - Int. Rev. Hydrobiol.

LUA (1999a) (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens. Teil I: Kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Erarbeitet von: TIMM, T.†, SOMMERHÄUSER, M., BOOM, A. VAN DEN, EHLERT, T., PODRAZA, P., POTTGIESSER, T., SCHUHMACHER, H. - Merkblätter 16: 235 S.

LUA (1999b) (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. Erarbeitet von: Timm, T.†, BOOM, A. VAN DEN, EHLERT, T., PODRAZA, P., SCHUHMACHER, H., SOMMERHÄUSER, M. - Merkblätter 17: 88 S.

LUA (2001a) (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens. Teil 2: Mittelgroße bis große Fließgewässer - Gewässerabschnitte und Referenzstrukturen. Verfasser: POTTGIESSER, T., EHLERT, T., KOENZEN, U., KURTH, A. - Merkblätter 29: 247 S.

LUA (2001b) (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Hrsg.): Leitbilder für mittelgroße bis große Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Flusstypen. Verfasser: EHLERT, T., POTTGIESSER. T., KOENZEN, U.– Merkblätter 34: 129 S.

Bewertung von Bächen und Flüssen mit silikatisch geprägtem Einzugsgebiet - wirkt sich gewässermorphologische Degradation auf das Makrozoobenthos aus?

Lorenz, Armin, Peter Rolauffs & Daniel Hering

Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen, Tel.: 02 01 / 1 83-24 42, Fax: 02 01 / 1 83-44 42, email: armin.lorenz@uni-essen.de

Keywords: Bewertung, AQEM, Makrozoobenthos, Rheinisches Schiefergebirge, multimetrischer Index, EQI_M

1. EINLEITUNG

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert eine Bewertung der Fließgewässer mit Hilfe der aquatischen Biozönose. Die zukünftigen Bewertungsverfahren sollen gewässertyp-spezifisch sein, sich an einem naturnahen Referenzzustand orientieren sowie die Beschreibung von vier Abweichungsstufen beinhalten.

Vor diesem Hintergrund wird seit März 2000 von der EU das Forschungsprojekt AQEM[1] gefördert, welches von der Universität Essen koordiniert wird. Zusammen mit 16 Partnern aus acht europäischen Ländern ist das Ziel des Projektes die Entwicklung von Bewertungssystemen für 30 europäische Gewässertypen; die Verfahren basieren auf dem Makrozoobenthos und sollen die Auswirkungen verschiedener Einflussgrößen (organische Verschmutzung, degradierte Gewässermorphologie) bewerten.

Ziel dieses Artikels ist, am Beispiel von zwei Gewässertypen die Auswirkungen veränderter Gewässermorphologie (z. B. durch Uferverbau, Totholzräumung und Sohlbefestigung) auf das Makrozoobenthos zu beschreiben und Berechnungsverfahren zur Bewertung dieser Auswirkungen darzustellen.

2. METHODEN

Auf der Grundlage der Fließgewässertypen Deutschlands (SCHMEDTJE et al. 2001) wurden Bewertungssysteme für folgende Gewässertypen des Grundgebirges entwickelt:

- Schottergeprägte Bäche des silikatischen Mittelgebirges (10-100 km^2 Einzugsgebiet)
- Schottergeprägte Flüsse des silikatischen Mittelgebirges (100-1000 km^2 Einzugsgebiet)

Die Untersuchungen fanden im Rheinischen Schiefergebirge statt, welches von der Eifel im Westen bis zum Rothaargebirge im Osten reicht; das Untersuchungsgebiet umfasst somit Teile von Rheinland-Pfalz, Hessen und Nordrhein-Westfalen.
Um mit vergleichbaren Daten rechnen zu können, wurde ein vollständig neuer Datensatz erhoben. Es wurden nur Gewässer besammelt, die saprobiell unbelastet sind, aber hinsichtlich der Gewässermorphologie eine Degradationsreihe darstellen (von leitbildnahen Zuständen bis hin zu völlig ausgebaute Abschnitten).

[1] AQEM (The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates) wird gefördert von der Europäischen Kommission, 5. Forschungsrahmenprogramm, Energy, Environment and Sustainable Development, Key Action Water, Contract no. EVK1-CT1999-00027; www.aqem.de

Für jeden Gewässertyp wurden 20 Abschnitte im Frühjahr und im Sommer bearbeitet. Zur Untersuchung des Makrozoobenthos wurde ein Multi-Habitat-Sampling verwendet, bei dem anteilig in 20 Einzelproben die vorhandenen Substrate mit Hilfe eines Shovelsamplers (0,25 x 0,25 m Grundfläche, Maschenweite 500 µm) besammelt wurden (HERING et al. 2001). Die gesammelten Makroinvertebraten wurden soweit möglich auf Artniveau bestimmt. Die weitere Auswertung erfolgte mit Hilfe eines im AQEM-Projekt entwickelten Auswertungsprogrammes.
Zusätzlich wurden ca. 130 abiotische Sekundärdaten erhoben.
Die strukturelle Degradation der Gewässerabschnitte wurde mit Hilfe der abiotischen Daten in einem „Strukturindex“ abgebildet, der die Gewässermorphologie „aus Sicht der Tierwelt“ beschreibt.
Für den Strukturindex wurden für die Mittelgebirgsbäche vor allem folgende Parameter herangezogen: Holzanteil, Sohlsubstratdiversität, Grad der Beschattung, Ufer- und Sohlstruktur. Bei den Flüssen wurden vor allem folgende Parameter herangezogen: Holzanteil, laterale Ausdehnung des Gerinnes, Einschnittstiefe, anthropogen verändertes Längsprofil. Das gewässermorphologische Leitbild (LUA NRW 1999, 2001) wurde jeweils als Gradmesser herangezogen. Für bestimmte Auswertungen wurde der Strukturindex in fünf morphologische Zustandsklassen eingeteilt (von 1: Referenz bis 5: schlechter Zustand).

3. ERGEBNISSE

Anhand der Artenlisten der einzelnen Probestellen wurde ein Bewertungsverfahren entwickelt, das aus zwei Komponenten aufgebaut ist: einem Indikatorarten-System und einem „Metric“-basierten System.
Die Grundidee des Indikatorarten-Systems ähnelt dem Saprobiensystem, bei dem das Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen einzelner Arten gewichtet wird. In diesem Fall indizieren die Arten bestimmte morphologische Strukturen und nicht eine saprobielle Situation. Es wurden also Taxa identifiziert, die den eindeutigen Schwerpunkt ihres Vorkommens in Abschnitten einer bestimmten morphologischen Zustandsklasse besitzen. Die Strukturbindung wurde darüber hinaus durch Literaturangaben abgesichert. Für beide Gewässertypen wurden unterschiedliche Indikatorartenlisten erstellt.
Aufgrund der Stetigkeit und der Abundanz in den verschiedenen Zustandsklassen wurden ganzzahlige Werte (Scores) zwischen +2 und –2 vergeben. Die Aufrechnung dieser Werte erfolgte mit der gleichen Formel wie bei dem Saprobiensystem (Formel 1). Dies führt zu endgültigen Indexwerten für die verschiedenen Probestellen.

Formel 1: Formel zur Berechnung des Faunaindex

$$Faunaindex = \frac{\sum_{i}^{N} sc_i \cdot a_i}{\sum_{i}^{N} a_i}$$

i = Indikatortaxon
N = Gesamtzahl Indikatortaxa
sc_i = Wert des i-ten Taxon
a_i = Abundanzklasse des i-ten Taxon

Des Weiteren wurden mit Hilfe eines Auswertungsprogrammes Berechnungsverfahren (Metrics) identifiziert, die eine deutliche Korrelation zur Gewässermorphologie zeigen (Abb. 1 und Abb. 2).

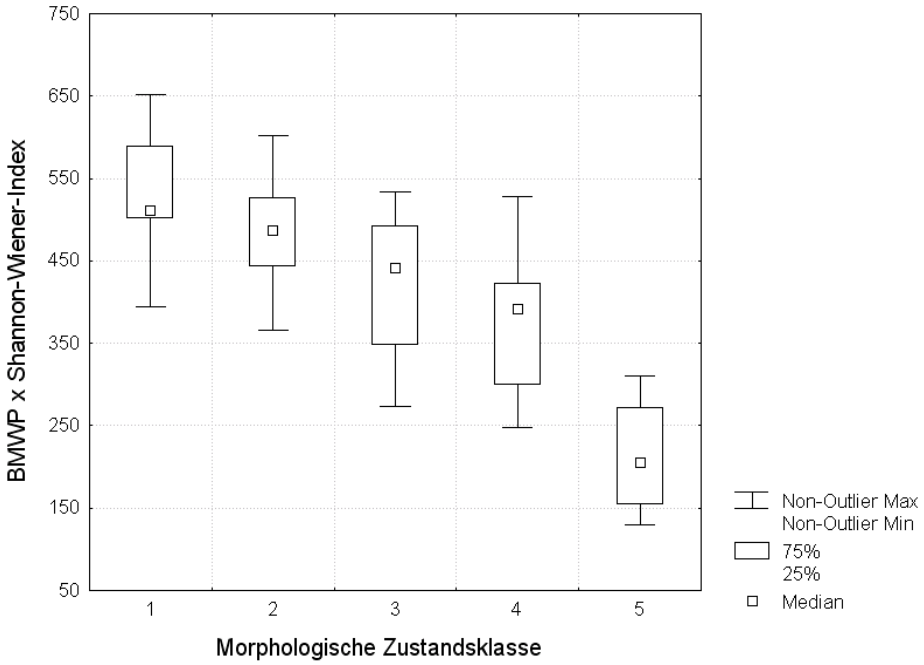


Abb. 1: Produkt aus BMWP-Score und Shannon-Wiener-Diversität der schottergeprägten Bäche in den einzelnen morphologischen Zustandsklassen.

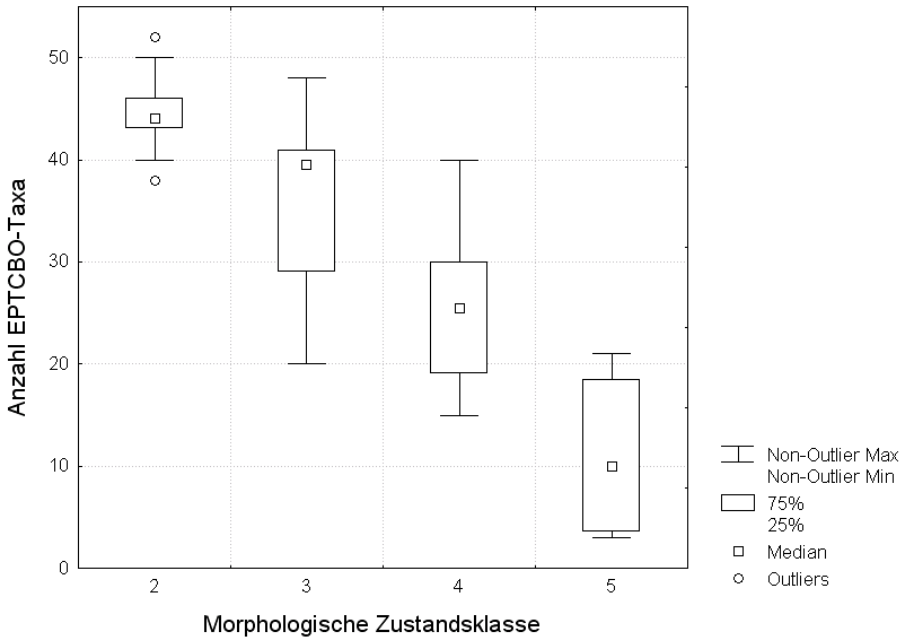


Abb. 2: Anzahl der EPTCBO-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia und Odonata) der schottergeprägten Flüsse in den einzelnen morphologischen Zustandsklassen (wobei die Zustandsklasse 1 als in der heutigen Landschaft nicht mehr vorkommend angenommen wird.).

Als letzter Schritt wurden die einzelnen Berechnungsverfahren, die sich zur Indikation des morphologischen Zustandes eignen, zu einem multimetrischen Index - dem EQI_M (**E**cological **Q**uality **I**ndex using **M**acroinvertebrates) - vereinigt. Dieser Index ist die Kombination verschiedener Berechnungsverfahren, die ähnliche Ergebnisse erbringen, mit dem Ziel, das Gesamtergebnis zu verstärken und weniger anfällig für Extremwerte und Ausreißer in den einzelnen Metrics zu machen (BARBOUR et al. 1999).

Die Formeln für die beiden Gewässertypen setzen sich aus verschiedenen Faktoren zusammen.

Die Formel des **EQI_M** für die schottergeprägten Bäche beinhaltet:
- den Faunaindex
- die Shannon-Wiener-Diversität
- den BMWP
- den Anteil der Rhithralbewohner

Die Formel des **EQI_M** für die schottergeprägten Flüsse beinhaltet:
- den Faunaindex
- die Anzahl EPTCBO-Taxa
- die Shannon-Wiener-Diversität
- den Anteil der Zerkleinerer, Xylophagen und Filtrierer
- den Anteil der Lithalbesiedler

Bei Anwendung des EQI_M auf den vorhandenen Datensatz ergeben sich folgende Diagramme (Abb. 3, Abb. 4). Bei den schottergeprägten Flüssen lässt sich zudem aus dem Diagramm ablesen (Abb. 4), dass selbst morphologisch gute Probestellen faunistisch teilweise noch keinen guten Zustand haben, was auf ein gestörtes Einzugsgebiet zurückzuführen ist.
Des Weiteren lassen sich mit dem EQI_M Gruppen von Probestellen abgrenzen, die ähnliche ökologisch-strukturelle Bedingungen aufweisen. Diese Gruppen können ökologischen Zustandsklassen zugeordnet werden, was in den Abb. 5 und 6 dargestellt ist.

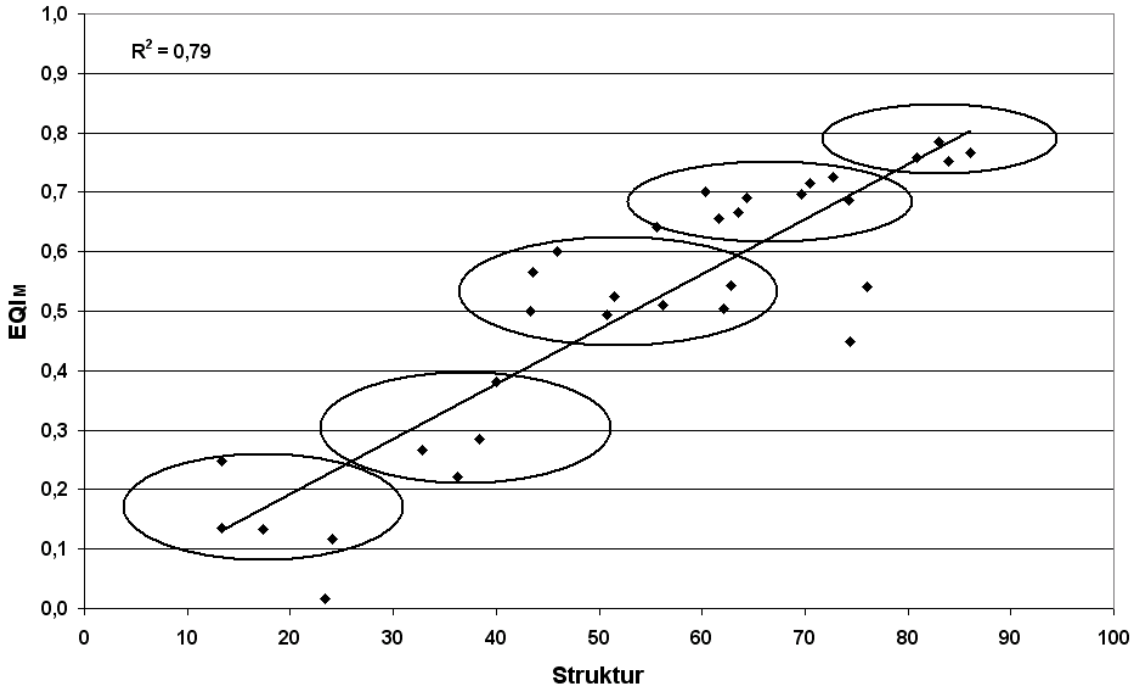


Abb. 3: EQI_M der schottergeprägten Bäche, aufgetragen gegen einen dimensionslosen Strukturindex (0 = stark degradierte Gewässermorphologie; 100 = leitbildnahe Gewässermorphologie). Die Kreise zeigen Gruppen von Probestellen, die ähnliche ökologisch-strukturelle Bedingungen aufweisen.

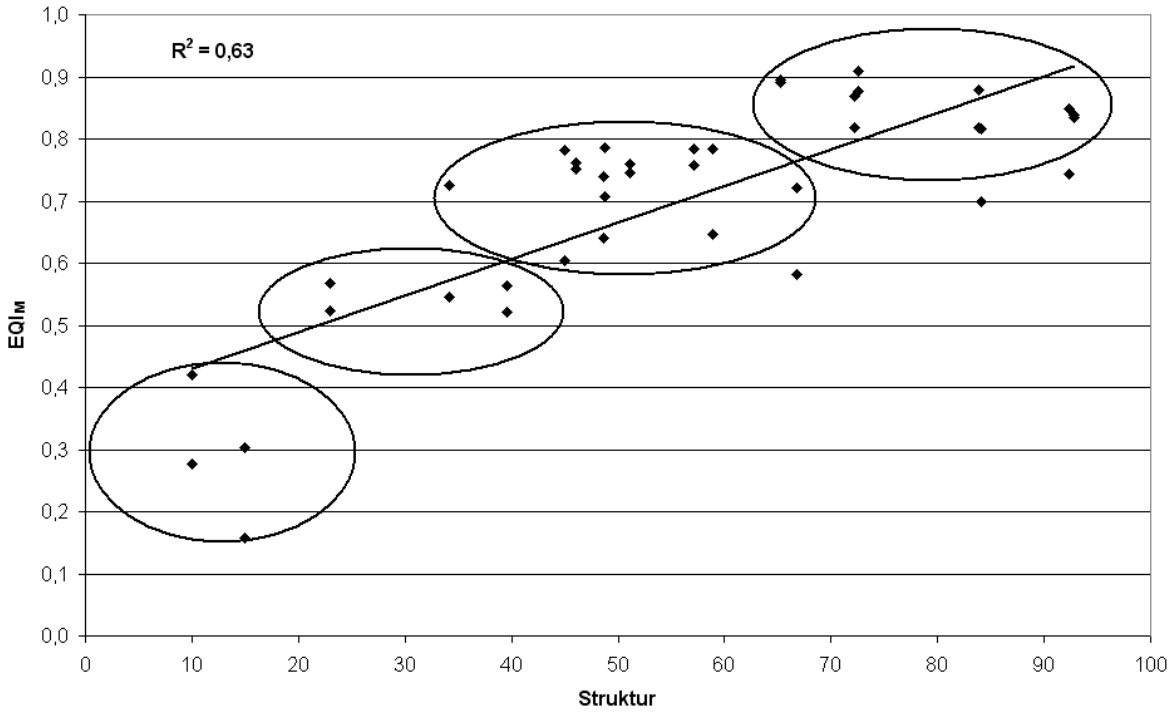


Abb. 4: EQI_M der schottergeprägten Flüsse, aufgetragen gegen einen dimensionslosen Strukturindex (0 = stark degradierte Gewässermorphologie; 100 = leitbildnahe Gewässermorphologie). Die Kreise zeigen Gruppen von Probestellen, die ähnliche ökologisch-strukturelle Bedingungen aufweisen.

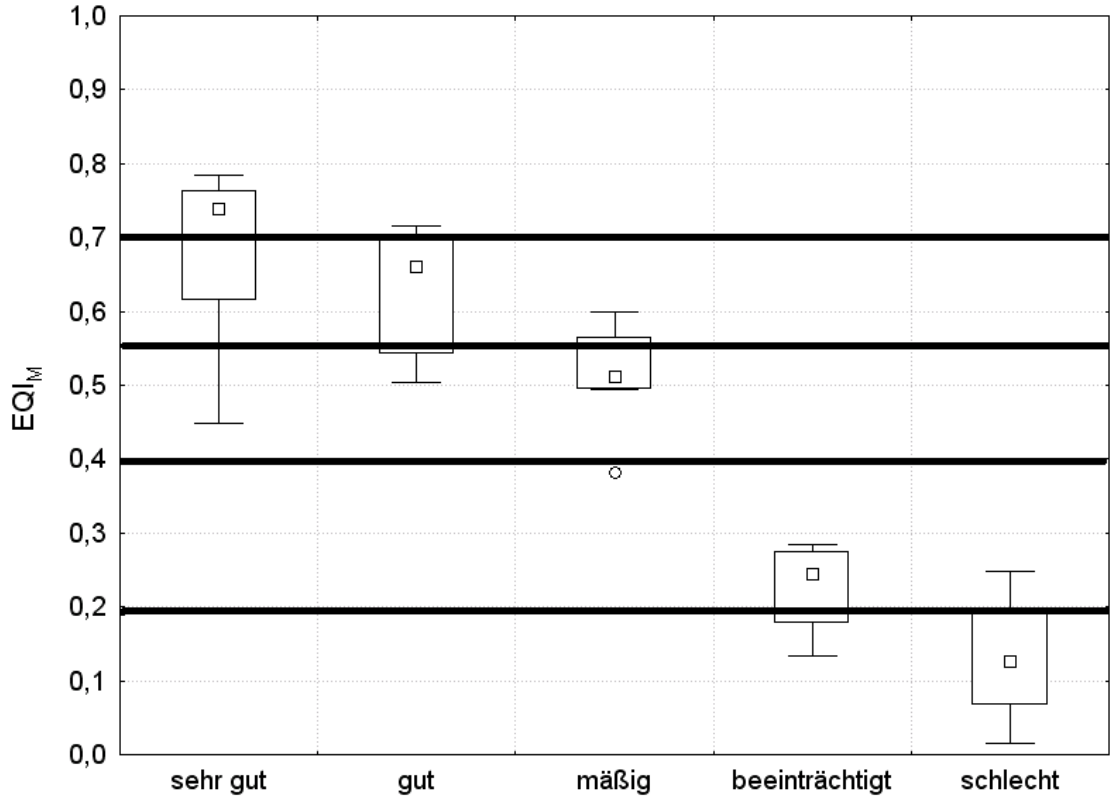


Abb. 5: EQI_M der schottergeprägten Bäche, aufgetragen gegen die morphologischen Zustandsklassen, mit einen Vorschlag für ökologische Zustandsklassen.

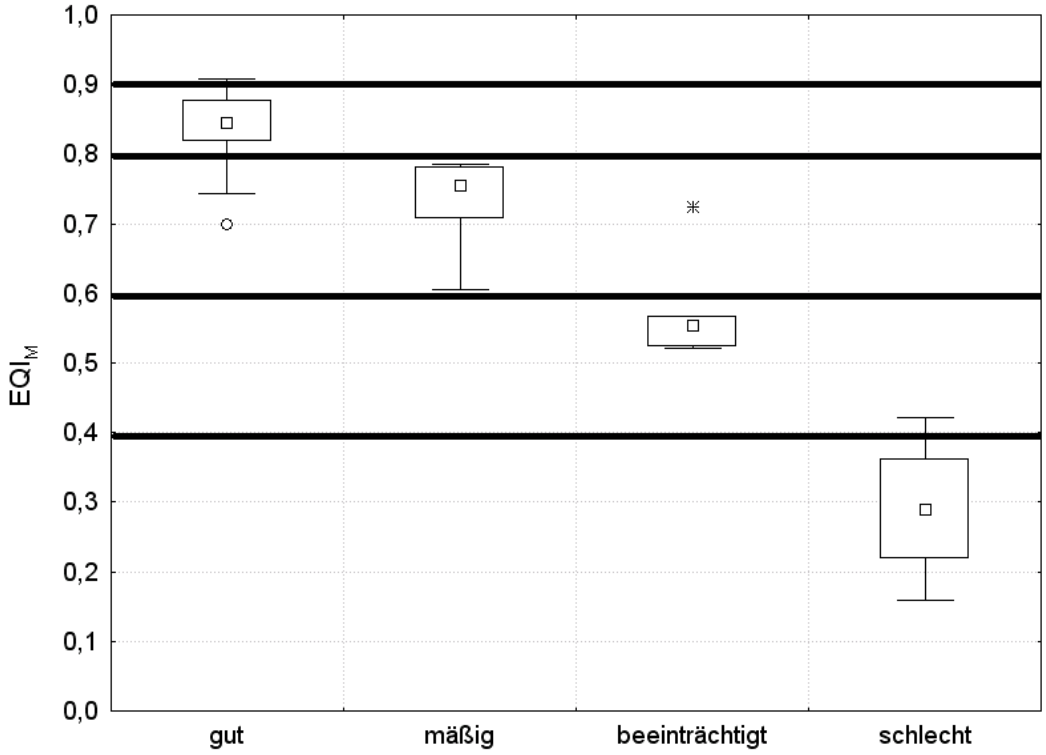


Abb. 6: EQI_M der schottergeprägten Flüsse, aufgetragen gegen die morphologischen Zustandsklassen, mit einen Vorschlag für ökologische Zustandsklassen. Probestellen der morphologischen Zustandsklasse „sehr gut“ existieren nicht mehr (s. o.).

4. FAZIT

Die Wasserrahmen-Richtlinie erfordert eine Bewertung von Gewässern anhand der Biozönose. Da viele Gewässer heute (wieder) eine gute Wasserqualität besitzen, aber strukturell verarmt sind, muss ein zukünftiges Bewertungsverfahren in der Lage sein, die Auswirkungen struktureller Degradation auf das Makrozoobenthos abzubilden. Die hier dargestellten Ergebnisse verdeutlichen, dass es einen Zusammenhang zwischen der Gewässermorphologie und der benthischen Fauna gibt. Reich strukturierte Fließgewässer unterscheiden sich von morphologisch verarmten Gewässern durch:

- das Vorkommen von Indikatorarten für spezielle Strukturen (Totholz, lenitische Bereiche)
- eine höhere Taxazahl, insbesondere von EPTC-Arten
- eine höhere Diversität.

Literatur

HERING, D., P. HAASE, O. MOOG & M. SOMMERHÄUSER (2000): Vorschlag zur Standardisierung fließgewässerökologischer Untersuchungen in der BRD - Probennahme und Taxaliste. DGL-Tagungsbericht 2001, 164-168.

SCHMEDTJE, U., M. SOMMERHÄUSER, U. BRAUCKMANN, E. BRIEM, P. HAASE und D. HERING (2000): „Topdown - bottom up“ - Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. DGL-Tagungsbericht 2001, 147-151.

LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) [Hrsg.] (1999): Leitbilder für die kleinen bis mittelgroßen Fließgewässer in NRW. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. - Merkblätter 17, 87p.

LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) [Hrsg.] (2001): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in NRW. Flusstypen. - Merkblätter 34 (im Druck).

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER und J.B. STRIBLING (1999): Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002; Washington, DC.

Vergleichende Untersuchungen zur Besiedlung von Auengewässern entlang von Tiefland- und Mittelgebirgsflüssen und ihre Bedeutung für die Fließgewässerbewertung

CAROLIN MEIER, CHRISTIAN FELD & ARMIN LORENZ

Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen, Tel.: 02 01 / 1 83-45 35, Fax: 02 01 / 1 83-44 42, email: carolin.meier@t-online.de, christian.feld@uni-essen.de, armin.lorenz@uni-essen.de

Keywords: Auengewässer, Fließgewässer, Makrozoobenthos, Bewertung

1. EINLEITUNG

Im Überflutungsbereich natürlicher und naturnaher Fließgewässer entstehen infolge der Abflussdynamik Auengewässer. Ihre Morphologie wird durch Faktoren wie den Naturraum, Alter und Sukzessionszustand und die Hydrologie des Gerinnes bestimmt.
Faunistische Untersuchungen an Fließgewässern mit dem Ziel ihrer Bewertung sind überwiegend auf die Verhältnisse im Hauptgerinne begrenzt; Auengewässer werden nur selten berücksichtigt. Im Hinblick auf die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie stellt sich die Frage, ob die geforderte biozönotische Bewertung der Fließgewässer unter Ausschluss der Auengewässer möglich und sinnvoll ist.
Es werden Ergebnisse vergleichender Makrozoobenthos-Aufsammlungen im Hauptgerinne und in Auengewässern von Tiefland- und Mittelgebirgsflüssen dargestellt. Folgende Fragen standen bei der Auswertung der Daten im Mittelpunkt:

- Unterscheiden sich die Makrozoobenthos-Zönosen von Gerinnen und Auengewässern?
- Welche Änderungen ergeben sich für die Bewertung von Fließgewässern durch die Berücksichtigung der Fauna von Auengewässern?

2. METHODIK UND DATENGRUNDLAGE

Die Daten wurden im Rahmen des EU-Projektes AQEM[1] (siehe HERING et al. 2001) und der zusätzlichen Untersuchung von elf Auengewässern erhoben. Untersucht wurden Fließgewässerabschnitte im Norddeutschen Tiefland, in West-Polen, in der Eifel und im Rothaargebirge. Für das AQEM-Projekt wurde mit einem „Shovel-sampler“ (500 µm Maschenweite) eine habitatspezifische Besammlung entsprechend der Habitatanteile durchgeführt („multi-habitat-sampling“ - MHS). In den Auengewässern wurden die verschiedenen mineralischen und biotischen Mikrohabitate, wie beispielsweise Kies, Sand, Wasserpflanzen oder Totholz, sechs Minuten mit einem Handnetz (Maschenweite 500 µm) beprobt und die Proben anschließend im Labor aussortiert und bestimmt.
Ausgewertet und soweit möglich auf Artniveau bestimmt wurden folgende Ordnungen: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera und Odonata (EPTCO).
In Tab. 1 sind die einzelnen Probestellen, die Beprobungstermine sowie die jeweils angewandte Methode dargestellt.

[1] AQEM (The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates) wird gefördert von der Europäischen Kommission, 5. Forschungsrahmenprogramm, Energy, Environment and Sustainable Development, Key Action Water, Contract no. EVK1-CT1999-00027; www.aqem.de

Tab. 1: Angaben zu Probestellen und Beprobungsterminen

	Fluss	Probestelle	Gerinne			Methode	Auengew.			Methode	Region
			1	2	3		1	2	3		
Tiefland	Stepenitz	Porep	x	x	x	A	x	x	x	A, Z	Prignitz
	Ilanka		x	x		A	x	x		A, Z	West-Polen
	Pliszka	Urad	x		x	A	x		x	A, Z	West-Polen
	Rhin	Rheinshagen	x	x	x	A	x	x	x	A	Ruppiner Land
Mittelgebirge	Rur	Wiselsley	x	x		A	x	x		A	Nordeifel
	Nims	Birtlingen	x			A	x	x		Z	Südeifel
	Eder	Röddenau	x			A	x			A	Rothaargebirge
	Orke	Dalwigksthal	x			A	x	x		A, Z	Rothaargebirge
	Orke	Reckenberg	x	x		A	x	x		A, Z	Rothaargebirge
	Prüm	Wüstung Beifels	x			A	x	x		Z	Südeifel

1 Beprobung im Frühjahr **2** Beprobung im Sommer **3** Beprobung im Herbst
A MHS nach AQEM **Z** Zeitsammelmethode

3. VERGLEICH DER MAKROZOOBENTHOS-ZÖNOSEN VON GERINNE UND AUENGEWÄSSER

3.1 Ergebnisse

Die Abb. 1 und 2 geben in Form von Clusteranalysen die faunistische Ähnlichkeit der einzelnen Proben für das Tiefland und das Mittelgebirge wieder. In beiden Naturräumen war die Besiedlung der Auengewässer und der Gerinneabschnitte deutlich unterschiedlich. Die Auengewässer sind untereinander jeweils ähnlicher besiedelt als die zugehörigen Gerinneabschnitte.

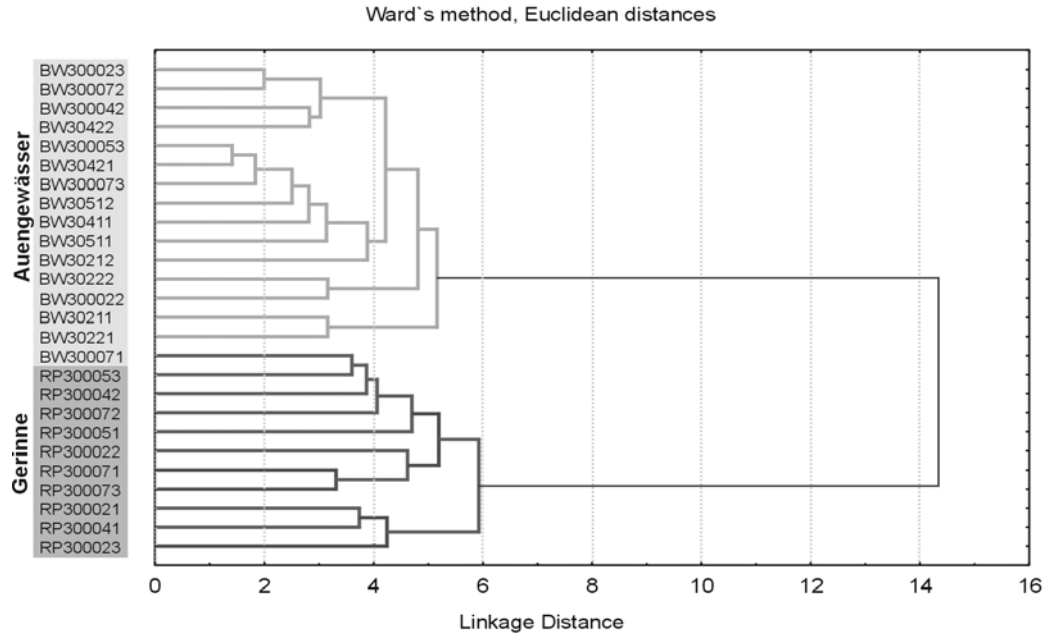


Abb. 1: Gerinne und Auengewässer im Vergleich – Naturraum Tiefland.

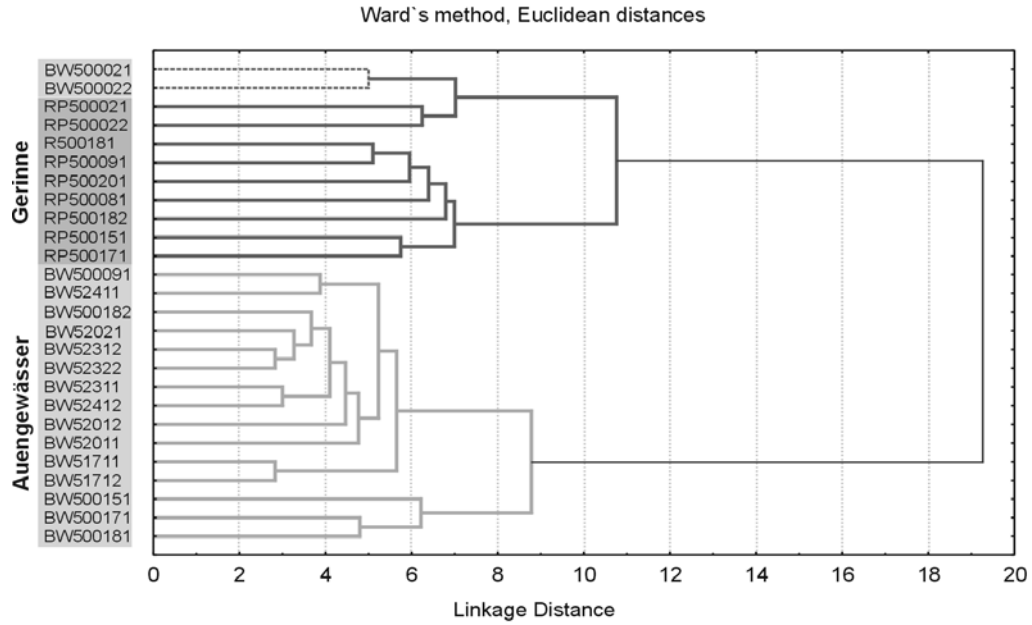


Abb. 2: Gerinne und Auengewässer im Vergleich – Naturraum Mittelgebirge.

In den im Tiefland beprobten Fließgewässerabschnitten wurden in Gerinnen und Auengewässern insgesamt 92 Taxa nachgewiesen; 14 kamen in Gerinnen und Auengewässern vor, 41 nur in den Gerinnen und 37 ausschließlich in den Auengewässern. Die 37 Taxa entsprechen 73 % der überhaupt in den Tiefland-Auengewässern ermittelten Taxa.
Im Mittelgebirge wurden insgesamt 146 Taxa nachgewiesen, wovon 65 Taxa in Gerinnen und Auengewässern vorkamen, 54 ausschließlich die Gerinne und 27 weitere allein die Auengewässer besiedelten. Die 27 Taxa entsprechen 29 % aller in den Mittelgebirgs-Auengewässern nachgewiesenen Taxa.

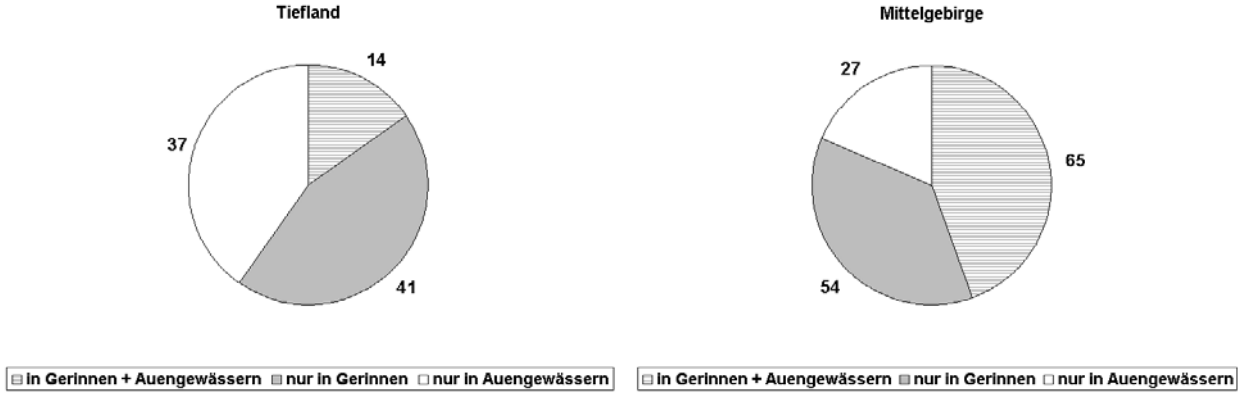


Abb. 3: Taxazahlen in Gerinnen und Auengewässern von Tiefland- und Mittelgebirgsauen. Tiefland: Gerinne n = 10, Auengewässer n = 16; Mittelgebirge: Gerinne n = 9, Auengewässer n = 17. Nur EPT-CO.

Die Abb. 4 gibt die Habitatpräferenzen (nach SCHMEDJE & COLLING 1996) der Gerinne- und Auengewässertiere für beide Naturräume wieder. Im Tiefland besiedelte ein großer Teil der in den Gerinnen erfassten Taxa mineralische Substrate; bei den Taxa der Auengewässer überwogen die Besiedler organischer Substrate.

Die Habitatpräferenzen der im Mittelgebirge nachgewiesenen Taxa verteilen sich in den Gerinnen und den Auengewässern auf mineralische und organische Substrate.

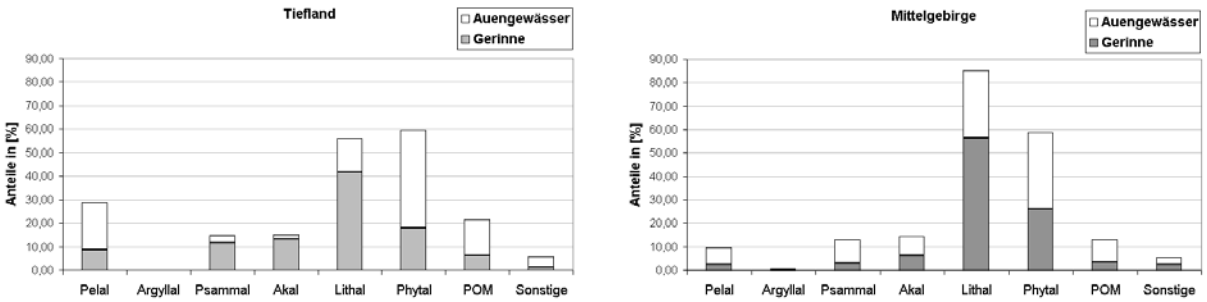


Abb. 4: Habitatpräferenzen der Taxa in Gerinnen und Auengewässern von Tiefland- und Mittelgebirgsauen. Tiefland: Gerinne n = 10, Auengewässer n = 16; Mittelgebirge: Gerinne n = 9, Auengewässer n = 17. Nur EPTCO.

3.2 Diskussion

Die mit Hilfe der Clusteranalysen dargestellten Unterschiede zwischen den Gerinne- und Auengewässerproben lassen auf deutliche Unterschiede in der Besiedlung der Teillebensräume eines Fließgewässers schließen.
Ausnahmen, wie im Fall der oberen beiden Auengewässer in Abb. 2, stellen Ergebnisse von Beprobungen dar, die im Anschluss an einen Hochwasserabfluss genommen wurden. Die Überschwemmung beider Teillebensräume führt zu einer Annäherung der Besiedlungsstruktur ihrer Wirbellosenzönosen.
Die Unterschiede zeigen sich in den vorkommenden Arten und deren Ansprüchen an den Lebensraum. Dass in den Tiefland-Auengewässern 73 % der vorkommenden Taxa nur dort nachgewiesen wurden, weist auf eine eigenständige Makroinvertebratenfauna der Auengewässer hin.
Im Mittelgebirge sind die Unterschiede in der Besiedlung weniger deutlich. Ein Grund dafür liegt in der Morphologie der Mittelgebirgsauen: sie sind in der Regel aus geomorphologischen Gründen weniger breit als die Auen des Tieflandes, die Auengewässer liegen näher am Gerinne und unterliegen so einem häufigeren und intensiveren Einfluss des fließenden Wassers.

4. ÄNDERUNG VON INDIZES ZUR BEWERTUNG VON FLIEßGEWÄSSERN MIT UND OHNE BERÜCKSICHTIGUNG DER AUENGEWÄSSER

Die Berechnung von Indizes zur Bewertung von Fließgewässern erfolgt in der Regel ohne Berücksichtigung der Auengewässer. Am Beispiel der Taxazahl werden die Auswirkungen der Einbeziehung von Auengewässern in die Fließgewässerbewertung diskutiert.

4.1 Ergebnisse

Die in Box-Whisker-Plots dargestellten Taxazahlen steigen im Tiefland und im Mittelgebirge bei Berücksichtigung der Auengewässer deutlich an. Die Unterschiede sind sowohl für das Tiefland als auch für das Mittelgebirge signifikant ($p < 0,05$).

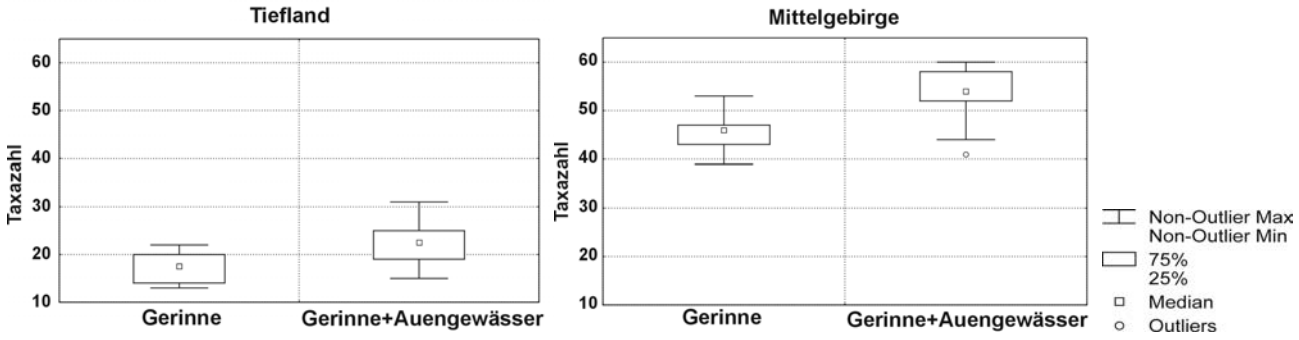


Abb. 5: Taxazahlen ohne und mit Berücksichtigung der Auengewässer. Tiefland: n = 10, Mittelgebirge: n = 9. Nur EPTCO.

Die Abb. 6 zeigt die Taxazahlen von Probestellen im Tiefland, die mit Hilfe eines Strukturindex den morphologischen Zustandsklassen 1-5 zugeordnet wurden (siehe FELD et al. in diesem Band). Waren Auengewässer vorhanden, sind deren Taxazahlen ergänzt. Unter Einbeziehung der Auengewässer sind an den Probestellen, die den Zustandsklassen 1 und 2 zugerechnet wurden höhere Taxazahlen zu erkennen.

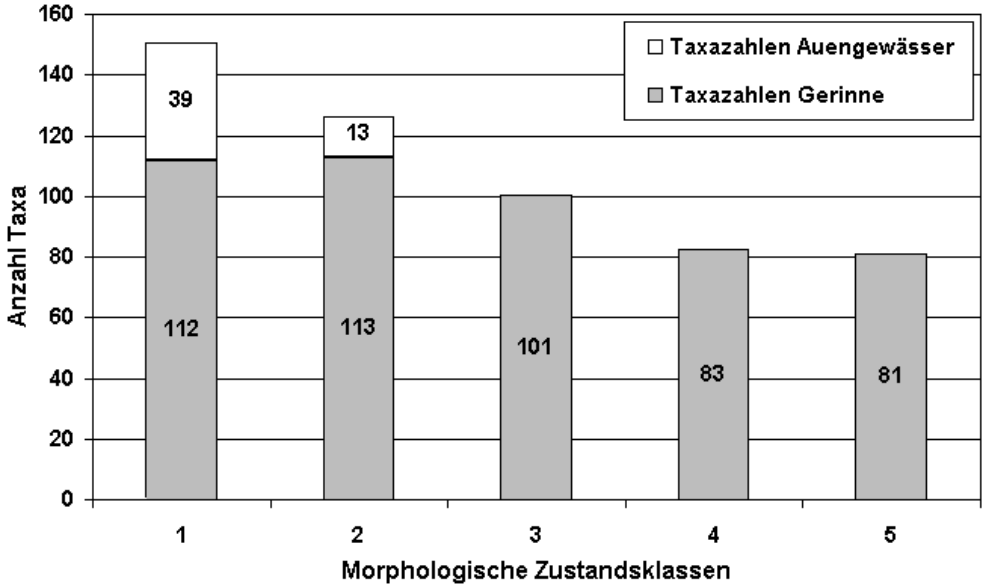


Abb. 6: Taxazahlen der Gerinne und Auengewässer – Naturraum Tiefland.

4.2 Diskussion

Der deutliche Anstieg der Taxazahlen bei Berücksichtigung vorhandener Auengewässer belegt, dass nur so das vollständige Artenspektrum eines Fließgewässers erfasst werden kann.

Von besonderer Bedeutung sind die Auengewässer für die Differenzierung zwischen den morphologischen Zustandsklassen 2 und 3. Die Entscheidung für oder gegen den „Guten ökologischen Zustand“ gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie kann, betrachtet man die Taxazahlen, unter Einbeziehung der Auengewässer in die Bewertung eindeutiger getroffen werden.

5. FAZIT

Die Untersuchungen belegen, dass sich die Makroinvertebratenfauna von Auengewässern und Gerinneabschnitten deutlich unterscheidet. Das Gesamtartenspektrum eines Fließgewässerabschnitts lässt sich nur unter Einbeziehung der Auengewässer erfassen.
Eine biozönotische Bewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie kann daher nur mit Berücksichtigung der Auengewässer als sinnvoll erachtet werden.
Zudem sind Auengewässer mit ihrer diversen Fauna Bestandteil des Referenzzustandes von Fließgewässern. Ihr Vorhandensein oder Fehlen sollte daher nicht nur bei der strukturellen Bewertung von Gewässern berücksichtigt werden. Wie beispielhaft mit Hilfe des Index „Taxazahl“ gezeigt wird, sind Auengewässer gerade im Rahmen einer biozönotischen Bewertung von großer Bedeutung.

Literatur

HERING, D., HAASE, P., MOOG, O. & M. SOMMERHÄUSER (2001): Vorschlag zur Standardisierung fließgewässerökologischer Untersuchungen in der Bundesrepublik Deutschland – Probennahme und Taxaliste.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Tagungsbericht 2000 (Rostock). - Eigenverlag der DGL, Tutzing 2001.

SCHMEDJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna.- Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (Hrsg.).- Heft 4/96.

Leitbildbeschreibung naturnaher Buntsandsteinbäche in den deutschen Mittelgebirgen

Peter Haase & Susanne Lohse

Forschungsinstitut Senckenberg,
Forschungsstation für Mittelgebirge, Lochmühle 2, 63599 Biebergemünd
e-mail: phaase@sng.uni-frankfurt.de, slohse@sng.uni-frankfurt.de

Keywords: Buntsandstein; Leitbild; Makrozoobenthos; submontan; Zoozönose

1 Einleitung

Der Buntsandstein gehört flächenmäßig zu den bedeutendsten geologischen Formationen der deutschen Mittelgebirge. Morphologisch und strukturell sind die Bäche dieser Gebiete bereits relativ gut untersucht (z.B. FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER 1993, HERING et al. 1997), detaillierte Erhebungen ihrer Zoozönose fehlen jedoch bisher weitgehend. Gerade vor dem Hintergrund der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie ist allerdings die Zusammensetzung der natürlich vorkommenden Zoozönose eines Gewässertyps ein wichtiger Baustein für die Leitbildfindung.

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse basieren auf Untersuchungen zahlreicher Bäche dieses Typs in Hessen, Niedersachsen, Thüringen und Bayern (u.a. HAASE 1999) sowie auf der Auswertung der einschlägigen Literatur.

2 Struktur

Für Buntsandsteinregionen charakteristisch ist eine geringe Gewässer- und Taldichte (ca. 0,7 km/km^2, KERN 1994) sowie ein ausgeglichenes Abflussverhalten. Dies liegt an dem hohen Porenvolumen des Gesteins und der damit verbundenen Fähigkeit, viel Wasser aufzunehmen und kontinuierlich wieder abzugeben. Der Längsverlauf der Buntsandsteinbäche folgt in einem gestreckten bis schwach geschwungenen Verlauf den mitunter tief eingeschnittenen Kerb- bzw. Kerbsohlentälern.

Die Sohle der Buntsandsteinbäche besteht aus Sedimenten sehr unterschiedlicher Korngrößen, wobei nicht selten das Mesolithal überwiegt. Oft sind die Steine plattig ausgebildet. Typisch ist außerdem ein für Mittelgebirgsverhältnisse hoher Sandanteil von etwa 20%. Vielfach treten auch Wassermoose auf. Insgesamt weisen die Buntsandsteinbäche eine hohe Substratvielfalt auf.

Charakteristisch ist im Längsverlauf ein häufiger Wechsel von Riffles und Pools. Längs- und Querprofil sind von einer großen Tiefen- und Breitenvarianz gekennzeichnet. Längsbänke sind in Form von Ufer- und Krümmungsbänken aus Sanden, seltener von Inselbänken aus Schotter und Kies vorhanden.

3 Chemismus

Buntsandsteinbäche gehören zu den Silikatbächen, Leitfähigkeit und pH-Wert sowie die Härte sind naturgemäß niedrig (siehe Tab. 1). Säurebeeinträchtigungen sind daher in diesen Bächen nicht selten, wobei allerdings im Rahmen dieser Untersuchungen nur zirkumneutrale Gewässer berücksichtigt wurden.

Tab. 1: Kenngrößen ausgewählter Parameter submontaner Buntsandsteinbäche

LF (µS/cm)	pH	Gesamthärte (mmol/l)	Säurekapazität (mmol/l)	NO_3^- (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)
85 - 220	6,6 - 7,9	0,3 – 1,3	0,1 – 1,7	< 10	< 0,2

4 Zoozöose

Naturnahe Buntsandsteinbäche weisen eine vergleichsweise hohe Biodiversität auf. Übertroffen wird sie nur noch von naturnahen montanen Grundgebirgsbächen. Im Vergleich dazu sind kalkreiche Bergbäche deutlich artenärmer. Eine Ursache für den Artenreichtum der Buntsandsteinbäche ist das typische enge Nebeneinander von groben (zum Teil mit Wassermoosen bewachsene Steine) und feinen Substraten. So findet man dort rheobionte Arten, wie die Steinfliege *Perla marginata* genauso wie lenitische Arten, etwa die Larven der Eintagsfliege *Ephemera danica*. Insgesamt ist bei den Eintags-, Stein- und Köcherfliegen sowie den Wasserkäfern (hier nur Hydraenidae, Elmidae, Scirtidae) mit Artenzahlen folgender Größenordnung zu rechnen (Tab. 2):

Tab. 2: Artenzahlen ausgewählter Wasserinsektenordnungen in Buntsandsteinbächen

Ephemeroptera	Plecoptera	Coleoptera	Trichoptera
15	30	15	45

Tab. 3: Typische Faunenelemente der Buntsandsteinbäche

Mollusca	*Ancylus fluviatilis*
Ephemeroptera	*Baetis alpinus, Baetis melanonyx, Epeorus sylvicola, Ephemera danica, Ephemerella mucronata, Habroleptoides confusa, Habrophlebia lauta*
Plecoptera	*Brachyptera seticornis, Dinocras cephalotes, Diura bicaudata, Nemurella pictetii, Protonemura meyeri, Perla marginata, Perlodes microcephalus, Siphonoperla torrentium*
Coleoptera	*Elmis latreillei, Oreodytes sanmarkii*
Trichoptera	*Anomalopterygella chauviniana, Brachycentrus montanus, Glossosoma conformis, Hydropsyche dinarica, Oecismus monedula, Philopotamus ludificatus, Rhyacophila obliterata*

Auffällig ist, dass sich trotz des breiten Artenspektrums keine Charakterarten für diesen Gewässertyp festlegen lassen. Die zoozönotische Abgrenzung kann also nur über die Charakterarten der silikatischen Bergbäche sowie das Fehlen von Charakterarten der verwandten Bachtypen erfolgen. Dennoch lassen sich eine Reihe von Arten zusammenstellen, die mit hoher Stetigkeit in diesen Bächen auftreten. Typische Elemente der Zoozönose von Buntsandsteinbächen sind in Tab. 3 aufgeführt.

Da es sich bei den in Tabelle 3 aufgelisteten Arten wie bereits oben erwähnt um typische Faunenelemente der silikatischen Bergbäche handelt, findet man diese nicht nur in Buntsandsteinbächen, sondern auch in Grundgebirgsbächen oder Basaltgewässern. Wesentlich seltener treten sie allerdings in kalkreichen Gewässern auf. Auch längszonal sind die Arten differenziert. So kommen insbesondere *Elmis latreillei* oder *Diura bicaudata* wesentlich häufiger in quellnahen und *Dinocras cephalotes* oder *Anomalopterygella chauviniana* in quellfernen Bachabschnitten vor.

5 Diskussion und Ausblick

Buntsandsteinbäche zeichnen sich durch hohen Arten- und Strukturreichtum aus. Trotz des Fehlens eigener Charakterarten ist dieser Bachtyp faunistisch von anderen klar abgrenzbar. Eine Ausnahme bilden nur die Buntsandsteinbäche des Schwarzwaldes, die zusätzlich eine Reihe von Charakterarten der montanen Bergbäche enthalten (vgl. RAWER-JOST 2001). Hierzu gehören beispielsweise die Köcherfliegen *Hydropsyche tenuis* oder *Drusus discolor*.

Dieses Beispiel zeigt deutlich, dass die Höhenlage ein der Geologie übergeordneter Faktor für die Faunenzusammensetzung verschiedener Bachtypen ist. Dies ist bei einer (bundesweiten) Typisierung der Fließgewässer, insbesondere vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie, zu berücksichtigen.

6 Literatur

FORSCHUNGSGRUPPE FLIEßGEWÄSSER (1993): Fließgewässertypologie.- ecomed, Landsberg am Lech.

HAASE, P. (1999): Zoozönosen, Chemismus und Struktur regionaler Bachtypen im niedersäch-sischen und nordhessischen Bergland.- Ökologie und Umweltsicherung 18/99: 157 S. + Anhang.

HERING, D., T. KILIAN, T. SCHMIDT, A. SCHWARZER & K. TRÄBING (1997): „Leitbilder“ für hessische Fließgewässer.- Mitteilungen aus dem Auenzentrum 1/97: 4-43.

KERN, K. (1994): Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung.- Springer-Verlag, Berlin.

RAWER-JOST, C. (2001): Eignung und Variabilität von Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge auf der Basis autökologischer Kenngrößen des Makrozoobenthos.- Dissertation, Universität Hohenheim, Shaker Verlag: 147 S. + Anhang.

Monitoring the Biodiversity in Switzerland: how suitable are benthic macroinvertebrates?

A. Frutiger[1], M. Plattner, P. Burgherr & J. Zollhöfer
[1]EAWAG, P.O. Box 611, CH – 8600 Dübendorf (frutiger@eawag.ch)

1 Introduction

Switzerland is mandated to monitor its biodiversity, because it has ratified the Convention on Biological Diversity (Rio de Janeiro, 1992), and also because it has passed several Swiss Federal and State laws (e.g. the Law on the Protection of Nature and the Countryside). Hence, a Swiss Biodiversity Monitoring (BDM) program has been developed. It consists of several new programs, and coordinates some already existing programs. Its main goal is to detect changes in the biodiversity in Switzerland. Furthermore, the data will serve the Swiss nature conservation policy, and help to test its efficacy in the field of biodiversity.

BDM focuses primarily on the monitoring of species, but genetic and habitat diversity are also included in some sampling programs. A total of 32 *indicators* have been defined to assess *alpha*-, *beta*- and *gamma*-diversity. Collecting is based on approximately 1600 sampling points (*alpha*-diversity) and on around 520 sampling areas of 1 km^2 (*beta*-diversity), both being stratified randomly distributed over the entire country. *Gamma*-diversity, finally, primarily reflects the presence of rare species within Switzerland. Sampling has started in 2000. Approximately 1.8 Mio CHF/year are currently available to cover the costs of BDM[1].

Aquatic habitats are often subject to multiple human impacts (e.g., water abstraction for irrigation *and* receiving water from urban drainage). Therefore, their biota may reflect man-made changes of the environment earlier and more pronounced than other habitats. This would make them particularly suitable as biodiversity indicators . However, up to now, aquatic habitats have been barely covered by BDM.

2 Methods

To test the suitability of benthic macroinvertebrates for BDM, a sampling program was conducted in summer 2000. The following issues were of particular interest:

- Taxonomic groups are only "operational" for a sampling protocol like BDM if problems of their systematics are mostly resolved. Furthermore, they should include a reasonable number of species, and those should inhabit most types of water bodies. In Switzerland, 85 Ephemeroptera (SARTORI *et al.* 1996), 112 Plecoptera (LUBINI *et al.* in preparation) and >300 Trichoptera species (FRUTIGER *et al.* in preparation) are found. Because excellent identification keys are available for mayflies and caddisflies (STUDEMANN *et al.* 1992; WARINGER *et al.* 1997) or in preparation (for stoneflies), we focused on these three orders (referred to as EPT's throughout this paper). Other groups exist with similar species richness (e.g., Coleoptera with around 196 species; Diptera with around 532 species), but they were less suitable due to systematic uncertain-

[1] For more information see: http://www.biodiversitymonitoring.ch

ties and identification problems. The pilot program should reveal some information on the geographical and altitudinal distribution of EPT taxa in Switzerland.

- Since monitoring programs like BDM are long-term concepts, data consistency over long periods is of primary importance. For this reason, sampling protocols must be rigid and exclude the influence of individual workers as much as possible. A standardized procedure of how to sample benthic macroinvertebrates for BDM (referred to as "BDM sampling" throughout this paper) was proposed earlier (FRUTIGER 1998; FRUTIGER 2000). We now wanted to test the applicability of this protocol and to assess how samples would be affected by different technicians.
- Due to the contagious distribution of benthic macroinvertebrates, it is essential for every field sampling program to find an appropriate balance between the number of samples and the error of the data that may be tolerated (e.g., ELLIOTT 1979). A further goal of the test program was therefore to determine the number of samples that are needed to achieve a sufficient statistical power for BDM.
- Finally, the test program should reveal the approximate costs that are involved in field sampling, sorting of the material, and identification of EPT's.

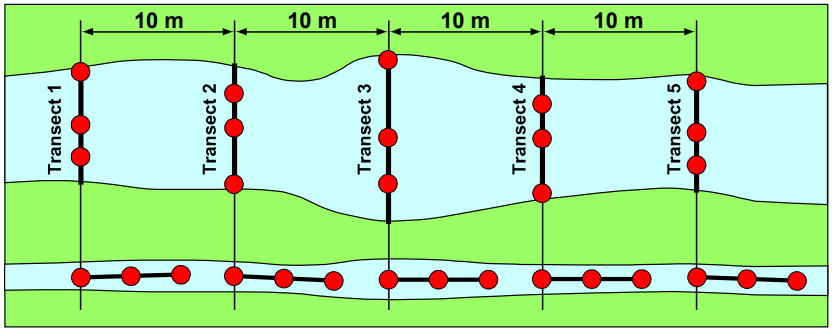


Figure 1: Position of sampling transects and individual kick-samples in wide (top) and narrow streams (bottom) within the "BDM sampling".

To achieve these goals, 6 different stream sites were selected (Table 1). Each site was sampled twice (A: July 18; B: August 22) by two different teams. Five transects, consisting of 3 kick-samples each, were taken at each stream site. According to this procedure (FRUTIGER 2000), the distance between transects was 10 m. Kick-samples, which covered approx. 0.3 x 0.3 m^2, were located near the shoreline, in the middle of the stream, and at ¾ of the stream width on the 1st transect; at ¼ of the stream width, in the middle of the stream, and near the opposite shoreline on the 2nd transect; and again in reverse order on the 3rd transect, etc. (Figure 1 top). In very narrow streams (i.e., stream width ≤ 1 m) all samples were taken in the middle of the stream, with 3 m distance between each sample (Figure 1, bottom).

Table 1: Description and location of test sites (asterisks indicate sites of "reference samples"; see text for details).

Stream Location	Altitude (m a. s.l.)	Position (Swiss grid)	Mean temperature (Daily means) °C	Size	Type
Ticino Villa	1330	683375/ 151435	5.1 (0.6 - 11.5)	medium	alpine, open, metarhithral
Schächen Unterschächen	985	700894/ 191016	7.2 (6.6 - 7.6)	small	ground water fed, hypokrenal
Sagentobelbach Gfellergut*	462	686907/ 249786	N/A.	small	hilly, closed canopy, metarhitral
Aabach Ried*	447	656980/ 241793	12.6 (3.4 - 24.7)	medium	lake outlet
Stadtbach Keelmatten*	430	656487/ 247351	9.8 1.7 - 16.6)	small	open pasture
Ticino Personico	305	714601/ 136478	10.9 (1.3 - 20.3)	large (water abstraction site)	pre-alpine, hyporhithral

The samples of each transect were pooled, resulting in 2 x 30 composite samples. All material was pre-sorted in the laboratory at EAWAG before EPT's were identified to the lowest possible taxonomic level. The following keys were used: STUDEMANN *et al.* 1992, SARTORI *et al.* 1996 (mayflies); AUBERT 1959, RAUSER 1980, LUBINI *et al.* in preparation (stoneflies); WARINGER *et al.* 1997, PITSCH 1993 (caddisflies). The material of the two sampling dates was processed independently by two of the authors. Relative abundance of each taxon was assessed on a scale from 1 to 5 according to its proportion in the sample (1 = single to very few specimens; 2 = few specimens; 3 = regular occurrence; 4 = sub-dominant; 5 = dominant).

According to the sampling protocol, special habitats that would be expected to be particularly favorable for benthic invertebrates (e.g. coarse woody debris, roots of riparian trees) were sampled with the same probability as unfavorable habitats. Therefore, 3 of the stream sites were additionally sampled without any restrictions on May 4 and August 4. The same keys were used to identify the EPT's. These "reference samples" should yield most EPT species at each of these 3 sites and, thus, allow us to assess how many species were missed due to the restrictions of the BDM sampling protocol.

3 Results and Discussion

Figure 2 shows how the number of EPT-taxa increased with increasing number of transects. On average, around $^2/_3$ of the taxa were already found with the 1st transect, and 3 transects yielded between 85% and 90% of all taxa. However, no "saturation" was reached after 5 transects, i.e. the number of new taxa from the 5th transect was approximately similar to the number of new taxa from the previous one. This indicates that, in the context of a monitoring program like BDM, the cost/benefit-relationship is probably highest with 3 transects, although even with 5 transects a substantial number of the EPT-taxa at a stream site are still missed.

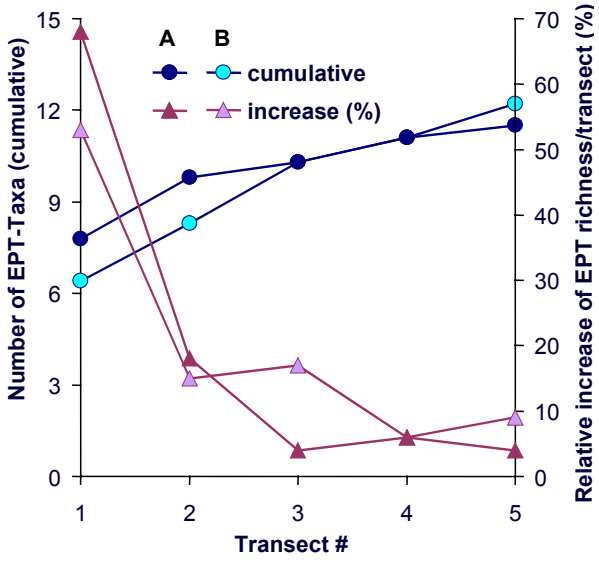


Fig. 2: Average cumulative number and relative increase of EPT-taxa vs. number of transects; A and B refer to the samples from July 18 and August 22, respectively.

In total, 69 EPT-taxa were found (Tab. 2). This is approx. 14% of the Swiss EPT-fauna. Twenty four taxa were mayflies, 18 stoneflies, and 27 caddisflies. From this, we conclude that the geographical distribution and the taxon richness of the EPT's are sufficient for BDM, *if all three taxa groups are combined.*

Compared to the Swiss fauna, mayflies were somewhat over-, and caddisflies substantially underrepresented in our material. We suspect that this discrepancy was, at least partially, a consequence of the temporal and spatial limitation of our sampling. The conclusion concerning BDM is that more than one season needs to be included in the sampling program to cover a satisfactory part of the benthic fauna.

The combined "BDM sampling" and the "reference sampling" yielded similar numbers of mayfly, stonefly and caddisfly taxa (Figure 3). On average, 15.8 and 16.3 EPT taxa/site were collected with the combined "BDM sampling" and the "reference-sampling", respectively. With the "BDM sampling", 6.7 mayfly, 4.5 stonefly, and 4.7 caddisfly taxa were found on average, whereas the corresponding values were 5.7, 3.0, and 7.7, respectively, in the "reference samples". These results suggest that favorable habitats for benthic macroinvertebrates are more evenly distributed over the

streambed than we initially expected. It further confirms the suitability of the proposed "BDM sampling" protocol.

In contrast to taxon richness, taxon composition differed substantially between the different sampling campaigns. Overlap was 45.3% within the "BDM sampling" and only 24.6% between the cumulated "BDM sampling" and the "reference sampling" (Table 2). No taxon was found in all 15 samples. The most frequent taxon (*Baetis rhodani*) occurred in 12 samples. Only 4 taxa (6%) were found in >50% of the samples, and 30 taxa (43%) occurred only in one sample. This clearly illustrates the patchy distribution of benthic macroinvertebrates. The difference between the two "BDM samplings", which were carried out within 5 weeks, additionally indicates a high temporal dynamic by stream insects. Some taxa that were found in the first samples had probably emerged before the second sampling, whereas others were not present or too small to be determined on the 1st date.

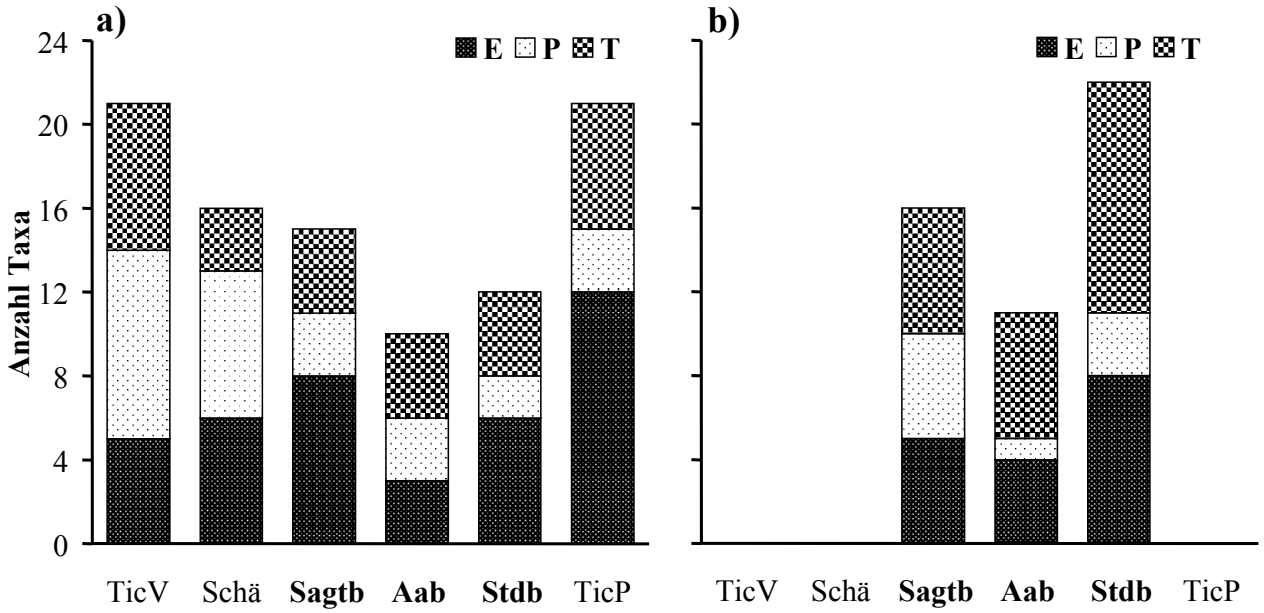


Fig. 3: Number of mayfly, stonefly, and caddisfly taxa at the sampling sites (see Table 1; reference sites with bold labels). a) Combined results from the two "BDM sampling" campaigns; b) results from the "reference sampling".

Similarly high temporal variation was observed in a monitoring program of the State of Aargau, where the same river sites have been sampled every spring since 1996 (LUBINI *et al.* 2000). Interannual species overlap varied between 40 and 58%. Drift, caused by flood events prior to the sampling date, could be identified as important determinant for the spring species composition. However, much of the interannual species variability remained unexplained.

The conclusion for BDM is that sampling must be carried out during more than one season. We expect that two sampling campaigns (late winter & summer) should collect a reasonable portion of the entire benthic community and therefore yield the best cost/benefit ratio.

Total costs per "BDM data point" (i.e. per site, being sampled twice according to the proposed protocol) were approx. CHF 5000.- (€ 3000.-). Costs for terrestrial indicators, in comparison, are usually less than CHF 1000.-. Obviously, biodiversity data gained from benthic habitats are considerably more expensive than those for terrestrial indicators. However, for several reasons we believe that aquatic samples contain substantially more information per data point than data from terrestrial habitats and, as a consequence, the cost/benefit ratio is not necessarily better for terrestrial than for aquatic indicators. Firstly, a monitoring program like BDM, which is entirely based on terrestrial indicators, will collect a certain amount of redundant information because changes in the environmental quality will be reflected simultaneously by several indicators. Secondly, benthic data are

based on almost entirely aquatic orders (EPT's) and are not considered elsewhere. And thirdly, aquatic habitats are more heavily utilized than most other habitat. Consequently, they are more sensitive to environmental changes and will reflect them earlier and more pronounced than terrestrial habitats. For these reasons, aquatic data may contain a significantly different *quality* of information and, thus, represent a valuable supplement to terrestrial indicators. Thus, we strongly suggest that aquatic indicators should be included in the biodiversity monitoring program.

In Switzerland, a benthic monitoring program with approximately 800 sites will require an annual budget of CHF 800'000.-. Since this amount by far exceeds the actual resources of the BDM (approx. 1.8 Mio. CHF/year), additional finances will be required. We recommend that the BDM budget be supplemented by the Swiss Federal government. An alternative possibility would be to co-ordinate BDM sampling with State monitoring programs and thus capitalize on synergetic potential.

4 Acknowledgments

We thank Christa Jolidon and Simone Blaser (both EAWAG) for pre-processing all benthic samples, Dr. V. Lubini for critical comments on the manuscript, and PD Dr. Christopher Robinson (EAWAG) for improving the language.

Literature

AUBERT J. (1959) Plecoptera. Insecta Helvetica Fauna 1. Schweizerische Entomologische Gesellschaft / Société Entomologique Suisse, Lausanne.

ELLIOTT J.M. (1979) Some methods for the statistical analysis of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association Scientific Publications 25. Ambleside.

FRUTIGER A. (1998) Biodiversitätsmonitoring aquatischer Lebensräume. Methodenvorschlag. Arbeitspapier im Auftrag der Hintermann & Weber AG; EAWAG, Dübendorf.

FRUTIGER A. (2000) Testprogramm Fliessgewässer-Makroinvertebraten als Z9 im BDM-CH. Vorschlag für das Vorgehen. Arbeitspapier im Auftrag der Hintermann & Weber AG; EAWAG, Dübendorf.

FRUTIGER A., HOCEVAR S., IMHOF A., KÜRY D., NIEDERHAUSER P., REY P., SIEBER U. & STÖCKLI A. (in preparation) Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos - Stufe F. Vollzug Umwelt: Mitteilungen zum Gewässerschutz,

LUBINI V., KNISPEL S. & VINCON G. (in preparation) Verbreitungsatlas der Steinfliegen (Plecoptera)- der Schweiz und Bestimmungsschlüssel.

LUBINI V., VICENTINI H. & AQUAPLUS (2000) Periodische Bestandesaufnahme an grösseren Bächen 1996-1999. Zusammenfassender Fachbericht; Baudepartement Kanton Aargau. Abteilung Umweltschutz, Aarau.

PITSCH T. (1993) Zur Larventaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). S 8. Schriftenreihe des Fachbereiches Landschaftsentwicklung, TU, Berlin.

RAUSER J. (1980) Plecoptera. Klic vodnich larev hmyzu (Eds. Rozkosny R.), pp. 86-132, Akademie-Verlag, Prag.

SARTORI M., ZABRIC D. & JANN B. (1996) Trois espèces d'éphémères nouvelles pour la faune de Suisse (Ephemeroptera: Baetidae, Leptophlebiidae). Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft, 69, 135-139.

STUDEMANN D., LANDOLT P., SARTORI M., HEFTI D. & TOMKA I. (1992) Ephemeroptera. Insecta Helvetica Fauna 9. Schweizerische Entomologische Gesellschaft / Société Entomologique Suisse, Fribourg.

WARINGER J. & GRAF W. (1997) Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas-Universitätsverlag, Wien.

Table 2: Relative taxa abundance of "BDM sampling" (A & B) and "reference sampling" (R).

	Taxon	TicV		Schä		Sagtb			Aab			Stdb			TicP	
		A	B	A	B	A	B	R	A	B	R	A	B	R	A	B
Ephemeroptera	*Alainites muticus*					1	2							3		2
	Baetis alpinus	5	5		4	2	2						1		3	4
	Baetis buceratus										2					
	Baetis fuscatus								3	2	2					
	Baetis lutheri														2	
	Baetis rhodani		3	2	4	5	4	3	2			4	3	3	5	5
	Baetis vernus			3	3	1	1					1	2		2	
	Caenis horaria										2					
	Centroptilum luteulum					1		2						2		
	Cloeon dipterum										1					
	Ecdyonurus helveticus	2	2		1											2
	Ecdyonurus picteti															2
	Ecdyonurus venosus					2	2	5					1		3	3
	Electrogena ujhelyii													2		
	Epeorus sylvicola															2
	Habroleptoides confusa							2						2		
	Habrophlebia lautea					1										
	Paraleptophlebia submarginata													1		
	Rhithrogena alpestris	3	1													
	Rhithrogena degrangei	3	3													
	Rhithrogena iridina						1	2				2		2		
	Rhithrogena loyolea															2
	Rhithrogena semicolorata															2
	Seratella ignita								1	1			2	1	3	
Plecoptera	*Brachyptera risi*							1								
	Chloroperla susemicheli	2	2													
	Dictyogenus alpinum	2	2													
	Isoperla carbonaria			2	2											
	Isoperla grammatica							1								
	Isoperla spp.		2	3	3											
	Leuctra geniculata								4	2	1		3			
	Leuctra leptogaster							1								
	Leuctra major				1											
	Leuctra sp.	3	3	3	3	4	3			1		3		1	5	4
	Nemoura marginata							1								
	Nemoura mortoni	3	2		1											
	Nemoura spp.		1			2	3		1					1		
	Perlodes intricatus		1												1	2
	Protonemura brevistyla	3														
	Protonemura intricata							1						1		
	Protonemura nitida	4	4	4	3										1	
	Protonemura risi			3		3										
Trichoptera	*Allogamus auricollis*	4	2												3	
	Ceraclea dissimilis								3		1					
	Cheumatopsyche lepida	3														
	Drusus biguttatus		4											1		
	Drusus discolor		1													
	Ecclisopteryx madida													1		
	Halesus sp.													1		
	Hydropsyche incognita								5	3	1				3	2
	Hydropsyche instabilis					3	4	1				2	2			
	Hydropsyche pellucidula										1					
	Hydropsyche siltalai															1
	Limnephilidae spp.	4			2							1				
	Limnephilus lunatus										1					
	Melampophylax melampus							1								
	Mystacides azurea									1	1					
	Neureclipsis bimaculata										1					
	Odontocerum albicorne													1		
	Plectrocnemia conspersa			2										1	1	
	Potamophylax cingulatus			2		2		1						1		
	Rhyacophila fasciata													1		
	Rhyacophila pubescens				2		1	1				2	1	1		1
	Rhyacophila s.s.	3	3	3	1	2	1					2			4	3
	Rhyacophila sp.								4							
	Rhyacophila torrentium	2	1													
	Sericostoma sp.							1						1		
	Silo pallipes													1		
	Tinodes unicolor							1						1		

Wie natürlich können künstliche Gewässer sein?

Sandra Röck

Keywords: Rench-Flutkanal, künstliche Gewässer, Natura 2000, Bewertung, Unio crassus, Coenagrion mercuriale

Zusammenfassung

Die Frage der Natürlichkeit von Gewässern ist das zentrale Thema der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Für künstliche Gewässer wurde hier eine eigene Kategorie aufgestellt, da man sie für nicht vergleichbar mit natürlichen Gewässern hält. Es wird davon ausgegangen, dass künstliche Gewässer keine geeigneten Lebensräume für Flora und Fauna natürlicher Gewässer darstellen. Ein Rückbau der wasserbaulichen Eingriffe wird angestrebt, um naturnähere Zustände zu erreichen. Der künstlich geschaffene Rench-Flutkanal wurde aufgrund des Vorkommens von FFH-Arten (*Coenagrion mercuriale* und *Unio crassus*) in das Schutzgebietsverbundssystem Natura 2000 aufgenommen. Es ist möglich, dass künstlich angelegte Gewässer einen Zustand erreichen, in dem die Lebensraumansprüche seltener und gefährdeter Arten erfüllt werden.

Im Auftrag der Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Bereich Offenburg wird eine Bestandsanalyse der Qualität des Hochwasserabflusskanals der Rench und dessen Abhängigkeit von den Unterhaltungsmaßnahmen durchgeführt. Es soll geklärt werden, durch welche Maßnahmen an einem künstlichen Gewässer ein hoher Grad an Naturnähe erreicht werden kann. Die eingeführte modifizierte Gewässerunterhaltung scheint hier eine wichtige Rolle für die Fauna zu spielen. Die Untersuchung soll zeigen, welchen Einfluss diese Unterhaltensmaßnahmen auf das Fließgewässersystem haben. Besondere Beachtung finden dabei die FFH-Arten. Ihre Ansprüche an das Gewässer werden detailliert herausgearbeitet. Weiterhin sollen Vorschläge gemacht werden, wie gewässerbauliche Eingriffe und Unterhaltungsmaßnahmen zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen der Fauna führen können.

Daraus sollen Anhaltspunkte für ein Bewertungssystem künstlicher Gewässer erarbeitet werden.

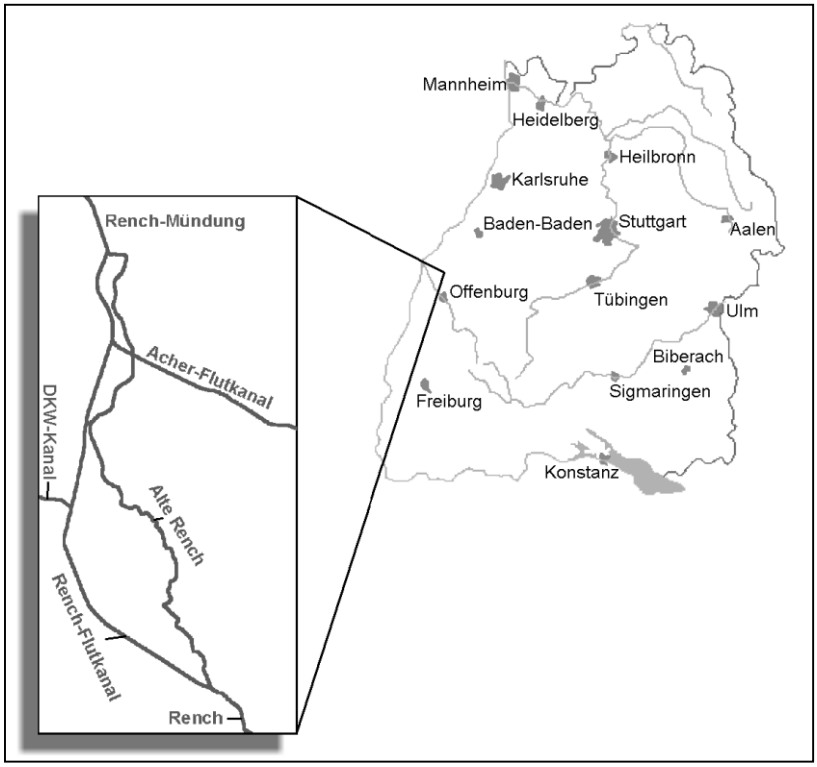
Einleitung

Mit Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie werden wir vor die Aufgabe gestellt, Kriterien für die Bewertung von künstlichen Gewässer zu finden. Gewässer sollen wieder naturnähere Zustände erreichen. Der Rench-Flutkanal liegt im Zuständigkeitsbereich der Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein, Bereich Offenburg. Er ist eines von

mehreren künstlichen Gewässern, die dem Hochwasserschutz dienen. Dennoch bildet der Rench-Flutkanal eine Ausnahme. Er wurde aufgrund des Vorkommens von FFH-Arten (*Coenagrion mercuriale* und *Unio crassus*) in das Schutzgebietsverbundssystem Natura 2000 aufgenommen.

Am Kanal müssen in nächster Zeit Dammsanierungsmaßnahmen durchgeführt werden. Damit bietet sich die Möglichkeit, auf das Erscheinungsbild des Kanals einzuwirken. Es stellt sich dann die Frage, in wie weit die zur Zeit herrschenden Bedingungen am Kanal verändert werden sollten. Ist es sinnvoller den Kanal im jetzigen Zustand zu erhalten und damit ein Ersatzbiotop für die bereits vorhandenen Arten zu schaffen? Oder sollte eher auf einen naturnäheren Zustand hin gearbeitet werden, mit der Gefahr, dass die vorhandenen Arten nicht mehr die geeigneten Lebensbedingungen vorfinden? Kann ein Kanal, der in erster Linie dem Hochwasserschutz dient, wieder in ein „natürliches“ Gewässer rückgebaut werden?

Der Rench-Flutkanal



Der Rench-Flutkanal liegt in Baden-Württemberg nördlich von Offenburg (siehe nebenstehende Skizze). Er hat eine Länge von 14,7 km und ist als Hochsystem angelegt. Im Zuge der sogenannten Acher-Rench-Korrektion wurde der Rench-Flutkanal zwischen 1936 und 1968 gebaut. Vor dem Gewässerausbau durch die Acher-Rench-Korrektion wurden circa 90% der Oberrheinebene bei Hochwasser überflutet. Der Ausbau des Gewässernetzes dient dem Hochwasserschutz von landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie Siedlungs- und Gewerbeflächen. Für die Anlage des Flutkanals wurde kein Gewässer ausgebaut, sondern der Kanal von Grund auf neu angelegt. Der Rench-Flutkanal ist somit ein rein künstlich geschaffenes Gewässer. Er nimmt die Hochwasserspitzen aus dem 33 km langen Oberlauf der Rench auf. Die Rench entspringt in circa 930 m Höhe im Schwarzwald. Hochwässer ereignen sich vor allem nach starken Regenfällen, aber auch nach der Schneeschmelze im Schwarzwald. Durch ein Abzweigbauwerk wird das Hochwasser in den Flutkanal eingeleitet. Im späteren Verlauf vereint sich der Rench-Flutkanal wieder mit der Rench zur sogenannten Rench-Mündung, die in den Rhein mündet.

Der Rench-Flutkanal lässt sich aufgrund seiner hydrologischen Verhältnisse in drei Abschnitte gliedern. Im oberen Abschnitt hat er den Charakter eines temporären Gewässers. In den Sommermonaten führt der Kanal hier meist kein Wasser (siehe Abbildung 1). Nur bei Hochwasser in der Rench wird dem Flutkanal am Abzweigbauwerk Wasser zugeführt (siehe Abbildung 2). Der zweite Kanalabschnitt beginnt an einem 2,50 m hohen Absturz. Dieser tiefer gelegene Abschnitt wird durch Grundwasser gespeist und ist deshalb ganzjährig wasserführend. Am Zufluss des DKW-Kanals (Durbach-Kammbach-Wannenbach-Kanal) beginnt der dritte Abschnitt, der durch eine erhöhte Wassermenge charakterisiert ist. In diesem Abschnitt münden zwei weitere Zuflüsse. Aufgrund dieser Verhältnisse ändert sich die Charakteristik des Kanals im Längsverlauf trotz des durchgehenden Doppeltrapezprofils.



Abb. 1: Der Flutkanal im August.

Das Mittelwasserbett ist völlig mit Vegetation bewachsen, nur wenig Restwasser steht zwischen den Röhrichten. Ein vielfältiges Mosaik an Habitaten hat sich ausgebildet.



Abb. 2: Der Rench-Flutkanal im Oktober bei Hochwasser.

Die Vegetation im Kanal wurde durch vorhergehende Hochwässer weggeschwemmt.

FFH-Arten und Unterhaltung

Im dem durch den Grundwasserzufluss charakterisierten Abschnitt ist die Helmazurjungfer (*Coenagrion mercuriale*) zu finden. Sie hat, ebenso wie die Bachmuschel (*Unio crassus*) im Rench-Flutkanal ein Ersatzbiotop gefunden. Die laufende Untersuchung soll zeigen, aus welchem Grund sich diese Arten am Rench-Flutkanal etablieren konnten. Hierbei spielt die Unterhaltung sicherlich eine Rolle. Gerade die Pionierart *C. mercuriale* scheint auf die am Kanal betriebene „modifizierte“ Unterhaltung anzusprechen.

Die Gewässerdirektion führt die Unterhaltungsmaßnahmen in regelmäßigen Zeitabständen durch. Bei der Räumung werden die beiden Ufer des Kanals zu unterschiedlichen Zeitpunkten, in unterschiedlichen Jahren bearbeitet. Zusätzlich finden die Arbeiten abschnittsweise statt, so dass nicht das Ufer in seinem gesamten Längsverlauf kahl ist (siehe Abbildung 3). Durch diese Methode bleiben große ungestörte Flächen bestehen, die den Organismen als Ausweich- und Rückzugsräume zur Verfügung stehen. Gleichzeitig stellen die frisch geräumten Abschnitte Pionierstandorte dar. Durch diese Form der Unterhaltung ergeben sich weitere Mosaikstrukturen, die die Vielfalt der Lebensräume an diesem Standort erhöhen.

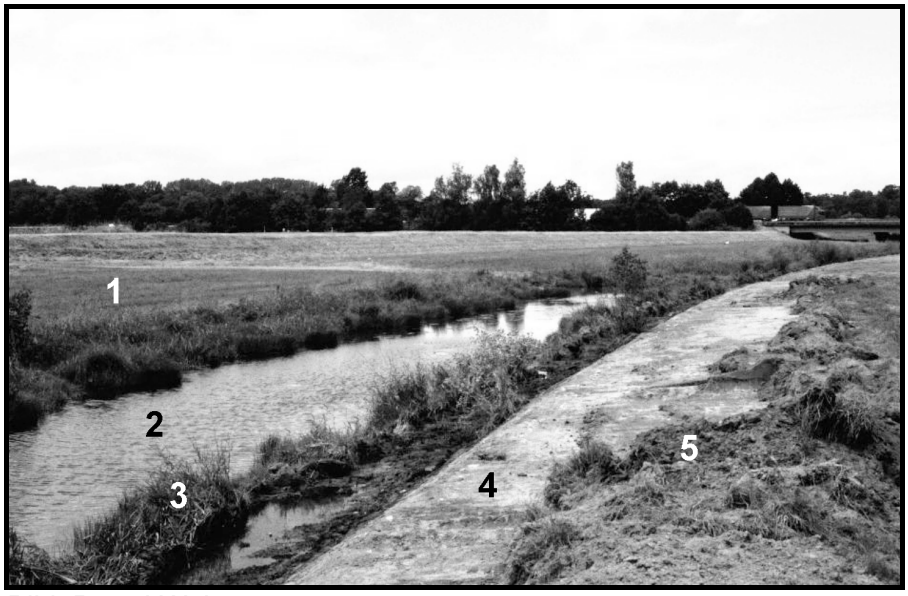


Bild: Bernd Walser

Abb. 3: Unterhaltung am Rench-Flutkanal.

(1) unbearbeitetes Vorland
(2) Mittelwasserrinne
(3) Vegetationsstreifen, der bei der Räumung ausgespart wurde.
(4) teilweise abgetragenes Vorland
(5) An diesem Teilstück wird deutlich, wieviel Sediment abgelagert wird und abgetragen werden muss.

In dem Bereich, in dem *Unio crassus* vorkommt, wurde die letzten zehn Jahren nicht geräumt. Eine stabile Population hat sich hier etabliert. Besiedelt sind die Bereiche zwischen den Steinblöcken der Sohlbefestigung. Würde diese im Zuge einer „Renaturierung“ des Kanals herausgenommen, wäre es fraglich, ob die Muscheln weiterhin einen geeigneten Lebensraum vorfinden. Hinzu kommt, dass die Tiere zwischen den Blöcken bei einer Räumung geschützt wären. Des weiteren sind die Tiere in anderen Abschnitten im sandigen Uferbereich zu finden (siehe Abbildung 4).



Abb. 4: In diesem Streckenabschnitt im sandigen Substrat ist Unio crassus zu finden.

Problematik

Der Rench-Flutkanal ist ein Beispiel für ein künstliches Gewässer, das in seinem Längsverlauf Habitate für eine Vielzahl von Arten bildet, darunter auch seltenen und anspruchsvollen Arten, wie *Unio crassus* oder *Coenagrion mercuriale*. Sein Abflussregime, aber auch die Art und Weise, wie die Unterhaltung am Kanal durchgeführt wird, bedingen die Bildung dieses Habitatmosaiks, welches den Kanal für die Fauna attraktiv macht.

Die Frage, wie der Kanal weiterhin zu behandeln ist, lässt sich daher nicht einfach beantworten. Aufgrund seiner Hochwasserschutzfunktion würde ein Rückbau zu einem möglichst naturnahen Gewässer nur bedingt möglich sein. Da das Gewässer von Grund auf neu geschaffen wurde und somit „von Natur aus ein künstliches Gewässer“ ist, wäre es fraglich, es zu einem natürlichen Gewässer zu entwickeln. Hinzu kommt, dass der Kanal nicht getrennt von der Rench betrachtet werden sollte. An der Rench wurden und werden noch weitere ökologische Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt mit dem Ziel an diesem Gewässer naturnähere Bedingungen sowie die Voraussetzungen für die natürliche eigendynamische Entwicklung zu schaffen. Betrachtet man somit das Gewässersystem im Ganzen, so erscheint es sinnvoll, die Rench zu einem naturnahen Gewässer zu entwickeln, aber den Rench-Flutkanal als Sekundärhabitat für die dort vorkommenden Arten zu entwickeln.

Im Hinblick auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie bleibt ein Diskussionspunkt bei der Entwicklung des Rench-Flutkanals offen. Für die Gewässer wird ein gutes ökologisches Potential gefordert. Bisherige Bemühungen laufen darauf hinaus, dass Gewässer anhand des Leitbildes eines natürlichen Gewässers bewertet werden. Somit ist das Entwicklungsziel ein Gewässer mit enger Niedrigwasserrinne und gehölzbestandenem

Ufer. Anthropogen veränderte Gewässer sollen in Richtung dieses natürlichen Leitbildes entwickelt werden. Am Rench-Flutkanal würde eine solche Entwicklung hin zum natürlichen Gewässer wahrscheinlich dazu führen, dass die gefundenen FFH-Arten verschwinden, da sich die Lebensräume verändern würden. Es stellt sich nun die Frage ob gutes ökologische Potential nur über ein natürliches Leitbild definiert werden kann, oder ob das Vorkommen von seltenen gefährdeten Arten nicht auch als gutes ökologisches Potential zu werten ist. Am Rench-Flutkanal sind nicht nur die beiden erwähnten Arten *C. mercuriale* und *U. crassus* als gefährdete Arten vorhanden, sondern noch weitere Tier- sowie Pflanzenarten. Betrachtet man beispielsweise die Insektengruppen Libellen, Tagfalter und Heuschrecken im Rench- und Acher-Flutkanal, sowie den angrenzenden Gebieten, so konnten sieben streng geschützte Arten (Bundesnaturschutzgesetz) und 13 weitere Rote Liste Arten nachgewiesen werden. Die Entscheidung welches Entwicklungsziel (das Entwicklungsziel „Sekundärbiotop“ oder das Entwicklungsziel „naturnahes Gewässer“) zum guten ökologischen Potential führt, wird noch weiterer Diskussion bedürfen.

Ausblick

Die Untersuchungen am Rench-Flutkanal beinhalten eine genaue Untersuchung der Habitatansprüche der beiden FFH-Arten *Coenagrion mercuriale* und *Unio crassus*. Es soll ermittelt werden, welche Faktoren zur Etablierung der Populationen am Rench-Flutkanal geführt haben. Der Einfluß der Unterhaltungsmaßnahmen auf die Arten soll ermittelt werden. Daraus werden Vorschläge für eine optimierte Unterhaltungspraxis erarbeitet, die darauf abzielen diese Arten konkret zu fördern. Sollte die Entwicklung am Rench-Flutkanal zum Sekundärbiotop hin gefördert werden, können diese Vorschläge umgesetzt werden.

Da im Oberrheingebiet noch weitere Kanäle mit Hochwasserschutzfunktion, wie zum Beispiel der Schutterentlastungskanal oder der Leopoldskanal und damit ähnlichen Grundvoraussetzungen vorhanden sind, werden in weiteren Untersuchungen die Verhältnisse an diesen Kanälen untersucht, um Vergleiche ziehen zu können. Dadurch dürften sich weitere Hinweise auf bewertungsrelevante Kriterien ergeben.

Kontakt

Dipl. Biol. Sandra Röck
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Institut für Landespflege, Tennenbacherstr. 4, 79106 Freiburg
Tel. 0761 / 203 – 3641, Fax: -3638, e-mail: roeck@uni-freiburg.de
http://www.landespflege-freiburg.de

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002



Bewertung und Entwicklung urbaner Fleißgewässer am Beispiel der Gewerbekanals in Freiburg

Oliver Kaiser, Shizu Kaga, Werner Konold

Keywords: urbane Gewässer, Gewässerentwicklung, Bewertung, Gewerbekanal, Freiburg

ZUSAMMENFASSUNG

Die ausgrenzende, unattraktive Gestaltung des Gewerbekanals in Freiburg ist typisch für viele urbane Fließgewässer. Monoton verbaut, mit tiefliegendem, schlecht zugänglichem Profil und versiegelter Gewässersohle ist der Gewerbekanal in seiner Funktionsfähigkeit stark eingeschränkt. Seine Qualität als Lebensraum für Pflanzen und Tiere, aber auch sein Erholungs- und Erlebniswert für den Menschen sind als sehr gering einzustufen.

Ziel des Projektes "Urbane Gewässer" ist es daher, gemeinsam mit den betroffenen Bürgern und Fachbehörden in Freiburg umsetzungsorientierte Konzepte zur Entwicklung und Integration des Gewerbekanals zu erarbeiten. Aspekte wie die Erlebbarkeit, Zugänglichkeit und städtebauliche Integration des Gewässers stehen dabei im Vordergrund. Der ökologische und strukturelle Zustand des Gewerbekanals sowie die unterschiedlichen Nutzungsformen sollen erfasst und umfassend bewertet werden. Bisher fehlende Bewertungskriterien, Indikatoren und sektorale Leitbilder sollen hierfür entwickelt werden. Diese sollen auf andere urbanen Fließgewässer übertragbar sein. Defizite und Entwicklungspotenziale am Gewerbekanal können somit erfasst und Entwicklungsräume am Gewässer festgelegt werden. Für diese sollen Planungsvorschläge erarbeitet werden, die gemeinsam mit den Freiburger Bürgern und Behörden diskutiert und zu konkreten Handlungskonzepten und Planungen verdichtet werden. Der Gewerbekanal kann so unter ökologischen und gestalterischen Gesichtspunkten in die Stadt integriert und zu einem vielfältig erlebbaren, attraktiven Natur- und Erlebnisraum entwickelt werden.

EINFÜHRUNG

Fließgewässer sind Teil der urbanen Umwelt und beeinflussen als Natur- und Kulturelemente maßgeblich die Lebensqualität für Pflanzen, Tiere und den Menschen im städtischen Raum [1]. Bei entsprechender Gestaltung sind sie bedeutende Frei- und Erlebnisräume, Orte für Freizeit und Erholung [2] [5]. Als Rückzugsräume für Fauna und Flora ermöglichen sie dem Menschen das Erleben und Begreifen von Natur in einer anthropogen geprägten Umwelt. Verständnis, Verantwortungsbewusstsein und Engagement des Einzelnen für die Natur wird so gefördert [3].

Zahlreiche Fließgewässer in Freiburg und anderen Städten sind jedoch stark verbaut, unattraktiv und in Ihrer Funktionsfähigkeit erheblich eingeschränkt [4]. Ihre Qualität als Lebensraum für Pflanzen und Tiere, aber auch ihr Erholungs- und Erlebniswert für den Menschen ist als sehr gering einzustufen. Häufig verdolt, verbaut oder in tiefe Betonprofile gezwängt, werden die Gewässer von den Menschen kaum oder nur im negativen Sinne wahrgenommen. Entsprechend gering ausgeprägt ist der Bezug der Menschen zu ihren Gewässern. Achtlos ins Wasser

geworfener Müll ist nur ein Aspekt der daraus resultierenden Verantwortungslosigkeit und Gleichgültigkeit gegenüber der Umwelt.
Der **Gewerbekanal in Freiburg** ist ein typisches Beispiele für die ausgrenzende und unattraktive Gestaltung von städtischen Fließgewässern. Charakteristisch sind der monotone Ausbau, die Versiegelung weiter Abschnitte der Gewässersohle, das tiefliegende Profil und die schlechte Zugänglichkeit des Gewässers.
Doch aufgrund dieser hohen Defizite ergeben sich auch **vielfältige Entwicklungs- und Gestaltungsmöglichkeiten** für dieses Gewässer. So könnte der Gewerbekanal durch bauliche und gestalterische Maßnahmen strukturell und ökologisch aufgewertet werden. Es können so gleichzeitig wertvolle Lebensräume für Fauna und Flora als auch attraktive Erlebnis- und Freiräume für den Menschen entstehen.
Die Nutzung dieser vielfältigen Entwicklungspotenziale urbaner Fließgewässer ist somit eine der Hauptaufgaben im Rahmen der zukünftigen Stadtplanung und Gewässerentwicklung in Freiburg und anderen Städten [1]. Hierbei sind soziokulturelle und städtebauliche Aspekte wie die Zugänglichkeit, Erlebbarkeit und gestalterische Integration der Gewässer von zentraler Bedeutung.

BEWERTUNGSDEFIZITE

Um diese Entwicklungspotenziale am Gewerbekanal und anderen städtischen Gewässern zu nutzen, müssen zunächst die Defizite und einschränkenden Faktoren erfasst, bewertet und entsprechende Entwicklungsmöglichkeiten formuliert werden.

Hierzu fehlen jedoch gerade im soziokulturellen und städtebaulichen Bereich geeignete Werkzeuge wie **Indikatoren, Bewertungskriterien und sektorale Leitbilder**. Zahlreiche Entwicklungskonzepte orientieren sich fast ausschließlich an ökologischen Gesichtspunkten. Planungsrelevante Aspekte wie die Zugänglichkeit, Erlebbarkeit und gestalterische Integration der Gewässer fließen dagegen nur ansatzweise in die Bewertung ein. Entsprechende Defizite und Entwicklungspotenziale werden somit bei der Gewässerentwicklung zu wenig berücksichtigt [6].

Defizite ergeben sich auch bei der **Partizipation** der betroffenen Bürger im Rahmen der Gewässerentwicklung. Häufig werden die Bürger in zu geringem Umfang oder zu spät an Planungsprozessen beteiligt. Die vielfältigen Nutzungsansprüche der Menschen und sich daraus ergebende Konflikte werden so nur unzureichend berücksichtigt. Die Diskussions- und Kompromissbereitschaft der Betroffenen sinkt, kreative Ressourcen der Bürger bleiben ungenutzt.

Die zukünftige Entwicklung urbaner Fließgewässer in Freiburg und anderen Städten erfordert somit

- **geeignete Bewertungs- und Planungsinstrumente** zur systematischen Erfassung von Defiziten und Entwicklungspotenzialen am Gewässer (Indikatoren, Bewertungskriterien und Leitziele vor allem für den soziokulturellen und städtebaulichen Bereich).
- **neue Impulse für die Kommunikation und Partizipation** bei Planungsprozessen („planning for real“). Frühzeitige Information und Beteiligung von betroffenen Interessengruppen und Bürgern bei der Erarbeitung von umsetzungsorientierten Entwicklungskonzepten gemäß den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Vorhandene Entwicklungspotenziale der Gewässer können so erkannt und zu Konzepten verdichtet werden, die von den Bürgern mitgetragen werden und sowohl den Bedürfnissen der Menschen als auch den ökologischen Anforderungen gerecht werden.

ZIELE

Übergeordnetes Ziel des Projektes “Urbane Gewässer” ist es, gemeinsam mit den betroffenen Bürgern und Fachbehörden in Freiburg umsetzungsorientierte Konzepte und Planungen zur Entwicklung des Gewerbekanals zu erarbeiten. Das vorwiegend monoton ausgebaute Fließgewässer soll unter ökologischen und gestalterischen Gesichtspunkten in den urbanen Raum integriert und zu einem attraktiven Natur- und Erlebnisraum entwickelt werden. Dabei sollen

Aspekte des Gewässerschutzes mit stadtökologischen und umweltpädagogischen Gesichtspunkten verbunden werden. Die Erlebbarkeit, Zugänglichkeit und städtebauliche Integration des Gewerbekanals stehen daher im Vordergrund. Für diese Faktoren sollen geeignete Bewertungsverfahren erarbeitet werden, die auf andere urbanen Fließgewässer übertragbar sind.

Das Projekt umfasst folgende Teilziele:

1. **Charakterisierung des Gewerbekanals, Erfassung des Ist-Zustandes,**
2. **Entwicklung von allgemeingültigen Bewertungskriterien und Indikatoren zur Bewertung der Zugänglichkeit, Erlebbarkeit und Gestaltung urbaner Gewässer,**
3. **Bewertung und Erfassung von Defiziten und Entwicklungspotenzialen am Gewerbekanal, Ausweisung von Entwicklungsräumen,**
4. **Ableitung von Entwicklungszielen für den Gewerbekanal und Umsetzung in konkrete Planungen in Zusammenarbeit mit Freiburger Bürgern und Behörden (Partizpation).**

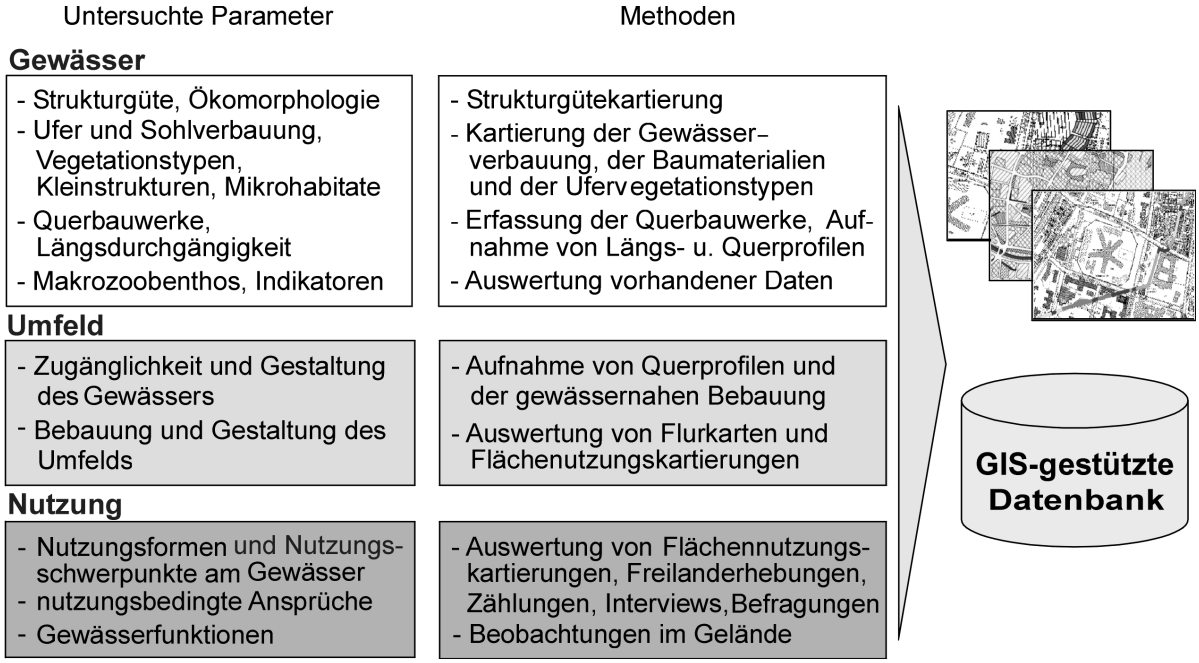
VORGEHENSWEISE UND METHODIK

Im Rahmen des Projektes werden sowohl „klassische“ Methoden der Freilandökologie und Gewässerbewertung als auch Methoden der empirischen Sozialforschung zur Charakterisierung und Bewertung des Gewerbekanals und seiner Funktionen eingesetzt. Die gesammelten Daten werden in einer GIS-gestützten Datenbank zusammengeführt und sind die Grundlage für die nachfolgende Bewertung, Leitzieldiskussion und Erarbeitung von Entwicklungskonzepten.

Entsprechend der Teilziele gliedert sich der Projektablauf in 4 Phasen:

1. Erfassung des Ist-Zustandes der Gewässer

Anhand von Kartierungen im Gelände, aber auch durch Auswertung von Flächennutzungs- und Biotoptypenkartierungen werden der Gewerbekanal und das Gewässerumfeld bezüglich der Morphologie, der Funktionen und Nutzungsformen charakterisiert:

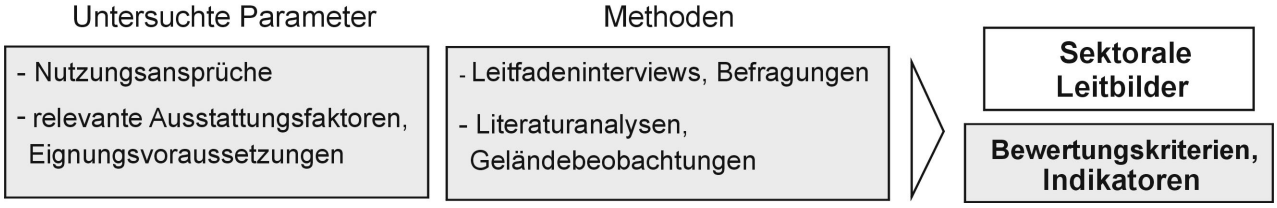


Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei Faktoren, welche die Erlebbarkeit, Zugänglichkeit und städtebauliche Integration der Gewässer maßgeblich beeinflussen. Funktionsräume,

Nutzungsschwerpunkte und nutzungsbedingte Ansprüche der Gewässernutzer werden analysiert und Gewässerabschnitte entsprechend ihrer Funktionen z.B. als Frei-, Erholungs- und Erlebnisraum kategorisiert. Relevante Ausstattungsfaktoren sowie nutzungsbedingte Auswirkungen auf das Gewässer und das städtische Umfeld werden erfasst. Der Gewerbekanal kann so in seiner Funktion als Natur- und Erlebnisraum, als Freiraum und Identifikationselement charakterisiert werden. Dabei werden Aspekte der Freizeit- und Erholungsnutzung, des Städtebaus und der Denkmalpflege berücksichtigt.

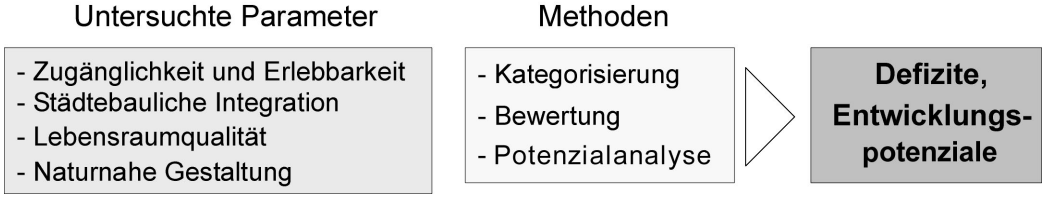
2. Erarbeitung von bisher fehlenden Bewertungskriterien, Indikatoren und sektoralen Leitbildern

Basierend auf morphologischen Untersuchungen, Literaturanalysen, Interviews und Befragungen werden für die unterschiedlichen Funktions- und Nutzungsformen des Gewerbekanals allgemeingültige Bewertungskriterien und -verfahren, Indikatoren und sektorale Leitbilder erarbeitet. Diese sollen auf andere urbanen Gewässer übertragbar sein.



3. Bewertung und Erfassung von Entwicklungspotenzialen

Mit Hilfe der Bewertungskriterien und Indikatoren kann der Freiburger Gewerbekanal hinsichtlich der Erlebbarkeit, Zugänglichkeit, dem Freizeit- und Erholungswert sowie bezüglich seiner städtebaulichen Gestaltung und Integration bewertet werden:



Dabei ist die **Zugänglichkeit** eines Gewässers und die **Gestaltung** des Gewässerumfeldes zentrale Bewertungskriterien im urbanen Bereich. Ob ein Gewässer zugänglich ist oder nicht, ist maßgeblich für die **Integration** in den städtischen Raum und damit für die Erlebbarkeit und Nutzung des Gewässers [4]. Entsprechend kann die Nutzung durch den Menschen über die Zugänglichkeit gesteuert werden. Zugänge an das Wasser können die Nutzung bündeln und so empfindliche Uferbereiche schützen.



Bild 1: unzugänglicher Abschnitt des Freiburger Gewerbekanals

Kriterium für die Kategorisierung ist die mögliche Kontaktaufnahme mit dem Wasser für einen erwachsenen Menschen, der sich zu Fuß im öffentlichen Raum bewegt. Die Gewässerabschnitte können in 5 Kategorien eingeteilt werden:

- verdolte und überbaute Gewässerabschnitte.
- unzugänglich: tief liegendes Profil (>1m), sehr steile Uferböschungen; durch Gebäude, unüberwindbare Mauern oder Zäune abgesperrt; auch abgesperrter Privatbesitz.

- schwer zugänglich: Profiltiefe < 1m; Zugang ist grundsätzlich möglich, erfordert aber einen relativ großen Aufwand, z.B. aufgrund von dichter Ufervegetation, kleinen Mauern und Zäunen oder steilen Böschungen.
- bedingt oder indirekt zugänglich: Zugang kann mit vertretbarem Aufwand erreicht werden, es gibt keine direkten Hindernisse.
- direkt zugänglich: der Kontakt mit dem Wasser ist direkt möglich bzw. erwünscht, es bestehen keine Hindernisse.

Weitere wichtige Bewertungskriterien sind die **Wahrnehmbarkeit** und die **Erlebbarkeit**. Gewässer können sowohl im positiven als auch im negativen Sinn auf unterschiedlichen sinnlichen Ebenen wahrgenommen werden. Zwar ist die Wahrnehmung in der Regel stark subjektiv eingefärbt, die Erlebbarkeit eines Gewässers und seines Umfelds kann jedoch anhand unterschiedlicher Aspekte nachvollziehbar bewertet werden:

a) **Ausstattung** des Gewässerraums **mit erlebnisfördernden Elementen**:

- Pflanzen und Tiere zum Beobachten
- Wassergeräusche, Gerüche
- Wasserbewegungen, Wellenbildung, Reflexionen, Licht- und Schatten
- Vielfalt und Attraktivität von Baumaterialien oder Substraten
- Bauwerke (Brücken, Wehre, Mühlen mit Mühlrädern)

b) Weiterhin können Elemente und Strukturen identifiziert werden, welche die Erlebbarkeit und **Aufenthaltsqualität** am Gewässer beeinträchtigen:

- Monotone Verbauung, Parkplätze, Gewerbe- und Industrieansiedlungen
- Verkehrswege, Straßenverkehr, Lärm und Abgase
- Müll, Einleitungen von Abwässern

c) **Kontaktmöglichkeit** mit dem Wasser: Maßgeblich hierfür ist die Gestaltung und Zugänglichkeit des Gewässers und des Uferbereichs. In die Bewertung fließen aber auch Sicherheitsaspekte ein, so z.B. das Vorhandensein von sichernden Geländern oder die Fließgeschwindigkeit des Gewässers.

d) **Optische und akustische Wahrnehmbarkeit** des Gewässers und des Wassers: Die Profiltiefe und der Verbauungsgrad sind auch hier wichtige Kriterien. Gewässer in tief liegenden Profilen werden in der Regel weniger vom Menschen wahrgenommen als Gewässer mit flachem Profil. Für jeden Gewässerabschnitt kann eine Maximaldistanz ermittelt werden, in der das Gewässer akustisch oder optisch gerade noch von Passanten wahrgenommen werden kann.

Diese Bewertungskriterien ermöglichen gemeinsam mit den klassischen Bewertungskonzepten eine umfassende Bewertung urbaner Fließgewässer. Die einzelnen Gewässerabschnitte des Gewerbekanals können so hinsichtlich ihres Zustandes, ihrer Funktionen und ihrer Eignung als Erlebnisraum, Freiraum oder Gestaltungselement kategorisiert werden. Durch den Vergleich des Ist-Zustandes mit den sektoralen Leitbildern lassen sich Defizite erfassen, Entwicklungsmöglichkeiten aufzeigen und Entwicklungsräume am Gewerbekanal ausweisen.

4. Leitbilddiskussion, Konfliktanalyse und Erarbeitung von Entwicklungskonzepten

Für einige ausgesuchte Gewässerabschnitte mit hohem Entwicklungspotential werden Entwicklungsziele und umsetzungsorientierte Leitbilder formuliert. Die Leitbilddiskussion und Konfliktanalyse werden dabei im Rahmen von Arbeitskreisen der lokalen Agenda 21 in Freiburg unter Beteiligung von Bürgern, Behördenvertretern und Fachleuten stattfinden. Um die Bürgerbeteiligung zu fördern, sollen projektbegleitend Workshops sowie Informations- und Diskussionsveranstaltungen organisiert werden.

Anhand der Leitbilder werden schließlich in Zusammenarbeit mit den betroffenen Bürgern und umsetzenden Behörden für die einzelnen Gewässerabschnitte Entwicklungsmaßnahmen geplant.



Die Entwicklungskonzepte können z.B. folgende Maßnahmen umfassen: Verbesserung der Zugänglichkeit des Gewerbekanals, Rücknahme und Modifizierung der Ufer- und Sohlverbauung, Einbringen von natürlichem Substratmaterial, Ausweitung des Uferstreifens, Pflege von Ufergehölzen, Entwicklung von Mikrohabitaten, Verkehrsberuhigung des Umfelds, Anlage von Wassererlebnisplätzen, Wasserspielplätzen, Ruhebereichen, usw. .

AUSBLICK

Das Projekt „Urbane Gewässer“ liefert bis 2003 konkrete Entwicklungskonzepte und Gestaltungsvorschläge für den Freiburger Gewerbekanal, die dazu beitragen, das Gewässer zu einem vielfältig nutzbaren Natur- und Erlebnisraum in der Stadt zu entwickeln. Im Rahmen des Projektes werden neue Ansätze für die Bewertung urbaner Fließgewässer erarbeitet und bestehende Verfahren modifiziert. Damit werden Werkzeuge für ein umfassendes Bewertungssystem städtischer Fließgewässer entwickelt.

Die Zusammenarbeit mit interdisziplinären Arbeitskreisen und Bürgern im Rahmen der lokalen Agenda 21 liefert Impulse für die Kommunikation und Partizipation bei Planungsprozessen. Durch die Bürgerbeteiligung können kreative Ressourcen genutzt und Aspekte des Naturschutzes den Menschen nähergebracht werden.

LITERATUR

[1] ATV-DVWK(2000): Gestaltung und Pflege von Wasserläufen in urbanen Gebieten. - Merkblatt ATV-DVWK-M 252, 2000.

[2] ATV-DVWK (2001): Freizeit und Naherholung an Fließgewässern, Merkblatt ATV-DVWK-M 603, 2001

[3] Dorka, O.; Kapfer, A.; Konold, W.; Schott, E. (2000): Mensch und Gewässer. – Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Stuttgart, 2000.

[4] Hauser, F. (2000): Des- und Reintegration urbaner Gewässer. - Publikationen Gewässerkunde Nr. 253, Geogr. Institut, Universität Bern, Bern, 2000.

[5] Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (1997): Wasser und Naturerleben - ökologisch orientierte Spiel- und Erlebnisräume. - Mainz, 1997.

[6] Wasserforschung e.V. (1998): Nachhaltige Wasserwirtschaft – Entwicklung eines Bewertungs- und Prüfsystems. - Schriftenreihe Wasserforschung 4., IFV Wasserforschung e.V., Berlin, 1998.

KONTAKT

Dipl. Biol. Oliver Kaiser

Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Institut für Landespflege, Tennenbacherstr. 4, 79106 Freiburg
Tel. 0761 203 3641, kaiserol@uni-freiburg.de, www.landespflege-freiburg.de

Biozönotische Untersuchungen an einem anthropogen stark geprägten Tieflandbach (Nette, NRW)

Silke Claßen und Hans Toni Ratte

Lehrstuhl für Biologie V (Ökologie, Ökotoxikologie, Ökochemie) der RWTH Aachen
Worringer Weg 1, 52056 Aachen. e-mail: classen@bio5.rwth-aachen.de

Einleitung:

Die Nette, ein Nebenfluss der Niers, fließt im Niederrheinischen Tiefland gefällearm durch das in die Schwalm-Nette-Platten eingesenkte Nettetal. Es handelt sich um ein stark anthropogen geprägtes Gewässer, welches heute als Kläranlagenvorfluter genutzt wird. Neben häuslichen spielen dabei auch gewerbliche Abwässer aus der Textilindustrie eine wichtige Rolle. Außerdem durchfließt die Nette in ihrem Steckenverlauf 12 Seen, die aus ehemaligen Torfstichen hervorgegangen sind.
Vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde im Laufe des Jahres 2000 im Auftrag des Niersverbandes die interdisziplinären Studie „Obere Nette“ (unveröffentlicht) erarbeitet. Aufgabe des Lehrstuhls für Biologie V der RWTH Aachen war hierbei die Abschätzung der Stressoren der Kompartimente Wasser und Sediment durch ökotoxikologische Tests, sowie die biozönotische Charakterisierung des oberen Netteabschnittes. Ziel war eine umfassende Gewässergütebeurteilung, aus der Sanierungsziele abgeleitet werden konnten.

Untersuchungsgebiet:

Die biozönotischen Untersuchungen konzentrierten sich auf den oberen Abschnitt der Nette, um den Einfluss der Kläranlage Dülken auf die Makroinvertebratenzusammensetzung darzustellen. Zusätzlich wurde noch der Bereich der oberen drei Netteseen miteingeschlossen (Abb. 1). Das Untersuchungsgebiet besitzt drei unterschiedliche Abschnitte (A, B und C), die von März bis November regelmäßig an jeweils vier Probestellen, soweit möglich quantitativ mittels Surber-Sampler erfasst wurden. Oberhalb der Kläranlage Dülken (Abschnitt A) fällt die Nette aufgrund fehlender Grundwasseranbindung periodisch trocken. Der Abfluss ist hier stark von Niederschlägen abhängig. Weiter unterhalb (Abschnitt B) ist zum einen durch die Einleitung aus der Kläranlage sowie durch eine Anbindung an das Grundwasser eine permanente Wasserführung zu verzeichnen. Den dritten Abschnitt (C) bildet der seenbeeinflusste Bereich, in dem neben den kurzen Fließstrecken zwischen den Seen auch zwei Seeabflüsse untersucht wurden.

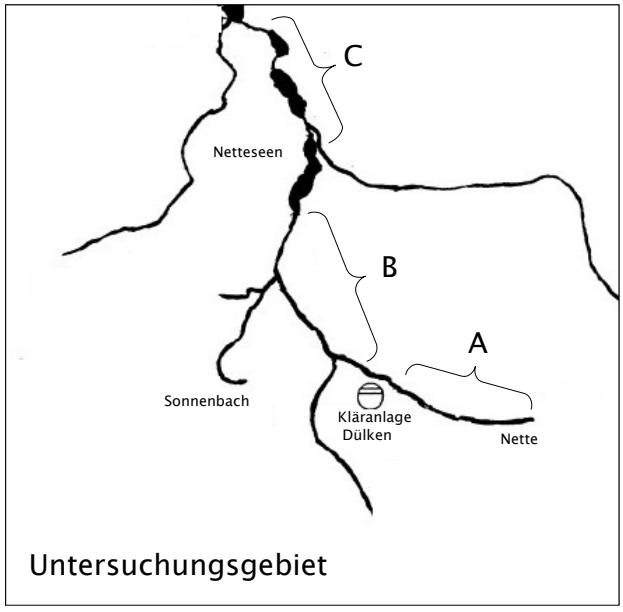


Abb. 1

Die einzelnen Probestellen wurden so gewählt, dass sie sich gleichmäßig in den untersuchten Abschnitten auf der Fließstrecke verteilten. Außerdem sollten möglichst alle biozönose-bestimmenden Aspekte (z.B. Substrattyp, Beschattungsgrad) enthalten sein.
Zusätzlich erfolgte die Beprobung eines Zuflusses der Nette (Sonnenbach), der als naturnahe Referenz für Abschnitt A diente.

Ausgesuchte Bewertungsansätze und Methoden, die zur Einschätzung der biologischen Gewässergüte herangezogen wurden:
Da die einzelnen Ansätze zur Bewertung der Gewässergüte meist einen bestimmten Aspekt der Biozönose in den Vordergrund stellen, wurden zur Bewertung der Nette mehrere Ansätze und Verfahren kombiniert. Im Idealfall sollte sich so ein gesamtheitliches Bild des Gewässers ergeben. Zur Anwendung kamen unter anderem:

- Anpassung der Makroinvertebraten an temporäre Wasserführung und Quelleinfluss im Abschnitt A
- Rhitron-Ernährungstypen-Index, RETI (SCHWEDER 1992)
- Standorttypie-Index, STI (THIELE ET AL. 1996)
- Strömungspräferenzen und Vorkommen rheobionter Arten (nach BÖTTGER 1996)
- Gesamtindividuenabundanz und Artenabundanz
- Autökologische Betrachtung von Arten mit einem eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt an bestimmten Probestellen

Ergebnisse:
Die Anzahl der vorgefundenen Makroinvertebraten war insgesamt gering, wobei es sich im Wesentlichen um euryöke Arten handelte. Auch traten nur sehr vereinzelt typische Tieflandarten (z.B. LUA 1999, BRAUKMANN 1997, LEHRKE-RINGELMANN & REUSCH 1990) auf. Arten mit mehr oder weniger gefährdetem Bestand wurden nicht nachgewiesen.

Ein Vergleich der **Anzahl krenobionter Arten** und der **Arten ephemerer Gewässer** des Abschnittes A mit der des Sonnenbachs (SB) zeigt die anthropogene Beeinträchtigung der Nette in diesem Bereich. Das Gewässer ist hier begradigt, am Rand mit Steinen befestigt und der Wasserstand abgesenkt. Es wurde lediglich je eine krenobionte und ephemere Art nachgewiesen. Im Sonnenbach kamen hingegen deutlich mehr krenobionte und ephemere Arten vor (Abb. 2), was wahrscheinlich in den strukturellen Defiziten der Nette im Abschnitt A begründet ist.

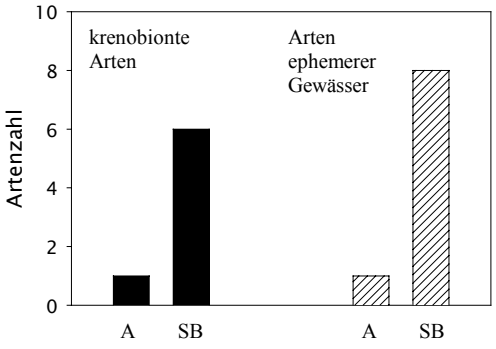


Abb. 2

Darüber hinaus wies der Abschnitt A insgesamt die geringste **Artenabundanz** bei stark erhöhter **Individuenabundanz** auf. Dies ist vor allem auf die hier massenhaft auftretenden Chironomiden zurückzuführen. Sie wurden mit bis zu maximal 12.000 Individuen in einer Probe nachgewiesen.

Bei der Berechnung des **RETI** (SCHWEDER 1992) konnte in Abschnitt A und C ein Großteil der Biozönose nicht in die Berechnung einfließen. Der Individuenanteil

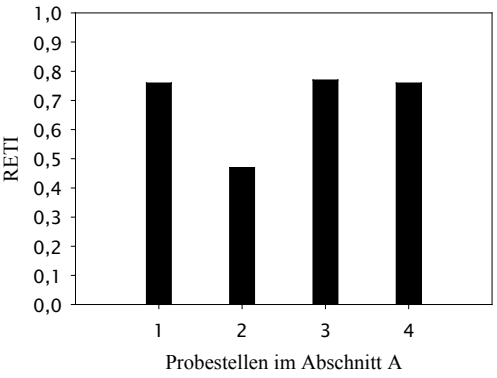


Abb. 3

nahrungsspezifisch indifferenter Arten lag hier um 50%. Innerhalb von Abschnitt A konnte über den RETI an Probestelle 2 eine Störung der Biozönose festgestellt werden (Abb. 3). Diese Probestelle war ebenfalls in parallelen toxikologischen Sediment-Tests auffällig.

Der an einem see- und niedermoorbeeinflussten Fließgewässer (Nebel) in Mecklenburg-Vorpommern entwickelte **STI** (THIELE ET AL. 1996) wurde für die Abschnitte B und C berechnet. Der Index wurde bisher selten auf andere Gewässer angewendet. Daher war fraglich, inwiefern die an der Nebel ermittelten Daten für bestimmte Ausprägungen in Fließgewässern typisch sind. Da für den Index die Arten hinsichtlich ihrer naturräumlichen Bindung eingestuft werden, wurde angenommen, dass sich ähnliche standorttypische Artenzusammensetzungen auch in regional weit entfernten aber strukturell ähnlichen Fließgewässern ausbilden würden. Unter diesen Umständen wäre der STI auch an der Nette anwendbar. Aufgrund geringer Artenzahlen bei den Trichoptera (BERLIN 1995) und Coleoptera (WOLF 1995) erwies sich die Anwendung dieses Indexes an der Nette als einem anthropogen stark beeinträchtigten Gewässer jedoch als schwierig. Der STI lieferte zwar Tendenzen, aber konkrete Aussagen über den Degradationsgrad der Nette konnten nicht getroffen werden.
Generell stellte sich bei den Indices das Problem, dass ein großer Teil der meist ohnehin wenigen Arten nicht eindeutig eingestuft und somit nicht zur Berechnung herangezogen werden konnten.

Die Betrachtung der **Strömungspräferenzen** zeigt einen erwartungsgemäß geringen Anteil rheophiler Arten in Abschnitt C (Probestellen 9-12) bei steigendem Anteil limnophiler Arten. Die Abnahme des Anteils rheophiler Arten unterhalb des Kläranlagenzulaufs (Abschnitt B, Probestellen 5-8, Abb.4) spiegelt das massive Auftreten nahezu flächendeckender, flutender Makrophytenbestände wieder, die trotz stark erhöhter Strömung im Freiwasser einen strömungsberuhigten, für naturnahe Tieflandbäche unnatürlichen Lebensraum für limno-bis rheophile Organismen darstellen.
Das völlige Ausbleiben rheobionter Arten, verbunden mit dem lediglich vereinzelten Auftreten von *Haliplus fluviatilis* als einziger **rheotypischer Art** (BÖTTGER 1986), wird als weiteres Indiz für den degradierten Zustand der Nette im Abschnitt B gewertet.

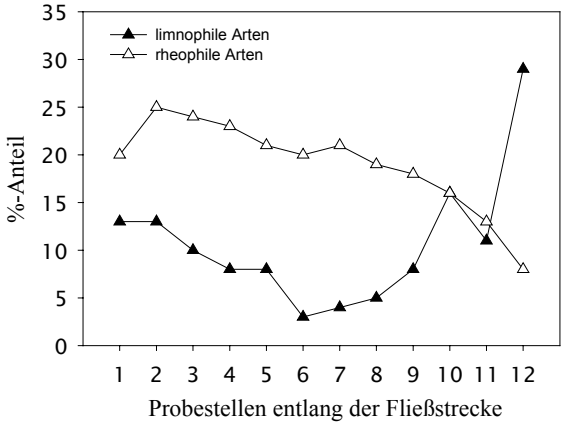


Abb. 4

Zusätzlich zu den beschriebenen Bewertungsgrundlagen wurden Arten, die eindeutige Präferenzen für eine Probestelle aufwiesen über **autökologische Einschätzungen** standortspezifisch betrachtet. So fanden sich beispielsweise am Abfluss des obersten Nettesees (Probestelle 9, Abb. 5) erwartungsgemäß *Hydropsyche angustipennis* und *Neureclipsis bimaculata* als typische Faunenelemente der Zoozönosen von Seeausflüssen (SATZNER 1978).
Simulium ornatum und Arten des *Simulium aureum*-Komplexes traten massenhaft im Phytal unterhalb des Kläranlagenzulaufes auf (ab Probestelle 5, Abb. 5). *S. ornatum* kann in langsam strömenden, eutrophen, stark

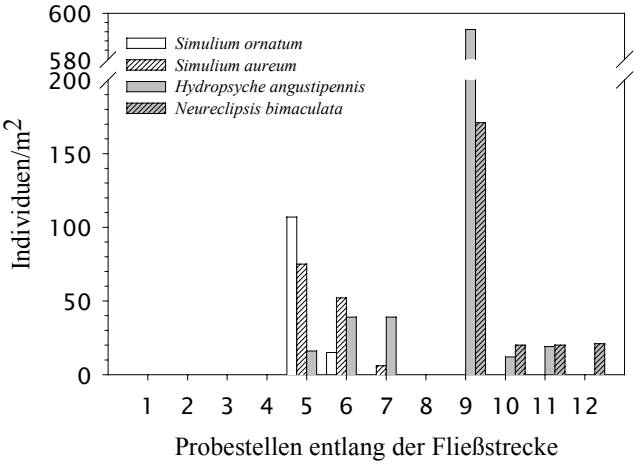


Abb. 5

belasteten Tieflandbächen zu Massenentwicklungen kommen (BRAUKMANN 1997) und spiegelt damit die Gegebenheiten an der Probestelle wieder.

Abschließenden Betrachtung:

Die Untersuchungsstrecke ließ sich anhand hydrologischer und typologischer Merkmale in drei Abschnitte gliedern, bei denen sich die Anwendung und Kombination mehrerer Bewertungsansätze als zweckmäßig erwies. Jeder Abschnitt wurde hinsichtlich seines Typus spezifisch betrachtet und die jeweils greifenden Auswertungen miteinander abgeglichen.

Die anthropogenen Beeinträchtigungen der Nette liegen vor allem in der gravierenden strukturellen Veränderung des natürlichen Bachlaufes durch Begradigung und Randbefestigung. Daneben findet man eine intensive landwirtschaftliche Nutzung des Umlandes und teilweise Bebauung bis dicht an den Bachlauf heran. Damit einher geht eine Entfernung der Ufergehölze auf weiten Strecken der Fließstrecke. All dies hat eine Verringerung der Habitatdiversität zur Folge, auf die zumindest ein Teil des Artendefizits zurückzuführen ist. Die geringe Artenzahl und das Vorkommen zumeist nicht eindeutig einzustufender Taxa führte vor allem bei den Indices zu teilweise unsicheren Ergebnissen, die unter Einbezug der Ergebnisse weiterer Bewertungsmethoden abgesichert und hinsichtlich ihrer Aussagekraft eingeschätzt werden konnten.

Abschließend konnte so über sich stützende biozönotische Bewertungskonzepte eine komplexe Einschätzung des untersuchten Gewässerabschnitts vorgenommen werden, auf deren Grundlage zu realisierende Güteziele entwickelt wurden.

Literatur:

Berlin, A (1995): Ökologische Bewertung typischer Fließgewässerabschnitte an der Nebel über Trichopteren als Bioindikatoren. Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo Suppl. 15: 185-200.

Böttger (1986): Zur Bewertung der Fließgewässer aus der Sicht der Biologie und des Naturschutzes. Landschaft und Stadt 18/2: 77-82.

Braukmann (1997): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Arch. Hydrobiol. Advances in Limnology 26: 1-355.

Lehrke-Ringelmann & Reusch (1990): Untersuchungen zur Längszonierung von Fließgewässerinsekten im norddeutschen Tiefland. Verh. Westd. Entom. Tag 1989: 81-88.

LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (1999): Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalen. LUA Merkblätter Nr. 16, Essen.

Satzner B.(1978) : Factors that determine the benthic secondary production in two lake outflows – a cybernetic model. Verh. Internat. Ver. Limnol. 20: 1517-1522.

Schweder H. (1992): Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. Limnologie aktuell 3: 353-377.

Thiele V., Mehl D., Berlin A., von Weber M., Börner R. (1996): Ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von rückgestauten Fließgewässern und deren Niederungen im nordostdeutschen Tiefland. Limnologica 26/4: 361-374.

Wolf F. (1995): Die Schwimmkäfer (Coleoptera: Dytiscidae) der Niederungsbereiche der Nebel. Nachrichten des entomologischen Vereins Apollo, Suppl 15: 123-136.

Entwurf eines biologisches Bewertungssystem für kleine Einzugsgebiete in der Region Trier

Vogt, Christian; Schäfer, Prof. Dr. Alois
SFB 522 „Umwelt und Region“, Teilprojekt B11 „Aquatische Ökosysteme“, Fachrichtung Biogeographie, Universität Trier, 54286 Trier, Tel. 0651-201 4696, E-Mail vogtc@uni-trier.de

Keywords: Bewertungssystem, Gewässerstruktur, Direktbesammlung, Expositionssubstrate, Region Trier

Einleitung

Im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 522 „Umwelt und Region“ an der Universität Trier werden ökologische Grundlagen für ein biologisches Bewertungssystem von kleinen Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung steiler, hochdynamischer Kerbtalbäche und kleiner Wiesengewässer erarbeitet. Dieses dient vor allem als Basis für multidisziplinäre Umweltmanagementstrategien für kleine Einzugsgebiete und steht in aktuellem Bezug zu dem Entwurf der EU - Wasserrahmenrichtlinie. Als Grundlagen für das Bewertungssystem werden die Ergebnisse von Direktbesamlungen des Makrozoobenthos, von Expositionsmethoden mit Kunstsubstraten, von chemischen Wasseranalysen und der Kartierung kleinräumiger Substratbedingungen verwendet. In der vorliegenden Abhandlung wird ein Einblick in den derzeitigen Arbeitsstand bezüglich der Synthese dieser Grundlagen gegeben.

Untersuchungsgebiet

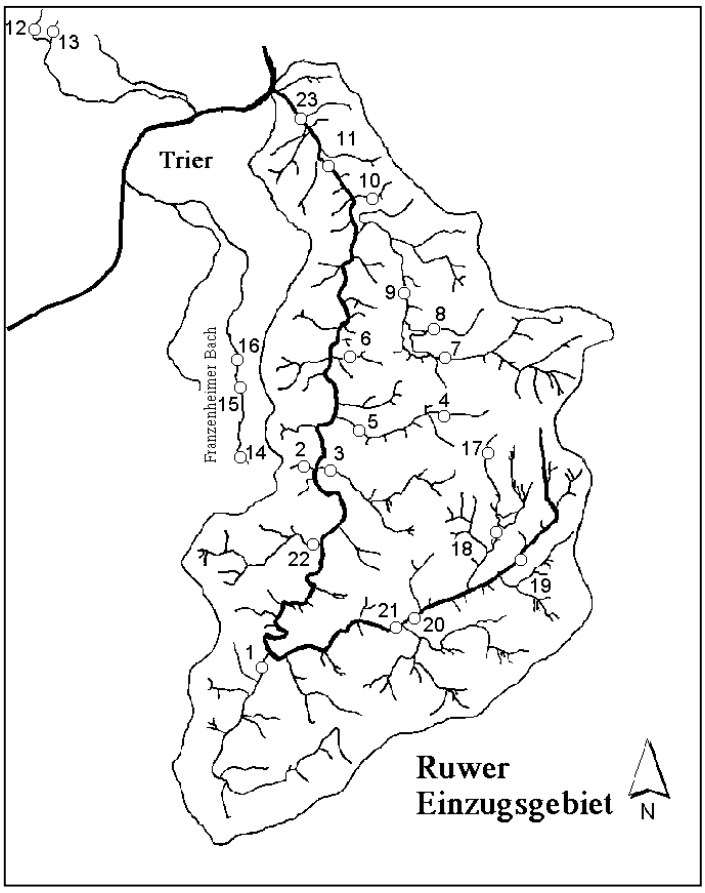


Abb. 1 Lage der Untersuchungsstellen im Einzugsgebiet der Ruwer (1-11, 17-23), Franzenheimer Bach (14-16) und Bitburger Gutland (12, 13)

Das Untersuchungsgebiet umfasst das Einzugsgebiet der Ruwer und des Franzenheimer Baches im westlichen Hunsrück südwestlich von Trier. Das Gebiet wird überwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzt, wobei insbesondere die Quarzitgebiete fast ausschließlich von Wald bestanden sind. Mögliche Belastungen sind Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft (z.B. Standort 1), wobei im nördlichen Bereich vor der Mündung in die Mosel intensiv Weinbau betrieben wird (Standort 10), der Einfluss von Kläranlagen (Standorte 16, 21, 23) bzw. von Siedlungsabwässern durch Regenüberläufe (Standort 19). Im Bereich des Quarzits sind Versauerungstendenzen zu beobachten (Standorte 5, 7, 17). Weitere Standorte liegen nordwestlich von Trier im Bitburger

Gutland (Standorte 12 und 13), das intensiv landwirtschaftlich genutzt wird. Auch der Kartelbornsbach (12) wird durch eine Kläranlage oberhalb der Beprobungsstelle belastet.

Methoden

Die Untersuchungen werden seit Herbst 1999 an den Standorten 1-12, seit Frühjahr 2001 an den Standorten 13-23 durchgeführt. Die Besammlungen fanden im Herbst 99, Frühjahr und Sommer 2000 sowie Frühjahr und Sommer 2001 statt. Die Besammlung im Herbst 99 diente der Erprobung geeigneter Besammlungsverfahren. Aufgrund dieser Ergebnisse wurden die späteren Besammlungen mit einer zeitlich begrenzten Handbesammlung und dem Einsatz von Basket Samplern (Expositionssubstrate) durchgeführt. Parallel wurden Wasseranalysen durchgeführt, die Wasserqualität wird nach dem Chemischen Index nach BACH (1980) berechnet. Darüber hinaus werden die wesentlichen Strukturparameter erfasst. Zur Datenspeicherung und –auswertung wurde eine GIS-integrierte Datenbank entwickelt.

Ergebnisse und Diskussion

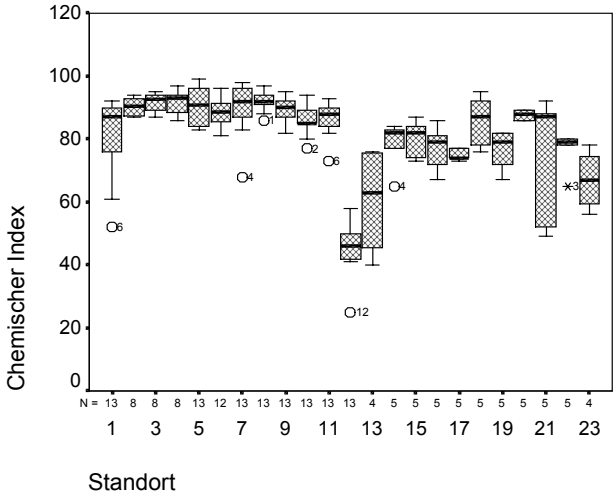


Abb. 2 Variation des Chemischen Indexes (CI) an den Untersuchungsstandorten im Untersuchungszeitraum. Standort 12 zeigt die höchste Belastung, Standorte 1, 13 und 21 die größten Schwankungen des CI.
° = Ausreißer, * = Extremwert

Gewässerchemie

Zur Überprüfung der biologischen Indikation kann anhand des Chemischen Index nach BACH (1980) herangezogen werden. Die überwiegende Anzahl der Standorte weist eine gute bis sehr gute Wasserqualität auf (Güteklasse I und I-II), nur die Standorte 12 und 13 im Bitburger Gutland und der Standort 23 kurz vor der Mündung der Ruwer in die Mosel weisen im Mittel eine höhere Belastung aus. Der Standort 21 bildet einen Sonderfall mit im Sommer deutlich schlechteren Werten als im Frühjahr, was mit der Wassermenge zusammenhängt. Er befindet sich unterhalb einer Kläranlage, deren Abfluss im Herbst und Frühjahr durch die höhere Wassermenge stärker verdünnt wird. Ähnliches ist am Standort 13 zu beobachten, wo auch die Frühjahrswerte eine bessere Güte erreichen. Die relativ große Spanne der Werte am Standort 1 ist durch die Verbesserung der Wasserqualität nach der Inbetriebnahme einer Kläranlage im Oberlauf des Gewässers im Untersuchungszeitraum zu erklären.

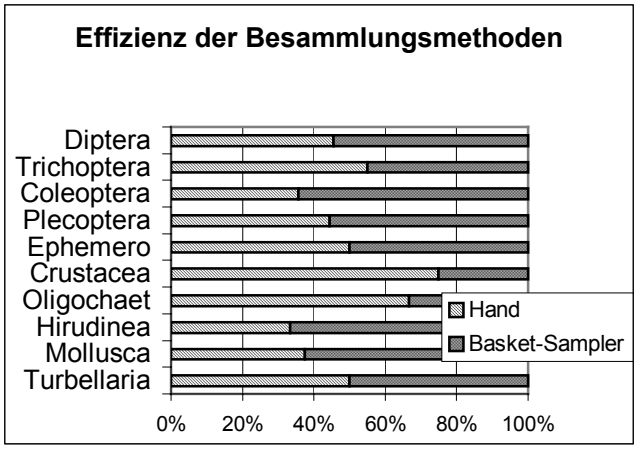


Abb. 3 Relativer Anteil der Taxa bei Handbesammlung (Hand) und Expositionssubstrat (Basket Sampler) an ausgewählten Standorten im Frühjahr 2001

Biologische Besammlung

Seit Frühjahr 2000 wird die Besammlung an den Standorten mit der zeitlich begrenzten Handbesammlung und mit Expositionsboxen, bei denen pro Standort zwei Basket Sampler für jeweils drei und sechs Wochen auf dem Gewässergrund aufliegend exponiert wird,

durchgeführt. Die Auswertungen der Vorstudie im Herbst 1999 zeigen, dass sowohl die Handbesammlungsmethode als auch die Exposition von Substratkäfigen geeignete problembezogene Ergebnisse liefern (SCHERZINGER & SCHÄFER 2001, VOGT & SCHÄFER 2001). Vorteil der Handbesammlung ist, dass alle vorkommenden Substrate beprobt werden und somit alle vorkommenden Taxa erfasst werden können, der Nachteil ist, dass die Vergleichbarkeit zwischen unterschiedlichen Besammlungen eingeschränkt ist. Die Basket Sampler, mit autochthon vorkommenden Steinen gefüllte Drahtkäfige, bieten demgegenüber eine Standardisierung hinsichtlich des besammelten Substrats an, wirken auf der anderen Seite aber selektiv auf einige Organismen. In Abb. 3 wurde verglichen, wie sich die Besammlungsmethode auf die erfassten Taxa auswirkt. Es wird deutlich, dass beide Methoden von der Taxazahl vergleichbare Ergebnisse ergeben. Bei einem Vergleich auf Artniveau durch den Sörensen-Index, der die gemeinsam vorkommenden Taxa mit den bei beiden Besammlungen vorkommenden Taxazahlen vergleicht, ergeben sich Werte zwischen 0,3 und 0,6, wobei die meisten Standorte um 0,5 liegen. Dies weist auf den ergänzenden Charakter der beiden Besammlungsmethoden hin für eine umfassende biologische Besammlung der Standorte, insbesondere auch bei der Berücksichtigung der Erfassung und Bestimmung der Biodiversität.

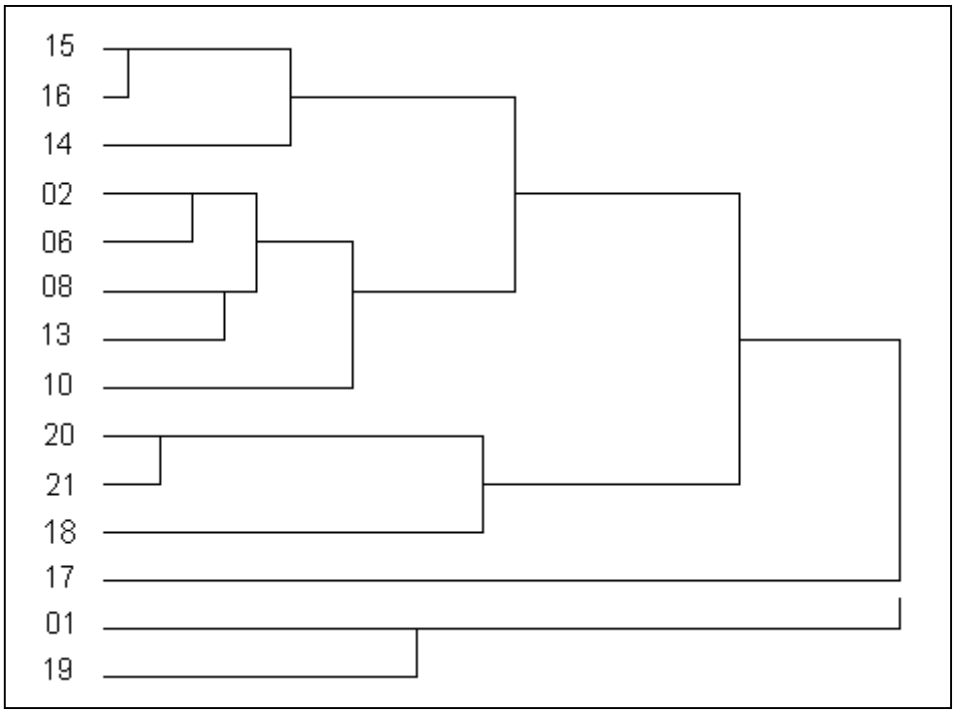


Abb. 4 Dendrogramm der Standorte nach den Ergebnissen der Expositionssubstrate im Frühjahr 2001 (Auswahl). Distanzmaß Chi-Quadrat-Maß der Häufigkeiten.

Für den Vergleich zwischen den Standorten wurde eine Clusteranalyse der Proben der Expositionssubstrate vom Frühjahr 2001 durchgeführt. Es werden vier Gruppen unterschieden. Die Gruppe 14 – 16 umfasst die Standorte am Franzenheimer Bach, das nächste Cluster beinhaltet Standorte in Waldgebieten. Die Standorte 1 und 19 sind durch eine höhere organische Belastung gekennzeichnet. Standort 17 ist ein deutlich durch Versauerung beeinflusster Bach unterhalb eines Hangmoores im Quarzitgebiet. In einer Faktorenanalyse wurden als für die Differenzierung wesentliche Taxa u.a. *Rhyacophila dorsalis*, *Brachyptera risi*, Orthocladiinae, *Helodes marginata*, *Hydropsyche siltalai* und, durch die Abundanz, *Gammarus fossarum* angegeben. Durch *Gammarus fossarum* werden die Cluster der Standorte 14-16 und 2 –10 von den übrigen Standorten getrennt.

Gewässerstruktur

Ein wesentlicher Aspekt für die Ausbildung von Biozönosen in den untersuchten Gewässern ist die Gewässerstruktur. Die Erfassung der Habitate in den Fließgewässern ist daher für die Entwicklung eines Bewertungssystems von Bedeutung. In einem ersten Schritt wurden verschiedene Erfassungsmethoden entwickelt bzw. bestehende getestet und miteinander verglichen (BALKAN & SCHÄFER 2001). Als wesentlicher Faktor für die Zusammensetzung der Biozönose konnte dabei die Sedimentdiversität herausgestellt werden.

Bei der Handbesammlung wurde bei Betrachtung aller Standorte eine Korrelation mit einer Signifikanz auf dem Niveau von 0,05% zwischen Substratdiversität und Saprobie bzw. RETI (Rhitron-Ernährungstypen-Index) festgestellt, bei einer Betrachtung der Einzelsubstrate ergab sich ein signifikanter negativer Zusammenhang zwischen dem prozentualen Anteil an Feinmaterial und dem CI, was darauf hinweist, dass in dem Untersuchungsgebiet an Standorten mit geringerer Wasserqualität der Anteil an Feinmaterial zunimmt.
Bei den Basket Samplern konnte bei Betrachtung der Standorte mit guter Wasserqualität kein Zusammenhang zwischen dem natürlichen Substrat und den Ergebnissen der Indizes festgestellt werden, ein Hinweis auf die Unabhängigkeit dieser Besammlungsmethode von dem vorkommenden Substrat. Andererseits wird im Vergleich mit dem Ergebnis der Clusteranalyse bei dieser Methode der Einfluss größerer Strukturen wie Gewässerform, Talmorphologie und Landnutzung deutlich.

Ausblick

Die Analyse der Daten verdeutlich die Zusammenhänge zwischen den Faktoren Wasserqualität, Gewässerstruktur und Besiedlung durch Makrozoobenthos. Für eine abschließende Bewertung dieser Zusammenhänge ist es noch erforderlich, eine Analyse der zeitlichen Varianz zwischen den Besammlungsterminen im Herbst, Frühjahr und Sommer sowie eine Überprüfung der Schwankungen zwischen den Jahren durchzuführen. Diese Ergebnisse sollen zum Abschluss der ersten Projektphase im Frühjahr 2002 vorliegen.

Literatur

BACH, E. (1980): Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität in Fließgewässern. DGM 4/5: 102-106

BALKAN, J. & A. SCHÄFER (2001): Bedeutung der Habitatstruktur kleiner Fließgewässer für die Zusammensetzung von benthischen Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel des Ruwer-Einzugsgebietes. - In: Tagungsbericht 2000 zur Jahrestagung der DGL in Magdeburg (18.-22. September 2000), [DGL (Deutsche Limnologische Gesellschaft) / SIL (Societas Internationalis Limnologiae), Hrsg.]. Tutzing. 205 - 209

SCHERZINGER, S. & A. SCHÄFER (2001): Quantitative Besammlungsmethoden für die Erfassung der Besiedlungs- und Populationsdynamik von in-situ-Makrozoobenthos-gesellschaften in kleinen Fließgewässern. - In: Tagungsbericht 2000 zur Jahrestagung der DGL in Magdeburg (18.-22. September 2000), [DGL (Deutsche Limnologische Gesellschaft) / SIL (Societas Internationalis Limnologiae), Hrsg.]. Tutzing. 195 - 199

VOGT, C. & A. SCHÄFER (2001): Einsatz von Kunstsubstraten für die Erfassung der Besiedlungs- und Populationsdynamik von Makrozoobenthos in kleinen Fließgewässern. - In: Tagungsbericht 2000 zur Jahrestagung der DGL in Magdeburg (18.-22. September 2000), [DGL (Deutsche Limnologische Gesellschaft) / SIL (Societas Internationalis Limnologiae), Hrsg.]. Tutzing. 200 - 204.

Ökologische Bewertung des Erlenbachs (Zufluß zur Jagst im Landkreis Hohenlohe) anhand benthosbiologischer Analysen – Beispiele zum Vorgehen und zur Ableitung von Maßnahmen

D. SCHWEIKER, B. KAPPUS, S. BOGUSCH & J. BÖHMER

Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe, Institut für Zoologie (220)
Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Das vom BMBF geförderte Projekt „Kulturlandschaft Hohenlohe“ beabsichtigt, die Hemmnisse einer künftigen nachhaltigen Landnutzung im Zusammenwirken mit den lokalen Akteuren zu ermitteln und Maßnahmen zur Umsetzung zu erarbeiten (Kirchner-Hessler et al., 1999). Hierbei werden mit den Schwerpunkten ressourcenschonende Ackernutzung, Tourismus, Grünland sowie Landschaftsplanung umsetzungsorientierte Teilprojekte interdisziplinär und auf Basis des Aktionsforschungsansatzes vorangetrieben. Im Bereich Fliessgewässer werden rund 10 Einzelaspekte erfaßt und Vorschläge für Umsetzungen erarbeitet. Der Kernpunkt des Teilaspekts „Hochwasserschutz und Gewässerentwicklung Erlenbach“ lag einerseits in der moderatorischen Begleitung des Prozesses zur Realisierung von zentralen und dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen als auch in der Bereitstellung von gewässerökologischen Daten als Grundlagen für die Umsetzung von nachhaltigen Maßnahmen.
Vor diesem Hintergrund sollte eine Untersuchung der ökologischen Gewässerqualität des Erlenbaches von dessen Quelle bis zur Mündung in die Jagst durchgeführt werden, um stoffliche und strukturelle Belastungen zu detektieren und deren Auswirkungen auf das Makrozoobenthos zu analysieren.
Als Diskussionsbeitrag zur Gesamteinschätzung von Fließgewässerabschnitten anhand Biozönosen nach der künftigen Wasserrahmenrichtline der EU, wurde am Erlenbach eine Bewertung des ökologischen Zustands anhand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos vorgenommen.

2 Makrozoobenthosprobenahme

Im Frühjahr und Sommer 2001 erfolgten semiquantitative Benthosprobenahmen nach DIN 38410. Mit Ausnahme der Tubificiden und Chironomiden wurden alle Taxa soweit wie möglich bestimmt. Zusätzlich zur Abschätzung der Abundanzklassen wurden absolute Individuenzahlen der Taxa geschätzt erhoben.
Im Zeitraum Juni 2000 bis Juli 2001 wurden ergänzend zu den Benthosdaten monatliche wasserchemische Untersuchungen (u.a. NH_4, NO_2, NO_3, PO_4) nach DEV durchgeführt.

Die physikalischen Parameter O_2, Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert wurden mittels elektrischer Sonden gemessen.
In einem anderen Teilbereich des Projektes wurde entlang des Erlenbachs die Gewässerstrukturgüte in 100m-Abschnitten nach LAWA (2000) erhoben.
Entsprechend der in der EU-Wasserrahmenrichtlinie genannten Kriterien wurde mit Hilfe der Benthosartenlisten eine Bewertung des ökologischen Zustandes durchgeführt. Dabei wurden verschiedene ökologische Kenngrößen und der multimetrische Index IBI 12 (Rawer-Jost, 2001, vgl. auch Rawer-Jost & Böhmer, 2001 sowie Böhmer, 2001) berechnet (Details siehe unten).
In Bezug auf die weniger als gut eingestuften Gewässerabschnitte wurde versucht, die Gründe für das schlechte Abschneiden unter Berücksichtigung von wasserchemischen Parametern, Einzelindices und Gewässerstruktur zu ermitteln (Abb.1).

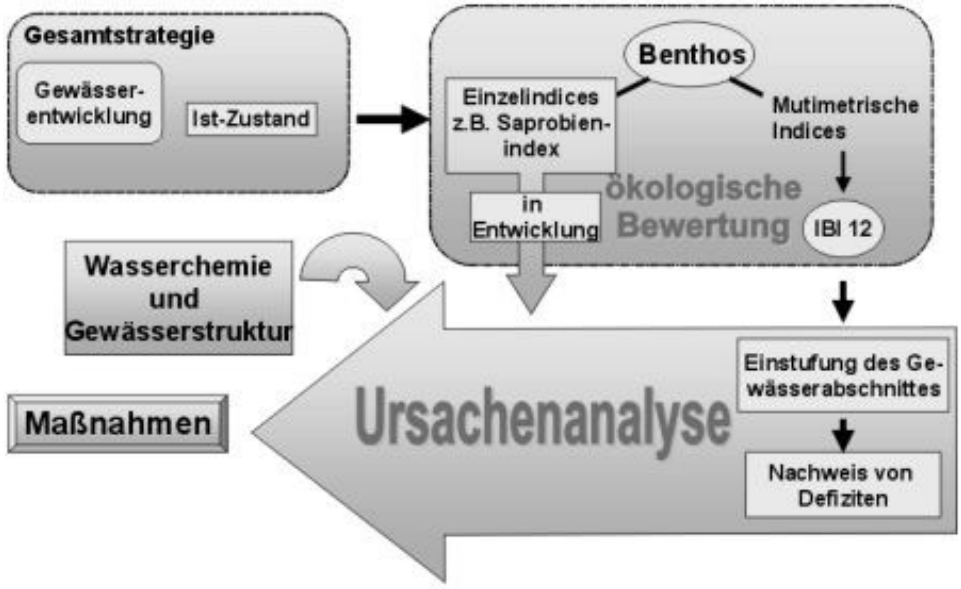


Abb. 1: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur ökologischen Bewertung des Erlenbachs.

3 Grundlagen des multimetrischen IBI 12 (*Index of benthic integrity*) zur Bewertung des ökologischen Zustandes der Makrozoobenthoszönosen

Der Index of Benthic Integrity IBI12 nach Rawer (2001) wird aus 12 ökologischen Kenngrößen berechnet. Hierbei werden verschiedene Aspekte des biologischen Zustandes zu einer ganzheitlichen biologischen Bewertung zusammengefasst. Einzelne Kenngrößen ergeben nach Rawer-Jost (2001) keine befriedigende Korrelation mit der Belastungssituation. Der IBI 12 hingegen ist in der Lage, Gewässer unterschiedlichen Typs und verschiedener Fließgewässerlandschaften des Mittelgebirges hinreichend gut hinsichtlich ihres Belastungszustandes einzuordnen (Rawer-Jost, 2001). Folgende Kenngrößen gehen hierbei als Teilaspekt in den IBI 12 ein (Tab.1):

Tab.1: Parameter des IBI 12.

Kriterium	Ökologische Kenngrößen
- Vielfalt der Taxa:	EPT-Taxa (Ephemeropteren, Plecopteren, Trichopteren) – Taxa
- Störungsempfindlichkeit:	Saprobienindex nach DIN, Strömungspräferenzindex; Individuenanteil der strömungsindifferenten Arten, der Kiesbewohner, der Feinsedimentbewohner und der oligosaproben Arten
- Lebensgemeinschaft und Trophische Struktur	Rhithron-Ernährungstypen-Index (RETI); Verhältnis Zerkleinerer zu Sedimentfressern plus Filtrierern (Z/SF), Individuenanteil der Rhithralarten, der Potamalarten und der Chironomidae

Das Wertesystem des IBI 12 reicht von 12 bis 60 Punkten, da für jede Kenngröße zwischen 5 Punkten bei Übereinstimmung mit der Referenz und 1 Punkt bei starker Abweichung von der Referenz vergeben und aufsummiert werden. Die Grenzwerte für die Punktevergabe wurden ausgenommen für silikatische Schwarzwaldbäche bisher nur typübergreifend für diverse Mittelgebirgsbäche Baden-Württembergs bei verschiedenen Belastungsarten geeicht (vgl. Rawer-Jost & Böhmer, 2001). Die Bewertung wird in Zukunft jedoch gewässertypspezifisch erfolgen. Dazu erfolgt derzeit eine Eichung anhand einer größeren Anzahl von Gewässern in ganz Deutschland (Rawer-Jost & Böhmer, 2001). Der Grenzwert für verbesserungswürdige Zustände, d.h. die Grenze zwischen gutem und mäßigem ökologischen Zustand, wurde nach bisherigen Erfahrungswerten bei ≤ 40 angesetzt (vgl. Abb.2), könnte im Fall des Erlenbaches jedoch leichte typspezifische Abweichungen besitzen.

4 Ökologische Bewertung des Erlenbachs anhand des IBI 12

Der IBI 12 zeigt eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes der Benthoszönosen von Quelle (UP 0) bis UP 3 an. Danach verbessert sich der biologische Zustand des Gewässers kontinuierlich bis zur Mündung in die Jagst. Im Herbst schneiden einige Gewässerabschnitte schlechter ab als im Frühjahr. Dies liegt vermutlich in den ungünstigeren Sommerbedingungen begründet (Niedrigwasser, hohe Temperaturen etc.). Setzt man den Grenzwert für einen „verbesserungswürdigen Zustand“ um die 40 Punkte an, besteht für die Gewässerabschnitte UP 1-6 Handlungsbedarf. Daher soll nun speziell an diesen Stellen eine genaue Betrachtung der Belastungssituation und Ursachenanalyse erfolgen.

5 Analyse des Belastungszustandes im Oberlauf des Erlenbaches

Für die Analyse des Belastungszustandes werden im folgenden diejenigen Probestellen betrachtet, welche durch den IBI als „verbesserungswürdig“ eingestuft worden sind (Abb.3).

Als eine mögliche Ursache der durch den IBI 12 angezeigten Veränderungen in Bezug zum möglichen Referenzzustand muß der Einfluss von geklärtem Abwasser betrachtet werden. Dieser führt unterhalb der Kläranlage Assamstadt (ab UP 3) zu stark erhöhten Ammoniumkonzentrationen oberhalb der allgemeinen Güteanforderung (vgl. Abb.7). Der biologische Zustand verschlechtert sich jedoch schon ab UP 2 sehr deutlich. Dies wird durch den IBI 12 und auch von verschiedenen Einzelindices angezeigt. Die Gewässerstrukturgüte gibt keine Erklärung für diese Verschlechterung zwischen UP 1 und UP 2, da sie im gesamten Oberlauf deutliche Defizite aufweist, die dann zum Unterlauf hin kontinuierlich abnehmen.

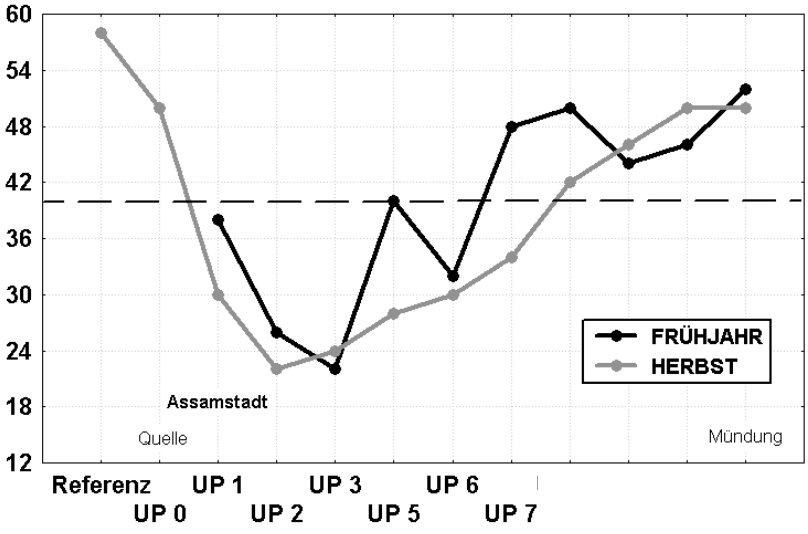


Abb.2: „*Index of Benthic Integrity 12*“ (IBI 12). Alle UP’S unterhalb 40 sind im “verbesserungswürdigen Zustand”. In die Darstellung wurde ein Referenzbach (naturnaher Zustand), derselben Region als Vergleich mit einbezogen.

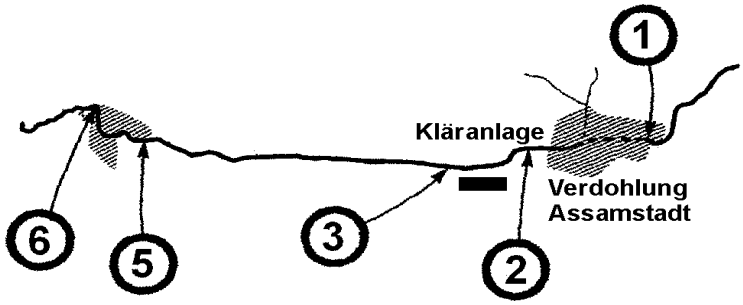


Abb. 3: Lage der Probestellen 1-6 im Oberlauf des Erlenbaches.

	UP 5	UP 3	UP 2	UP 1
Pelal-Arten im Frühjahr [%]:	12	51	32	8
Verschlammung:	gering	hoch	hoch	gering
Strömungsgeschwindigkeit:	schnell	langsam	langsam	langsam
verbesserungswürdiger Zustand nach IBI 12:	ja	ja	ja	ja

Erst die genaue Betrachtung des Gewässersohlbettes mit einem Schlammanteil von 80% (vgl. Abb.3) und die der Probestelle vorausgehende Verdolung lassen auf strukturelle Ursachen für den schlechten biologischen Zustand schließen. Dies wird auch aus den ökologischen Kenngrößen erkennbar. Insbesondere der Individuenanteil der Arten mit der Habitatpräferenz Schlamm, die Anzahl der EPT-Taxa sowie die Zusammensetzung der funktionalen Ernährungstypen (z.B. der Quotient zwischen Zerkleinerern und Sedimentfresser plus Filtrierer) weisen deutliche Abweichungen vom Referenzzustand auf (vgl. Abb.5+6). Mit UP 6 beginnt eine kontinuierliche Verbesserung der Benthosbiologie.
Insgesamt lässt sich für den Erlenbach festhalten, dass sich benthosbiologische Defizite im IBI 12 ausdrücken. Diese können durch eine unzureichende Leistung der Kläranlage Assamstadt sowie durch Defizite der Gewässersohlstruktur erklärt werden. Die

Gewässerstrukturgüte als ganzes ist demgegenüber weniger relevant für den Zustand der Makrozoobenthoszönosen.

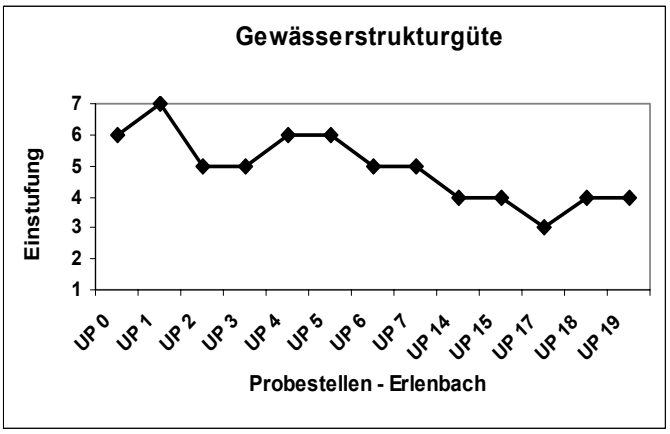


Abb. 4: Gewässerstrukturgüte an ausgewählten Probestellen entlang des Erlenbaches (nach Hertner, in Arbeit).
1 = unverändert
2 = gering verändert
3 = mäßig verändert
4 = deutlich verändert
5 = stark verändert
6 = sehr stark verändert
7 = vollständig verändert

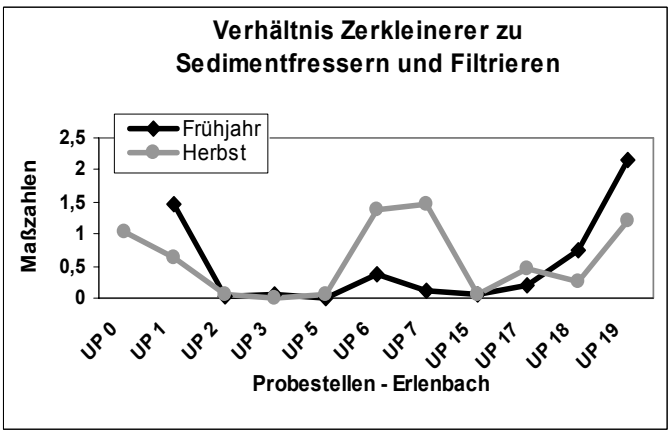


Abb. 5: Verhältnis der Zerkleinerer zu den Sedimentfressern und Filtrierern (Z/SF).

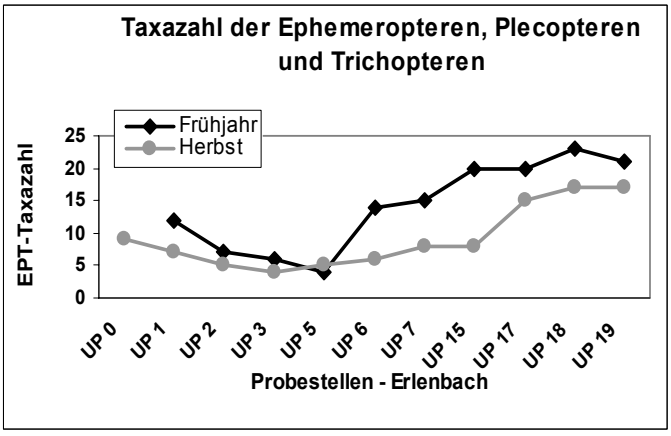


Abb. 6: Ephemeropteren, Plecopteren und Trichopteren (EPT)-Taxa.

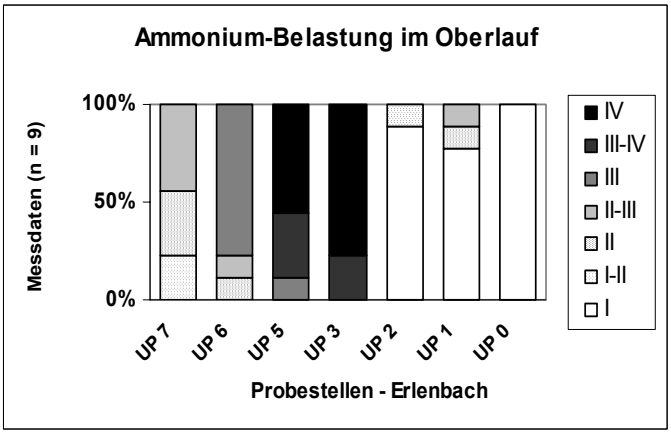


Abb. 7: Ammonium / NH4-N [mg/l]-Belastung im Oberlauf des Erlenbaches.

Verfahren zur genaueren Ursachenanalyse auf der Basis benthosbiologischer Indices befinden sich in Arbeit (Böhmer et al., 1999), so dass zukünftig detailliertere Hinweise auf die Belastungsursachen möglich sein sollen.

6 Ableitung von Maßnahmen

Die Belastungsanalyse ergab Defizite in der Gewässerstruktur sowie in der Reinigungsleistung der Kläranlage Assamstadt, die sich deutlich auf den Zustand des Makrozoobenthos auswirken. Daher wurden Maßnahmenvorschläge für die Gewässerentwicklungsplanung eingebracht, deren Realisierung durch Beteiligung von Akteuren im Planungsprozess sichergestellt ist.

Die wichtigsten Maßnahmen umfassen:

- Sanierung der Kläranlage Assamstadt
- Überprüfung der wasserchemischen Belastung durch Kanalisation bzw. durch RÜ- und RÜB-Ereignisse
- Renaturierung der begradigten und befestigten Fließstrecke, z.B. Anlage eines Uferstreifens zur Verhinderung des Schlammeintrages aus Äckern und zur Beschattung des Gewässers etc.

7 Literatur

Böhmer, J. (2001): Die Ökologische Gewässerbewertung im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischen Notwendigkeiten.- DGL-Jahrestagung 2001 in Kiel, in diesem Band.

Böhmer, J., Rawer-Jost, C. & Kappus, B. (1999): Ökologische Fliessgewässerbewertung.- Handbuch Angewandte Limnologie 8 (12): 1-59.

Hertner, M. (in Arbeit): Gewässerstrukturgütekartierung des Erlenbachs.- Diplomarbeit Universität Tübingen.

Kirchner-Hessler, R. et al. (1999): Ökologische Konzeption für Agrarlandschaften. Naturschutz und Landschaftsplanung 31 (9): 275-282.

Lawa/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Kulturbuch-Verlag GmbH, Berlin.

Rawer-Jost, C. & Böhmer, J. (2001): Entwicklung eines multimetrischen Index für Fließgewässer im Mittelgebirge.- DGL-Jahrestagung 2001 in Kiel, in diesem Band.

Rawer-Jost, C. (2001): Eignung und Variabilität von Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fliessgewässern im Mittelgebirge auf der Basis autökologischer Kenngrößen des Makrozoobenthos. Shaker Verlag

SCHWEIKER, D., KAPPUS, B., MAIER, S. & RAHMANN, H. (2000): Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf kleine Fliessgewässer am Beispiel des Kreßbaches im Einzugsgebiet der Unteren Jagst (Nord-Baden-Württemberg). Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Rostock, Band I: 246-251.

Danksagung

Das diesem Beitrag zugrunde liegende Vorhaben der Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe wird mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie unter dem Förderzeichen 0339720 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002

Entwicklung saprobieller Leitbilder als Beitrag zur Revision des Saprobiensystems und einer typspezifischen Fließgewässerbewertung vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie

PETER ROLAUFFS, SONJA JÄHNIG, DANIEL HERING & MARIO SOMMERHÄUSER

Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen, Tel.: 02 01 / 1 83-43 90, Fax: 02 01 / 1 83-44 42, email: peter.rolauffs@uni-essen.de

Keywords: Saprobiensystem, saprobielle Leitbilder, Bewertungsverfahren, Wasserrahmenrichtlinie

1. EINLEITUNG

In diesem Artikel werden Methodik und erste Ergebnisse des Projektes „Leitbildorientierte biologische Fließgewässerbewertung zur Charakterisierung des Sauerstoffhaushaltes“[1] vorgestellt.

Das Saprobiensystem ist nach wie vor das am häufigsten angewandte Bewertungsverfahren für Fließgewässer in Deutschland. Auch wenn an vielen Details des Systems Kritik geübt wurde, ist doch unbestritten, dass die Bestimmung von Sauerstoffhaushalt und Saprobie über die Makrozoobenthosfauna eine wissenschaftlich fundierte und stabile Methode ist und erheblich zur Meinungsbildung in der Gewässerschutzpolitik beigetragen hat. Derzeit wird das Saprobiensystem von dem nationalen Ausschuss DIN-NAW I 3 UA 5 AK 6 „Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchungen“ dem Stand der Wissenschaft angepasst, dabei sollen auch wesentliche Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) Berücksichtigung finden. Die Revision der DIN 38 410 (1991) umfasst zum einen erheblich erweiterte und modifizierte Listen der Makro- und Mikrosaprobien (u. a. stärkere Berücksichtigung und geänderte Einstufung von Arten der Tieflandfließgewässer), zum anderen strebt der Ausschuss die Schaffung der Grundlagen für eine leitbildorientierte saprobielle Bewertung an.

Ziel des hier vorgestellten Projektes ist die Entwicklung eines modularen Bewertungsverfahrens für die biozönotische Fließgewässerbewertung im Sinne der Europäischen Wasserrahmen-Richtlinie auf der Grundlage des Saprobiensystems in der aktuell revidierten Fassung, im einzelnen:

- Beschreibung von „saprobiellen Leitbildern“ (Referenzzuständen) für möglichst viele Fließgewässertypen Deutschlands.
- Umgruppierung der sieben Stufen des Saprobiensystems auf ein fünfstufiges System, getrennt für alle Fließgewässertypen. Die Stufe 1 entspricht dabei dem „saprobiellen Leitbild“.
- Erarbeitung eines Berechnungsprogrammes für die Abweichungsstufen nach der WRRL, basierend auf der Saprobie.

[1] Gefördert vom Umweltbundesamt, Förderkennzeichen 20024227

Die vorliegende Auswertung hat zum Ziel:

- die Taxaliste der DIN 38 410 Teil 2 in der derzeit noch gültigen Fassung („derzeit gültige Taxaliste“) mit der vom DIN-Ausschuss revidierten Fassung („revidierte Taxaliste“) zu vergleichen, insbesondere im Hinblick auf die Unterscheidung der Güteklassen;
- das methodische Vorgehen zur Bestimmung saprobieller Leitbilder und ökologischer Zustandsklassen zu erläutern;
- saprobielle Leitbilder und ökologische Zustandsklassen für ausgewählte Gewässertypen zu berechnen.

2. METHODIK

Das Projekt basiert ausschließlich auf der Auswertung vorhandener Daten, die in Bezug auf Bestimmungsniveau und Aufsammlungsmethodik bestimmte Mindestanforderungen erfüllen und die von verschiedenen Behörden, Universitäten und Firmen zur Verfügung gestellt wurden. Jeder Datensatz wurde einem Gewässertyp zugeordnet; als Grundlage wurde die Zusammenstellung von SCHMEDTJE et al. (2001) verwendet. Die hier vorgestellten Auswertungen beziehen sich auf knapp 800 Datensätze.

Die Definition saprobieller Leitbilder und ökologischer Zustandsklassen wurde für jeden Gewässertyp getrennt vorgenommen. Dies erscheint notwendig, da verschiedene Gewässertypen im potenziell natürlichen Zustand eine unterschiedliche Saprobie besitzen. Während beispielsweise leitbildnahe kleine Mittelgebirgsbäche als oligosaprob einzustufen sind, besitzen Niederungsbäche im Norddeutschen Tiefland oder Seeausflüsse eine gewisse Autosaprobie und könnten auch im potenziell natürlichen Zustand allenfalls die Gewässergüteklasse II erreichen.

Zur Bestimmung Gewässertyp-spezifischer saprobieller Leitbilder und Abweichungsstufen wurden verschiedene Verfahren getestet, von denen im Folgenden zwei Verfahren schematisch beschrieben werden:

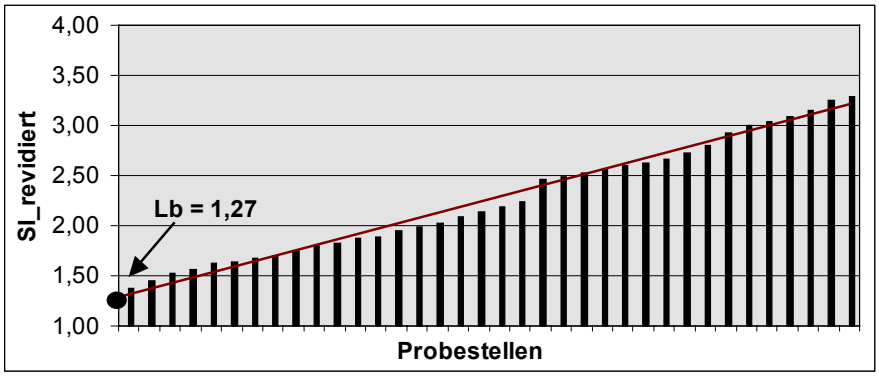
- *Graphisches Verfahren:* Die Saprobienindices aller Datensätze eines Gewässertyps werden in einem Balkendiagramm in aufsteigender Reihenfolge angeordnet, so dass sich eine Regressionsgerade hindurchlegen lässt. Der Schnittpunkt dieser Geraden mit der Ordinate bestimmt das saprobielle Leitbild – von hier aus lassen sich geometrisch fünf gleichgroße Belastungsstufen bis zum höchsten möglichen Wert von SI = 4,0 definieren (Abb. 1).
- *„EQR-Verfahren“*: Das saprobielle Leitbild für einen Gewässertyp wird aus dem Mittelwert der 10 % niedrigsten Saprobienindices berechnet; von diesem Wert wird zweimal die zugehörige Standardabweichung subtrahiert:

$$SI_{Lb} = \bar{x} - 2\sigma$$

(SI_{Lb} = saprobielles Leitbild; $\bar{x}$ = Mittelwert der 10 % niedrigsten Saprobienindices aller Datensätze eines Gewässertyps; σ = Standardabweichung von $\bar{x}$)
Zur Bestimmung der ökologischen Zustandklassen werden „Ecological Quality Ratios“ (EQR) verwendet, die sich an den Formulierungen der Wasserrahmenrichtlinie orientieren (Abb. 2). Diese EQR stellen prozentuale Abweichungen vom Leitbild dar.

Leitbildfindung

graphisch aus Säulendiagrammen für jeden Fließgewässertyp



Abweichungsstufen

gleichmäßige Klassenbildung zwischen dem Leitbild und einem theoretischen Maximalwert von 4,0

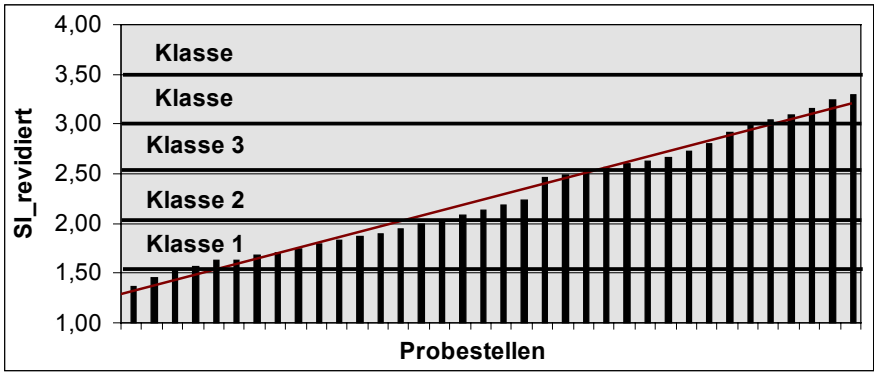
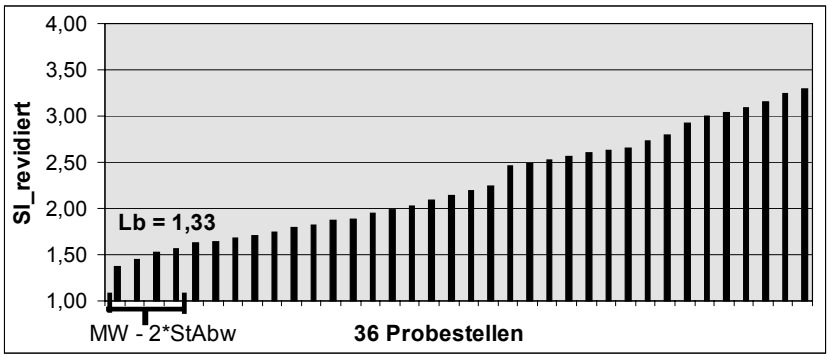


Abb. 1: Schematische Darstellung des „graphischen Verfahrens“ zur Bestimmung saprobieller Leitbilder und zur Bestimmung der Abweichungsstufen anhand eines hypothetischen Datensatzes (Lb = saprobielles Leitbild).

Leitbildfindung

rechnerisch aus typ-spezifischen Minimalwerten:
die 10% niedrigsten SI-Werte je Fließgewässertyp abzüglich 2x Standardabweichung



Abweichungsstufen

typspezifisch nach Ecological Quality Ratios (prozentuale Abweichung vom Leitbild):
Klasse 5: > 70%
Klasse 4: > 40 - 70%
Klasse 3: > 20 - 40%
Klasse 2: > 10 - 20%
Klasse 1: 0 - 10%

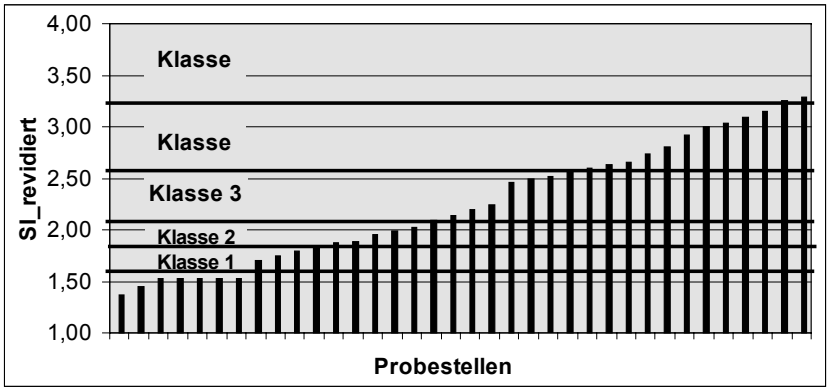


Abb. 2: Schematische Darstellung des „EQR Verfahrens“ zur Bestimmung saprobieller Leitbilder und zur Bestimmung der Abweichungsstufen anhand eines hypothetischen Datensatzes (Lb = Leitbild).

3. ERGEBNISSE

In den Abb. 3 und 4 sind für vier weit verbreitete Gewässertypen die Saprobienindices nach der derzeit gültigen Taxaliste und nach der revidierten Taxaliste dargestellt. Weiterhin werden die resultierenden ökologischen Zustandsklassen nach dem graphischen Verfahren und dem EQR-Verfahren dargestellt.

Für alle vier Gewässertypen führt die Anwendung der revidierten Taxaliste im Vergleich zur aktuellen DIN zu einem „zentrifugalen Effekt“: Die Anzahl von Probestellen der Gewässergüteklassen I, I-II und IV nehmen zu, die Anzahl der Probestellen mit Gewässergüteklasse II nimmt ab.

Vor allem für die Tieflandbäche und -flüsse (Abb. 4) ermöglicht das EQR-Verfahren eine wesentlich differenziertere Bewertung der Probestellen im Hinblick auf die ökologischen Zustandsklassen. In Ergänzung zu den Effekten der revidierten Taxaliste führt die Anwendung des EQR-Verfahrens daher zu einem zusätzlichen „zentrifugalen Effekt“.

Als Konsequenz der bisherigen Berechnungen schlagen wir daher die Anwendung des EQR-Verfahrens für die Bestimmung saprobieller Leitbilder und ökologischer Zustandsklassen vor.

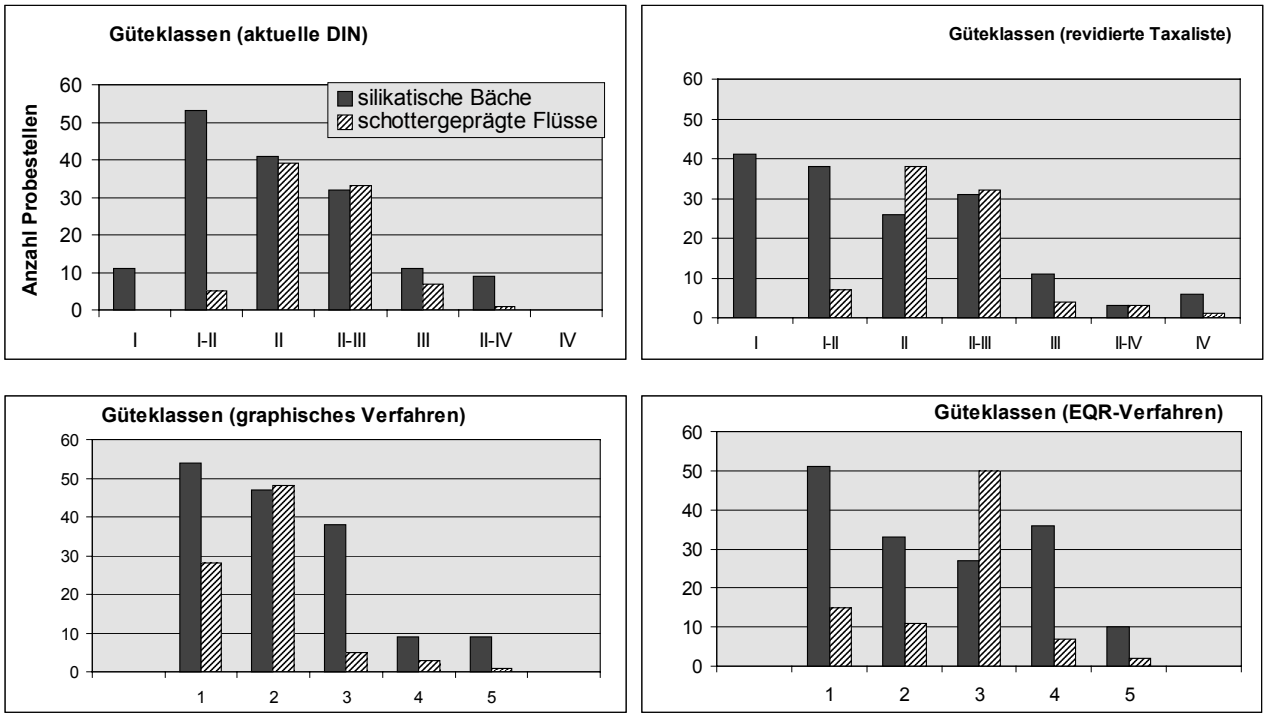


Abb. 3: Gewässertyp 5 (silikatische Mittelgebirgsbäche) und Gewässertyp 9 (schottergeprägte Flüsse): Verteilung der Güteklassen nach der aktuellen DIN (oben links) bzw. der revidierten Taxaliste (oben rechts) und Konvertierung in ökologische Zustandsklassen nach dem „graphischen Verfahren“ (unten links) bzw. nach dem EQR-Verfahren (unten rechts).

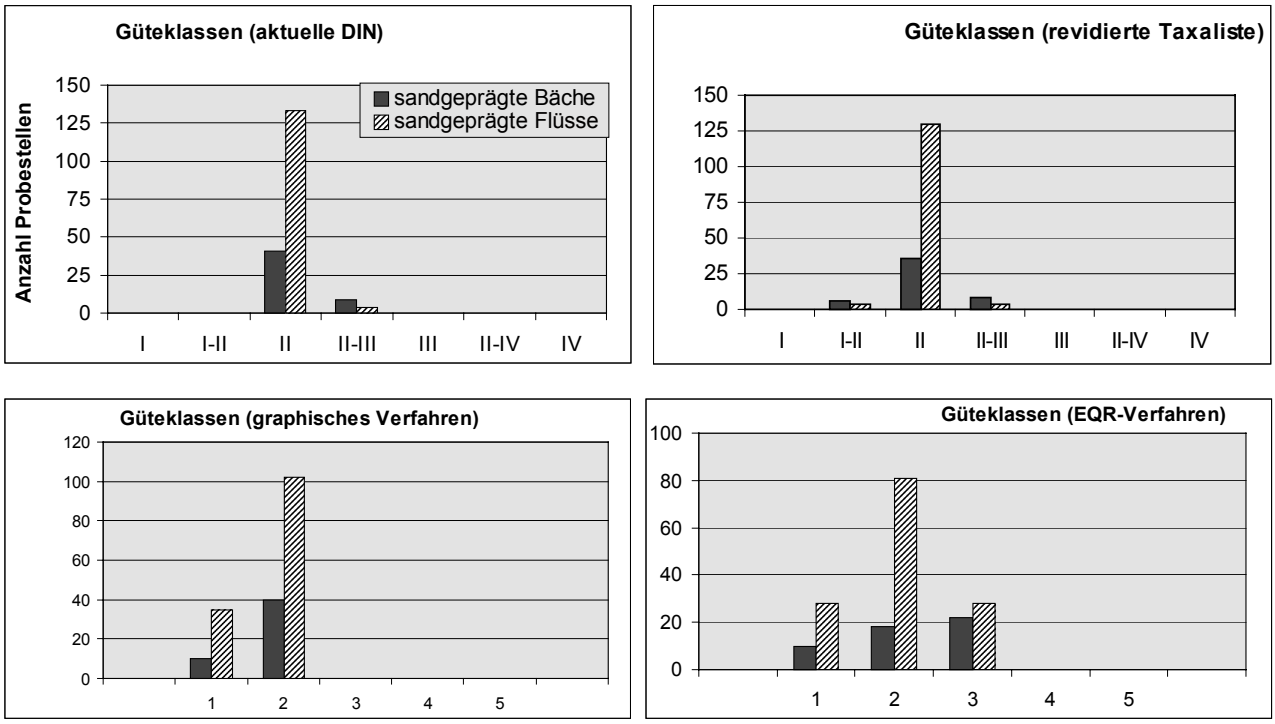


Abb. 4: Gewässertyp 13 (sandgeprägte Tieflandbäche) und Gewässertyp 14 (sandgeprägte Tieflandflüsse): Verteilung der Güteklassen nach der aktuellen DIN (oben links) bzw. der revidierten Taxaliste (oben rechts) und Konvertierung in ökologische Zustandsklassen nach dem „graphischen Verfahren“ (unten links) bzw. nach dem EQR-Verfahren (unten rechts).

Literatur

DIN 38 410 TEIL 2 (1991): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung; Bestimmung des Saprobienindex (M2).

SCHMEDTJE, U., M. SOMMERHÄUSER, U. BRAUKMANN, E. BRIEM, P. HAASE & D. HERING (2001): „Top down-bottom up“-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2000 (Magdeburg): 147-151.

Entwicklung eines multimetrischen Index zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge

Claudia Rawer-Jost & Jürgen Böhmer
Institut für Zoologie, Universität Hohenheim, Garbenstr. 30, 70593 Stuttgart, Tel.: 0711/459 3698, rawer@uni-hohenheim.de

1 Einleitung

Trotz abnehmender organischer Belastung sind unsere Fließgewässer weiterhin vielfältigen Beeinträchtigungen ausgesetzt. Durch die wesentliche Verbesserung der Gewässergüte, die vor allem den verbesserten Sauerstoffhaushalt widerspiegelt, sind andere, bislang überdeckte Belastungen erst deutlich zum Vorschein getreten, wie z.B. Gewässerdefizite durch den Einfluss von Verbauungen oder durch toxische und hormonäquivalente Stoffe. Die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (EUROPEAN UNION 2000) betont daher die Notwendigkeit einer umfassenden ökologischen Bewertung der Gewässer, wobei der biologische Zustand als integrierende Bewertungsgröße im Vordergrund steht. Eigenschaften einer Makrozoobenthoszönose, die zu einer ökologischen Bewertung beitragen können, spiegeln sich in biologischen Kenngrößen (vgl. BÖHMER 2002). Einige davon verändern sich entlang eines Gradienten anthropogener Einflüsse, und somit ändert sich zu jedem Wert der Einflussgröße die Ausprägung des Indexwertes (KARR & CHU 1999). Diese Kenngrößen sind für einen aus mehreren Teilen zusammengesetzten multimetrischen Index geeignet. Nach diesen Prinzipien wurde ein aus zwölf Einzelindizes kombinierter multimetrischer „Index of Benthic Integrity“ IBI 12 entworfen, der ein leicht zu berechnendes Verfahren darstellt.

2 Methoden

Die Eichdaten für den IBI 12 wurden an 12 Hügel- und Berglandgewässern in Baden-Württemberg mit insgesamt 26 Probestellen erhoben. Diese Auswahl umfasste mehrheitlich karbonatische, aber auch zwei silikatische Gewässer in Höhenlagen zwischen 160 und 780 m. Die meisten Gewässer weisen Einzugsgebiete (EZG) zwischen 100 und 1000 km^2 auf, einige EZG sind kleiner als 10 km^2, eines ist größer als 1000 km^2.

Alle Fließgewässer mussten im wesentlichen zwei Bedingungen erfüllen. Sie sollten eine möglichst genau zu definierende Belastung aufweisen und flussaufwärts der Belastung oder Störung weitestgehend unbelastet sein. Daneben sollten zwischen Referenz und belasteter Probestelle möglichst große Ähnlichkeit in den physikalischen Eigenschaften wie Gefälle, Substratzusammensetzung oder hydrologischem Regime bestehen.

Die Makrozoobenthosproben wurden unter anteilsmäßiger Berücksichtigung aller vorhandenen Teilhabitate als semiquantitative, flächenbezogene Proben mit Angaben von relativen Individuenzahlen erhoben.

Informationen zur Zugehörigkeit der Organismen zu den Ernährungstypen, über Strömungs- und Habitatpräferenzen oder die Verteilung über die biozönotischen Regionen wurden der „Ökologischen Typisierung der aquatischen Makrofauna“ (Bayerisches Landesamt für WASSER-

WIRTSCHAFT 1996) entnommen. Die Zuordnung der Organismen zu saprobiellen Zonen entstammt der „Fauna Aquatica Austriaca“ (MOOG 1995).
Die untersuchten Fließgewässer wurden a priori anhand abiotischer Faktoren und vorliegender Informationen über die Belastung in eine fünfstufige Rangfolge eingeteilt, die der Klassifizierung der Europäischen Union (EUROPEAN UNION 2000) in „sehr guten“, „guten“, „mäßigen“, „unbefriedigenden“ und „schlechten“ Zustand entspricht. Diese Einteilung diente als Hilfskonstrukt, um die Veränderung der Maßzahlen entsprechend der Schwere der Belastung, also entlang des Gradienten anthropogener Einflüsse, nachverfolgen zu können. Die Signifikanz der Unterschiede zwischen den Einstufungen und den entsprechenden Indexwerten wurden mittels Kruskal-Wallis-ANOVA getestet.
Die Probestellen, die den ersten beiden Rängen zugeteilt wurden, sind als (relativ) unbelastete Vergleichsgewässer eingestuft. Unter einem „sehr guten Zustand“ wurde ein Status verstanden, der, so weit in der Kultur- und Industrielandschaft Deutschlands möglich, ungestört und naturnah ist, der „gute Zustand“ beinhaltet geringfügige Beeinträchtigungen. Die belasteten Untersuchungsstellen wurden der „mäßigen“, „mittelschweren“ oder „schweren“ Belastungsstufe zugeordnet.
Der entwickelte Index wurde an Nicht-Eichdaten, also an von anderen für unterschiedliche Zwecke erhobenen Makrobenthosproben, überprüft. Es handelte sich dabei um einen Datensatz von 60 Probenahmen an 48 Probestellen innerhalb eines kleinen, intensiv untersuchten Gewässersystems rund um Stuttgart (ACKERMANN et al. 2000).

3 Ergebnisse

Zur Auswahl für einen multimetrischen Index, der unterschiedlichste Beeinträchtigungen durch Fischzuchtanlagen, Restwasserstrecken, Einträge aus intensiver Landwirtschaft oder Schwermetalle im Sediment erkennen soll, stehen Kenngrößen, die auf ökologischen Informationen basieren, sowie bewährte Indexverfahren wie der Saprobienindex. Einzelne Kenngrößen wurden nach drei Kriterien überprüft:

- Korrespondenz zur EU-Richtlinie
- hohe Korrelation mit der Belastungseinstufung der Eichdaten sowie geringe Streuung innerhalb der Stufen
- Performance mit Nicht-Eichdaten.

Wie ein einzelnes Metric ausgewählt wurde, soll an einem Beispiel dargestellt werden. Bei naturbelassenen Fließgewässern wechseln Erosions- und Sedimentationsprozesse stetig, und zwar so, dass der Sedimenthaushalt auch längerfristig stabil und ausgeglichen ist. (WESTRICH 1999). Das bedeutet, dass in einem natürlichen Fließgewässer nur ein gewisser, eher kleiner Prozentsatz Organismen vorkommen sollte, deren bevorzugter Aufenthaltsort der schlickige, schluffige Teil des Gewässergrundes ist. Diese Pelalarten hatten schon bei ersten Proberechnungen (BÖHMER et al. 1999) bei Belastung in mehr als 70% der Fälle eine deutliche Zunahme gezeigt. Bei den Eichdaten traten mehr als 20% Pelalarten ausschließlich an belasteten Stellen auf, was sogar auf zwei lössgeprägte Bäche zutraf. Der prozentuale Individuenanteil steigt mit der Schwere der Belastung (Abb. 1). Die Korrelation mit der Belastungseinstufung beträgt r = 0.72.

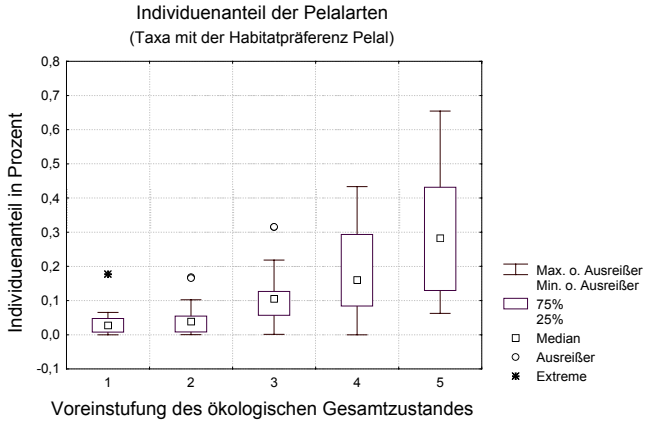


Abb. 1: Individuenzahl der Pelalarten in Relation zur Voreinstufung des ökologischen Gesamtzustandes der Eich-Fließgewässer. Korrelationskoeffizient r = 0.72.

Eine Reihe solcher Metrics wurden schließlich zu einem multimetrischen Index kombiniert. Dabei wurden neben ökologischen Kenngrößen wie z. B. den Strömungspräferenzen der Organismen (Abb. 2) auch seit langem bewährte Verfahren wie der Rhithron-Ernährungs-Typen-Index RETI (SCHWEDER 1992) (Abb. 3) oder der Saprobienindex aufgenommen, da sie entweder gute Zusammenhänge mit der Belastungssituation aufwiesen oder im Zusammenspiel mit den anderen Kenngrößen die Belastungsstufen gut differenzierten, auch wenn sie weniger geradlinige oder deutliche Korrelationen aufwiesen. Letzteres war z.B. für den SI (r = 0.42) oder das Verhältnis Zerkleinerer zu Sedimentfressern plus Filtrierern nach MERRITT & CUMMINS (1996) (r = 0.5) der Fall.

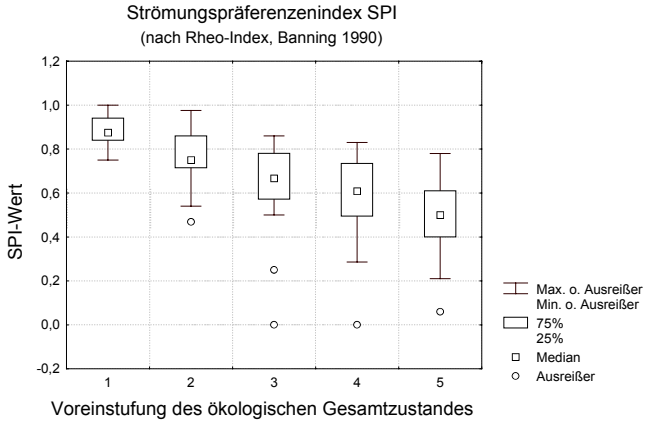


Abb. 2: Strömungspräferenzenindex SPI in Relation zur Voreinstufung des ökologischen Gesamtzustandes der Eich-Fließgewässer. Korrelationskoeffizient r = 0.73.

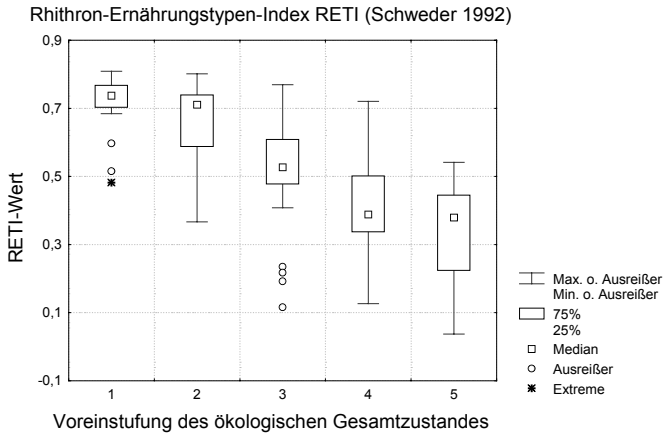


Abb. 3: Rhithron-Ernährungs-Typen-Index RETI in Relation zur Voreinstufung des ökologischen Gesamtzustandes der Eich-Fließgewässer (Korrelationskoeffizient r = 0.68).

Für diese Metrics wurden zu erreichende Grenzwerte für eine gute, mittlere oder schlechte Bewertung festgelegt. Nach dem in den USA für multimetrische Indizes verwendeten Verfahren wurde den von den einzelnen Maßzahlen erreichten Werten eine Punktwertung (score) zugeordnet, wobei, KARR & CHU (1999) folgend, entsprechend der Verteilung fünf Punkte für „gute", drei für „mittlere" und ein Punkt für „schlechte" Werte vergeben wurden (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: *Liste der Kenngrößen des Index of Benthic Integrity IBI mit Grenzwerten für die Vergabe von 5, 3 oder 1 Punkt für die Errechnung der Gesamtbewertung.*

Maßzahl	**5 Punkte**	**3 Punkte**	**1 Punkt**
Anzahl der EPT-Taxa	> 14	> 10	< 10
Individuenanteil der Rhithralarten	> 50%	> 40%	< 40%
Individuenanteil der Potamalarten	< 20%	< 30%	> 30%
Individuenanteil der Chironomidae	< 13%	< 28%	> 28%
Strömungspräferenzenindex	> 0,8	> 0,7	< 0,7
Individuenanteil strömungsindifferente Arten	< 30%	< 60%	> 60%
Individuenanteil der Kiesbewohner	> 20%	> 10%	< 10%
Individuenanteil der Feinsedimentbewohner	< 10%	< 20%	> 20%
Individuenanteil der oligosaproben Arten	> 36%	> 18%	< 18%
Rhithron-Ernährungs-Typen-Index	> 0,7	> 0,45	< 0,45
Verhältnis Zerkleinerer zu Sedimentfressern plus Filtrierern	> 1	> 0,5	< 0,5
Saprobienindex nach DIN	< 1,80	< 2,00	> 2,00

Der Gesamtindex korreliert (bei Verwendung nur der Frühjahrsdaten) insgesamt höher als jede einzelne Maßzahl mit den Belastungsstufen (r = 0.88) (Abb.4).

Der IBI 12 drückt somit Veränderungen der ökologischen Eigenschaften aus, die durch Änderungen der taxonomischen Zusammensetzung und Abundanz verursacht werden und befindet sich auch damit in Übereinstimmung mit den Kriterien der EU. Es werden nur Veränderungen berücksichtigt, die von der Streubreite der typspezifischen Vergleichsgewässer abweichen.

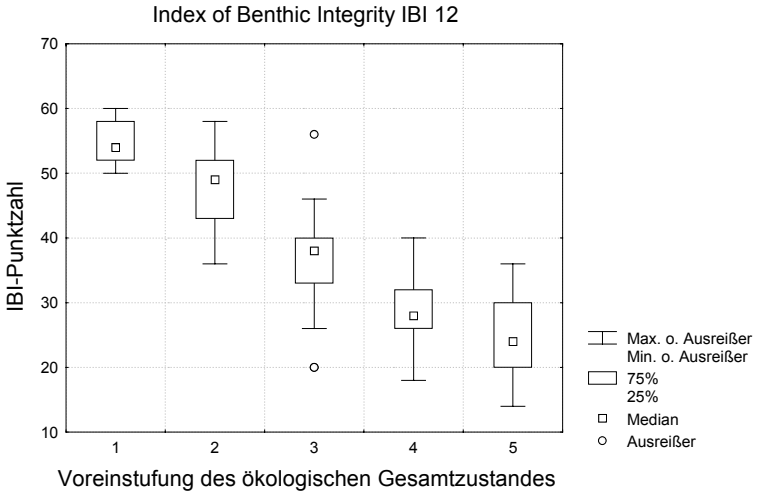


Abb. 4: Multimetrischer Index IBI 12 in Relation zur Voreinstufung des ökologischen Gesamtzustandes der Eich-Fließgewässer.

Mit den Validierungsdaten ergab sich eine Korrelation von r = 0.78 mit der hier vorliegenden gröberen Belastungseinstufung in 3 Rängen (gut, mittel, schlecht).

4 Diskussion

Der IBI 12 ist also in der Lage, Fließgewässer unterschiedlicher Größe aus mehreren Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs mit heterogenen Beeinträchtigungen zutreffend nach ihrem Grad der anthropogenen Belastung einzuordnen. Er erweist sich dabei zudem als weitgehend unempfindlich gegenüber der Varianz, die durch unterschiedliche Probenehmer; Probenahmetechniken oder Probenahmen an wechselnden Gewässerabschnitten aus verschiedenartigen Fließgewässerlandschaften entsteht (RAWER-JOST 2001).

In diesen Bewertungsansätzen wurde die unterschiedliche Typenausprägung der Gewässer – ob karbonatisch oder silikatisch, ob Keuper oder Kalkgebiete, ob Bach oder Fluss – zunächst nicht berücksichtigt. Durch eine typspezifisch Anpassung in der Bewertung der Einzelindizes kann die Aussageschärfe jedoch weiter erhöht werden. Dies kann sehr einfach durch die Anpassung der Grenzwerte an die Werte entsprechender Referenzgewässer geschehen. So ist sicherlich der natürliche Anteil der Pelalbewohner in organisch geprägten Bächen höher anzusetzen als in einem Gebirgs- oder Mittelgebirgsgewässer. Auch die Richtung der Abweichung ist einfach zu korrigieren. An Behördendaten aus dem Südschwarzwald konnte festgestellt werden, dass sich der IBI 12 durch solche Anpassungen an typspezifische Bezugswerte auch differenziert auf silikatische bzw. karbonatische Bäche sowie auf Gewässer in verschiedenen Höhenlagen anwenden lässt (BÖHMER et al. 2000).

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, einzelne Metrics durch andere, für diesen Typ besser geeignete, zu ersetzen. So kann zwar davon ausgegangen werden, dass die Anzahl der Ephemeroptera-, Plecoptera- und Trichoptera- (EPT-) Taxa die Vielfalt der Taxa sowohl in Flachland- wie auch in Mittelgebirgsbächen widerspiegelt. Das Vorhandensein von Kiesbewohnern in einem hohen Prozentsatz ist dagegen sicherlich eher typisch für Mittelgebirgsgewässer als für eher von Sand oder organischem Material geprägte Flachlandbäche. Hier könnte statt des Anteils der Akalarten der Anteil der Psammalarten eingesetzt werden.

Mit den Validierungsdaten ergab sich, ohne jede Korrektur von Referenzwerten oder typspezifische Anpassungen, eine etwas geringere Korrelation mit der a-priori-Belastungseinstufung. Die Anwendung auf Fremddaten, auch wenn sie sich möglicherweise in der Aufnahme und Bestimmung der Benthosproben sowie in der Aufbereitung der Begleitdaten unterscheiden, ist jedoch absolut notwendig. Ein Verfahren zur Gesamtwertung der ökologischen Qualität der Fließgewässer muß z.B. auch auf behördliche Erhebungen angewendet werden können, die zum Zweck der Gewässergüteüberwachung erhoben wurden und vorläufig die einzige Datenquelle für viele Gebiete darstellen. Eine gewisse Streubreite in den Grundlagendaten lässt sich auch bei allen Bestrebungen zur Vereinheitlichung und Standardisierung von Probenahme und Bestimmung (HERING et al. 2001) kaum vermeiden.

Ein weiterführender Aspekt der ökologischen Bewertung liegt in der Suche nach den Belastungsursachen, um daraus eventuelle Sanierungsmaßnahmen ableiten zu können. Daher liegt der Gedanke nahe, möglichst genau auf die Störungsquelle abgestimmte, „stressorenspezifische“ Indizes wie den Saprobienindex zu verwenden. Da hierbei jedoch die Gefahr besteht, dass jene Aspekte, für die solche spezifischen Verfahren vorhanden sind – und das sind nur einige wenige –

stärker gewichtet werden als alle anderen Belastungsfaktoren, geschah dies in der Form, daß der SI einen gleich gewichteten Teil des Gesamtindex darstellt. Er erfüllt hier die Aufgabe, die Aussage des Gesamtindex zu verbessern, gleichzeitig aber auch die, Hinweise auf Belastungen saprobieller Natur zu geben. In ähnlicher Weise kann ein zu niedriger, aber auch ein stark erhöhter Anteil von rheophilen Arten auf eine gestörte Fließgewässerhydraulik hinweisen; ein zu hoher Anteil von Pelal- und Potamalarten in rhithralen Gewässern auf gestörte Sedimentationsprozesse und Potamalisierung. Oberste Priorität in der Entwicklung des IBI 12 war die Anforderung, mit Hilfe eines Gesamtindex die gesamten Auswirkungen jeglicher möglichen Belastung festzustellen.

,

Literatur

ACKERMANN, B., A. ZENKER, J. BÖHMER & B. KAPPUS (2000): Beitrag des Makrozoobenthos zur ökologischen Bewertung eines kleinen urbanen Fließgewässers (Körsch bei Stuttgart, Baden-Württemberg). Tagungsbericht 2000 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, 121-126.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR Wasserwirtschaft (Hrsg.) (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte 4/96, München. 543 S.

BÖHMER, J. (2002): Die Ökologische Gewässerbewertung im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlichem Anspruch und praktischen Notwendigkeiten.- DGL-Jahrestagung 2001 in Kiel, in diesem Band.

BÖHMER, J., C. RAWER-JOST & B. KAPPUS (1999): Ökologische Fließgewässerbewertung. Biologische Grundlagen und Verfahren – Schwerpunkt Makrobenthos. Handbuch Angewandte Limnologie, VIII-7.1. 8. Erg. Lfg.12/99 und 4/00. Loseblattsammlung.

BÖHMER, J., C. RAWER-JOST & B. ACKERMANN (2000): Modellgebiet Elz-Dreisam: erste pilothafte Beschreibung des Modellgebietes Elz-Dreisam nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Ökologische Bewertung der Fließgewässer im Auftrag des Regierungspräsidiums Freiburg. Unveröffentlichter Abschlußbericht. 20 S.

EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/EC of the European Parliament and the Council establishing a framework for community action in the field of water policy: PE-CONS 3639/00. Brüssel, 30. Juni 2000.

HERING, D., P. HAASE, O. MOOG & M. SOMMERHÄUSER (2001): Vorschlag zur Standardisierung fließgewässerökologischer Untersuchungen in der Bundesrepublik Deutschland – Probenahme und Taxaliste. Tagungsbericht 2000 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, 164-168.

KARR, J.R. & E.W. CHU (1999): Restoring life in running waters: Better biological monitoring. Island Press, Washington D.C. 206 S.

MERRITT, R.W. & K.W. CUMMINS (1996): Trophic relations of macroinvertebrates. In: Hauer, F.R. & G.A. Lamberti (Hrsg.): Methods in stream ecology. Academic Press Inc., San Diego: 453-474.

RAWER-JOST, C. (2001): Eignung und Variabilität von Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern im Mittelgebirge auf der Basis autökologischer Kenngrößen des Makrozoobenthos. Dissertation am Zoologischen Institut der Universität Hohenheim. Shaker Verlag Aachen. 147 S.

SCHWEDER, H. (1992): Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. In: Friedrich, G. & J. Lacombe (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. Limnologie aktuell 3. G. Fischer Verlag, Stuttgart: 353.

WESTRICH, B. (1999): Grundzüge der Ökohydraulik von Fließgewässern. In: Bayr. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.): Lebensraum Fließgewässer – Charakterisierung, Bewertung und Nutzung. Laufener Seminarbeiträge 4/99, 35-38.

Aquatische Bioregionen - Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen

Schmidt-Kloiber Astrid, Ofenböck Thomas & Moog Otto

Universität für Bodenkultur Wien, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, A-1180 Wien, Max-Emanuel-Straße 17

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Fließgewässer, Makrozoobenthos, NMS (non-metric multidimensional scaling), Bioregionen, Typologie

Einleitung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gibt im Annex II als typologisches Grundelement die Einteilung Europas in Ökoregionen - im Sinne der zoogeographischen Regionen von Illies (1978) - vor. Für eine weitergehende typologische Charakteristik der Gewässer steht eine Kriterienauswahl nach System A oder B zur Verfügung.

Die Auswertung geoökologischer Milieufaktoren im Expertenkonsens erbrachte für Österreich die Zugehörigkeit zu vier Ökoregionen: "Alpen", "Zentrales Mittelgebirge", "Ungarische Tiefebene" und "Dinarischer Westbalkan", sowie Einflüsse der Ökoregionen "Italien" und "Karpaten" (Moog et al. 2001). Die multivariate Analyse von Makrozoobenthosbefunden bekräftigte grundsätzlich für alle Ökoregionen die Eigenständigkeit der benthischen Faunengesellschaften (Schmidt-Kloiber et al. 2001). Im Zuge der Vorbereitungen zur Umsetzung der WRRL wurde jedoch bereits sehr früh klar, dass für eine auf Biozönosen gründende Fließgewässer-Bewertung die Ökoregionen zu großflächige Gebiete darstellen, um die strukturelle und biozönotische Vielfalt der österreichischen Gewässerlandschaft mit entsprechender Trennschärfe zu repräsentieren.

Fink et al. (2000) nahmen daher eine "a priori" Unterteilung der Ökoregionen Österreichs in insgesamt 40 Fließgewässer-Naturräume auf Basis von geoökologischen Milieufaktoren (z.B. geologischer Untergrund, Klimafaktoren, Relief, hydrographisches Einzugsgebiet, Abflussregimetyp und Vegetations-Höhenstufen) vor. Aufbauend auf den Fließgewässer-Naturräumen und anderen typologischen Kriterien wurden von Wimmer & Chovanec (2000) und Wimmer et al. (2000 a und b) in einem weiteren "a priori" Arbeitsgang gemäß den Vorgaben des Anhanges II der WRRL 17 Fließgewässer-Typregionen und 9 "große Flüsse" ausgewiesen. Der Bedeutung von biologischen Qualitätskomponenten in der WRRL Rechnung tragend, wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Umweltbundesamtes Wien als nächster Schritt untersucht, ob die benthischen Biozönosen die "a priori" Gebietseinteilungen (Fließgewässer-Naturräume und Fließgewässer-Grundtypen) widerspiegeln.

Ausweisung der aquatischen Bioregionen Österreichs auf Basis multivariater Analysen von Makrozoobenthos-Zönosen

Bioregionen werden in vorliegender Arbeit als "in Bezug auf Milieufaktoren und Organismen relativ übereinstimmende Landschaftsräume" definiert. Eine Bioregion ist eine einzigartige und räumlich von anderen Klassen getrennte Kategorie. Die Stellen innerhalb einer Bioregion sollen in Bezug

auf Umweltfaktoren und Organismenstruktur homogen sein, aber möglichst große Unterschiede zu anderen Bioregionen aufweisen (Hawkins & Norris 2000).

Für die praktische Umsetzung der Gewässerbewertung nach WRRL stellen die Bioregionen geeignete flächenbezogene typologische Einheiten dar, um bei überschaubarer Regionenanzahl die natürliche Variabilität der auf Makrozoobenthos-Zönosen beruhenden Kennwerte (Indices, Scores, Metrics etc.) möglichst gering zu halten.

NMS - Methode

Die multivariaten Auswertungen werden mit NMS (non-metric multidimensional scaling) durchgeführt, ein strukturenentdeckendes Verfahren, das zur Feststellung von Zusammenhängen zwischen Variablen oder zwischen Objekten eingesetzt wird (Backhaus et al. 1996). NMS wird in der Ökologie dann angewandt, wenn ein Datensatz nicht normalverteilt ist oder wenn die Daten in einer willkürlichen, unzusammenhängenden Skalierung vorliegen und zwischen den Variablen kein linearer Zusammenhang besteht (McCune & Mefford 1999). NMS ist ein "Ordinationsverfahren", bei dem Objekte entlang von Achsen entsprechend ihrer Ähnlichkeiten/Unähnlichkeiten angeordnet werden. Für vorliegende Auswertungen wird als Distanzmaß zwischen den Objekten (in diesem Fall Makrozoobenthos-Gemeinschaften) die Sœrensen-Distanz verwendet.

Vorgangsweise der Auswertung

Die Vorgangsweise richtet sich nach Gerritsen et al. (2000). Mittels NMS wird überprüft, ob die benthischen Zönosen der verschiedenen Untersuchungsstellen die unterschiedlichen "a priori" Regionen widerspiegeln. Durch Visualisierung der Untersuchungsstellen im Ordinations-Raum wird versucht Abtrennungen bzw. Überlappungen zwischen den Fließgewässer-Naturräumen bzw. Typregionen zu erkennen. Anhand dieser Ergebnisse werden die Typregionen entweder verifiziert oder mit anderen Gebieten zusammengefasst bzw. getrennt und in weiterer Folge in Bioregionen überführt.

Für die Analyse der Bioregionen stehen 582 Referenzstellen zur Verfügung. Als Basis für die multivariaten Analysen dienen ausschließlich biologische Daten (Taxalisten mit Häufigkeitsangaben bzw. Präsenz/Absenz-Information). Die Ergebnisse der multivariaten Ähnlichkeitsanalysen werden in Punktform dargestellt, wobei jeweils ein Punkt die Makrozoobenthos-Gemeinschaft einer Untersuchungsstelle repräsentiert. Punkte, die nahe beisammen liegen, kennzeichnen Fließgewässer mit ähnlicher Fauna. Mit zunehmender Entfernung der Punkte nimmt der Grad der Übereinstimmung der Benthosgemeinschaften ab. Die dreidimensionalen Ergebnisdarstellungen der NMS-Analysen werden der Übersichtlichkeit halber in zweidimensionaler Form präsentiert (Grundriss, Aufriss oder Schrägriss), wodurch die visuell feststellbare Trennschärfe teilweise verringert wird.

Beispiele für die Bioregions-Ausweisung

Beispiel 1: Granit und Gneisgebiet der Böhmischen Masse

Die Ökoregion 9 weist in Österreich zwei Landschaftsteile auf: das Alpenvorland und das Granit- und Gneisgebiet der Böhmischen Masse. Die "a priori" Auswertungen ergaben im Granit- und Gneisgebiet fünf Fließgewässer-Naturräume (FG-NR), die in Abb. 1 als 51 (Böhmerwald), 52

(Mühlviertler Hochland), 53 (Hohes Waldviertel), 54 (Westliches Niederes Waldviertel) und 55 (Östliches Niederes Waldviertel) in der Legende ausgewiesen sind. Die fünf FG-NR wurden in der Typregion K zusammengefasst. Die multivariate Auswertung des Makrozoobenthos zeigt, dass die Fließgewässerfauna des Granit- und Gneisgebietes sich grundsätzlich von den Gewässern des Alpenvorlandes (in der Legende alle mit 4 beginnenden FG-NR) als eigenständig abhebt (Abb. 1). Das Gebiet kann somit als Bioregion *Österreichisches Granit- und Gneisgebiet* angesehen werden, zumal aufgrund der begrenzten Datenlage eine Detailanalyse der FG-NR keine weitere Auftrennung zwingend erfordert.

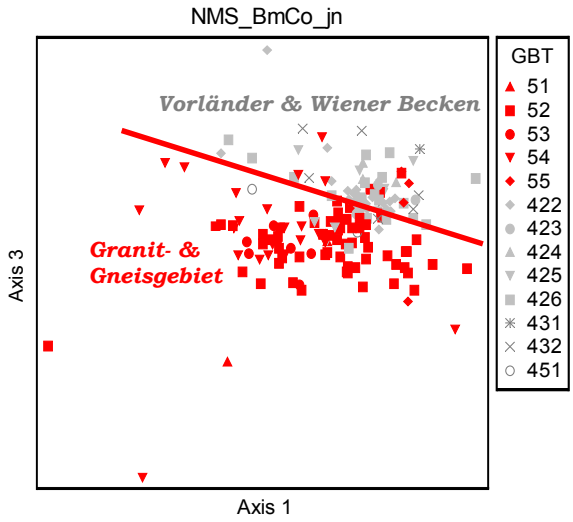


Abb. 1: NMS-Analyse Granit- & Gneisgebiet/ Alpenvorland; Legende: FG-NR

Beispiel 2: Bioregionen der Zentralalpen

Innerhalb der Ökoregion 4 prägen zwei geologische Großeinheiten Österreich: die kalkdominierten Nord- und Südalpenzüge und die hauptsächlich von kristallinen Gesteinen aufgebauten Zentralalpen. Während für Pflanzengesellschaften diese geologischen Unterschiede als wichtige Steuergrößen bekannt sind (Niklfeld 1993), gilt es in einem ersten Schritt die Benthoszönosen diesbezüglich zu überprüfen. Die multivariaten Auswertungen aller Alpengewässer zeigen jeweils ausgeprägte Eigenständigkeiten der Biozönosen der Kalkalpen (Abb. 2: dunkle Symbole) und der Zentralalpen (helle Symbole). Folglich sind, in Bezug auf die faunistische Verwandtschaft, diese geologischen Großgebiete eindeutig getrennt zu betrachten.

Am Beispiel der Zentralalpenbäche wird die Ausweisung von Bioregionen schrittweise dargestellt. Die "a priori" Auswertung der Zentralalpen ergab sechs FG-NR und vier Typregionen:

- die vergletscherten Zentralalpen: FG-NR 21 (unterteilt in Bäche ohne unmittelbaren Gletschereinfluss (210) und Gletscherbäche (211)); Typregion A
- die unvergletscherten Zentralalpen: FG-NR 221 (Niedere Tauern) und 222 (Bergrückenlandschaft der unvergletscherten Zentralalpen); zusammengefasst in Typregion B
- die Nordost-Ausläufer der Zentralalpen: FG-NR 23; Typregion H
- die Grauwackenzone: FG-NR 15; Typregion O

Der Scatterplot in Abb. 3 zeigt zwei Verteilungsschwerpunkte: die dunkel eingefärbten Gewässer der Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen (Rauten und Quadrate) sowie die Gewässer der vergletscherten (dunkle Kreise) und unvergletscherten Zentralalpen (restliche FG-NR). Die Gewässerfaunen der *Bergrückenlandschaft und Ausläufer der Zentralalpen* weisen hohe Ähnlichkeiten auf und zeigen zufolge der deutlichen Abgrenzung von den übrigen Kristallinbächen den Charakter einer eigenständigen Bioregion auf.

Die übrigen Bäche der kristallinen Zentralalpen werden einer weiterführenden Analyse unterzogen, da sich bereits in Abb. 3 die mit runden Symbolen gekennzeichneten Gewässer der Gletscherbäche (211) von den übrigen unvergletscherten Gebieten abzutrennen scheinen. Die NMS-Auswertung (Abb. 4) bestätigt das Vorliegen von zwei Bioregionen:

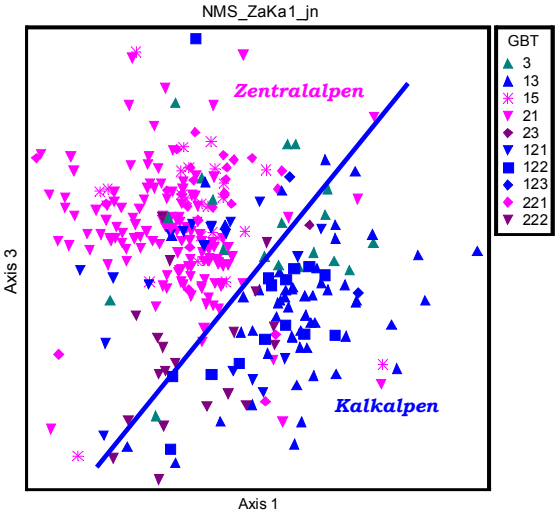


Abb. 2: NMS-Analyse Zentralalpen/Kalkalpen; Legende: FG-NR

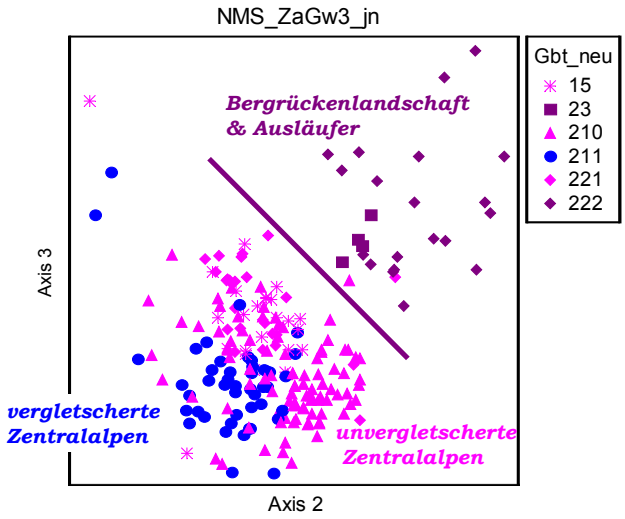


Abb. 3: NMS-Analyse vergletscherte/unvergletscherte Zentralalpen/Bergrückenlandschaft; Legende: FG-NR

- Die Bioregion *Vergletscherte Zentralalpen*, welche aber im Gegensatz zur gleichnamigen Typregion und zum gleichnamigen FG-NR nicht das gesamte so bezeichnete Gletschergebiet umfasst, sondern nur Bäche mit unmittelbaren Gletschereinfluss.
- Die Bioregion *Unvergletscherte Zentralalpen*, die sich aus den Bächen ohne Gletscheranteil der Typregion A bzw. des FG-NR 21, der Grauwackenzone (Typregion O bzw. FG-NR 15) und den Niederen Tauern (Teil von Typregion B bzw. FG-NR 221) zusammensetzt.

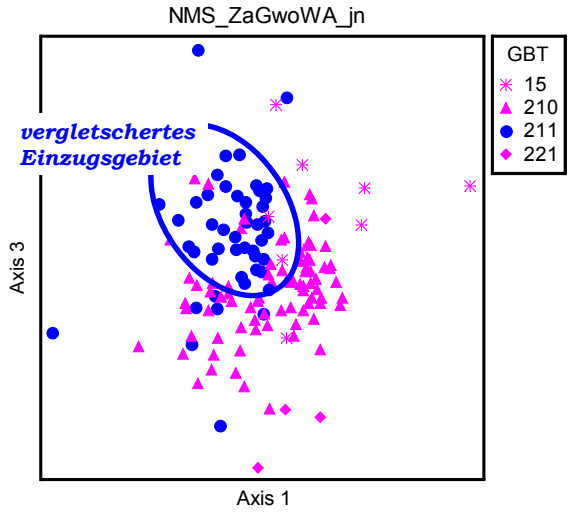


Abb. 4: NMS-Analyse vergletscherte/ unvergletscherte Zentralalpen; Legende: FG-NR

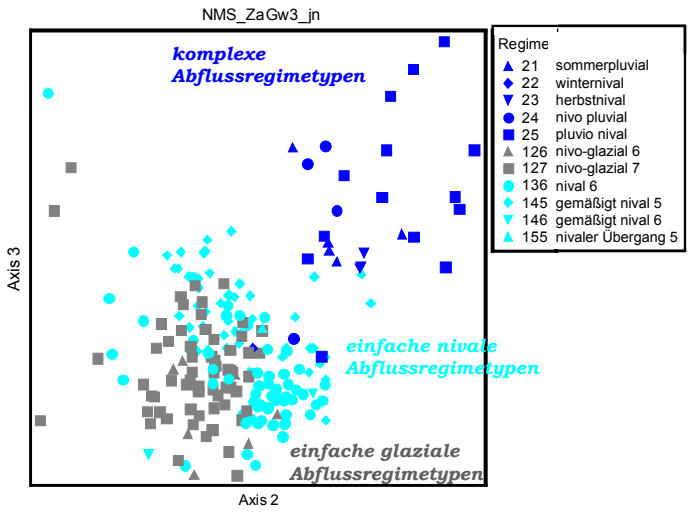


Abb. 5: NMS-Analyse unvergletscherte/vergletscherte Zentralalpen/ Bergrückenlandschaft; Legende: Abflussregimetypen

In guter Übereinstimmung mit den ausgewiesenen Bioregionen zeigt sich, dass die Gewässer der Bioregion *Vergletscherte Zentralalpen* von glazialen, jene der *Unvergletscherten Zentralalpen* von nivalen und jene der *Bergrückenlandschaften und Ausläufer der Zentralalpen* von komplexen Abflussregimetypen (sensu Mader et al. 1996) geprägt werden.

Die beschriebene Vorgangsweise fand für alle "a priori" Regionen Anwendung, die Ergebnisse sind ausführlich und nachvollziehbar in Moog et al. (im Druck) dargelegt. Einen

zusammenfassenden Überblick über alle 15 makrozoobenthischen Bioregionen Österreichs gibt Abb. 7.

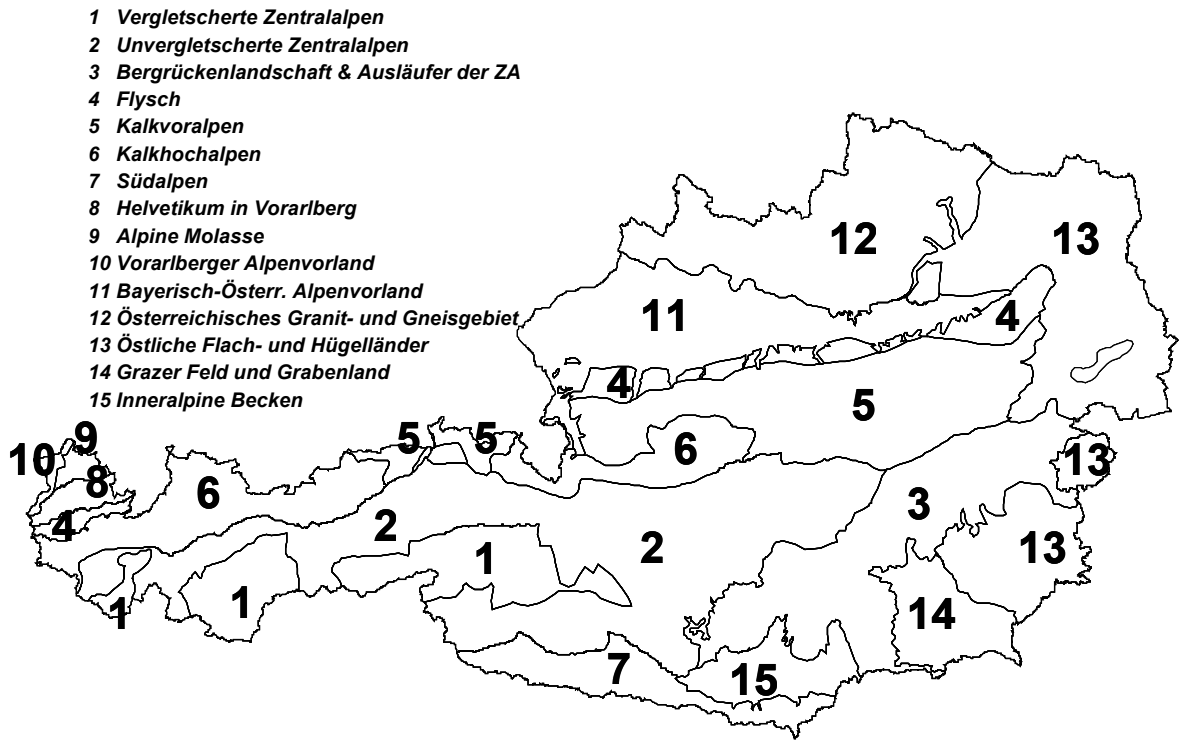


Abb. 7: Karte der 15 aquatischen Bioregionen Österreichs

Zusammenfassung

Aufbauend auf den Ökoregionen Österreichs wird durch multivariate NMS-Analysen von benthischen Zönosen der Fließgewässer-Naturräume und Fließgewässer-Typregionen ein Set von 15 aquatischen Bioregionen ausgewiesen. Die Bioregionen fassen Gebiete mit ähnlichen Makrozoobenthos-Zönosen zusammen und bieten für weiterführende makrozoobenthische Auswertungen im Sinne der Umsetzung der WRRL eine methodisch unverzichtbare Grundlage zur Gewährleistung einer Trennschärfe der zur Beurteilung des ökologischen Zustandes ausgewiesenen Metrics, Scores und Indices (Moog et al. 2002, Stubauer & Moog 2002 und Ofenböck et al. 2002).

Dank

Die Analysen wurden im Zuge des vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft & Umwelt und Umweltbundesamt Wien finanzierten Projektes "Erstellung typspezifischer benthoszönotischer Leitbilder österreichischer Fließgewässer" sowie des von der EU finanzierten AQEM-Projektes (5. Rahmenprogramm, Contract No: EVK1-CT1999-00027) durchgeführt. Wir danken Veronika Koller-Kreimel und Andreas Chovanec sowie unseren Mitarbeitern der Arbeitsgruppe "Benthosökologie" Wolfram Graf, Berthold F.U. Janecek, Hasko Nesemann, Andreas Römer und Ilse Stubauer. Herzlichen Dank auch an Michael Barbour und Jereon Gerritsen von Tetra Tech (Maryland, USA).

Literatur

Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. & Weiber, R. (1996): Multivariate Analysemethoden – Eine anwendungsorientierte Einführung. 8. Aufl., Springer Verlag. 591pp.

Fink, M., Moog, O. & Wimmer, R. (2000): Fließgewässer - Naturräume Österreichs. - UBA Monographien Nr. 128, Wien: 110 pp.

Gerritsen, J., Barbour, M.T. & King, K. (2000): Apples, oranges, and ecoregions: on determinig pattern in aquatic assemblages. Journal of North American Benthological Society, 2000, 19(3): 487-496.

Hawkins, C.P. & Norris, R.H. (2000): Performance of different landscape classifications for aquatic bioassessment: introduction to the series. Journal of North American Benthological Society, 2000, 19(3): 367-369.

Illies, J (Hrsg.) (1978): Limnofauna Europaea. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam: 532 pp.

Mader, H., Steidl T. & Wimmer, R. (1996): Abflussregime österreichischer Fließgewässer. Umweltbundesamt, Wien, Monographien, Bd. 82, 192pp.

McCune, B., & Mefford, M.J. (1999): PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA, 237 pp.

Moog, O., Nesemann, H. & Ofenböck, T. (2001): Österreichs Anteil an den europäischen Ökoregionen - eine “a priori”-Gliederung auf Basis landschaftsprägender Milieufaktoren. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Jg. 53 (2001), Heft 7/8: 204-209.

Moog, O., Schmidt-Kloiber, A., Ofenböck, T. & Gerritsen, J. (im Druck): Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs - eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen.- Wasserwirtschaftskataster, BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Moog, O., Wimmer, R., Stubauer, I., Schmidt-Kloiber, A., Römer, A., Ofenböck, T., Janecek, B., Graf, W., Koller-Kreimel, V. & Chovanec, A. (2002): Vorschläge zur Indikation des „ökologischen Zustandes“ von Fließgewässern durch die benthische wirbellose Fauna in Österreich. DGL - Tagungsbericht der Jahrestagung 2001.

Niklfeld, H. (1993): Pflanzengeographische Charakteristik Österreichs. In: Mucina, L., Grabherr, G. & Ellmauer, T. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Gustav Fischer Verlag, Jena: 43-75.

Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J. & Barbour, M. (2002): Multimetrische Methoden zur Charakteristik des "ökologischen Zustandes" gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie.- DGL - Tagungsbericht der Jahrestagung 2001.

Schmidt-Kloiber, A., Moog., O. & Gerritsen, J. (2001): Die aquatischen Ökoregionen Österreichs - Ergebnisse multivariater Analysen von Makrozoobenthos-Zönosen. Österreichs Fischerei, Jg. 54/2001: 154-161.

Stubauer, I. & Moog, O. (2002): Verfahren zur Anpassung des Saprobiensystems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreich. DGL - Tagungsbericht der Jahrestagung 2001.

Wimmer, R. & Chovanec, A. (2000): Fließgewässertypen in Österreich als Grundlage für die Erarbeitung eines Überwachungsnetztes im Sinne des Anhangs II der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster: 37 pp.

Wimmer, R., Chovanec, A., Gruber, D., Fink, M.H., Moog, O. (2000 a): Umsetzung der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie - Fließgewässertypisierung in Österreich auf der Grundlage abiotischer Kenngrößen.- Österreichs Fischerei 53: 13-21.

Wimmer, R., Chovanec, A., Moog, O., Fink, M.H. & Gruber, D. (2000 b): Abiotic Stream Classification as a Basis for a Surveillance Monitoring network in Austria in Accordance within the EU Water Framework Directive.- Acta hydrochim. hydrobiol. 28 (2000) 4: 177-184.

Vorschläge zur Indikation des „ökologischen Zustandes“ von Fließgewässern durch die benthische wirbellose Fauna in Österreich

Moog Otto[*)], Wimmer Reinhard[**)], Stubauer Ilse[*)], Schmidt-Kloiber Astrid[*)], Römer Andreas[*)], Ofenböck Thomas[*)], Janecek Berthold[*)], Graf Wolfram[*)], Koller-Kreimel Veronika[***)] und Chovanec Andreas[****)]

[*)] Universität für Bodenkultur Wien, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur (Vorstand: o. Univ. Prof. Dr. Mathias Jungwirth), Max-Emanuel-Straße 17, A-1180 Wien, Österreich. Kontakt (email): ottomoog@edv1.boku.ac.at; [**)] Büro Orca, A-1080 Wien, Lerchenfelderstraße 46/4/46; [***)] Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft; A-1030 Wien, Marxergasse 2; [****)] Umweltbundesamt Wien; A-1090 Wien, Spittelauer Lände 5.

Keywords: Bioregionen, Fließgewässer, Makrozoobenthos, multimetrische Methoden, saprobieller Grundzustand, Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung:

In der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) kommt der benthischen wirbellosen Fauna die Stellung einer „biologischen Qualitätskomponente“ zur Beurteilung des „ökologischen Zustandes“ von Gewässern zu. Im Gegensatz zu dem starr definierten vierstufigen Bewertungssystem der saprobiellen Gewässergüte orientiert sich künftig - vergleichbar dem Ansatz der ökologischen Funktionsfähigkeit - die Gewässerbewertung an einem Referenzbedingungs-Prinzip. Im Vergleich zu einem Leitbild natürlichen oder möglichst naturnahen Zustandes sind die Auswirkungen menschlicher Nutzung auf eine Gewässerstrecke zu bewerten und einer von fünf ökologischen Zustandsklassen zuzuordnen.

Für die Umsetzung der WRRL ergeben sich aus Sicht der in Österreich gepflogenen Praxis zahlreiche methodische Adaptationen und Neuerungen. Vorliegender Artikel fasst für die benthische wirbellose Fauna den Stand der Arbeiten zu folgenden Themen zusammen: Eignung von Ökoregionen und regionalen Gebietseinheiten (Fließgewässer-Naturräume, Fließgewässer-Grundtypen, Bioregionen) als flächenbezogene „Gewässer-Typen“; Adaptation des Saprobiensystems an die Vorgaben der WRRL; multimetrische Methodenentwicklung zur integrativen biologischen Indikation des ökologischen Zustandes.

Flächenbezogene typologische Grundlagen:

Die WRRL gibt im Annex II als typologisches Grundelement die Einteilung Europas in Ökoregionen, im Sinne der zoogeografischen Regionen von ILLIES (1978), vor. Für eine weitergehende typologische Charakteristik der Gewässer steht eine Kriterienauswahl nach System A oder B zur Verfügung. Eine a priori Auswertung geoökologischer Milieufaktoren im Expertenkonsens wurde durch die multivariate Analyse von Makrozoobenthos-Zönosen mittels „non-metric multidimensional scaling“ (NMS) bestätigt und belegte Anteile Österreichs an vier **Ökoregionen** (Gebietsnummer nach ILLIES 1978): „Alpen“(4), „Zentrales Mittelgebirge“(9),

„Ungarische Tiefebene“(11), „Dinarischer Westbalkan“(5), sowie Einflüsse der zwei Ökoregionen „Italien“(3) und „Karpaten“(10), (MOOG et al. 2001, SCHMIDT-KLOIBER et al. 2001).

Im Hinblick auf die Notwendigkeit zur Kennzeichnung von zönotischen Kenngrößen für Referenzbedingungen ist die Skalierung der Ökoregionen zu großflächig angelegt, um die strukturelle und biologische Vielfalt der österreichischen Gewässerlandschaft ausreichend genau zu erfassen. Daher nahmen FINK et al. (2000) in einem ersten Schritt eine a priori Unterteilung Österreichs in 40 **Fließgewässer-Naturräume** auf Basis geoökologischer Milieufaktoren vor (z. B. Ökoregion, geologischer Untergrund, Klimafaktoren, Relief, Abflussregimetypen, hydrographische Einzugsgebiete und Vegetations-Höhenstufen).

In einem weiteren Arbeitsgang wurde aufbauend auf den Ökoregionen, Fließgewässer-Naturräumen und anderen typologischen Kriterien ein erster Vorschlag für eine abiotische Fließgewässertypisierung gemäß den Vorgaben des Anhang II der WRRL erstellt. Dabei wurden ein Set von 17 **Fließgewässer-Typregionen** und 9 Sondertypen („große Flüsse“) identifiziert (WIMMER & CHOVANEC 2000; WIMMER et al. 2000 a und b).

Als nächster Schritt wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Umweltbundesamtes Wien versucht, diesen Vorschlag aus biologischer Sicht zu überprüfen. Unter besonderer Berücksichtigung der Ökoregionen und Fließgewässer-Naturräume wurde die Eignung der Fließgewässer-Typregionen als räumlich-typologisches Charakteristikum zur Beschreibung von Leitbild-Zönosen näher untersucht. Durch multivariate Analysen (NMS) der Makrobenthos-Fauna wurden die a priori erstellten Regionen im Hinblick auf biozönotische Ähnlichkeiten analysiert. Entsprechend den Ergebnissen wurden die a priori Regionen als Gebiete ähnlicher Benthoszönosen belassen, zusammengefasst oder aufgesplittet, und als aquatische **Bioregionen** ausgewiesen. Bioregionen wurden als in bezug auf Milieufaktoren und Organismenstruktur relativ übereinstimmende Landschaftsräume definiert. Innerhalb einer Bioregion sind die Biozönosen möglichst homogen und weisen statistisch belegte Unterschiede zu anderen Bioregionen auf (MOOG et al. im Druck; SCHMIDT-KLOIBER et al. 2002). Für die praktische Anwendung der Gewässerbewertung ergibt sich der Vorteil, dass durch die Ausweisung von Gebietsteilen zu Bioregionen die natürliche Variabilität zahlreicher biologischer Messgrößen (Metrics, Indices etc.) deutlich geringer wird und sich somit die Trennschärfe zur Unterscheidung von Zustandsklassen erhöht. Vergleichbare Auswertungen auf Basis von Phytobenthos, Makrophyten und Fischen Österreichs stehen in Bearbeitung. Nach dem Prinzip des kleinsten gemeinsamen Nenners wird nach Vorliegen aller Informationen gemäß den Vorgaben der WRRL eine endgültige Festlegung der österreichischen Fließgewässertypen, die - unter Berücksichtigung aller biologischen Elemente - auch durch entsprechende Leitbildbiozönosen belegt sind, erfolgen.

Adaptation des Saprobiensystems an die WRRL:

Die Biozönosen und damit der „Gütezustand“ eines unbelasteten Gewässers werden weitgehend vom Gewässertyp geprägt (MOOG 1995 a). Der saprobielle Grundzustand repräsentiert die natürliche Referenzsituation unbelasteter Gewässer in Bezug auf die leicht abbaubare organische Belastung von Fließgewässern (BRAUKMANN 1987). Für die Anpassung des Saprobiensystems an die WRRL wurden innerhalb der Bioregionen, in Übereinkunft mit Vertretern von Bund und Ländern, jene Stellen festgelegt, die einen „Referenzcharakter“ aufweisen. Die Saprobienindices der Referenzstellen wurden auf Grundlage der Einstufungen der Fauna Aquatica Austriaca (MOOG 1995 b) mit der PC-Software „Ecoprof (Version 2.0)“ berechnet. Dem Trend Rechnung tragend, dass die Saprobienindices zumeist mit steigender Seehöhe abnehmen und mit zunehmender Größe des Einzugsgebietes ansteigen, wurden entsprechend System A innerhalb der 15 Bioregionen die Saprobienindices getrennt nach Seehöhenklassen und Einzugsgebietsklassen ausgewertet (STUBAUER & MOOG 2002).

Für die Ausweisung der saprobiellen Grundzustände wurden für alle „Bioregions-Seehöhenklassen-Einzugsgebietsklassen-Typen“ die 75%-Percentil-Werte der Saprobienindices als schlechteste Werte des „sehr guten ökologischen Zustandes“ angegeben. In Regionen mit Defiziten an naturbelassenen Referenzstellen wurde sogar auf den Median der Saprobienindices zurückgegriffen. Die vorgeschlagenen saprobiellen Grundzustände wurden mit Fachkollegen in den Ländern intensiv diskutiert und werden künftig nach bundesweiter Akzeptanz praxistauglich für Anwender in Tabellenform bereitgestellt. Die Ausweisung von saprobiellen Grundzuständen ermöglicht die Anpassung des Saprobiensystems an die leitbildbezogene Vorgangsweise der WRRL. Auf diese Weise kann der Saprobienindex ohne arbeitstechnischen Mehraufwand als eine methodisch einwandfrei funktionierende Kenngröße in das Bewertungsschema der WRRL eingegliedert werden.

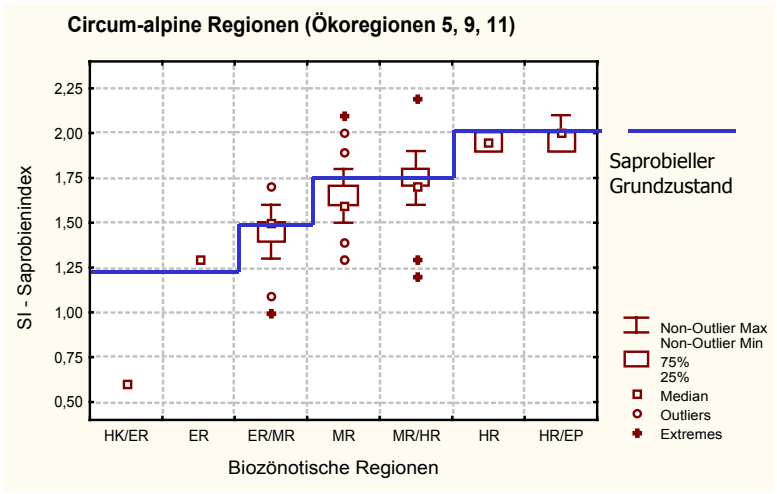


Abb. 1: Verteilung der Saprobienindices von Referenzgewässern aller nicht-alpinen Ökoregionen in Abhängigkeit von der biozönotischen Region

Sollte der vorliegende typologische Ansatz (Typ = Bioregion/saprobieller Grundzustand) nicht für alle anderen biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Phytobenthos, Makrophyten) anwendbar

sein, könnte auch innerhalb der Bioregionen ein längenzonales Ordnungssystem auf Basis von Flussordnungszahlen oder biozönotischen Regionen (früher: Fischregionen) entwickelt werden. Abb. 1 zeigt den Verlauf der saprobiellen Grundzustände entlang des längenzonalen Gradienten vom Quellbach (HK/ER) bis zur Barbenregion (EP).

Integrative biologische Indikation des ökologischen Zustandes durch multimetrische Bewertungsverfahren:

Ein wichtiger Aspekt der gesamtheitlichen Betrachtung ist die Entwicklung eines integrativen Bewertungssystems, das über die traditionelle Beurteilung der saprobiellen Belastung hinaus geht. In enger Zusammenarbeit mit den Verwaltungsstellen des Bundes und der Länder wird gegenwärtig ein multimetrisches Verfahren getestet.

Der für Österreich vorgeschlagene multimetrische Ansatz kombiniert biologische Kenngrößen (Core-Metrics), deren Auswahl nach Aussagekraft gegenüber Stressoren (Diskriminanz), Indikationsebene (Art, Population, Gilde etc.) und Redundanz getroffen wurde. Die methodische Vorgangsweise der Auswahl geeigneter Metrics umfasst folgende Schritte:

1. Test aller grundsätzlich für Österreich plausibel erscheinenden Metrics
2. Auswahl von „Candidate Metrics“ im Hinblick auf ihre Veränderung unter Stress
3. Test der „Candidate Metrics“, Auswahl von „Core-Metrics“ mit hoher Diskriminanzfähigkeit
4. Ausscheiden redundanter Core-Metrics nach Korrelationsanalyse und nach Zugehörigkeit zu Metrics-Typen (BARBOUR et al. 1999; KARR & CHU 1999)

Als aussagekräftige Kenngrößen (Core-Metrics) erweisen sich zum Beispiel: Artenzahl, % Weidegänger & Zerkleinerer, % aktive Filtrierer, % passive Filtrierer, Anzahl EPT-Taxa, % EPT-Taxa, Anzahl und % Ephemeroptera-Arten, Anzahl Plecoptera-Arten, Anzahl Trichoptera-Arten, Anzahl Oligochaeta- & Diptera-Taxa, % Oligochaeta, Saprobitätsindex, % xeno-saprobe Anteile, % oligo-saprobe Anteile, Längen-Zonations-Index, litorale und profundale Valenzen.

Vor der Verwendung von Metrics zur Bildung eines Index wird eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Dadurch wird ausgeschlossen, dass Metricsgruppen, welche unter denselben Beeinträchtigungen redundante Informationen liefern, im Index überbewertet werden. Die Berechnung des Index erfolgt durch einfache Mittelwertsbildung aus den zu Scores umgewandelten Metrics. Da die einzelnen Metrics in den verschiedenen Bioregionen unterschiedliche Aussagekraft besitzen können, wird durch Kombination unterschiedlicher Scores der Index für das jeweilige Untersuchungsgebiet optimiert. Um die Auswahl und Zusammenstellung der Scores pro Index nachvollziehbar zu halten, setzt sich der vorgeschlagene Index nach einem dreistufigen Schema zusammen: 1) Basis-Set aussagekräftiger Scores, die in jeder Bioregion verwendet werden (z. B. #EPT, % litorale Valenzen); 2) regionsspezifisches Set von Scores; 3) stressorenspezifisches Set von Scores (z. B. „Verhältnis aktive zu passiven Filtrieren“ bei Einfluss von Stauhaltungen). Eine Darstellung der methodischen Vorgangsweise geben OFENBÖCK et al. (2002).

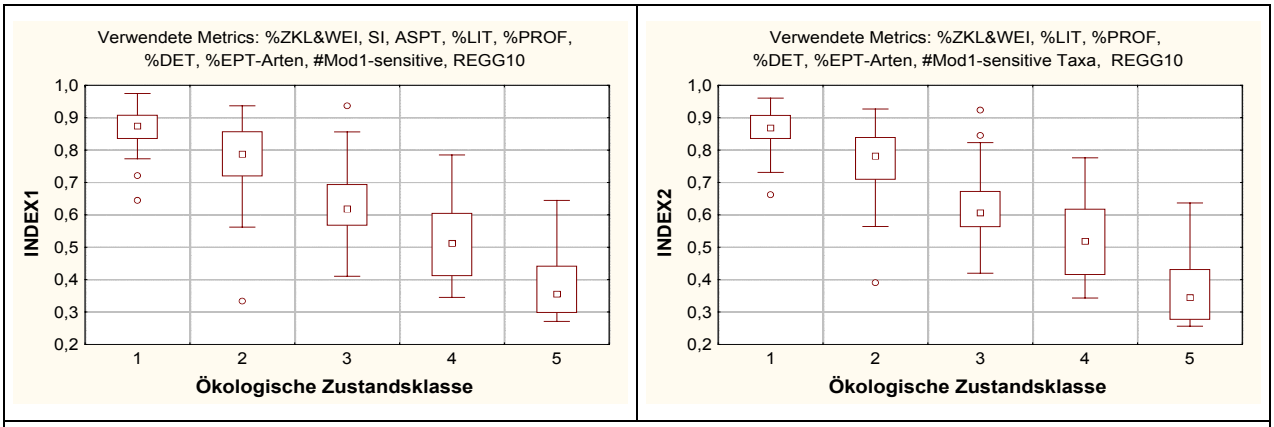


Abb. 2: Box&Whisker–Plots der multimetrischen Indices: Granit- und Gneisgebiet der böhmischen Masse; saprobieller Grundzustand: 1,75. Index 1: Verwendung aller Core-Metrics; Index 2: ohne SI und ASPT

Abbildung 2 zeigt beispielhaft zwei Indices. Im ersten Fall werden neun Scores zur Berechnung herangezogen. Im zweiten Beispiel werden die beiden Scores, welche den saprobiellen Zustand widerspiegeln (Saprobienindex, ASPT) ausgeklammert. Dies soll der Administration die Möglichkeit geben, parallel zur multimetrischen Vorgangsweise auch hinkünftig die traditionelle Bewertung der saprobiellen Belastung vornehmen zu können. Dadurch kann der Saprobienindex ohne Redundanz in die Beurteilung des ökologischen Zustandes einbezogen werden. Aus Abbildung 2 geht hervor, dass die Aussagekraft des multimetrischen Index auch ohne saprobielle Zeigerwerte grundsätzlich erhalten bleibt. Spielt allerdings neben anderen Stressoren die organische Belastung eine wichtige Rolle, wird die Trennschärfe geringer.

Zusammenfassung

Die Gewässerbewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie ist an einem Referenzbedingungs-Prinzip ausgerichtet: im Vergleich zu einem Leitbild natürlichen oder möglichst naturnahen Zustandes sind die Auswirkungen menschlicher Nutzung auf eine Gewässerstrecke zu bewerten und einer von fünf ökologischen Zustandsklassen zuzuordnen. In Sinne der methodisch unverzichtbaren Typenerstellung wurden in Österreich in einem a priori Prozess Auswertungen geoökologischer und anderer Milieufaktoren für die Ausweisung von Fließgewässer-Typregionen unter besonderer Berücksichtigung der Ökoregionen und Fließgewässer-Naturräume herangezogen (FINK et al. 2000, MOOG et al. 2001, WIMMER & CHOVANEC 2000, WIMMER et al. 2000 a und b). Die Aussagekraft dieser räumlich typologischen Einteilungen auf die Zusammensetzung makrozoobenthischer Zönosen wurde in einer a posteriori Vorgangsweise durch multivariate Analysen („non-metric multidimensional scaling"; NMS) untersucht. Die Ökoregionen nach WRRL werden einwandfrei bestätigt, erweisen sich allerdings hinsichtlich der österreichischen Gegebenheiten als zu großflächige Gebietseinheiten, um die Vielfalt der Benthos-Zönosen für indikatorische Zwecke hinreichend einzugrenzen (SCHMIDT-KLOIBER et al. 2001). Durch weiterführende NMS-Analysen der Fließgewässer-Naturräume und Fließgewässer-Typregionen konnten 15 aquatischen Bioregionen ausgewiesen werden, die als aussagekräftige räumlich-typologische Einheiten mit vergleichsweise homogenen MZB-Zönosen fungieren. Auf Grundlage dieser Bioregionen wurden

die saprobiellen Grundzustände von Gewässertypen, metrische Kenngrößen und multimetrische Indices festgelegt.

Neben der Eingliederung des Saprobiensystems in das künftige leitbildorientierte fünfstufige Zustandsschema wurde für die Mehrzahl der makrozoobenthisch belegten aquatischen Bioregionen Österreichs ein multimetrischer Index zur integrativen Beschreibung der ökologischen Zustandsklassen gemäß WRRL entwickelt. Zusätzlich zu den im System A angeführten Typisierungsparametern erweist sich - im Hinblick auf eine Gewässertypisierung nach System B - eine Untergliederung der Bioregionen nach saprobiellen Grundzuständen, Flussordnungszahlen oder biozönotischen Regionen grundsätzlich für eine Typenbildung als praxistauglich. Auf diese Weise würde bei überschaubarer Typenanzahl eine handhabbare Grundlage geschaffen, das Resultat der makrozoobenthischen Indikation mit den Ergebnissen der übrigen Qualitätselemente zu einer Gesamtbeurteilung zu verschneiden.

Literatur

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER & J.B. STRIBLING (1999): Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

BRAUKMANN, U. (1987): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie.- Arch. Hydrobiol./Beiheft 26: 355 pp.

FINK, M.H., O. MOOG & R. WIMMER (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs.- Umweltbundesamt, Monographien Bd. 128, 110 pp., Wien.

ILLIES, J. (Ed.) (1978): Limnofauna Europea. 2., überarbeitete und ergänzte Auflage.- G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam.

KARR, J.R. & E.W. CHU (1999): Restoring life in running waters. Better biological monitoring.- Island Press, Washington D.C; Covelo, California; 206 pp. ISBN 1-55963-674-2.

MOOG, O. (1995 a): Ausgewählte Aspekte der Gewässerökologie im Rahmen dezentraler Lösungen der Abwasserreinigung.- Wr. Mitt. 124: 163-191.

MOOG, O. (ED.) (1995 b): Fauna Aquatica Austriaca.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

MOOG, O., A. SCHMIDT-KLOIBER, T. OFENBÖCK & J. GERRITSEN (im Druck): Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs - eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

MOOG, O., H. NESEMANN & T. OFENBÖCK (2001): Österreichs Anteil an den europäischen aquatischen Ökoregionen - eine „a priori"-Gliederung auf Basis landschaftsprägender Milieufaktoren.- Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft Jg. 53, Heft 7/8: 204-209.

OFENBÖCK T., O. MOOG, J. GERRITSEN & M. BARBOUR (2002): Multimetrische Methoden zur Charakteristik des "ökologischen Zustandes" gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie.- DGL Tagungsberichte 2001.

SCHMIDT-KLOIBER A., O. MOOG & J. GERRITSEN (2001): Die aquatischen Ökoregionen Österreichs - Ergebnisse multivariater Analysen von Makrozoobenthoszönosen.- Österreichs Fischerei Jg. 54. 154-161.

SCHMIDT-KLOIBER A., T. OFENBÖCK, O. MOOG & J. GERRITSEN (2002): Aquatische Bioregionen – Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen.- DGL Tagungsberichte 2001.

STUBAUER, I. & O. MOOG (2002): Verfahren zur Anpassung des Saprobiensystems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreich.- DGL Tagungsberichte 2001.

WIMMER, R. & A. CHOVANEC (2000): Fliessgewässertypen in Österreich als Grundlage für die Erarbeitung eines Überwachungsnetzes im Sinne des Anhang II der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wasserwirtschaftskataster, Wien: 1-39.

WIMMER, R., A. CHOVANEC, O. MOOG, M.H. FINK & D. GRUBER (2000 a): Abiotic stream classification as a basis for a surveillance monitoring network in Austria in accordance with the EU water framework directive.- Acta hydrochim. hydrobiol. 28 (4): 177-184.

WIMMER, R., A. CHOVANEC, D. GRUBER, M.H. FINK & O. MOOG (2000 b): Umsetzung der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie - Fließgewässertypisierung in Österreich auf der Grundlage abiotischer Kenngrößen.- Österreichs Fischerei, Jg. 53: 13-21.

Multimetrische Methoden zur Charakterisierung des ökologischen Zustandes österreichischer Fließgewässer gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie

Ofenböck Thomas[*)], Moog Otto[*)], Gerritsen Jeroen[**)] & Barbour Michael[**)]

[*)]Universität für Bodenkultur Wien, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur (Vorstand: o. Univ. Prof. Dr. Mathias Jungwirth), Max-Emanuel-Straße 17, A-1180 Wien, Österreich; tofenboe@edv1.boku.ac.at; [**)] Tetra Tech Inc., 10045 Red Run Blvd., Suite 110, Owings Mills, Maryland 21117, USA; Michael.Barbour@tetratech.com

Einleitung

Multimetrische Bewertungssysteme auf Basis biologischer Kenngrößen (Metrics) werden im U.S. - amerikanischen Raum bereits flächendeckend verwendet (BARBOUR et al. 1999, KARR & CHU 1999, ROSENBERG & RESH 1992, DAVIS & SIMON 1995). In bezug auf die benthische wirbellose Fauna werden Möglichkeiten zum Einsatz multimetrischer Methoden zur Beurteilung des ökologischen Zustandes österreichischer Fliessgewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) beschrieben.

Biologische Maßzahlen und Kenngrössen (Metrics)

Der Begriff "Metric" wird von KARR & CHU (1997) als "*Measurable part or process of a biological system empirically shown to change in value along a gradient of human influence*" definiert. BÖHMER & RAWER-JOST (1999) übersetzen den Metricsbegriff mit biologischer oder biozönotischer Maßzahl. Ein Metric muss den Einfluss eines Stressfaktors auf die Organismengemeinschaft in vorhersagbarer Richtung und Ausmaß anzeigen. Weltweit wird eine Vielzahl an verschiedenen Metrics verwendet, von denen die erfolgversprechendsten für den Einsatz in Österreich überprüft wurden. Als Grundlage für die in der WRRL geforderten „Typen" wird von den 15 Bioregionen Österreichs ausgegangen (SCHMIDT-KLOIBER et al. 2002, MOOG et al. 2002). Für die weitergehende typologische Zuordnung erweist sich der „saprobielle Grundzustand" (natürliche organische „Belastung" ohne anthropogenen Einfluss) als geeigneter Surrogatparameter (STUBAUER & MOOG 2002) der eine Reihe anderer möglicher Kategorisierungskriterien (Einzugsgebietsgröße, Seehöhe, Temperatur etc.) integriert. Für die einzelnen „Typen" werden die Leitbilder geeigneter Metrics erhoben und ihre Reaktion unter Umweltstress getestet. Dazu erfolgt eine Vorklassifizierung des ökologischen Zustandes an den ausgewerteten Gewässerstrecken. Je Bioregion und saprobiellem Grundzustand wird ein multimetrischer Index zur Beschreibung der ökologischen Zustandsklassen gemäß WRRL entwickelt.

Voreinstufung von Probenstellen (Pre-Classification)

Die Prüfung der Diskriminanzfähigkeit von Metrics gründet auf einer Voreinstufung der Probenstellen (Pre-Classification). Diese wird anhand verfügbarer Informationen über den Beeinträchtigungsgrad durchgeführt.

Die Voreinstufung von Probenstellen zu ökologischen Zustandsklassen gemäß WRRL erfolgt hauptsächlich nach folgenden Punkten (Annex 2, Kick-off-meeting, AQEM-Projekt):

- hydrologische Veränderungen (z.B. Aufstau, Restwasser)
- Abwassereinleitungen (Abweichung vom saprobiellen Grundzustand)
- Ökomorphologischer Zustand (z.B. WERTH 1987, SPIEGLER et al. 1989)
- Beeinträchtigungen der Untersuchungsstelle durch Verbauungsmaßnahmen
- Sohle: Bewertung der Sohlsituation (Natürlichkeit der Korngrößenzusammensetzung, Verbauungsgrad)
- Sondertypen (Quellen, Seeausrinne, intermittierende Gewässer, Augewässer etc.) wurden von der Analyse ausgenommen

Auswahl geeigneter Metrics

Die methodische Vorgangsweise der Auswahl geeigneter Metrics umfasst folgende Schritte:

a) Test aller grundsätzlich für Österreich plausibel erscheinenden Metrics
b) Auswahl von „Candidate Metrics" im Hinblick auf ihre Veränderung unter Stress
c) Test der „Candidate Metrics" und Auswahl von Metrics mit hoher Diskriminanzfähigkeit („Core Metrics")

d) Ausscheiden redundanter „Core Metrics“ nach Korrelationsanalyse und nach Zugehörigkeit zu Metrics-Typen (BARBOUR et al. 1999)
e) Umlegung der Metrics in dimensionslose Scores
f) Erstellung von typspezifischen Indices durch Mittelwertbildung aus ausgewählten Scores

Die Basis für die Auswahl aussagekräftiger Metrics bildet eine Analyse der Metrics-Werte in den unterschiedlichen ökologischen Zustandsklassen. Da Metrics nicht in allen geografischen Regionen und Gewässergrößen die selbe Aussagekraft besitzen, bzw. andere Größenordnungen aufweisen können, finden für unterschiedliche Gebiete und Gewässertypen auch unterschiedliche Metrics Anwendung. In vielen Fällen erwiesen sich in Österreich jedoch folgende Kenngrößen (Core-Metrics) als besonders aussagekräftig: Taxazahl, % Zerkleinerer&Weidegänger/Detritusfresser&Filtrierer (RETI), % Zerkleinerer, % aktive Filtrierer, % passive Filtrierer, Anzahl EPT-Taxa, % EPT-Taxa, Anzahl und % Ephemeroptera-Taxa, Anzahl Plecoptera- Taxa, Anzahl Trichoptera- Taxa, Anzahl Oligochaeta & Diptera-Taxa, % Oligochaeta-Taxa, Saprobitätsindex, % xeno-saprobe Anteile, ASPT, BMWP, % oligo-saprobe Anteile, Längen-Zonations-Index, % Litoral&Profundal-Anteile, Anzahl „sensitive Taxa“ (OFENBÖCK, in prep.). Einige Metrics weisen in fast allen Bioregionen eine ausreichend gute Diskriminanzfähigkeit auf und können flächendeckend in Österreich eingesetzt werden. Abbildung 1 zeigt Box & Whisker - Plots am Beispiel des Metrics „EPT-Taxa“ für unterschiedliche Bioregionen.

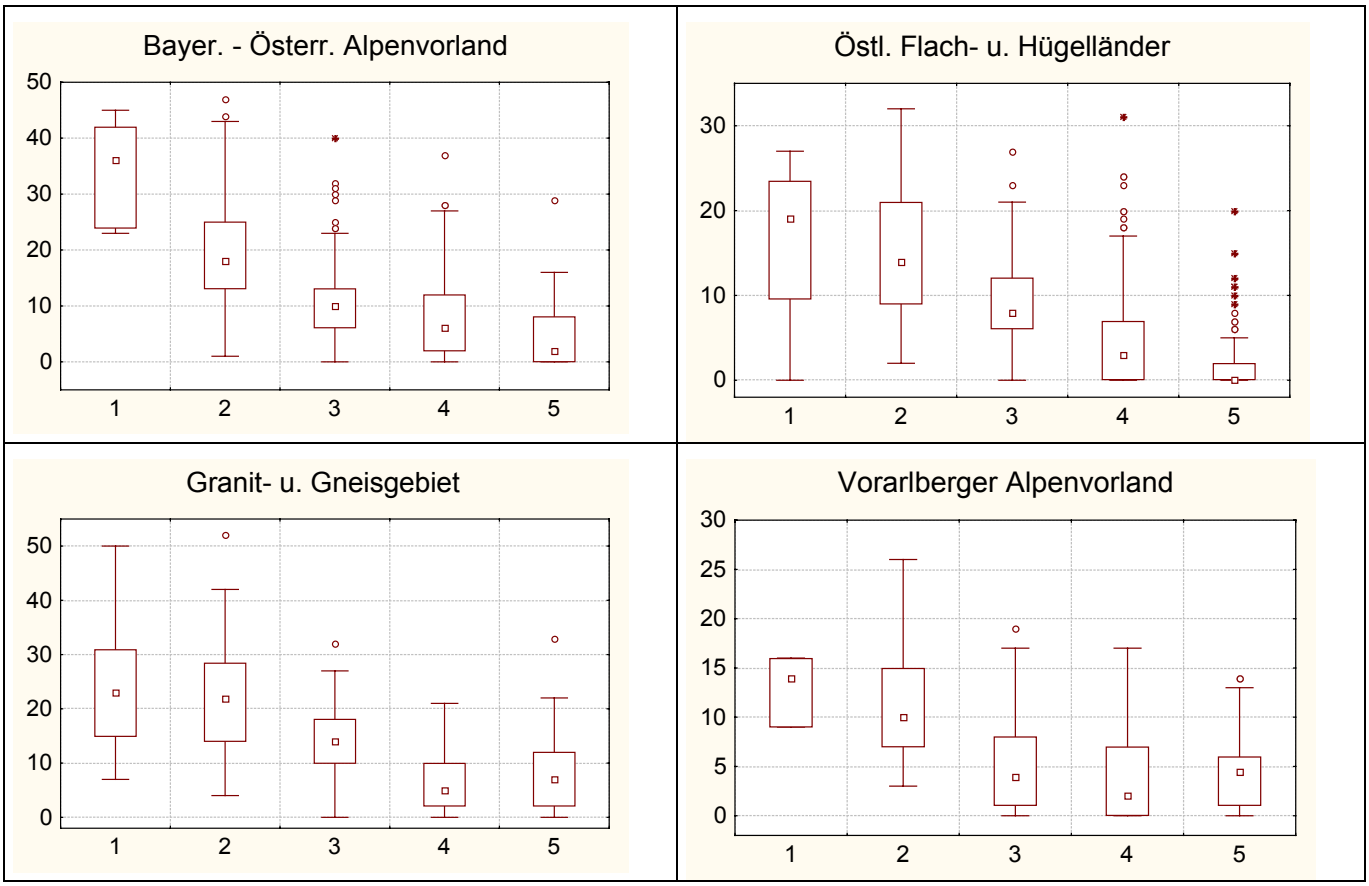


Abbildung 1: Beispiele von Box & Whisker – Plots des Metrics „EPT-Taxa“ in unterschiedlichen Bioregionen in Abhängigkeit von der ökologischen Zustandsklasse 1 bis 5 (x-Achse)

Die Entwicklung eines multimetrischen Indexes wird am Beispiel Bioregion „Granit- und Gneisgebiet der Böhmischen Masse“ näher ausgeführt. 315 Probenstellen mit einem saprobiellen Grundzustand von SI <= 1,75 standen dabei zur Verfügung. 229 Probenstellen konnten bei der Vorklassifizierung den 5 ökologischen Zustandsklassen zugeteilt werden. Die restlichen 86 wurden aufgrund fehlender Informationen bzw. als Sondertypen von der Auswertung ausgenommen.

Es wurden über 80 Metrics getestet, von denen schließlich 22 die Kriterien für Candidate - Metrics erfüllten. Da im vorliegenden Datensatz sowohl qualitative als auch quantitative Aufsammlungen enthalten sind, wurden zur Wahrung einer hohen Zahl von Untersuchungsstellen jene Metrics, welche sich auf flächen/volumsbezogene Werte (z.B. Individuenzahlen) beziehen, ausgeschieden.

Vor der Verwendung von Metrics zur Bildung eines Index wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Bei Metricspaaren, welche unter den selben Beeinträchtigungen redundante Informationen liefern, weil sie Ähnliches messen (z.B. %-Ephemeroptera und %-EPT), wird bei hoher Korrelation einer der beiden Metrics ausgeschieden. Als Richtgrenzwert wurde ein Korrelationskoeffizient von 0,7 festgelegt. Für die endgültige Indexerstellung wurde darauf geachtet, dass sich die ausgewählten Metrics gleichmäßig auf ein vorgegebenes System von Metricstypen verteilen (KARR & CHU 1999). Dadurch wird gewährleistet, dass Stressoren auf unterschiedliche sytematische bzw. funktionelle Ebenen wirken und somit die Auswirkungen einer breite Palette von Gewässer-Beeinträchtigungen aufgezeigt werden können.

Im Granit- und Gneisgebiet ließen sich folgende neun aussagekräftigen Core-Metrics ermitteln: Saprobienindex, % Detritusfresser, % Zerkleinerer & Weidegänger / Detritusfresser & Filtrierer (RETI), Anzahl „sensitiver Taxa“, % EPT-Taxa, Längen-Zonations-Index (REGG10), % Profundal-Anteile, % Litoral-Anteile und gewichteter ASPT. In Abbildung 2 sind beispielhaft Box & Whisker – Plots von 4 Metrics dargestellt.

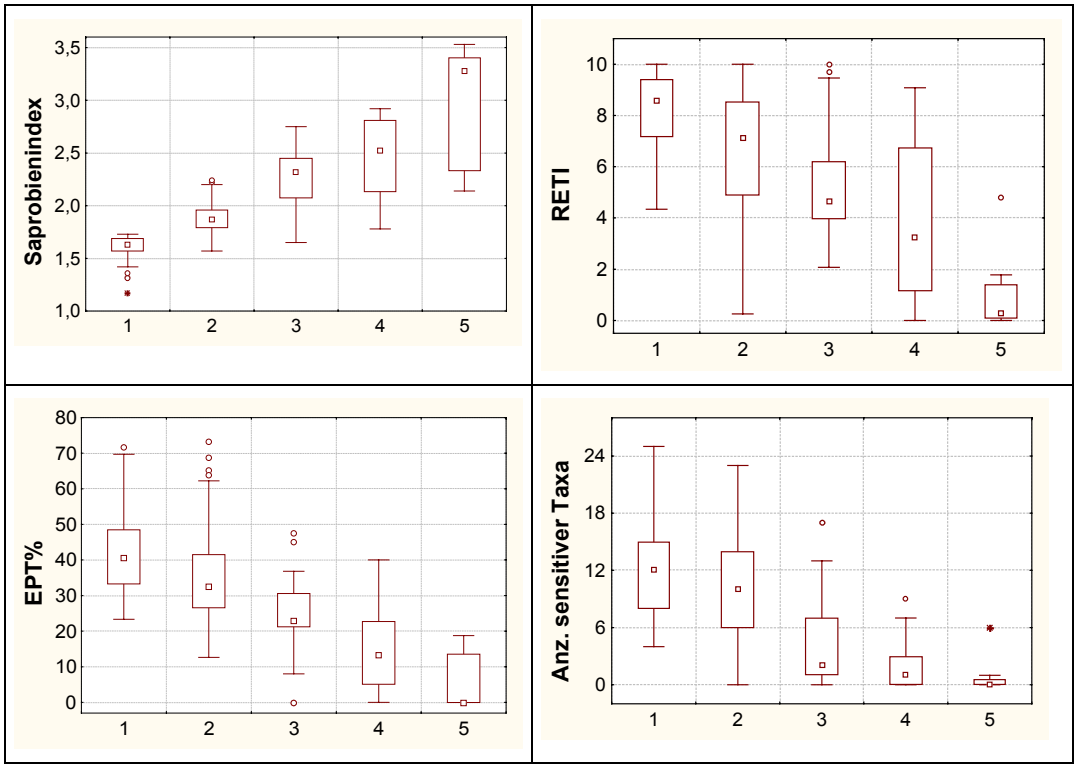


Abbildung 2: Beispiele von Box & Whisker – Plots einiger Core-Metrics in Abhängigkeit von der ökologischen Zustandsklasse 1 bis 5 (x-Achse)

Umlegung der Core Metrics in Scores und Berechnung eines Index

Metrics können Prozentsätze (z.B. % EPT), raum- oder zeitbezogene Werte (z.B.: Individuen/m²) oder auch dimensionslose Zahlen (z.B.: Saprobienindex) sein und demzufolge unterschiedlichste Skalierungen aufweisen (vgl. Ordinate in Abb. 2). Zur Entwicklung eines integrierenden Index ist daher eine Standardisierung der „Core-Metrics“ durch eine Transformation in dimensionslose „Scores“ nötig. Diese Normierung setzt voraus, dass jedem Metric die selbe Aussagekraft und Bedeutung zuerkannt wird (z.B.: gleiche Gewichtung) und dass 50 % Änderung des Wertes eines Metrics die selbe Bedeutung für die Beurteilung hat wie 50 % Änderung in jedem anderen verwendeten Metric. Diese Vorgangsweise ist auch eine grundlegende Anforderung an die Interkalibrierung von (unterschiedlichen) Indices in verschiedenen Regionen.

Das Scoring - Kriterium für jeden Metric basiert auf der Verteilung der Werte in den Probenstellen, welche möglichst viele Stellen mit Referenzcharakter beinhalten sollen. Die 95%-Percentile wird als Grenze genommen, um extreme Ausreißer (outlayer) zu eliminieren. Von dieser oberen Percentilgrenze ausgehend, kann der Bereich des Metricwertes als ein Prozentsatz der 95 % Percentile standardisiert werden, der den Bereich für die Scores bildet. Werte, welche nahe der 95 % Percentile liegen, bekommen einen höheren

Score; Werte, welche weiter von dieser Obergrenze entfernt liegen, entsprechend niedrige Scores. Für Metrics, welche unter Beeinträchtigung steigen („reverse“ Metrics) wird analog die 5 % Percentile zur Abtrennung von Ausreißern und zur Bildung von Scores herangezogen.

Die Berechnung des Index erfolgt durch einfache Mittelwertsbildung aus den ausgewählten Scores. Durch Kombination unterschiedlicher Scores wird der Index für das jeweilige Untersuchungsgebiet optimiert (Abbildung 3).

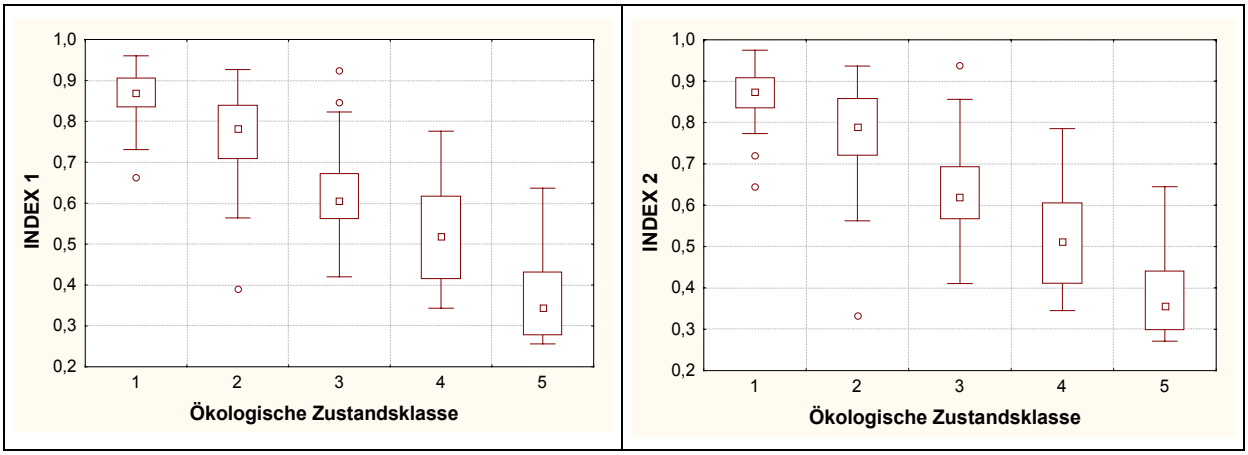


Abbildung 3: Box & Whisker - Plots der ermittelten Indices. Links: bei Verwendung aller Core-Metrics, rechts: ohne SI und ASPT

Im vorliegenden Beispiel sind zwei Indices dargestellt. Im ersten Fall werden alle neun aus den oben genannten Metrics gebildeten Scores zur Berechnung herangezogen. Im zweiten Beispiel werden jene Scores, welche den saprobiellen Zustand widerspiegeln (Saprobienindex, ASPT), ausgeklammert. Dies soll der Administration die Möglichkeit offen halten, parallel zur multimetrischen Vorgangsweise auch hinkünftig die traditionelle Bewertung der saprobiellen Belastung vornehmen zu können. Nur auf diese Weise kann der Saprobienindex in die Beurteilung des ökologischen Zustandes ohne Redundanz einbezogen werden. Aus Abbildung 3 geht hervor, dass der Index in diesem Beispiel nicht vom saprobiellen Zustand, respektive der saprobiologischen Einstufungen der vorgefundenen Taxa, dominiert wird, obwohl neben anderen Stressoren auch die organische Belastung in den Probenstellen eine wesentliche Rolle spielt. Allerdings ist dieser Vorgang mit einer Verminderung der Trennschärfe verbunden.

Zuordnung der Indexwerte in Zustandsklassen

Mittels post hoc Tests (Duncan Test, Bonferroni, HSD etc.) wird überprüft, ob sich die Indexwerte der fünf ökologischen Zustandsklassen signifikant unterscheiden.

Die ermittelten Bandbreiten der unterschiedlichen Beeinträchtigungsklassen werden als Grundlage für eine Festlegung von Index - Grenzwerten zur Beurteilung der Beeinträchtigungsstärke herangezogen. Hierzu gibt es verschiedenste Vorgangsweisen (vgl. BARBOUR et al. 1999). Im Beispiel wird die in der WRRL vorgegebene Klassifizierung in eine 5-stufige Skala gewählt, wobei als Untergrenze der jeweiligen Zustandsklassen die 25 % Percentile herangezogen wird. Bei der Abgrenzung der Zustandsklassen 4 und 5 wird jedoch die 75 % Percentile der Zustandsklasse 5 als Grenzwert festgelegt, da diese die 25 % Grenze der Zustandsklasse 4 überragt (Abbildung 4).

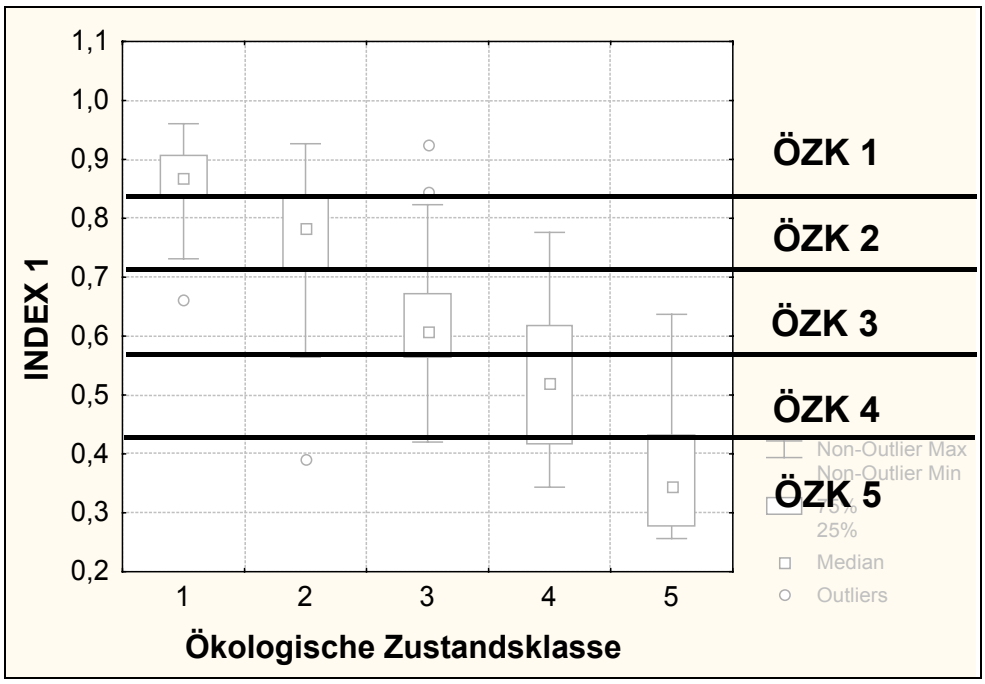


Abbildung 4: Festlegung der Grenzwerte für die einzelnen ökologischen Zustandsklassen (ÖZK) für die Bioregion „Granit- und Gneisgebiet der Böhmischen Masse"; saprobieller Grundzustand 1,75

Beurteilung des ökologischen Zustandes von Probenstellen aufgrund des Indexwertes

Die Beurteilung von Probenstellen erfolgt durch Ermittlung des Summenindex - Wertes, der dann einer ökologischen Zustandsklasse zugeteilt werden kann. Im vorliegenden Beispiel werden folgende Klassengrenzen vorgeschlagen:

Zustandsklasse	Indexwert
1	**> 0,83**
2	**> 0,72 – 0,82**
3	**> 0,57 – 0,72**
4	**>0,42 - 0,57**
5	**< 0,42**

Zusammenfassung und Diskussion

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass in Österreich eine Gewässerbewertung auf Basis der makrozoobenthischen Lebensgemeinschaft durch multimetrische Methoden durchaus erfolgsversprechend und zielführend ist. Die Resultate liefern eine schärfere und umfangreichere Beurteilung als die Bewertung durch einzelne Kenngrößen allein. Ein großer Vorteil der multimetrischen Methode ist, dass - ohne Mehraufwand bei Feld- und Laborarbeit - eine präzisere Beurteilung des Gewässerzustandes unter Berücksichtigung einer breiteren Palette von Umweltstressoren möglich ist.

Ein hier nicht näher dargestellter Vergleich der Diskriminanzfähigkeit von Metrics in unterschiedlichen Bioregionen zeigt, dass eine individuelle Indexerstellung unumgänglich ist. Grundsätzlich zeigt sich in Österreich, dass in Mittelgebirgen und tieferen Lagen (bei höherem saprobiellen Grundzustand) eine schärfere Abtrennung von Zustandsklassen möglich ist, als in höheren Lagen (bei niedrigerem saprobiellen Grundzustand). Die Ursache dürfte darin liegen, dass in den Berglagen wegen der niedrigen Temperaturen und dem meist hohen Gefälle auch bei Beeinträchtigungen oftmals eine hohe Sauerstoffsättigung erhalten bleibt bzw. die Strömung als dominierender ökologischer Faktor den Einfluss von Umweltstressoren maskiert. Beispielsweise fällt dadurch bei gleichartiger Beeinträchtigung ein Rückgang von EPT-Taxa wesentlich geringer aus als in tieferen Lagen. Weiters können Metrics bei unterschiedlicher Art der Beeinflussung unterschiedlich reagieren. Insbesondere Verbauungsmaßnahmen, welche einen „Rhithralisierungseffekt" bewirken, müssen gesondert bewertet werden. Für die Beurteilung dieser

„Sonderfälle“ wird daher vorgeschlagen, jene Metrics, welche hier nicht oder gegensätzlich reagieren, von der Berechnung auszuklammern.

Da viele Metrics von Art und Qualität der Probennahme, sowie der taxonomischen Präzision abhängen, wird die höchste Trennschärfe mit standardisierten Probennahme- und Auswertungsmethoden (insbesondere Bestimmungsniveau) erzielt (z. B. methodische Vorgangsweise beim Projekt „AQEM“).

Literatur:

AQEM: The Development and Testing of an integrated **A**ssessment System for the **Q**uality of Streams and Rivers throughout **E**urope using Benthic **M**acroinvertebrates; Förderung durch die Europäische Kommission; Contract No.: EVK1-CT 199-00027; Laufzeit 3/2000 – 2/2002.

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, AND J.B. STRIBLING. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Second Edition. EPA/841-B-98-010. U.S. EPA, Office of Water, Washington, D.C

BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B. (1999): Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers. EPA 841-B-99-002.

BÖHMER J. & RAWER-JOST C. (1999): Erarbeitung von Grundlagen und Verfahren zur ökologischen Fließgewässerbewertung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht der Jahrestagung 1999 (Rostock): 131-136. ISBN-Nr. 3-9805678-3-4.

DAVIS, W.S. & SIMON, T.P. (Eds.) (1995): Biological assessment and Criteria: tools for water resource planning and decision making.- Lewis publishers, Boca Raton, Florida: 415pp.

Karr, J.R., & E.W. Chu. 1997. *Biological Monitoring and Assessment: Using Multimetric Indexes Effectively*. EPA 235-R97-001. University of Washington, Seattle: 149pp.

KARR, J.R. & CHU E.W. (1999): Restoring life in running waters: Better biological monitoring. Island Press, Washington, D.C.: 206pp.

MOOG O., WIMMER R., STUBAUER I., SCHMIDT-KLOIBER A., RÖMER A., OFENBÖCK T., JANECEK B., GRAF W., KOLLER-KREIMEL & CHOVANEC A. (2002): Vorschläge zur Indikation des „ökologischen Zustandes“ von Fließgewässern durch die benthische wirbellose Fauna in Österreich. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht der Jahrestagung 2001 (Kiel).

OFENBÖCK, T.: Multimetrische Indices zur Gewässerbewertung in Österreich. Dissertation an der Universität für Bodenkultur, Wien, in prep.

ROSENBERG, D.M. & RESH V.H. (1992) (Eds.): Freshwater biomontoring and benthic invertebrates.- Chapman & Hall: 488pp.

SCHMIDT KLOIBER, A., OFENBÖCK T. & MOOG O. (2002): Aquatische Bioregionen. Beispiele zur Gliederung der Fließgewässerlandschaften Österreichs auf Basis makrozoobenthischer Zönosen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht der Jahrestagung 2001 (Kiel).

SPIEGLER, A., IMHOF G., KATZMANN M. & PELIKAN B. (1989): Strukturökologische Methode zur Bestandsaufnahme und Bewertung von Fließgewässern. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. 34pp + Anhang.

STUBAUER I. & MOOG O. (2002): Verfahren zur Anpassung des Saprobiensystems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreich. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht der Jahrestagung 2001 (Kiel)

WERTH W. (1987): Ökomorphologische Gewässerbewertung. Österr. Wasserwirtschaft 39 (Heft 5/6): 122-128.

Verfahren zur Anpassung des Saprobiensystems an die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Österreich

Stubauer Ilse & Moog Otto
Universität für Bodenkultur Wien, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur (Vorstand: O.Univ. Prof. Dr. Mathias Jungwirth), Max-Emanuel-Straße 17, A-1180 Wien, Österreich
stubauer@edv1.boku.ac.at; ottomoog@edv1.boku.ac.at

Keywords: Saprobiensystem, saprobieller Grundzustand, Leitbild, Makrozoobenthos, Referenzbedingungen, Wasserrahmenrichtlinie

Einleitung:

Im Gegensatz zur traditionellen, starr definierten vierstufigen Bewertungsskala der saprobiellen Gewässergüte orientiert sich künftig die Gewässerbewertung an einem Referenzbedingungs-Prinzip. Nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind die Auswirkungen menschlicher Eingriffe und Nutzungsformen auf eine Gewässerstrecke im Vergleich zu einem Leitbild möglichst natürlichen oder naturnahen Gewässerzustandes zu bewerten. Obwohl die WRRL von einer integrativen Gewässerbewertung ausgeht, die weit über die Aspekte der organischen Belastung hinaus reicht, erscheint eine Eingliederung des seit etwa 40 Jahren erfolgreich angewendeten Saprobiensystems in den WRRL-Ansatz sinnvoll und für die Kontinuität des biologischen Gewässermonitoring als unverzichtbar. Eine leitbildbezogene Bewertung des Makrozoobenthos nach dem Saprobiensystem in ein künftiges fünfstufiges Bewertungsschema der WRRL erfolgt durch Bezugnahme auf saprobielle Grundzustände: die beste saprobielle Gewässergüte eines Gebietes (z. B. Ökoregion, Bioregion) wird durch die saprobielle Situation möglichst naturbelassener Referenzstellen vorgegeben und nicht mehr am starren Schema des xeno-/oligosaproben Zustandes ausgerichtet.

Methode:

Der **saprobielle Grundzustand** repräsentiert die natürliche Referenzsituation unbelasteter Gewässer in Bezug auf die leicht abbaubare organische Substanz von Fließgewässern (BRAUKMANN 1987). Die Biozönosen und damit der „Gütezustand“ eines unbelasteten Gewässers werden weitgehend vom **Gewässertyp** geprägt (MOOG 1995a). Geo-ökologische Faktoren wie geologischer Untergrund, Topographie, Klima und Abflussverhältnisse führen auch ohne saprobielle Belastung zu unterschiedlichen Besiedelungsmustern. Als räumlich-typologische Einheiten zur Analyse der saprobiellen Grundzustände dienen die 15 aquatischen Bioregionen Österreichs, die von vergleichsweise homogenen Makrozoobenthos-Zönosen besiedelt werden (MOOG et al. im Druck).

Datengrundlage und Auswertung

618 Datensätze von Referenzstellen aus 250 Fließgewässern stehen zur Verfügung. Innerhalb der Bioregionen werden in Übereinkunft mit Fachexperten von Bund und Ländern jene Stellen festgelegt, die „Referenzcharakter“ aufweisen. Die Saprobienindices der Referenzstellen werden auf Grundlage der Einstufungen der Fauna Aquatica Austriaca (MOOG 1995b) mit der PC-Software „Ecoprof (Version 2.0)“ berechnet und mit „Statistica for Windows 5.5“ ausgewertet. Um statistisch signifikante Unterschiede oder Ähnlichkeiten zwischen den verwendeten Klassen festzustellen, werden multiple Mittelwertsvergleiche durchgeführt. Bei diesen Tests werden intervallskalierte Variablen (z.B. Saprobienindex) in Bezug auf unabhängige Variablen (z. B. Einzugsgebietsklasse, Seehöhenklasse) einem Mittelwertsvergleich unterzogen (Duncan-Test, Bonferroni-Test).

Grundsätzliche Verteilungsmuster der saprobiellen Grundzustände:

Die Auswertung aller Referenz-Datensätze aus Österreich belegt die Tendenz, dass die Saprobienindices (SI) mit steigender Seehöhe abnehmen (Abb. 1) und mit zunehmender Größe des Einzugsgebietes ansteigen (Abb. 2). Diesem Trend Rechnung tragend werden für jede der 15 Bioregionen die Saprobienindices getrennt nach Seehöhen- und Einzugsgebietsklassen ausgewertet (System A, Annex II der WRRL).

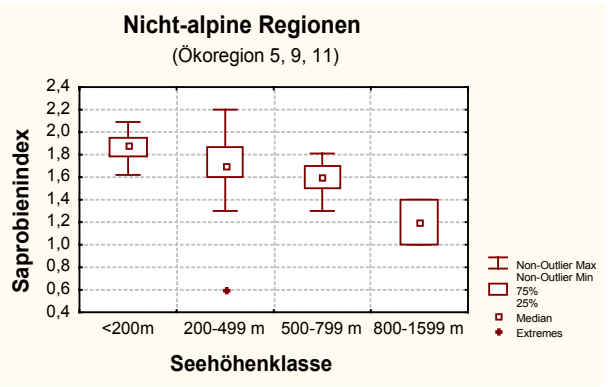


Abbildung 1: Verteilung der Saprobienindices von Referenzgewässern aller nicht-alpinen österreichischen Bioregionen in unterschiedlichen Seehöhenklassen

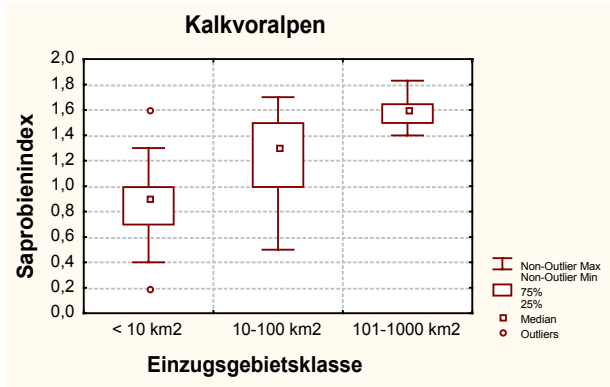


Abbildung 2: Verteilung der Saprobienindices von Referenzgewässern in der Bioregion Kalkvoralpen in unterschiedlichen Einzugsgebietsklassen

Ausweisung der saprobiellen Grundzustände:

Die Festlegung der saprobiellen Grundzustände folgt grundsätzlich den US-amerikanischen Gepflogenheiten (KARR & CHU 1999; BARBOUR et al. 2000): Für alle „Bioregions-Seehöhenklassen-Einzugsgebietsklassen-Typen“ werden die 75%-Percentil-Werte der Saprobienindices als schlechtester Wert des „sehr guten ökologischen Zustandes“ angesehen. In Regionen mit Defiziten an naturbelassenen Referenzstellen wird sogar auf den Median der Saprobienindices zurückgegriffen. Die Ausweisung der saprobiellen Grundzustände erfolgt in

Viertelstufen der traditionellen Gewässergüteklassen (1,0; 1,25; 1,50; 1,75; 2,0). Dazu wird im Expertenkonsens eine Auf- oder Abrundung der Percentil- bzw. Medianwerte zur nächstgelegenen Viertelstufe vorgenommen (siehe Tabelle 1). Der saprobielle Grundzustand repräsentiert somit den höchsten akzeptierbaren Saprobienindex des sehr guten ökologischen Zustandes. In Seehöhen-/Einzugsgebietsklassen ohne verfügbare Referenzstellen wird der saprobielle Grundzustand aufgrund von Expertenmeinungen in Anlehnung an die Verhältnisse ähnlicher Gebiete vergeben.

Die vorgeschlagenen saprobiellen Grundzustände werden mit Fachkollegen in den Ländern intensiv diskutiert und künftig nach bundesweiter Akzeptanz praxistauglich in Tabellenform für Anwender bereitgestellt. Ein Beispiel für die saprobiellen Grundzustände in der Bioregion „Kalkvoralpen" gibt Tabelle 1.

Tabelle 1: Saprobielle Grundzustände in den Einzugsgebiets- und Seehöhenklassen der Bioregion Kalkvoralpen. M: Median; P: 75%-Percentile

Bioregion Kalkvoralpen	**200-499 m**	**500-799 m**	**800-1600 m**
< 10 km²	**≤ 1,25** M 1,0; P 1,3	**≤ 1,25** M 0,75; P 1,0	**≤ 1,25** (Expertenkonsens)
10-100 km²	**≤ 1,5** M 1,3; P 1,4	**≤ 1,5** M 1,3; P 1,5	**≤ 1,5** M 1,4; P 1,5
101-1000 km²	**≤ 1,75** M 1,55; P 1,6	**≤ 1,5** M 1,6; P 1,7	**≤ 1,5** (Expertenkonsens)

Da innerhalb der 15 aquatischen Bioregionen die saprobiellen Grundzustände eine ausgeprägte Abhängigkeit von Seehöhe und Einzugsgebiet aufweisen, würde grundsätzlich für die Ausweisung von Typen die Anwendung von System A im Annex II der WRRL ausreichen. Allerdings ist dieses Typensystem in der wasserwirtschaftlichen Praxis nicht umsetzbar, da die Kombination eine zu hohe Anzahl von Typen ergäbe (z. B. 9 Typen in den Kalkvoralpen, siehe Tabelle 1).

Der Prozess der Typenfindung für österreichische Fließgewässer ist derzeit noch im Gange (OFENBÖCK & KOLLER-KREIMEL 2001). Ohne diesen Arbeiten vorgreifen zu wollen, könnte die Unterteilung der Bioregionen in Gebiete mit gleichen saprobiellen Grundzuständen einen Ausweg zur Einschränkung der Typenanzahl biteten. Am Beispiel der Kalkvoralpen würden drei „Typen" ausreichen. Im Sinne einer breiten Akzeptanz dieser Vorgehensweise gilt es, den typologischen Wert der saprobiellen Grundzustände zu beschreiben. Zwei anerkannte Kenngrößen zur Beschreibung der Flussentwicklung werden im Hinblick auf die Relevanz der saprobiellen Grundzustände als Bezugsgrößen herangezogen. Die auf die Flussordnungszahlen (Strahler-System; Daten aus WIMMER & MOOG 1994) oder biozönotische Regionen bezogenen saprobiellen Grundzustände (abgestufte Linie in Abbildung 3 und 4) folgen dem beschriebenen Trend, wenn auch teilweise nicht direkt in obiges Schema umlegbar.

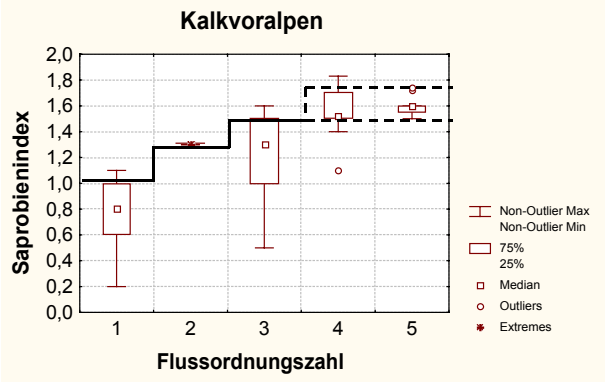


Abbildung 3: Verteilung der Saprobienindices von Referenzgewässern in der Bioregion Kalkvoralpen in Abhängigkeit von der Flussordnungszahl

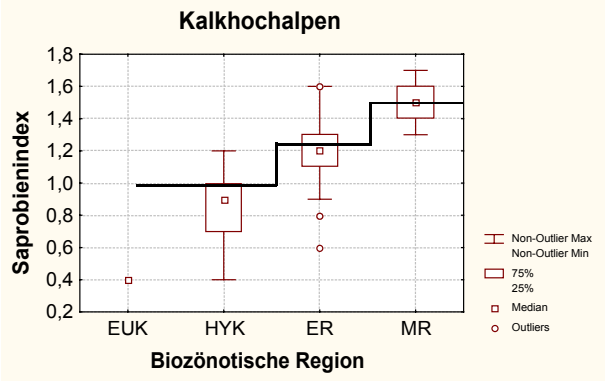


Abbildung 4: Verteilung der Saprobienindices von Referenzgewässern in der Bioregion Kalkhochalpen in Abhängigkeit von der Biozönotischen Region

Die beiden - auf geo-ökologischen (Flussordnungszahlen) und limnologischen Grundsätzen aufbauenden - längenzonalen Charakteristika bestätigen die Eignung der saprobiellen Grundzustände als typologisch verwertbare „Surrogatparameter". Darüber hinaus bleiben Möglichkeiten gewahrt, die Ergebnisse des Makrozoobenthos mit den typologischen Anforderungen der übrigen biologischen Qualitätskomponenten abzugleichen (Phytobenthos, Makrophyten, Fische).

Anpassung der Gewässergüteklassen an das 5-stufige Qualitätsschema der WRRL:

Ausgehend vom saprobiellen Grundzustand wird unter Bezugnahme auf den Abstand der hier nicht näher ausgeführten Interquartilbereiche der Saprobienindices ein Schema zur Abstufung in die ökologischen Zustandsklassen gemäß WRRL vorgeschlagen (Tabelle 2). Der saprobielle Grundzustand gibt die Obergrenze der sehr guten ökologischen Zustandsklasse an. Im Gegensatz zum herkömmlichen, politisch festgelegten Güteziel von Güteklasse II (maximaler SI von 2,25) wird beispielsweise die Obergrenze des „guten ökologischen Zustandes" bei einem Grundzustand von 1,25 bereits bei einem SI von 2,0 erreicht.

Tabelle 2: Schema zur Übertragung der Saprobienindices in die ökologischen Zustandsklassen gemäß WRRL

ökologische Zustandsklasse	**Saprobienindices**				
I - sehr gut	**≤ 1,0**	**≤ 1,25**	**≤ 1,50**	**≤ 1,75**	**≤ 2,00**
II - gut	1,01 - 1,75	1,26 - 2,00	1,51 – 2,10	1,76 - 2,25	2,01 - 2,40
III - mäßig	1,76 - 2,25	2,01 - 2,50	2,11 – 2,60	2,26 - 2,75	2,41 - 2,90
IV - unbefriedigend	2,26 - 2,75	2,51 - 3,00	2,61 – 3,10	2,76 - 3,25	2,91 - 3,40
V - schlecht	> 2,75	> 3,00	> 3,10	> 3,25	> 3,4

Zusammenfassung:

Die Ausweisung von saprobiellen Grundzuständen ermöglicht die Anpassung des Saprobiensystems an die leitbildbezogene Vorgangsweise der WRRL. Auf diese Weise kann der Saprobienindex ohne arbeitstechnischen Mehraufwand als eine methodisch einwandfrei funktionierende Kenngröße in das Bewertungsschema der WRRL eingegliedert werden.

Für die praxistaugliche Umsetzung des Referenzbedingungsprinzips kann den Anwendern eine Tabelle zur Verfügung gestellt werden, die eine schnelle Zuordnung von Gewässerstrecken auf Basis der „Bioregions-Seehöhenklassen-Einzugsgebietsklassen-Typen“ ermöglicht.

Danksagung:

Die vorgestellten Ergebnisse wurden im Zuge des vom österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und Umweltbundesamt Wien durchgeführten Projektes „Erstellung typspezifischer benthoszönotischer Leitbilder österreichischer Fließgewässer“ sowie des von der EU finanzierten Forschungsprojektes AQEM (The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates, Contract No. EVK1-CT-1999-00027) erarbeitet. Wir danken Andreas Chovanec (UBA) und Veronika Koller-Kreimel (BMLFUW), sowie den Mitarbeitern der Arbeitsgruppe „Benthosökologie“ der Abt. Hydrobiologie Wolfram Graf, Berthold Janecek, Thomas Ofenböck, Andreas Römer und Astrid Schmidt-Kloiber für die Unterstützung und Diskussionsbereitschaft.

Literatur:

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER & J.B. STRIBLING (1999): Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

BRAUKMANN, U. (1987): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie.- Arch. Hydrobiol./Beiheft 26: 355 pp.

KARR, J.R & E.W. CHU (1999): Restoring life in running waters: Better biological monitoring.- Island Press, Washington, D.C, 206 pp.

MOOG, O. (1995a): Gewässerbeurteilung und Immissionschutz.- Wr. Mitteilungen 125: C 1-31.

MOOG, O. (ED.) (1995b): Fauna Aquatica Austriaca.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

MOOG, O., A. SCHMIDT-KLOIBER, T. OFENBÖCK & J. GERRITSEN (in Druck): Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs - eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

OFENBÖCK, G. & V. KOLLER-KREIMEL (2001): Der ökologische Ansatz der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- aqua press International , Wien, 6A/2001: 12-14.

WIMMER, R. & O. MOOG (1994): Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer. Umweltbundesamt, Wien, Monographien. Bd. 51: 581 pp.

GEWÄSSERREVITALISIERUNG/-SANIERUNG

BUSCH, D. & ST. TACKMANN: Ergänzung der Strukturgütekartierung im Emschersystem

TACKMANN, ST. & D. BUSCH: Strukturgütekartierung im ländlichen Raum - Bewertungsprobleme an den Sandbächen des Tieflandes

FREY, W.: Der Einfluss naturnaher Umgestaltungsmaßnahmen auf Gewässergüte und Selbstreinigungkraft eines kleinen Fließgewässers

GRÜNERT, U. & M. PUSCH: Gewässer- und auenökologische Grundlagenuntersuchungen zur Sanierung der Spree oberhalb Berlins

TENT, L.: Forelle 2010 - Restrukturieren von Großstadtbächen mit engagierten Bürgern

WICHOWSKI, F.-J. & M. STELZER: Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen eines Langzeitmonitorings (Fischfauna und Gewässerstrukturgüte) in einem Fließgewässersystem des Hessischen Spessarts

LEESE-BARTRAM, S., U. KOSMAC, A. SCHATTMANN & K.-B. KÜHNAPFEL: Gewässerentwicklungsplanung unter Berücksichtigung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in einer durch Bergsenkungen beeinträchtigten Landschaft

HÄMMERLING, R., I. EYDELER & B. NIXDORF: Bestimmung des limnologischen Zustandes der Gewässer und Lokalisierung der Nährstoffquellen im Cybina-Einzugsgebiet

EYDELER, I., R. HÄMMERLING & J. SPIEKER: Praxiserfahrung beim Aufbau eines Flussgebietsmanagements in Polen

HOFMANN, R.: Relationen zwischen bakteriologischen und limnologischen Qualitätsparametern bei den sächsischen Badegewässern

ZAISS, U., TH. SCHMAHL & F. FRUTH: Sanierung eines Badesees, u.a. mit Hilfe eines Pflanzenfilters

Ergänzung der Strukturgütekartierung im Emschersystem

Dieter Busch* & Stefan Tackmann**

* alt : StUA Herten, 45678 Herten, PF, jetzt: Kantstr. 132, 28201 Bremen, Email: DTB_Busch@T-online.de
**alt : Universität Essen, jetzt: Falkenstr. 5, 58553 Halver; Email: Stefan_Tackmann@Yahoo.de

Keywords : Strukturgütekartierung, urbane Gewässer, Kanalisierung, Emscher, Ruhrgebiet, Gewässersanierung

Seit Beginn unseres Jahrhunderts wurden die Emscher und viele ihrer Nebengewässer als Schmutzwassergerinne für die Ableitung der anfallenden Niederschlags-, Brauch- und der unbehandelten Abwassermengen mit Betonschalen technisch ausgebaut. Von den insgesamt ca. 650 km Fließgewässern im Emschersystem sind derzeit etwa 350 km zu einem Netz offener Abwasserkanäle mit Trapezprofil und Sohlverbau, meist mit V-förmigen Betonhalbschalen (z.T. Spundwände) umgebaut worden. Weitere 208 km sind stark begradigt bzw. aufgestaut und abschnittsweise mit massivem Sohl- und Uferverbau versehen.

Mit den ausklingenden Bergsenkungen ist es möglich, das gesamte Emschergebiet abwassertechnisch zu sanieren und anschließend wieder ökologisch funktionstüchtige Fließgewässer herzustellen. Ein großes Programm zur Sanierung der Emscher und ihrer Nebengewässer wurde Anfang der 90er Jahre begonnen. Mit einem Aufwand von ca. vier Milliarden Euro sollen in einem Zeitraum von 25 bis 30 Jahren wieder ökologisch funktionstüchtige Fließgewässer entstehen. Als erstes wird das Kanalnetz umgebaut und durch große Abwassersammler zu den neugebauten Kläranlagen Dortmund-Nord und Bottrop oder der umgebauten Kläranlage Dinslaken ergänzt. Somit werden die Gewässer schrittweise vom unbehandelten Abwasser befreit und anschließend unter Einbeziehung ökologischer Gesichtspunkte neu gestaltet (**BUSCH et al 2000**).

Die Verbesserung der Wasserqualität im Emschersystem durch die Inbetriebnahme der neuen bzw. umgebauten Kläranlagen in Dortmund-Nord und in Bottrop wurde bereits durch das behördliche Messprogramm Emscher-**PLUS** nachgewiesen. Unterhalb der Kläranlagen Dortmund-Nord, Bottrop und Dinslaken wurden bereits im Jahr 2000 wieder anspruchslose Arten des Makrozoobenthos, (*Asellus aquaticus, Gammarus lacustris, Physella acuta, Potamopyrgus antipodarum, Chironomus thummi* und *plumosis*-Gruppe und *Tubifiziden*) nachgewiesen (**BUSCH et al 2001**). Ein erster Schritt zur Wiederbesiedelung der Emscher mit anspruchslosen, widerstandsfähigen Arten, ist somit bereits vollzogen.

Im Rahmen der Gewässerstrukturgütekartierung in NRW wurde auch an der Emscher und ihren Nebengewässern die Morphologie nach der allgemeinen Kartieranleitung erfasst und beurteilt. Bewertungsmaßstab für die Kartierung der Emscher war (nach den Vorgaben des Landes NRW) das Leitbild für einen naturnahen Flachlandfluss. Von diesem Zustand ist die Emscheraue und ihr Umfeld gegenwärtig noch weit entfernt. Der total kanalisierte Fluss verläuft überwiegend durch Regionen, die durch jahrzehntelange industrielle, bergbauliche oder urbane Nutzung geprägt sind.

Naturgemäß ergibt sich für die Abwassergerinne des Emschersystems entsprechend ihrem derzeitigen Ausbauzustand für Sohle und Ufer meist eine Einstufung in die schlechteste Güteklasse 7 („übermäßig geschädigt“), während das Gewässerumfeld überwiegend in die Güteklasse 6 eingestuft werden muss (Abb. 1).

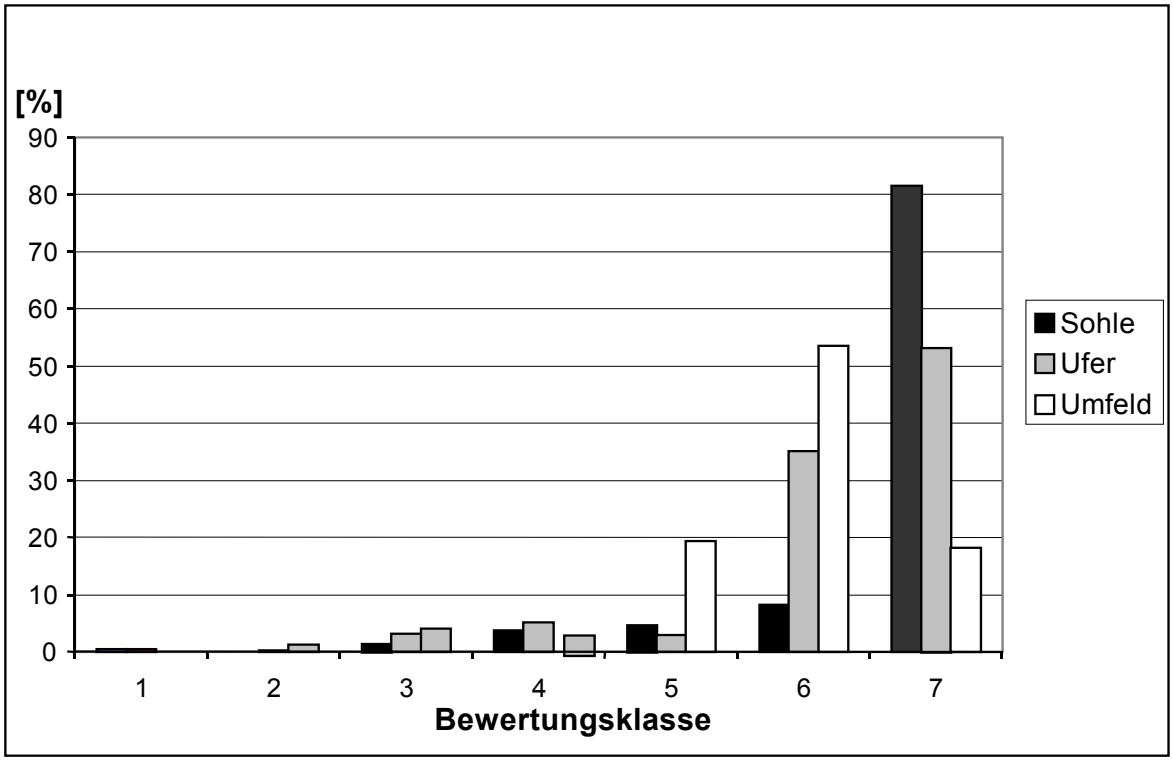


Abb. 1 : Zusammengefasste Ergebnisse der Strukturgütekartierung im Emschersystem. Verteilung der Strukturgüte von allen kartierten Abschnitten der Emscher und kartierten Zuflüsse, unterteilt in die Kategorien Sohlenstruktur, Uferbereich und Gewässerumfeld.

Es war zu erwarten, dass durch eine einfache Kartierung der Strukturgüte der Emscher keine neuen, gut differenzierten Bewertungsgrundlagen für die Umsetzung und Begleitung der laufenden Sanierungsvorhaben erarbeitet werden können, da sich die Emscher und ihre zu Schmutzwasserläufen

umgestalteten Nebengewässer nach der Bewertung (Kartieranleitung) als mehr oder weniger einheitlich rote Bänder dargestellt hätten.

Vor dem Hintergrund der laufenden Sanierung des Emschersystems erschien es notwendig, ergänzend weitere Daten zur jeweiligen Situation der einzelnen Emscherabschnitte und der jeweiligen Umfeldnutzung als Planungs- und Genehmigungsgrundlage zu erheben und auf gesonderten Karten darzustellen. Die Durchführung der Strukturgütekartierung an der Emscher sollte sich daher an den speziellen Bedingungen und Entwicklungsperspektiven dieses Gewässersystems orientieren. In Zusammenarbeit der für die Strukturgütekartierung zuständigen Dezernate der StUÄ Hagen, Duisburg und Herten und der Universität Essen wurden die Grundlagen für eine an dem aktuellen Planungsbedarf orientierte Zusatzkartierung der Emscher erarbeitet. Die eigentliche Kartierung wurde um die Aufnahme zusätzlicher Parameter ergänzt. Auf diese Weise konnte die Grundlage für die behördlichen Genehmigungsverfahren der Emschersanierung weiter verbessert werden. Zusätzlich wurden folgende Kenngrößen aufgenommen und bewertet :

1. Niveauunterschiede im Gewässer und zu den Nebengewässern (Sohlabstürze).

Die Abstürze in Fließrichtung (freier Fluss) werden als positiv (+), nur durch Pumpleistung zu überwindende Niveauunterschiede negativ (-) bewertet. Die kartografische Darstellung ermöglicht eine schnelle Orientierung über die Möglichkeiten zur Gestaltung von frei fließenden Gewässerstrecken und über die Lage von potentiellen Wanderungshindernissen (Wehre, Pumpwerke) für die Wiederbesiedelung des Emschersystems mit einer flusstypischen aquatischen Biozönose.

2. Niveaulage der Emscher gegenüber dem angrenzenden Gelände.

Bei der Kartierung vor Ort und nach Auswertung von Unterlagen der Emschergenossenschaft wurde die Wasserspiegellage der Gewässer (MNQ) gegenüber dem Umland aufgenommen. Bewertung : niveaugleich, 0-2 m; 2-5 m; größer 5 m). Die kartografische Darstellung ermöglicht eine schnelle Orientierung für die Einschätzung von Renaturierungsmöglichkeiten im Umfeld der Emscher. Auf diese Weise können die für eine umfangreichere ökologische Verbesserung geeigneten niveaugleichen Abschnitte der Emscheraue schnell erkannt werden.

3. Aufnahme von visuell erkennbaren punktuellen Einleitungen

Die Lage der vorhandenen Direkteinleitungen wird zur schnellen Orientierung auf der Karte visualisiert**,** um ihre Auswirkungen auf geplante Renaturierungsmaßnahmen schnell berücksichtigen zu können.

4. Querende Bauwerke

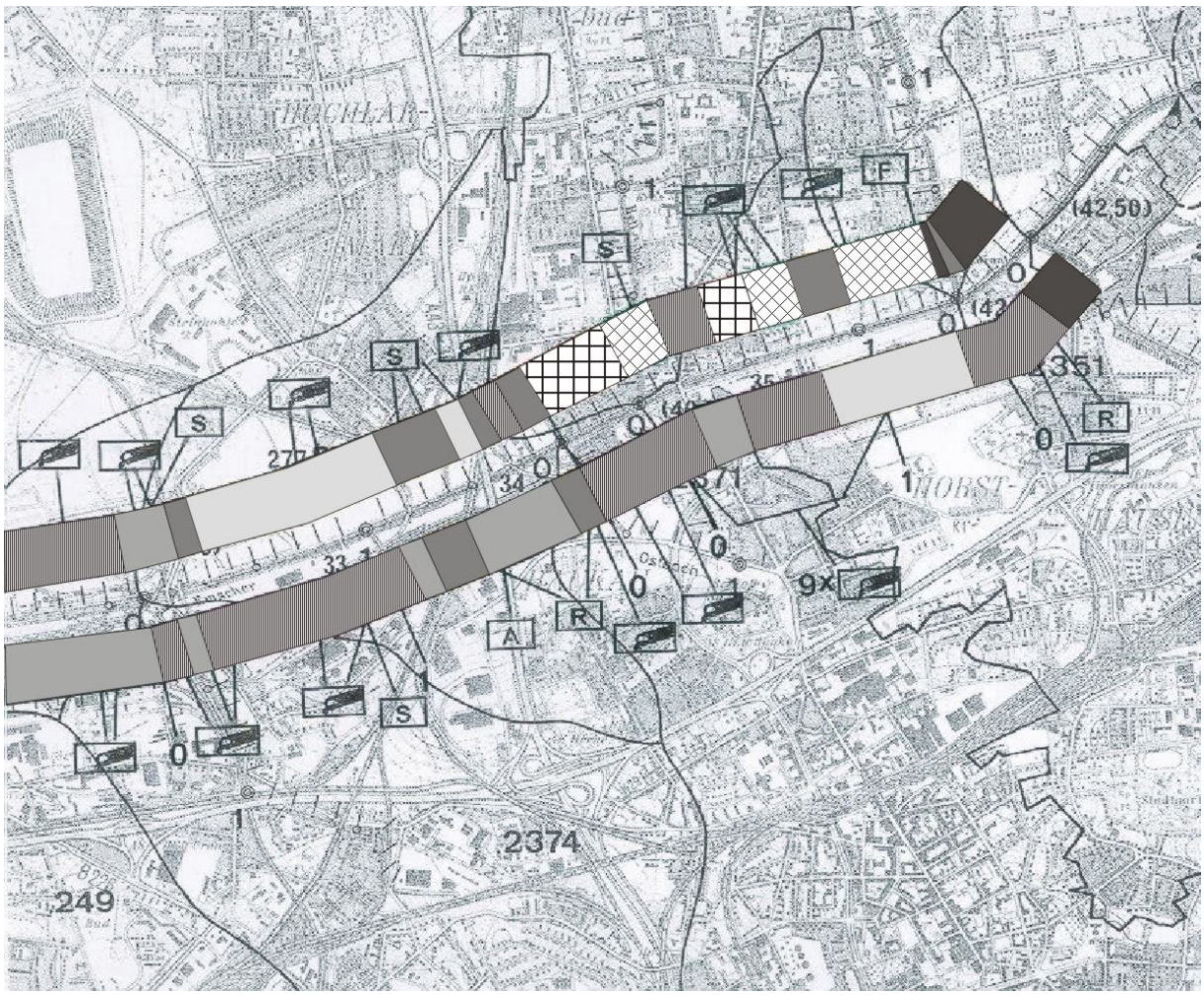
Bauwerke (Verkehrsbrücken, Rohrleitungsbrücken, etc.), die den Abflussquerschnitt der Emscher seitlich (z.B. durch Pfeiler) einengen, und damit auch die Möglichkeiten für eine ökologische Verbesserung der Emscheraue einschränken, werden besonders erfasst.

5. Zwangspunkte für Umbaumaßnahmen.

Erfasst werden Bauwerke nach Typ (z.B. Pumpwerk, Wohngebäude, Industriegebäude, etc.) im unmittelbaren Emscherumfeld, die den Raum für einen möglichen Umbau einengen und die entweder gar nicht oder nur durch sehr umfangreiche Baumaßnahmen beseitigt werden können.

6. Kartierung der Nutzung der Emscheraue.

Eine Klassifizierung des Umfeldes erfolgt nach den Nutzungsgruppen : Industriebebauung, Wohnbebauung, versiegelte Trassen (Verkehrswege), Kleingärten, öffentliche Grünfläche (incl. Wald), Landwirtschaft, Brachfläche und sonstige Flächen (z.B. Halde, Altlasten). In den Abschnitten, auf denen parallel zum linken Ufer der Schifffahrtskanal verläuft, wird der Bereich zwischen Emscher und Kanal betrachtet. Die Emscherabschnitte, deren Umfeld aufgrund ihrer Höhenlage und ihrer gegenwärtigen Nutzung (z.B. öffentliches Grün, Wald, Ackerland, etc.) für die Einbeziehung in Renaturierungsmaßnahmen geeignet sind, werden visualisiert.



Industrieflächen

Öffentl. Grünflächen

Erhöhte und sonst. Flächen

Brachflächen

Wohnbebauung

Landwirtschaftl.Flächen

Grünland

Abb. 2 : Beispiel für eine Zusatzkartierung an der Emscher (Umfeldnutzung) im Bereich der Stadt Gelsenkirchen.

Die Darstellung erfolgt für das linke und rechte Ufer als farbiges Band. In Abb. 2 ist ein Kartenbeispiel für die Umfeldnutzung aus dem Bereich Gelsenkirchen dargestellt. Durch den Steifen auf dem rechten und linken Ufer ist jeweils die Nutzung des Randstreifens dargestellt (siehe Legende). Die erhobenen Daten ermöglichen einen schnellen Überblick und sind somit eine gute Grundlage für die Bearbeitung verschiedener planerischer Fragestellungen im Themenkomplex „Emschersanierung“. Anhand der in Karten visualisierten Daten der Geländemorphologie können die für eine öko-

logischen Verbesserung oder Renaturierung geeigneten Flächen der Emscheraue schnell erkannt werden.

Seit 1990 begleitet das StUA Herten den Emscherumbau mit dem **Emscher-P**rojekt zur **L**angzeit-**U**ntersuchung des **S**anierungserfolges (**Emscher-PLUS**). Dieses Messprogramm erfasst und bewertet sowohl die chemisch-physikalische als auch die biologische Entwicklung der Wasserqualität im Emschersystem (**BUSCH et al 1999, 2001**).

Mit den Ergebnissen der Strukturgütekartierung, der durchgeführten Zusatzkartierung und den Ergebnissen des **Emscher-PLUS** können die gemeinsam von Emschergenossenschaft, Kommunen und Landesbehörden entwickelten Planungen der anstehenden Sanierungs- und Umbaumaßnahmen abgeglichen und überprüft werden. Bei Bedarf können mit den Ergebnissen der Zusatzkartierung leicht zusätzliche, geeignete Flächen für Renaturierungsmaßnahmen erkannt und bei Bedarf in die Genehmigungsverfahren einbezogen werden.

Danksagung: Wir danken allen Mitarbeitern der StUÄ Hagen, Duisburg und Herten, die an der Durchführung der Strukturgütekartierung beteiligt waren. Ein ganz besonderer Dank gilt den Kartierern der Universität Essen, Herrn Armin Lorenz, Herrn Peter Klausmeier, Herrn Andreas Müller und Frau Melanie Lautenschläger.

Literatur :

1. BUSCH,D.; BÜTHER,H.; OSTERMANN,K.; RAHM,H. (2001): Sanierung des Emschersystems - 10 Jahre begleitendes Monitoring. DGL, Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), 283-287.

2. BUSCH,D.; BÜTHER,H.; RAHM,H.; OSTERMANN,K.; THIEL,A. (2001): Emscher – PLUS. Projekt zur Langzeituntersuchung des Sanierungserfolges. Staatliches Umweltamt Herten, Eigenverlag, 169 pp.

3. BUSCH,D.; BÜTHER,H.; RAHM,H. (1999): Die Entwicklung der Wasserqualität als Effekt der Emschersanierung : Grundlage für eine Wiederbesiedelung. DGL, Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1998, Band I, 322-326.

Strukturgütekartierung im ländlichen Raum - Bewertungsprobleme an den Sandbächen des Tieflandes

Stefan Tackmann* **& Dieter Busch****

* alt : Universität Essen, jetzt: Falkenstr. 5, 58553 Halver; Email: Stefan_Tackmann@Yahoo.de
**alt : StUA Herten, 45678 Herten, PF 2062, jetzt: Kantstr. 132, 28201 Bremen, Email: DTB_Busch@T-online.de

Keywords : Strukturgütekartierung, Tieflandgewässer, Sandbach, Bewertung, Münsterland, Nordrhein-Westfalen

In den Jahren 1998 bis 2001 wurden im Auftrag des StUA Herten insgesamt 1258 km Fließgewässer im süd-westlichen Münsterland und im westlichen Ruhrgebiet kartiert (Einzugsgebiete von Ijssel, Lippe und Emscher). Davon lagen ca. 950 km in den ländlichen Gebieten des Münsterlandes (Kreise BOR, COE, RE). Ca. 665 km (≈ 70 %) dieser stark landwirtschaftlich überprägten Gewässer gehörten zum Typus „sandgeprägte Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen“ (im Folgenden kurz : „Sandbach“). Während die Wasserqualität dieser Gewässer mittlerweile nach dem Saprobiensystem wieder die Güteklasse II oder zumindest II-III erreicht hat, ist die Morphologie dieser Gewässer noch immer in einem desolaten Zustand.

Die Bäche und Flüsse des Tieflandes sind wegen des hohen landwirtschaftlichen Nutzungspotentials ihrer Aue im letzten Jahrhundert im Zuge von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen und Flurbereinigung fast vollständig umgebaut worden. Damit liegt im Tiefland von NRW eine ähnlich schlechte Situation wie in den anderen Bundesländern (z.B. Schleswig-Holstein, Niedersachsen) vor. Die Strukturgüte der erfassten Gewässer befindet sich überwiegend im Zustand der Güteklassen 5 (GK 5, merklich geschädigt) und 6 (GK 6, stark geschädigt). Natürliche oder naturnahe Gewässerabschnitte (GK 1 & 2) sind fast völlig verschwunden und nur im Ausnahmefall auf wenigen, kurzen Gewässerabschnitten erhalten. Ein Überblick über die Ergebnisse der Strukturgütekartierung für das süd-westliche Münsterland gibt die Abb. 1.

Die Bewertungsgrundlage der Kartierung wurde ursprünglich an den Gewässern der Mittelgebirge entwickelt und für ganz NRW modifiziert (**Friedrich et al 1998**). Für die Gewässersohle werden hierbei die Parameter Laufentwicklung, Längsprofil und Sohlenstruktur betrachtet. Die Bewertung der Kartieranleitung stützt sich auf die Berechnung von Indices für verschiedene Hauptparameter durch die eingesetzte Kartiersoftware. Es stellte sich heraus, dass ihre Anwendung für die Gewäs-

sersohlen der Tieflandgewässer problematisch ist. Die Kartieranleitung fordert für eine gute Bewertung unter anderem eine hohe Substratdiversität. Diese wird als „sehr groß“ nur dann eingestuft, wenn mehr als drei Substrattypen vorhanden sind und diese zudem von einem vielfachen und starken Wechsel geprägt werden.

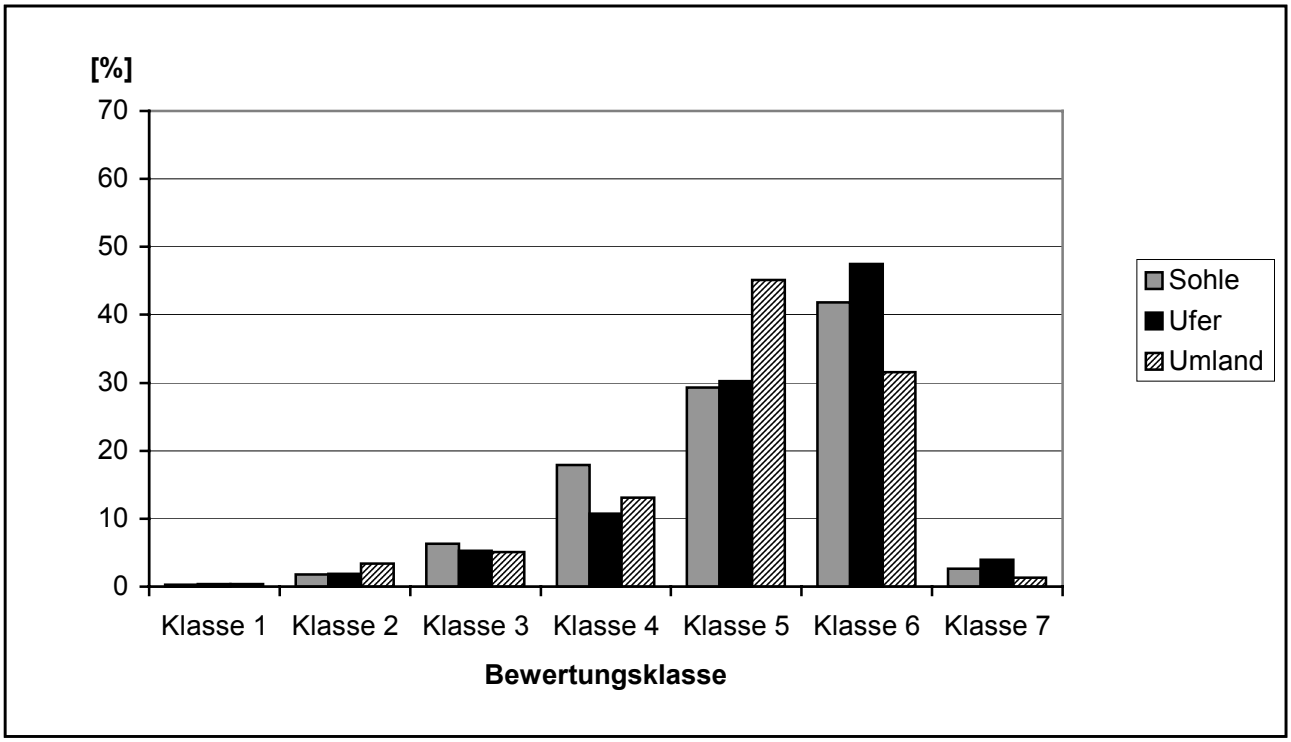


Abb. 1 : Zusammengefasste Ergebnisse der Strukturgütekartierung im süd-westlichen Münsterland für 665 km kartierte Sandbäche. Dargestellt sind jeweils die prozentualen Anteile der Güteklassen aufgeteilt nach Gewässersohle, Ufer und Gewässerumfeld.

Diese Vorgabe wird den natürlichen Gegebenheiten der Tieflandgewässer nicht gerecht. Sandbäche weisen auch im Urzustand typischerweise eine geringe Substratdiversität des Gewässerbettes auf. Es besteht natürlicherweise überwiegend aus Sand, aus Totholz und in weniger stark durchströmten Bereichen auch aus abgelagertem organischen Detritus. Die für die Güteklasse 1 oder 2 erforderliche „sehr große Substratdiversität“ von mehr als drei Substrattypen wird somit selbst von den Leitbildern nicht erreicht. Damit führt die Kartieranleitung auch beim Erhalt der natürlichen Gewässersohle nicht zur Einstufung in die beste Güteklasse, da hier eine größere Anzahl von Substrattypen vorhanden sein müsste.

Im westlichen Münsterland bestehen die Gewässersohlen der stark degradierten Sandbäche nur aus Sand. Totholz fehlt fast immer und organischer Detritus ist mangels Stillwasserzonen nur spärlich vorhanden. Somit erreichen diese Bäche nach der Kartieranleitung automatisch nur die Güteklasse 6. Real ist aber eine derart schlechte Einstufung nur bei Sohlverbau gerechtfertigt. Ausgehend vom

Leitbild des „Sandbaches“ musste regelmäßig eine von der Indexberechnung abweichende Anhebung der Bewertung in die Güteklasse 5 erfolgen. Der derzeitige Zustand der Bachsohlen lässt erwarten, dass auch stark überprägte Sandbäche beim Unterlassen der Totholzräumung für ihre Sohle schnell die Güteklasse 4 erreichen können.

Auch die letzten Relikte der natürlichen Strukturen der Flachlandgewässer wurden bei der Kartierung erfasst. Diese Abschnitte verdienen besondere Aufmerksamkeit, da sie meist das letzte Refugium für viele Arten der ehemaligen Bachfauna darstellen, die auf intakte Sohl- oder Uferstrukturen oder eine funktionierende Gewässeraue angewiesen sind. Mit der korrekten Erhebung der Strukturgüte können wichtige Datengrundlagen für die Sicherung dieser Gewässerabschnitte geschaffen werden. Besonders die selten gewordenen natürlichen oder naturnahen Gewässerstrukturen der Sandbäche werden durch die berechneten Bewertungsindices unterbewertet.

Das zeigten besonders die Kartierergebnisse eines als Referenzgewässer der „sandgeprägten Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen“ aufgeführten Wienbachabschnittes bei Dorsten (**Timm et al 1999**). Dabei ergab der berechnete Index für den ca. 400 m langen Bereich mit natürlichen Strukturen auf 300 m nur die GK 3, 100 m erreichten sogar nur die GK 4. Real konnten als Abweichung vom Naturzustand in diesem Abschnitt nur die (durch Räumarbeiten des Wasser- und Bodenverbandes) zu geringen Mengen an Totholz bewertet werden. Dieser Mangel lässt sich durch die Unterlassung der Totholzräumung sehr schnell beheben. Orientiert an dem Leitbild wurde die Sohle des betrachteten Bachabschnittes unter Berücksichtigung der zu geringen Totholzmengen in die Güteklasse 2 eingestuft. Der Bach könnte nach Einstellung der Totholzräumung in kürzester Zeit wieder die Güteklasse 1 erreichen.

Insgesamt wurden die Ergebnisse aller kartierten 665 km Sandbäche hinsichtlich der Einstufung der Gewässersohle ausgewertet. Generell zeigte sich für alle Sandbäche des südwestlichen Münsterlandes, dass mit dem angewandten Bewertungsverfahren die Sohlenstruktur (Hauptparameter 3) sehr häufig unterbewertet wird. In Tab. 1 und Abb. 2.a ist ein Vergleich der errechneten und der durch die Kartierer korrigierten Güteeinstufungen für den Hauptparameter „Sohlenstruktur“ zusammengestellt.

Nach den Indexberechnungen der Kartieranleitung erreichen die Gewässerabschnitte mit den Güteklassen 1-4 für den HP 3 insgesamt nur einen Anteil von 10,6 %, die meisten Abschnitte müssten in die GK 5 (39,1 %) und GK 6 (44,6%) eingestuft werden. Nach der korrigierenden Anhebung der Einstufung durch die Kartierer ergibt sich für die Anteile der Güteklassen 1- 4 eine Verdreifachung.

Hierbei verdoppeln sich die Anteile der GK 1-3, der Anteil der GK 4 verfünffacht sich sogar von 4,1 auf 20,0 %. Für die seltenen naturnahen Gewässerabschnitte (GK 1-3) ist die Anhebung der Strukturgüte besonders wichtig, da es durch die Index-Berechnung zu einer gravierenden Unterbewertung naturnaher Sohlenstrukturen kommt. Nach der Korrektur erhöht sich der Anteil der Gewässerstrecken mit GK 5 auf 59,5 % (vorher 39,1 %) und der Anteil der GK 6 sinkt von 44,6 % (Index) auf 5,4 %. Fast 2/3 der Sohlenstrukturen der Sandbäche wurden somit in die Güteklasse 5 eingestuft.

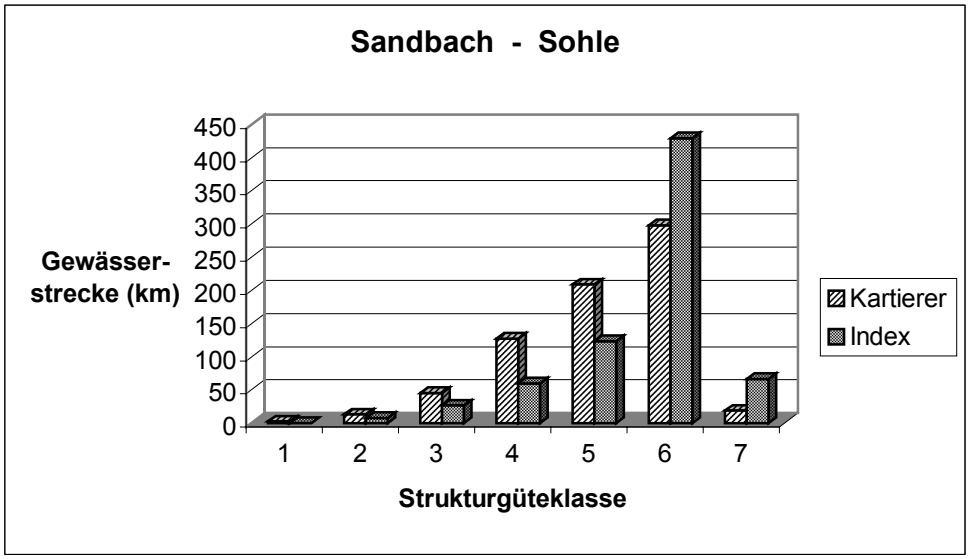
Sohlstruktur	**Anteil an kartierter Gewässerstrecke in %**						
Güteklasse	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
Nach Indexberechnung	**0,2**	**1,8**	**4,5**	**4,1**	**39,1**	**44,6**	**5,7**
Korrigierte Einstufung	**1,0**	**2,7**	**9,8**	**20,0**	**59,5**	**5,4**	**1,8**

Tab. 1: Zusammenstellung der Kartierergebnisse an münsterländischen Bächen. Prozentuale Verteilung der Klassifizierung der Gewässersohle (Hauptparameter 3 „Sohlenstruktur"). Vergleich der Güteeinstufung zwischen der Indexberechnung und der korrigierten Bewertung durch den erfahrenen Kartierer.

	Anteil an kartierter Gewässerstrecke in %						
Güteklasse	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
Sohle							
Nach Indexberechnung	**0,0**	**1,0**	**3,7**	**8,4**	**17,3**	**60,3**	**9,3**
Korrigierte Einstufung	**0,3**	**1,8**	**6,3**	**17,9**	**29,3**	**41,8**	**2,6**
Ufer							
Nach Indexberechnung	**0,3**	**1,6**	**4,6**	**9,5**	**26,7**	**44,8**	**12,5**
Korrigierte Einstufung	**0,4**	**1,9**	**5,3**	**10,7**	**30,2**	**47,5**	**4,0**

Tab. 2: Prozentuale Verteilung der Klassifizierung für die Gewässersohle (ermittelt aus den Hauptparametern Laufentwicklung, Längsprofil und Sohlenstruktur) und für die Gewässerufer (ermittelt aus den Hauptparametern Querprofil und Uferstruktur) . Vergleich der Güteeinstufung zwischen der Indexberechnung und der korrigierten Bewertung durch den erfahrenen Kartierer.

Diese Aufwertung der Sohlenstruktur durch erfahrene Kartierer schlägt bei der anschließenden Berechnung für die Bewertung der Laufstruktur (Mittelwert von HP 1 bis 3) allerdings nicht immer durch. In den Fällen, in denen die Qualität der Hauptparameter 1 (Laufentwicklung) und 2 (Längsprofil) nur mit GK 6 bewertet werden kann, wird die korrigierte Anhebung der Indices für die Sohle wieder aufgehoben. In Tabelle 2 ist für die Gewässersohle ein Vergleich der prozentualen Verteilung der Güteklassen (unter Einbeziehung von Laufentwicklung, Längsprofil und Sohlenstruktur) zwischen der Indexberechnung und der korrigierten Bewertung zusammengestellt.



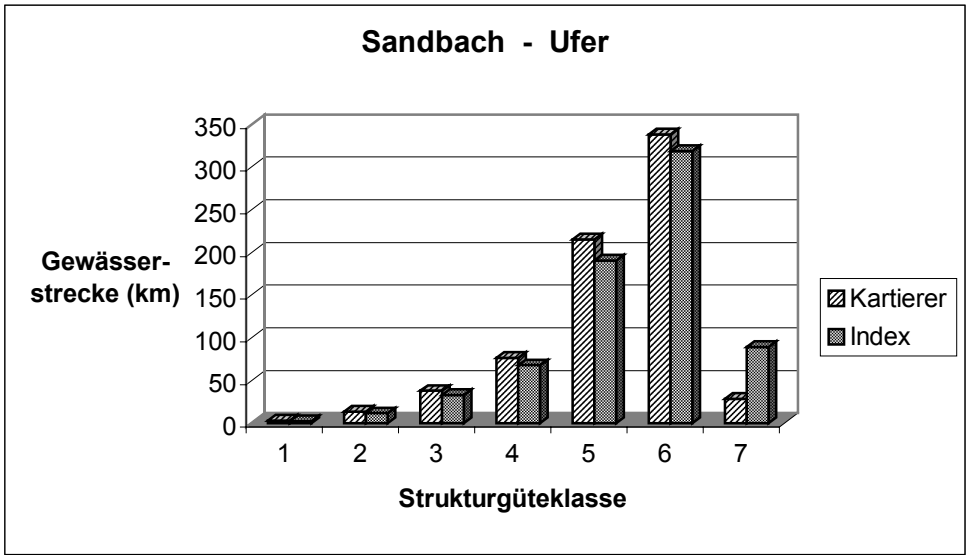


Abb. 2 a,b : Kartierergebnisse für die Strukturgüte der Gewässersohle (ca. 665 km kartierte Sandbachstrecke) Gegenüberstellung der Ergebnisse von Indexberechung und endgültiger Einstufung durch die Kartierer.

Auch unter Einbeziehung von Längsprofil und Laufentwicklung ergibt sich für die Güteklassen 1-3 immer noch nahezu eine Verdoppelung der Anteile von 4,7 % (Index) auf 8,4 %. Auch der Anteil der GK 4 und 5 wird durch die Korrektur knapp verdoppelt. Der Schwerpunkt der Bewertung für die Gewässersohlen liegt allerdings nun mit 41,8 % in der Güteklasse 6. Die Aufwertung der Sohlenstrukturen (Schwerpunkt GK 5) ist daher im kartographisch dargestelltem Bewertungsband nicht immer erkennbar. Aus diesem Grunde ist es wichtig, vor geplanten Renaturierungsmaßnahmen bei der Gewässersohle nicht nur die gemittelten Werte zu betrachten, sondern auch die einzelnen Hauptparameter auszuwerten, da nur so im Vorfeld eine zutreffende Beurteilung der Gewässersituation gewährleistet ist. Für die Uferstrukturen der Sandbäche (Tab. 2, Abb. 2 b) waren die Bewer-

tungsmaßstäbe der Kartieranleitung immer gut anwendbar, es ergaben sich keine systematischen Über- oder Unterbewertungen.

Aus den Kartierungen der Sandbäche des Münsterlandes lässt sich ableiten, dass eine zutreffende Bewertung der Gewässersohle häufig nicht anhand der Kartieranleitung und der errechneten Indices der Bewertungssoftware erfolgen kann. An den Sandbächen muss regelmäßig die Bewertung der Sohlstrukturen durch den Erfahrungsschatz der Kartierer korrigiert werden, damit die betroffenen Abschnitte ihrer hohen Wertigkeit entsprechend auf der Gütekarte erscheinen. Entsprechende Erfahrungen wurden von der Umweltverwaltung des Landes Schleswig-Holstein an den dortigen Sandbächen bestätigt.

Bei der Auswertung der Daten sollte eine besondere Aufmerksamkeit auf die letzten natürlichen Abschnitte der Tieflandgewässer gerichtet werden, um eine dem natürlichen Zustand entsprechende gute Bewertung sicherzustellen. Nur so können die erhobenen Daten zur Strukturgüte dazu beitragen, die in den naturnahen Bereichen noch vorhandene reiche und z.T. spezialisierte Vielfalt an Flora und Fauna zu erhalten. Gleichzeitig können zukünftige Renaturierungsmaßnahmen die noch vorhandenen ökologischen Ressourcen besser einbeziehen und eine effektive Wiederbesiedelung der Gewässer mit ihrer typischen und ursprünglichen Flora und Fauna ermöglichen.

Danksagung: Wir danken allen Mitarbeitern des StUA Herten und den Kartierern der Universität Essen, Herrn Armin Lorenz, Herrn Peter Klausmeier, Herrn Andreas Müller und Frau Melanie Lautenschläger, die an der Vor-Ort-Kartierung der Gewässer beteiligt waren.

Literatur :

1. TIMM,T.; SOMMERHÄUSER,M.; VAN DEN BOOM,A.; EHLERT,T.; PODRAZA,P.; POTTGIESSER,T.; SCHUMACHER,H. (1999) Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Teil 1 : Kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Merkblätter Nr. 16, Eigenverlag

2. FRIEDRICH,G.; GLACER,D.; HESSE,K.J.; LACOMBE;J.; MEYER-HÖLTZL,S.; MÜLLER,A.; ZUMBROICH,T. (1998) Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Kartieranleitung, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Merkblätter 14, Eigenverlag.

Der Einfluss naturnaher Umgestaltungsmaßnahmen auf Gewässergüte und Selbstreinigungkraft eines kleinen Fließgewässers

Wolfgang Frey
Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, 67663 Kaiserslautern
Tel. 0631-2053805; Fax 0631-2053904, e-mail: wfrey@rhrk.uni-kl.de

Renaturierung, Selbstreinigung, Gewässergütemodell, Oster, Saarland

Fragestellung

Obwohl eine Erhöhung der Selbstreinigungskraft durch Verbesserung der strukturellen Ausstattung in der Fachwelt unumstritten ist, fehlen dazu bislang systematische quantitative Untersuchungen. Zwar gab es in der Vergangenheit Studien zu Auswirkungen strukturverbessernder Maßnahmen auf die Gewässergüte. In der Regel waren dabei jedoch keine Änderungen feststellbar (zusammenfassende Darstellung in SPLETT 2000). Ursachen dafür waren zum einen die Kleinheit der Maßnahmen, denn meist beschränken sich so genannten Renaturierungsmaßnahmen auf eng begrenzte Gewässerabschnitte, zum anderen die angewandte Methodik. Änderungen in der Gütesituation wurden meist versucht mit Hilfe der Bioindikation nachzuweisen, die sich dafür gerade auf kurzen Strecken als zu grob erwies.

Hier wird nun versucht, wichtige Zusammenhänge zwischen der Gewässerstruktur und der Wasserbeschaffenheit sowie dem Selbstreinigungsvermögen am Beispiel eines organisch stark belasteten Mittelgebirgsgewässers aufzuzeigen. Dabei kommt ein umfangreiches chemisch-physikalisches Messprogramm sowie eine Simulation der morphologischen und gewässerchemischen Verhältnisse in Form eines Gütemodells zum Einsatz. Die Arbeit ist als ausführlicher Bericht (FREY 2001) erschienen.

E+E-Vorhaben Osterrenaturierung

Das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Osterrenaturierung“ eignet sich aus drei Gründen besonders zur Beantwortung der Fragestellung:

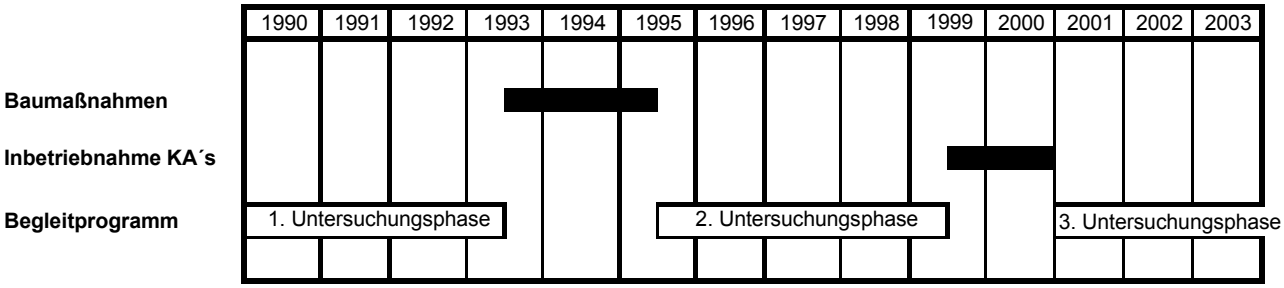
1. Das im Untersuchungszeitraum (1990-99) weitgehende Fehlen von Abwasserreinigungsanlagen bedingt eine starke Verschmutzung des Gewässers (Gewässergüteklasse III-IV), so dass hier Selbstreinigungsprozesse wie der BSB-Abbau oder die NH_4-Verminderung auf der Strecke gut nachweisbar sind. Aufgrund der Lage im ländlichen Raum und des Fehlens größerer Industrieanlagen handelt es sich um eine überwiegend organische Belastung aus Privathaushalten und landwirtschaftlichen Betrieben.

2. Die durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen bestanden in einem komplettem Umbau des Bachbetts auf einer Strecke von über 4 km und zielten auf ein möglichst schnelles Erreichen eines „naturnäheren“ Zustands. So wurden historische Mäander rekonstruiert, das Bachbett mit naturnahen Profilen ausgestattet und intensive Bepflanzungen der Ufer durchgeführt. Dies führ-

te zu einem schnellen Wechsel der Morphologie von einer begradigten, ausgebauten, tiefen Rinne zu einem mäandrierenden, strukturreichen und breiten Gewässer.

3. Das langjährige, umfangreiche Messprogramm enthielt Messstationen, in denen die Beschaffenheitsparameter Temperatur, pH, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt kontinuierlich erfasst wurden, sowie regelmäßige Beprobungen und mehrere 24-Stunden-Messungen, bei denen neben den oben genannten Parametern zahlreiche Wasserinhaltsstoffe analysiert wurden.

Das Projekt gliedert sich dabei in 3 Untersuchungsphasen (UP), von denen die erste (1990-93) den Ausgangszustand, die zweite (1995 bis 99) den umgebauten Zustand nach den Renaturierungsmaßnahmen umfaßte. Eine dritte Untersuchungsphase ist für den Zeitraum nach Inbetriebnahme aller



Kläranlagen im Einzugsgebiet geplant (Abb. 1). Eine Übersicht über das gesamte Projekt gibt STEIN (1998).

Abb. 1: Zeitplan des E+E-Vorhabens Osterrenaturierung

Ergebnisse aus den Freilandmessungen

Die Messungen im Rahmen des E+E-Vorhabens geben deutliche Hinweise auf eine gesteigerte Selbstreinigungskraft betrachtet man die BSB- und CSB-Abbauraten und die Nitrifikationsaktivität, ermittelt über die Ammoniumabnahme und die Nitritanreicherung. Gleichzeitig verschlechtern sich dadurch die Gütesituation und damit die Lebensbedingungen auf der Projektstrecke.

Die Veränderungen wichtiger Inhaltsstoffe auf einer einleiterfreien Teststrecke in der fließenden Welle zeigt Abb. 2. Dabei wird ein stärkerer Rückgang der Sauerstoffbedarfswerte, des Ammoniums und des Orthophosphats in der 2. UP gegenüber der 1. UP deutlich. Gleichzeitig zeigen sich jedoch stärkere Anreicherungen des fischtoxischen Nitrits als Nebeneffekt einer gesteigerten Nitrifikation. Schließlich wird der Sauerstoffhaushalt durch die verstärkten Umsatzraten mehr als vor dem Umbau belastet. Sauerstoffmangelzustände in Sommernächten treten in der 2. UP signifikant häufiger auf als während der Voruntersuchung. Es ist ein Trend zur Verringerung der mittleren wie auch der minimalen O_2-Konzentrationen festzustellen (vgl. Abb. 3).

Die Aussagekraft der hier gewonnenen Ergebnisse wird jedoch durch mehrere Einschränkungen und Probleme vermindert. Dies sind zum einen Probleme grundsätzlicher Art, wie sie sich bei Freilandmessungen allgemein ergeben, z.B. die Überlagerung der morphologischen Einflüsse durch andere Faktoren, vor allem der Meteorologie. Andererseits ergaben sich projektspezifische Schwierigkeiten u.a. durch, dass kurz nach dem Umbau auch oberhalb der Projektstrecke Renaturierungsmaßnahmen im großen Umfang stattfanden. So resultierten für viele Parameter stark unterschiedliche mittlere Eingangskonzentrationen am Beginn der Projektstrecke. Außerdem ist zu bedenken,

dass durch die Untersuchungen in der 2. UP nur die ersten Sukzessionsstadien einer freien Gewässerentwicklung nach der Umbaumaßnahme erfasst wurden.

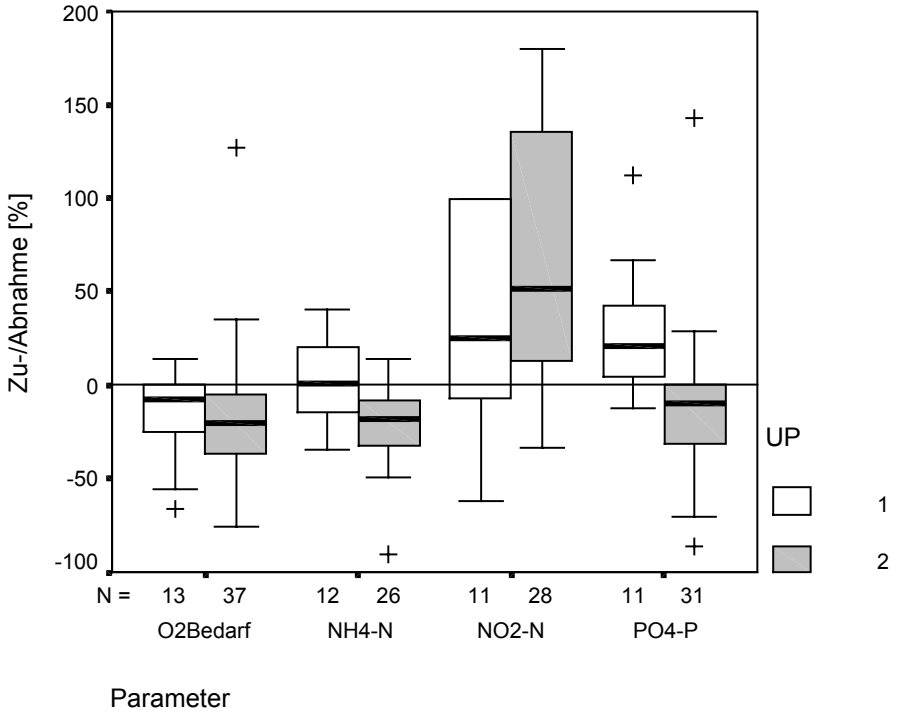


Abb. 2: Vergleich prozentualer Zu- und Abnahmeraten ausgewählter Parameter auf einer einleiterfreien Teilstrecke zwischen 1. und 2. Untersuchungsphase (Box-Whisker-Plots, Ausreißer über 200% sind nicht dargestellt)

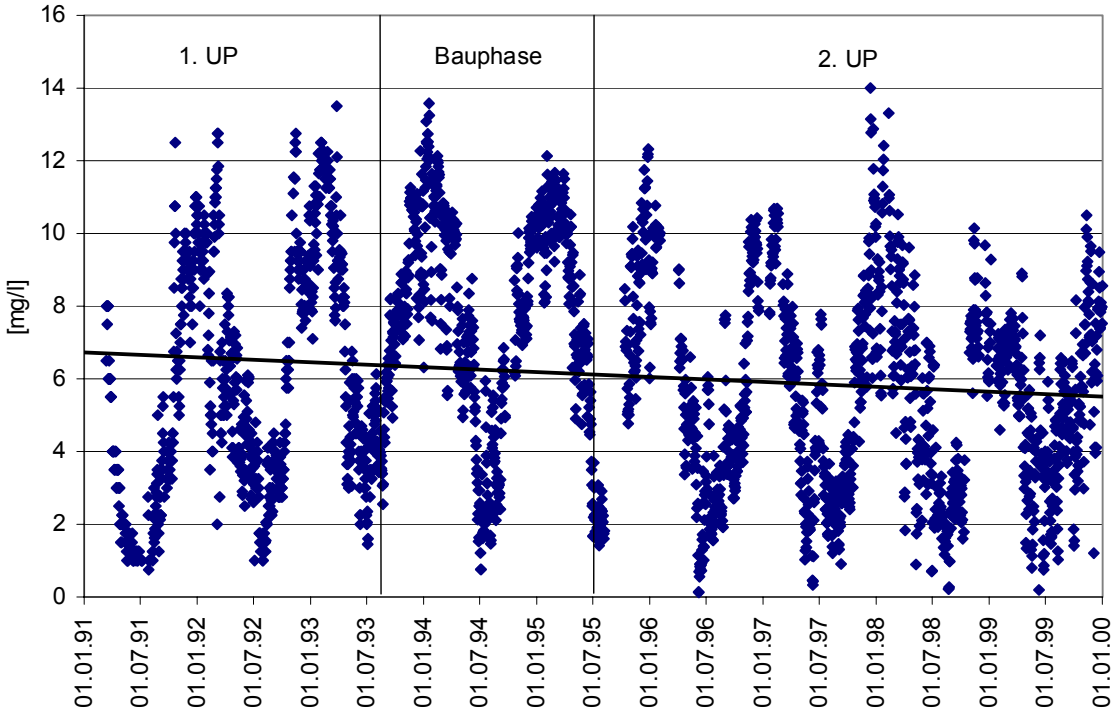


Abb. 3: Tagesminima der Sauerstoffgehalte am Ende der Projektstrecke 1991 – 1999 und Trendlinie

Gewässergütemodellierung

Um den genannten Einschränkungen für die Interpretierbarkeit der Messergebnisse zu entgegnen, bietet sich der Einsatz eines Gewässergütemodells an. Dabei können sowohl die Input-Situation am Oberlauf als auch die meteorologischen Verhältnisse konstant gehalten werden. Zudem kann der Einfluss einzelner bei der Umgestaltung wirkender Faktoren wie z.B. Sohlrauheit, Laufverlängerung oder Querprofilverbreiterung auf Gewässergüte und Umsatzraten getrennt betrachtet werden. Ebenso ist eine längerfristige Betrachtung in Form von Prognoseszenarien möglich

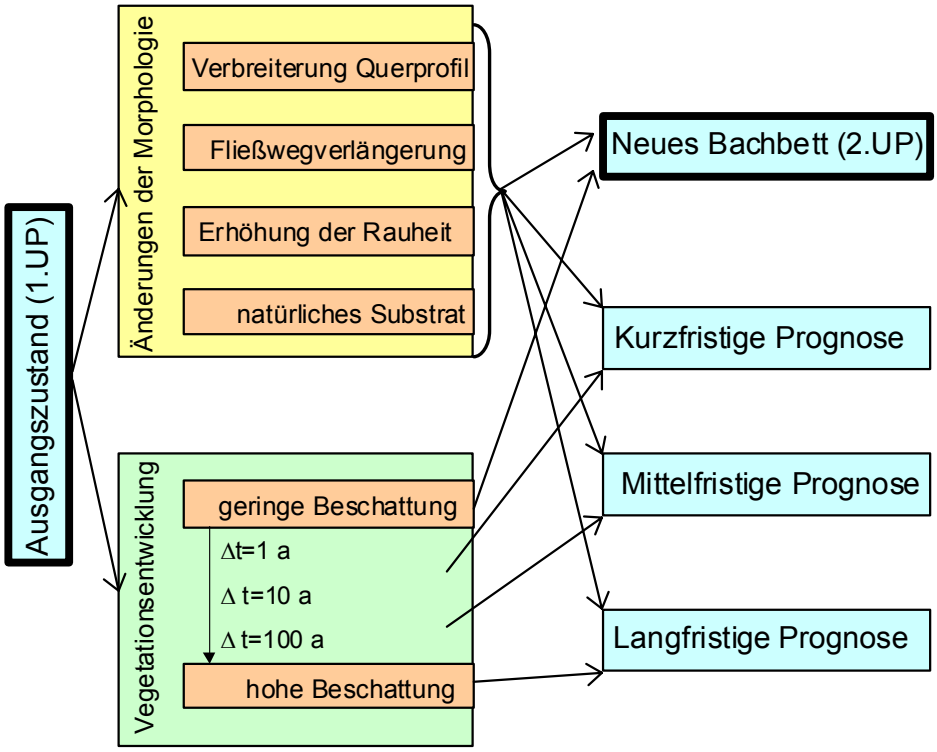


Abb. 4: Simulierte Szenarien im Überblick, dick umrandet: Szenarien, bei denen eine Eichung auf Grundlage von Messdaten erfolgte.

Für die vorliegende Arbeit wurde das Fließgewässer-Simulationsmodell der ATV (ATV-FGSM) verwendet. Als Szenario wurde eine dreitägige sommerliche Niedrigwassersituation gewählt, da dies sowohl ein Optimum für die Selbstreinigungsleistung als auch eine limitierende Situation für die Lebensbedingungen darstellt. Die Vorgehensweise bei der Gütemodellierung erläutert Abb. 4. Ausgehend von einem aufgrund zahlreicher Messdaten gut kalibrierbaren Ausgangszustand werden verschiedene Veränderungen in der Morphologie und der Beschattungssituation getrennt voneinander simuliert. Eine Zusammenführung der morphologischen Änderungen mit einer geringen Beschattung entspricht dem Zustand, wie er sich kurz nach dem Umbau eingestellt hat. Dieses Szenario „Neues Bachbett (2. UP“) ist wiederum aufgrund der Messdaten überprüfbar, so dass die vorangegangenen Simulationen verifizierbar und gegebenenfalls nachzueichen sind. Schließlich kann eine zunehmende Beschattung durch den Gehölzaufwuchs in Form von Prognoseszenarien unterschiedlicher Zeitskalen simuliert werden.

Simulationsergebnisse

Die Simulationsergebnisse zeigen eine deutliche Steigerung von Selbstreinigungsvorgängen nach der morphologischen Umgestaltung. Dies steht in Übereinstimmung mit den Messergebnissen, tritt unter den hier simulierten Extrembedingungen jedoch noch viel deutlicher zutage. Ebenso wird auch hier eine Verschlechterung der Lebensbedingungen insbesondere des Sauerstoffgehalts angezeigt. Dies geht so weit, dass auf einem großen Teil der Fließstrecke nachts über mehrere Stunden anaerobe Zustände herrschen.

Entscheidender Faktor bei der Veränderung in der Hydrochemie hat die Erhöhung der Rauheit gegenüber den anderen morphologischen Größen wie Bettbreite und Fließstrecke. Die Rauheit wirkt dabei einerseits hydraulisch über die Vergrößerung der Fließdauer, andererseits biologisch über die Vergrößerung der besiedelbaren Fläche für die an den Selbstreinigungsprozessen beteiligten Organismen. Die Prognoseszenarien ergaben, dass bei gleichbleibender Abwasserbelastung auch ein aufkommender Gehölzsaum wenig Veränderungen bewirkt und ein geschlossener Auwald die Selbstreinigungsleistung etwas verringert, die Lebensbedingungen aufgrund der reduzierten biogenen O_2-Produktion jedoch eher verschlechtert.

Schlussfolgerungen

Das oft gehörte Argument „Erhöhung“ oder „Wiederherstellung“ der Selbstreinigungskraft erscheint für Renaturierungen nennenswert organisch belasteter Gewässer ungeeignet und steht in Widerspruch zu den landespflegerischen Zielen einer Renaturierung. Denn mit einer Erhöhung der Umsatzraten geht auch ein höherer Sauerstoffverbrauch und eine stärkere Produktion von Giftstoffen (Nitrit, Ammoniak) einher, was die Biotopqualitäten stark einschränkt. Im Falle der Oster konnte eine starke Schädigung der Fischfauna nachgewiesen werden (HEINTZ 1998).

Bei der Rückführung der Fließgewässer in einen „ökologisch guten Zustand“, wie es die EU-WRRL vorschreibt, sollte man ihnen möglichst wenig Selbstreinigungsleistung abverlangen bzw. Mindestanforderungen hinsichtlich des Verschmutzungsgrades fordern, bevor strukturelle Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt werden.

Literatur

FREY, W. (2001): Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Gewässergüte und die Selbstreinigungskraft eines Fließgewässers am Beispiel der Oster (Saarland), Berichte Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft 12, Universität Kaiserslautern

HEINTZ, U. (1998): Fische, in KOEHLER (Hrsg.): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Oster“ – Auswirkungen einer Bachrenaturierung auf Gewässer und Aue, Berichte Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft 7, Universität Kaiserslautern

SPLETT, G. (2000): Einfluss von Strukturverbesserungen auf Selbstreinigungskraft und Gütezustand von Fließgewässern, Wasserwirtschaft (90), 7-8, S. 380-383

STEIN, K. (1998): Zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben Renaturierung der Oster, Angewandte Landschaftsökologie, H. 23, S. 129-147, BfN, Bonn-Bad Godesberg.

Gewässer- und auenökologische Grundlagenuntersuchungen zur Sanierung der Spree oberhalb Berlins

Uta Grünert und Martin Pusch

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Müggelseedamm 301
12587 Berlin
e-mail: Pusch@igb-berlin.de

Keywords: Flussrenaturierung, Flachlandfluss, Spree

1. Einleitung

Der derzeitige schlechte ökologische Zustand der "Müggelspree" und ihrer Aue ist vor allem auf die seit dem Ende des 18. Jahrhunderts mehrfach durchgeführten Flussbegradigungen und die Uferbefestigung zurückzuführen. Diese wasserbaulichen Veränderungen bewirkten vor allem im Zeitraum zwischen 1960 und 1990, als große Mengen Grundwassers aus dem Tagebaugebiet der Lausitz über die Spree abgeleitet wurden, eine Tiefenerosion der Flusssohle. Dadurch sowie durch den Bau von Entwässerungsgräben sank auch der Grundwasserstand in der Aue. Dies ermöglichte eine intensivere landwirtschaftliche Nutzung des bis etwa 1970 extensiv genutzten Grünlands, wodurch die naturraumtypische, an wechselfeuchte Standorte angepasste Vegetation weitgehend verschwand, insbesondere die Großseggenriede und Schilfröhrichte. Infolge des Luftzutritts wurden die in der Aue enthaltenen Torfe zum Teil mineralisiert, was zu Torfsackung und einer zusätzlichen Nährstoffbelastung der Spree führte. In der Folge entstanden vielfach auenuntypische Böden, die ihre ursprüngliche Produktivität durch dauerhafte Trockenheit und Humusverlust eingebüßt hatten. Der in den 1990er Jahren stark verringerte Durchfluss und die dadurch bedingte Abnahme der Fließgeschwindigkeit führten zur Verschlammung größerer Flächen des Flussbetts und zu zeitweisem Sauerstoffmangel, wodurch Fische und wirbellose Tiere der Spree geschädigt wurden.
Die komplexe Problemlage veranlasste das Landesumweltamt Brandenburg, ein Sanierungsprojekt für die Müggelspree zu initiieren. Die Rahmenbedingungen dafür sind in diesem Flussabschnitt vergleichsweise günstig, da der Nutzungsdruck auf die unbebaute und gegenwärtig meist als extensives Grünland bewirtschaftete Aue relativ gering ist. Im Rahmen dieses Projektes wurde im Jahr 2001 unter der Federführung der Freien Planungsgruppe Berlin GmbH (FPB) in Zusammenarbeit mit dem Institut für Gewässerökologie (IGB), dem wasserbaulichen Ingenieurbüro VOLLMER (Gesecke/Westf.) und dem INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH (Seddin/Bdbg.) ein „Wasserwirtschaftlich-ökologisches Rahmenkonzept" erarbeitet (FPB 2001, Pusch et al. 2001).

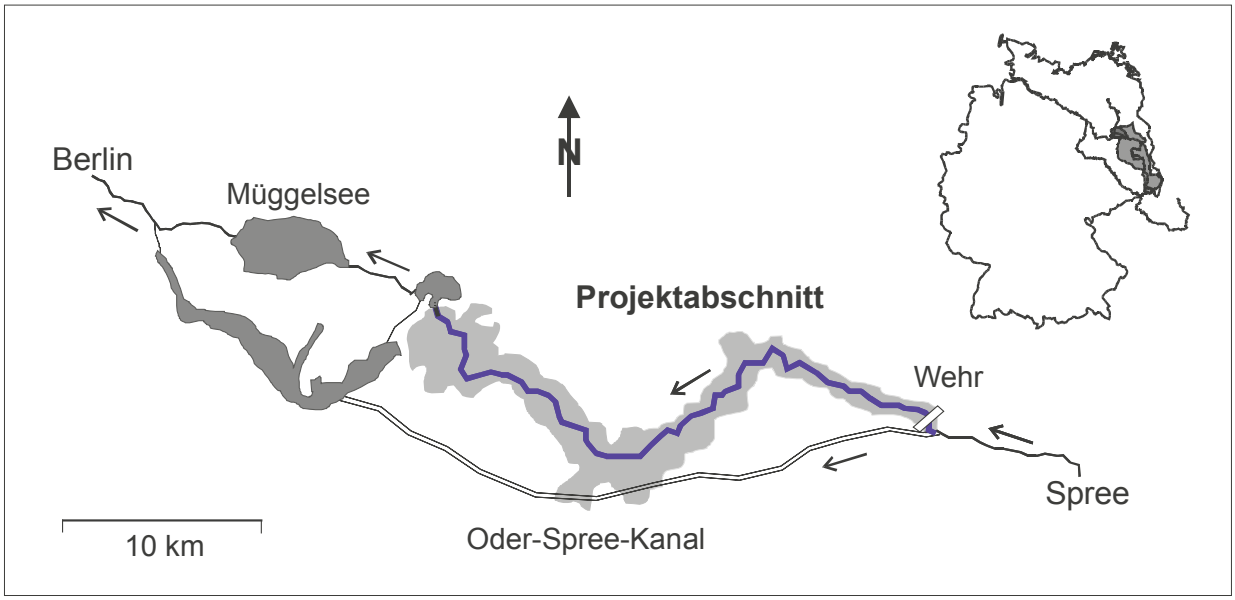


Abb.1: Lage des Projektabschnitts und seiner Aue ca. 10 km vor der Berliner Stadtgrenze.

2. Vorgehensweise

Zur Erarbeitung des Sanierungskonzepts wurden vorhandene Grundlagendaten zu den biotischen und abiotischen Charakteristika von Fluss und Aue ausgewertet und durch umfangreiche aktuelle Untersuchungen ergänzt. In diesem Artikel möchten wir auszugsweise sechs Teilergebnisse vorstellen, die eine Analyse des historischen Zustands und die Erstellung von Referenzzuständen ermöglichen und aktuelle Defizite verdeutlichen.

Die durch wasserbauliche Maßnahmen bedingte Laufverkürzung des 32 km langen Renaturierungsabschnitts wurde durch Übereinanderlagern von mehreren historischen Karten im Geografischen Informationssystem (GIS) ermittelt. Die natürliche Profilausprägung der Spree konnte durch Quer- und Längsprofilvermessungen von Altarmen, die in verschiedenen Zeiträumen von der Spree durchflossen wurden, nachvollzogen werden. Zusätzlich wurden verlandete holozäne Altarme vermessen, deren Lage in der Aue sich aus Infrarot-Luftbildern rekonstruieren lässt. Das historische Abflussregime der unteren Spree wurde anhand von Pegelaufzeichnungen am Pegel Beeskow ermittelt.

Aktuelle Defizite der Gewässerstruktur wurden durch eine Strukturgütekartierung erhoben, die sich nach DVWK 1997 richtet und ergänzende Daten des IGB einbezieht. Beprobungen der Fisch- und Makroinvertebratengemeinschaft gaben Aufschluss über die aktuelle Zusammensetzung der Flussfauna. Der Zustand der Niedermoore wurde durch Bohrungen in der angrenzenden Aue ermittelt.

3. Historischer gewässermorphologischer und hydrologischer Zustand

Der Flusslauf der Müggelspree entsprach ursprünglich dem mäandrierenden Lauftyp. In Teilabschnitten floss die Müggelspree auch als Mehrbettgerinne, es traten also dauerhaft

durchströmte Flussspaltungen (Anastomosen) auf (Abb. 2). Die historischen Karten belegen, dass seit dem Ende des 18. Jahrhunderts der Hauptlauf der Müggelspree durch Anlage von Durchstichen um mindestens 8,3 km (21 %) künstlich verkürzt worden ist. Flussspaltungen existieren heute nicht mehr, wodurch sich insgesamt ein Rückgang an durchströmter Gerinnelänge um etwa 50 % ergibt.

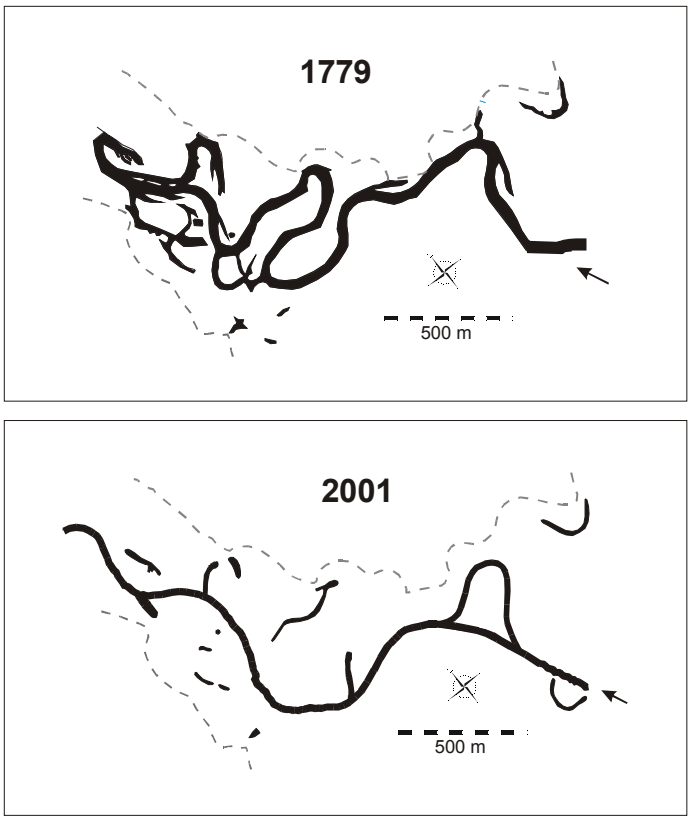


Abb.2: Müggelspree bei Freienbrink um das Jahr 1779 (oben) und heute (unten) mit Terrassenkante (gestrichelte Linie); Brouillon Plan - Staatsbibliothek Ost, nach M. Böhme/IGB 1995

Die Gerinnebreite der historischen Spree vor dem Einsetzen größerer wasserbaulicher Veränderungen lag im Mittel bei etwa 30-40 m und war mit der heutigen Breite vergleichbar. In Mäanderscheiteln und anderen Engstellen verschmälerte sich die Profilbreite auf minimal etwa 20 m, jedoch kamen auch häufig Flussaufweitungen bis zu 60 m Breite vor. Die mittlere maximale Profiltiefe (Einschnittstiefe bezogen auf das Auenniveau) lag bei ca. 2,0 m, mit etwa 1,6 m in Furten und über 3,0 m in Mäanderscheiteln. Die heutige durchschnittliche Einschnittstiefe der Gewässersohle liegt bei 2,7 m. Das Querprofil war ursprünglich somit deutlich flacher als heute. Im Gegensatz zu heute war auch die Breiten- und Tiefenvarianz der historischen Spree größer. Das Querprofil wies meist Flachufer auf, so dass innerhalb des Einschnittsprofils eine breite Wasserwechselzone vorhanden war.

Das natürliche hydrologische Regime der Spree war wegen der ausgleichenden Wirkung von Spreewald, Neuendorfer See und Schwielochsee relativ gleichmäßig (ECKSTEIN 1908). Es war durch eine ausgeprägte saisonale Dynamik mit Wasserhöchstständen im Winter oder zeitigen

Frühjahr und Niedrigststand im Spätsommer gekennzeichnet. Langzeitdaten zum Abflussgeschehen der unteren Spree liegen lediglich für den Pegel Beeskow vor (Abb.3). Für das Jahrzehnt 1911-1920 wurden dort fünfmal Hochwasserereignisse von mehr als 50 m^3/s dokumentiert.

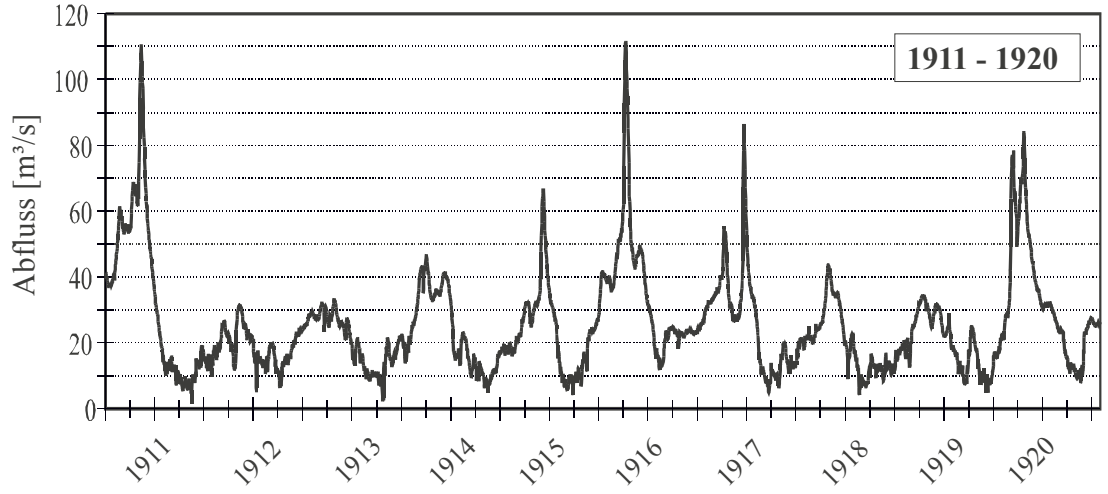


Abb. 3: Historisches Abflussregime am Pegel Beeskow im Zeitraum 1911-1920.

Hingegen wurde wegen verschiedener Hochwasserschutzeinrichtungen (Talsperren, Dahme-Umflut-Kanal) und der Wiederauffüllung der Tagebaurestlöcher nach 1991 diese Marke nur einmal erreicht. Zusätzlich wurde der Abfluss über die Müggelspree bereits seit Ende des 19. Jahrhunderts zur Verhinderung von Überschwemmungen stark reduziert, indem eine Hochwasserabführung am Wehr ‚Große Tränke' über den neu errichteten Oder-Spree-Kanal erfolgte (s. Abb.1).

4. Ist-Zustand und ökologische Defizite

Die flussmorphologische Strukturgüte der Müggelspree wurde insgesamt als deutlich beeinträchtigt (Güteklasse 3,7 der siebenstufigen Skala) bewertet. Das derzeitige Querprofil besteht bis zur Flussmitte in der Regel aus einer Abfolge von Ufersteinschüttung, Makrophytengürtel mit Schlammablagerung, festem Sand mit Kiesanteilen und Treibsand. Das für die Ausbildung von Gerinnestrukturen und als Besiedlungssubstrat für die flusstypische Wirbellosenfauna wichtige Totholz findet sich nur noch zu einem geringen Anteil im Fluss (< 5 %). Die gewässerbegleitenden Ufergehölze sind größtenteils einreihig und werden abschnittsweise durch standortfremde Hybridpappeln gebildet. Aufgrund von Grundwasserabsenkung, Verlandungsprozessen und Verfüllung ist die Anzahl der Altwässer in der Müggelspreeaue in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen.

Die wirbellose Fauna der Müggelspree weist zwar noch ein relativ großes Arteninventar auf (z. Z. sind 138 Taxa nachgewiesen), ist in ihrer Struktur jedoch deutlich vom natürlichen Zustand entfernt. Die Wirbellosenbesiedlung wird derzeit durch Stillwasserarten (limnophil) und Arten, die

langsam strömende Gewässer bevorzugen, dominiert (62 %). Lediglich 22 % der Wirbellosenfauna konnten der Kategorie strömungsliebend (rheophil), bzw. an Strömung gebunden (rheobiont) zugeordnet werden. Die verbleibenden 16 % entfallen auf indifferente Arten ohne erkennbare Präferenzen für Fließ- oder Stillgewässer (eurytop).
Der derzeitige Fischbestand der Müggelspree wird durch fünf eurytope Fischarten dominiert (Plötze, Flussbarsch, Güster, Ukelei, Blei), denen ca. 96,3 % aller Fische der Müggelspree angehören. Die vorkommenden rheophilen Cyprinidenarten (Hasel, Döbel, Aland, Gründling) sowie der Steinbeißer nehmen am Gesamtfischbestand einen Anteil von lediglich 3 % ein. Die verbleibenden 0,7 % entfallen auf limnophile Arten. Die früher die Müggelspree passierenden Langdistanz-Wanderfische Stör, Lachs, Meerforelle und Flussneunauge sind wegen fehlender Längsdurchgängigkeit, der früher zeitweise sehr schlechten Wasserqualität und Überfischung seit langem ausgestorben.

Die Müggelspreeaue wurde ursprünglich teilweise von wachsenden Niedermooren, insbesondere von Auenüberflutungsmooren und Versumpfungsmooren (SUCCOW UND JOOSTEN 2001) eingenommen. Die Komplexmelioration der 1970er und 1980er Jahre mit ihren umfangreichen Entwässerungen und Planierungsmaßnahmen sowie die andauernde Tiefenerosion im Fluss hatten einen Höhenverlust der Müggelspreeaue durch Moorschwund von 0,30 m - 0,60 m im Zeitraum zwischen etwa 1970 und 2000 zur Folge.

5. Entwicklungsziel und Maßnahmenkonzept

Ausgehend von den aufgeführten Erkenntnissen wurden folgende Sanierungsmaßnahmen vorgeschlagen:

1. Wiederherstellung eines **dynamischen Abflussregimes**, das als maßgeblicher Steuerfaktor in vielfältiger Weise auf die Lebensbedingungen der flusstypischen Organismen wirkt und Verbindungen zu den Nebengewässern schafft. Dies bedeutet die regelmäßige Bereitstellung eines bettbildenden Abflusses von ca. 25-30 m³/s mit länger anhaltenden Überflutungsphasen der Müggelspreeaue innerhalb des Zeitraums von Dezember bis Ende März durch Umstellung der Abflussaufteilung am Wehr "Große Tränke".

2. Wiederherstellung einer naturnahen **Flussmorphologie** mit entsprechender Habitatausstattung durch:

   - Entwicklung eines mäandrierenden, in kleinen Abschnitten auch anastomisierenden Gewässertyps durch Wiederanschluss von Altarmen und Neugraben von Mäandern
   - Entfernung der Ufersicherung und Ermöglichung einer eigendynamischen Laufentwicklung, Schaffung von Geschiebequellen

- Anhebung der Flusssohle durch Auffüllung und damit Anhebung und Stabilisierung der Wasserstände in der Aue und den in ihr enthaltenen Gewässern

3. **Beschattung** der Müggelspree und der oberliegenden Abschnitte durch naturraumtypische Ufergehölze (Weiden, Erlen) entsprechend dem Entwicklungsziel zur Vermeidung übermäßigen Makrophytenwachstums. Die entstehende Weichholzaue sollen auch das Totholz- und Sturzbaumaufkommen im Fluss erhöhen

4. Wiederherstellung einer dauerhaften **Längsdurchgängigkeit** der Müggelspree für Fische am Wehr "Große Tränke" sowie Verbesserung der Verbindung des Flusslaufs mit den Nebengewässern

5. Verbesserung der **Wasserqualität** durch Reduzierung vor allem der diffusen Nährstoffeinträge

Mit diesem Sanierungskonzept soll die Eigendynamik der Flussbettbildung so weit wie möglich wiederhergestellt werden. Unterstützend sollen lange Mäanderstrecken neu gegraben werden, da die eigendynamische Bildung eines mäandrierenden oder anastomisierenden Flusslaufs wegen des Wassermangels viele Jahrzehnte dauern würde. Eine Stabilisierung der Grundwasserstände und Erhaltung der Niedermoorreste wäre dann in Frage gestellt. Die oben genannten Maßnahmen sollen unter Einbeziehung der berechtigten Interessen der Anlieger bis etwa 2010 umgesetzt werden.

Literatur:

DVWK (1997): Entwicklung eines Kartier- und Bewertungsverfahrens für Gewässerlandschaften mittlerer Fließgewässer und Anwendung als Planungsinstrument am Beispiel der Mulde. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Bonn, Materialien 3/1997, 356 S.

ECKSTEIN K. (1908): Die Fischerei-Verhältnisse der Provinz Brandenburg zu Anfang des 20. Jahrhunderts, II. Teil. Verlag des Fischerei-Vereins Prov. Brandenburg, Berlin, 275 S.

FPB, FREIE PLANUNGSGRUPPE BERLIN GMBH (2001): Wasserwirtschaftlich-ökologisches Rahmenkonzept Müggelspree. Unveröff. vorläufiger Abschlussbericht vom 15.10.2001 im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg und der Landesentwicklungsgesellschaft Brandenburg, Band I – Bestandsanalyse 291 S., Band II – Entwicklungskonzept 149 S.

PUSCH, M., GRÜNERT, U., BEHRENDT, H., BUNGARTZ, H., CARLS, R., DRIESCHER, E., GELBRECHT, J., GINZEL, G., KÖHLER, J., KOZERSKI, H.-P., OPITZ, D., SAUER, W. SIEGEMUND, A., STEGMANN, H., WOLF, A., WOLTER, C. (2001): Wasserwirtschaftlich-ökologisches Rahmenkonzept Müggelspree. Forschungsbericht an das Landesumweltamt Brandenburg, 219 S. + Anlageband

SUCCOW, M. & JOOSTEN H., Hrsg. (2001). Landschaftsökologische Moorkunde, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 622 S.

Forelle 2010 - Restrukturieren von Großstadtbächen mit engagierten Bürgern

Ludwig Tent, Bezirksamt Wandsbek / GU 40, 22039 Hamburg, Tel. 040 / 428 81.2658, Fax .3172,
e-mail: ludwig.tent@wandsbek.hamburg.de

keywords: Hamburg, Stadtbach, Wandse, Bachpaten, Forelle, norddeutsches Tiefland

Vorab

Auf der DGL-Tagung 1997 in Frankfurt/Main (Tent 1998a) führte meine letzte Folie zu einer gefühlsbetonten Diskussion. Die Folie zeigte ein blaues Ortsschild in der Landschaft, auf dem ein Forellenumriss, ein Foto einer Bachforelle und – weiß auf blau – „Wandsbek / Forelle 2010“ zu lesen ist (Bild 1) – die Stadt Skive, DK, möge meine Computer-Spielerei verzeihen.



Bild 1: Agenda 21 im Hamburger Bezirk Wandsbek, ohne Vision keine Entwicklung

Ernsthafter Hintergrund war die vorgetragene, fortgesetzte extreme Zerstörung der Forellenbäche des norddeutschen Tieflandes durch harte Gewässerunterhaltung und die in Projekten wie Lachs 2000 und der Limnologie allgemein weitgehend vernachlässigte Restrukturierung von Laich- und Aufwuchsbiotopen unserer Kieslaicher. Die Botschaft hieß: „Es wird keine Nachhaltigkeit in Programmen wie Lachs 2000 geben ohne parallel großflächig laufende Projekte wie Forelle 2010.“ Auf die Wiedergabe damals zitierter Literatur wird im Folgenden verzichtet – die Lachsprojekte heißen inzwischen „Lachs 2020“.

Gewässer und Bürger in der Stadt

Die Bedeutung von Fließgewässern als Lebensraum und naturbezogener Erholungs- und Erlebnisbereich wird in Städten wieder entdeckt. Einsatzfreudige Bürgerinnen und Bürger finden in Bachpatenschaften interessante Betätigungsfelder. Derartige handlungsbezogenen Projekte können Städter in ihrem Wohnumfeld heimischer werden lassen. Um diese Gruppen von Laien fachlich zu unterstützen, bietet das Bezirksamt Wandsbek Hilfestellung, u.a. in Zusammenarbeit mit Naturschutzverbänden (Tent 1998b).

Im Bezirk Wandsbek bestanden Ende 2000 über 80 Bachpatenschaften mit ca. 30 Schulen, einigen Vereinen und einer Vielzahl kleiner Nachbarschaftsgruppen. Dies ist eine der best practices von Agenda 21-Aktivitäten in der Metropolregion Hamburg (Lenkungsausschuß ... 1999). Mehr als 800 Aktive – vom jungen bis zum älteren Menschen – engagieren sich für die Verbesserung der Stadtgewässer „vor ihrer Haustür". Ihr Arbeitseinsatz hat dazu beigetragen, Turbulenz und Eigendynamik der Bäche wieder zu erlangen und sie so für die Tier- und Pflanzenwelt, aber auch für den Menschen attraktiver zu machen: „Rauschen" kann man sehen, hören und fühlen.

Durch die Schlußdiskussion im Rahmen der Limnologentagung 1997 beflügelt ist es in der Zwischenzeit gelungen, „Forelle 2010" für den Pilotbach Wandse zu organisieren. Der BUND Hamburg trägt die Renaturierungsmaßnahmen in Kooperation mit dem Bezirksamt Wandsbek und den Bachpaten. Gefördert wird das Projekt von der Umweltstiftung der HEW.

Zielsetzung

Die Frage nach den Zielen von „Forelle 2010" war zu klären. – Glücklicherweise haben wir die oft sogenannte „gute alte Zeit" hinter uns, in der es hieß *„Es würde zu weit führen, wollte ich die von uns in Wandsbeck beobachteten verunreinigenden Zuflüsse zur Wandse alle einzeln namhaft machen"*. Während der Bachoberlauf bakteriologisch als *„reines Naturwasser"* beschrieben wird, bietet der weitere Bach *„eine recht lehrreiche Studie darüber, wie weit gelegentlich selbst eine Stadt von der Größe Wandsbeck`s in der Hintansetzung aller sanitären, ästhetischen und nachbarlichen Rücksichten zu gehen vermag."* (Zitate nach: Senats-Commission 1894). In diesen im Hinblick auf Gewässerschutz wohl eher „bad old days" wäre die Forelle als Leitorganismus künftigen Handelns nicht auf Akzeptanz gestoßen. – Ein Leitbild „Wandse vor 100 Jahren" kann also kein geeignetes Ziel sein. Entsprechend heutiger Vorstellungen geht es dagegen darum, am Leitbild des kiesgeprägten Fließgewässers auf Moräne dem Bach seine gestohlene Steinfraktion zurückzugeben und durch Strukturverbesserung Lebensmöglichkeiten standorttypischer Arten zurückzugewinnen. Die Bachoberläufe mit ihrer eiszeitlich geprägten Geologie wären im Naturzustand von Organismen der Forellen- und Äschenregion besiedelt. Die Forelle im Projektnamen dient (lediglich) als Indikator- und Identifikations-Art.

Dabei gilt es, gute Kenntnisse der regionalen Gewässerökologie, nicht zuletzt die ausgezeichneten praxisbezogenen Erfahrungen dänischer Fachleute, einzubeziehen (RA/SJA/DFU 1997, Spratte und Hartmann 1998, Janssen 1999, LANU-SH 1999, SJA 2000, VA/SJA 2000, vgl. auch Tent 1998a sowie Madsen und Tent 2000). Ansonsten besteht leicht die Gefahr, dass gerade dynamikschwache Bäche in Sandergebieten wie der schleswig-holsteinischen Vorgeest schon bei der Zielsetzung als Sandgewässer fehlinterpretiert werden (LANU-SH 2000).

Vorprüfungen

Vorliegende Daten zeigen, dass Temperaturhaushalt und Chemismus keine unüberwindbaren Probleme für das hoch gesteckte Entwicklungsziel bedeuten. Hauptproblem der Wandse sind die eintönige Gewässerstruktur und das durch Parkteiche zerstörte Fließkontinuum (Tent 2001). Die Teiche bewirken neben einem gestörten Temperaturhaushalt die üblichen Probleme eu- bis hypertropher Gewässer, von möglichen Sauerstoffkalamitäten über extreme pH-Schwankungen bis hin zu Nitritkonzentrationen im chronisch toxischen Bereich für die Larvalentwicklung empfindlicher Organismen. – Jeweils im Frühjahr 1999 und 2000 wurde mit WV-Boxen geprüft, ob die Wandse Bachforellen erfolgreich erbrüten kann. Dieses Experiment führte eine Jugendgruppe des Landessportfischerverbandes durch.

Das Projekt, bisherige Ergebnisse

Nach den Vorprüfungen, beide Erbrütungsversuche verliefen erfolgreich, startete das Projekt im Mai 2000 unterhalb der sommertrockenen Strecke im Ortsteil Rahlstedt. Es umfaßt in seiner ersten, dreijährigen Phase ca. 3 km Bachlauf. Baumaßnahmen der Bachpaten haben zum Ziel, Abstürze zu entfernen oder mindestens passierbar zu machen, sowie die Bachstruktur mit Kolk-Rausche-Abfolgen und internem Mäandrieren im heute zu breiten Niedrig- und Mittelwasserprofil zu provozieren. Die Erbrütung von Bachforelleneiern in WV-Boxen wird fortgesetzt.

Inzwischen ist ein Großteil der vielen kleinen Wanderhindernisse entfernt. Statt dessen sind mit Geröll, Kies und Störsteinen potentielle Laich- und Aufwuchsareale hergestellt worden. Diese werden nicht primär als Bauwerke gesehen, sondern als Angebot an den Bach, sie entsprechend seiner Charakteristik selbst umzuformen (vgl. z.B. Madsen & Tent 2000). Die Arbeiten der Bachpaten waren meist von einer interessierten Öffentlichkeit begleitet. Eine Befragung von Passanten zeigte das Interesse und die Begeisterungsfähigkeit für diese Verbesserungsarbeiten am Bach auf. Die ersten beiden von der Wandse erbrüteten Bachforellen-Jahrgänge konnten durch Elektrobefischung nachgewiesen werden (Tent 2002). Detaillierte Erfolgskontrollen mit Schwerpunkt auf der Besiedlung mit Wirbellosen sollen in einigen Jahren folgen.

Die an der Wandse beispielhaft gewonnenen Erfahrungen können problemlos auf vergleichbare Gewässer übertragen werden.

Problemfelder

Verschiedene Themen erschweren oder gefährden den Erfolg, einen lebendigen Stadtbach dauerhaft wieder herzustellen. Neben Fragen einer generellen Vermüllung, der hydraulischen Überlastung bzw. Austrocknungsgefahr durch frühere Bebauungsplanungen und dem Eintrag ungereinigter Straßenabwässer, die auf andere Weise gelöst werden müssen, mögen sie unbedeutend erscheinen. Sie ergeben jedoch in ihrer Gesamtheit ein erhebliches Gefährdungspotential. Hier seien nur Stichworte genannt:

- Putzwasser gehört nicht in den Regen-Kanal (Bild 2). In Niedrigwasserperioden reichen derartige, scheinbar geringfügige chronische Störungen zur Verödung langer Bachstrecken aus.



Bild 2: Ausgeschüttetes Putzwasser hat in Niedrigwassersituationen unmittelbare Schadwirkung. – Der Durchmesser des Zulaufs läßt die hydraulische Situation beim Starkregenereignis erahnen.

- Die Anwendung von Pestiziden auf nicht genutzten Flächen (hier i.W. Fußwege und Plätze) ist verboten gem. § 6 (2) Pflanzenschutzgesetz – gleichwohl kümmert sich kaum jemand um dieses Verbot. Hier liegt ein weites Betätigungsfeld zuständiger Verwaltungen – angefangen bei Bundesministerien und der Biologischen Bundesanstalt Braunschweig (Zulassung des Gebrauchs von Giften in Laienhand, Gebrauchsanweisung, unzulässige Werbung, Sachkunde).
- Das (übermäßige) Füttern von Wassergeflügel und Tauben im Gewässerumfeld.
- Das neue Stichwort „halboffene Weidelandschaft“ im Naturschutz gefährdet Bäche durch Zertrampeln, Fäkalieneintrag und erheblichen Bodeneintrag durch Erosion, wenn die zugehörige extensive Haltung des Viehs nicht eingehalten wird.

Zu den drei erstgenannten Themenfeldern sind intensive Information der Bevölkerung, ggf. gekoppelt mit restriktivem Verwaltungshandeln erforderlich. Gute Erfahrungen aus der Umweltberatung mit Presseinformationen, Veranstaltungen und Postwurfsendungen im Bereich von „hot spots“ liegen vor.

Ausblick

Für größere, nur mit höherem Maschinenaufwand zu beseitigende Abstürze wurden Diplom-Arbeiten bzw. Projektierungen erstellt. Diese von Fachfirmen durchzuführende Umbauten stehen für die nähere Zukunft an.

Im weiteren Verlauf bachabwärts der Startstrecke sind Umgehungsgerinne um die Parkteiche und hydrologische Überprüfungen von Teileinzugsgebieten geplant. Wesentlich ist die besondere Situation der Großstadt: Das erstrebte lebendige Gewässer muss sicherstellen, dass Überflutungen von Kellerräumen nicht in höherem Maße stattfinden als derzeit. Ein Ziel insbesondere beim Erstellen von Bebauungsplänen ist, die Hochwassersituation zu entschärfen und damit letztlich auch die Niedrigwasserführung zu verbessern.

Die Arbeiten der Bachpaten werden auch in diesen Strecken unverzichtbaren Anteil an den Strukturverbesserungen haben.

Bestandsaufnahmen von Fischfauna und Wirbellosen werden in Kenntnis der Ausgangssituation die erreichten Veränderungen dokumentieren.

Bezogen auf das Elbe-Einzugsgebiet und die Forderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000, LAWA 2001) steht mittelfristig die Frage nach dem freien Organismenwechsel zwischen Wandse, Alster und Elbe an. Angesichts der vorhandenen Hochwasserschutzstrukturen wird insbesondere die letzte Verbindung weder einfach noch billig zu haben sein. Erst nach ihrer Realisierung ist aber von einem gesunden Flusssystem in der Großstadt Hamburg zu sprechen, in das auch Langstreckenwanderer aus dem Elbmündungsbereich und dem Meer wieder hineinziehen und ihre Laichgründe und Aufwuchsareale finden und nutzen können.

Literatur

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsbl. der Europäischen Gemeinschaften **L 327** vom 22.12.2000.
Janssen, G. (1999): Bachrenaturierung als Möglichkeit zur Verbesserung von Nahrungshabitaten des Schwarzstorchs (Ciconia nigra) am Beispiel Schleswig-Holsteins. – Vogel und Umwelt 10 (3): 103-121. ISSN 0173-0266.
LANU-SH (1999, Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein): Neunaugen und Fische der schleswig-holsteinischen Fließgewässer. – ISSN 0935-4697.

LANU-SH (2001): Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. – ISBN 3-923339-59-3.
LAWA (2001, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser): EU-Wasserrahmenrichtlinie – Programm für die Zukunft im Gewässerschutz. Tagungsband des Symposiums zur Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie am 13./14. Dezember 2000 in Schwerin. Kulturbuchverlag Berlin GmbH.
Lenkungsausschuß … (1999, Lenkungsausschuß der Gemeinsamen Landesplanung Hamburg/ Niedersachsen/ Schleswig-Holstein): Metropolregion Hamburg im Wettbewerb "Regionen der Zukunft" – Ziele, Strategien und Projekte für eine nachhaltige Entwicklung. Hamburg, Hannover, Kiel.
Madsen, B. L. & Tent L. (2000): Lebendige Bäche und Flüsse – Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und Revitalisierung von Tieflandgewässern. Libri-BoD. Hamburg. – ISBN 3-89811-546-1.
RA/SJA/DFU (1997, Ribe Amt, Sønderjyllands Amt, Danmarks Fiskeriundersøgelser): Laksefiskene og fiskeriet i vadehavsområdet. – ISBN 87-7342-841-8.
Senats-Commission (1894, Senats-Commission betreffend die Verunreinigung der Alster – Drucksache 4 –): Bericht des Hygienischen Instituts über die Verunreinigungen der Osterbeck und Eilbeck auf Preußischem Gebiet.
SJA (2000, Sønderjyllands Amt): Sådan trives fiskene i de sønderjyske bække og åer. – ISBN 87-7486-379-7.
Spratte, S. und U. Hartmann (1998): Fischartenkataster – Süßwasserfische und Neunaugen in Schleswig-Holstein. – Min. f. ländl. Räume, Landw., Ernähr. u. Tourismus Schleswig-Holstein (Hrsg.): ISSN 0935-4697.
Tent, L. (1998a): Gesundung von Flachlandbächen durch Ändern der Gewässerunterhaltung. - Deutsche Ges. f. Limnologie; Tagungsbericht 1997, Krefeld 1998, Band II: 862-866.
Tent, L. (1998b): Urban brooks: Task and pleasure for engaged citizens. – In: Urban Ecology, J. Breuste, Feldmann H. and Uhlmann O. (eds.), Springer Verlag Berlin Heidelberg. – ISBN 3-540-64617-5, pp. 315-319.
Tent, L. (2001): Trout 2010 – Restructuring Urban Brooks with engaged Citizens. – In: River Restoration in Europe; Practical Approaches, H. Nijland, and Cals M. J. R. (eds.), Proceedings of the Conference on River Restoration, Wageningen, The Netherlands 2000. ECRR and RIZA. RIZA report nr. 2001.023, pp. 231-237.
Tent, L. (2002, in preparation): Trout 2010 – Engaged Citizens participate in brook restoration. – Proc. IWA 2nd World Water Congress, Berlin, 15-19 October 2001.
VA/SJA (2000, Vejle Amt und Sønderjyllands Amt): Bedre vandløb – en praktisk håndbog. Hvordan man med små midler kann forbedre de fysiske forhold i mindre vandløb. – ISBN 87-7750-530-1.

Dank: Mein besonderer Dank gebührt den engagierten Bachpatengruppen, dem Projekt-Manager Wolfram Hammer (BUND Hamburg), Dieter Spangenberg mit seiner begeisterten Anglerjugendgruppe, den nimmermüden Umweltberaterinnen Sabine Axt, Helga Bahr, Angelika Gerlach und Verena Rabe mit ihrer qualifizierten Bachpatenbetreuung und – nicht zuletzt – dem Schirmherrn des Projekts, Bezirksamtsleiter Klaus Meister.

Wichowski, Franz-Josef[1] & Stelzer, Martin[2]
Keywords: Kinzig, Mittelgebirge, Renaturierung, Fischaufstiegshilfe, Fischfauna, Gewässerstrukturgüte.

Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen eines Langzeitmonitorings (Fischfauna und Gewässerstrukturgüte) in einem Fließgewässersystem des Hessischen Spessarts

[1] Regierungspräsidium Darmstadt, Abteilung Staatliches Umweltamt Hanau, Willy-Brandt Str. 23, D-63450 Hanau,
[2,] Büro für Umweltplanung und -beratung (GbR), Frankfurter Str. 42, D-63571 Gelnhausen;

1. Einleitung

Im Rahmen eines Förderprojektes des Bundesamtes für Naturschutz (E+E-Projekt Bieber/Kinzig) wurden zwischen 1993 und 1996 unter wissenschaftlicher Begleitung neuartige Verfahren zur Renaturierung von Gewässersystemen und Gewässerbiozönosen entwickelt, erprobt und in die Praxis umgesetzt (WICHOWSKI ET AL. 2000). Neben dem Bundesamt für Naturschutz beteiligten sich das Forschungsinstitut Senckenberg und das Land Hessen, vertreten durch das Regierungspräsidium Darmstadt, an der Finanzierung.
Das Hauptvorhaben (HV: Grunderwerb, Öffentlichkeitsarbeit, Baumaßnahmen) wurde von der Gemeinde Biebergemünd und der Stadt Gelnhausen getragen. Die wissenschaftliche Begleitung (WB) des Hauptvorhabens sowie die anschließende Ergebniskontrolle, die vom Mai 1998 bis August 1999 erfolgte, wurde unter der Leitung des Forschungsinstituts Senckenberg durchgeführt. Während des Hauptvorhabens wurden im Untersuchungsgebiet 39 Maßnahmen mit folgenden Zielen umgesetzt:

- Verbesserung der linearen Durchgängigkeit
- Erhöhung einer natürlichen Strukturvielfalt
- Verbesserung des Hochwasserschutzes und der Grundwasserneubildung

Als förderlich für eine konfliktarme, kostengünstige und zeitsparende Umsetzung sowie eine aussagekräftige Ergebniskontrolle haben sich folgende Punkte erwiesen:

- Das Vorliegen einer hochwertigen Datengrundlage als Entscheidungs- und Orientierungshilfe
- Ein abgestufter Maßnahmenkatalog und ein mittelfristig wirkendes Pflegekonzept in Verbindung mit einem Flurbereinigungsverfahren.
- Umsetzung über Plangenehmigungsverfahren.
- Verringerung der Baukosten und Verzicht auf technische Eingriffe.
- Eine breit angelegte Öffentlichkeitsarbeit.

2. Projektgebiet

Das Projektgebiet liegt im Bereich des nördlichen Buntsandsteinspessarts (Abb. 1). Es umfaßt das Gewässersystem des Biebergrundes und angrenzende Teile der Kinzig. Die 17 km lange Bieber ist das zentrale Fließgewässer dieses Spessarttales. Sie entspringt in 320 müNN oberhalb des Ortsteils Bieber und mündet bei Wirtheim (130 müNN) in die Kinzig. Die Kinzig – ein rechtsseitiger Mainzufluß – hat bei einer Gesamtlänge von ca. 90 km ein Einzugsgebiet von etwa 1047 km^2.

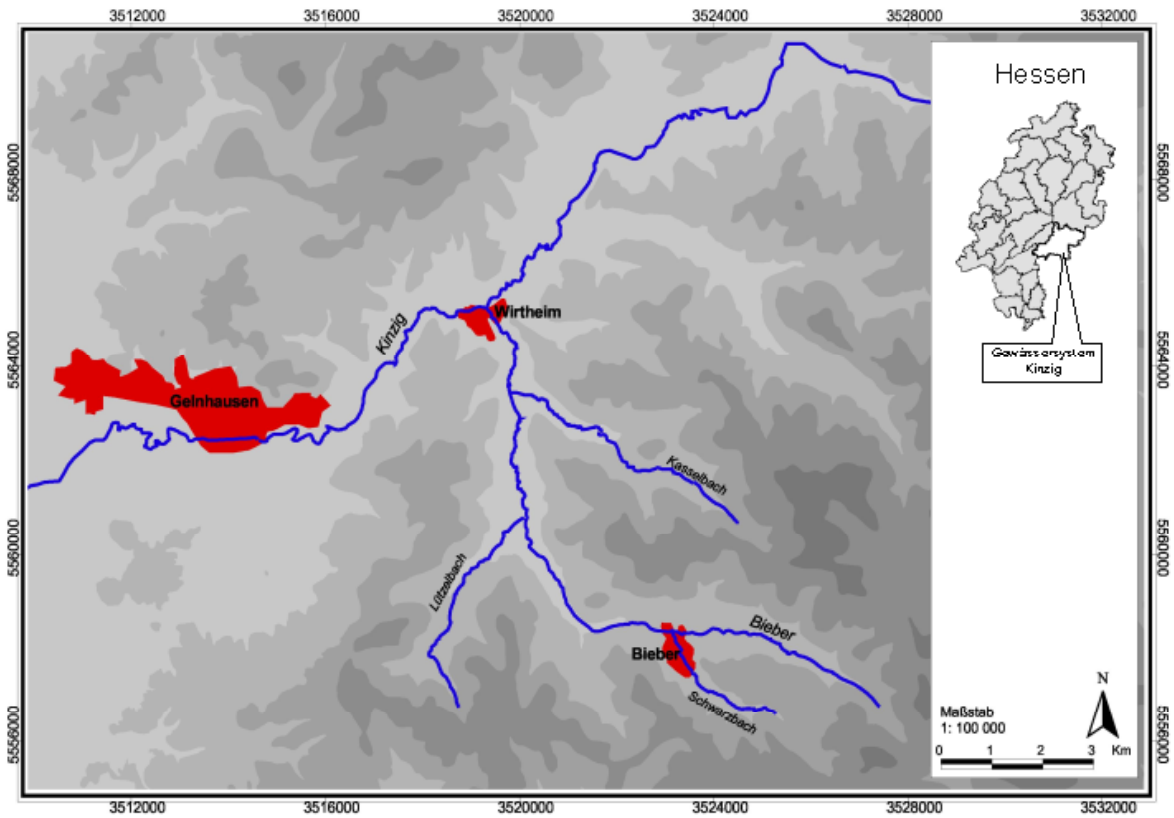


Abb. 1: E+E-Projekt Bieber/Kinzig: Darstellung des Projektgebietes im Einzugsgebiet der Kinzig im Main-Kinzig-Kreis (Hessen).

3. Fragestellung

Unter dem Einfluß der Renaturierungsmaßnahmen wurden die Parameter Wassergüte, Gewässerstrukturgüte, lineare Durchgängigkeit, Fischfauna, Strömungsgeschwindigkeit, Ufervegetation und Boden untersucht. Im vorliegenden Beitrag stehen die im Rahmen der Ergebniskontrolle untersuchten Aspekte:

- Fischfauna,
- Gewässerstrukturgüte,
- lineare Durchgängigkeit im Vordergrund.

4. Methoden

In der Zeit von Juli 1998 bis August 1999 wurden ausgewählte Renaturierungsbereiche elektrisch befischt (Elektrofischereigeräte DEKA 3000 und DEKA 7000). Dabei wurden jahreszeitliche Aspekte berücksichtigt (Befischungen jeweils im Frühjahr, Sommer, Herbst und Winter). Die Fische wurden in Abhängigkeit von der Länge mit Farbmarkierungen (Pan-Jet) oder VI-Tags versehen, um bei den Wiederfängen Informationen über Ortswechsel zu erfassen. Die Kartierung der Gewässerstrukturgüte erfolgte anhand der Kartieranleitung des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (LfW Rh. Pf. 1996). Die Strömungsmessungen in den Fischaufstiegen wurden bei unterschiedlichen Abflüssen mit dem Gerät Nautilus 2000 (Firma Ott) durchgeführt.

5. Ergebnisse und Bewertung

Bewertung der linearen Durchgängigkeit anhand der Strömungsverhältnisse sowie der Ortswechsel von Fischen

Von 1994 bis 1997 wurden im Projektgebiet insgesamt 24 Querbauwerke mit Fischaufstiegshilfen (Sohlgleiten, Sohlenrampen, Fischrampen) gemäß DVWK Richtlinie 232/1996 versehen (DVWK, 1996). Die Funktionskontrolle erfolgte anhand von Strömungsmessungen sowie der Ermittlung der Ortswechsel der Fische.

Die Fischaufstiegshilfe am Kinzigwehr der Firma Veritas in Gelnhausen (Maßnahme M 12.1) wurde im Winter 1996 fertiggestellt. Der Rampenkörper besteht aus gesetzten Steinen. Hier wurden am 17.08.98 Strömungsmessungen bei einem niedrigen Abfluß von 2,04 m^3/s durchgeführt. Durch Elektrobefischungen wurden in der Rampe mehrmals Bachforellen nachgewiesen. Bei keiner der Meßreihen, die bei unterschiedlichen Abflüssen ermittelt wurden, konnten großflächige Überschreitungen der zulässigen Grenzwerte (2 m/s) festgestellt werden. Die Abbildung 2 zeigt das dazugehörige Strömungsprofil.

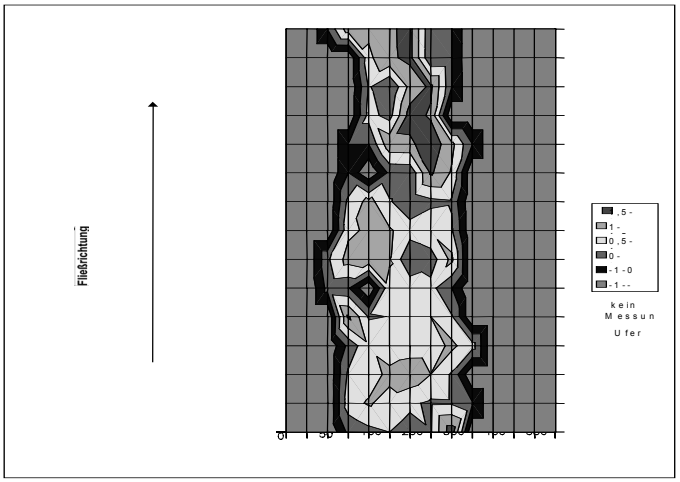


Abb. 2: E+E-Projekt Bieber/Kinzig (WB 1998/1999). Strömungsprofil: Oberflächenströmung der Fischaufstiegshilfe an der Kinzig (Veritaswehr in Gelnhausen, Maßnahme M 12.1), am 17.08.98, Abfluß: 2,04 m^3/s. Im Auslaufbereich des Rampenkörpers treten partiell Strömungsgeschwindigkeiten von bis zu 2 m/s auf. Die Strömungsgeschwindigkeiten in den ufernahen Bereichen liegen mit 0 bis 1,0 m/s deutlich darunter.

In der Zeit von Juni 1998 bis zum August 1999 wurden insgesamt 5393 Fische (25 Arten) markiert (Abb. 3). Bei den Kontrollbefischungen konnten etwa 30% (1574 Individuen) davon, verteilt auf 11 Arten, wieder gefangen werden. Bachforelle, Äsche, Rotauge und Gründling stellten den größten Anteil am Gesamtfang. 21% (n = 344) davon hatten einen Ortswechsel vollzogen (Abb. 3). Folgende Arten waren an den Wanderungen beteiligt: Äsche, Bachforelle, Hasel, Döbel und Gründling. Hierbei stellen die Äsche mit 219 (64%) und die Bachforelle mit 120 Tieren (35%) den überwiegenden Anteil an den gewanderten Individuen (Abb. 3).

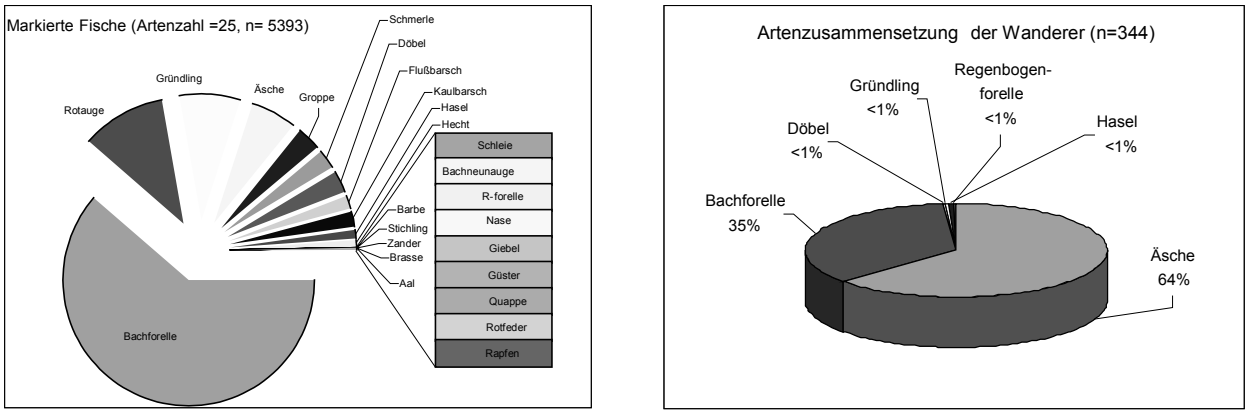


Abb. 3: E+E Projekt Bieber/Kinzig (Ergebnisse der WB 98/99): Linke Abbildung: Artenzusammensetzung der in den Untersuchungsjahren 1998-99 im Bieber-Kinzig-System markierten Fische. Rechte Abbildung: Artenzusammensetzung der gewanderten Fische im Bieber-Kinzig-System in den Untersuchungsjahren 1998-99.

Im untersuchten Gewässersystem wurden umfangreiche klein- und großräumige Ortswechsel der Äsche und der Bachforelle ab der Altersklasse 1+ festgestellt. Die Wanderbewegungen beginnen in der Kinzig bei Gelnhausen und reichen bis in den Unter- und Mittellauf der Bieber. Aus dem Oberlauf der Bieber gelangen Bachforellen bis in den Kinzigabschnitt bei Gelnhausen (Abb 1). In Verbindung mit den Strömungsmessungen konnte somit eine deutliche Verbesserung der linearen Durchgängigkeit: Passierbarkeit der in diesem Abschnitt befindlichen Fischaufstiege (n = 14) nachgewiesen werden.

Gewässerstrukturgüte
Vor und nach der Renaturierung wurden 44 Gewässerabschnitte hinsichtlich der Gewässerstrukturgüte bewertet. Dabei verbesserte sich die Gewässerstrukturgüte um 1 bis 4 Klassen. Der Durchschnittswert lag bei zwei Klassen. Die Veränderung der Hauptparameter Laufentwicklung, Längsprofil und Sohlenstruktur war hierbei ausschlaggebend.

Der Schwarzbach-Mündungsbereich kann als typisches Beispiel angeführt werden. Nach der Renaturierungsmaßnahme wurde der Bach um zwei Klassen besser bewertet (Abb. 4). Die Gründe für diese Gesamtbewertung liegen in der deutlichen Verbesserung der Sohlenstrukturen und Ufer durch die Entfernung der Betonhalbschalen sowie durch Laufverlängerungen und Uferabflachungen in diesem Gewässerabschnitt.

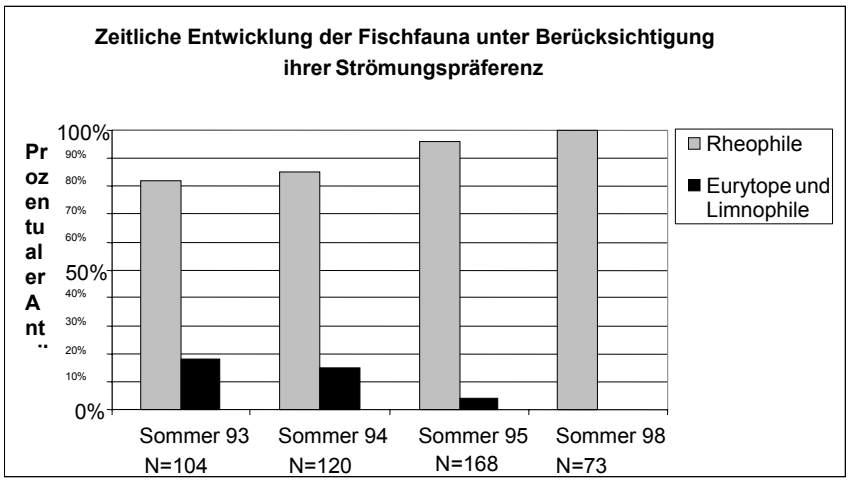


Abb. 4: E+E-Projekt Bieber/Kinzig. Veränderung der Gewässerstrukturgüte infolge einer Renaturierungsmaßnahme am Schwarzbach. Der Bereich wurde nach der Renaturierung (rechtes Foto) um zwei Klassen besser bewertet (Güteklasse 4). Die Gründe für die höhere Einstufung liegen in der Verbesserung der Ufer- und Sohlenstruktur, infolge der Entfernung der Betonhalbschalen.

Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen auf die Fischfauna
Die Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen auf die Entwicklung der Fischfauna des Biebersystems sind im Mündungsbereich der Nebenflüsse und im Unterlauf der Bieber deutlich erkennbar und begünstigen die Entwicklung einer von Salmoniden geprägten Lebensgemeinschaft. Im Unterlauf der Bieber konnte die Gewässerstrukturgüte um 2 Klassen verbessert werden.
Von Sommer 1994 bis Sommer 1998 nimmt der Anteil der rheophilen Arten in diesem Abschnitt der Bieber anteilig zu, während die limnophilen und eurytopen Arten zunächst deutlich zurückgehen und schließlich nicht mehr auftreten (Abb. 5).

6. Fazit

Die Ausgangsfragestellung, inwieweit sich positive Auswirkungen der im Zuge des Hauptvorhabens (HV) durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen durch Veränderungen der Gewässerstrukturgüte erfassen lassen, ist eindeutig zu bejahen.
Im Rahmen der Bewertung der Fischaufstiege wurde festgestellt, dass die gewählten Bauweisen, geschüttete Rampe mit Querriegeln aus Holz im Rhithral und gesetzte Bauweise mit Stahlspundwänden im Potamal, gute Ergebnisse hinsichtlich der hydraulischen Parameter sowie der Haltbarkeit garantieren (BUB 1999). Die während des HV geschaffenen Biotopstrukturen bieten zusammen mit der Verbesserung der linearen Durchgängigkeit eine ideale Grundlage für die erfolgreiche Etablierung standorttypischer Gewässerbiozönosen (BUB 2000). Hierbei ist zwischen lokalen Auswirkungen, die beispielsweise infolge einer Verbesserung der Ufer- oder Sohlenstruktur nur am Ort der Maßnahme erkennbar sind und regional wirksamen Aspekten, insbesondere Verbindung von Laich – und Aufwuchshabitaten oder Fließstrecken, zu unterscheiden.
Das Ziel, die regionalen und lokalen Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen anhand der Ichthyofauna des Projektgebietes zu beschreiben ist erreicht worden. Neben der Erschließung vorhandener Habitatstrukturen, infolge verbesserter linearer Durchgängigkeit, sind die deutlichen Veränderungen vor allem durch die gezielten lokalen Verbesserungen der Gewässerstrukturgüte zu erklären.



Rheophil	Limnophil	Eurytop
Bachforelle	Stichling	Rotauge
Regenbogenforelle		Aal
Äsche		
Schmerle		
Nase		
Bachneunauge		
Döbel		
Gründling		

Abb. 5: E+E-Projekt Bieber/Kinzig (WB 1998/1999): Prozentuale Verteilung der Fische und Rundmäuler im Unterlauf der Bieber am Spielplatz Wirtheim unter Berücksichtigung der Strömungspräferenz der jeweiligen Arten nach SCHIEMER & SPINDLER (1989) im Verlauf der Untersuchungen von 1993 bis 1999. Die Umsetzung der Renaturierungsmaßnahme erfolgte im Februar 1994.

7. Literaturauswahl:

BUB: Büro für Umweltplanung und -beratung (1999): Entwicklungsmöglichkeiten der Äsche und Nase in der Kinzig vor dem Hintergrund gezielter Besatzmaßnahmen. (unveröffentl. Gutachten, im Auftrag der Interessengemeinschaft der Kinzigpächter, IGK).

BUB: Büro für Umweltplanung und -beratung (2000): Funktionskontrollen der Fischaufstiegsanlagen am Herrenmühlenwehr und Antoniterwehr der Kinzig in Hanau. (unveröffentl. Gutachten, im Auftrag des Amtes für Straßen- und Verkehrswesen Gelnhausen).

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.) [Hrsg.] (1996): Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft **232**: 110 S. Bonn.

LFW RH. PF.: Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz [Hrsg.] (1996): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland: Verfahrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft im Bereich der Mittelgebirge, des Hügellandes und des Flachlandes. - 180 S.

SCHIEMER, F., SPINDLER, T. (1989): Endangered fish species of the Danube river in Austria. regul. Rivers: Res. & Manage. 4: 397-407.

WICHOWSKI, F.J., STELZER, M. BOBBE, T. & H. HEDTKE. (2000): E+E-Projekt Bieber/Kinzig - "Revitalisierung von Fließgewässern - ein Arten- und Biotopschutzkonzept für kleine und mittlere Gewässersysteme." Abschlußbericht für die wissenschaftliche Ergebniskontrolle. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). 161 S.

Gewässerentwicklungsplanung unter Berücksichtigung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in einer durch Bergsenkungen beeinträchtigten Landschaft

Susanne Leese-Bartram, Dr. Udo Kosmac
Linksniederrheinische Entwässerungsgenossenschaft, Friedrich-Heinrich-Allee 64, 47475 Kamp-Lintfort

Andreas Schattmann, Klaus-Bernhard Kühnapfel
Ingenieur- und Planungsbüro Lange GbR, Am Schürmannshütt 38c, 47441 Moers

Zusammenfassung

Für insgesamt 83 km Gewässerstrecke ist von der Linksniederrheinischen Entwässerungsgenossenschaft (LINEG) eine Konzeption zur Verbesserung der Durchgängigkeit der Fließgewässer im Einzugsgebiet des Xantener Altrheins[1] entwickelt worden. Diese berücksichtigt die Besonderheiten der Fließgewässer in diesem durch untertägigen Bergbau beeinflußten Raum und bezieht bestehende sowie zukünftig notwendige vorflut- und grundwasserstandsregulierende Maßnahmen ein. Die nähere Erarbeitung wurde dem Ingenieur- und Planungsbüro Lange GbR übertragen.

Ziel der Konzeption ist es, eine naturnahe Entwicklung des betrachteten Fließgewässersystems zu erreichen. Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Gewässer steht hier im Vordergrund, wobei diese nicht nur auf die Gewässer selbst, sondern auch auf die Auenbereiche zu beziehen ist (Biotopverbundfunktion). Wesentliche Maßnahmen zur Umsetzung sind vor allem die Beseitigung vorhandener Durchgängigkeitshindernisse, die Extensivierung der Auen und die Bereitstellung von ausreichend dimensionierten Uferstreifen. Von besonderer Bedeutung für die Durchgängigkeit des Gewässersystems ist eine Verbesserung der Wasserführung der Fließgewässer durch eine erweiterte Einspeisung von anfallendem Grundwasser aus Poldergebieten auch in heute noch überwiegend trockene Gewässerabschnitte. Auf Grundlage der vorhandenen und geplanten Grundwasserpumpanlagen wurde ein System der zukünftigen Wassereinspeisung entwickelt, so daß beim überwiegenden Teil des Gewässernetzes dadurch wieder eine ganzjährige Wasserführung erzielt werden kann.
Ein Ergebnis der Untersuchungen sollte auch die Ermittlung des erforderlichen Flächenbedarfes für die Umsetzung eines durchgängigen Gewässerauensystems in der intensiv genutzten und anthropogen überformten Landschaft sein.

Einige wichtige Aspekte der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) konnten in der Konzeption, die vor Verabschiedung der WRRL fertiggestellt wurde, berücksichtigt werden. In diesem Beitrag wird versucht, diese Aspekte herauszustellen und gleichzeitig auf die noch ausstehenden Arbeiten im Rahmen der Umsetzung der Richtlinie hinzuweisen.

Gewässerentwicklungsplanung und EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die Gewässerentwicklungsplanung verfolgt das Ziel der naturnahen Entwicklung der Fließgewässer unter Berücksichtigung sozio-ökonomischer Rahmenbedingungen. Die vorliegende Konzeption konkretisiert dieses Ziel auf der Ebene des Einzugsgebietes des Xantener Altrheins.

[1] Das Projekt wird vom Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) gefördert.

Die WRRL stellt durch ihre Zielsetzung, einen guten ökologischen Zustand aller Oberflächengewässer und des Grundwassers zu erreichen, weitreichendere Anforderungen an den Gewässerschutz. Die einzugsgebietsweite und integrierte Betrachtungsweise, der gewässertypenspezifische Ansatz sowie eine breitere ökologische Bewertung haben auch Auswirkungen auf die Gewässerentwicklungsplanung. So wird die Naturnähe (ökologischer Zustand) eines Gewässers nun in erster Linie über die biologischen Qualitätskomponenten aquatische Flora, Wirbellosenfauna und Fischfauna definiert, während hydromorphologische Kenngrößen, die z.T. über die Strukturgütekartierung erfaßt werden, nur unterstützend heranzuziehen sind. Chemisch-physikalische Kenngrößen sind ebenfalls zur Bewertung der ökologischen Gewässerqualität zu berücksichtigen (LAWA 2001). Zur Bestimmung des ökologischen Status von Gewässern werden z.Zt. neue biozönotische Bewertungsmethoden entwickelt, die zukünftig anzuwenden sind.

In der vorliegenden Konzeption konnten einige Aspekte und Kenngrößen der WRRL einbezogen werden, die über die gängige Bearbeitung eines Konzeptes zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern hinaus gehen.

Hier sind in erster Linie zu nennen die Bestandsanalyse der Gewässerbiozönose (Fische, Makrozoobenthos, Wasserpflanzen) und des Wasserhaushaltes (Pumpmengen der Vorflut- und Grundwasserpumpanlagen im Jahresverlauf, Wasserführung, Fließrichtung, Strömungsverhältnisse, Grundwasserstände, Infiltration von Grundwasser in die Fließgewässer). Einige der für Fließgewässer bedeutsamen und nach der WRRL geforderten hydromorphologischen Kenngrößen fanden zumindest ansatzweise Berücksichtigung in der Konzeption.

DIE KONZEPTION

Das Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Fließgewässer verlaufen überwiegend in Altstromrinnen der Rheinaue bzw. Niederterrasse des Rheins. Regelmäßige und großflächige Überflutungen kennzeichneten die Stromniederung vor dem Beginn der Rheineindeichung. Bedingt durch die hohen Grundwasserstände in der Stromniederung ist eine dauerhafte Wasserführung der Fließgewässer vor Ausbau und Eindeichung des Rheins anzunehmen.

Nach der Regulierung und Eindeichung des Rheins kam es durch eine verstärkte Sohlenerosion (1,5-4 cm pro Jahr, BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR 1997) zu sinkenden Grundwasserständen, wodurch sich die Fließgewässer immer stärker zu nur noch temporär wasserführenden Gerinnen entwickelten.

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung des Untersuchungsgebietes sowie der untertägige Kohle- und Salzabbau haben dazu geführt, daß die vorhandenen Niederungsgewässer in ihrer morphologischen und biologischen Ausstattung stark überprägt wurden (u.a. durch Gewässereintiefung und –begradigung, Nivellierung der Gewässerstruktur durch den Ausbau). Weite Bereiche des Untersuchungsraumes unterliegen irreversiblen Geländesenkungen durch den Steinkohlen- oder Salzbergbau. Zur Verhinderung von Gebäudeschäden oder großflächiger Überstauungen (Bestandsschutz) werden die Grundwasserstände mit Hilfe von Grundwasserpumpanlagen reguliert. An den Fließgewässern werden Senkungsbereiche durch Vorflutpumpanlagen überwunden. Durch Einleitung des bei Polderungsmaßnahmen anfallenden Grundwassers und durch die Vorflutpumpanlagen wird einem Trockenfallen von Gewässerabschnitten entgegengewirkt. Dennoch führen die notwendigen Maßnahmen zur Vorflut- und Grundwasserregulierung streckenweise zu nachteiligen Veränderungen durch Entstehung von Rücklaufstrecken.

Die Abhängigkeit der Wasserführung der meisten Fließgewässer von Pumpanlagen führt zu einer deutlichen Veränderung der Abflußverhältnisse und demzufolge auch der Auen-

und Gewässerbettdynamik. Ein Absinken der Grundwasserstände wird durch die bereits erwähnte Rheinsohlenerosion, die ausbleibende Überschwemmung und die Melioration bewirkt.

Leitbild der Gewässer- und Auenentwicklung
Für die Ermittlung von Defiziten in der aktuellen Ausprägung der Niederungsgewässer wurden die Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer (LUA 1999b) und die Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens (LUA 1999a) als Bewertungsmaßstab herangezogen. Aus dem Ist-Zustand und dem naturraumspezifischen Leitbild sind die Entwicklungsziele für die wesentlichen Kenngrößen Wasserführung, Gewässerstruktur, Gewässergüte, Biotopstruktur, faunistisches Arteninventar und Flächennutzungsstruktur abgeleitet worden.

Zustandsanalyse
Nach der WRRL sind die Referenzbedingungen für die Fließgewässer als Bezugsrahmen (Beurteilungsmaßstab) heranzuziehen, die voraussichtlich 2002 bundesweit für alle Gewässertypen vorliegen werden (LAWA 2001). In der Konzeption wurden die o.g. Leitbilder des LUA verwendet.
Die Bestandsaufnahme nach der WRRL umfaßt u.a. die Feststellung signifikanter anthropogener Belastungen und ihrer Auswirkungen auf die Gewässer. Die Definition und Bewertung der Signifikanz von Belastungen muß noch konkretisiert werden (in LAWA Arbeitspapieren). Zu erfassen sind die Einflüsse von punktuellen und diffusen Quellen, Abflußregulierung, Gewässermorphologie, Landnutzung und Wasserentnahmen. Bewirken die Einflüsse auf die Hydromorphologie eine Gefährdung des guten ökologischen Zustandes, kann dieses zu einer Einstufung als „erheblich verändertes Fließgewässer“ führen. Die Definition des Begriffes und das Verfahren zur Ausweisung werden ebenfalls z.Zt. im Rahmen von Forschungsarbeiten konkretisiert. Nachfolgend werden die in der Konzeption ermittelten Beeinträchtigungen beschrieben.
Wichtige Arbeitsschritte im Rahmen der Zustandsanalyse waren die Erfassung und Bewertung der o.g. Kenngrößen sowie der Gewässerunterhaltung, planerischen Vorgaben (u.a. Schutzgebiete) und technischen Bauwerke durch Auswertung vorhandener Daten (zur Gewässergüte, Fischfauna, chemisch-physikalischen Parametern, Lage und Pumpleistung der Pumpanlagen, zu Grundwasserständen, Senkungsprognosen etc.) sowie der Datenerhebung (v.a. Gewässerstrukturgüte, Biotoptypen, Wasserführung, Flächennutzung). Die Datenanalyse erfolgte durch die Verknüpfung von Datenbanken (z.B. Bauwerksverzeichnis, Strukturgüte, Topographie, Gewässerverlauf) innerhalb eines Geographischen Informationssystem (GIS) und die Darstellung in Form von Bestandskarten für die wichtigsten Kenngrößen. Der Einfluß des Bergbaus auf die Grundwasserverhältnisse, das Abflußgeschehen und die Gewässerökologie wird für den Ist-Zustand analysiert und für die Zeitschnitte 2005 und 2015 prognostiziert.

Die Niederungsgewässer des Untersuchungsraumes sind durch deutliche Defizite in der Gewässerstruktur gekennzeichnet, die vorwiegend den Güteklassen 5 und 6 (merklich bis stark geschädigt) zuzuordnen ist. Gründe hierfür liegen in den intensiven landwirtschaftlichen und bergbaulichen Nutzungen des Raumes, die Gewässerausbaumaßnahmen, u.a. die Begradigung, Tieferlegung und Beseitigung von Strukturen zur Gewährleistung eines zügigen Hochwasserabflusses, notwendig machten. Auch die Gewässergüte weist durch das streckenweise Auftreten der Güteklasse II-III Defizite auf.

Das Artenspektrum der Makrozoobenthosbiozönose in den untersuchten Niederungsgewässern ist überwiegend als verarmt einzustufen. Einige permanent wasserführende Fließgewässer weisen eine teilweise gewässertypische Biozönose mit höheren Anteilen von Fließgewässerarten auf (mittlere von fünf Bewertungsstufen). Anspruchsvolle Köcher- und Eintagsfliegen fehlen weitgehend.

Auch die Fischfauna weist in den untersuchten Abschnitten, bedingt durch die eingeschränkte Durchgängigkeit, nur geringe Artenzahlen auf, wobei durch den Xantener Altrhein wegen des Vorkommens zahlreicher fließgewässertypischer Arten ein hohes Wiederbesiedlungspotential gegeben ist.
Im Rahmen der WRRL wird eine integrative Gewässerbewertung erforderlich, die alle biologischen Qualitätskomponenten berücksichtigt (s.o.).

Eine weitere anthropogene Beeinträchtigung ist die über weite Strecken nur periodische oder temporäre Wasserführung der Gewässer, die auf die fortschreitende Rheinsohlenerosion, die fehlende Überflutung durch den Rhein und auf Bergsenkungen zurückgeht. Bei Gefährdung von Gebäuden oder landwirtschaftlicher Nutzung infolge des Absinkens der Tagesoberfläche werden vorflut- und grundwasserregulierende Maßnahmen erforderlich, die an vielen Gewässerstrecken erst eine ganzjährige Wasserführung ermöglichen.

Die Bergsenkungen verursachen abschnittsweise eine Gefälleumkehr der Gewässersohle im Längsverlauf von Fließgewässern. Auch künftig werden mehrere durch den untertägigen Abbau verursachte Senkungsschwerpunkte entstehen. Es entstehen Rücklaufstrecken, die jedoch ständig Wasser führen und die Durchgängigkeit der Gewässer allenthalben aufgrund der Umkehr der Fließrichtung beeinträchtigen. Zur Zeit wird die Durchgängigkeit der Gewässer noch durch trockene Gewässerabschnitte, unzureichende Verrohrungen und Durchlässe (insgesamt entsprechen 85 Durchlässe mit einer Länge von insgesamt 900m nicht mehr den heute gesetzten Anforderungen der Blauen Richtlinie; MURL 1999) sowie Absturz- und Wehrbauwerke beeinträchtigt. Auswirkungen von Pumpanlagen mit Rücklaufstrecken auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna sind von der Universität Essen untersucht worden (Beitrag von Frau Dr. Podraza in diesem Tagungsband).
Problematisch ist die Abhängigkeit der Wasserführung der meisten Fließgewässer von der Pumptätigkeit der Vorflut- und Grundwasserpumpanlagen. Dadurch haben sich die Abfluß- und Gewässerbett- sowie Auendynamik deutlich verringert. Das Verhältnis zwischen Niedrig- und Hochwasserabfluß hat sich von etwa 1:30 (Beispiel Issel, BUSCH&KREYMANN 1992) auf 1:4 bis maximal 1:10 verringert. Auswirkungen auf die Habitate und damit auf die Lebensraumeignung der Gewässersohle, der Ufer und der Auen sind die Folge.
Darüber hinaus werden die Auen intensiv landwirtschaftlich genutzt. Der Grünlandanteil ist mit etwa 50% zwar noch recht hoch, doch besteht er fast ausschließlich aus Fettweiden. Ackerland nimmt 14% der gesamten Auenfläche ein. Gewässerrand- und Saumstreifen sind nur selten vorhanden, so daß Nährstoffe aus den landwirtschaftlichen Flächen leicht in die Gewässer gelangen können.

Entwicklungsziele
Im Vordergrund der vorliegenden Konzeption stehen die Wiederbespannung der trockenen bzw. temporär wasserführenden Gewässer mit Hilfe des anfallenden Grundwassers aus den bestehenden und zukünftig nötigen Grundwasserpumpanlagen und die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit des Fließgewässersystems.
Die Beseitigung oder Umgehung vorhandener Barrieren, wie z.B. Abstürze oder Wehre, die Umgestaltung von unzureichenden Durchlässen und Verrohrungen sowie die Umwandlung von Sohlrampen in Sohlgleiten soll die Durchgängigkeit des Wasserkörpers und der Gewässersohle deutlich verbessern.
Die Gewässerdurchgängigkeit stellt neben der Morphologie und dem Wasserhaushalt eine Hauptkenngröße der Hydromorphologie gemäß der WRRL dar.
Weiterhin wird angestrebt eine naturnahe Gewässerentwicklung durch eine verbesserte Wasserführung, die Bereitstellung von Gewässerrandstreifen u.a. Maßnahmen zu ermöglichen und zu initiieren.
Die Auenentwicklung durch Nutzungsextensivierung (Grünlandextensivierung, Ackerumwandlung), Gehölzinitialpflanzungen und Schaffung von Gewässerrandstreifen soll natur-

nah gestaltet und die Auen so durchgängig gemacht werden, damit sie ihre Funktion als Biotopverbundachsen wahrnehmen können.
Ein möglicherweise sekundär erreichbares Ziel ist die Verbesserung der Wasserqualität auf die Güteklasse II.

Maßnahmenkonzeption
Zur Verbesserung der Gewässerdurchgängigkeit ist die Einleitung von Grund- und Vorflutwasser in die Gewässerläufe und dadurch die Reaktivierung trockener Gewässerstrecken vorgesehen. Dazu wurde die erforderliche Mindestwasserzufuhr für die einzelnen Gewässer berechnet und der zukünftig verfügbaren Wassermenge gegenübergestellt. Eine deutliche Verbesserung der Wasserführung ist für mehrere Gewässer möglich. Dadurch kann auch der Fließgewässerlebensraum erweitert werden. Ein System der zukünftigen Wasserführung (für den Zeitschnitt 2015) ist unter Berücksichtigung der zu erwartenden Bergsenkungen und der bestehenden sowie geplanten Vorflut- und Grundwasserpumpanlagen entwickelt und als Karte dargestellt worden. Diese war eine wichtige Planungsgrundlage für die Ableitung weiterer ökologischer Verbesserungsmaßnahmen am Gewässerbett und im Umfeld.
Die Einleitstellen (Quelltöpfe) sind ökologisch zu optimieren, d.h. sie sind z.B. als durchgängige Sohlgleiten zu gestalten, um Fischen und Benthosorganismen eine Durchwanderung zu ermöglichen.
Unzureichende Durchlässe sollen nach Maßgabe der Blauen Richtlinie (MURL 1999) umgestaltet und Abstürze sowie Sohlrampen in flache Sohlgleiten umgewandelt werden. Umgehungsgerinne, die im Falle von Zwangspunkten notwendig werden, sind in ihrer Gestaltung an die Vorgaben des DVWK (1996) anzulehnen.
In den Gewässerauen wird angestrebt, Ackerflächen in Grünland umzuwandeln und die Grünlandflächen zu extensivieren. Hierzu ist eine partnerschaftliche Kooperation mit den Landwirten, begleitet von einer sachlichen Öffentlichkeitsinformation erforderlich, um den Ankauf oder Tausch von Flächen auf freiwilliger Basis zu bewerkstelligen. Es wird angestrebt, daß die Auenbereiche weiterhin durch die Bereitstellung von Gewässerrandstreifen, die Entwicklung von Sukzessionsflächen und Gehölzbeständen ökologisch aufgewertet werden.
Maßnahmen zur Verbesserung der Uferbereiche und der Gewässersohle (z.B. Belassen/Einbringen von Totholz, Entwicklung von Ufergehölzbeständen) und die Berücksichtigung der Mindestwasserführung sollen die Lebensbedingungen in den vorhandenen, wasserführenden Fließgewässerstrecken verbessern und den Fließgewässerlebensraum erweitern.

Der für die Umsetzung der Maßnahmen erforderliche Flächenbedarf wurde ermittelt und eine Kostenschätzung aufgestellt. Zur besseren Umsetzbarkeit erfolgte eine Aufteilung des Untersuchungsgebietes in 4 Teilräume (Realisierungskomplexe) und eine Vergabe von Prioritäten für die Beseitigung von Durchgängigkeitshindernissen, Verbesserung der Wasserführung und Regeneration der Aue (Kartendarstellung).
Die vorgestellte Maßnahmenkonzeption ist realisierbar und geeignet, eine naturnahe Entwicklung der Fließgewässer zu initiieren, den Fließgewässerlebensraum zu erweitern, die Lebensbedingungen in den bereits wasserführenden Strecken und die Durchgängigkeit der Gewässer und Auen zu verbessern.
Dennoch bleiben Einschränkungen der Gewässer- und Auendurchgängigkeit bestehen, weil durch entstehende Rücklaufstrecken die Wanderaktivitäten von typischen Fließgewässerarten beeinträchtigt werden und die Lebensbedingungen dieser Arten in den stark überprägten Niederungsgewässern durch die eingeschränkte Abfluß-, Gewässerbett- und Auendynamik möglicherweise nicht wiederherstellbar sind. Eine vollständige Reaktivierung der Auenbereiche als Lebensraum spezialisierter, feuchteliebender Pflanzen- und Tierarten und als Überschwemmungsgebiete ist aufgrund der verringerten Überflutungsdynamik

und der abgesenkten Grundwasserstände nicht möglich. Die Grenzen der Vernetzbarkeit des Fließgewässersystems in diesem überprägten Landschaftsraum werden dadurch deutlich.

Ausblick

Die Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen und deren Auswirkungen im Rahmen der Bestandsaufnahme nach WRRL (bis 2004) dient der Festlegung von Oberflächengewässern, bei denen die Zielerreichung des guten ökologischen Zustandes fraglich ist (LAWA 2001). Zur weiteren Beurteilung im Sinne der WRRL fehlen noch konkrete fachliche Vorgaben. Gilt die Anwendung auch für das z.T. untergeordnete Gewässersystem, so wären die an den meisten untersuchten Gewässern bestehenden Abflussregulierungen und morphologischen Veränderungen als signifikante Beeinträchtigungen zu deuten, die die Zielerreichung beeinflussen bzw. gefährden. Ob diese Fließgewässer dann als „erheblich verändert“ nach Artikel 4 Abs. 2 a und Abs. 3 WRRL (EU 2000) einzustufen wären, gilt es zu prüfen.

Wichtige die Funktionsfähigkeit des Fließgewässersystems prägende Faktoren und Belastungen wurden im Rahmen der Konzeption zur Verbesserung der Durchgängigkeit untersucht und in ihrer Bedeutung bewertet. Die Konzeption liefert wichtige Daten und Ergebnisse für die Bestandsaufnahme gemäß der WRRL und die Erstellung des Bewirtschaftungsplanes für das Teileinzugsgebiet Rheingraben Nord. Die Maßnahmen können als erste Schritte zur Erreichung des guten ökologischen Potentials bzw. Zustandes angesehen werden.

Literatur

BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR (Hrsg.) 1997: Sohlengleichgewicht am Rhein. Abteilung Binnenschiffahrt und Wasserstraßen. Münster, Mainz.

BUSCH, W. & KREYMANN, H. 1992: Die Issel und ihre Fischfauna. Bonn.

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) 1996: Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232. Bonn.

EUROPÄISCHE UNION – PARLAMENT UND RAT (EU) 2000: Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 23.10.2000. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22.12.2000.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 2001: Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Stand 20.02.2001. Unterausschüsse des EU-Kontaktausschusses: Vorarbeiten zur fachlichen und rechtlichen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA) 1999a: Referenzgewässer der Fließgewässertypen Nordrhein-Westfalens, Teil 1: Kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Merkblätter Nr. 16 des Landesumweltamtes NRW. Essen.

LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA) 1999b: Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Essen.

LINEG (2000): Konzeption zur Verbesserung der Durchgängigkeit der Fließgewässer im Einzugsgebiet des Xantener Altrheins. Unveröffentlichtes Gutachten. Kamp-Lintfort.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NRW (MURL) 1999: Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. 5., völlig neu bearbeitete Auflage. Düsseldorf.

Bestimmung des limnologischen Zustandes der Gewässer und Lokalisierung der Nährstoffquellen im Cybina-Einzugsgebiet

Ronny Hämmerling [1], Inga Eydeler [2] & Brigitte Nixdorf [1]

[1]Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, r.haemmerling@limno-tu-cottbus.de
[2] KLS
Neue Große Bergstraße 20, 22767 Hamburg

1 Einleitung

Der Inhalt des Cybina-Projektes bestand in der Untersuchung des in Polen gelegenen hocheutrophen Swarzedz-Sees und der Analyse der Nährstoffbelastung im Cybina-Einzugsgebiet. Die Untersuchungen des Sees und des Einzugsgebietes wurden von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt finanziert und stellen eine deutsch – polnische Kooperation dar. Die Projektleitung hatte das Ing. Büro KLS aus Hamburg. Kooperationspartner waren die Stadt Swarzedz, die Universität Poznan sowie die BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz. Die Projektlaufzeit betrug 18 Monate, Projektbeginn war im April 2000.

Notwendig zur Analyse ist die Betrachtung des Gesamtsystems, die einzugsgebietsbezogene Sicht auf die Land-Gewässer-Beziehungen. Die Trophie der Gewässer spiegelt die geogenen Bedingungen sowie die antrophogen Einflüsse im Einzugsgebietes wider. Die geogene Nährstoffbelastung bestimmt die potentiell natürliche Gewässerqualität, welche der niedrigsten zu erreichenden Trophiestufe entspricht. Diese Trophiestufe dient im Vergleich zum Istzustand, als maximal erreichbares Sanierungsziel. Anthropogene Einflüsse gehören jedoch zum betrachteten System und können und sollten zur Erreichung einer guten Gewässerqualität innerhalb des vorhandenen sozio-ökonomischen Rahmens soweit wie notwendig verringert werden, um sich dem maximal erreichbaren Sanierungsziel anzunähern. Hohe externe Phosphorfrachten aus dem Cybina – Einzugsgebiet, sowie direkte Abwassereinleitungen aus der am Südufer gelegenen Stadt Swarzedz, führten in den letzten Jahrzehnten zu einer dramatischen Verschlechterung der Wasserqualität. Anzeichen der hohen Trophie des Sees sind Sichttiefen deutlich unterhalb eines Meters, TP - Werte um 165 µg/l, Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser und eine deutliche Schwefelwasserstoffentwicklung. In den Sommermonaten 2001 wurden im Abfluss des Sees zum Teil Sauerstoffsättigungen von weniger als 30 % gemessen.

Ausgehend vom ermittelten Istzustand und im Vergleich zum Sollzustand wurde ein Maßnahmenkatalog erstellt, mit dessen Hilfe, entsprechend der Prioritäten im Einzugsgebiet, die Nährstoffbelastung der Gewässer verringert werden soll. Eine weitere Aufgabe bestand in der Bildung eines Einzugsgebietsverbandes. Das Projekt selbst und die Umsetzung der Maßnahmen orientieren sich auf Grund der einzugsgebietsbezogenen Herangehensweise und des geplanten EU-Beitritts Polens an der EU-WRRL.

Dieser Beitrag beschäftigt sich mit der limnologischen Situation der Gewässer, sowie der Nährstoffbelastung (weitere Informationen in EYDELER 2001 in dieser Reihe).

2 Aufgaben

Die Untersuchungen im Einzugsgebiet konzentrieren sich vor allem auf die gebietsspezifischen Nährstoffeinträge in die Gewässer. Notwendig dafür ist eine detaillierte Analyse der hydrogeologischen Gegebenheiten und der Landnutzungen im Einzugsgebiet, um Aussagen über die diffusen und punktuellen Nährstoffeinträge treffen zu können. Im Mittelpunkt stehen dabei die Phosphoreinträge durch die Abwasserbehandlung, die Landwirtschaft sowie die Fischerei. Die Untersuchungen erfolgen unter Einbeziehung aller Gemeinden, deren Territorium sich ganz oder teilweise im Cybina - Einzugsgebiet befindet.

3 Untersuchungsgebiet

Der Swarzedz-See (Tabelle 3-1) befindet sich in unmittelbarer Nähe der gleichnamigen Stadt, welche ca. 10 km östlich der Stadt Poznan liegt. Die Cybina entwässert in Poznan in die Warta. Das Warta - Einzugsgebiet ist ein Teileinzugsgebiet der Oder. Die gesamte Fläche des Einzugsgebietes von 195 km^2 wird zu 77 % landwirtschaftlich genutzt, 17 % sind mit Wald bedeckt und 6 % entfallen auf die Gewässer sowie die bebauten Flächen.

Tabelle 3-1: Kenndaten des Sees:

Parameter	Einheit	Swarzedz-See
Volumen	[Mio. m^3]	2,0
Fläche	[km^2]	0,79
maximale Tiefe	[m]	7,2
mittlere Tiefe	[m]	2,6
theoretische Aufenthaltszeit	[a]	0,123
Zufluß	[Mio. m^3/a]	16,3

4 Methoden

Der Swarzedz-See wurde vom April 2000 bis März 2001 im vierwöchigen Rhythmus beprobt. Die zu bestimmenden Parameter waren: O_2, pH, Leitfähigkeit, TP, TN, NO_3, NH_4, Ortho-Phosphat, Chlorophyll a, Phyto- und Zooplankton. Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet wurde die Cybina als Hauptzufluß des Sees sowie alle belastungsrelevanten Zuflüsse der Cybina (18 Probenahmestellen insgesamt) im zwei- bis vierwöchigem Rhythmus hinsichtlich O_2, pH, Leitfähigkeit, TP, TN, NO_3, NH_4, Ortho-Phosphat beprobt und der Durchfluss gemessen. Die hohe räumliche Beprobungsdichte im Einzugsgebiet ermöglichte die Lokalisierung sowie die Quantifizierung von Nährstoffquellen. Die Probenahme sowie Analyse übernahm die Universität Poznan. Neben der Gewässerbeprobung im Einzugsgebiet wurden Informationen über die landwirtschaftliche Nutzung, die Fischzucht sowie zur Abwasserbehandlung eingeholt.

5 Ergebnisse

Die Freilandmessungen begannen im April 2000 und zeigen auch im Untersuchungszeitraum eine hohe externe Nährstoffbelastung der Cybina und des Swarzedz-Sees.

5.1 Bewertung des trophischen Zustandes des Swarzedz-Sees

Eine erste Klassifizierung der Trophie des Swarzedz-Sees nach der LAWA-Richtlinie (1999) für das Jahr 2000 macht die Differenz zwischen dem Istzustand (polytroph1) und dem potentiell natürlichen Zustand nach Morphometrie (eutroph1) sowie dem potentiell natürlichen Phosphoreintrag (eutroph1) deutlich. Während Stagnationsphasen des Sees im Sommer 2000 war der See aufgrund der Zehrungsvorgänge des Sedimentes ab einer Tiefe von 3 Metern sauerstofffrei. Es kam zur Bildung von Schwefelwasserstoff sowie durch den intensiven Abbau der organischen Substanz zu einer Anreicherung von SRP und NH_4^+ in der sedimentnahen Wasserschicht. Abbildung 5.1-1 verdeutlicht das hohe Nährstoffniveau in der obersten Gewässerlamelle (0 bis 1m) des Sees und die damit verbundene hohe Primärproduktion (Abbildung 5.1-2). Die Primärproduktion des Sees wird durch die Dominanz der Blaualgen vom Frühjahr bis Herbst bestimmt und ist Zeichen der hohen Trophie des Sees. Die Biomassekonzentration verläuft annähernd parallel zur Chlorophyll a-Konzentration (22 bis 82 µg/l) und beeinflusst damit die Sichttiefe. Höhepunkte der Blaualgenentwicklung wurden im Juni und August 2000 beobachtet, die Gesamtbiomassekonzentration des Phytoplanktons erreichte Werte zwischen 90 und 110 mg/l.

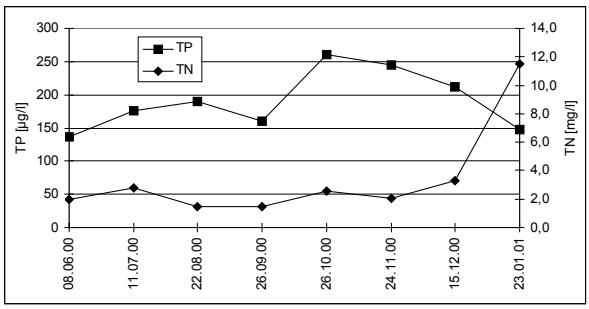


Abbildung 5.1-1: TP, TN- Konzentration, Schicht 0 bis 1m, Juni 2000 bis Januar 2001

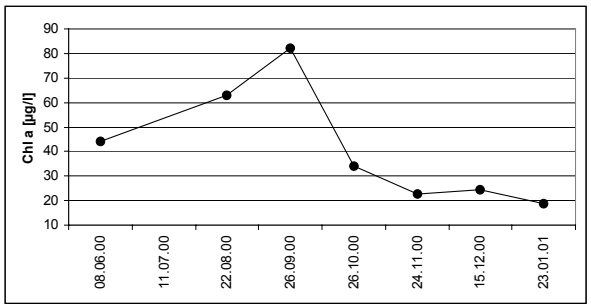


Abbildung 5.1-2: Chl a-Konzentration, Schicht 0 bis 1m, Juni 2000 bis Januar 2001

Tabelle 5.1-1 stellt den Phoshorimport in den See dar: die potentiell natürlichen Phosphoreinträge berechnet nach der LAWA-Richtlinie, die anhand der Beprobung des Zuflusses des Sees ermittelte TP-Fracht (Gesamtphosphor), sowie die nach VOLLENWEIDER (OECD 1982) ermittelte theoretisch maximale TP-Fracht zur Erreichung eines trophischen Zustandes von eutroph 1.

Tabelle 5.1-1: Phosphoreintrag in den Swarzedz-See im Untersuchungszeitraum 2000-2001

Phosphorimport in den Swarzedz-See	**[kg/a]**
potentiell natürlicher P-Eintrag (LAWA 1999)	1500
im Untersuchungszeitraum (gemessen)	3200
max. zulässig zum Erreichen eines eutrophen Zustandes (eutroph 1), VOLLENWEIDER (OECD 1982)	1700

Die externe Phosphorbelastung des Swarzedz-Sees erreicht mit 3,2 t/a auch im aktuellen Untersuchungszeitraum ein sehr hohes Niveau, welches auf die immer noch unvermindert hohen Phosphoreinträge in die Cybina hinweist. Der P-Austrag aus dem Swarzedz-See beträgt 2,8 t/a. Von der den See erreichenden Gesamtfracht ist die natürliche geogene Hintergrundbelastung abzuziehen, um den antropogenen Anteil bestimmen zu können. Zur Abschätzung der geogenen Grundbelastung für Phosphor wurden mittlere TP-Konzentrationen der Fließgewässer im Einzugsgebiet mit einer Güteklasse I – II verwendet. Bei einer mittleren Konzentration von 0,08 µg/l TP ergibt sich, bei einem Zufluß zum Swarzedz-See von 16,27 Mio. m^3/a, eine TP-Fracht von 1,3 t.

5.2 Fließgewässer

Die Beprobung der Fließgewässer an insgesamt 18 Punkten im Einzugsgebiet ermöglichte die Klassifizierung anhand der mittleren jährlichen Phosphorkonzentration entsprechend der LAWA-Richtlinie 1999. Güteklasse II-III weist die Cybina auf ihrer gesamten Fließstrecke auf, die Zuflüsse variieren zwischen Güteklasse I-II und IV. Vor allem die in unmittelbarer Stadtnähe befindlichen Fliessgewässer (Mielcuch- und Kostrzyngraben) weisen die höchsten Einträge und damit die geringsten Güteklassen (III-IV und IV) auf. Güteklasse I-II erreichen nur zwei kleinere Fließgewässer aus dem waldreichen Nord-Ost Teil des Einzugsgebietes.

5.3 Abwasserbehandlung und Niederschlagswasserableitung

Von 41 Städten und Dörfern im Einzugsgebiet besitzen lediglich 6 eine Kläranlage. Neben älteren 2-stufigen Anlagen sind auch moderne SBR-Anlagen (Sequentielle Biologische Reinigung) vorhanden. Eine genaue Kalkulation der abwasserbedingten Nährstoffeinträge war aufgrund unzureichender Daten im Rahmen des Projektes nicht möglich. Abwasserprotokolle für die wenigen meist kleineren Kläranlagen existierten nicht, oder wurden uns nicht zur Verfügung gestellt. Ein Teil des Abwassers der einzelnen Orte wird mittels Tankwagen abgefahren, diese erreichen aber oft nicht die Kläranlagen, sondern nahe liegende Felder oder auch direkt die Cybina und deren Zuflüsse. Die Einleitung des Niederschlagswasser erfolgt in den meisten Fällen ohne vorherige Behandlung direkt in die Seen oder Fliessgewässer.

5.4 Landwirtschaft

Die Situation der Landwirtschaft ist im Cybina - Einzugsgebiet von einer Abnahme der Tierproduktion und von einer Umwandlung von zum Teil ehemals landwirtschaftlichen Flächen zu Bauland gekennzeichnet. Die Abnahme der Tierproduktion wird mit schlechten Absatzbedingungen begründet. Die Zunahme der Bebauung ist durch die unmittelbare Nachbarschaft der Stadt Poznan zu erklären. Laut Angaben der für die Landwirtschaft verantwortlichen Gemeindevertreter ist der Düngemitteleinsatz aus ökonomischen Gründen gering. Konkrete Zahlen konnten nicht ermittelt werden.

Tabelle 5.4-1: Nährstoffausträge aus den Ackerflächen im Cybina-EZG

Diffuse Nährstoffeinträge von landwirtschaftlichen Flächen in die Gewässer des Cybina-Einzugsgebietes (nach Dannowski et al. 1999)	
Ackerfläche im Einzugsgebiet = 14322 ha	
spezifischer N-Eintrag = 10,49 kg/(ha*a)	150,23 t/a
spezifischer P-Eintrag = 0,069 kg/(ha*a)	0,988 t/a

Der diffuse Nährstoffeintrag von den landwirtschaftlichen Flächen in die Gewässer des Cybina-Einzugsgebietes (Tabelle 5.4-1) beträgt ca. 1 t Phosphor und 150 t Stickstoff. Der Phosphoreintrag erfolgt durch erosiven Abtrag von Bodenmaterial, der Eintrag des Nitrats durch Verlagerung des Nitrats mit dem Sickerwasser ins Grundwasser. Zur Berechnung der diffusen Nährstoffeinträge landwirtschaftlicher Flächen in die Gewässer des Cybina-Einzugsgebietes wurden Angaben über die spezifischen Nährstoffeinträge aus einer Untersuchung des Odereinzugsgebietes von DANNOWSKI et al. (1999) verwendet. Es wurden die spezifischen Nährstoffeintragswerte eines ca. 25 km entfernten Einzugsgebietes genutzt. Die berechneten Nährstoffeinträge dienen der Orientierung im Vergleich zu den gemessenen Frachten, da spezifische Angaben zum Cybina-Einzugsgebiet auf Grund der geringen Größe nicht vorhanden waren.

5.5 Fischerei

Die Fischerei, speziell die Karpfenzucht, stellt im Einzugsgebiet einen bedeutenden Wirtschaftszweig dar und wird auf ca. 80 ha Teichfläche, die direkt mit der Cybina verbunden ist, intensiv durchgeführt. Produziert werden Karpfen (70 %), Tolpyga, Hecht und Karausche. Laut Angaben der Fischer beträgt der mittlere Ertrag ca. 900 kg/ha, davon 70 % Karpfen. Die Fütterung erfolgt ausschließlich mit Weizen, ca. 1,5 bis 2 t/ha. Die Teiche werden im Winter in die Cybina abgelassen, wobei es zu keinem nennenswerten Sedimentaustrag kommen soll. Das Sediment intensiv genutzter Teiche wird mit ca. 100 kg/ha, weniger intensiv genutzte mit 30 – 40 kg/ha Kalk behandelt. Eine Sedimententfernung wird alle 10 Jahre durchgeführt, wobei das Sediment entweder landwirtschaftlich genutzt oder aus Kostengründen am Gewässerrand deponiert wird. Die natürlichen Gewässer des Einzugsgebietes werden ebenfalls fischereiwirtschaftlich genutzt, jedoch ohne Zufütterung. Die Erträge liegen hier bei ca. 30 kg/ha.

6 Bewertung des Istzustands

Die Bewertung des Istzustandes der Gewässer und des Einzugsgebietes erfolgt vor dem Hintergrund der Verringerung der Trophie, d.h. der Möglichkeit die Nährstoffeinträge in die Gewässer zu reduzieren.

6.1 Limnologische Einschätzung des Swarzedz-Sees und der Fließgewässer

Das hohe Trophieniveau des Swarzedz-Sees wurde und wird vor allem durch die hohen Phosphoreinträge aus dem Einzugsgebiet verursacht. Neben der externen Phosphorfracht stellt die interne Phosphorfreisetzung des Sedimentes eine weitere Ursache der hohen Primärproduktion des Sees dar. Die durch den Abbau der organischen Substanz verursachte Sauerstoffzehrung, führt besonders in den Sommermonaten zu sehr kritischen Belastungen des Sauerstoffhaushaltes.

Die natürliche Funktion als Nährstoffsenke kann der See aufgrund der enormen externen Fracht nur noch begrenzt wahrnehmen. Die Gewässerqualität der nachfolgenden Gewässer, vor allem die des intensiv genutzten Malta-Sees, ist dementsprechend unzureichend.
Die Verringerung der Trophie von polytroph1 zu eutroph1 (LAWA 1999), setzt mindestens eine Halbierung der externen Phosphorfracht und eine abnehmende interne Phosphorbelastung voraus, berechnet nach VOLLENWEIDER (OECD 1982). Im Hinblick auf die kalkulierte geogene Hintergrundbelastung von 1,3 t Phosphor und einer maximalen externen Gesamtfracht von 1,7 t Phosphor, werden große Anstrengungen im Einzugsgebiet nötig sein, um das trophische Niveau von eutroph 1 zu erreichen.
Die Klassifizierung der Fließgewässer hinsichtlich der mittleren Phosphorkonzentration ergab Güteklassen hauptsächlich zwischen II und IV. Stark mit Nährstoffen belastet sind der Mielcuchgraben in Swarzedz (0,9 mg/l TP im Jahresmittel), sowie der Kostrzyngraben (0,8 mg/l TP im Jahresmittel), der die gleichnamige Stadt durchfließt. Anhand der berechneten Frachten für TP von ca. 870 kg/a für den Mielcuch sowie 700 kg/a für den Kostrzyngraben, kann von diversen Abwassereinleitungen ausgegangen werden. Neben häuslichen Abwässern, gelangen insbesondere in den Mielcuchgraben auch Industrieabwässer aus den dortigen Möbelfabriken. Der Mielcuchgraben mündet direkt in den Swarzedz-See und transportiert knapp 27 % der externen Gesamtphosphorfracht.

6.2 Abwasserbehandlung

In allen Gemeinden (umfassen meist mehrere Dörfer und Einzelgehöfte) sind schon konkrete Planungen vorhanden und in Realisierung, welche die Kanalisation der Dörfer, den Neubau oder die Modernisierung von Kläranlagen beinhalten.
Die bestehenden Einleitung von unbehandeltem Niederschlagswasser vor allem aus den größeren Städten wie Swarzedz und Kostrzyn ist ebenfalls noch Gegenstand der Planungen der Gemeinden, um die Nährstoffeinträge über diesen Pfad zu verringern. Hierbei ist durch den Bau von Regenwasserauffangbecken, Anlegen von Regenwasserteichen oder der Regenwasser-versickerung anzustreben, die partikuläre Fracht in die Seen und Fließgewässer zu vermindern. Bei der Neuanlage einer Regenwasserkanalisation oder –ableitung, könnten auch alternative Nutzungen für Bewässerungszwecke oder eine Brauchwassergewinnung in Betracht kommen, um diese kostengünstige Wasserquelle zu nutzen und die Nährstofffracht in die Oberflächengewässer zu reduzieren.

6.3 Landwirtschaft

Der berechnete Anteil der Landwirtschaft an der Nährstoffbelastung der Gewässer im Cybina-Einzugsgebiet ist, wenn nur die Ackerflächen betrachtet werden, verhältnismäßig gering. In die Berechnungen nicht eingegangen sind Viehzuchtanlagen und andere durch die Landwirtschaft verursachte Einträge (Dränagen, Ablauf von Hofflächen u.a.). Die TP-Fracht von ca. 1 t, die im gesamten Einzugsgebiet in die Gewässer eingetragen wird, unterliegt der Retention und steht damit nur zum Teil für die Primärproduktion im Swarzedz-See zur Verfügung.

6.4 Fischzucht

Hohe Phosphorfrachten sind auch an den in die Cybina mündenden Abflüssen der Fischteiche zu verzeichnen. Ein fischereibedingter Phosphoreintrag kann anhand von Richtwerten berechnet werden. Bei einem Phosphorgehalt des Weizens von 3,5 g/kg FG (FREDE & DABBERT, 1998) und einem Phosphorgehalt eines Karpfens von 4,1 g/kg FG (SCHÄPERCLAUS & LUKOWICZ, 1998), ergibt sich aus den genannten Futtermengen und Erträgen ein Phosphorüberschuß von insgesamt ca. 200 kg/a, der zusätzlich in die Fischteiche gelangt.

7 Zusammenfassung

Die Ergebnisse aus den limnologischen Untersuchungen des Swarzedz-Sees und der Cybina als Hauptzufluss zeigen die dringende Notwendigkeit einer Sanierung bzw. Restaurierung auf. Die gesamten Phosphoreinträge in den Swarzedz-See entstammen entsprechend der Berechnungen

drei Hauptquellen. Ein Drittel der Phosphorfracht kann als geogene Grundbelastung betrachtet werden. Zwei Drittel sind auf den Phosphoreintrag von den Ackerflächen im Einzugsgebiet und auf die unzureichende Abwasserreinigung und –einleitung, sowie die Fischzucht zurückzuführen. Unter Beachtung der TP-Retention in den Fließgewässern und Seen, kann davon ausgegangen werden, dass die TP-Einträge durch die Abwasserbehandlung und zu einem Teil durch die Fischzucht, die hauptsächliche antrophogene Phosphorbelastung der Gewässer darstellt. Die verwendete Methodik zur Berechnung der einzelnen Quellen erlaubt keine weiter Differenzierung, die ermittelten Werte stellen nur eine Abschätzung dar.
Die Maßnahmen im Einzugsgebiet konzentrieren sich vorwiegend auf den Neubau, Ausbau und die Modernisierung der vorhandenen Kanalisation sowie der Kläranlagen. Ein Teil der notwendigen Arbeiten sind von den Gemeinden bereits realisiert worden, weitere sollen auch mit Hilfe von EU - Fördermitteln durchgeführt werden. Die im Hinblick auf den EU- Beitritts Polens anstehende Umstrukturierung der Landwirtschaft und die Auswirkungen auf die Entwicklung der landwirtschaftlich bedingten Nährstoffeinträge in die Gewässer kann zur Zeit nicht abgeschätzt werden.

8 Literatur

DANNOWSKI, R., STEIDL, J., QUAST, J., FRITSCHE, S., BEHRENS, M., DEUMLICH, D., VÖLKER, L., MIODUSZEWSKI, W., & I. KAJEWSKI (1999): Diffuse entries in rivers of the Oder Basin. Final Report Phase II. Eds.: OKRUSZKO, H., & W. DIRKSEN, Polska Akademia Nauk (PAN), Warszawa und Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Bonn. DVWK – Materialien Nr. 9, ISSN 1436-1639, Bonn (WVGW), XVI + 132 pp.

FREDE, H.-G. & DABBERT S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. ecomed Verlagsgesellschaft. 451 S.

GOLDYN, R. & J. GRABIA (1998): Program ochrony wod rzeki Cybiny. WOSUMP. Poznan

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Richtlinie für die Bewertung nach trophischen Kriterien.

SCHÄPERCLAUS, W. & LUKOWICZ M. v. (1997): Lehrbuch der Teichwirtschaft. MATHIAS VON LUKOWICZ (Hrsg.). 4., neubearb. Aufl.- Berlin: Parey. 590 S.

Praxiserfahrung beim Aufbau eines Flussgebietsmanagements in Polen

Inga Eydeler [1], Ronny Hämmerling [2] & Jürgen Spieker [1]

[1]KLS – Konzepte, Lösungen, Sanierungen im Gewässerschutz
Neue Große Bergstraße 20, 22767 Hamburg, E-mail: info@kls-gewaesserschutz
[2]Brandenburgische Technische Universität Cottbus Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, D-15526 Bad Saarow, E-mail: r.haemmerling@limno-tu-cottbus.de

Im April 2000 wurde das Planungsbüro KLS (Konzepte, Lösungen, Sanierungen im Gewässerschutz) mit der Projektleitung in dem DBU-Projekt „Erarbeitung eines einzugsgebietsbezogenen Struktur- und Maßnahmenkonzeptes für die Revitalisierung des Seenverbundes der Cybina“ betraut. Kooperationspartner waren die BTU–Cottbus (Brandenburgisch Technische Universität), die Stadt Swarzdez und die Universität von Poznan. Die Projektdauer betrug 18 Monate.

Die Cybina (Lauflänge ca. 41 km) fließt durch die Niederung der polnischen Region Wielkopolska und mündet bei der Stadt Posen in die Wartha. Das Einzugsgebiet der Cybina umfasst eine Größe von ca. 200 km^2, davon unterliegen 77% der landwirtschaftlichen Nutzung. Als Bestandteil des Seenverbundes der Cybina liegt der Swarzedz-See in einer landes-, kommunal- und raumplanungsrelevanten Region Polens. Die Revitalisierung des stark belasteten Oberflächengewässers ist für den Ort Swarzedz hinsichtlich der Erholungsnutzung von großer Bedeutung. Diese kann mit nachhaltigem Erfolg nur durch eine Verbesserung der Qualität der Still- und Fließgewässer des gesamten Seenverbundes im Einzugsgebiet der Cybina erreicht bzw. gesichert werden. Die wesentlichen Projektbestandteile beinhalteten die Aufnahme der aktuellen Situation vor Ort, die Erstellung eines integrativen Gesamtsanierungskonzeptes für das Einzugsgebiet der Cybina, das Aufzeigen von Finanzierungswegen und die Erarbeitung von Vorschlägen für die Schaffung von administrativen Strukturen vor Ort für die koordinierte Umsetzung der Maßnahmen. Als Datengrundlage diente das Wasserschutzprogramm für den Cybina-Fluss von GOLDYN & GRABIA (1998). Zu Beginn des Projektes erfolgte die Bildung zweier Arbeitskreise. Der Arbeitskreis 1 (AK 1) war mit der wissenschaftlichen Betreuung und der Koordination des Projektes betraut, der Arbeitskreis 2 (AK 2) vertrat die Interessen der fünf Gemeinden im Einzugsgebiet. In den regelmäßig stattfindenden Arbeitskreissitzungen wurden Informationen zwischen dem AK 1 und AK 2 ausgetauscht, vorhandene Unterlagen wurden zusammengetragen und Datendefizite aufgedeckt. Zu den Sitzungen waren außerdem Fachleute aus den Bereichen Abwasserwirtschaft, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Fischerei, Melioration und Umweltschutz sowie die jeweiligen Bürgermeister oder Gemeindedirektoren und Mitglieder des polnisch-ökologischen Clubs eingeladen. Aus dem AK 2 sollte ein sich selbstverwaltender Gewässerverband hervorgehen. Ein Gemeindevertrag zum Schutz der Cybina-Gewässer sollte das Regelwerk zur Umsetzung der angedachten Restaurierungs- und Sanierungsmaßnahmen darstellen. Hierbei wurde sich an den gegebenen Verhältnissen in Polen orientiert. Auf die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG 2000) wurde hingewiesen. Bisher konnten sich die fünf Gemeinden jedoch nicht auf einen gemeinsamen Vertrag einigen.

Nach weiterer Datenerhebung zur Gewässer- und Abwassersituation sowie zur landwirtschaftlichen und fischereiwirtschaftlichen Lage im Einzugsgebiet, folgten die Auswertungen der Daten, die Darstellung und Bewertung des Istzustandes sowie die Erarbeitung der Zielvorgaben. Die Klassifizierung der Fließgewässer anhand der Phosphor-konzentrationen (LAWA 1999) ergab Güteklassen zwischen II – IV. Stark mit Nährstoffen belastet sind der

Mielcuchgraben in Swarzedz und der Kostrzyngraben in Kostrzyn. Über das Einzugsgebiet werden in den Swarzedz-See ca. 3,2 t TP/a eingetragen. Die hohe Nährstoffbelastung führt im See zu einem sehr hohen Trophieniveau von polytroph 1. Der potentiell natürliche Zustand des Sees liegt bei eutroph 1. Daraus ergibt sich eine maximal zulässige externe Phosphorbelastung von 1,7 t P/a. Die Phosphoreinträge in den Swarzedz-See müssen demnach auf ca. die Hälfte (um 53%) reduziert werden. Ein Drittel der Phosphorfracht (ca. 1,3 t) kann als geogene Grundbelastung betrachtet werden. Der diffuse Phosphoreintrag von den Ackerflächen in die Gewässer des Einzugsgebietes beträgt ca. 1 t (in Anlehnung an DANNOWSKI ET AL., 1999). Ein Teil dieser Fracht steht, in Abhängigkeit von der Phosphorretention in den Fließgewässern und Seen, der Primärproduktion im Swarzedz-See zur Verfügung. Der Hauptteil der externen Phosphorbelastung des Swarzedz-Sees entstammt damit der unzureichenden Abwasserreinigung und Abwassereinleitung sowie der Fischzucht (weitere Informationen hierzu in HÄMMERLING 2001 in dieser Reihe). Landwirtschaftliche Phosphoreinträge erfolgen über Erosion. Nährstoffeinträge durch die Fischzucht liegen in der Überdosierung der Zufütterungsmengen begründet. Die Abwässer der Gemeinden werden zum Großteil direkt in die Gewässer eingeleitet. Von 41 Städten und Dörfern im Einzugsgebiet besitzen nur 6 eine Kläranlage. Ein Teil der Abwässer der einzelnen Orte wird mittels Tankwagen abgefahren. Diese erreichen aber oft nicht die Kläranlagen, sondern nahe liegende Felder oder auch direkt die Cybina und deren Zuflüsse. Bei den geplanten Sanierungsmaßnahmen stehen die punktuellen Quellen auf Grund ihrer Lokalisierung und der technologischen Möglichkeiten, diese zu reduzieren, im Vordergrund. In fast allen Gemeinden liegen konkrete Pläne zur Modernisierung sowie zum Aus- oder Neubau von Kläranlagen, Kanalisation und Regenrückhaltebecken vor. Als weitere Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffeinträge sind die Errichtung von Gewässerrandstreifen und die Schaffung oder Erweiterung von Retentionsflächen angedacht. Der Bau eines Schulungszentrums für nachhaltige Landwirtschaft im Einzugsgebiet ist ebenfalls in Planung. Die Ausweisung des Cybina-Tales als Landschaftsschutzgebiet ist derzeit in der Diskussion. Der Woiwode von Poznan hat dem Antrag bereits zugestimmt, es fehlt aber noch die Einwilligung der Bürgermeister der betroffenen Gemeinden. Als eine Restaurierungsmaßnahme des Swarzedz-Sees wird eine Entschlammung vorgeschlagen. Für eine genauere Einschätzung, ob und wie viel Sediment entnommen werden muss, werden demnächst Laborversuche zur Phosphorfreisetzung aus dem See-Sediment von der Universität Poznan durchgeführt. Für die Umsetzung der geplanten Maßnahmen fallen Kosten von insgesamt ca. 37 Millionen Euro an. Im Rahmen des Projektes wurde für die finanzielle Unterstützung auf folgende nationale und europäische Fonds und Förderprogramme hingewiesen: Nationalfond und Woiwodschaftsfond für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, Ecofond, ISPA, SAPARD, Interreg III B und LIFE. Die Fördermittel müssen durch den Gemeindeverband beantragt werden. Ein formloser Antrag wurde bereits beim Woiwodschaftsfond eingereicht.

Zur Revitalisierung der Cybina und ihrer Seen ist eine integrative und einzugsgebietsbezogene Betrachtung und Vorangehensweise, wie sie in diesem Projekt verfolgt wurde, notwendig. Für die Realisierung der Maßnahmen und die Antragstellung bei nationalen und europäischen Fonds ist die Zusammenarbeit der betroffenen Gemeinden im Einzugsgebiet und die Gründung eines Verbandes zu diesem Zweck erforderlich. Da sich jedoch die fünf Gemeinden aufgrund unterschiedlicher Interessen bisher nicht auf einen gemeinsamen Vertrag zum Schutz der Cybina geeinigt und damit noch keinen Verband gegründet haben, konnten keine Fördermittel beantragt werden. Das Umweltbewusstsein vor Ort ist noch nicht sehr ausgeprägt. Wirtschaftliche Interessen wie z.B. der Erwerb von günstigem Bauland stehen vor nachhaltiger Bewirtschaftung. In diesem Bereich muss vor Ort mehr Öffentlichkeits- und Aufklärungsarbeit geleistet werden.

Literatur

DANNOWSKI, R., STEIDL, J., QUAST, J., FRITSCHE, S., BEHRENS, M., DEUMLICH, D., VÖLKER, L., MIODUSZEWSKI, W., & I. KAJEWSKI (1999): Diffuse entries in rivers of the Oder Basin. Final Report Phase II. Eds.: OKRUSZKO, H., & W. DIRKSEN, Polska Akademia Nauk (PAN), Warszawa und Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Bonn. DVWK – Materialien Nr. 9, ISSN 1436-1639, Bonn (WVGW), XVI + 132 pp.

GOLDYN, R. & J. GRABIA (1998): Program ochrony wod rzeki Cybiny. WOSUMP. Poznan

HÄMMERLING, R., EYDELER, I. & B. NIXDORF (2001): Bestimmung des limnologischen Zustandes der Gewässer und Lokalisierung der Nährstoffquellen im Cybina-Einzugsgebiet. DGL-Tagungsband 2001.

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Richtlinie für die Bewertung nach trophischen Kriterien.

Relationen zwischen bakteriologischen und limnologischen Qualitätsparametern bei den sächsischen Badegewässern

Reiner Hofmann
Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen
Zschopauer Str. 87, D-09111 Chemnitz, e-mail: **reiner.hofmann@lua.sms.sachsen.de**

Keywords: Badegewässer, Badewasserqualität, Sichttiefe, Cyanobakterien, Planktothrix rubescens, Indikatorbakterien

Einleitung, Veranlassung

Im Dezember 2000 veröffentlichte die EU-Kommission ein neues Grundsatzpapier zur Überarbeitung der Badegewässer-Richtlinie [1], [2]. Damit wird die schon seit längerem währende Diskussion über die zur Qualitätsüberwachung der Badegewässer notwendigen Untersuchungsparameter neu belebt. Zweifelsfrei müssen hierbei gesundheitliche Aspekte im Vordergrund stehen. Wichtig sind aber auch Informationen über den augenblicklichen und mittleren Zustand des Gewässers selbst, z. B. Planktonvorkommen und Trophiestatus.
Im April diesen Jahres fand bei der EU-Kommission - Generaldirektion Umwelt - eine breite Diskussionsrunde über den Inhalt der neuen Badegewässerrichtlinie statt ohne dass schon konkrete Festlegungen getroffen wurden. Als Ziel steht ein Entwurf der Überarbeitung noch im Jahr 2001. Vorausgegangen waren in der Saison 2000 Erprobungen an ausgewählten Gewässern nach den neuen Gesichtspunkten. Auch Länder der Bundesrepublik Deutschland waren daran beteiligt.
Im Mai diesen Jahres, zu Beginn der Badesaison, kam es in der Talsperre Pöhl - dem bedeutendsten Badegewässer des Regierungsbezirks Chemnitz und vielleicht auch Sachsens - zu einer außerordentlich massiven Entwicklung von Planktothrix (Oscillatoria) rubescens, die auch als „Burgunderblutalge“ bezeichnet wird. Es bildeten sich rötliche gefärbte Aufrahmungen über große Teile der Gewässeroberfläche, die besonders im Uferbereich sehr massiv waren. Damit musste mit Saisonbeginn Badeverbot ausgesprochen werden, zumal diese Art als Toxinbildner bekannt ist.

Parameter-Nr.	*Parameter*	*RW*	*GW*	*EU*
1	Coliforme Keime ("Gesamtcoliforme")	x	x	x
2	Escherichia coli ("Fäkalcoliforme")	x	x	x
3	Streptococcus faec.	x		
4	Salmonellen		x	
5	("Darm")Viren		x	
6	pH-Wert		x	
7	Färbung		x	
8	Mineralöle	x	x	x
9	Tenside	x	x	x
10	Phenol	x	x	x
11	Sichttiefe ("Transparenz")	x	x	
12	gelöster Sauerstoff - %-Sättigung	x		
13	Teerrückstände u. schwimm. Körper	x		
14	Ammoniak			
15	Kjeldahl-Stickstoff			
16	Pestizide			
17	Schwermetalle			
18	Cyanide			
19	Nitrate, Phosphate			

Abbildung 1: Die Güteparameter für Gewässerbäder nach Richtlinie 76/160/EWG (*RW* = mit Richtwert; *GW* = mit Grenzwert; *EU* = bei Endbewertung berücksichtigt)

Auch dieses Ereignis zeigt deutlich, dass unsere Aufmerksamkeit nicht nur auf hygienisch-bakteriologische, sondern auch auf limnologische Parameter der Badegewässer gerichtet sein muss.

Bisherige Bewertung der Badegewässer durch die EU-Richtlinie

Die seit 1975 gültige Richtlinie 76/160/EWG bewertet die Badegewässer (Binnen- und Küstengewässer aller Art) nach einem breiten Spektrum von 19 Parametern. Dabei sind jedoch nicht alle mit Grenz- bzw. Richtwerten belegt. In den letzten Jahren sind davon sogar nur fünf für die offizielle Bewertung herangezogen worden (Abb. 1).

Hierbei werden die limnologischen Qualitätsmerkmale eines Gewässers nur ungenügend berücksichtigt. Insbesondere ist die Planktonproduktion durch den Wegfall des Parameters Transparenz (Sichttiefe) ohne Einfluss auf die Einstufung. Aber durch hohe Planktondichten kann eine Badegewässer in seinem Erholungswert stark beeinträchtigt sein. In Abb. 2 sind die wesentlichsten negativen Einflüsse als Folge einer durch Eutrophierung übermäßigen Entwicklung von Mikroorganismen genannt.

Phytoplanktonmassenentwicklung
Vegetationsfärbung und Trübung durch Planktonalgen

Wasserblüten
durch aufrahmende Cyanobakterien

Toxinbildung
durch Cyanobakterien (Anatoxin-a, Microcystine), Gefahr direkter Giftwirkung und Hautreizung

Aufschwimmen von benthischen Algen
durch Gasblasen bei starker O_2-Produktion („Krötenhäute“) und Algenwatten

Sauerstoffgehalt
Extreme Tag-Nacht-Schwankungen

Anstieg des pH-Werts
bis auf > 9, mit Gefahr von Fischsterben durch Ammoniakbildung!

Abbildung 2: Massenentwicklung von Mikroorganismen und Auswirkungen auf die Badewasserqualität

Ort	*Badegewässer*	*Phytoplankton*		*Coliforme*
		aktuell 2001	*zu erwarten*	*2001*
Chemnitz	Stausee Oberrabenstein	?		
Dresden	Speicherbecken Niederwartha			
Falkenstein/Vogtl.	Talsperre Falkenstein			
Oelsnitz	Talsperre Pirk			
Pöhl	Talsperre Pöhl			
Geyer	Greifenbach-Stauweiher			
Bautzen	Talsperre Bautzen			
Guttau	Olbasee			
Callenberg	Stausee Oberwald			
Limbach-Oberfrohna	Großer Teich Limbach			
Eilenburg	Kiesgrube Eilenburg			
Brand-Erbisdorf	Erzengelteich			
Borna	Speicherbecken Borna			
Leipzig	Cospudener See			
Markranstädt	Kulkwitzer See			
Wyhratal	Harthsee			
Brandis	Albrechtshainer See			
Naunhof	Ammelshainer See			
Naunhof	Spannbetonwerksee			
Groß Düben	Badesee Halbendorf			
Quitzdorf am See	Talsperre Quitzdorf			
Tauscha	Brettmühlenteich			
Wermsdorf	Kiesgrube Luppa			
Malter	Talsperre Malter			
Schneeberg	Filzteich			
Kamenz	Waldsee Deutschbaselitz			
Werdau	Talsperre Koberbach			
Moritzburg	Dippelsdorfer Teich			
Radeburg	Niederer Waldteich			
Hoyerswerda	Ziegelteich Badesee			
Knappensee	Knappensee			
Lohsa	Silbersee			

keine Cyanophyceen
Coliforme < Richtwert

Massenentwicklung Cyanophyceen
Coliforme > Grenzwert

Massenentwicklung anderer Plankter
Coliforme > Richtwert

nicht ausgewertet

Abbildung 3: Plankton und Indikatorbakterien (Coliforme) in den EU-Badegewässern Sachsens

Betrachtung zu den sächsischen Badegewässern

Für die 32 Badegewässer Sachsens, welche mit dem EU-Badegewässergewässerbericht [3] erfasst werden, ergibt sich nach dem obigen Ausführungen ebenfalls eine unzureichende Bewertung.

Eine Gegenüberstellung des Phytoplanktonvorkommens mit den bakteriologischen Untersuchungsergebnissen zeigt Abb. 3. Es wird erkennbar, dass nur teilweise eine Parallelität zwischen Planktonbelastung und Vorkommen von Indikatorbakterien besteht.
Diese bereits hier ersichtlichen Differenzen sollen an zwei Objekten noch etwas näher betrachtet werden.
(1) Talsperre Quitzdorf (Niederschlesischer Oberlausitzkreis): 22,5 Mill. m³ Stauraum, 750 ha Stauoberfläche, 9,3 m maximale Stauhöhe (über Gründung), mittlere Tiefe 3 m
(2) Talsperre Pöhl (Vogtlandkreis): 62 Mill. m³ Stauraum, 386 ha Stauoberfläche, 56 m Stauhöhe (über Gründung), mittlere Tiefe 16 m.
Als ausgesprochenes Flachgewässer zeigt die Talsperre Quitzdorf bei einer sonst mit der Talsperre Pöhl vergleichbaren Belastung aus dem Einzugsgebiet häufig Planktonmassenentwicklung mit hohem Anteil an Cyanophyceen. Es resultiert eine fast ständige Grenzwertnichteinhaltung bei der Sichttiefe. Andererseits sind die Werte für die Indikatorbakterien Coliforme und Escherichia coli meist nicht zu beanstanden (Abb. 4). Dies führt, da gegenwärtig die Sichttiefe nicht mit bewertet wird, zu dem Kuriosum, dass dieses Gewässer in die Kategorie „Wasser guter Qualität“ fällt.

Datum	*Coliforme*	*E. coli*	*Sichttiefe*	*Datum*	*Coliforme*	*E. coli*	*Sichttiefe*
18.05.99	40	<30	1,10	01.08.00	90	<30	0,45
01.06.99	40	<30	1,20	15.08.00	<30	<30	0,35
15.06.99	<30	<30	0,80	29.08.00	40	40	0,30
29.06.99	40	40	0,80	12.09.00	<30	<30	0,40
13.07.99	<30	<30	0,40	03.05.01	<30	<30	1,7
27.07.99	<30	<30	0,35	14.05.01	40	40	1,3
10.08.99	90	90	0,40	29.05.01	430	40	1,2
24.08.99	<30	<30	0,40	14.06.01	930	90	0,9
14.09.99	150	90	0,50	26.06.01	90	<30	0,8
02.05.00	<30	<30	1,70	10.07.01	290	<30	0,5
22.05.00	40	<30	1,10	23.07.01	1500	<30	0,3
06.06.00	40	40	0,70	09.08.01	4600	150	0,3
20.06.00	<30	<30	0,40	23.08.01	930	70	0,3
04.07.00	<30	<30	0,30	06.09.01	90	30	0,4
18.07.00	40	40	0,40	**Grenzwert**	**10000**	**2000**	**1,00**

Abbildung 4: Talsperre Quitzdorf, Indikatorbakterien (MPN n/100 ml) und Sichttiefe (m)

Die Talsperre Pöhl zeigte seit 1994 dagegen zum Großteil der Saison Sichttiefenwerte von > 2 m, die bakteriologische Qualität war bis auf Ausnahmen einwandfrei (Abb. 5). Im Jahr 2001 war aber neben der schon vorn erwähnten beträchtlichen Cyanophyceenentwicklung auch kurzzeitig Grenzwertüberschreitung bei Coliformen zu verzeichnen. Als Auslöser der hier bisher noch nicht beobachteten Massenentwicklung von Planktothrix rubescens sind veränderte Bewirtschaftungsmaßnahmen im Staukörper der Talsperre im vorangegangenen Herbst und Winter (starke Stauspiegelabsenkung, Ablassen der Vorsperre) anzusehen.
Bei Detailbetrachtung wird ein Zusammenhang zwischen der Sichttiefe als limnologischem Parameter und den Coliformen als hygienischem Indikatorparameter erkennbar. Die Einzelwerte der Talsperre Pöhl vom Jahr 2001 zeigen, dass zu Zeiten starker Plankton-(Cyanophyceen)entwicklung eine geringe bakteriologische Belastung resultiert und umgekehrt. Solange während der Cyanophyceen-Massenentwicklung die Sichttiefe Werte von 1 m kaum überschritt, lag der Wert für Coliforme meist unter der Bestimmungsgrenze (30/100 ml). Mit Rückgang der Algenentwicklung, also Zunahme der Sichttiefe, stiegen die Werte für Coliforme bis über den Grenzwert an und gingen anschließend während des spätsommerlichen Planktonmaximums wieder zurück (Abb. 6).

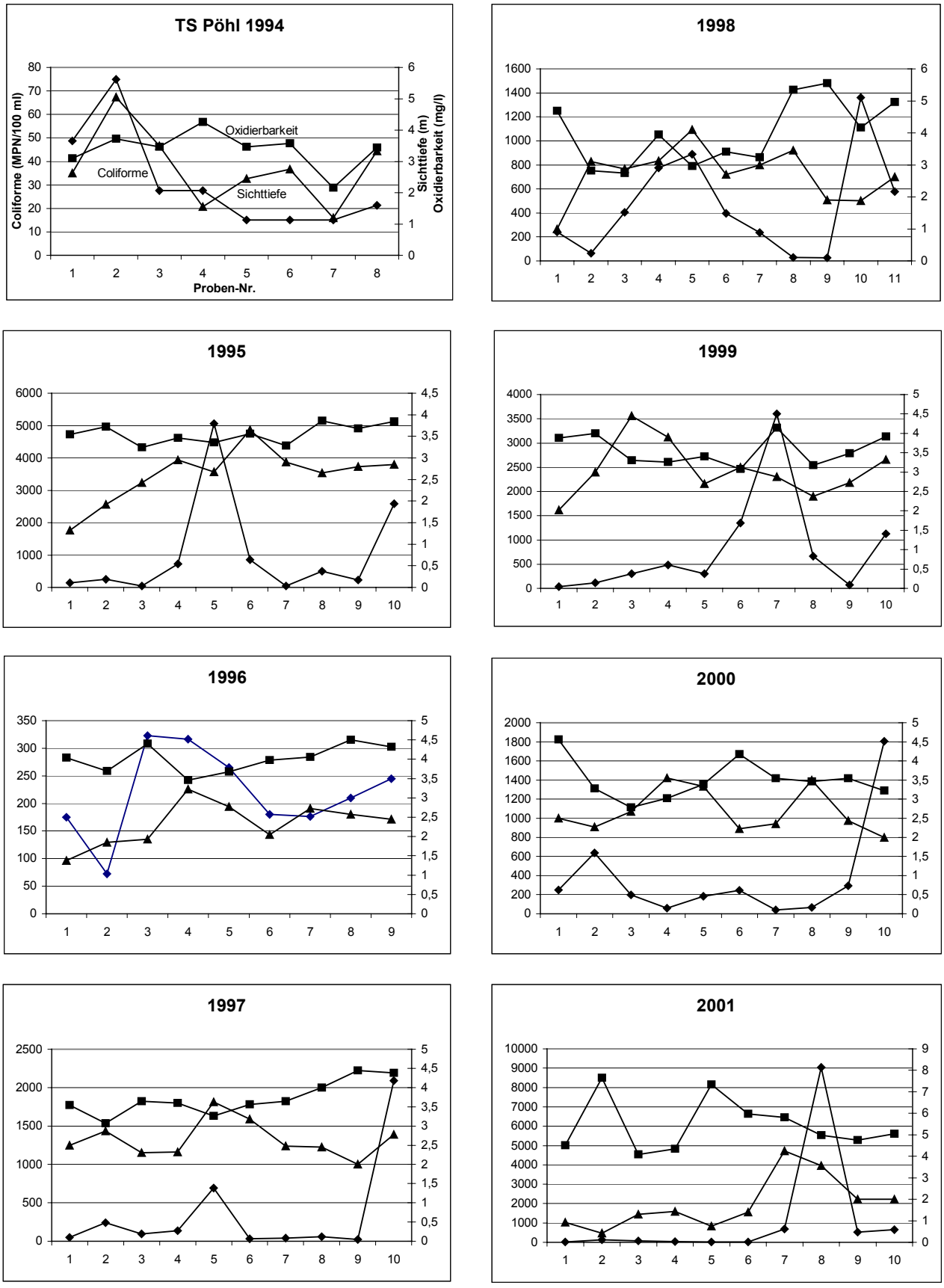


Abbildung 5: Talsperre Pöhl. Oxidierbarkeit, Sichttiefe und coliforme Keime während der Badesaison 1994-2001. Mittelwerte aus vier Entnahmestellen. (■–■ Oxidierbarkeit; ▲—▲ Sichttiefe; ♦–♦ Coliforme)

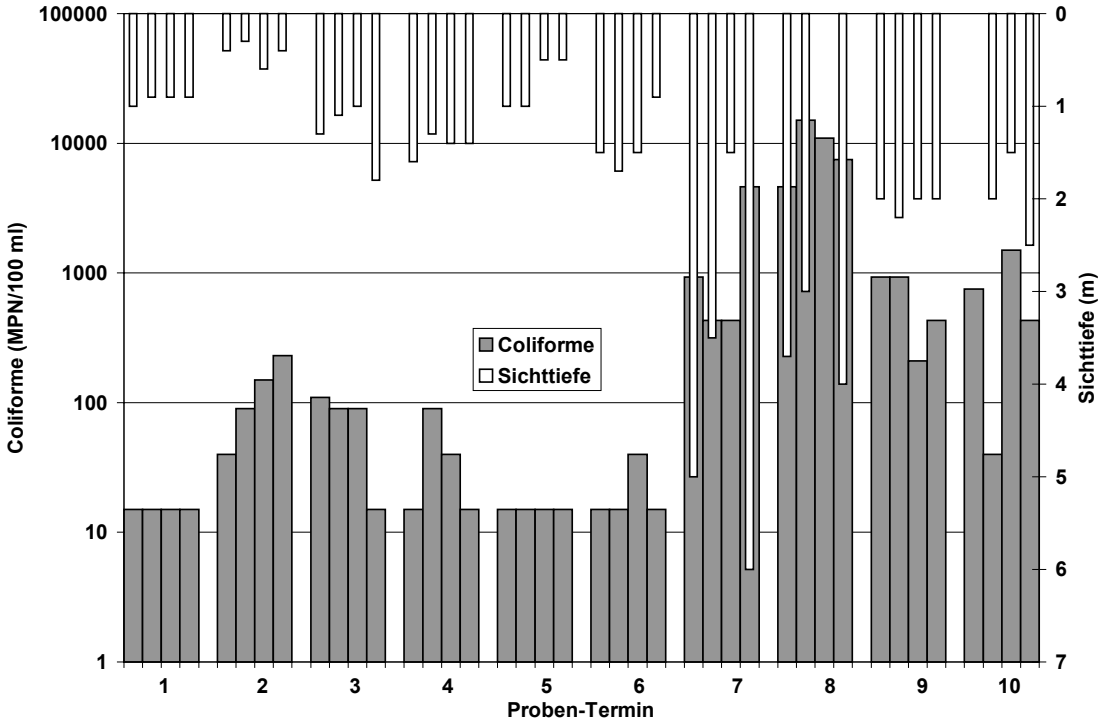


Abbildung 6: Talsperre Pöhl. Coliforme und Sichttiefe in der Saison 2001 (jeweils 4 Entnahmestellen). MPN-Werte von <30 sind als 15 dargestellt.

Im Gesamtzeitraum 1994-2001 ergibt sich jedoch insgesamt kein korrelativer Zusammenhang (Abb. 7). Offensichtlich haben hier weitere Faktoren Einfluss. Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der Prüfung für alle Gewässerbäder der Regierungsbezirke Chemnitz und Leipzig. Dies beweist aber andererseits, dass die bakteriologische Untersuchung nichts über die Planktonbelastung aussagen kann.

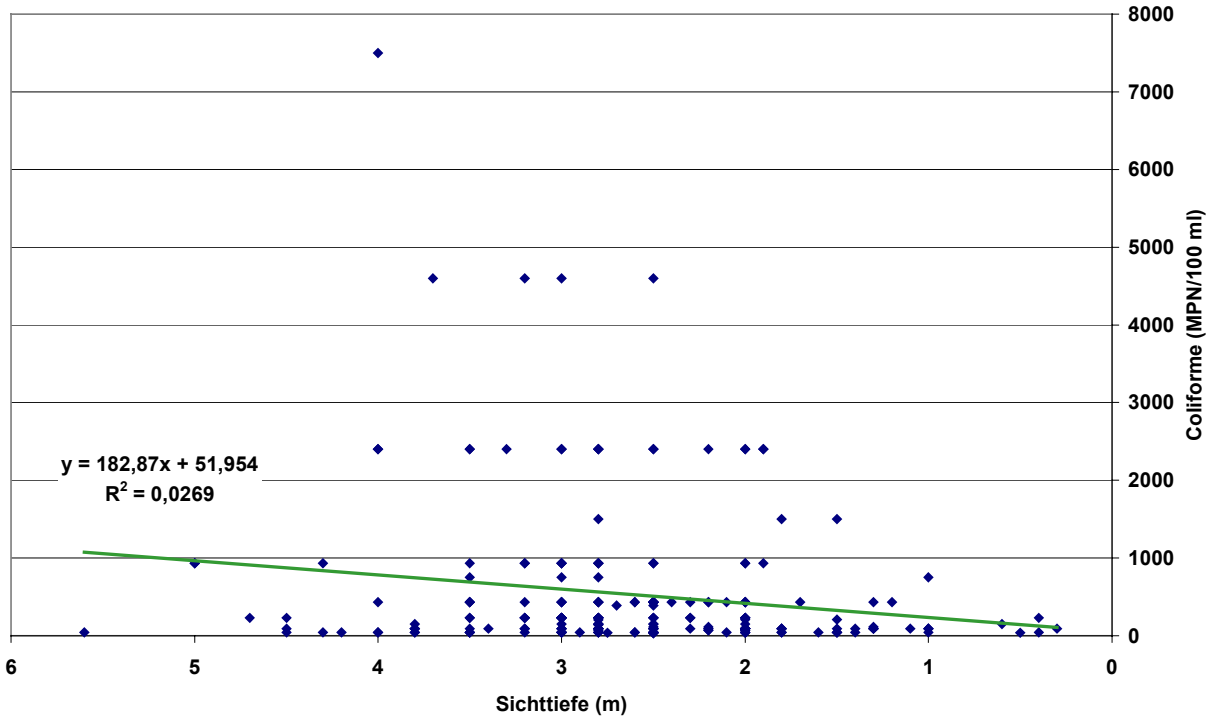


Abbildung 7: Talsperre Pöhl 1994-2001. Prüfung eines korrelativen Zusammenhangs zwischen Sichttiefe und Coliformen (Bereich MPN 30...7500/100 ml).

Da die Sichttiefenmessung als ein Parameter mit subjektivem Einfluss charakterisiert werden muss, kann die Planktondichte (Biomasse) auch näherungsweise durch die Messung der Oxidierbarkeit ($KMnO_4$-Verbrauch) ermittelt werden. Huminstoffbelastete Gewässer sind jedoch hier ausgenommen. Sichttiefe und Oxidierbarkeit zeigen einen befriedigenden korrelativen Zusammenhang. Dagegen fehlt wieder ein solcher zwischen Indikatorbakterien und Oxidierbarkeit.

Diskussion

Bereits 1975 berichtete CHROST [4, 5] über eine negative Korrelation zwischen Algenblüten und Gesamtbakterien bzw. gramnegativen Bakterien im Mikolajki-See in Polen. CARMIENKE [6] stellte fest, dass in Badegewässern mit Algenmassenentwicklung kaum Indikatorbakterien isoliert werden können. Aus den Grafiken von WALTER u. a. [7] ist für die Badegewässer bei Wien erkennbar, dass die Werte für Chlorophyll und Escherichia coli nahezu gegenläufig sind.

Zu den Ursachen der beobachteten Abhängigkeit der Indikatorbakterien von der Planktonentwicklung bleiben noch Fragen unbeantwortet. Denkbar ist, dass die organische Substanz der abgestorbenen Algen einen „Nährboden" für die nachfolgende Bakterienpopulation darstellt. Für die autochthonen eigentlichen Wasserbakterien wird dies sicher zutreffend sein, da sie als Destruenten wirksam werden. Ob dies auch für die allochthonen Coliformen gilt, ist fraglich. Hier muss auch an antibakterielle Stoffe gedacht werden, die von Algen abgegeben werden. GRÄF und BAIER [8] gelang der experimentelle Nachweis bei drei auch in Badegewässern vorkommenden Arten (Hydrodiction reticulatum, Chlorella vulgaris, Aphanothece nidulans). Nicht völlig auszuschließen sind auch methodische Ursachen.

Schlussfolgernd ist nochmals festzustellen, dass neben den Parametern der Indikatorbakterien auch dem Algen- und Cyanobakterienvorkommen in unseren Badegewässern große Aufmerksamkeit gewidmet werden muss. Die Sichttiefe ist hierfür ein weitgehend verlässliches Maß als Vor-Ort-Kriterium.

Die Nichtberücksichtigung der Sichttiefe in der Bewertung der Badegewässer durch die EU-Kommission wird mit der Nichteignung dieses Parameters für die Badestellen an der Meeresküste begründet. Zweifellos ist dort diese Messung wegen der Beeinflussung durch die Brandung kaum brauchbar. Eine getrennte Regelung für Badestellen an den (stehenden) Binnengewässer und für die an der Küste wäre deshalb sinnvoll.

Literatur

[1] Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat: Eine neue Politik für die Badegewässer. KOM (2000) 860 endg. Brüssel 21. 12. 2000.

[2] Richtlinie des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer (76/160/EWG). ABl. L 31/1 vom 5. 2. 76.

[3] Europäische Kommission: Qualität der Badegewässer (Badesaison 2000), Mai 2001. Luxemburg: Amt f. amtl. Veröfftl. der EG.

[4] Chrost R. J.: Inhibitors produced by algae as an ecological factor affecting bacteria in water ecosystems. 1. Dependence between phytoplankton and bacteria development. Acta microbial. Pol. Ser. B, 7 (1975), 125-133.

[5] Chrost R. J.: Inhibitors produced by algae as an ecological factor affecting bacteria in water. II. Antobacterial activity of algae during blooms. Acta microbial. Pol. Ser. B, 7 (1975), 167-176.

[6] Carmienke, I.: Algenmassenentwicklungen und hygienisch-bakteriologischer Status – Beobachtungen an Badegewässern Nordwestsachsens. Bundesgesundhbl. 10 (1993), 410-415.

[7] Walter u. a.: Bäderhygiene in Wien, Integration virologischer Parameter. Forum Städte-Hyg. 47 (1996) 235-246.

[8] Gräf, W., u. Baier, W.: Hygienische und mikrobiologische Beeinflussung natürlicher Gewässerbiotope durch Algen und Wasserpflanzenaufwuchs 1. Mitt.: Antibakterielle Eigenschaften dreier Gewässeralgen (Hydrodiction reticulatum, Chlorella vulgaris, Aphanothece nidulans) in vitro. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B 174 (1991), 421-442.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002

Sanierung eines Badesees, u.a. mit Hilfe eines Pflanzenfilters

Ulrich Zaiss, Thomas Schmahl & Frauke Fruth
Keywords: Fümmelsee, Pflanzenfilter, Phragmites australis, Badegewässer, Seensanierung

Institut für Abfalltechnik und Umweltüberwachung, Fachhochschule BS/WF, Salzdahlumer Straße 46/48,
38302 Wolfenbüttel (e-mail: u.zaiss@fh-wolfenbuettel.de)

1. Einleitung

Der Fümmelsee, ist ein im Bereich der Stadt Wolfenbüttel (Niedersachsen) gelegener, von landwirtschaftlichen Nutzflächen umgebener Badesee, der um 1920 aus einer ehemaligen Tongrube durch Zulauf von Grundwasser entstand. Er wird jährlich von bis zu 30.000 Gästen besucht. Der ehemals glasklare See eutrophierte in den letzten Jahrzehnten zusehends. Cyanobakterien-Blüten färbten regelmäßig das Badewasser, die Sichttiefe sank im Sommer auf unter einen Meter und Badeverbote mussten wegen Überschreitung der Grenzwerte [1] für Fäkal-und Gesamtcoliforme Bakterien ausgesprochen werden. Der Wolfenbütteler Schwimmverein, Eigentümer des Sees, begann daher im Herbst 2000 mit finanzieller Unterstützung des Landessportbundes, des Landkreises und der Stadt Wolfenbüttel sowie weiterer Sponsoren und eigenen Mitteln die Sanierung des Fümmelsees. Die wissenschaftliche Betreuung der Sanierungsmaßnahmen erfolgt im Rahmen eines von der AGIP (AG für innovative Projekte beim MWK des Landes Niedersachsen) geförderten Forschungsprojektes (F.A.-Nr. 2000.392) durch die Autoren.

2. Morphologie

Der Fümmelsee ist in drei Bereiche gegliedert, einen 10 m tiefen, etwa 6000 m^2 großen Schwimmbereich mit kraterförmiger Struktur, eine ebenso große maximal 2,5 m tiefe Flachwasserzone und einen flachen ca. 250 m^2 messenden, nur 1 m tiefen mittleren Verbindungsteil. Der südöstlich gelegene Schwimmbereich bildete im Untersuchungszeitraum 2000 und 2001 stabile Schichtungen im Sommer aus. Die Sprungschicht lag bei einer Tiefe von etwa 5 m.

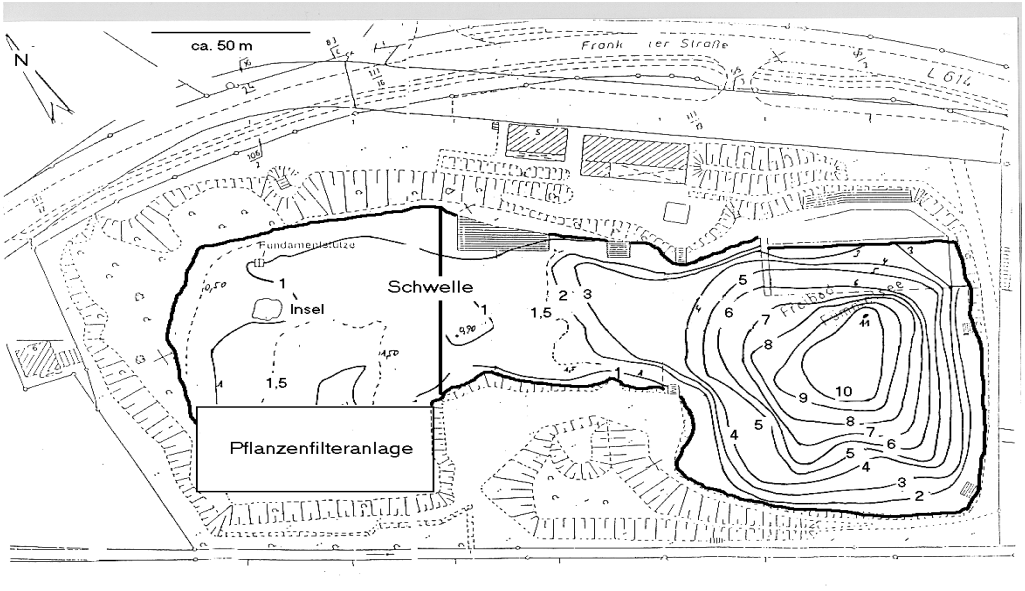


Abb.1: Die Morphologie des Fümmelsees

3. Sanierungsmaßnahmen

Als erste Maßnahme wurde im Juli 2000 eine Tiefenwasserableitung installiert, die allerdings wegen eines zu geringen Wasserzuflusses kein nährstoffangereichertes Wasser austrug. Sie wurde im Oktober 2001 mit einer Tauchpumpe kombiniert und mit einem Volumenstrom von etwa 1 m^3/h in Betrieb genommen. Im Herbst 2000 wurde der See durch einen Damm im flachen Mittelstück in zwei Bereiche geteilt. Im November und Dezember wurde die oberste, etwa 25 cm starke Sedimentschicht aus den flachen Teilen des Sees gebaggert und im verbliebenen Wasser eine Phosphatfällung mit Eisen (III)-chlorid (5mg Fe/l) durchgeführt. Das an Phosphat verarmte Wasser wurde anschließend in den tiefen Teil des Sees gepumpt. Nach Trockenlegung wurde eine 1500m^2 große Pflanzenfilteranlage im Nordwestteil des Fümmelsees fertiggestellt. Das Pflanzenfilter wird vertikal durchströmt und kann kontinuierlich oder diskontinuierlich mit Seewasser beschickt werden. Zur Elimination des Phosphats, ist das Pflanzsubstrat (Mittel-und Grobsand) oberflächlich mit 1% Eisenspänen angereichert. Eine umfangreiche Neubepflanzung des Litorals im ausgebaggerten Teil des Sees erfolgte im März 2001 mit Phragmites australis, Scirpus lacustris, Typha angustifolia, Sparganium erectum, Glyceria maxima, Carax acutiformis, Alisma plantago, Phalaris arundinacea und anderen standortgerechten Wasser- und Sumpfpflanzen. Insgesamt wurden 7000 Pflanzen gesetzt. Das Pflanzenfilter wurde mit 8500 Phragmites australis- Setzlingen bepflanzt.

4. Funktionsweise des Filters

Epilimnisches Wasser aus etwa 2,5 m Tiefe des Badebereiches, wird zunächst in einen 300 m^3 fassenden Speicher oberhalb des Pflanzenfilters gepumpt. Nach dem Auffüllen wird das gesamte Volumen durch drei Auslassöffnungen auf das Schilfbeet gegeben. Erst nach vollständigem Versickern wird dieser Vorgang wiederholt. Diese diskontinuierliche Betriebsweise bewirkt ein Nachziehen von Luftsauerstoff in die Poren des Sandbettes während der Versickerung. So werden anaerobe Verhältnisse vermieden, die zur Rücklösung von gebundenen Phosphaten führen würden. Die hydraulische Belastung war zur Zeit der Untersuchung auf etwa 2 m^3/m^2*d ausgelegt. Somit flossen täglich etwa 3000 m^3 Wasser über die Filterfläche. Durch eine Drainage gelangt das Filtrat über einen Revisionsschacht in den flachen Teil des Sees zurück, der als Regenerationsraum dient. Von dort gelangt das Wasser über eine Schwelle in den eigentlichen Badesee zurück.



Abb.2: Pflanzenfilteranlage mit Speicherbecken, 2 Monate nach Inbetriebnahme

5. Ergebnisse

Etwa 2 Wochen nach Inbetriebnahme des Filters, stieg die Sichttiefe kontinuierlich bis auf über 3 m im Oktober 2001, wie in Abb.3 zu erkennen ist. Zeitweilige Abnahmen waren auf eine Eintrübung durch Tonpartikel zurückzuführen, die sich aus dem flachen Teil des Sees bei entsprechenden Windverhältnissen großflächig ausbreiten. Gleichzeitig mit der Zunahme der Sichttiefe ging Chlorophyll a von 15 auf 9 µg/l zurück.

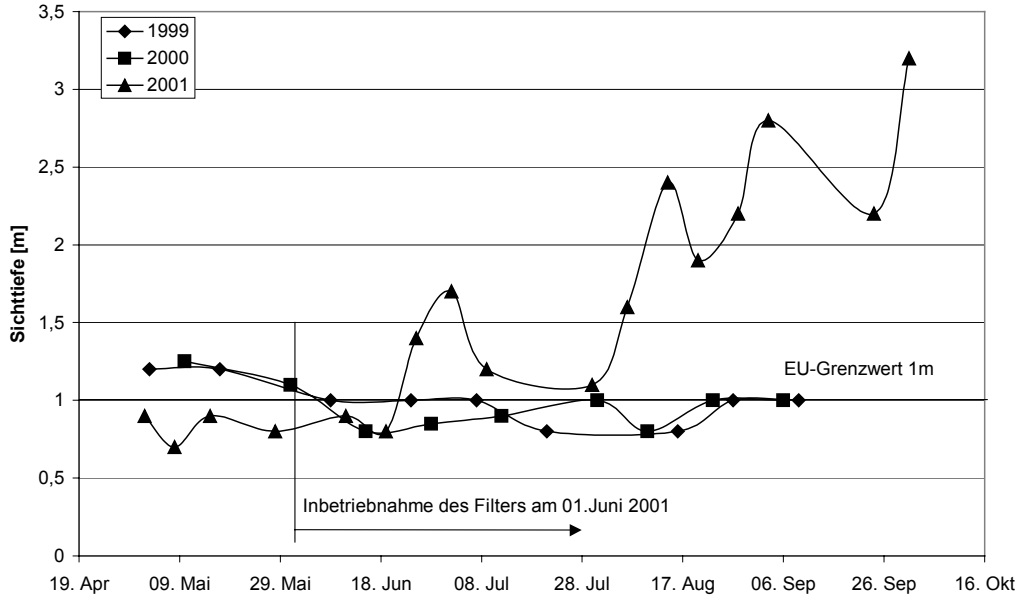


Abb.3: Vergleich der Sichttiefen des Fümmelsees im Jahresverlauf vor der Sanierung 1999 und 2000, sowie nach der Sanierung (2001)

Im Hypolimnion des tiefen Badebereichs, nahm die Sauerstoffkonzentration schnell ab, sodass bereits Ende Mai im gesamten Hypolimnion anaerobe Verhältnisse vorlagen. Diese Situation änderte sich bis Ende Oktober nicht.

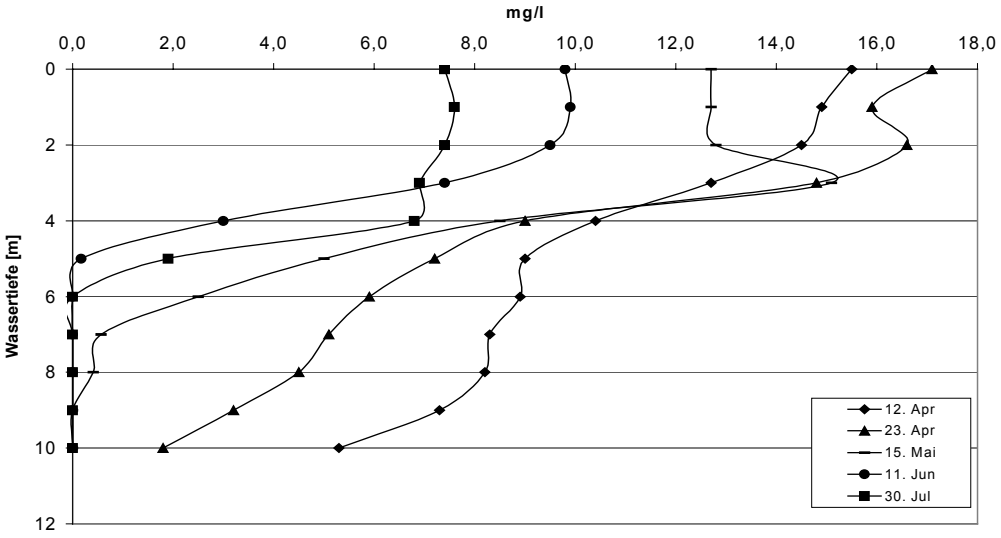


Abb.4: Die Sauerstofftiefenverteilungen im Jahr 2001 an der tiefsten Stelle des Fümmelsees

Gleichzeitig mit der Zehrung des Sauerstoffs nahm die Phosphatkonzentration im hypolimnischen Wasser zu. Die Konzentration von Ortho-und Gesamtphosphat stieg direkt über Grund auf über 1000 µg/l. Im Epilimnion ging o-Phosphat bis unter die Nachweisgrenze von 5 µg/l zurück, während Gesamtphosphor noch in Konzentrationen um 35 µg/l vorkam.

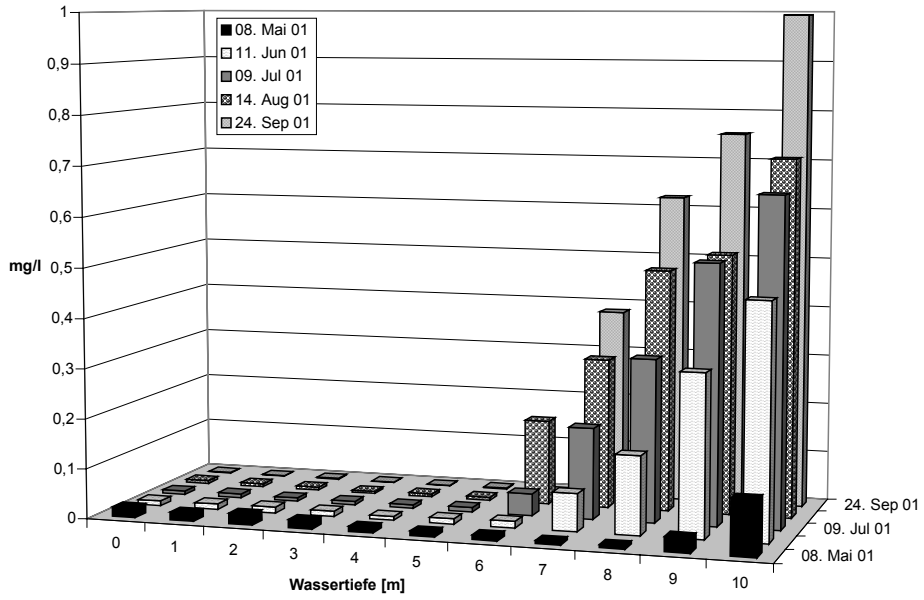


Abb.5: Die Tiefenverteilung von o-Phosphat an der tiefsten Stelle des Fümmelsees

Unmittelbar nach dem Verschwinden des Sauerstoffs, trat Schwefelwasserstoff in der Tiefe des Sees auf (Abb.6) und nahm direkt über dem Sediment, bis Oktober auf 20 mg/l zu.

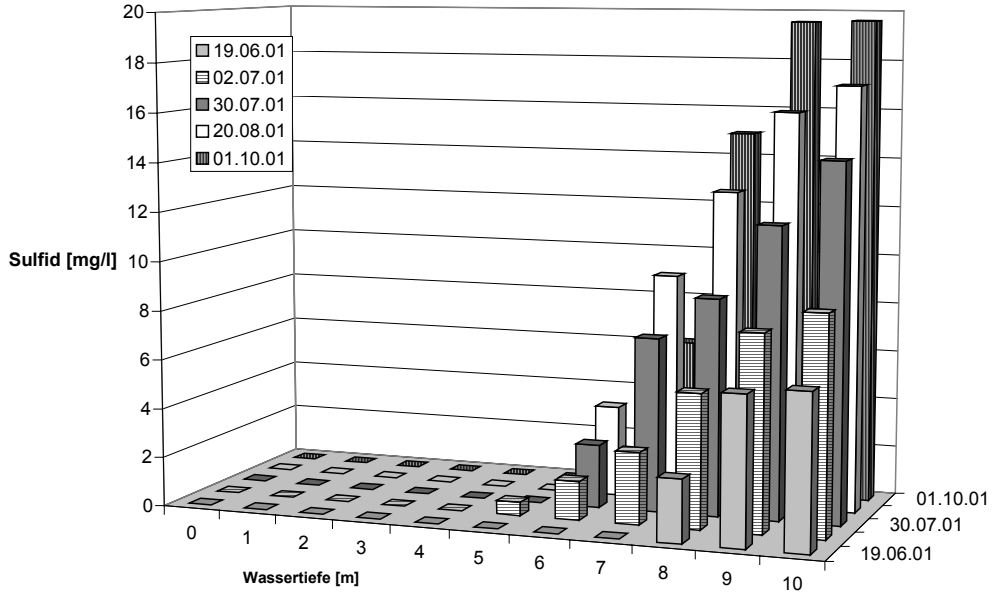


Abb.6: Tiefenverteilungen von Sulfid an der tiefsten Stelle des Fümmelsees

Nitrat-N lag während des gesamten Untersuchungszeitraums unterhalb von 0,5 mg/l. Stickstoff trat überwiegend in Form von Ammonium auf. Im Hypolimnion lagen die höchsten Konzentrationen bei 6 mg/l.
Gesamtcoliforme Bakterien, deren Konzentrationen vor Beginn der Badesaison im Bereich des Grenzwertes von 10.000 KBE/ml lagen, konnten durch den Einsatz des Pflanzenfilters auf dem Niveau des Richtwertes (500 KBE/ml) während des gesamten Sommers gehalten werden. Im Ablauf des Filters konnten keine Gesamt-oder Fäkalcoliformen nachgewiesen werden.

6. Fazit

Etwa 5 Monate nach Inbetriebnahme des Pflanzenfilters waren erste Verbesserungen der Wasserqualität zu erkennen. Vor allem die rein mechanische Filterung bewirkte schon nach ca. 2 Wochen eine erhebliche Zunahme der Sichttiefe. Die Konzentration von Chlorophyll a ging auf Werte unter 10 µg/l zurück. Der Gesamtphosphor konnte im Epilimnion von 55 auf 35 µg/l gesenkt werden.
Neben der erheblichen Sichttiefenzunahme, war das Ausbleiben der Blüten von toxischen Cyanobakterien (Microcystis und Oscillatoria) zu beobachten, die in den vergangenen Jahren große Flächen des Sees besiedelten (Zaiss et al., 1992 [2]). Weiterhin konnte eine Schließung des Bades aufgrund erhöhter Werte von Gesamt/Fäkalcoliformen im Gegensatz zu den Vorjahren vermieden werden.

7. Literatur

[1] Richtlinie 76/160/EWG über die Qualität von Badegewässern
[2] Zaiss,U., I. Gösling, S. Harenberg und R. Bilges: Nachweis von Phytoplankton –Toxinen in Oberflächengewässern. DGL-Jahrestagung 1992, Konstanz, 584-588

SEEN UND STILLGEWÄSSER

ABERLE, N. & K.H. WILTSHIRE: Untersuchungen zur Abundanz und Diversität des Mikrophytobenthos im Schöhsee

TREMP, H.: Limnologische Untersuchungen an den polymiktischen Stuttgarter Wildparkseen

SCHRENK-BERGT, CH., D. KRAUSE, N. ASH, & CH. STEINBERG: Einsatzmöglichkeiten großer exclosure zur Erfolgsabschätzung einer Biomanipulation

KAPPES, H.: Impact of abiotic factors on the cladoceran coenosis in a dystrophic-eutrophic shallow lake during its recovery from eutrophication

PRAWITT, O. & D. KRAUSE: Bedeutung einzelner Fischarten und Größenklassen für den Fraßdruck auf die Cladoceren in einem polytrophen Flachsee im Frühjahr

KÖRNER, S.: Bistabilität - ein Phänomen auch in tieferen Flachseen?

ROBERTS, E., S. KÖRNER & A. NICKLISCH: Periphyton-Dynamik in einem eutrophen Flachsee

BLEUL, C.; M. SCHUPPLER; E. JACOBS & I. RÖSKE: Anwendung molekularbiologischer Methoden zur Analyse mikrobieller Populationen in Sedimenten

JÖHNK, K.D.: Simulation klimatisch bedingter Temperaturvariationen in europäischen Seen

GONSIORCZYK, TH., P. CASPER, G. GINZEL & R. KOSCHEL: Externe und interne Nährstoffbelastung und ihre Auswirkung auf die Seengüte im Rheinsberger-Fürstenberger Seengebiet

CASPER, P., ON CHIM CHAN, M. SIEGESMUND & TH. GONSIORCZYK: Strukturelle Diversität methanogener Archaea in Gewässersedimenten

ON CHIM CHAN, M. WOLF, D. HEPPERLE & P. CASPER: Archaeal community in the sediment of an artificially divided acidic bog lake - as revealed by DGGE analysis of 16S rRNA gene

Untersuchungen zur Abundanz und Diversität des Mikrophytobenthos im Schöhsee

Aberle Nicole[1], Wiltshire Karen Helen[2]

[1] Max-Planck-Institut für Limnologie, Postfach 165, 24302 Plön
[2] Biologische Anstalt Helgoland, Postfach 180, 27483 Helgoland

Keywords: Mikrophytobenthos, Schöhsee, Sukzession, Mikroalgen, Morphotypen

Zusammenfassung

Experimente zur spezifischen Zusammensetzung der Mikrophytobenthosgemeinschaft wurden in Form von Freilandexperimenten im Frühjahr/Sommer 2001 im Schöhsee (Plön) durchgeführt.
Die Freilandexperimente wurden an zwei Standorten mit verschiedenen Sedimenttypen ausgebracht und sollten erste Einblicke in die natürliche Variabilität und Diversität über einen längeren Zeitraum liefern. Die natürliche Sukzession von Mikroalgen und der Einfluß des Zeitpunktes der Neubesiedelung der Sedimente sollten hierbei besonders betrachtet werden. Im weiteren diente diese Untersuchung dazu, Unterschiede in Dominanz und Diversität des Mikrophytobenthos herauszuarbeiten. Der Fokus des Experimentes lag weiterhin auf der Bedeutung spezifischer Morphologien bestimmter Mikroalgen (Zellform, Sessilität/Mobilität, Koloniebildung) im jahreszeitlichen Verlauf.

Einleitung

Umfangreiche Erkenntnisse zur Bedeutung des Periphytons in marinen und limnischen Systeme (James et al., 2000; Molloy, 1992; Winter & Duthie, 2000; Steinman et al., 1987; Hillebrand & Sommer, 1997; Hillebrand & Sommer, 2000) sowie zahlreiche Untersuchungen zur Funktion des Mikrophytobenthos in marinen Sedimenten (Blanchard, 1990; Blanchard, 1991; Sundbäck & Jönsson, 1988; Montagna et al., 1995; Plante-Cuny & Plante, 1984), haben die weitreichende Bedeutung von Mikroalgen im benthischen Nahrungsnetz deutlich gemacht. Im Gegensatz hierzu wurde die Rolle der Mikrophytobenthosgemeinschaft in limnischen Sedimenten bisher nur in wenigen Untersuchungen näher beleuchtet (Kann, 1940; Cox, 1993; Miller et al., 1987). Über die Zusammensetzung der Mikroalgen auf und im Sediment sowie über die natürliche Fluktuation fehlt es im limnischen Milieu bisweilen an Erkenntnissen.
Die in dieser Untersuchung durchgeführten Freilandexperimente sollten Aufschluss darüber liefern, inwiefern sich Abundanz und Diversität im jahreszeitlichen Verlauf ändern und sollten hierbei als Basis für umfangreiche Versuche zur Bedeutung von Grazer-Mikroalgen-Interaktion in marinen und limnischen Sedimenten dienen.

Material & Methoden

Zur Untersuchung der Mikrophytobenthosgemeinschaft im Schöhsee wurden von Frühjahr bis Herbst 2001 (Mai-Oktober) Freilandexperimente im Litoral des Sees durchgeführt. Die Experimente sollten einen Vergleich zweier unterschiedlicher Sedimenttypen liefern, wobei ein sandiger und ein schlammiger Standort gewählt wurde. Die Wassertiefe des Sandstandorts betrug 0.8 m, die des schlammigen Standorts lag bei 1.2 m, wobei beide Versuchsgebiete nur etwa 30m voneinander entfernt lagen.
Um die Neubesiedlung und Sukzession der Sedimente durch Mikrolagen untersuchen zu können, wurden Zentrifugenröhrchen (Volumen:11 ml) unterhalb der oberen 3 cm abgeschnitten, mit autoklaviertem Sediment des jeweiligen Standort befüllt und anschließend, bis zur Überführung ins Freiland, tiefgefroren (-20°C) gelagert. Die Unterseite der Probengefäße wurde mit Gaze beklebt, um eine Permeabilität innerhalb der Sedimente zu gewährleisten.
Die Probengefäße wurden während monatlicher Tauchgänge an dem jeweiligen Standort in noch gefrorenem Zustand ausgebracht und anschließend in unterschiedlichen Zeitreihen beprobt. Hierbei wurden Zeitintervalle von jeweils 4 Wochen für die Beprobung gewählt, um einerseits die Neubesiedlung innerhalb eines bestimmten Monats zu untersuchen und andererseits die Sukzession von Mai bis Oktober aufzeigen zu können. Jeweils sechs Parallelen von Probengefässen pro Inkubationszeitraum und Sedimenttyp wurden in diesem Freilandexperiment gewählt. Durch das Ausbringen von autoklaviertem Sediment in den oben

beschriebenen Probengefässen sollten detaillierte Besiedlungsmuster innerhalb bestimmter Zeiträume aufgezeigt werden; aus diesem Grund wurde diese Methode der direkten Beprobung natürlicher Sedimente vorgezogen.
Zur Probennahme wurden die Gefäße unter Wasser mit Deckeln verschlossen und an der Wasseroberfläche durch die etwas modifizierte Cryolander-Methode (Wiltshire et al., 1997) mit Hilfe von flüssig Stickstoff fixiert. Anschließend wurden die Proben bis zur Weiterverarbeitung tiefgefroren gelagert.
Zur Bestimmung von Zellzahl und Morphotypen wurden die Sedimentoberflächen der gefrorenen Proben mittels eines Cryomicrotoms (Leica CM 1900) geschnitten, wobei die Sedimenthorizonte von 0-240 µm und 240-480 µm beprobt wurden. Die Sedimentprobe wurde anschließend, zur Bestimmung der Zellzahlen, mit Lugol fixiert, in eine Sedgewick-Rafter-Kammer überführt und mit Hilfe eines Umkehrmikroskops ausgezählt.
Die Einteilung nach Morphotypen erfolgte aufgrund von morphologisch, geometrischen Charakteristika der Valvenschalen von Diatomeen. Diese Einteilung soll Rückschlüsse darüber liefern, welche Bedeutung bestimmte Mikroalgenmorphotypen innerhalb des benthischen Nahrungsnetztes haben. Die an beiden Standorten gefundenen Morphotypen werden im weiteren wie folgt bezeichnet: Centrales (Kette) *Melosira sp.*; Centrales (Single) *Cyclotella sp.*; Linear (abgerundet) *Pinnularia sp.*; Linear (Paket) *Fragilaria sp.*; Lanzett (breit) *Diploneis sp., Suriella sp.*; Lanzett (schmal) *Stauroneis sp., Nitzschia sp., Navicula sp.*; Lanzett (sehr schmal) *Synedra sp.*; Biconvex *Cymbella sp., Amphora sp.*; Biconvex (abgeflacht) *Placoneis sp.*; Ellipse *Caloneis sp.*

Ergebnisse

Die in dieser Arbeit vorgestellten Daten beziehen sich auf die bereits ausgewerteten Ergebnisse aus dem Sukzessionsexperiment während eines Zeitraums vom Anfang Mai bis Anfang August 2001. Innerhalb dieses Zeitraums fanden drei Probennahmen statt, sodaß die hier vorgestellten Daten jeweils Ergebnisse zu Abundanz, Diversität und Morphotyp nach 4, 8 und 12 Wochen Inkubationszeit liefern.

Zellzahlen

Die Zellzahlen an beiden Standorten zeigten jeweils im Oberflächenbereich der Sedimente (0-240µm) höhere Werte als innerhalb des tieferen Sedimenthorizonts (240-480µm) (Abb. 1). Die höchsten Zellzahlen pro cm² wurden sowohl am schlammigen als auch am sandigen Standort während des ersten Inkubationszeitraums (Mai) registriert. Die Zellzahlen auf sandigem Sediment lagen im Oberflächenbereich bei 135 Zellen/cm² ± 54 und im Tiefenhorizont bei 33 Zellen/cm² ± 12 (± = Standardabweichung). Die Zellzahlen des schlammigen Standorts zeigten sowohl an der Oberfläche (197 Zellen/cm² ± 44) als auch im tieferen Horizont (154 Zellen/ cm² ± 27) höhere Zellzahlen als am sandigen Standort. Nach 8-wöchiger Inkubation (Juni) gingen die Zellzahlen des Schlammstandorts deutlich zurück und erreichten hier nur noch Werte von 123 Zellen/cm² ± 36 (0-240µm) sowie 61 Zellen/cm² ± 28 (240-480µm). Die Zellzahlen des Sandstandorts blieben im Vergleich zum Vormonat nahezu konstant. Nach 12-wöchiger Inkubation (Juli) zeigte sich auf beiden Standorten ein starker Rückgang der Zellzahlen; im Oberflächenbereich wurden Zellzahlen von 41 Zellen/cm² ± 11 (Sand) und 40 Zellen/cm² ± 40 (Schlamm) ermittelt. Die Tiefenhorizonte lieferten Zellzahlen von 46 Zellen/cm² ± 28 (Sand) und 13 Zellen/cm² ± 12 (Schlamm).

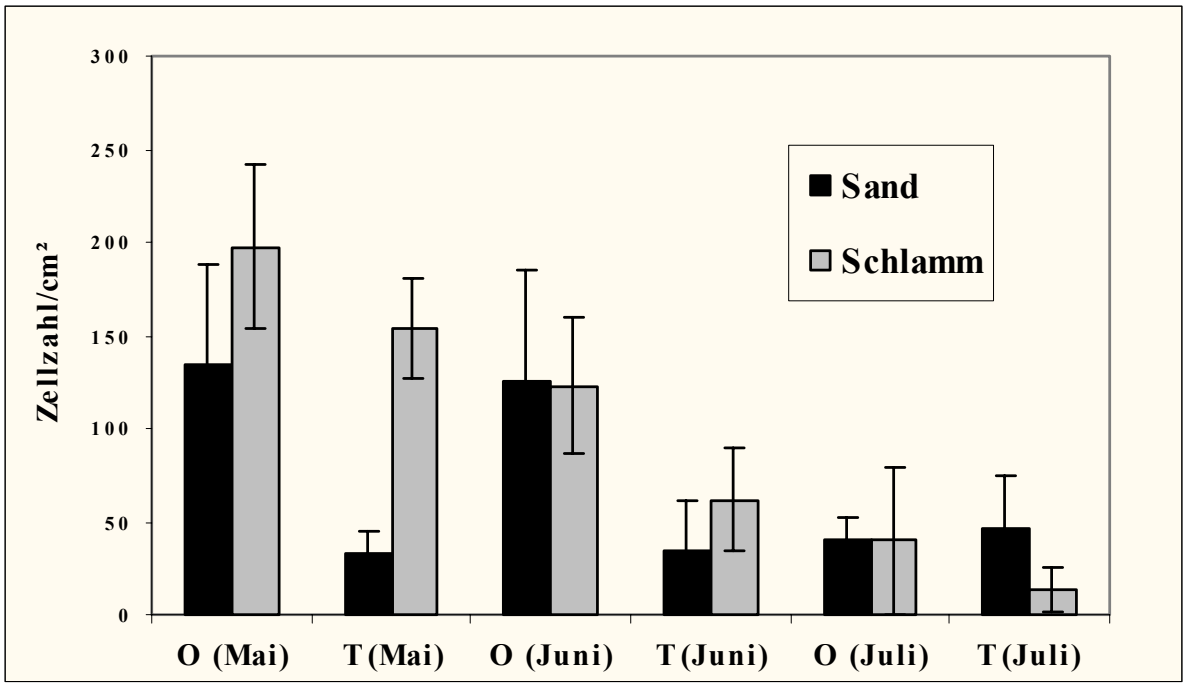


Abb. 1: Zellzahlen pro cm² auf Sand- und Schlammgrund;
O= Oberfläche (0-240µm), T= Tiefenhorizont (240-480µm)

Morphotypen

Sand (Abb.3-5)

Die Verteilung der einzelnen Morphotypen zeigte auf Sandgrund eine Dominanz der Typen Lanzett (schmal) und Lanzett (sehr schmal). Beide Morphotypen zusammen hatten während aller drei Inkubationszeiträume einen gemeinsamen prozentualen Anteil von ca. 60%, wobei sich der Zellzahlrückgang, wie oben gezeigt, auch hier über den gesamten Zeitraum widerspiegelt. Während der Zeiträume von 8 und 12 Wochen kam es jedoch zu einer deutlichen prozentualen Zunahme in Richtung des Typus Lanzett (schmal), wobei dieser Typus nach 8 Wochen 37% (74 Zellen/m²) (Abb.3) und nach 12 Wochen 41% (34 Zellen/m²) (Abb.4) ausmachte. Bei dem Typus Linear (Paket) zeigte sich von der 4- bis zur 12-wöchigen Inkubation einen deutliche Abnahme von 17% nach 4 Wochen bis hin zu 8% nach 12 Wochen. Der Typus Linear (abgerundet) zeigte über den gesamten Zeitraum sehr konstante Anteile zwischen 5-8%. Biconvexe Formen traten hingegen erst nach 8 Wochen auf und nahmen von 8% nach 8 Wochen auf 13% (11 Zellen/cm²) nach 12 Wochen zu. Kettenförmigen Centrales konnten nur im Mai registriert werden (6%) und verschwanden im Laufe der Inkubation. Ingesamt machen die Abbildungen 3-5 deutlich, dass es über den gesamten Zeitraum von Mai bis Juli zu einer Reduktion der Anzahl von Morphotypen kam; so wurden im Mai 9 verschiedene Morphotypen klassifiziert, im Juni 8 und im Juli lediglich 7.

Schlamm (Abb. 6-8)

Zu Beginn der Inkubation (Mai) dominierte der Typus Lanzett (schmal) das schlammige Sediment mit 44% am Gesamtanteil und 170 Zellen/cm². Nach 8 Wochen (Juni) zeigte sich ein deutlicher Rückgang des Anteils auf 26% (55 Zellen/cm²), wobei es nach 12 Wochen wieder zu einem prozentualen Anstieg auf 47% (23 Zellen/m²) kam. Diese Fluktuation spiegelt sich in umgekehrter Weise beim Typus Lanzett (sehr schmal) wider, der im Mai lediglich 8% am Gesamtanteil ausmachte und im Juni mit 36% (75 Zellen/m²) eine deutliche Dominanz zeigt. Nach 12 Wochen erfolgte aber bereits wieder ein Rückgang dieses Typus auf 11% (6 Zellen/m²). Der Morphotyp Linear (Paket) zeigte über den gesamten Zeitraum nur geringe prozentuale Schwankungen und machte Anteile zwischen 16% (Juli; 8 Zellen/m²) und 19% (Mai; 74 Zellen/m²) aus. Kettenförmige Centrales wurden nur nach 4 (6%) und 8 Wochen (6%) quantifiziert und konnten in Proben nach 12 Wochen nicht aufgezeigt werden. Eine Reduktion der Gesamtzahl an Morphotypen erfolgte auch am schlammigen Standort im Laufe der Inkuabtion; zu Beginn (Mai) wurden 10 unterschiedliche Morphotypen registriert, wobei die Anzahl im Juni auf 9 und im Juli auf 8 Morphotypen zurückging.

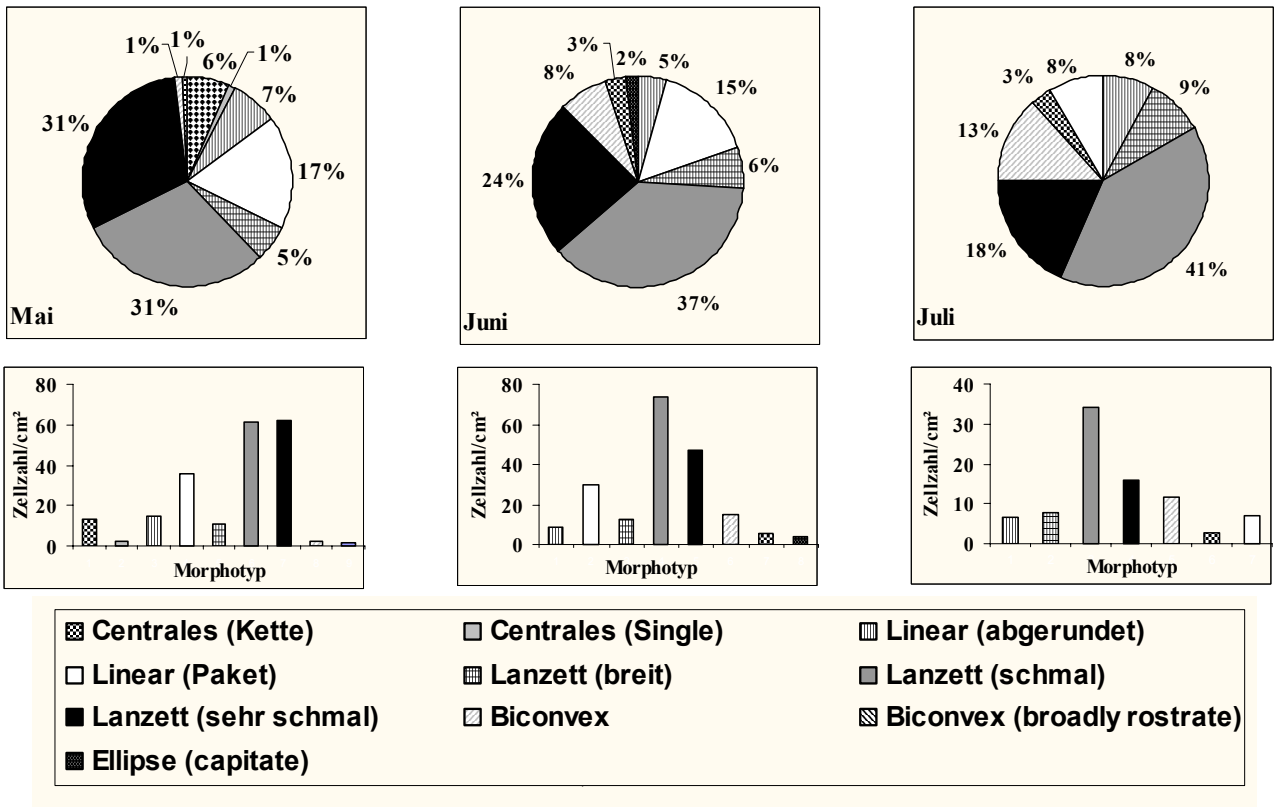


Abb. 3-5: Morphotypenverteilung prozentual (oben) und absolut (unten) auf Sand

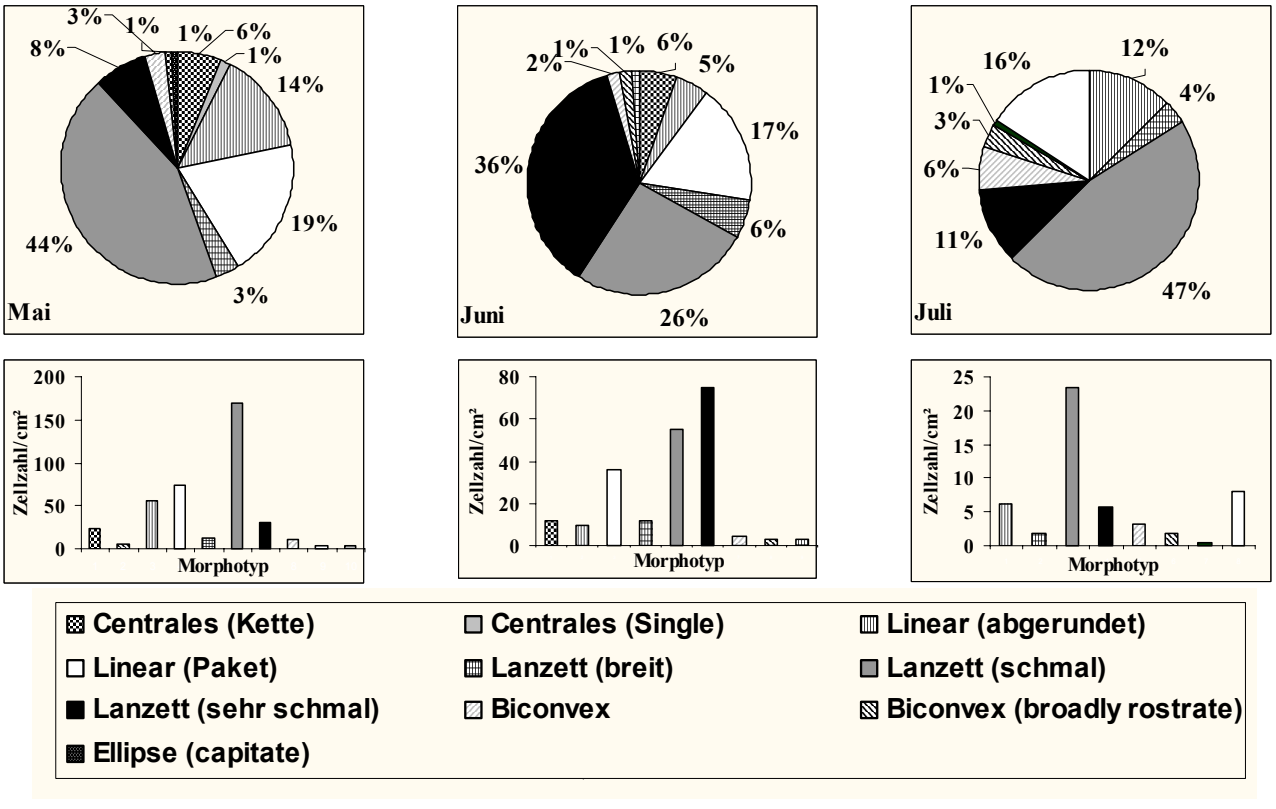


Abb. 6-8: Morphotypenverteilung prozentual (oben) und absolut (unten) auf Schlamm

Schlussbetrachtung

Ziel dieser Arbeit ist es, die oben aufgezeigten Verschiebungen der Morphotypen zu verfolgen und zu erklären. Als eine der zentralen Fragestellungen dieser Untersuchung bleibt zu klären, ob die Verschiebung der Morphotypen das Resulat von saisonalen Sukzessionsprozessen darstellt oder ob diese Verschiebungsmuster durch externe Einflüsse (z.B. Fraßfeinde, Durchmischung der Wassersäule, benhto-pelagische-Kopplung) hervorgerufen werden. Es sollen im weiteren Grazer-Mikroalgen-Interaktionen genauer erfasst und potentielle Zusammenhänge zwischen spezifischen Morphotypen und Grazern beleuchtet werden. Untersuchungen zur Sukzession von benthischen Grazern auf Schöhsee-Sedimenten in Zusammenarbeit mit K. Stumm (AWI Bremerhaven) sollen in Zukunft genauere Erkenntnisse hierzu liefern.

Danksagung

Ich danke der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung dieser Arbeit.

Literatur

Blanchard GF (1990) Overlapping microscale dispersion patterns of meiofauna and microphytobenthos. Marine Ecology Progress Series 68: 101-111

Blanchard GF (1991) Measurement of meiofauna grazing rates on microphytobenthos: is primary production a limiting factor? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 147: 37-46

Cox EJ (1993) Freshwater diatom ecology: developing an experimental approach as an aid to interpreting field data. Hydrobiologia 269/270: 447-452

Hillebrand H, Sommer U (1997) Response of epilithic microphytobenthos on the western baltic sea to *in situ* experiments with nutrient enrichment. Marine Ecology Progress Series 160: 35-46

Hillebrand H, Sommer U (2000) Diversity of benthic microalgae in response to colonization time and eutrophication. Aquatic Botany 67: 221-236

James MR, Hawes I, Weatherhead M (2000) Removal of settled sediments and periphyton from macrophytes by grazing invertebrates in the littoral zone of a large oligotrophic lake. Freshwater Biology 44:311-326

Kann E (1940) Ökologische Untersuchungen an Litoralalgen ostholsteinischer Seen. Archiv für Hydrobiologie 37: 177-269

Miller AR, Lowe RL, Rotenberry JT (1987) Succession of diatom communities on sand grains. Journal of Ecology 75: 693-709

Molloy JM (1992) Diatom communities along stream longitudinal gradients. Freshwater Biology 28: 59-69

Montagna PA, Blanchard GF, Dinet A (1995) Effect of production and biomass of intertidal microphytobenthos on meiofaunal grazing rates. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 185: 149-165

Plante-Cuny MR, Plante R (1984) Benthic marine diatoms as food for benthic marine animals. 8thDiatom-Symposium: 525-537

Steinman AD, McIntire CD, Gregory SV, Lambert GA, Ashkenas LR (1987) Effects of herbivore type and density on taxonomic structure and physiognomy of algal assemblages in laboratory streams. J. N. Am. Benthol. Soc. 6(3): 175-188

Sundbäck K, Jönsson B (1988) Microphytobenthic productivity and biomass in sublittoral sediments of a stratified bay, southeastern Kattegat. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 122: 63-81

Wiltshire KH, Blackburn J, Paterson DM (1997) The Cryolander : a new method for fine-scale *in-situ* sampling of intertidal surface sediments. Journal of Sedimentary Research 67 (5): 977-981

Winter JG, Duthie HC (2000) Stream epilithic, epipelic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. Aquatic Ecology 34: 345-353

Limnologische Untersuchungen an den polymiktischen Stuttgarter Wildparkseen

Horst Tremp
Universität Hohenheim, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie
Schloss-Mittelbau-West, 70593 Stuttgart
http://www.stuttgarter-wildparkseen.de
tremp@uni-hohenheim.de

Keywords: Flachseen, Seenmonitoring, Seentypisierung, alternative stable states, Makrophyten

1. Einleitung

Kaum eine Gegend innerhalb des Ballungsraums Stuttgarts trägt so stark zur naturräumlichen Identifikation der Stuttgarter Bevölkerung bei wie das Gebiet um die drei vorderen Wildparkseen. Abgesehen vom Max-Eyth-See im Stuttgarter Norden handelt es sich dabei um die größten Seen der Stuttgarter Gemarkung. Pfaffensee und Neuer See bedecken jeweils Flächen über 5 Hektar, der Bärensee 4,1 Hektar. Trotz der herausragenden regionalen Bedeutung der Seen und ihrer Lage im beliebtesten Naherholungsgebiet Stuttgarts, sind die Seen und ihr Umfeld limnologisch und ökologisch weitgehend unerforscht.
Die Seen verdanken ihre Entstehung dem künstlichen Aufstau der Fließgewässer Glems und Bernhardsbach auf 420 m NN. Der Pfaffensee besteht seit dem Jahre 1566, der Bärensee seit 1618. Der größte der Seen, der Neue See, wurde zwischen diesen beiden Seen erstmalig in den Jahren 1826 - 1833 angestaut. Es ist ein reiner (Trinkwasser-) Speichersee. Sein direktes Einzugsgebiet ist mit ca. 0,3 km² sehr klein, beträgt aber durch Hinzunahme der Einzugsgebiete des Katzenbach-, Steinbach-, Bären- und Pfaffensees über 15 km². In verbrauchschwachen Zeiten erfolgte eine Rückförderung gereinigten Neckarwassers - später dann Bodenseewasser - in den Neuen See. Seine Nutzung als Trinkwasserspeicher wurde im Jahre 1998 eingestellt.
Es handelt sich um drei aufgestaute Seen, welche in einem klimatisch einheitlichen Gebiet liegen, aber aus drei unterschiedlichen Einzugsgebieten gespeist werden bzw. wurden. Insbesondere für den Neuen See sind nach Ausbleiben beträchtlicher Frischwassermengen aus dem über 100 km entfernten Bodensee, Veränderungen seiner ökologischen Eigenschaften zu erwarten. Als Ergebnis einer dreijährigen in monatlichen Abständen durchgeführten Untersuchung, werden kennzeichnende Unterschiede zwischen den Seen herausgearbeitet. Diese bestehen bei limnochemischen Parametern (Sauerstoff, Nährstoffe, Leitfähigkeit) dem Temperaturhaushalt (Mixisverhalten) sowie der Makrophytenvegetation und des Planktons. Darüber hinaus wurden Ufervegetation und Uferzustand aufgenommen. Auf dieser Datengrundlage, wurde ein Trendmonitoringkonzept erstellt, über welches die zukünftige Seen-Entwicklung nachvollzogen werden soll.

2. Morphometrische und chemisch-physikalische Eigenschaften der Seen

Die Seen sind von Wald umgeben und haben eine längliche Form. Sie erstrecken sich vorwiegend in west-östlicher Richtung und sind daher Winden aus vorherrschend westlicher Richtung ausgesetzt. Eine Teil- und Vollzirkulation der Wasserkörper ist daher,

ausgenommen bei Eisbedeckung, während des ganzen Jahres möglich. Die Seen sind temporär geschichtet. Lediglich der zentrale Teil des Neuen Sees mit Wassertiefen bis maximal 9,6 Metern (mittlerer Pegelstand) weist ein Profundal auf, wobei eine ausgeprägte thermische Sprungschicht, wohl in Folge tiefreichender Teilzirkulation, nicht nachweisbar ist. Während Pfaffen- und Bärensee dem polymiktischen Seentypus entsprechen, ist der Neue See als Flachsee des tieferen Typs (Krumbeck et al. 2001) charakterisiert.
Abbildung 1 zeigt Temperaturprofile der Wildparkseen über drei Jahre. Infolge seiner vergleichsweise größten Horizontoffenheit erwärmt sich der Bärensee über die Sommermonate am stärksten.

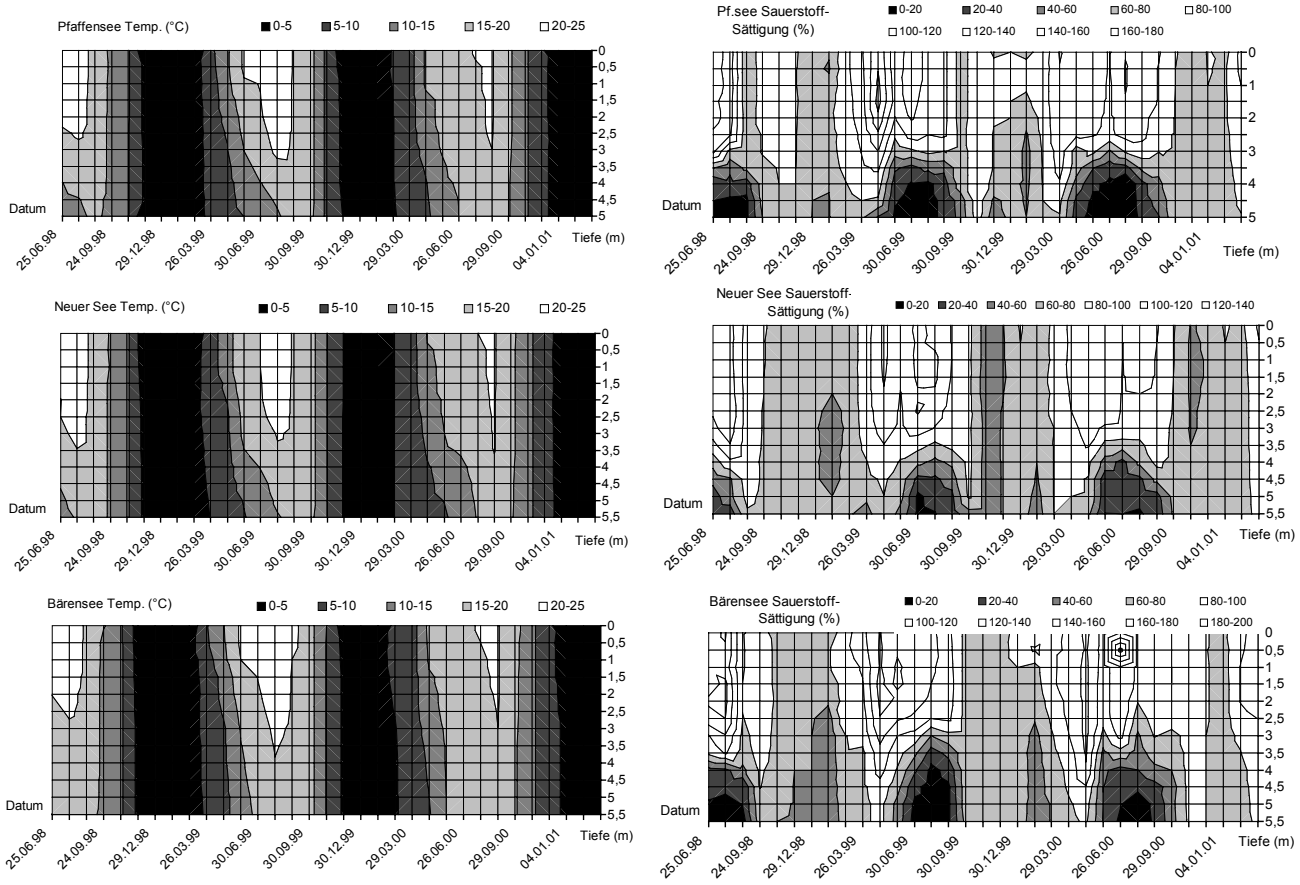


Abb.1 (links): Isothermen (°C) der vorderen Stuttgarter Wildparkseen über die Jahre 1998/1999, 1999/2000 und 2000/2001. 2000 und 1999 waren die zweit- und drittwärmsten Jahre seit 1878.

Abb. 2 (rechts): Sauerstoff-Tiefenprofile (% Sättigung) der vorderen Stuttgarter Wildparkseen über die Jahre 1998/1999, 1999/2000 und 2000/2001.

Die ungewöhnlich warme Witterung der letzten Jahre steht dabei in ursächlichem Zusammenhang mit dem Trend hin zu höheren Ionenkonzentrationen bei allen drei Seen (Tremp & Krause 2001). Verstärkte Einträge aus Sturmwurfflächen im Einzugsgebiet der Seen, dürften ebenfalls zu dem gemessenen Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit beigetragen haben. Insbesondere beim Pfaffensee konnte gezeigt werden, dass sich die elektrische Leitfähigkeit - gemessen über die gesamte Profiltiefe - seit 1999 sprunghaft um 60 $\mu S \cdot cm^{-1}$ erhöht hat.

Über alle Sommermonate tritt die für eutrophe Seen typische klinograde Sauerstoffkurve auf. Bereits im Mai erfolgt am Grund des Pfaffen- und Bärensees starke Sauerstoffzehrung, welche durch Mischungsvorgänge nicht ausgeglichen wird; oberflächennah liegt meist Sauerstoffübersättigung vor (Abb. 2). Deutlich wird die vergleichsweise günstige Sauerstoff-Situation des Neuen Sees aufgrund seiner Vorgeschichte, seines größeren Volumens und vergleichsweise geringer sedimentnaher Wassertemperaturen. Niedrige Sauerstoffwerte bei Pfaffensee und Bärensee stehen in engem Zusammenhang mit den hohen Wassertemperaturen am Seegrund und den Sedimenten, die Gehalte an organischem Kohlenstoff zwischen 5 und 6,5 % der Trockensubstanz aufweisen. Pfaffensee und Bärensee zeigen über mehrere Jahre eine tendenzielle Zunahme der sauerstoffarmen Bereiche, sowohl in ihrer zeitlichen als auch räumlichen Erstreckung (Abb. 2).

Tabelle 1: Auswahl morphometrischer, hydrologischer und limnologischer Kenngrößen der vorderen Stuttgarter Wildparkseen (LfU 1994; Tremp & Krause 2001). GP-Gesamtprofil-Mittelwert (1997-2001). Den chemisch-physikalischen Meßwerten liegen n ≥ 25 Einzelmessungen zugrunde.

	Pfaffensee	**Neuer See**	**Bärensee**
Wasserfläche (ha)	6,5	7,1	4,1
Max. Länge (m)	650	900	580
Max.Breite (m)	150	100	150
Uferlänge (m)	*1830*	*2160*	*1470*
Volumen (m³)	180000	423000	172000
Max. Tiefe (m); (mittl. Pegelstände)	*5,5*; (6,4)	*9,6*; (6,5)	*7,4*; (7,9)
Min.-Max. Temperatur (°C), GP	*2,8 - 20,1*	*3,1 - 19,6*	*2,7 - 21,1*
Min.-Max. el. Leitfähigkeit (µS·cm^{-1}), GP	*330-438*	*462-636*	*386-576*
Min.-Max. Sauerstoffsättigung (%)	*0 - 168*	*14 - 135*	*11 - 188*
Orthophosphat (mg·l^{-1}) Mittel/Median	*0,55/0,10*	*0,32/0,07*	*0,44/0,10*
Secchi-Sichttiefe (m), Mittel dreier Jahre (n = 12)	1,7	2,4	1,8
Artenzahlen Phyto-/Zooplankton (Netzplankton)	121/88	81/73	97/93
Artenzahlen submerse Makrophyten	5	8	5

Die Seen liegen im Hydrogenkarbonat-Pufferbereich, ihre pH-Werte im schwach alkalischen Bereich. Der Pfaffensee weist mit 1,7 mmol·l^{-1} die geringste, der Neue See mit 2,6 mmol·l^{-1} die höchste Gesamthärte auf. Hohe Phosphatgehalte (Tab. 1) legen nahe, dass eher Stickstoff - meist unter der Nachweisgrenze - und Mikronährstoffe die Algenvermehrung limitieren. Durch geringe Horizontoffenheit der Seenoberflächen wird zumindest von einer Dämpfung der Phytoplanktonentwicklung ausgegangen. Die Grenzbereiche der euphotischen Zone (1 % Licht) liegen am Pfaffensee zwischen 2,5 und 5,0 Metern, am Bärensee zwischen 3,5 und 5,0 Metern und am Neuen See zwischen 4,0 und 6,5 Metern. Beim Neuen See reicht die 1%-Grenze bisweilen auch darunter, allerdings nur im mittleren Seenbecken aufgrund der ausschließlich dort erreichten größeren Tiefe. Die Secchi-Sichttiefe beträgt als Mittel der drei Jahresmittelwerte (n = 12) für den Pfaffensee 1,7 m, für den Bärensee 1,8 m und für den Neuen See 2,4 m (Tab. 1). Nach Zusammenfassung der Teilergebnisse kann die folgende Reihung der Seen nach zunehmender Trophie erfolgen: Neuer See, Bärensee, Pfaffensee.

3. Biologische Eigenschaften der Seen

Insgesamt wurden in den Wildparkseen die in Tabelle 1 angegebene Anzahl Planktonarten gefunden (Tremp & Krause 2001). Der Neue See weist damit deutlich weniger Arten auf als die beiden anderen Seen. Ein Vergleich mit dem früher auf der Basis von Planktondaten berechneten Trophieindex (Fuss 1955) zeigt, dass die heutigen Werte

merklich über den damals errechneten liegen. Alle drei Seen befanden sich 2001 im mäßig eutrophen Bereich, während 1955 Neuer See und Pfaffensee noch am oberen Rand des mesotrophen Bereichs eingestuft wurden. Beim Zooplankton gehören Rädertiere (*Keratella, Polyarthra*) und Wasserflöhe zu den Zeigerarten für mesotrophe bis schwach eutrophe Verhältnisse. Unter dem Phytoplankton sind Dinoflagellaten (*Peridinium, Ceratium*) und Kieselalgen häufig.
Alle drei Seen weisen eine eutraphente Wasserpflanzen-Gemeinschaft auf. Insgesamt wurden in den letzten 100 Jahren 21 submerse Makrophyten nachgewiesen. Bis heute erfolgte ein deutlicher Rückgang der submersen Makrophyten auf 10 Arten. Dieser betrifft insbesondere Bären- und Pfaffensee, während die Artenzahlen im Neuen See zugenommen haben. In Bären- und Pfaffensee dominieren Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und Rauhes Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*).
Im überdurchschnittlich warmen und strahlungsreichen Juli 2001 - bereits die Frühjahrstemperaturen lagen über der langjährigen Norm - kam es im Pfaffensee zu einem auffälligen Aspektwechsel der submersen Vegetation. Die ausgedehnten Bestände des Ährigen Tausendblattes (*Myriophyllum spicatum*) brachen infolge starker Phytoplanktonentwicklung - insbesondere *Microcystis aeruginosa* und *Gomphosphaeria naegeliana* zusammen. Da länger zurückreichende Daten fehlen, können keine Aussagen über Plankton-dominierte Seenzustände früherer Jahre gemacht werden. Zudem ist der Einfluß benthivorer Fische auf die Trübung des Pfaffensees, vor allem in den östlichen Flachwasserbereichen (< 2 m Tiefe), nicht auszuschließen.
Fluktuationen zwischen beiden Seenzuständen sind nach Blindow et al. (1997) eher über Wasserstände und Witterungsverlauf determiniert als über top down Regelmechanismen wie das Zooplankton. Es wird angenommen, dass im Pfaffensee die vorausgegangenen thermischen als auch wasserchemischen Veränderungen eine Schwächung der feedback-Mechanismen herbeiführten die normalerweise über die Makrophyten zu einem Klarwasserzustand führen (Søndergaard & Moss 1997). Eine ausschließlich darauf beruhende Ursachenanalyse ist in Anbetracht des sich auf wenige Übersichts-Parameter stützende monitoring noch sehr spekulativ, zumal - insbesondere je kleiner Seen sind - stochastische Ereignisse eine wichtige Rolle spielen.

4. Die Ufervegetation der Seen

An den Seeufern steht Stubensandstein (Mittlerer Keuper 4) an. Infolge seiner hohen Wasserdurchlässigkeit vereinen sich trockene und nasse Standorten auf engstem Raum, was wiederum die Vielfalt der Pflanzenarten der Ufer bedingt. So konnten im unmittelbaren Uferbereich (1 m Streifen) der Stuttgarter Wildparkseen über 250 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen werden.
Dennoch sind die aufgrund der natürlichen Voraussetzungen mageren Ufer über weite Strecken durch Eutrophierung und Tritt (Naherholungsgebiet) verändert. 33 Vegetationsaufnahmen im Uferbereich der Seen wurden hinsichtlich ihrer Artähnlichkeit (Jaccard-Index) verglichen und die symmetrische Ähnlichkeitsmatrix mit dem Clusterverfahren 'additive tree' in ein Dendrogramm überführt.
Die kaum gemischten Cluster zwischen Bären (B)-, Pfaffen (P) und Neuem See (N) lassen sich so interpretieren, dass die Ufervegetation eines jeden Sees individuell zum Artenreichtum des gesamten Gebiets beiträgt. Eine Differenzierung der Seen ist somit nicht nur aufgrund ihrer physikalisch-chemischen und biologischen, sondern auch über die unterschiedliche Ausprägung ihrer Ufervegetation möglich.

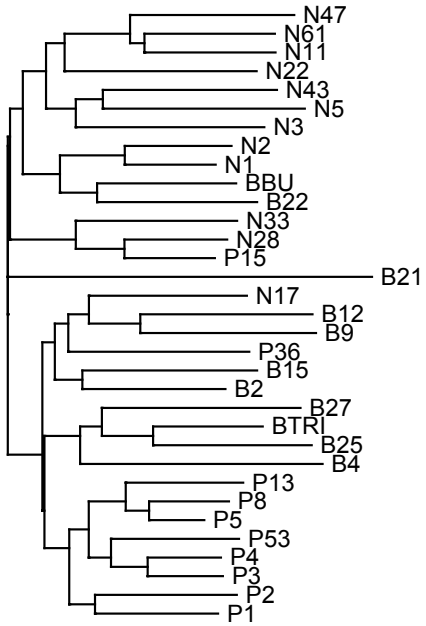


Abb. 3: Floristische Ähnlichkeit von Vegetationsaufnahmen von Pfaffen- und Bärensee und Neuem See. Die Ufervegetation eines jeden Sees trägt individuell zum Artenreichtum des Gebiets bei.

5. Leitbild und zukünftige Entwicklung der Seen

Als Leitbild für die Stuttgarter Wildparkseen wird der meso-eutrophe, makrophytendominierte Klarwassersee vorgeschlagen. Zunächst soll durch Maßnahmen wie Ausweisung von Uferschutzzonen eine Verbesserung des ökologischen Gesamtzustandes erreicht werden. Weiterhin ist der Zustand der Seen durch ein limnochemisch-physikalisches sowie biologisches Monitoring regelmäßig zu beurteilen. Ein solches Monitoring dient nicht ausschließlich der Erfolgskontrolle für die durchzuführenden Maßnahmen, vielmehr führt es auch zu einer laufenden Verbesserung der Datenlage.
Das Beispiel Stuttgarter Wildparkseen zeigt, dass eingeforderte eindeutige Leitbildformulierungen im Falle polymiktischer Seen schwierig sein können. In unmittelbarem Zusammenhang damit steht das Problem, wie das Ziel einer ökologischen Seenbewirtschaftung in Verbindung mit einer langfristigen Überwachungsstrategie (Monitoring) administrativ verankert werden kann. Nicht zuletzt ist hierfür eine breite Akzeptanz notwendig, zumal viele Einzelpersonen und verschiedene Interessen betroffen sind. Zur Langfristigkeit evtl. notwendiger Sanierungsmaßnahmen, welche ohnehin nur schwierig durchsetzbar sind, muß die Nichtvorhersagbarkeit von Stabilitätszuständen bei kleineren Flachseen Unsicherheit bei verantwortlichen Behörden auslösen. Gerichtete Veränderungen (vgl. Donabaum & Dokulil 2001) wie sie zwischenzeitlich bei den vorderen Stuttgarter Wildparkseen nachgewiesen wurden, bieten dennoch am ehesten wissenschaftlich begründete Ansatzpunkte für eine weitere nachhaltige Seenentwicklung.

Danksagung

Der Autor bedankt sich für die Bereitstellung einer Anschubfinanzierung bei folgenden Stuttgarter Ämtern. Oberforstdirektion, Amt für Umweltschutz und Tiefbauamt (Stuttgart).

6. Literatur

Blindow, I., A. Hargeby & G. Andersson (1997): Alternative stable states in shallow lakes: What causes a shift? In: Jeppesen, E., Søndeergaard, M. Søndeergaard & K. Christoffersen (Hrsg.). The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Ecological Studies, 131. 353 - 360.

Donabaum, K. & Dokulil, M. (2001): Sanierung und Restaurierung eines Flachsees - die alte Donau im Stadtbereich von Wien (Österreich). In: Dokulil, M., A. Hamm & J.-G. Kohl (Hrsg.). Ökologie und Schutz von Seen. UTB-Verlag. S. 415 – 433.

Fuss, K. (1955): Biologische Untersuchungen der Parkseen und des Neckars. Unveröffentlicht. 42 S..

Krumbeck, H., G. Lippert & B. Nixdorf (2001): Fischproduktion in tiefen und flachen eutrophen Seen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2000 (Magdeburg). 419 - 424.

LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1994): Handbuch Wasser 2. Handbuch der stehenden Gewässer in Baden-Württemberg. Regierungsbezirke Stuttgart, Karlsruhe und Freiburg.

Søndergaard, M. & B. Moss (1997): Impact of submerged macrophytes on phytoplancton in shallow freshwater lakes. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M. Søndeergaard & K. Christoffersen (Hrsg.). The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Ecological Studies, 131. 115 - 132..

Tremp, H. & Krause, L. (2001): Die vorderen Stuttgarter Wildparkseen - Pfaffensee, Neuer See, Bärensee. Eine limnologisch-ökologische Beurteilungsgrundlage für ihre nachhaltige Entwicklung. Unveröffentlichtes Gutachten. Amt für Umweltschutz, Stuttgart.

Einsatzmöglichkeiten großer *exclosure* zur Erfolgsabschätzung einer Biomanipulation

Schrenk-Bergt, Christiane*, Krause, Dieter, Ash, Nicholas & Steinberg, Christian
*Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin, e-mail: C.Bergt@t-online.de

Keywords: polytropher Flachsee - Altmühlsee - exclosure - Biomanipulation

Der Altmühlsee ist ein künstlich geschaffenes Gewässer (450 ha, ca. 2 m mittlere Sommertiefe) in Mittelfranken und Teil des Neuen Fränkischen Seenlandes. Seit Jahren weist er die typischen Symptome eines polytrophen Flachsees auf. Die langen Standzeiten im Sommer bewirken eine übermäßige Algenproduktion, besonders von Cyanobakterien, sowie einen starken pH-Anstieg. Derzeit befindet sich der See in einem trüben, planktondominierten Zustand. Nennenswerte Makrophytenbestände haben sich während der ca. 15-jährigen Existenz des Gewässers nicht ausgebildet. Dies liegt nicht zuletzt auch an der ungünstigen Uferstruktur, da der See eine Wannenform ohne flach abfallende Uferregionen hat. Bei der Fischbiomasse herrscht die Brachse (Blei, *Abramis brama*) vor, unter den Raubfischen finden sich überwiegend Zander. Aufgrund ihrer Größe können adulte Brachsen nicht mehr durch den piscivoren Bestand reduziert werden und üben einen starken Fraßdruck auf die Cladoceren aus (weiteres s. Prawitt & Krause). Das Zooplankton wird folglich durch Arten von kleinerer und mittlerer Größe bestimmt. Im Frühjahr nimmt die Abundanz größerer Filtrierer stark ab, verbunden mit einer auffälligen Verringerung der Körpergröße. Dies lässt auf starken Fraßdruck durch Fische schließen, besonders da ein Mangel an fressbaren Algen nicht nachzuweisen ist.
Ein wichtiger Therapieansatz in solchen Seen ist eine drastische Reduktion des Nährstoffeintrags aus dem Einzugsgebiet, unterstützt durch eine gezielte Steuerung des Fischbestands (Biomanipulation). Günstigenfalls kommt es in Folge zu einer (Wieder-)ansiedlung von Makrophyten, die entscheidend zur Stabilisierung des Klarwasserzustands beitragen. Jedoch ist am Altmühlsee kurz- bis mittelfristig nicht mit einer ausreichenden Trophiesenkung zu rechnen. Daher ist zu überlegen, ob die gewünschten Ziele anderweitig zu erreichen sind. In einem vorangegangenen Gutachten wurde vorgeschlagen, eine drastische Fischreduktion durchzuführen und gleichzeitig die Ansiedlung von Makrophyten zu fördern. Für eine Erfolgsabschätzung wurde der Einsatz von *exclosure* empfohlen, die gleichzeitig als Schutzbereiche für die Wasserpflanzen dienen. Das Wasserwirtschaftsamt Ansbach entschied sich, diesen Empfehlungen zu folgen. In zwei je ein ha großen abgetrennten Bereichen wurde getestet, ob eine Verringerung der Fischbiomasse tatsächlich zur gewünschten Erhöhung der Sichttiefe führt, so dass Makrophyten eine geeignete Umgebung zum Aufwuchs vorfinden. Als Standort für den Versuch wurde ein möglichst geschützter Bereich gesucht, um Störungen von außen weitgehend gering zu halten.

Die *exclosure*-Wände hatten folgende Anforderungen zu erfüllen:

- Aufgrund der Größe mussten die Wände mehrere hundert Meter lang sein und dem Druck der seitlich einwirkenden Wassermassen standhalten können.
- Ein Wasseraustausch inner- und außerhalb sollte in begrenztem Rahmen möglich sein, dabei sollte eindringendes Wasser filtriert werden, um das Einbringen von Phytoplanktonwolken, Fisch und Fischbrut zu verhindern.
- Die Wände sollten sich an die stark schwankenden Wasserstände anpassen.

Für das Experiment kamen PVC-Vorhänge von ca. 10 m Länge, die mittels Kabelhalter miteinander verbunden werden, zum Einsatz. Im oberen Teil befinden sich zwei Schwimmkörper, die mittels Maschengewebe (Maschenweite 1,4 mm^2) verbunden sind. Dieses Maschengewebe schwimmt parallel zur Wasseroberfläche und ermöglicht somit einen filtrierten Wasseraustausch. Der untere Bereich ist mit einer Ankerkette (Gewicht 7,5 kg m^{-1}) beschwert und somit am Sediment fixiert. Gleichzeitig dient die Ankerkette zur uferseitigen Befestigung der Wand. Aufgrund der Flexibilität kann sich die Wand bis an Wasserstände bis zu ca. 2,7 m anpassen. Es wurde eine halbkreisförmige Gestalt gewählt mit einer Außenlänge von ca. 250 m und einem umschlossenen Bereich von ca. 1 ha.

Die Wände wurden Mitte April eingebracht und im Anschluss daran die Fischbiomassen in den *exclosure* stark reduziert. Dafür wurden Kiemenstellnetze gestaffelter Maschenweite (5 ... 90 mm) von ca. 400 m Länge verwendet. Die kalten Temperaturen erlaubten ein Stehenlassen über Nacht und während des gesamten Tages. Gefangene Fische wurden außerhalb wieder in den See gesetzt, mit Ausnahme von großen Zandern, die innerhalb ausgesetzt wurden. Elektrobefischung mit einem batteriegetriebenen Gleichstromgerät führte bei 290 bzw. 265 V zu einem sehr geringem Fangerfolg. Im Verlauf des Sommers erfolgten drei weitere Kontrollbefischungen. Mit der Ausfischung begann die routinemäßige Erfassung von Wasserproben für die chemische Analyse. Als Entnahmeorte wurden jeweils die *exclosure*-Mittelpunkte sowie zur Kontrolle je ein Vergleichspunkt ca. fünf m außerhalb gewählt. Eine Probenahme erfolgte im wöchentlichen Rhythmus.

Als weitere Zielvorgabe sollte untersucht werden, in wie weit eine Erhöhung der Sichttiefe durch Fischreduktion bereits ausreichend für Makrophyten ist. Um dies zu ermitteln wurde eine Konstruktion entwickelt, die es ermöglicht, Töpfe mit Wasserpflanzen in drei unterschiedlichen Tiefen unabhängig vom Wasserstand im See einzuhängen. Dafür wurden Bojen an flexiblen Stahlketten mit Betonklötzen beschwert und frühzeitig in den *exclosure* versenkt, um später Sedimentaufwirbelungen zu vermeiden. Zur Aufhängung der Makrophytentöpfe wurden Stahlstangen geschweißt, an denen trigonal drei Topfhalter befestigt wurden. Als Töpfe wurden Seerosenkörbe aus dem Gartenhandel verwendet. Wasserpflanzen (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*) wurden Mitte Juni in der Altmühl gesammelt, in Altmühlsediment eingetopft, mit Kies abgedeckt und für eine Akklimatisierung drei Wochen mit Kaninchendraht gegen Vogelfraß geschützt an einer flachen Stelle im See gelagert. Mitte Juli wurden die Halterungen mit den Pflanzen an den Bojen sowie mit freiem Spiel an der Kette befestigt. Dies erlaubt eine permantente Aufhängung der Töpfe in 60, 120 bzw. 180 cm Wassertiefe.

Die verwendete *exclosure*-Konstruktion erlaubte eine komplette Abtrennung von zwei Teilbereichen. Eine Überprüfung durch Taucher zeigte, dass es die Ankerkette vollständig in das Sediment eingesunken war, so dass ein Eindringen von Fischen nicht möglich war. Dabei hing die Einsinktiefe stark vom Anteil an organischer Substanz ab. Als Schwachpunkt erwiesen sich die Kabelhalter, die die einzelnen Wandteile verbinden. Starke Wasserströmungen führten zweimal zu einem Auseinanderklaffen und damit zu einer partiellen Öffnung eines *exclosure*. Eine Verstärkung der Verbindungsstücke verhinderte zwar eine weitere Öffnung, führte jedoch zu einer starken Verschiebung der Außenwand dieses *exclosure*. Im Laufe des Versuchszeitraum verringerte sich die ursprüngliche Größe um ca. 1/3. Anscheinend ist für eine stabile Fixierung der Wände im Sediment durch die Ankerkette eine Auflage von mindestens 10-15 cm Schlamm nötig. Daher sollte in Zukunft vor dem Einbringen von *exclosure* die Sedimentbeschaffenheit sorgfältig untersucht werden, da schlammarme Bereiche auf starke Strömung schließen lassen. Somit findet die Wand gerade an Stellen, wo eine Fixierung besonders wichtig ist, am wenigsten Halt.
Optisch trat in den *exclosure* eine deutliche Wasserqualitätsverbesserung auf. Es ist bemerkenswert, dass mit Ausnahme der Chlorophyllkonzentration die Chemiedaten der *exclosure*-Kontrollen sehr gut mit den routinemäßig erfassten Werten übereinstimmen. Als Hinweis auf die Primärproduktion im Altmühlsee kann zunächst nur der Verlauf von Chlorophyll-*a* betrachtet werden. In beiden *exclosure* ergab sich kein eindeutiges Bild (s. Abb. 1). Die Chlorophyllkonzentrationen waren nur unwesentlich geringer als in den Kontrollbereichen, zeitweilig wurden diese auch übertroffen.
Eine Interpretation dieser Daten ist ohne genaue Kenntnis der Zusammensetzung von Phytoplankton- und Zooplanktonpopulation nicht möglich. Eventuell konnten große Cladoceren, die sich innerhalb der *exclosure* ohne Fraßdruck ausgebildet haben, die Algenentwicklung über eine mehrwöchige Phase hinweg erfolgreich unterdrücken. Dieser Entwicklung wurde in *exclosure* II durch den Fischeinbruch Anfang Juni gebremst. Dieses Jahr zeichnete sich durch eine starke Blüte von Cyanophyceen aus, die auch in den *exclosure* nicht unterdrückt werden konnte. Diese Blüten spiegeln sich in den spätsommerlichen Spitzen wider.

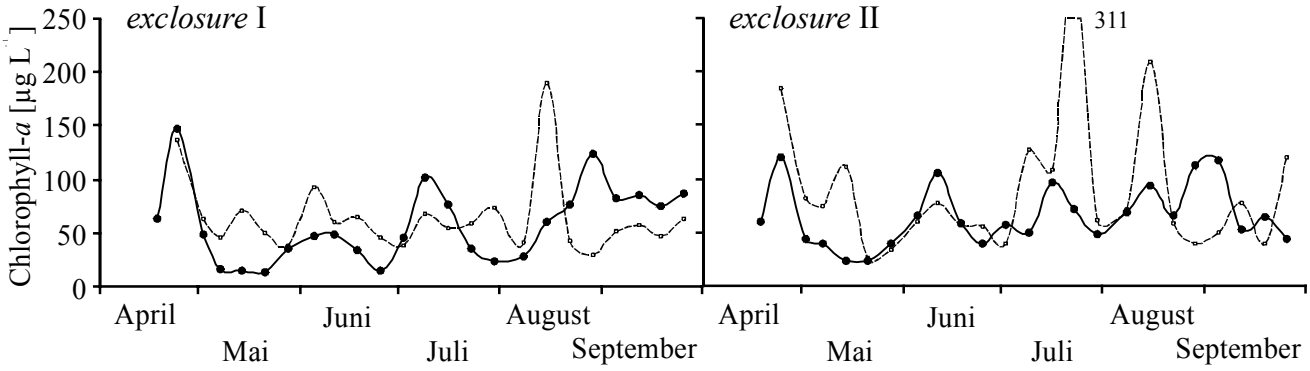


Abb. 1: Verlauf der Chlorophyllkonzentration in den beiden *exclosure* (durchgezogene Linien) und an den Kontrollstellen (gestrichelte Linien)

Dennoch war in beiden *exclosure* die Sichttiefe bedeutend höher als im übrigen See. Die optische Verbesserung kann nicht mit einem geringeren Gehalt an Chlorophyll und damit an Phytoplankton erklärt werden.

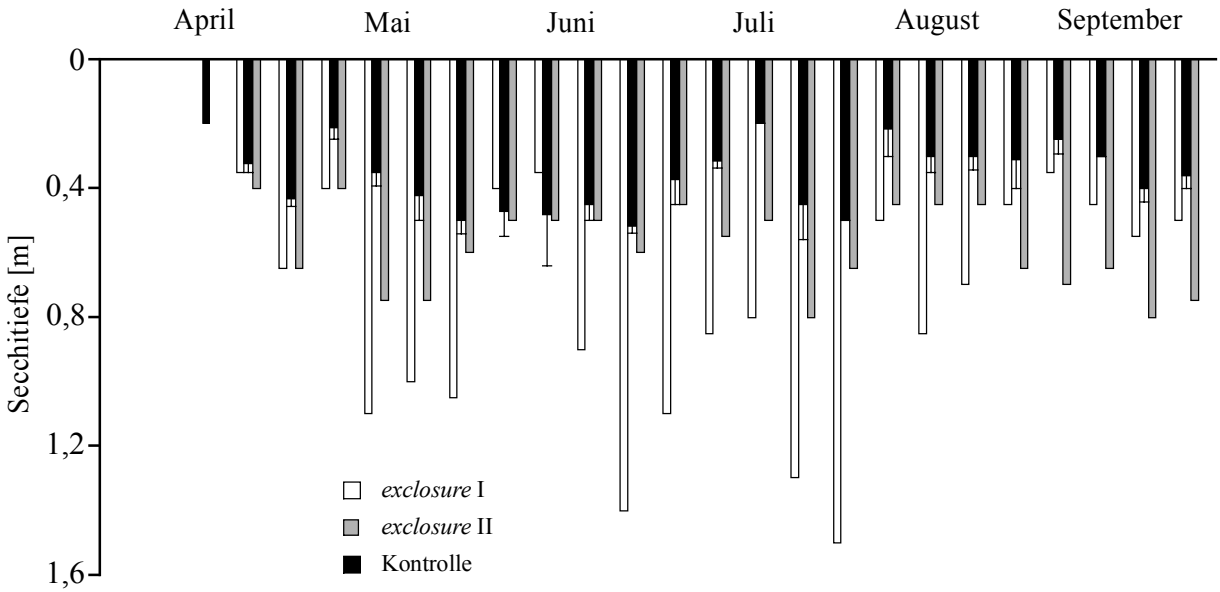


Abb. 2: Verlauf der Sichttiefen in den beiden *exclosure* und an den Kontrollstellen (gemittelte Werte)

In der Literatur wird als weitere Ursache für die Erhöhung der Sichttiefe nach einer Biomanipulation neben der Planktonreduktion der fehlende Einfluss von Fischen bei der Futtersuche genannt (z.B. JEPPESEN et al. 1999, MEIJER et al. 1999). Übereinstimmend wurden aus den *exclosure* überwiegend Weißfische mit benthivorer Ernährung entfernt. Diese Fische wühlen bei intensiver Futtersuche das Sediment auf und führen so zu einer starken Resuspension sedimentierter Partikel, die die Sichttiefe verringern. Da der Anteil anorganischer Partikel nicht gemessen wurde, kann diesbezüglich keine quantitative Aussage gemacht werden. Ihr unterschiedlicher Anteil fällt jedoch bei Betrachtung von Phytoplanktonproben unter dem Mikroskop deutlich auf.

Im Rahmen dieses Versuchs sollte geklärt werden, ob die Wasserqualität signifikant verbessert werden kann, um Wasserpflanzen ein Ansiedeln zu ermöglichen. Die Sichttiefe, gemessen mit der Secchischeibe, gibt einen Hinweis auf die Lichtmenge, die die Wassersäule durchdringt. Jedoch wird sie vor allem durch Phytoplankton und Huminsäuren bestimmt und unterschätzt die Lichtstreuung durch anorganische suspendierte Partikel. Eine exaktere Aussage bezüglich der verfügbaren Lichtmenge (z.B. für Makrophyten und Periphyton) liefert die Extinktion (oder auch Attenuation) als Maß der Lichtabschwächung in der Wassersäule. Da die Extinktion im Versuchsverlauf nicht erfasst wurde, kann sie näherungsweise mit einer Gleichung in Abhängigkeit von Chlorophyll und Secchitiefe errechnet werden (s. Gl. [1]):

$$\text{Lichtextinktion } [m^{-1}] = 0{,}016 * \text{Chlorophyll } [\mu g\ L^{-1}] + 1{,}3/\text{Secchitiefe}^{0{,}5}\ [m] \qquad [1]$$

In Tab. 1 sind die Werte für Sichttiefe, Chlorophyllgehalt und Extinktion angegeben, gemittelt über den für Makrophyten relevanten Zeitraum von Mai bis September.

Tab. 1: Durchschnittliche Secchitiefe und Gehalte an Chlorophyll-*a* innerhalb und außerhalb der *exclosure* und die sich daraus ergebende Extinktion (für die Monate Mai bis September)

	exclosure I		*exclosure* II	
	außen	innen	außen	innen
Chlorophyll-*a* [µg L^{-1}]	58	42	86	55
Secchitiefe [m]	0,41	0,83	0,40	0,56
Extinktion [m^{-1}]	**3,259**	**2,484**	**3,579**	**2,773**

Gewässer mit Extinktionswerten < 3 werden in der Literatur bereits als klar genug für erwünschte Arten wie Chara spec. angegeben (z.B. VAN DEN BERG et al. 1999). Momentan befinden sich die Testtöpfe mit den Makrophyten noch im Wasser. Bis jetzt kann nur festgestellt werden, dass beide Arten geeignete Wachstumsbedingungen in den *exclosure* vorfinden und gut gedeihen. Dies gilt für alle drei Tiefenstufen.

Die bisherigen Ergebnisse deuten darauf hin, dass tatsächlich eine Fischreduktion zu einer Gewässergüteverbesserung im Altmühlsee führen wird und daraufhin eine Ansiedlung von Makrophyten möglich ist. Es ist eher unwahrscheinlich, dass ausschließlich eine Dämpfung des Wellenschlags durch die Einbringung der Wände die Folgen windbedingter Resuspension reduziert hat. Gegen die Theorie der ausschließlichen mechanischen Beruhigung spricht die unterschiedliche Entwicklung der beiden *exclosure*.

Literatur

JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SØNDERGAARD, M. & LAURIDSEN T.L. (1999): Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. Hydrobiol. **408/409**: 217-231

MEIJER, M.-L., DER BOOIS, I., SCHEFFER, M., PORTIELJE, R. & HOSPER, H. (1999): Biomanipulation in shallow LAKES in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. Hydrobiol. **408/409**: 13-30

PRAWITT, O. (2000): Fischereibiologisches Gutachten zum Altmühlsee. Gutachten im Auftrag des WWA Ansbach, IGB Berlin

PRAWITT, O. & KRAUSE, D. (2001): Bedeutung einzelner Fischarten und Größenklassen in einem polytrophen Flachsee im Frühjahr. Vortrag auf der DGL-Tagung 2001 in Kiel

VAN DEN BERG, M.S., SCHEFFER, M., VAN NES, E. & COOPS, H. (1999): Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. Hydrobiol. **408/409**: 335-342

Impact of abiotic factors on the cladoceran coenosis in a dystrophic-eutrophic shallow lake during its recovery from eutrophication

Heike Kappes

Institute for Biology, University Koblenz-Landau, Postbox 201602, D-56016 Koblenz
hkappes@smail.uni-koeln.de

Introduction

In lakes, the analysis of association of planktic Cladocera with physicochemical parameters has usually been demonstrated by either a physicochemical gradient within a lake or differences within a set of lakes (e.g. Hakkari 1972, Karabin 1985, Arvola et al. 1990, Walseng 1994, Ravera 1995, recent "BIOMAN"-Project). In contrast to our site of study, in single-lake investigations usually either only one parameter (i.e. trophic state, e.g. Straille & Geller 1998) varied or liming effects were monitored (e.g. Ejsmont-Karabin et al. 1980, Henrikson et al. 1985).

Lake Windsborn is a shallow, eutrophic-dystrophic crater lake (maxmal depth ca. 1.5 m) located in the nature protection area "Reihenkrater Mosenberg" in the Eifel (Kappes et al. 2000). Formerly, it was meso-eutrophic with pH 5.5-6 and a conductivity below 25 μScm^{-1} (Schmidt-Ries 1954/55, H. Bick/Bonn, pers. comm.). Between 1960 and 1990, it was severely affected by anthropogenic impacts (introduction of fish, liming; hypertrophic state). From 1990 on, the activities of the local anglers' association were restricted. This resulted in a slow recovery of hydrochemical parameters (e.g. phosphorus, pH, conductivity) monitored by the Institute for Biology, University of Koblenz-Landau.

Material and Methods

As part of the monitoring program, plankton had been sampled from 1993 on. Between 01/1993 and 12/1999, the seven most abundant cladocerans were *Alonella nana*, *Bosmina cornuta, B. longirostris, B. pellucida, Ceriodaphnia quadrangula*, *Chydorus sphaericus* and *Diaphanosoma brachyurum*. Six physicochemical parameters (measured since 1990) were analyzed: temperature (seasonal fluctuations), conductivity, pH and PO_4-P (seasonal fluctuations and long-term trends), NO_3-N and NH_4-N (seasonal to irregular fluctuations). The hydrochemical trends and fluctuations are correlated to changes in the cladoceran coenosis. Statistical analysis was performed with the software package Statgraphics Plus for Windows 4.0.

Results and discussion

Single-species analysis showed a strong impact of pH and temperature; only in some species further hydrocemical parameters accounted for a significant proportion of variance (Multifactor ANOVA, Tab. 1). This result is partially due to seasonal succession. In Lake Windsborn abundance peaks of *B. pellucida* were found between late fall and mid spring, followed by *B. cornuta* (eudominant species) and *B. longirostris* from late spring to early summer, *D. brachyurum* with its highest abundance during summer and *C. quadrangula* which was frequently found in late summer/early fall (Kappes 2000). This indicates that the species on which temperature had a significant effect should be positively correlated to temperature.

Obviously, pH sensitivity differed between the species. As for mathematical reasons the significances do not show the sign of the correlation, pH sensitivity from laboratory experiments can be used for evaluation. It was most pronounced in *Ceriodaphnia*, followed by *Bosmina*, *Diaphanosoma* and *Chydorus*, with the latter being quite insensitive even at pH < 4 (Kappes 2000). Consequently, the first two should be positively correlated to pH, whereas the latter two species should either be negatively correlated or show no correlation. To further estimate correlation quality, a canonical correlation analysis was performed.

Table 1: Multifactor ANOVA of the log-10 transformed abundance of the seven regularily occurring cladoceran species of Lake Windsborn tested against the six physicochemical parameters (single-species analysis, sorted by influence of main factor). Legend: **.**: not significant, (**.**): p slightly greater 0.05, *: 0.05 > p > 0.01, **: 0.01 > p > 0.001, ***: p < 0.001).

	main factor	covariates				
	pH	temp.	cond.	NO_3-N	NH_4-N	PO_4-P
Chydorus sphaericus	.	.	.	.	.	.
Bosmina pellucida	.	.	.	.	.	*
Bosmina longirostris	.	***	.	.	.	.
Ceriod. quadrangula	(.)	***	***	.	.	.
Alonella nana	*	.	.	.	.	*
Diaph. brachyurum	*	***	.	.	.	.
Bosmia cornuta	**	***	.	.	***	(.)

Table 2: Canonical correlation of the log-10 transformed abundance of the seven frequently found cladoceran species (i.e. the first data set) and the six physicochemical parameters (i.e. the second data set). A: Canonical correlations, B and C: coefficients for canonical variables (1 - 4) of the first and the second set, respectively. Values greater 0.5 are printed in bold.

A Canonical Correlations

Number	Eigenvalue	Canonical Correlation	Wilks Lambda	Chi-Square	D.F.	P-Value
1	0.616	0.7847	0.2295	238.467	42	0.0000
2	0.192	0.4379	0.5972	83.5038	30	0.0000
3	0.165	0.4060	0.7389	49.0114	20	0.0003
4	0.065	0.2554	0.8848	19.8288	12	0.0704
5	0.037	0.1927	0.9465	8.90266	6	0.1791
6	0.017	0.1303	0.9830	2.77231	2	0.2500

B Coefficients for Canonical Variables of the First Set (1 - 4)

Alonella nana	-0.080	-0.145	**0.533**	**0.765**
Chydorus sphaericus	0.179	-0.0869	-0.062	-0.393
Bosmina longirostris	0.039	0.0136	**-0.691**	-0.157
Bosmina cornuta	0.287	**0.995**	0.466	-0.063
Bosmina pellucida	-0.300	-0.495	0.493	**-0.530**
Ceriod. quadrangula	**0.584**	0.0634	-0.142	**0.555**
Diaph. brachyurum	0.303	**-0.905**	0.358	-0.402

C Coefficients for Canonical Variables of the Second Set (1 - 4)

temperature	**0.976**	-0.0532	0.136	-0.129
pH	0.120	**0.838**	-0.453	-0.303
conductivity	0.209	0.099	-0.412	**0.669**
NH_4-N	0.131	0.563	0.583	-0.296
NO_3-N	0.0512	-0.260	-0.263	-0.274
PO_4-P	-0.238	0.170	**0.875**	**0.547**

Canonical correlations indicate that only *C. quadrangula* was strongly affected by temperature, whereas the mid-summer species *D. brachyurum* seemed to profit from a lowering of pH (Tab. 2B, C). In contrast, *B. cornuta* proved to be highly sensitive against low pH values. Similar results were obtained in a multi-lake study, where *B. longirostris cornuta* was restricted to circumneutral conditions (Berzins & Bertilsson 1990).

A further pair with differential preferences were *A. nana* and *B. longirostris*, which favored or disfavored high trophic state, respectively. *A. nana*, *B. pellucida* and *C. quadrangula* either positively or negatively reacted on conductivity and phosphorus loading. Of these, *B. pellucida* mainly occurred in the cold season (low ion content due to precipitation) or under other circumstances with low ion and/or nutrient content. However, in this last case the canonical correlation between the variables of the sets was not significant anymore (Tab. 2A)

The survey again points at the niche segregation within the *Bosmina longirostris* species complex (Kappes 2001, Kappes & Sinsch, in prep.).

Literature

Arvola, L., T.-R. Metsälä, A. Similä & M. Rask (1990): Phyto- and zooplankton in relation to water pH and humic content in small lakes in Southern Finland. - Verh. Int. Ver. Limnol. 24: 688-92.

Berzins, B. & J. Bertilsson (1990): Occurrence of limnic micro-crustaceans in relation to pH and humic content in Swedish water bodies. - Hydrobiologia 199: 65-71.

Ejsmont-Karabin, J., L. Bownik-Dylinska, T. Weglenska & A. Karabin (1980): The effect of mineral fertilization on lake zooplankton. – Ekol. Pol. 28: 3-44.

Hakkari, L. (1972): Zooplankton species as indicators of environment. - Aqua Fenn. 1972: 46-54.

Henrikson, L., H.G. Nyman, H.G. Oscarson & J.A.E. Stenson (1985): Changes in the zooplankton community after lime treatment of an acidified lake. - Verh. Int. Ver. Limnol. 22: 3008-13.

Kappes, H. (2000): Planktische Cladocera (Crustacea: Phyllopoda) in einem ionenarmen, dystrophen Flachsee: Populationsdynamik, ökophysiologische Toleranzbereiche und morphologische Variabilität. - Martina Galunder-Verlag, Nümbrecht. 167 pp.

Kappes, H. (2001): Saisonale Tiefenpräferenzen von Phänotypen der *Bosmina longirostris*. - In: Tagungsbericht 2000 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Tutzing. 608-12.

Kappes, H., C. Mechenich & U. Sinsch (2000): Long-term dynamics of *Asplanchna priodonta* in Lake Windsborn with comments on the diet. - Hydrobiologia 432: 91-100.

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

Ravera, O. (1996): Zooplankton and trophic state relationships in temperate lakes. - Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 54: 195-212.

Schmidt-Ries, H. (1954): Untersuchungen über die im deutschen Eifelgebiet vorhandenen Hochmoore. 1. Allgemeine Feststellungen. - Gew. Abw. 6: 40-80.

Straile, D. & W. Geller (1998): Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication. - Arch. Hydrobiol. Beih. 53: 255-74.

Walseng, B. (1994): *Alona* ssp. in Norway: Distribution and ecology. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2358-9.

A detailed paper on this issue is in preparition to be published elsewhere

Bedeutung einzelner Fischarten und Größenklassen für den Fraßdruck auf die Cladoceren in einem polytrophen Flachsee im Frühjahr

Olaf Prawitt[1] und Dieter Krause[2]

[1] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin
Aktuelle Adresse: Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Am Zollhafen 9, 55118 Mainz, e-mail: olaf.prawitt@wwv.rpl.de

[2] Wasserwirtschaftsamt Ansbach, Dürrnerstr. 2, 91522 Ansbach

Keywords: Altmühlsee, *Abramis brama*, Nahrungswahl, Cladocera, Biomanipulation, Flachsee

Einleitung

Im Altmühlsee, einem 450 ha großen und im Mittel 2,5 m tiefen polytrophen Stausee in Mittelfranken, kommt es im Frühjahr regelmäßig zu einem Zusammenbruch der Daphnienpopulation, der vermutlich mitverantwortlich für die hohe Phytoplanktonbiomasse und die damit verbundene geringe Sichttiefe in den Sommermonaten ist. Der Rückgang der Daphnienabundanz wird begleitet von einer Verringerung der mittleren Körpergröße der Daphnien. Eine Nahrungslimitierung der Daphnien ist offensichtlich nicht die Ursache des Populationszusammenbruchs, da der Anteil fressbarer Algen am Phytoplankton in diesem Zeitraum nicht rückläufig ist. Deshalb ist naheliegend, dass der Rückgang der Körpergröße und Abundanz der Daphnien eine Folge des Wegfraßes durch planktivore Fische ist. Aufgrund des frühzeitigen Zusammenbruchs der Daphnienpopulation (Mai / Juni) sind Fische der Altersgruppe 0 als Prädatoren auszuschließen. Im Rahmen der nachfolgend vorgestellten Studie, die im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Ansbach als Teil eines Gutachtens zur Sicherung des Wasserqualität im Altmühlsee erstellt wurde (SCHRENK-BERGT & STEINBERG 2000), sollten deshalb diejenigen Fischarten und Längenklassen bestimmt werden, die den wesentlichen Fraßdruck auf die Daphnien im Frühjahr ausüben.

Methoden

In der Zeit vom 18. bis zum 20. April 2000 erfolgte eine Fischbestandaufnahme mit Kiemenstellnetzen gestaffelter Maschenweiten (5, 6, 8, 10, 12, 15, 18, 22, 26, 32, 38, 45, 55, 65, 75, 90 mm), wobei sowohl tagsüber als auch nachts gefischt wurde. Ergänzend wurden die Litoralbereiche des Sees mit dem Elektrofischereigerät befischt. Von denjenigen Fischarten, die potenziell planktivor sein könnten und die in nennenswerten Anzahlen im Altmühlsee auftraten, wurden die Verdauungstrakte entnommen und die Nahrungszusammensetzung semiquantitativ (Volumenanteile der einzelnen Nahrungskategorien) analysiert. Anschließend wurde die relative Bedeutung der einzelnen Fischarten und Längenklassen für den Fraßdruck auf die Daphnien, bzw. auf die Cladoceren

insgesamt, abgeschätzt. Hierzu wurde ein relatives Maß für die Tagesration an Cladoceren für jede 1 cm-Längenklasse jeder untersuchten planktivoren Fischart errechnet durch Multiplikation

(a) der Biomasse der jeweiligen Längenklasse in den Stellnetzfängen mit
(b) dem Anteil der Cladoceren in der Nahrung und
(c) der maximalen Tagesration der jeweiligen Längenklasse pro g Körpergewicht.

Ergebnisse

Fischbestandsaufnahme

Es wurden insgesamt 701 Fische aus 17 Fischarten mit einem Gesamtgewicht von 226 kg gefangen. Dabei waren die Fänge mit dem Elektrofischereigerät im Vergleich zu den Stellnetzfängen so gering, dass sie im folgenden vernachlässigt werden.

Brachsen waren sowohl zahlen- als auch biomassenmäßig die dominante Fischart (Tab.1). An potenziell planktivoren Fischen traten daneben noch Güstern und Plötzen in nennenswerten Anzahlen auf. Karpfen wurden nur vereinzelt gefangen; ihre hohen Individualgewichte führten jedoch dazu, dass die Karpfen einen Biomasseanteil von über 20 % an der Gesamtfischbiomasse hatten.

Bei den Brachsen und den Güstern waren die vielen sehr großen Exemplare auffällig: Die Brachsen mit einer Körperlänge > 40 cm stellten 76 % der Brachsenbiomasse, bei den Güstern wurden immerhin 59 % der Biomasse durch Individuen > 30 cm gestellt.

Tab. 1: Prozentuale Zusammensetzung der Stellnetzfänge im Altmühlsee.

	Individuenzahlen	**Biomasse [g]**
Brachsen	83,7%	43,8%
Güster	3,3%	7,0%
Hecht	0,2%	1,5%
Kaulbarsch	2,0%	0,3%
Karpfen	0,5%	20,4%
Plötze	6,5%	1,7%
Rapfen	0,7%	9,7%
Zander	2,4%	14,4%
Sonstige	0,7%	1,1%
Gesamtergebnis	**100,0%**	**100,0%**

Nahrungszusammensetzung

Es wurden 176 Verdauungstrakte von Brachsen, Güstern und Plötzen untersucht, von denen 26 leer waren. Während bei den Güstern und Plötzen der Stichprobenumfang zu klein war, um sie bei den Nahrungsuntersuchungen in verschiedene Längenklassen zu untergliedern, wurden die Brachsen in drei Längenklassen unterteilt.

Alle drei untersuchten Arten hatten Zooplankton gefressen, wobei bei den Güstern Zoobenthos als Nahrung überwog, während bei den Plötzen und Brachsen Zooplankton den größten Nahrungsbestandteil bildete (Abb. 1). Bei den Brachsen stieg mit zunehmender Körpergröße der Anteil des Zoobenthos sowie pflanzlicher Bestandteile an der Nahrung, während der Anteil der Copepoden abnahm. Der Anteil der Cladoceren an der Nahrung lag bei allen drei Größenklassen zwischen 42 % und 45 %. Die Cladoceren gehörten bei allen Arten und Längenklassen zum überwiegenden Teil (> 80 %) der Gattung *Daphnia* an. Das aufgenommene Zoobenthos bestand vorwiegend aus Chironomidenlarven. Vereinzelt wurden auch Trichopterenlarven und Chironomidenpuppen nachgewiesen.

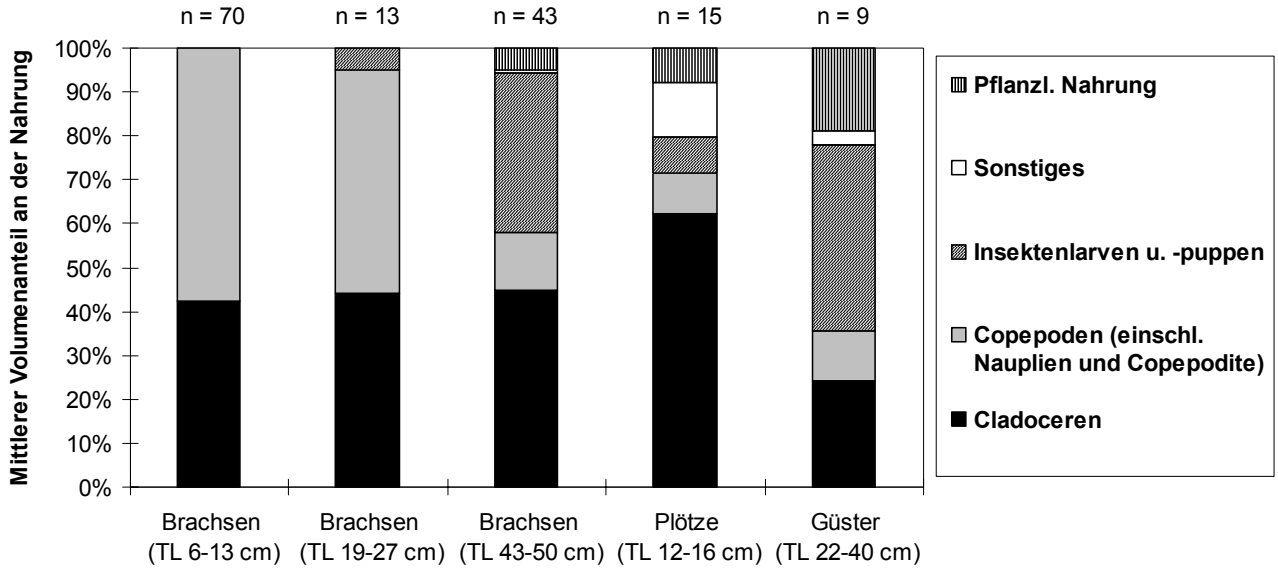


Abb. 1: Nahrungszusammensetzung (mittlere Volumenanteile der einzelnen Nahrungskategorien an der Gesamtnahrung) von Brachsen, Plötzen und Güstern (n = Anzahl der untersuchten nichtleeren Verdauungstrakte).

Bedeutung der verschiedenen Fischarten und Größenklassen für den Fraßdruck auf die Cladoceren

Der körpergewichtsbezogene Energiebedarf von Fischen sinkt mit steigender Körpergröße. Folglich verringert sich mit zunehmender Fischbiomasse auch die Tagesration / g Fischbiomasse. Für den Altmühlsee liegen jedoch weder Informationen zu den Tagesrationen noch Wachstumsdaten der Fische vor. Deshalb wurde auf publizierte Ergebnisse aus Laborversuchen zurückgegriffen: HÖLKER (1999) bestimmte für Brachsen mit Biomassen zwischen 1,3 und 845 g die Beziehung zwischen der maximalen Tagesration und der Körpergröße (Abb. 2). Es ist ersichtlich, dass die maximale Tagesration / g Körpergewicht zunächst sehr steil abfällt und dann in einen asymptotischen Verlauf übergeht. Die maximale Tagesration / g Körpergewicht lag bei den kleinsten Brachsen im Altmühlsee (TL 5 cm, Gewicht 1,3 g) demzufolge ungefähr 2,3 mal so hoch wie bei den größten Brachsen (TL 50 cm, Gewicht 1442 g). Eine sehr ähnliche Beziehung wie diese Laborbefunde fand PFEIFFER (1995) für die größenabhängigen Konsumtionsraten der Brachsen des Belauer Sees (Schleswig-Holstein).

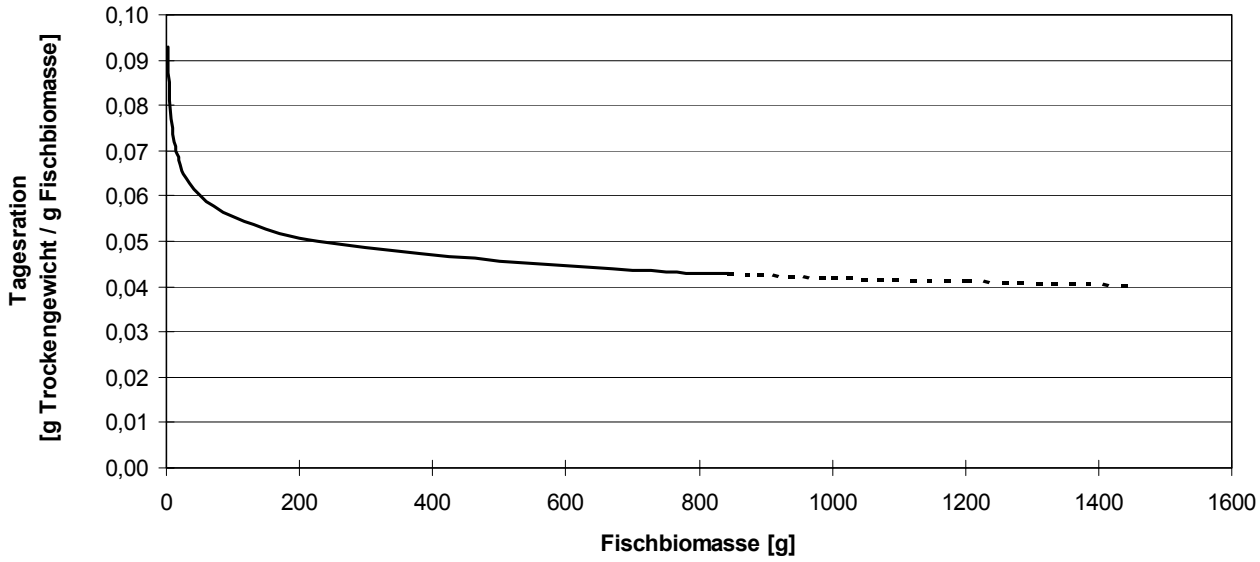


Abb. 2: Maximale tägliche Konsumtionsrate / g Körpergewicht von Brachsen bei *ad libitum* Fütterung mit Chironomidenlarven und Daphnien bei einer Wassertemperatur von 15°C, berechnet nach der Formel von HÖLKER (1999). Die durchgezogene Linie kennzeichnet den Biomassenbereich, für den die Beziehung erstellt wurde. Die gestrichelte Linie kennzeichnet die Erweiterung auf den Biomassenbereich der Brachsen im Altmühlsee.

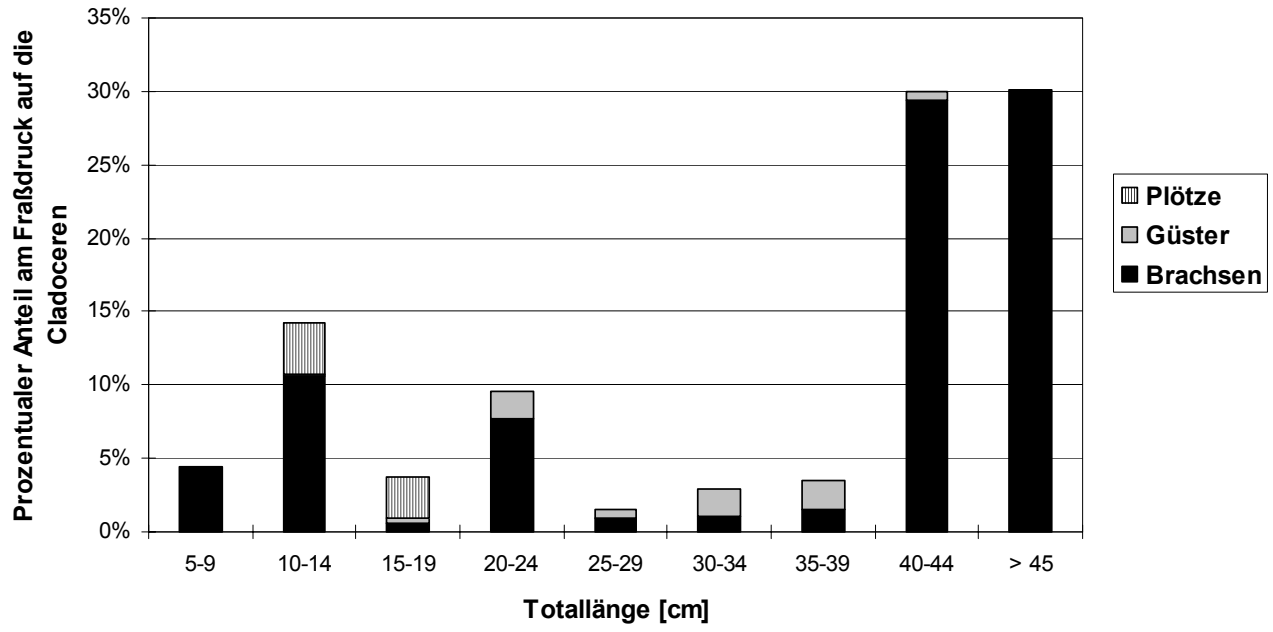


Abb. 3: Verteilung der im Untersuchungszeitraum im Altmühlsee durch planktivore Fische gefressenen Cladoceren auf die verschiedenen Längenklassen der drei untersuchten Fischarten, berechnet aus der Längenhäufigkeitsverteilung der Fische in den Stellnetzfängen, dem Anteil der Cladoceren in ihrer Nahrung und ihrer maximalen Tagesration.

In Abbildung 3 ist der relative Anteil der einzelnen Fischarten und Längenklassen an der Konsumtion der Cladoceren während des Probenahmezeitraumes im April 2000 dargestellt. Für die Berech-

nung der größenabhängigen Konsumtionsraten der Plötzen und Güstern wurde ebenfalls die Beziehung aus Abbildung 2 verwendet.
Es wird deutlich, dass mit einem Anteil von 85 % der Hauptfraßdruck auf die Cladoceren durch die Brachsen ausgeübt wurde (Abb. 3). Auf die Güstern und Rotaugen entfiel lediglich ein Anteil von 8 bzw. 7 %. Insgesamt waren vor allem die großen Längenklassen für den Fraßdruck auf die Cladoceren verantwortlich: Die Brachsen und Güstern mit Längen über 40 cm hatten einen Anteil von 60 % an der Cladocerenkonsumtion.

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass den adulten Brachsen im Altmühlsee im Frühjahr eine große Bedeutung als Cladocerenkonsumenten zukommt. Aufgrund ihres hohen Biomasseanteils sind die adulten Brachsen im Frühjahr die einzige Gruppe, die für einen prädationsbedingten Zusammenbruch der Daphnienpopulation verantwortlich sein kann. Von untergeordneter Bedeutung waren hingegen die Güstern und die Plötzen. An den Karpfen des Altmühlsees wurden keine Nahrungsuntersuchungen durchgeführt, weil adulte Karpfen üblicherweise nur zu einem geringen Anteil Zooplankton aufnehmen (MICHEL & OBERDORFF 1995). Dennoch kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch diese Art unter bestimmten Umweltbedingungen (deutlich höhere Zooplankton- als Zoobenthosdichte) einen Fraßdruck auf die Cladoceren ausübt. Theoretisch sind auch große Karpfen aufgrund der Struktur ihrer Kiemenreusendornen ebenso wie die Brachsen und die Güstern in der Lage, größeres Zooplankton aus dem Wasser zu filtrieren (LAMMENS & HOOGENBOEZEM 1991). Für kleinere adulte Karpfen wurde bereits beschrieben, dass sie bei entsprechenden Zooplanktondichten große Mengen an Zooplankton fressen (BARTHELMES 1981, LAMMENS 1982).
Die Nahrungsuntersuchungen stellen jedoch nur eine Momentaufnahme dar. Ungeklärt bleibt die Frage, ob diese Momentaufnahme repräsentativ für den weiteren Verlauf des Frühjahrs oder sogar für den Verlauf des Sommers ist. Die meisten Cypriniden zeigen in ihrer Nahrungswahl eine sehr hohe Plastizität und können sich hierdurch sehr schnell an ein sich änderndes Nahrungsangebot anpassen (LAMMENS & HOOGENBOEZEM 1991). Bei einem gleichbleibend besseren Zooplankton- als Zoobenthosangebot können sich Brachsen aber auch lebenslang ausschließlich von Zooplankton ernähren (HOOGENBOEZEM *et al*. 1992).
Weitere Erkenntnisse zu der Frage, ob die durchgeführte Momentaufnahme repräsentativ für einen längeren Zeitraum ist, werden momentan in Exclosure-Experimenten im Altmühlsee gewonnen (vgl. SCHRENK-BERGT *et al.*, dieser Tagungsband). Hierbei wurden im Juni und August 2001 auch weitere Nahrungsuntersuchungen an Fischen des Altmühlsees durchgeführt. Sie zeigten, dass die adulten Brachsen auch in diesen Monaten vorwiegend Zooplankton fraßen (C. Schrenk-Bergt, pers. Mitt.). Somit scheint den adulten Brachsen im Altmühlsee tatsächlich über einen längeren Zeitraum hinweg eine hohe Bedeutung als Cladocerenkonsumenten zuzukommen.
Unter dem Aspekt einer möglichen Gewässergütebewirtschaftung des Altmühlsees durch eine gezielte Steuerung des Fischbestands (Biomanipulation) ist interessant, dass über 60 % der Cladoceren von Fischen gefressen wurden, die dem Beutespektrum der piscivoren Fische des Altmühlsees entwachsen sind. Der wichtigste Raubfisch im Altmühlsee ist der Zander. Die größten nach-

gewiesenen Individuen hatten eine Länge von 78 cm und können Brachsen und Güstern bis zu einer Länge von 25 cm erbeuten (VAN DENSEN & GRIMM 1988). Die Hechte, die im Altmühlsee nur einen kleinen Bestand bilden, können bei Körperlängen bis 83 cm Brachsen und Güstern bis zu einer Länge von ca. 35 cm bejagen (NILSSON & BRÖNMARK 2000).

Literatur

BARTHELMES, D. (1981): Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 252 S.

HÖLKER, F. (1999): Bioenergetik dominanter Fischarten (*Abramis brama* (Linnaeus, 1758) und *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)) in einem eutrophen See Schleswig-Holsteins - Ökophysiologie und Individuen-basierte Modellierung. Dissertation, Universität Hamburg, 129 S.

HOOGENBOEZEM, W., LAMMENS, E.H.R.R., VUGT, Y.VAN & OSSE, J.W.M. (1992): A model for switching between particulate-feeding and filter-feeding in the common bream, *Abramis brama*. Environ. Biol. Fish. **33**, 13-21.

LAMMENS, E.H.R.R. (1982): Growth, condition and gonad development of bream (*Abramis brama*) in relation to its feeding conditions in Tjeukemeer. Hydrobiologia **95**, 311-320.

LAMMENS, E.H.R.R. & HOOGENBOEZEM, W. (1991): Diets and feeding behaviour. In: WINFIELD, I.J. & NELSON, J.S. (Hrsg.): Cyprinid fishes: systematics, biology and exploitation. Chapman & Hall, London, 353-376.

MICHEL, P. & OBERDORFF, T. (1995): Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. Cybium **19**, 5-46.

NILSSON, P.A. & BRÖNMARK, C. (2000): Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. Oikos **88**, 539-546.

PFEIFFER, H.W. (1995): Biomasse, Konsumtion im Verhältnis zur Nährtierbiomasse und Nahrungswahl der Brassen, *Abramis brama* (L.), im Belauer See. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1994 (Hamburg), 196-200.

SCHEFFER, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London, 357 S.

SCHRENK-BERGT, C. & STEINBERG, C. (2000): Gutachten zur Sicherung der Wasserqualität im Altmühlsee. Gutachten im Auftrag des WWA Ansbach, unveröffentlicht.

SCHRENK-BERGT, C., KRAUSE, D., ASH, N. & STEINBERG, C. (2002): Einsatzmöglichkeiten großer exclosure zur Erfolgsabschätzung einer Biomanipulation. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2001 (Kiel).

VAN DENSEN, W.L.T. & GRIMM, M.P. (1988): Possibilities for stock enhancement of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in order to increase predation on planktivores. Limnologica **19**, 45-49.

Bistabilität - ein Phänomen auch in tieferen Flachseen?

Sabine Körner
Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin,
e-mail: koerner@igb-berlin.de

keywords: alternative stable states, Makrophyten

Einleitung

Das Phänomen Bistabilität, also das alternative Auftreten des Phytoplankton-dominierten trüben bzw. Makrophyten-dominierten klaren Zustandes bei mittleren Nährstoffkonzentrationen wurde durch SCHEFFER et al. (1993) für Flachseen beschrieben. Abrupte Übergänge treten auf, da in sehr flachen Gewässern eine geringe Veränderung der Sichttiefe eine große Veränderung der potentiell mit submersen Makrophyten besiedelbaren Fläche hervorruft. In tiefen Gewässern dagegen werden auch bei relativ hohen Sichttiefen nur Teilbereiche des Gewässerbodens besiedelt und geringe Veränderungen der Sichttiefe bringen auch nur geringe Veränderungen der potentiell besiedelbaren Fläche mit sich. Tiefere Flachseen (maximale Tiefe > 5 m), die im seenreichsten Bundesland Brandenburg einen Anteil von etwa 45 % an der Gesamtzahl an Seen > 5 ha haben (MIETZ et al., 1996), liegen dazwischen. In ihnen ist theoretisch eine 100%ige Deckung mit submersen Makrophyten möglich, der Anteil des mit Makrophyten gefüllten Volumens (PVI: plant volume infested) ist jedoch deutlich geringer als in Flachseen. Dadurch können in diesem Seentyp wahrscheinlich nicht alle den Makrophyten-dominierten Klarwasserzustand stabilisierenden Mechanismen (vgl. SCHEFFER, 1998) wirksam werden. Einige der Mechanismen, wie z.B. die Verringerung der Resuspension, sind jedoch stärker vom Deckungsgrad als vom PVI abhängig, so dass man vermuten kann, dass sie auch in tieferen Flachseen eine Rolle spielen können. Auch in der Literatur finden sich Hinweise darauf, dass nicht nur hohe Deckungsgrade > 50% bzw. PVI > 30% für erfolgreiche Biomanipulation bzw. Verringerungen der Chl-a-Konzentrationen sorgen (REYNOLDS, 1994; CANFIELD et al., 1984), sondern auch deutlich geringere Deckungsgrade submerser Makrophyten zu erhöhter Transparenz des Wassers führen können (KRISTENSEN et al., 1988 in JEPPESEN et al., 1990; LAURIDSEN et al., 1996; PORTIELJE & VAN DER MOLEN, 1999). Im folgenden werden Beispiele dafür präsentiert, dass auch tiefere Flachseen Merkmale von Bistabilität aufweisen können.

Material und Methoden

Im Institut für Binnenfischerei wurden zwischen 1949 und 1959 alle fischereilich genutzten Seen der DDR hinsichtlich ihres Fischbestandes bonitiert (ANWAND, 1973). Hierbei wurden auch Angaben zum Bestand der Unterwasserflora aufgenommen (Dichte, Ausdehnung und artenmäßige Zusammensetzung des Schwimmblattpflanzen-Bestandes und der untergetauchten Flora, Tiefe des Krautgürtels), die jedoch nie ausgewertet wurden. Für 362 Seen (maximale Tiefe bis 20 m) der ehemaligen Bezirke Cottbus, Frankfurt (Oder) und Potsdam wurde mithilfe dieser Daten die Abundanz der Unterwasserpflanzen in 3 Klassen (1: keine Makrophyten oder sehr geringe Abundanz (Einzelexemplare), 2: mittlere Abundanz (weniger als 50 % der Seefläche bedeckt) und 3: hohe Abundanz (mehr als 50 % der Seefläche bedeckt)) geschätzt. Die aktuelle Besiedlung von 98 Brandenburger Seen mit einer maximalen Tiefe bis zu 10 m (nur teilweise identisch mit den 1949-59 bonitierten Seen) konnte mithilfe von Daten des Institutes für Binnenfischerei Sacrow abgeschätzt werden, die in den Jahren 1997-99 eine Bonitierung der Fischbestände mit Angaben zu den Unterwasserpflanzen vornahmen. Für einige Seen stammen die Angaben aus MAUERSBERGER & MAUERSBERGER (1998), KLEEBERG (1998) sowie eigenen Aufnahmen aus den Jahren 1999/2000.

Ergebnisse

In den 1950er Jahren wiesen 90 % der Flachseen mit einer maximalen Tiefe von bis zu 1,25 m eine Makrophyten-Dominanz auf (Abb. 1). Bei Seen mit einer maximalen Tiefe von >1,25 – 2,5 m verringert sich dieser Anteil auf etwa 50 %. Die Seen der ersten beiden Tiefenklassen weisen alternativ eine hohe oder sehr niedrige Abundanz an submersen Makrophyten auf. Mit zunehmender Tiefe verringert sich der Anteil der Seen mit hoher Abundanz an submersen Makrophyten zugunsten einer mittleren Abundanz, bis in Seen mit einer maximalen Tiefe von >10-20 m nur noch mittlere und sehr niedrige Abundanzen alternativ vorkommen. Der Anteil der Seen ohne Makrophyten bzw. mit sehr niedriger Abundanz verändert sich jedoch mit zunehmender Tiefe ab >1,25 m nicht (Abb. 1). Seen mit hoher Abundanz waren signifikant flacher, während zwischen den Tiefen der Seen mit mittlerer und niedriger Abundanz kein signifikanter Unterschied gefunden wurde (ANOVA). Beim Testen des Einflusses der Größe auf die Abundanz der Makrophyten zeigte sich kein signifikanter Zusammenhang.

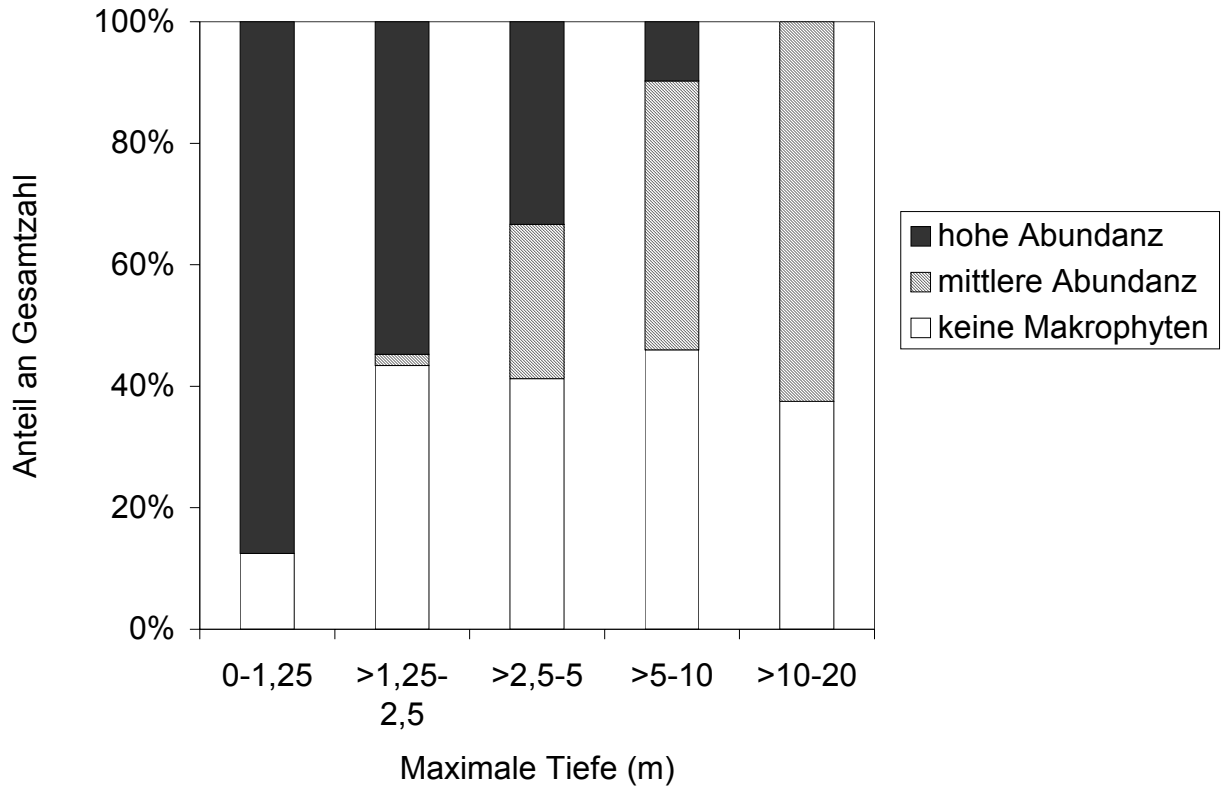


Abb. 1: Abundanz submerser Makrophyten in 363 Brandenburger Seen mit maximalen Tiefen bis 20 m im Zeitraum 1949-59

In den darauffolgenden 40-50 Jahren kam es zu drastischen Verlusten submerser Makrophyten, so dass zum Ende der 1990er Jahre von 98 Seen mit maximalen Tiefen bis 10 m mehr als zwei Drittel keine Makrophyten mehr aufwies, wobei der Anteil an Seen ohne Makrophyten mit abnehmender Tiefe anstieg (Abb. 2). Die Mehrheit der in den 1990er Jahren untersuchten Brandenburger Seen wies sommerliche TP-Konzentrationen unter 100 µg L^{-1} auf (Abb. 3). Im Bereich zwischen 50 und 100 µg L^{-1} TP weichen sowohl Seen mit mittlerer als auch Seen mit hoher Makrophyten-Abundanz in ihren Sichttiefen von der Kurve ab, die an die Sichttiefen-Daten der phytoplankton-dominierten Seen angepasst wurde (Abb. 3). Für eine Auftrennung der Seen mit Makrophyten nach den verschiedenen Größenklassen bzw. für einen Vergleich der Tiefen waren zu wenig Daten aus besiedelten Seen vorhanden.

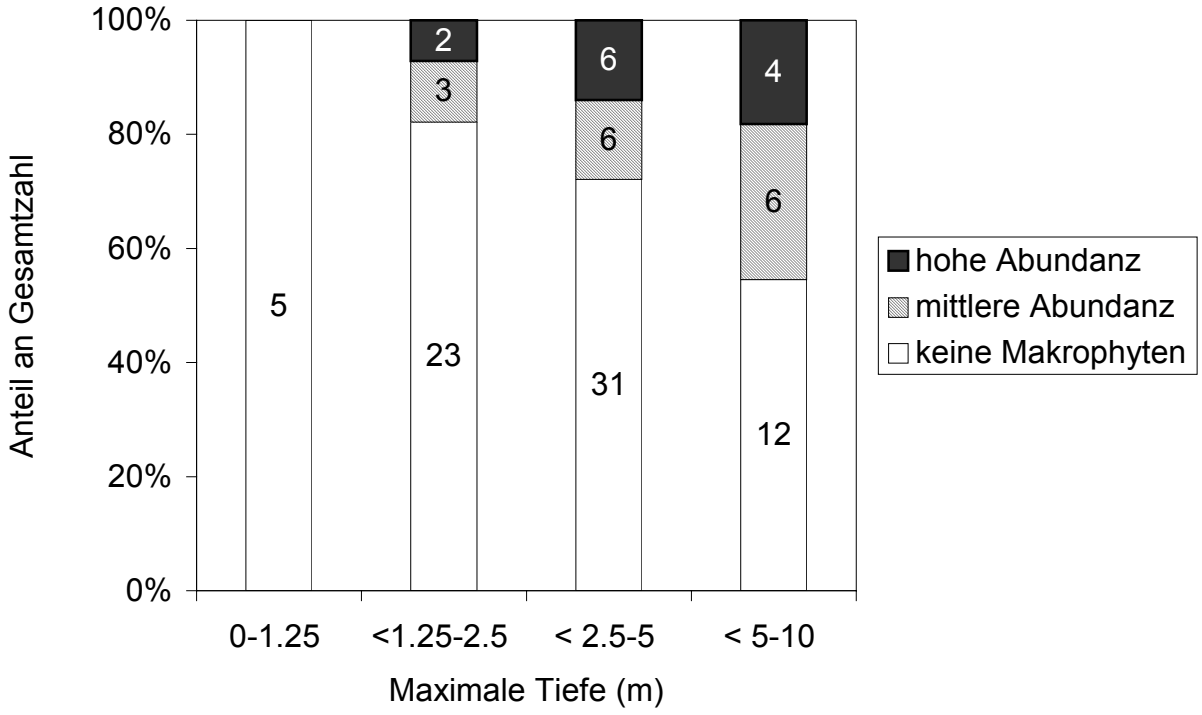


Abb. 2: Abundanz submerser Makrophyten in 98 Brandenburger Seen mit einer maximalen Tiefe bis 10 m im Zeitraum 1997-2000

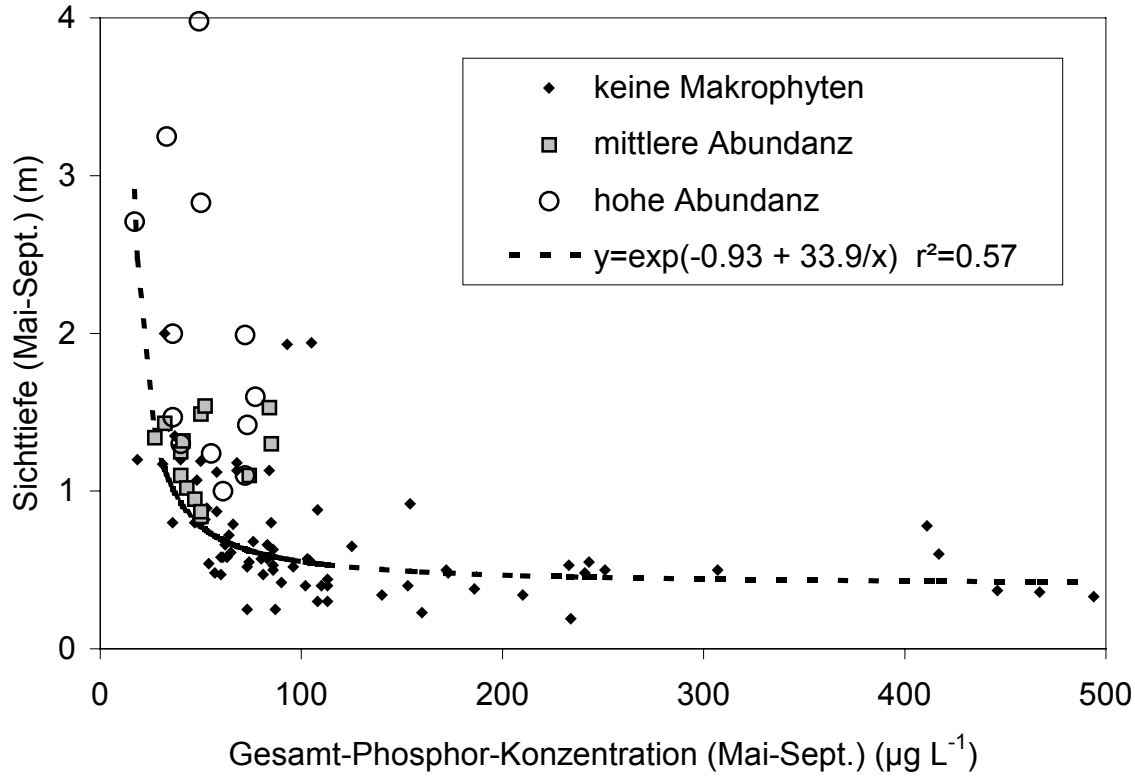


Abb. 3: Sommerliche TP-Konzentrationen vs. Sichttiefe in Abhängigkeit von der Abundanz submerser Makrophyten in 98 Brandenburger Seen während der 1990er Jahre (verändert nach KÖRNER (in Vorb.)). Die Kurvenanpassung erfolgte für Seen ohne submerse Makrophyten.

Diskussion

Die Daten aus den 1950er Jahren bestätigen zunächst das Konzept des Vorkommens alternativer stabiler Zustände in sehr flachen Seen. Hier ist der Übergang zwischen Makrophyten- und Phytoplankton-Dominanz abrupt, während in tieferen Seen ein eher gradueller Übergang stattzufinden scheint (Abb. 1). Die Daten vom Ende der 1990er Jahre belegen den drastischen Rückgang der submersen Makrophyten in Brandenburger Seen. Hiervon sind insbesondere die sehr flachen Seen betroffen, was wahrscheinlich an den in diesen Seen durchschnittlich höheren TP-Konzentrationen liegt. Dass im Bereich zwischen 50 und 100 µg TP L^{-1} auch Seen mit mittlerer Abundanz eine höhere Sichttiefe als Seen ohne Makrophyten bei gleichen TP-Konzentrationen aufweisen (Abb. 3), kann als Hinweis dafür gelten, dass auch mittlere Makrophyten-Abundanzen, wie sie vorrangig in tieferen Seen auftreten, zu einer Stabilisierung von Klarwasserstadien führen können. Mit dem Auftreten von Phytoplankton- und Makrophyten-dominierten Zustanden in verschiedenen Seen bei gleicher TP-Konzentration ist eines der 4 von SCHEFFER (1998) beschriebenen Merkmale für das Auftreten von Bistabilität auch für tiefere Flachseen nachweisbar.
Ein weiteres Merkmal, das Auftreten abrupter Übergänge, lässt sich am Beispiel des Großen Müggelsees (Berlin) zeigen. Dieser von der Spree durchflossene, polymiktische See ist 750 ha groß und gehört mit einer Maximaltiefe von 8 m zu den eher tieferen Flachseen. Zu Beginn des letzten Jahrhunderts bis etwa 1970 wies der See eine Besiedlung mit Unterwasserpflanzen auf, die etwa ein Drittel der Seefläche bedeckte, in den 1950er Jahren vermutlich bereits weniger. Um 1970 kam es zu einem abrupten Verlust dieser Besiedlung (BARTHELMES, 1978; KÖRNER, 2001). Während zu Beginn des letzten Jahrhunderts hohe sommerliche Sichttiefen auftraten, wurde auch in den 1950er Jahren bereits von spätsommerlichen Blaualgenblüten berichtet, im Frühjahr und Frühsommer gab es jedoch hohe Sichttiefen. Der abrupte Verlust der Submersvegetation war gefolgt von einem starken Anstieg der Sestonkonzentrationen und damit verbunden mit einem drastischen Abfall der Sichttiefen sowohl im Frühjahr als auch im Sommer (BEHRENDT & NIXDORF, 1993). Die wahrscheinlich weniger als ein Drittel der Seefläche bedeckenden Makrophyten sorgten also wahrscheinlich für die Stabilisierung von Klarwasserstadien in Frühjahr und Frühsommer, während im Spätsommer Blaualgenblüten auftraten.
Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass tiefere Flachseen unter den vorherrschenden eutrophen Bedingungen in diesen Seen eher zu einer mittleren Abundanz submerser Makrophyten führt, da die Sichttiefen unter diesen Bedingungen nicht für eine vollständige Besiedlung ausreichen. Diese mittleren Abundanzen können dennoch zu zumindest zeitlich oder örtlich begrenzten höheren Sichttiefen führen. Abrupte Übergänge, eines der Merkmale von Bistabilität, treten auch zwischen mittleren und geringen Abundanzen auf. Diese sind für sich genommen jedoch noch kein Beweis für das Auftreten von Bistabilität. Es gibt also Hinweise darauf, dass auch in tieferen Flachseen eine mittlere Abundanz submerser Makrophyten von entscheidender Bedeutung für die Sichttiefe im Gewässer, vermutlich insbesondere über die Verhinderung der Resuspension und über den Fischbestand, sein kann. Ob es sich um eine echte Bistabilität handelt, d.h. dass auch in diesen Seen durch Biomanipulation ein Umschlag von geringer zu mittlerer Abundanz erreicht werden kann, muss durch weitere Untersuchungen an diesem Seentyp geklärt werden.

Danksagung

Herzlicher Dank geht an die früheren Mitarbeiter des Institutes für Binnenfischerei für die Datensammlung während der 1950er Jahre, an Uwe Brämick vom Institut für Binnenfischerei in Sacrow für die Bereitstellung von Makrophytendaten aus den 1990er Jahren und an das Institut für angewandte Gewässerökologie e.V. für die Erhebung der TP-Konzentrationen und Sichttiefen. Finanzielle Unterstützung kam von der DFG.

Literatur

ANWAND, K., 1973: Gewässerverzeichnis der Seen- und Flussfischerei der Deutschen Demokratischen Republik. - Institut für Binnenfischerei.

BARTHELMES, D., 1978: Langfristige, biologische Veränderungen im Großen Müggelsee (Berlin), einige Kennzahlen des jetzigen Zustandes und bisherige fischereiliche Auswirkungen. - Z. Binnenfischerei **25(6)**:171-175.

BEHRENDT, H. & NIXDORF, B., 1993: Changes of Secchi depths and seston content of the Lake Müggelsee since 1931 - an example for eutrophication and feedbacks. - ILEC-conference, Stresa, Italy, 30-33.

CANFIELD, D.E., J.V. SHIREMAN, D.E. COLLE, W.T. HALLER, C.E. WATKINS, and M.J. MACEINA, 1984: Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: Importance of aquatic macrophytes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. **41**: 497-501.

JEPPESEN, E., J.P. JENSEN, P. KRISTENSEN, M. SØNDERGAARD, E. MORTENSEN, O. SORTKJÆR & K. OLRIK, 1990: Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. - Hydrobiologia **200/201**: 219-227.

KLEEBERG, A., 1998: Das Phosphorremobilisierungspotential von Sedimenten umweltbelasteter Seen Ostbrandenburgs (Scharmützelseegebiet). - Report of BTU Cottbus.

KÖRNER, S., 2001: Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. - Arch. Hydrobiol., im Druck.

KÖRNER, S.: Loss of submerged macrophytes in shallow lakes of North-eastern Germany, in Vorbereitung.

LAURIDSEN, T., L.J. PEDERSEN, E. JEPPESEN & M. SØNDERGAARD, 1996: The importance of macrophyte bed size for composition and horizontal migration of cladocerans in a shallow lake. - J. Plankton Res. **18**: 2283-2294.

MAUERSBERGER, H. & R. MAUERSBERGER, 1998: Die Seen des Biospärenreservates Schorfheide-Chorin: eine ökologische Studie. - Dissertation, Universität Greifswald.

MIETZ, O., A. RIEMER & I. GABRYSCH, 1996: Die limnologischen Verhältnisse der Seen im Jungmoränenland Brandenburgs. - *In:* Landesumweltamt Brandenburg: Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland. 139 pp.

PORTIELJE, R. & D.T. VAN DER MOLEN, 1999: Relationships between eutrophication variables: from nutrient loading to transparency. - Hydrobiologia **408/409**: 375-387.

REYNOLDS, C.S., 1994: The ecological basis for the successful biomanipulation of aquatic communities. - Arch. Hydrobiol. **130**: 1-33.

SCHEFFER, M., S.H. HOSPER, M.-L. MEIJER, B. MOSS & E. JEPPESEN, 1993: Alternative Equilibria in Shallow Lakes. - TREE **8**: 275-279.

SCHEFFER, M., 1998: Ecology of shallow lakes. – Chapman & Hall, London.

Periphyton-Dynamik in einem eutrophen Flachsee

Ellen Roberts, Sabine Körner, Andreas Nicklisch

Leibnitz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, D-12587 Berlin, ellen.roberts@student.hu-berlin.de

Key Words: Periphyton; Makrophyten; Flachsee; Alternative stable states; Müggelsee

Einleitung

Wie in vielen Flachgewässern Europas war auch im Großen Müggelsee, einem polymiktischen eutrophen See (7,3 km², mittlere Tiefe 4,9 m, theoretische Aufenthaltszeit 42 d – DRIESCHER et al. 1993), die zunehmende Eutrophierung Ursache eines totalen Verlustes der submersen Makrophyten. Nach einer etwa 20-jährigen Phase der Phytoplankton-Dominanz kam es in der 1990er Jahren nach einer Verringerung der Nährstoffeinträge zu einer Wiederbesiedlung der flachen Litoralbereiche mit submersen Makrophyten. Die Makrophyten zeigen aber nur eine geringe Besiedlungsdichte und eine maximale Besiedlungstiefe von ca. 80 cm. Zudem ist die Vegetationsperiode kurz, bis Ende August sind die Makrophytenbestände fast vollständig verschwunden (KÖRNER 2001). Die Beschattung von Makrophyten durch Phytoplankton und Seston wird viel diskutiert, aber die Rolle von Periphyton darf diesbezüglich nicht vernachlässigt werden. PHILLIPS et al. (1978) zeigten, dass die Hemmung des Makrophytenwachstums und das Verschwinden von Makrophytenbeständen bei erhöhtem Nährstoffeintrag in erster Linie durch Periphyton- und nicht durch Phytoplanktonbeschattung hervorgerufen werden. Bei Verringerung der Nährstoffeinträge und Verbesserung der Wassertransparenz könnte dann das Periphyton auch ein wesentlicher Hemmfaktor für die Wiederbesiedlung durch Makrophyten sein.
Untersuchungen des Periphytons im Müggelsee 1962, vor dem Verlust der Unterwasserflora, zeigten signifikant weniger Biomasse als 2000 (SCHLÜTER 1966, KROKER 2001). In der folgenden Studie wurde untersucht, ob die höhere Periphyton-Biomasse ein beständiges Charakteristikum des Müggelsees (in seinem jetzigen Zustand) und nicht nur ein einmaliges, witterungsbedingtes Phänomen ist. Im weiteren wurde die Dynamik des Periphytonwachstums über die Vegetationsperiode untersucht. Es wird versucht, auf die Steuergrößen des Periphytonwachstums zurückzuschließen. Die potentielle Beschattung der Makrophyten durch Periphyton wurde quantifiziert.

Material und Methoden

Die Probenahme erfolgte an zwei Standorten (windexponiertes Nord- bzw. geschütztes Westufer) im Großen Müggelsee, zwischen April und August 2001. Künstliche Aufwuchsträger (3 mm starke Polyproylen-Folie (IBICO), A6 Format, kammförmig in 1,2 cm breite Streifen unterteilt) wurden in vertikaler Lage 0,5 m unter der Wasseroberfläche für 1 oder 2 Wochen (Intervallserien) bzw. 2 bis 20 Wochen (Totalserie) exponiert. Nach Entnahme wurden die bewachsenen Aufwuchsträger in feuchten Kammern ins Labor transportiert.
Lichtabsorption und Photosynthese-Aktivität wurden direkt auf den bewachsenen Streifen des Aufwuchsträgers gemessen. Absorptionsspektren (400-700 nm) von 5 Streifen eines Aufwuchsträgers wurden mit einer Ulbrichtkugel (integrating sphere, Shimadzu UV-2401 PC Photometer) aufgenommen. Ein unbewachsener Streifen diente als Referenz. Zur Berechnung der % PAR-Absorption wurden die Extinktionen der einzelnen Wellenlängen halbiert, da die

Aufwuchsträger beidseitig bewachsen waren. Die Photosynthese-Aktivität wurde durch die Aufnahme von „rapid light curves“ mit einem Phyto-PAM®-Fluorometer (WALZ) ermittelt (NICKLISCH & KÖHLER 2001). Als charakteristische Parameter wurden der Anfangsanstieg und die maximale Elektronentransportrate (ETR_{max}) durch die Fluorometrie-Software geschätzt.
Für Biomasse- und Pigment-Messungen wurde das Periphyton von den Aufwuchsträgern abgebürstet, in ein definiertes Volumen A. dest. suspendiert und homogenisiert. Aliquotes dieser Suspension wurden dann filtriert. Die Filter wurden getrocknet (24 h bei 105°C, Trockenmassebestimmung) und anschließend geglüht (5 h bei 500°C, Aschegewicht), oder eingefroren (-80°), gefriergetrocknet und mit HPLC analysiert (nach WOITKE et al. 1994, mit Dimethylformamid als Extraktionsmittel). Berechnung der Algengruppenverteilung: Der Anteil der Kieselalgen und Grünalgen am Gesamt-Chlorophyll-a wurde mittels linearer multipler Regression geschätzt. Es wurde folgendes Modell zugrunde gelegt: Chlorophyll-a = *a* * Fucoxanthin + *b* * Chlorophyll-b. Die Faktoren sind *a*: 2,221 g Chl-a/g Fucoxanthin für Kieselalgen und *b*: 5,38 g Chl-a/g Chl-b für Grünalgen (r^2=0,995). Messungen der P-, N- und Si-Konzentrationen im Freiwasser erfolgten nach ZWIRNMANN et al. (1999).

Ergebnisse

Die mittlere Biomasse (aschefreie Trockenmasse: afdw) des Periphytons am Nordufer war 0,88 g m^{-2} bzw. 4,45 g m^{-2} für die 1- bzw. 2-Wochenserie über die gesamte Messperiode (April – August). Parallele Messungen am Nord- und Westufer zwischen Mai und Juli zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Standorten in der mittleren Biomasse sowie in den mittleren Wachstumsraten der 1- und 2-Wochen-Proben (t-Test, $p < 0,05$). Die Wachstumsraten betrugen am Nord- und Westufer zwischen Mai und Juli 0,27 d^{-1} sowie 0,23 d^{-1}. Signifikante Unterschiede zwischen den Biomassen am Nord- und Westufer zeigten sich nur Mitte Juni in der 1-Wochenserie (Westufer > Nordufer) sowie Mitte Mai in der 2-Wochenserie (Westufer > Nordufer) (one-way ANOVA, $p < 0,05$).

Die Periphyton-Biomassen der Intervallserien zeigten signifikante Unterschiede im Verlauf der Messperiode. Die kumulative Biomasse der Totalserie nahm über die ersten 10 Wochen zu und blieb dann konstant bei ca. 11 g afdw m^{-2} bzw. ging im Juli kurzfristig zurück auf 6,2 g afdw m^{-2} (Abb. 1).

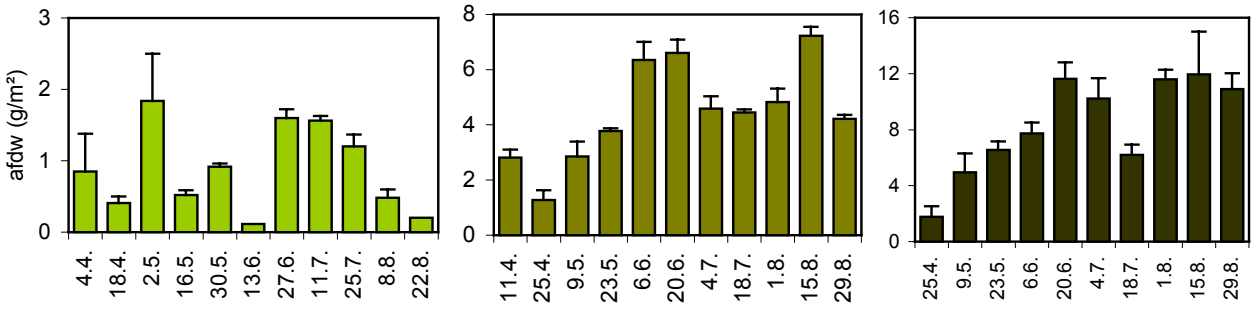


Abb. 1: Periphyton-Biomasse (+ Standardabweichung) am Nordufer zwischen April und August 2001 (links: 1-Wochenserie, Mitte: 2-Wochenserie, rechts: Totalserie).

Die Wachstumsraten (μ) für den Zeitraum von der 1. zur 2. Woche (Abb. 2) sowie der daraus berechnete theoretische Besiedlungsdruck (Rückrechnung auf die Biomasse zum Tag 0) zeigten deutliche Schwankungen (Abb. 3).

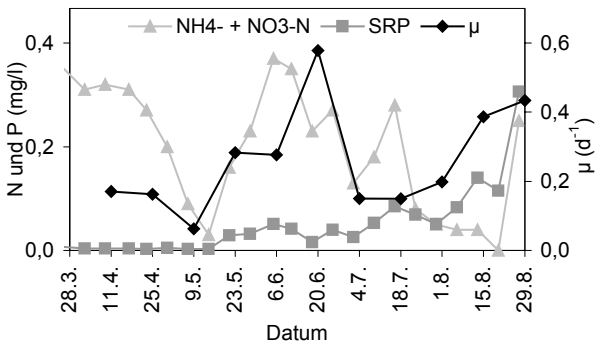


Abb. 2: Periphyton-Wachstumsrate (µ) für den Zeitraum von der 1. zur 2. Woche am Nordufer und Konzentrationen an Nitrat + Ammonium und gelöstem reaktiven Phosphat im Freiwasser.

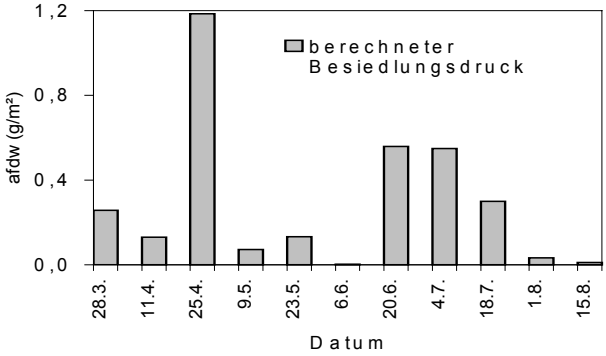


Abb. 3: Theoretischer Besiedlungsdruck (Rückrechnung mit der ermittelten µ auf die Biomasse zum Tag der Exposition).

Es ergab sich kein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Silikatangebot im Gewässer und dem Anteil der Kieselalgen im Periphyton (Abb. 4). Ab Juni zeigte sich ein verstärktes Vorkommen von Grünalgen. Ende Juni/Anfang Juli war in der 1-Wochenserie ein höherer Anteil des Chlorophyll-a den Grünalgen zuzuschreiben, sonst waren die Kieselalgen immer die stärkste Gruppe (Abb. 4).

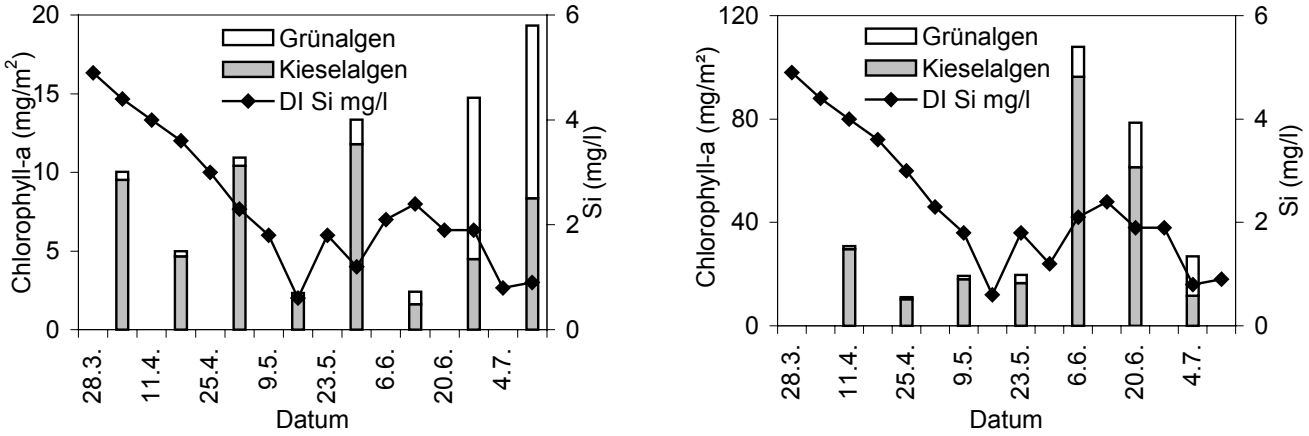


Abb. 4: Gesamt-Chlorophyll-a-Gehalt und der auf Kiesel- und Grünalgen entfallende Anteil, sowie Kieselsäurekonzentration im Freiwasser, in der 1-Wochenserie (links) und 2-Wochenserie (rechts) am Nordufer. Unterschiedliche Skalen der Ordinatenachsen sind zu beachten.

Der Anfangsanstieg der „rapid light curves“ zeigte nur geringfügige Schwankungen im Zeitraum der Probenahme (0,215 – 0,270 Relative Units). Die maximale Elektronentransportrate (ETR_{max}) zeigte einen erheblichen Anstieg im Mai. Dieses dürfte mit der verminderten Nährstoff-Limitation (Abb. 2) zusammenhängen, wie ein Vergleich mit dem Chlorophyll-a Gehalt der Biomasse vermuten lässt, der im selben Zeitraum auch anstieg.

Die Lichtabsorption folgte zum größten Teil dem Muster der Biomasse (Abb. 5). Nur die Verringerung in der Totalserie, der in der Biomasse in Juli zu sehen war, ist nicht mehr in den Lichtabsorptionswerten zu sehen. Die Spitzenwerte der Lichtabsorption waren 33,2 % PAR am 25.7 in der 1-Wochenserie und 88,4 % PAR am 15.8 in der 2-Wochenserie. Die Totalserie erreichte nach 10 Wochen 91,6 % PAR-Absorption und blieb dann mehr oder weniger konstant auf diesem Niveau (Abb. 5).

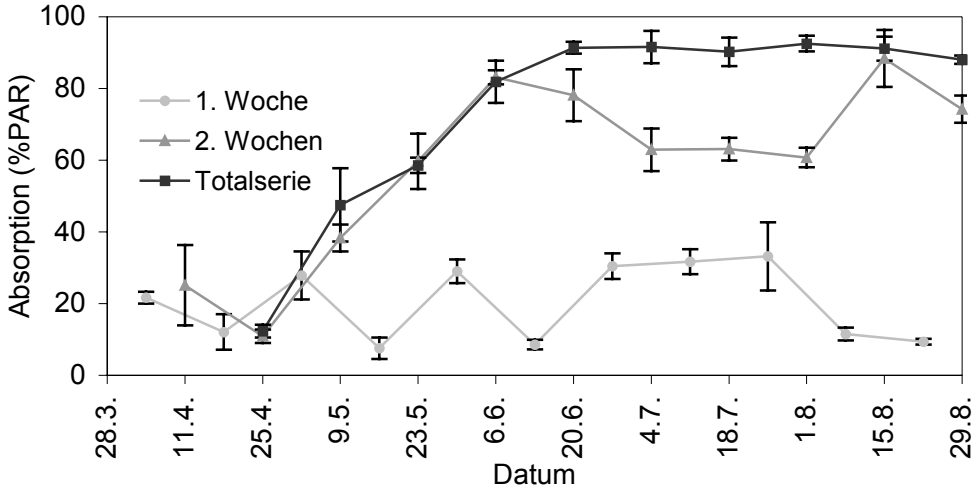


Abb. 5: Lichtabsorption durch Periphyton (Mittelwert von 5 Messungen +/- Standardabweichung) als % photosynthetisch-verfügbaren Lichts (PAR) angegeben.

Diskussion

Die Größenordnung der Periphyton-Biomasse stimmt mit Literaturwerten aus eutrophen Gewässern überein (z.B. VAN DIJK 1993). Die maximale Periphyton-Biomasse in der Totalserie war etwas niedriger als die von VAN DIJK im Lake Veluwe gemessenen 13,0-17,5 g afdw m^{-2}. Die Biomasse zeigten deutliche Schwankungen über die Messperiode. Es lässt sich jedoch kein einfaches saisonales Muster erkennen. Die Verläufe in den 1- und 2-Wochenserien sind unterschiedlich. Dieser Unterschied geht möglicherweise darauf zurück, dass die 1-Wochenserie stärker vom Besiedlungsdruck beeinflusst wird, die 2-Wochenserie dagegen mehr von den aktuellen Wachstumsbedingungen (Nährstoffe, Licht, Temperatur) und dem Fraßdruck. Die Wachstumsraten der Intervallserien am Nordufer lassen sich anfangs durch eine P-Limitation (11.4.-9.5.), am 9.5. durch eine zeitgleiche P- und N-Limitation erklären (Abb. 2). Der Rückgang der Wachstumsrate im Juli beruht wahrscheinlich auf Fraßdruck, da das Nährstoffangebot noch gut ist (Abb. 2). Dies wird durch den parallelen Rückgang in der Totalserie bestätigt. Die berechneten Werte für den Besiedlungsdruck (Abb. 3) müssen mit Vorsicht betrachtet werden, da bei der Berechnung angenommen wird, dass die Wachstumsbedingungen in der ersten Woche denen in der zweiten Woche glichen. Außerdem ist ein exponentielles Wachstum über 14 Tage vorausgesetzt, das bei höherer Biomasse in der 2-Wochenserie eher unwahrscheinlich ist. Obwohl die einzelnen Werte nicht überinterpretiert werden sollten, wird ein Trend deutlich: Niedrige Werte im Mai/Juni können auf die langandauernde Klarwasserphase zurückzuführen sein.

Da die Grünalgen auch bei Kieselsäurekonzentrationen verstärkt auftreten, die zumindest für Phytoplankton als nicht limitierend betrachtet werden (SOMMER 1988), kann man spekulieren, dass die Konkurrenzfähigkeit der Grünalgen durch eine andere Größe gesteuert wird, z.B. höhere Temperaturen. Da die Nährstoffaufnahme des Periphytons auf Grund der eigenen Schichtdicke und der darüber liegenden Grenzschicht aus dem Freiwasser behindert wird, ist anzunehmen, dass die Si-Konzentrationen, die für planktonische Kieselalgen noch nicht limitierend sind, schon eine Hemmung der benthischen Kieselalgen verursachen.

Für die vom Periphyton bewachsenen submersen Makrophyten ist die Lichtabsorption die wichtigste Größe. Dass vom Periphyton bereits nach 2 Wochen bis zu 88 % des Lichtes abgefangen werden können, spricht für die potenzielle Hemmung der Makrophyten durch Periphyton. Die nach einer Woche Wachstum maximal absorbierten 33 % ermöglichen den Makrophyten ein aktives „Wegwachsen“ vor dem Periphyton solange die Beschattung durch das Phytoplankton gering ist. Von besonderem Interesse ist die Frage der Beschattung während der Klarwasserphase, wenn die submersen Makrophyten nicht vom Phytoplankton beschattet sind. In 2001 war die Klarwasserphase von ca. Mitte Mai bis Mitte Juni. Die Absorption durch die 2-Wochenserie stieg

bereits in der Mitte der Klarwasserphase auf 83 % und verkürzte damit den Zeitraum optimaler Wachstumsbedingungen für die Makrophyten (Abb. 5).
Obwohl das Westufer des Großen Müggelsees tendenziell windgeschützter ist und eine höhere Makrophytenbiomasse als das Nordufer aufwies (KÖRNER 2001), konnten im Mittel keine signifikanten Unterschiede im Periphytonwachstum der beiden Standorte gezeigt werden. Man kann daraus schließen, dass eine verminderte Belastung durch Periphyton nicht für das bessere Makrophytenwachstum am Westufer verantwortlich ist.
Aus den Messungen am Periphyton des Müggelsees 2000 (KROKER 2001) und 2001 kann geschlussfolgert werden, dass die Beschattung der submersen Makrophyten durch Periphyton, insbesondere während der Klarwasserphase, eine negative Wirkung auf deren Wachstum und damit die Wiederbesiedlung des Sees hat.

Literatur

DRIESCHER, E.; BEHRENDT, H.; SCHELLENBERGER, G.; STELLMACHER, R., 1993: Lake Müggelsee and its environment – natural conditions and anthropogenic impacts. - Intern. Rev. ges. Hydrobiol. 78: 327-344.

KÖRNER, S., 2001: Development of submerged macrophytes in shallow Lake Müggelsee (Berlin, Germany) before and after its switch to the phytoplankton-dominated state. - Arch. Hydrobiol. 152: 395-409.

KROKER, J., 2001: Saisonale Dynamik des Periphytons im Großen Müggelsee und seine Beziehung zu potentiellen Steuerfaktoren. Diplomarbeit, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät I, Humboldt-Universität zu Berlin.

NICKLISCH, A., KÖHLER, J., 2001: Estimation of primary production with Phyto-PAM-Fluorometry. - Berichte des IGB 13: 47-60.

PHILLIPS, G. L.; EMINSON, D.; MOSS, B., 1978: A mechanism account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. - Aquat. Bot. 4: 103-26.

SCHLÜTER, M., 1966: Über den Bewuchs und geeignete Untersuchungsmethoden. - Limnologica 4: 363-375.

SOMMER, U., 1988: Growth and survival stategies of planktonic daitoms. - In: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton, C. D. SANDGREN (ed.), Cambridge University Press, Cambridge, pp. 227-260.

VAN DIJK, G. M., 1993: Dynamics and attenuation characteristics of periphyton upon artificial substratum under various light conditions and some additional observations upon *Potamogeton pectinatus* L. - Hydrobiologia 252: 143-161.

WOITKE, P., MARTIN, C.-D., NICKLISCH, S., KOHL, J.-G., 1994: HPLC-determination of lipophilic photosynthetic pigments in algal cultures and lake Water samples using a non-endcapped C 18-RP column. - Fres. J. Anal. Chem. 348: 762-768.

ZWIRNMANN, E.; KRÜGER, A.; GELBRECHT, J., 1999: Analytik in Zentralen Chemielabor des IGB. - Berichte des IGB 9: 3-23.

Anwendung molekularbiologischer Methoden zur Analyse mikrobieller Populationen in Sedimenten

CATRIN BLEUL, MARKUS SCHUPPLER, ENNO JACOBS, ISOLDE RÖSKE
Keywords: 16S rDNA, PCR, Sediment, T-RFLP

Talsperren stellen Ökosysteme dar, in denen die Prozesse und Milieueigenschaften im Sediment in enger Wechselwirkung mit dem Freiwasserbereich stehen. In einem Gewässerökosystem finden die höchsten Stoffumsätze im Sediment statt. Die Struktur und Diversität der Mikroorganismen und ihre Aktivität im Sediment sind nach den Erkenntnissen der letzten Jahre wesentliche Parameter, die einen Einfluß auf die Redoxreaktionen und den trophischen Zustand einer Talsperre besitzen (2). Jedoch wurden die Zusammensetzung und Struktur von mikrobiellen Gemeinschaften in Sedimenten bislang nicht hinreichend untersucht.

Ein großer Teil der in der Natur vorkommenden Mikroorganismen kann mittels klassischen Kulturverfahren unter Laborbedingungen nicht angezüchtet werden. Daher lassen sich mit kulturabhängigen Methoden nur etwa 0,1 bis 10% der tatsächlich vorkommenden Organismen erfassen, so dass in Besiedlungsanalysen der Hauptanteil an Mikroorganismen sowie ihre Rolle im Ökosystem nicht ermittelt werden können (1).
Molekularbiologische Methoden ermöglichen einen kulturunabhängigen Ansatz in der mikrobiellen Ökologie. Dabei stellte sich die 16S rDNA als besonders geeignet heraus, um einen Einblick in die genotypische Vielfalt zu erhalten oder phylogenetische Zusammenhänge innerhalb natürlicher Populationen zu analysieren (4). Als wesentlicher Bestandteil der Ribosomen zeichnet sich die ribosomale RNA durch ihr ubiquitäres Vorkommen und ihre hohe evolutionäre Stabilität aus. Weiterhin weist die typische Struktur der 16S rRNA alternierend variable und konservierte Bereiche auf. Auf der Basis der 16S rRNA ist es heute möglich, einen schnellen Sequenzvergleich mit über 20.000 16S rRNA Sequenzen in Datenbanken durchzuführen und anhand der Sequenz einen Organismus sicher zu identifizieren. Mit dieser Technik ist es möglich, bisher nicht kultivierte Organismen auf der Basis ihrer Sequenz zu erfassen und taxonomisch einzuordnen.

Das Ziel dieser Studie war die Untersuchung und der Vergleich der Zusammensetzung und der Struktur mikrobieller Gemeinschaften in Sedimenten, um einen Einblick in die mikrobielle Diversität von Talsperrensedimenten unterschiedlicher Trophie zu erhalten.
Im Rahmen dieser Studie wurden vier Talsperren in Sachsen mit folgenden Eigenschaften untersucht:

Talsperre	**Neunzehnhain**	**Muldenberg**	**Saidenbach**	**Quitzdorf**
Geogr. Lage	Erzgebirge	Vogtland	Erzgebirge	Oberlausitz
Gestautes Gewässer	Lautenbach	Rote Mulde, Weiße Mulde, Saubach	Saidenbach	Schwarzer Schöps
Hauptnutzung	Trinkwasser	Trinkwasser	Trinkwasser	Brauchwasser
Trophiestatus	oligotroph	oligo- und dystroph	mesotroph	hoch eutroph
Oberfläche [ha]	8,5	92	146	750
max. Tiefe [m]	16,5	23	48	9,3
Sichttiefe [m]	4,7-10	2,1-3,9	2,4-7,0	0,4-2,9

Tabelle 1: Beschreibung der Talsperren

Vergleichende 16S rDNA Analyse

Für die Analyse der Talsperrensedimente wurden auf der Basis der extrahierten Gesamt-DNA die Gene der 16S rRNA amplifiziert und in *E. coli* kloniert. Die 16S rDNA der rekombinanten Klone wurde anschließend sequenziert und mit Sequenzen in Datenbanken verglichen. Mit dieser vergleichenden 16S rDNA-Analyse konnten im Sediment enthaltene Mikroorganismen anhand ihrer Sequenz identifiziert und phylogenetisch eingeordnet werden. Diese Vorgehensweise ermöglichte es, neben bekannten Spezies einen hohen Prozentsatz bisher unbekannter Bakterienspezies taxonomisch zu klassifizieren und in Stammbäume einzurechnen. Weiterhin konnten aus den Ergebnissen Aussagen zur Verteilung und Diversität von Sedimentmikroorganismen abgeleitet werden.

Vergleich unabhängiger 16S rDNA Bibliotheken

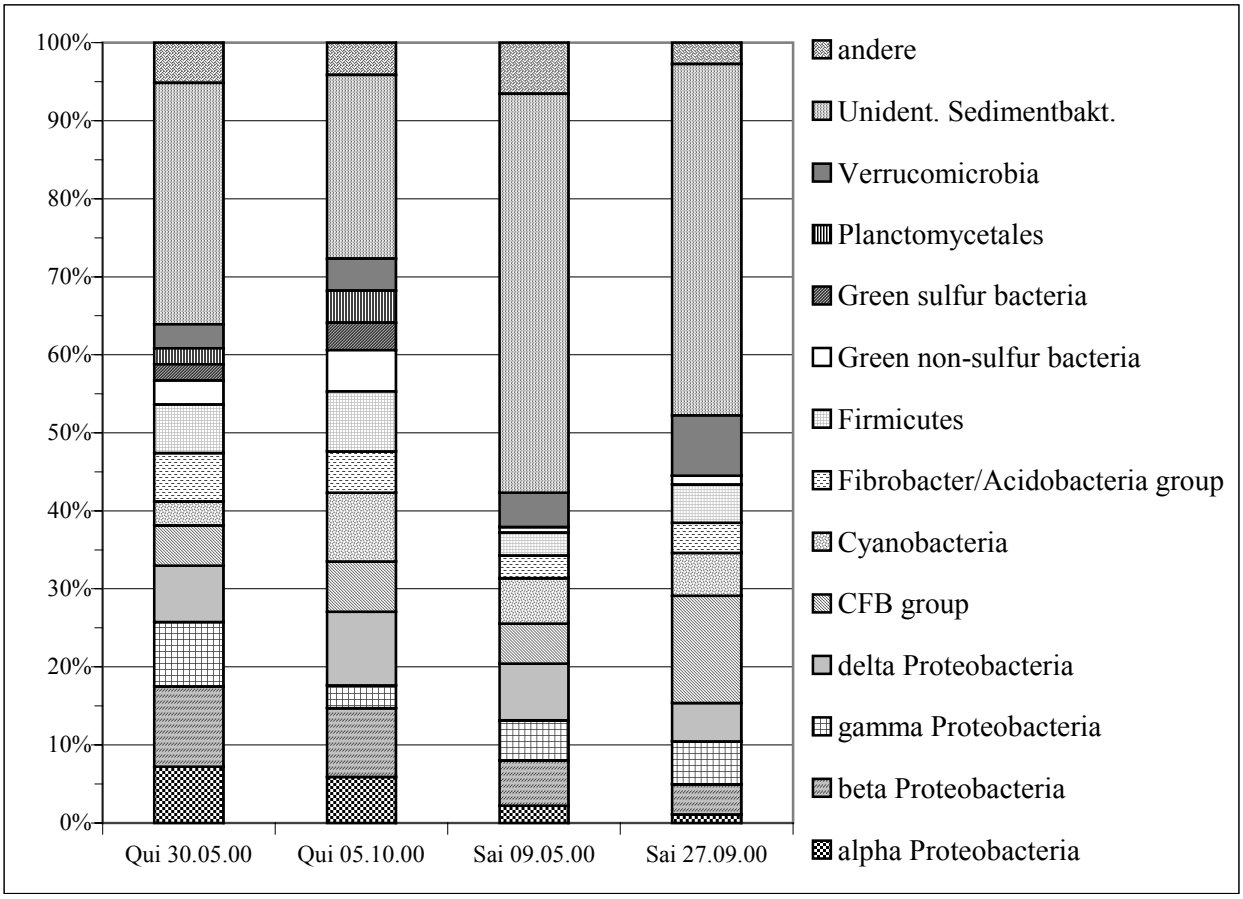


Abbildung 1: Vergleich der Resultate zweier unabhängiger 16S rDNA Bibliotheken

Die Genbibliotheken der untersuchten Talsperrensedimente repräsentierten eine enorme mikrobielle Diversität (Abbildung **1**). Bakterielle Sequenzen eines breiten Spektrums phylogenetischer Gruppen konnten nachgewiesen werden.

Es wurden von mehreren Probenahmen jeder Talsperre 16S rDNA Bibliotheken angelegt und analysiert. Diese unabhängig erstellten Genbibliotheken eines Talsperrensedimentes wiesen eine sehr ähnliche mikrobielle Zusammensetzung auf. Die mikrobiellen Biozönosen erwiesen sich als weitgehend konstant in einem Sediment-Ökosystem. Dieses Resultat bekräftigt die Reproduzierbarkeit der angewendeten 16S rDNA Analyse und die analysierten Bibliotheken reflektieren die mikrobielle Struktur der untersuchten Sedimente. Spezifische Veränderungen in der mikrobiellen Gemeinschaft wurden in den Genbibliotheken sichtbar, wie z. B. die in den Sommermonaten beobachtete Cyanobakterienblüte konnte anhand der Genbibliotheken nachvollzogen werden. Diese führte in der 16S rDNA Bibliothek der eutrophen Talsperre Quitzdorf zu einem Anstieg entsprechender 16S rDNA-Sequenzen.

Diversität der Talsperrensedimente

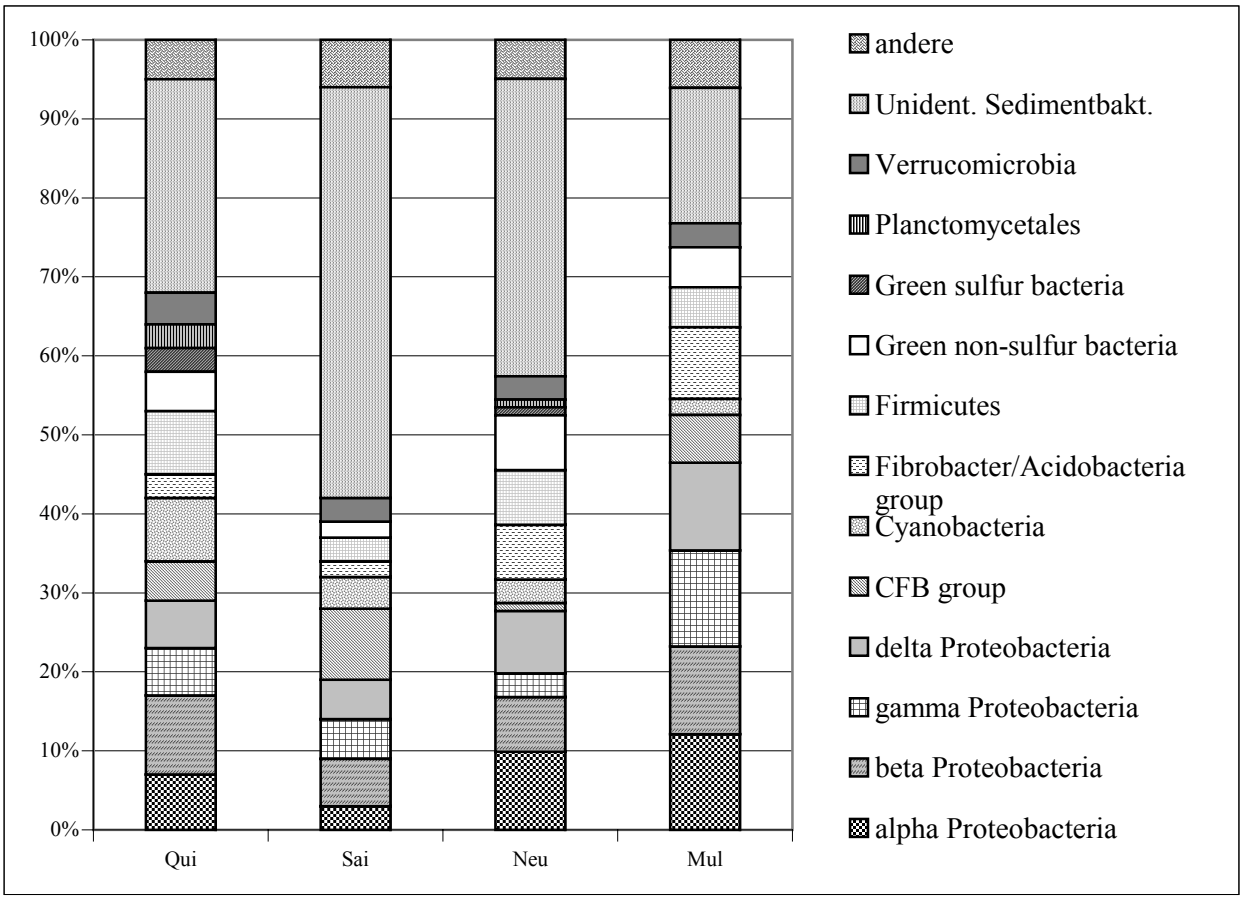


Abbildung 2: Diversität der Sediment-Mikroorganismen in den Talsperren Quitzdorf, Saidenbach, Neunzehnhain und Muldenberg

Alle untersuchten 16S rDNA Bibliotheken enthielten Sequenzen von Vertretern der alpha-, beta-, gamma- und delta-*Proteobacteria*, des CFB Cluster, der *Verrucomicrobia*, *Firmicutes*, *Cyanobacteria*, *Fibrobacter-Acidobacteria* Gruppe, sowie Vertreter anderer phylogenetischer Gruppen (Abbildung 2).

Den größten Anteil stellten Sequenzen dar, die keinen bekannten Bakterienspezies zugeordnet werden konnten. Diese Sequenzen wurden in unseren Untersuchungen zusammengefaßt als „Unidentifizierte Sedimentbakterien“. Es handelt sich hier um Sequenzen von Organismen in Datenbanken, welche mittels Kultivierungstechniken noch nicht nachgewiesen werden konnten. Diese Organismen bilden keine eigene phylogenetische Gruppe und wurden bisher noch nicht in bestehende phylogenetische Ordnungen eingerechnet. Höchstwahrscheinlich repräsentieren diese Sequenzen neue, noch nicht näher beschriebene Bakterien.

Auffällig ist das unterschiedliche Auftreten von Vertretern des *Cytophaga-Flexibacter-Bacteroides* Cluster. Die Genbibliothek des Sedimentes der Talsperre Neunzehnhain zeigte nur einen geringen Anteil entsprechender Sequenzen gegenüber den anderen untersuchten Sedimenten. Das CFB Cluster und die *Plactomycetales* enthalten typische anaerobe Spezies. Signifikante Zellzahlen konnten für beide Gruppen in anoxischen Zonen nachgewiesen werden. Die Zufuhr von komplexen organischen Substraten in anerobe Sedimentschichten resultiert in einem starken Anstieg von Vertretern des CFB-Cluster. Diese Ergebnisse kennzeichnen die potentielle ökologische Relevanz dieser Bakterien als hydrolytisch fermentative Organismen in einem hauptsächlich anaeroben Habitat (5). 16S rDNA-Sequenzen von Vertretern der *Planctomycetales* waren nur in den Genbibliotheken der Talsperren Quitzdorf und Neunzehnhain enthalten.

Vertreter der Grünen Schwefelbakterien konnten nur in der 16S rDNA Bibliothek der Talsperren Quitzdorf und Neunzehnhain nachgewiesen werden.

Bis auf Vertreter der *Planctomycetales* und Grünen Schwefelbakterien sind in allen 16S rDNA-Bibliotheken Sequenzen der in Abbildung 2 aufgeführten phylogenetischen Gruppen enthalten. So entsteht eine ähnliche Diversität für jede untersuchte Talsperre. Betrachtet man jedoch die einzelnen Spezies in einer Gruppe im Vergleich der Talsperren, werden gleiche phylogenetische Gruppen durch verschiedene Spezies repräsentiert. Beispielsweise wurden in jedem Talsperrensediment Vertreter der *Cyanobacteria* nachgewiesen, aber ausschließlich die 16S rDNA Bibliothek der Talsperre Quitzdorf enthielt zahlreiche Sequenzen von *Microcystis* Spezies. Die analysierten Sequenzen wiesen eine Ähnlichkeit von 98 bis 100% zu Datenbank-Sequenzen dieser *Cyanobacteria* auf.

In einem weiteren Ansatz wurden die Talsperrensedimente auf das Vorhandensein von funktionellen Gruppen untersucht. Unter Anwendung spezifischer PCR-Systeme konnten Denitrifikanten, Nitrifikanten und Sulfatreduzierer nachgewiesen werden (Ergebnisse nicht dargestellt).

Terminale Restriktions-Fragment Analyse

In einem dritten Ansatz verwendeten wir Fingerprint-Techniken wie die Fluoreszenz T-RFLP (Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism), um eine vergleichende Analyse bakterieller Populationen durchzuführen und die genotypische Diversität in Fingerprint-Mustern darzustellen. Analog zur Erstellung der Genbibliotheken wird bei dieser Methode die 16S rDNA amplifiziert. In der T-RFLP wird dabei ein Fluoreszenz-markierter Primer verwendet, wodurch die 16S rDNA-Fragmente eine terminale Fluoreszenzmarkierung erhalten. Nach anschließendem Restriktionsverdau erfolgt die Auftrennung der markierten terminalen Fragmente unterschiedlicher Länge auf einem Polyacrylamidgel. Mit Hilfe einer automatisierten Fluoreszenzanalyse ist es möglich, anhand der internen Standards die exakten Fragmentlängen der erhaltenen 16S rDNA-Fragmente zu bestimmen. Die T-RFLP stellt in der mikrobiellen Ökologie eine vergleichsweise neue molekularbiologische Technik dar, um die Struktur mikrobieller Populationen in unterschiedlichen Proben zu vergleichen. Diese Technik bietet den Vorteil paralleler Bearbeitung mehrerer Proben und ist daher ideal für vergleichende Analysen (3).

T-RFLP Profile

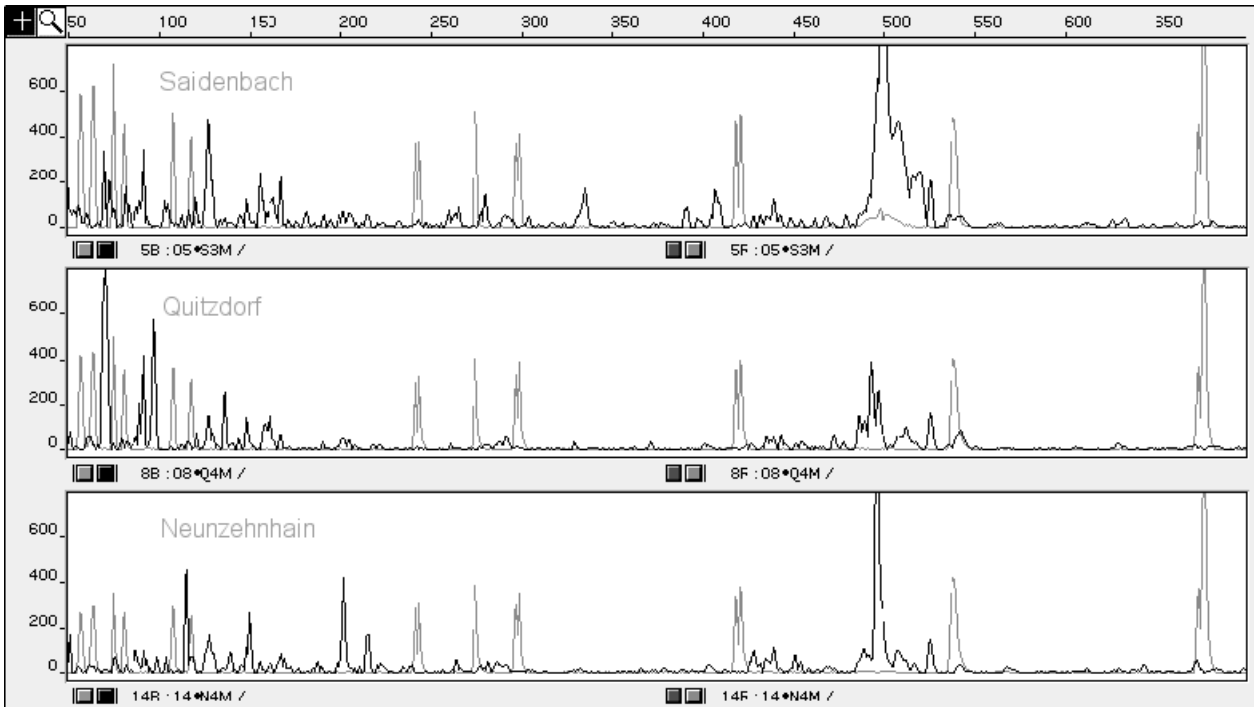


Abbildung 3: T-RFLP Profile von Sedimenten der Talsperren Saidenbach, Quitzdorf und Neunzehnhain unter Verwendung von *Msp*I

Jeder Peak repräsentiert ein terminales Restriktionsfragment. Die Länge dieser generierten Fragmente (schwarze Peaks) wurde auf der Basis eines internen Standards (grau dargestellt) mit Hilfe der Software errechnet. Die weitergehende Datenanalyse erfolgte durch den Vergleich der erhaltenen Fragmentlängen mit einem computersimulierten Restriktionsverdau von Datenbanksequenzen.

Abbildung 3 zeigt die Unterschiede in den T-RFLP-Profilen der Sedimente der Talsperren Saidenbach, Quitzdorf und Neunzehnhain. Die Profile offenbaren eine hohe Anzahl von Restriktionsfragmenten. Ohne auf einzelne Peaks einzugehen repräsentieren die erzeugten Fragmente Vertreter der gamma *Proteobacteria* wie *Enterobacteriaceae*, *Vibrio sp*., *Xanthomonas sp*. weiterhin *Cyanobacteria* wie *Synechocystis sp*., *Synechococcus sp*., *Oscillatoria sp*. und Vertreter der *Firmicutes* besonders *Clostridium sp*., *Streptococcus sp*. und *Leuconostoc sp*. Sequenzen dieser Organismen konnten ebenfalls in den entsprechenden 16S rDNA Bibliotheken nachgewiesen werden.
Damit konnte gezeigt werden, daß T-RFLP-Profile die Ergebnisse der 16S rDNA Analyse unterstützen. Die Resultate bestätigen eine hohe Komplexität und eine enorme Diversität der mikrobiellen Biozönosen in den untersuchten Sedimenten.

Zusammenfassung und Perspektive

Die Ergebnisse der 16S rDNA Analyse offenbaren den Speziesreichtum, die Struktur und Zusammensetzung mikrobieller Biozönosen in Talsperrensedimenten. Die Genbibliotheken repräsentierten eine enorm hohe mikrobielle Diversität. Die in den 16S rDNA-Bibliotheken vorkommende hohe Anzahl an Sequenzen, welche nur geringe Homologien zu Datenbank-Sequenzen aufweisen, deuten auf die Gegenwart von vielen neuen, bisher nicht kultivierten Bakterienspezies in den untersuchten Sedimenten hin. Diese Ergebnisse betonen die Wichtigkeit von Studien der mikrobiellen Struktur der Sedimente. Die Untersuchungen zeigen, daß die mikrobielle Diversität in Sedimenten weit höher ist, als bisher angenommen (5, 6, 7).
Die Resultate der T-RFLP Analyse der Sedimentproben korrelierten sehr gut mit der Analyse der entsprechenden 16S rDNA Bibliotheken. Die Technik der T-RFLP erlaubt eine schnelle und zuverlässige Analyse der Zusammensetzung mikrobieller Biozönosen und ist eine geeignete Methode für vergleichende Analysen mikrobieller Gemeinschaften (3).
Auf der Basis dieser Resultate wird die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen deutlich, um unser Verständnis der Struktur und Funktion des komplexen Sedimentökosystem zu erweitern.

Literatur

1 Amann, R. I., Ludwig, W., Schleifer, K. H. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol. Rev.* 59 (1), 143-169, 1995.

2 Kilb, B., Eschweiler, B., Kuhlmann, B., Preuß, G., Ziemann, E. Darstellung der mikrobiellen Besiedlungsstruktur verschiedener Grundwasserhabitate durch Anwendung molekularbiologischer Methoden. *Acta hydrochim. et hydrobiol*. 26, 349-354, 1998.

3 Marsh, T. L. Terminal restriction fragment length polymorphism (T-RFLP): An emerging method for characterizing diversity among homologous populations of amplification products. *Curr. Opin. Microbiol.* 2 (3):323-327, 1999.

4 Moyer, C. L., Dobbs, F. C. Karl, D. M. Estimation of diversity and community structure through restriction fragment length polymorphism distribution analysis of bacterial 16S rRNA genes from a microbial mat at an active, hydrothermal vent system, Loihi Seamount, Hawaii**.** *Appl. Envir. Microbiol.* (60):871-879, 1994.

5 Ravenschlag, K., Sahm, K., Amann, R. Quantitative Molecular Analysis of the Microbial Community in Marine Arctic Sediments (Svalbard). *Appl. Environ. Microbiol.* 67 (1):387-395, 2001.

6 Ravenschlag, K., Sahm, K., Pernthaler, J., Amann, R. High Bacterial Diversity in Permanently Cold Marine Sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 65 (9):3982-3989, 1999.

7 Tiedje, J. M., Asuming-Brempong, S., Nüsslein, K., Marsh, T. L., Flynn, S. J. Opening the black box of soil microbial diversity. *Appl. Soil Ecol.* 13:109-122, 1999.

Simulation klimatisch bedingter Temperaturvariationen in europäischen Seen

Klaus D. Jöhnk

Lehrstuhl für Gewässerschutz, BTU Cottbus, 03044 Cottbus und

Institut für Limnophysik, Reutestr. 21, 78467 Konstanz, http://www.limnophysics.de

Keywords: Klimaänderung, Turbulenzmodellierung, Klarwasserphase, Stagnationsdauer

Einführung

Die saisonale Entwicklung der Temperaturschichtung von Seen hängt stark von seiner geographischen Lage (geographische Breite und Höhe) ab. Sie wird durch die klimatischen Gegebenheiten der entsprechenden Region bestimmt. Zur Untersuchung dieser Abhängigkeit wurden mit Hilfe eines eindimensionalen k-e-Turbulenzmodells (Jöhnk 2000) – angewendet auf einen artifiziellen, repräsentativen See – Temperaturprofile und vertikale Austauschvorgänge für etwa einhundert Orte in Europa simuliert. Unterschiedliche charakteristische Merkmale der berechneten Schichtungsverhältnisse können dann im geographischen Zusammenhang ausgewertet werden. Die Veränderung solcher charakteristischer Merkmale aufgrund von Klimavariationen wurde durch Simulationen von einfachen Klimaszenarien aufgezeigt.

Simulationsrechnungen und Validierung

Die Simulation der saisonal variierenden Schichtungsstruktur wird mit dem eindimensionalen Turbulenzmodell LAKEoneD (Jöhnk 2000) durchgeführt. Dieses wird mit meteorologischen Eingangsdaten auf Stundenbasis betrieben. Zur Veranschaulichung des Verhaltens eines einzelnen Sees und zwecks Vergleichbarkeit untereinander wird hier allerdings auf den mittleren saisonalen Verlauf meteorologischer Größen zurückgegriffen. Die für das Modell notwendigen meteorologischen Daten werden durch Interpolation aus den für den jeweiligen Ort ermittelten langjährigen Monatsmittelwerten bestimmt. Bei den zur Simulation notwendigen meteorologischen Feldern handelt es sich um Lufttemperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit, Bedeckungsgrad und Strahlungsintensität.

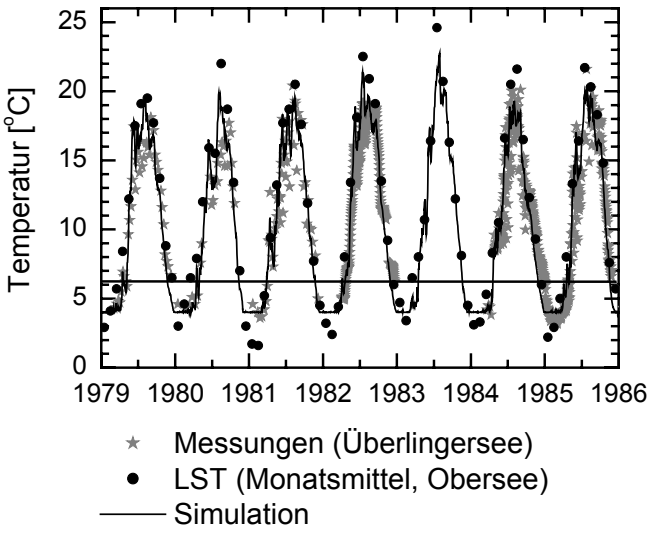


Abb. 1: Vergleich gemessener Oberflächentemperaturen im Bodensee aus den Jahren 1979-1986 mit Simulationsrechnungen (stündliche meteorologische Eingangsdaten).

Unter der Verwendung solcher Monatsmittelwerte meteorologischer Größen sind Simulationsrechnungen mit einem k-e-Turbulenzmodell für Ammersee und Bodensee durchgeführt worden, wobei hier nur auf letzteren eingegangen wird. Die Ergebnisse wurden mit Simulationen verglichen, welche mit stündlichen Meßwerten der meteorologischen Größen berechnet wurden. In den Abbildungen 1 und 2 sind die Ergebnisse solcher Simulationsrechnungen den Messungen am Bodensee gegenübergestellt. Beispielhaft sind hier die Oberflächentemperaturen des Bodensees gezeigt. Die Simulationsrechnung, getrieben mit stündlichen meteorologischen Meßwerten aus den Jahren 1979 bis 1986, zeigt sehr gute Übereinstimmung mit den gemessenen Oberflächentemperaturen (Abb. 1). Das Simulationsmodell LAKEoneD erweist sich somit als sehr gut geeignet, um auch über längere Zeiträume hinweg eine gute Annäherung der simulierten Werte an Meßwerte zu erreichen und somit die Reaktion eines Sees auf klimatische Unterschiede (in den einzelnen Jahren) nachzuvollziehen.

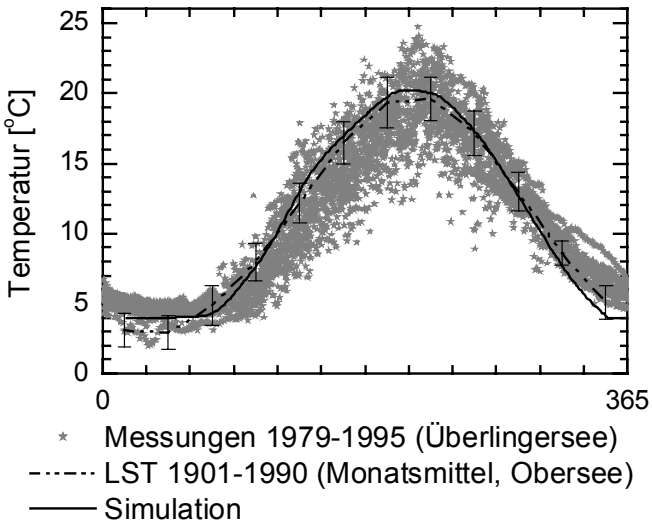


Abb. 2: Vergleich gemessener Oberflächentemperaturen im Bodensee (Überlingersee 1979-1995 und Obersee 1901-1990) mit Simulationsrechnungen (Monatsmittelwerte meteorologischer Daten).

Der Vergleich von Messungen der Oberflächentemperatur des Bodensees aus den Jahren 1979 bis 1995 (Überlingersee) und den langfristigen Monatsmittelwerten aus dem Obersee für die Jahre 1901-1990 mit der Simulationsrechnung getrieben durch Monatsmittelwerte der meteorologischen Eingangsgrößen zeigt ebenfalls eine gute Übereinstimmung (Abb. 2). Dies rechtfertigt die Annahme, daß durch die Verwendung von Monatsmittelwerten meteorologischer Größen alle Charakteristika der saisonalen Schichtungsentwicklung in einem See im Mittel nachvollzogen werden können.

Charakteristika

Um geographische Unterschiede in der Schichtungsentwicklung zu veranschaulichen wurden verschiedene charakteristische Größen der Temperaturentwicklung bzw. des Schichtungsaufbaus herangezogen.

Als Maßgrößen werden die maximale Oberflächentemperatur des Sees, der Zeitpunkt für die Überschreitung der 6 Grad Marke, der Überschreitungszeitpunkt der 15 Grad Marke und die Dauer der Stagnationsperiode ermittelt (Abb. 3 und 4). Dabei stellt die Wahl des Zeitpunktes des Erreichens von 6 Grad Oberflächentemperatur (LST) im Frühjahr ein Maß für den Beginn der Stratifizierung und verstärkter biologischer Aktivität dar. Der Überschrei-

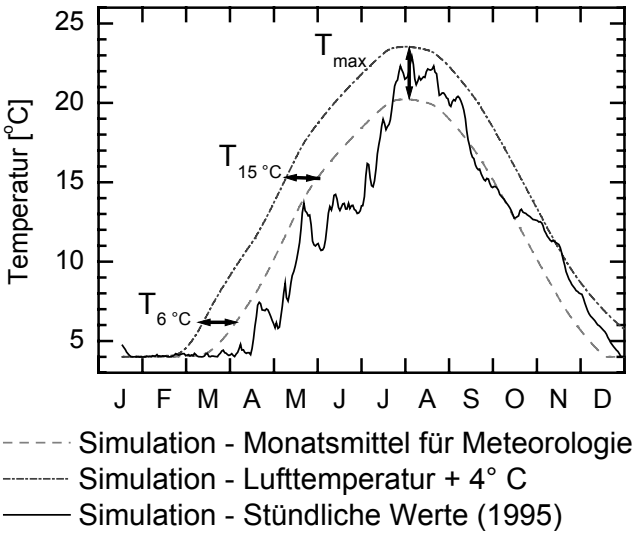


Abb. 3: Ausgewählte charakteristische Werte der Oberflächentemperatur.

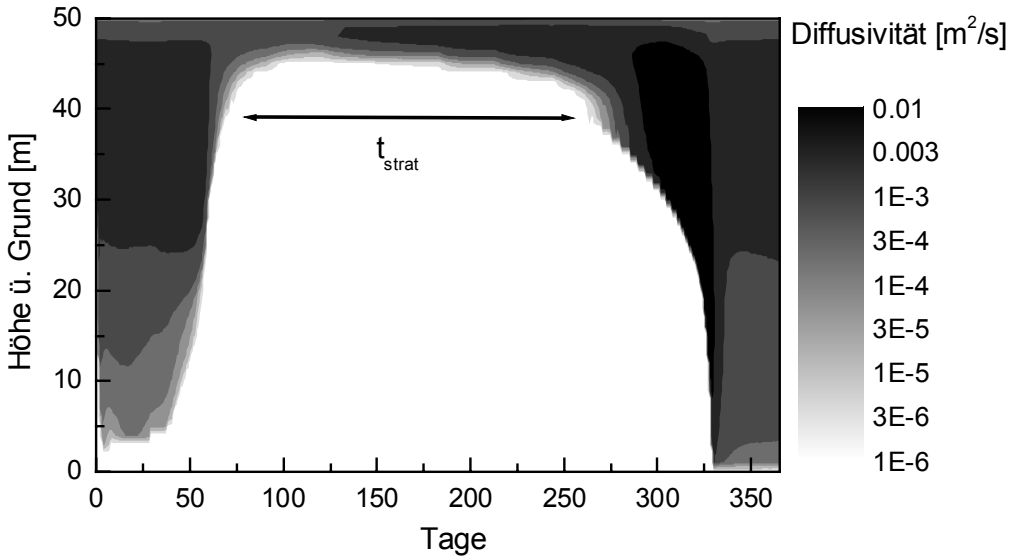


Abb. 4: Definition der Dauer der Stagnationsperiode anhand der turbulenten Diffusivität.

tungszeitpunkt der Oberflächentemperatur von 15 °C wird hier als Maß für den Zeitpunkt der Klarwasserphase angenommen. Dieser Wert wurde näherungsweise für den Bodensee aus entsprechenden Daten für Zooplanktonabundanz, Biomasse und Oberflächentemperatur bestimmt. Zum Vergleich hierzu wurde für nordamerikanischen Seen (im Bereich von Florida bis Alaska) ein Wert von 18.5 °C ermittelt (Gillooly & Dodson 2000). Auf den genauen numerischen Wert kommt es in dieser Analyse allerdings nicht an, da sich die Ergebnisse der Untersuchung der geographischen Abhängigkeit und einer Änderung durch Klimavariation qualitativ kaum ändern werden.

Die Dauer der Stagnationsperiode wurde aus den berechneten Werten der turbulenten Diffusivität bestimmt und gibt den Zeitraum an, in dem keine nennenswerte Mischungsaktivität im Hypolimnion vorliegt (siehe Abb. 4).

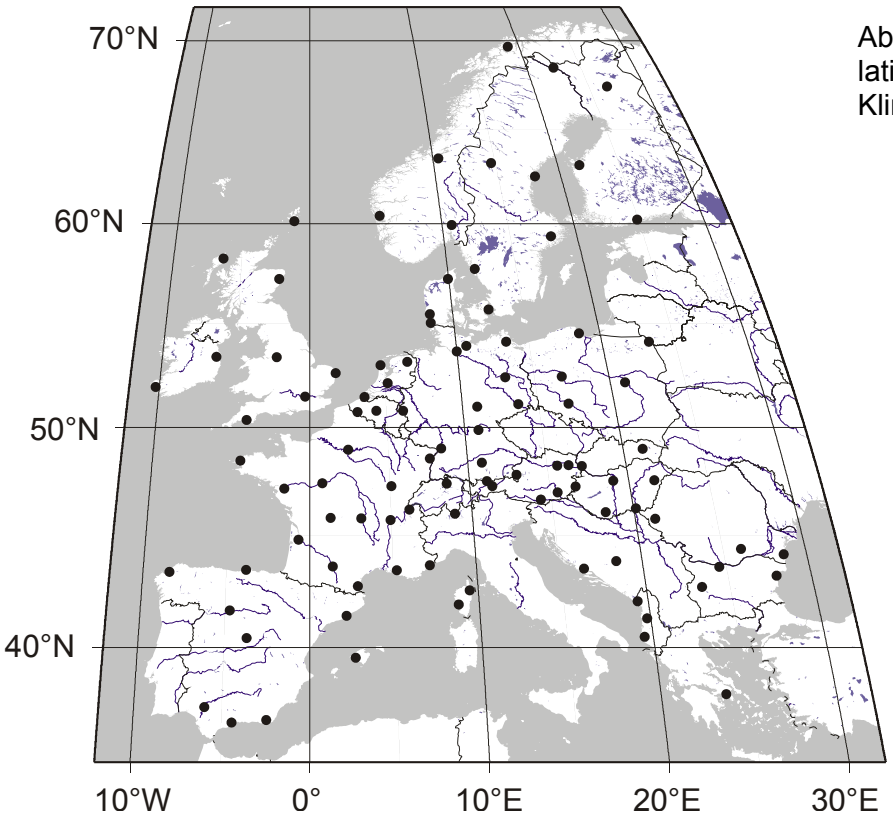


Abb. 5: Position der in den Simulationsrechnungen verwendeten Klimastationen

Geographische Abhängigkeiten und Reaktion auf geänderte Klimabedingungen

Die Untersuchung der geographischen Variation dieser charakteristischen Größen mit der geographischen Breite und der Höhe wurde anhand von Monatsmittelwerten der oben genannten meteorologischen Felder von über 100 Klimastationen in Europa durchgeführt. Ein wesentlicher Punkt bei der Auswahl der Klimastationen (Abb. 5) war hierbei, daß alle in LAKEoneD erforderlichen meteorologischen Eingangsdaten an der jeweiligen Station vorlagen. Die Auswahl wurde insbesondere durch die Existenz langfristiger Mittelwerte der Windgeschwindigkeiten eingeschränkt. Die Werte der Klimastationen entstammen dem *World Survey of Climatology* (Wallen 1970, 1977).

Simulationsrechnungen wurden für einen „Testsee“ mit vorgeschriebener Tiefe von 50 m und Oberfläche von 10 qkm für jeden der aus den Klimastationen gewonnenen mittleren meteorologischen Datensätze durchgeführt. Um die Auswirkung einer Klimaänderung zu untersuchen wurden zwei sehr einfache Szenarien berechnet, die Erhöhung der Lufttemperatur um 2 °C bzw. um 4 °C. Exemplarisch für die geographische Abhängigkeit und deren Variation durch geänderte Klimaverhältnisse sind im folgenden der Zeitpunkt der Klarwasserphase und die Dauer der Stagnationsperiode aufgezeigt.

In Abb. 6 ist der Zeitpunkt des Auftretens der Klarwasserphase (bzw. des Erreichens der 15 Grad Marke der Oberflächentemperatur) in Abhängigkeit von der geographischen Breite und die zusätzlichen Abhängigkeit von der Höhe über dem Meeresspiegel dargestellt. Dabei sind für alle Klimastationen die entsprechenden Werte geplottet und eine lineare Regression hierzu gezeigt. Die Simulationsrechnungen mit geändertem Klimainput (erhöhter Lufttemperatur T + 2 °C und T + 4 °C) sind nicht direkt geplottet, sondern es sind lediglich die linearen Beziehungen unter diesen geänderten Klimakonditionen gezeigt. Die Verschiebung der Klarwasserphase mit der geographischen Breite zu einem späteren Zeitpunkt hin läßt sich hieraus mit etwa 3.6 Tage pro Breitengrad ablesen. Zusätzlich ist eine deutliche Höhenabhängigkeit vorhanden, welche mit 3.9 Tage pro 100 m Höhenunterschied angegeben werden kann. Durch eine Erhöhung der Lufttemperatur verschiebt

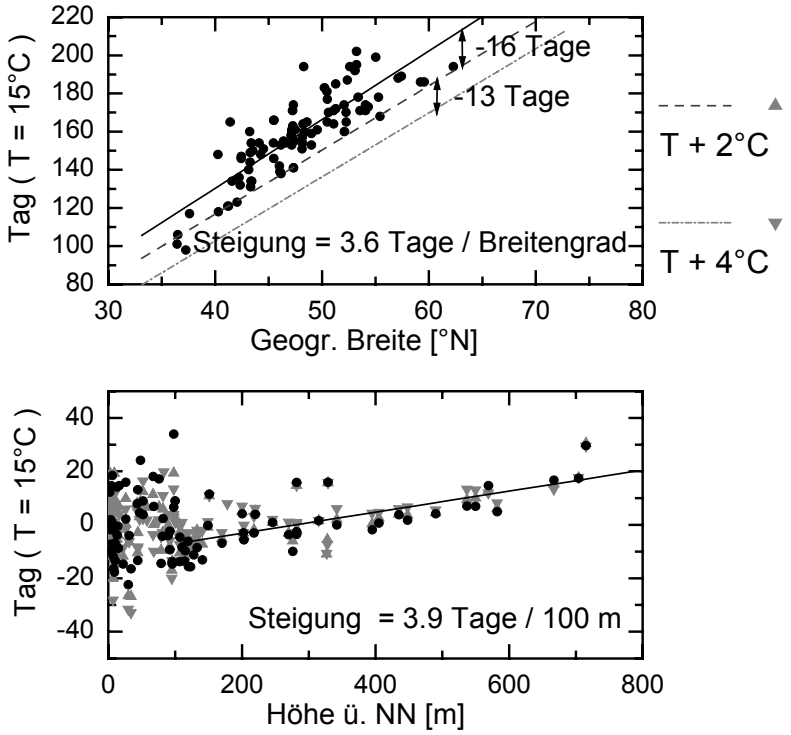


Abb. 6: Variation des Zeitpunkts der Klarwasserphase mit geographischer Breite und Höhe. Werte der Simulationsrechnungen und lineare Regressionen bei Variation der Lufttemperatur.

sich der Zeitpunkt der Klarwasserphase in den berechneten Szenarien um etwa 16 bzw. 29 Tage.

Gleichzeitig mit der Änderung des Zeitpunktes der Klarwasserphase verschieben sich auch der Zeitpunkt des Schichtungsbeginns (bzw. des Erreichens von 6 °C LST) um 10 bzw. 20 Tage nach vorne und der Wert der maximalen LST erhöht sich um 1.6 °C bzw. 3.2 °C, wobei auch diese beiden Charakteristika deutliche geographische Abhängigkeiten aufweisen. Die Dauer der Stagnationsperiode wird im Mittel um 13 bzw. 26 Tage verlängert, wenn die Lufttemperatur sich um 2 °C bzw. 4° C erhöht (siehe Abb. 7).

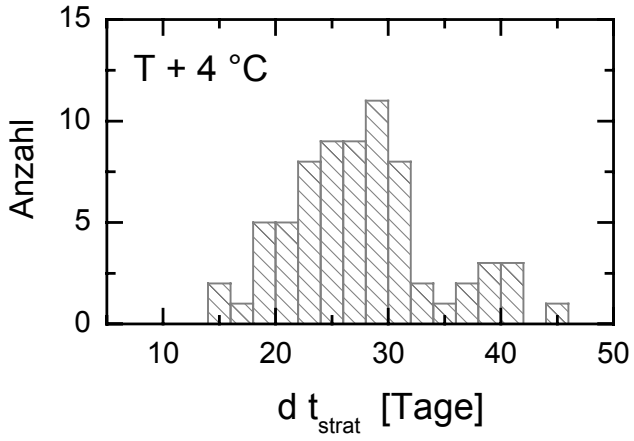


Abb. 7: Histogramm der Variation der Dauer der Stagnationsperiode für Simulationen mit erhöhter Lufttemperatur (T + 4 °C).

Zusammenfassung

Mit Hilfe eines Turbulenzmodells zur Berechnung der saisonalen Schichtungsstruktur von Seen kann die geographische Abhängigkeit von charakteristischen Größen wie Zeitpunkt des Beginns der Schichtung, Zeitpunkt eines Klarwasserstadiums oder Dauer der Stagnationsperiode quantitativ erfaßt werden. Dabei ist die Kenntnis von Monatmittelwerten meteorologischer Größen ausreichend. Die Änderung der Schichtungsstruktur aufgrund klimatischer Variationen läßt sich mit einem solchen Simulationsmodell ebenfalls analysieren. So zeigt sich bei einer Erhöhung der Lufttemperatur von 4 °C eine Verschiebung des Beginns der Schichtung um 20 Tage, eine Verschiebung des Beginns der Klarwasserphase um etwa 29 Tage, eine Erhöhung der maximalen Oberflächentemperatur eines Sees um 3.2 °C und eine Verlängerung der Stagnationsperiode um etwa 26 Tage. Dabei muß man bedenken, daß diese Werte das mittlere Verhalten der untersuchten hundert Klimastandorte darstellt und individuell für einen einzelnen See stark um diese Werte schwanken können.

Literatur

Jöhnk, K. D., 2000. 1D hydrodynamische Modelle in der Limnophysik – Turbulenz, Meromixis, Sauerstoff. Habilitationsschrift (TU Darmstadt). Limnophysics Reports, 1, Institut für Limnophysik, 235 S.

Gillooly, J.F. & Dodson, S.I., 2000. Latitudinal patterns in the size distribution and seasonal dynamics of new world, freshwater cladocerans. Limnol Oceanogr, 45, S. 22–30.

Wallen, C.C. (ed.), 1970. Climates of northern and western Europe. World survey of climatology, Vol. 5. Elsevier, Amsterdam.

Wallen, C.C. (ed.), 1977. Climates of central and southern Europe. World survey of climatology, Vol. 6. Elsevier, Amsterdam.

Danksagung

Diese Arbeit wurde durch das EU Projekt REFLECT - Response of European freshwater lakes to environmental and climatic change (contract number: ENV4-CT97-0453) gefördert. Daten wurden freundlicherweise vom Bayerischen Landesamt f. Wasserwirtschaft und dem Limnologisches Institut der Univ. Konstanz zur Verfügung gestellt.

Externe und interne Nährstoffbelastung und ihre Auswirkung auf die Seengüte im Rheinsberger-Fürstenberger Seengebiet

THOMAS GONSIORCZYK[1)], PETER CASPER[1)], GERHARD GINZEL[2)] & RAINER KOSCHEL[1)]

[1)] 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: togo@igb-berlin.de

[2)] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Ökohydrologie, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin

Keywords: Trophie, Phosphor, Sediment, P-Rücklösung, externe Nährstoffbelastung

1 Einleitung

Langfristig wird der Trophiestatus der Seen durch die externe Nährstoffbelastung, die Gewässermorphometrie und die hydraulische Verweilzeit gesteuert. Nach der Reduktion der externen Nährstoffbelastung kann die interne Nährstoffbelastung durch die Sedimente jedoch auch zu einer bedeutenden Steuergröße für die Trophie heranwachsen (MARSDEN 1989), bis der See einen neuen Gleichgewichtszustand mit dem Einzugsgebiet erreicht hat. Über längere Zeiträume betrachtet muß der externe Eintrag von Nähr- und Schadstoffen immer höher sein als die interne Belastung durch die Sedimente. Letztendlich können nur die Stoffmengen aus den Sedimenten freigesetzt werden, die vorher in den See eingetragen wurden (TESSENOW 1979). Für die Planung von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen ist eine genaue Bilanzierung der externen und internen Nährstoffbelastung zwingend notwendig.

In fünf Seen des Rheinsberger-Fürstenberger Seengebietes unterschiedlicher Trophie und unterschiedlicher Struktur des Einzugsgebietes wurde anhand der verfügbaren Daten die externe und interne Nährstoffbelastung gegenübergestellt. Die externe P-Belastung der Seen wurde auf der Grundlage der Größe und Struktur der Einzugsgebiete und den entsprechenden Richtwerten der P-Austragsraten ermittelt (DVWK 1988, LAWA 1999). Die aus dem ermittelten P-Eintrag berechneten mittleren TP-Konzentrationen im Pelagial wurden den gemessenen TP-Konzentrationen gegenübergestellt. Im Geronsee erfolgten im Jahr 2000 auch direkte Messungen zur Nährstofffracht der oberirdischen Zuflüsse. Im Globsowsee, der keine oberirdischen Zu- oder Abflüsse aufweist, wurden im Einströmbereich des Grundwassers direkte Messungen zur Nährstoffbelastung des Grundwassers in installierten Grundwasserbeobachtungsrohren durchgeführt. Die interne P-Belastung der Seen wurde auf der Grundlage der Konzentrationsprofile von gelöstem reaktiven Phosphor (SRP) an der Sediment-Wasser Kontaktzone und den daraus kalkulierten Diffusionsraten ermittelt (GONSIORCZYK et al. 1997).

2 Untersuchungsgewässer

Die Region des Rheinsberger-Fürstenberger Seengebietes ist wasserwirtschaftlich sehr sensibel (GINZEL 2000). In diesem Gebiet befinden sich mehrere oligo- bis mesotrophe Klarwasserseen (Abb. 1), die unbedingt vor erhöhten Nährstoffeinträgen bewahrt werden müssen. Der Stechlinsee (St) ist einer der letzten Seen Norddeutschlands, die ihren oligotrophen Charakter weitgehend bewahren konnten (Tab. 1, CASPER 1985, KOSCHEL 1999). Benachbart liegt der buchtenreiche Nehmitzsee, der sich in zwei praktisch völlig isolierte Seebecken gliedert (Nordbecken, Nn und Südbecken, Ns). Der Nehmitzsee weist als natürlich mesotropher See ebenso einen Leitbildcharakter auf wie der oligotrophe Stechlinsee (KOSCHEL 1999). Der Roofensee (Ro) ist ebenfalls ein typischer Vertreter der Klarwasserseen des Stechlinseegebietes, weist jedoch etwas nährstoffreichere Verhältnisse auf, wie die zuvor beschriebenen Seen. In einigen der untersuchten Seen führte die direkte und indirekte Einleitung von Abwässern, Intensivhaltung von Enten und Karpfen sowie Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft aber auch zu einer sehr starken Eutrophierung. So befindet sich der Globsowsee (Gl) gegenwärtig in einem Übergangsbereich zwischen dem hocheutrophen und dem eutrophen Trophiestatus (GONSIORCZYK et al. 1998). In der Vergangenheit kam es zu übermäßig hohen anthropogenen Nährstoffbelastungen durch intensive Entenmast (bis zu 30.000 Enten/a), Karpfenintensivhaltung (ca. 12 t Ertrag/a) und Abwassereinleitungen aus Altglobsow. Auch der Geronsee (Ge) befindet sich gegenwärtig in einem hypertrophen Zustand und damit in dem höchstem Trophiestatus, den ein See einnehmen kann. Dieser Zustand ist seit über 40 Jahren dokumentiert. Der See wurde von 1928 bis 1956 durch die ungeklärten Abwässer der Stadt Gransee, durch intensive Entenmast (1961-1975), intensive Karpfenmast (1961-1988) und diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft extrem überlastet. Um 1850 wies der See noch ausgedehnte Bestände von Characeen auf und hatte damals mit großer Wahrscheinlichkeit einen meso- bis eutrophen Trophiestatus (KOSCHEL et al. 2000).

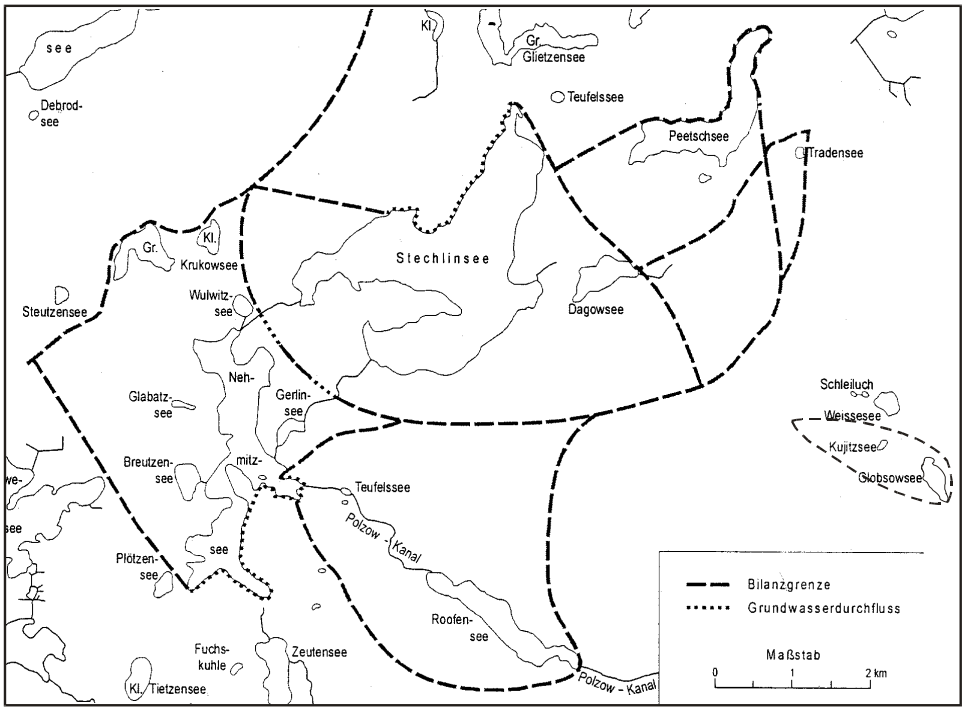


Abb. 1: Untersuchte Seen im Rheinsberger-Fürstenberger Seengebiet und ihre Einzugsgebiete (erweitert nach GINZEL 2000)

Parameter		St	Ns	Nn	Ro	Gl	Ge
Seefläche (A)	[ha]	425	67	104	57	14,8	69,2
maximale Tiefe (z_m)	[m]	68,5	18,6	18,6	19,0	3,2	3,0
mittlere Tiefe [1)]	[m]	22,8	7,1	5,9	8,0	2,8	1,0
Volumen [2)]	[10^6 m³]	96,9	4,7	6,2	4,6	0,414	0,683
Einzugsgebiet [3)]	[km²]	9,7	9,2		9,5	1,5	36
Wassererneuerungszeit [4)]	[a]	85	9,8		3,1	2	0,15
Sichttiefe [5)]	[m]	7,4	5,9	7,1	4,7	0,7	0,2
Chl a [5)]	[µg/l]	1,7	2,0	1,9	3,2	56	109
Ges.-P [5)]	[µg/l]	16	20	18	24	133	266
Schichtung[6)]		d	d	d	d	p	P
Trophie[7)]		o	m	m	m-e	e-he	he

Tab. 1: Morphometrische und trophische Charakteristika der untersuchten Gewässer

[1)] aus verschiedenen Literaturquellen, außer Roofensee: eigene Schätzung auf der Grundlage von 2 Echolotprofilen (1994) [2)] $V = A * z_m$ [3)] St, Nn und Ns: Berechnungen nach GINZEL (2000); Gl bzw. Ge: KOSCHEL et al. 1999 bzw. KOSCHEL et al. 2000 [4)] berechnet auf der Grundlage der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet und den Volumina der Seebecken [5)] Sommermittel (Mai-September), euphotische Zone (Werte von 1992-1996, Gl bzw. Ge von 1998 bzw. 1999) [6)] d = dimiktisch, p = polymiktisch [7)] o = oligotroph, m = mesotroph, e = eutroph, he = hocheutroph

3 Ergebnisse und Diskussion

In Abhängigkeit von der Größe und Struktur des Einzugsgebietes konnten, bezogen auf die Fläche der Seen, SRP-Flächenbelastungen von 0,04 bis 10,4 g/m²*a ermittelt werden (Tab. 2). Dabei liegt im oligotrophen Stechlinsee der direkte atmosphärische P-Eintrag (128 kg/a) wesentlich höher als der kalkulierte P-Eintrag aus dem Einzugsgebiet (49 kg/a). Direkte Messungen der atmosphärischen Deposition ergaben sogar einen noch höheren P-Eintrag (151 kg/a, MOTHES et al. 1985). Ähnliche Verhältnisse wurden auch für den Nehmitzsee ermittelt und sind für die Klarwasserseen des Stechlinseegebietes charakteristisch. Mit zunehmender Trophie bzw. mit größer werdenden Flächenquotienten (Einzugsgebiet/See) der untersuchten Seen hat der atmosphärische Nährstoffeintrag eine geringere Bedeutung und stellt z.B. im Geronsee nur maximal 2 % der gesamten Nährstofffracht dar. Aus der ermittelten externen P-Fracht (Tab. 2) und der durchschnittlichen Verweilzeit der Seen (Tab. 1) läßt sich die mittlere TP-Konzentration (P_i) im Zufluß berechnen:

$$P_i = \frac{\text{TP - Fracht [kg / a]}}{\text{Jahresabfluß [m}^3\text{ / a]}}$$

Mit der kalkulierten TP-Konzentration in den Zuflüssen und der Wassererneuerungszeit (R_t) ergibt sich die mittlere TP-Konzentration im See (OECD 1982):

$$P_\lambda = \frac{P_i}{1 + \sqrt{R_t}}$$

Für den Stechlinsee, Nehmitzsee und Roofensee wurde eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den auf der Grundlage der kalkulierten externen Nährstoffeinträge berechneten mittleren TP-Konzentrationen im Seewasser und den gemessenen Werten ermittelt (Tab. 2). Im Globsowsee und Geronsee kommt es jedoch zu großen Differenzen. Dies ist vermutlich auf eine ungenügend genaue Ermittlung der externen Nährstofffracht zurückzuführen. Die Nährstoffkonzentrationen in den Zuflüssen des Geronsees weisen eine sehr hohe Schwankungsbreite auf (TP: 1,6 ± 1,8 mg/l; n = 12). Auch die SRP-Konzentrationen im Grundwasser, die in verschiedenen Grundwasserbeobachtungsrohren in der Nähe des Globsowsees ermittelt wurden (bei einer Entfernung von < 500 m) zeigten eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität (0,03 - 2,86 mg/l).

See	externe P-Last [kg/a]	interne P-Last [kg/a]	P-Flächenbelastung (extern) [g/m²*a]	zu erwartende (und gemessene) P-Konz. im See [mg/l]
Stechlinsee	176 [1)]	260 [4)]	0,04	15 (16)
Nehmitzsee	97 [1)]	43 [5)]	0,06	21 (19)
Roofensee	98 [1)]	164 [6)]	0,17	24 (24)
Globsowsee	28 [1)]	117 [7)]	0,19	57 (133)
	164 [2)]	117 [7)]	1,11	335 (133)
Geronsee	1115 [1)]	106 [8)]	1,61	177 (266)
	7219 [3)]	106 [8)]	10,43	1146 (266)

Tab. 2: Kalkulierte externe und interne Belastung der Seen

[1)] P-Eintrag auf der Grundlage der Größe und Struktur der Einzugsgebiete und den entsprechenden Richtwerten der P-Austragsraten (DVWK 1988, LAWA 2000) [2)] P-Eintrag auf der Grundlage von mehreren Analysen des Grundwassers [3)] P-Eintrag auf der Grundlage von mehreren Analysen in den Hauptzuflüssen [4)] Mittelwert der kalkulierten SRP-Diffusionsraten bei verschiedenen Beprobungen der Sedimente an der Südbucht (Wassertiefe = 32,5 m) und an der maximalen Seetiefe (68,5 m) (1995 - 2000) als repräsentativ für die P-Rücklösung aus den Sedimenten unterhalb von 30 m Wassertiefe angenommen [5)] Mittelwert der kalkulierten SRP-Diffusionsraten während der Frühjahszirkulation und am Ende der Sommerstagnation (1994, 1995 und 1998) als repräsentativ für die Sedimente unterhalb von 13 m Wassertiefe angenommen [6)] Mittelwert der kalkulierten SRP-Diffusionsraten während der Frühjahszirkulation und am Ende der Sommerstagnation (1994 und 1996) als repräsentativ für die Sedimente unterhalb von 10 m Wassertiefe angenommen (ca. 20 ha) [7)] Mittelwert der kalkulierten SRP-Diffusionsraten (1998 - 1999, n = 9) als repräsentativ für die gesamte Seefläche angenommen [8)] Einzelmeßwert der kalkulierten SRP-Diffusionsrate (Juni 2000) als repräsentativ für die gesamte Seefläche angenommen

Die interne P-Belastung der Seen läßt sich ebenfalls nur mit sehr groben Annahmen quantifizieren. Zeitliche (saisonal und jährlich) und räumliche Variabilitäten der P-Freisetzung aus den Sedimenten sind nur mit sehr großem Untersuchungsaufwand zu erfassen. Dabei ist mit zunehmender Wassertiefe der Seen mit einer höheren SRP-Freisetzung aus den Profundalsedimenten zu rechnen (CARIGNAN & LEAN 1991). Im oligotrophen Stechlinsee wurde an der maximalen Wassertiefe (68,5) m eine signifikant höhere SRP-Diffusion (1999/2000: 0,69 ± 0,22 mg/m²*d) aus den Sedimenten ermittelt als in einer Wassertiefe von 32,5 m (Südbucht, 1995-2000: 0,34 ± 0,07 mg/m²*d). Während die P-Freisetzung aus den Profundalsedimenten in geschichteten Seen sich in der P-Akkumulation im Hypolimnion widerspiegelt (GONSIORCZYK et al. 1997) ist die P-Freisetzung aus den Sedimenten von polymiktischen Seen bzw. auch aus den Litoralsedimenten dimiktischer Seen wesentlich schwieriger zu erfassen. Auch in den Profundalsedimenten von geschichteten Seen kann eine stichprobenartige Untersuchung der SRP-Konzentrationen im Interstitialwasser zu einer

groben Fehleinschätzung der internen P-Belastung durch die Sedimente führen. So kam es im Stechlinsee im Mai 2001 durch die Sedimentation einer außergewöhnlich intensiven Kieselalgenblüte (*Aulacoseira islantica*), die ihr Maximum im April erreichte (mündl. Mitt. W. Scheffler), kurzfristig zu einer extrem hohen SRP-Diffusionsrate aus den Sedimenten (Abb. 2), wie sie eigentlich für hocheutrophe Seen typisch ist (GONSIORCZYK et al. 2001). Die P-Bindungskapazität der permanent oxischen Sedimentoberfläche konnte die Mineralisation der organisch gebundenen P-Verbindungen offensichtlich nicht abpuffern. An der Sedimentoberfläche wurden kurz nach der Probeentnahme die charakteristischen weißen Fäden von *Beggiatoa sp*. gefunden, die darauf hindeuten, daß H_2S bereits in den oberen Sedimentschichten vorhanden war. In den letzten Jahren kam es im oligotrophen Stechlinsee auch zu einer sehr starken Zunahme der SRP-Akkumulationsraten im Hypolimnion (KOSCHEL et al. 2001).

Im oligotrophen Stechlinsee sowie im meso- bis eutrophen Roofensee und im hocheutrophen Globsowsee scheint die kalkulierte interne Nährstoffbelastung durch die Sedimente zur Zeit höher zu liegen als die externe Nährstoffbelastung (Tab. 2). Im Stechlinsee ist die relativ hohe interne P-Last eventuell eine Folge der ehemals höheren externen P-Belastung (bis 1990: 0,06 g/m²*a = 255 kg P/a, KOSCHEL 1995), ebenso im Globsowsee (1970 - 1975: 4,8 g/m²*a = 707 kg P/a, GONSIORCZYK et al. 1998).

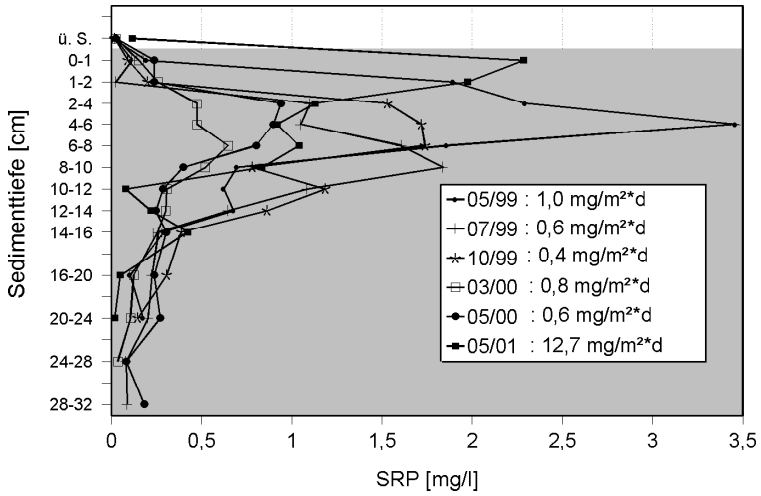


Abb. 2: Variabilität der SRP-Konzentrationen im Interstitialwasser und der SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment des oligotrophen Stechlinsees an der maximalen Wassertiefe (68,5 m)

4 Schlußfolgerungen

Die Trophie (bzw. die mittlere TP-Konzentration im Pelagial) der untersuchten Klarwasserseen (Stechlinsee, Nehmitzsee und Roofensee) weist weitgehend einen Gleichgewichtszustand mit dem Einzugsgebiet der jeweiligen Seen auf (Tab. 2). Der direkte P-Eintrag aus der Atmosphäre hat in diesen Seen einen ausschlaggebenden Anteil an der externen P-Belastung. Im Globsowsee könnte eine Verminderung der internen P-Belastung zu einer schnelleren Verbesserung der Wasserbeschaffenheit führen, da die externe P-Belastung des einströmenden Grundwassers einen abnehmenden Trend aufweist. Im Geronsee stellt die externe P-Belastung die maßgebliche Steuergröße für die Trophie des Sees dar.

5 Literatur

CARIGNAN, R. & LEAN, D. R. S., 1991: Regeneration of dissolved substances in a seasonally anoxic lake: the relative importance of processes occurring in the water column and in the sediments. Limnol. Oceanogr. **36**: 683 - 707.

CASPER, S. J. (ed.), 1985: Lake Stechlin - A temperate oligotrophic lake. Monogr. Biol. Vol. **58**. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht-Boston-Lancaster.

DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V.), 1988: Sanierung und Restaurierung von Seen. Merkblätter 213/1988, Parey-Verlag.

LAWA, 1999: Gewässerbewertung stehende Gewässer. Kulturbuch-Verlag Berlin: 74 S.

GINZEL, G., 2000: Veränderungen des Landschaftswasserhaushaltes und ihre Auswirkungen auf das Naturschutzgebiet Stechlin. In: LEIBNIZ-INSTITUT FÜR GEWÄSSERÖKOLOGIE UND BINNENFISCHEREI (IGB) (ed.): Leitbilder eines integrierten Seen- und Landschaftsschutzes. Stechlin-Neuglobsow: 46-52.

GONSIORCZYK, T., CASPER, P. & KOSCHEL, R., 1997: Variations of phosphorus release from sediments in stratified lakes. Wat. Air and Soil Pollut. **99**: 427-434.

—, ABARCHALINE, M., CASPER, P., GINZEL, G., KAPRZAK, P., KRIENITZ, L. & KOSCHEL, R., 1998: Machbarkeitsstudie zur Sanierung/Restaurierung des Globsowsees. Amt Gransee und Gemeinden, Brandenburg. Studie IGB Berlin: 41 S. + Anhang.

—, CASPER, P. & KOSCHEL, R., 2001: Intensität und Mechanismen der P-Freisetzung aus dem Profundalsediment eines oligotrophen und eines eutrophen Sees (Stechlinsee und Feldberger Haussee). Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 2000, Magdeburg, Erweiterte Zusammenfassungen: 443-447.

KOSCHEL, R., 1995: Manipulation of whole-lake ecosystems and long-term limnological observations in the Brandenburg-Mecklenburg lake district, Germany. Int. Revue ges. Hydrobiol. **80**: 507-518.

—, 1999: Seen des Stechlinseegebietes: Leitbilder einer Landschaft. In: UMWELTSTIFTUNG WWF-DEUTSCHLAND (ed.): Leitbilder eines integrierten Seen- und Landschaftsschutzes. Potsdam: 53-62.

KOSCHEL, R., GONSIORCZYK, T., ABARCHALINE, M., CASPER, P., GINZEL, G., 1999: Voruntersuchungen zur Sanierung und Restaurierung des Globsowsees. Teil II: Untersuchungen zur Grundwasserlast, Wasserbilanz und Wirkung verschiedener Fällmittel auf die Phosphorfestlegung. Amt Gransee und Gemeinden, Land Brandenburg.

—, CASPER, P., GONSIORCZYK, T., KRIENITZ, L. & SCHULZ, M. 2000: Vorstudie zum Stufenprojekt: Sanierung/Restaurierung des Geronsees. Amt Gransee und Gemeinden, Land Brandenburg.

—, GONSIORCZYK, T., KRIENITZ, L., PADISAK, J. & SCHEFFLER, W., 2001: Primary production of phytoplankton and nutrient metabolism during and after thermal pollution in an oligotophic lowland lake (Lake Stechlin, Germany). Verh. Internat. Verein. Limnol. **28**: submitted.

MARSDEN, W. M., 1989: Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. Freshwat. Biol. **21**: 139 - 162.

MOTHES, G., KOSCHEL, R., PROFT, G., 1985: The chemical environment. – In: CASPER, S. J. (ed.): Lake Stechlin - A temperate oligotrophic lake. Monogr. Biol. Vol. **58**. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht-Boston-Lancaster: 87-125.

OECD - Organization for Economic Co-operation and Development, 1982: Eutrophication of waters - Monitoring, assessment and control. 154 p., Paris.

TESSENOW, U., 1979: Die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser in ihrer Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen. Z. f. Wasser- und Abwasser-Forschung **2**: 65 - 72.

Strukturelle Diversität methanogener Archaea in Gewässersedimenten

Peter Casper[1)], On Chim Chan[1)], Maria Siegesmund[2)] & Thomas Gonsiorczyk[1)]

[1)] Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin – Neuglobsow, pc@igb-berlin.de
[2)] Bauhaus-Universität Weimar, Institut für Wasserwesen, Hydrolabor Schleusingen, Themarer Str. 16c, 98553 Schleusingen

Keywords: Methanogenese; Abundanz; Fluoreszenz *in-situ* Hybridisierung; Sediment

Einleitung

Der anaerobe Prozeß der Methanbildung unterliegt in Gewässersedimenten räumlichen und zeitlichen Variationen. In eutrophen, geschichteten Seen wurde die Zone höchster methanogener Aktivität an der Sedimentoberfläche (während der Stagnation), aber auch in Sedimenttiefen um 5-10 cm (während der Zirkulation) ermittelt (Casper 1996). Im Rahmen dieser Studie sollten in ausgewählten Untersuchungsobjekten die Populationsstrukturen der beteiligten Mikroorganismen untersucht werden. Dazu wurden im eutrophen Dagowsee (Brandenburg) die methanogenen Archaea mittels Fluoreszenz *in-situ* Hybridisierung (FISH) analysiert.
Außerdem wurde die strukturelle Diversität der Methanogenen im Sediment zweier Kompartimente des Untersuchungsgewässers Große Fuchskuhle (Brandenburg) ermittelt. Nach der Trennung des Wasserkörpers in vier etwa gleich große Teile (Kasprzak 1993) entwickelten sich die Becken unterschiedlich u.a. hinsichtlich der Wasserchemie (Koschel et al. 1995), der bakteriellen Aktivität (Bittl & Babenzien 1996), einschließlich der methanogenen Aktivität im Sediment (Chan et al. 2002). Maßgeblich wird diese divergierende Entwicklung durch die Beeinflußung eines Moorkörpers im Einzugsgebiet der Westbecken gesteuert (Sachse et al. 2001). Hier wurde neben der Analyse mittels FISH aus Sedimenten des NO-Kompartiments (ohne Einzugsgebiet, mit ansteigendem pH-Wert) und des SW-Beckens (mit Mooreinzugsgebiet, pH-Wert um 4,5) die Gesamt-DNA extrahiert und 16S rRNA-Gen-Analysen durchgeführt. Dazu wurden ausgewählte PCR-Produkte durch denaturierende Gradientengelelektrophorese (DGGE) analysiert, um die Populationsstrukturen der Methanogenen in den Sedimenten dieser beiden, durch unterschiedliche Aktivität charakterisierten Becken, darzustellen. In den verschiedenen Sedimenthorizonten der drei Untersuchungsobjekte - eutropher Dagowsee, azidotrophes Becken (SW) und pH-neutrales Becken (NO) der Großen Fuchskuhle – wurden die Gesamtbakterienzahlen und die Abundanzen der Methanogenen ermittelt und gegenübergestellt.

Material und Methoden

Tab. 1: Limnologische Charakteristika der Untersuchungsgewässer (nach: versch. Autoren)

See /Kompartiment	Gr. Fuchskuhle /NO	Gr. Fuchskuhle /SW	Dagowsee
Volumen [m^3]	11’300	9’700	1’200’000
Fläche [m^2]	3’360	4’430	300’000
Tiefe $_{mittl.}$ [m]	3,3	2,2	4,9
pH	6,0	4,9	8,5
Leitfähigkeit [$\mu S\ cm^{-1}$]	33 - 41	42 - 58	360 - 500
TP [$\mu g\ P\ l^{-1}$]	11 - 59	25 - 52	23 - 199
SRP [$\mu g\ P\ l^{-1}$]	1 - 6	1 - 27	3 - 72

In Tabelle 1 sind wichtige trophische und morphometrische Charakteristika der Untersuchungsgewässer zusammengefaßt.
Der Dagowsee und die Große Fuchskuhle sind seit vielen Jahren limnologisch intensiv untersucht (Casper 1985, Koschel et al. 1995). Die Mikroorganismen wurden durch Zentrifugation vom Sediment separiert (Furtado & Casper 2000), nach DAPI-Anfärbung (Gesamtbakterienabundanz) bzw. ohne Anfärbung (Autofluoreszenz der Methanogenen) im Auflichtfluoreszenzmikroskop gezählt oder für die *in-situ* Hybridisierung eingesetzt (ausführliche Beschreibung der Techniken in Casper et al. 2001). Verweise zur DNA-Extraktion, PCR-Amplifikation und DGGE finden sich bei Chan et al. (2002 – dieses Heft).

Ergebnisse und Diskussion

Im eutrophen Dagowsee sind die Gesamtzellzahlen mit durchschnittlich 3,8 x 10^7 Zellen/cm³ Sediment ca. dreifach höher als in beiden Becken der Gr. Fuchskuhle (1,2 (NO) bzw. 1,4 (SW) x 10^7 Zellen/cm³) (Abb. 1). Die Zahl der Methanogenen ist mehr als 4 x höher. Mit zunehmender Sedimenttiefe verändern sich die Abundanzen in der Gr. Fuchskuhle kaum, im Dagowsee nimmt die Zahl der Methanogenen ab.

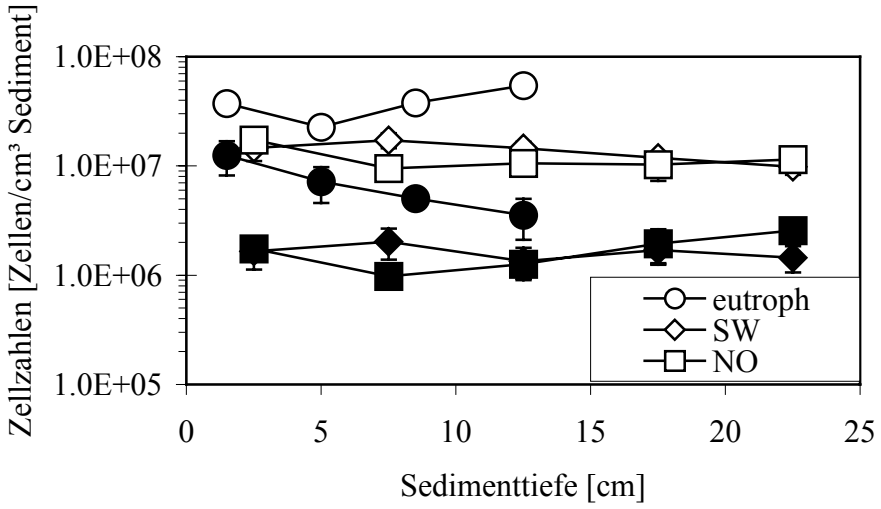


Abb. 1: Gesamtzellzahlen (offene Symbole) und Zahl der Methanogenen (geschlossene Symbole) in verschiedenen Sedimenttiefen (Daten von April/Mai 1999)

Tab. 2: Anteil der Methanogenen an der Gesamtzellzahl in verschiedenen Sedimenttiefen (* = 8,5 cm Tiefe)

Sedimenttiefe (cm)	NO	SW	eutroph
1.5	n.d.	n.d.	33.6
2.5	10.1	11.3	n.d.
5.0	n.d.	n.d.	31.7
7.5	10.2	11.8	13.4*
12.5	12.1	9.2	6.5
17.5	18.8	14.4	n.d.
22.5	22.3	14.7	n.d.

In beiden Becken der Gr. Fuchskuhle stieg der Anteil der Methanogenen in Sedimenttiefen von 15-25 cm an: auf ca. 20 % im NO bzw. 15 % im SW-Becken (Tab. 2). Im Dagowsee nahm der Gehalt, der in den obersten ca. 10 cm des Sedimentes mehr als ein Drittel betrug, bis auf 6,5 % unterhalb von 10 cm ab. Die methanogene Aktivität ist im eutrophen See zu dieser Zeit der Stagnation an der Sedimentoberfläche lokalisiert (Casper 1996), während in

der Gr. Fuchskuhle die Zone der maximalen Aktivität aus Sedimenttiefen über 20 cm in andere Horizonte verschoben ist (s.a. Chan et al. 2002). Anders als im eutrophen Dagowsee bildet die Abundanz im NO-Becken, wo zu diesem Zeitpunkt bereits eine hohe Methanbildungsrate in der obersten Sedimentlamelle ermittelt wurde, nicht die Aktivität ab.
Verschiedene Oligonucleotid-Sonden, die einerseits generellen Nachweisen (EUB 338 -Eubakterien, Arch 915 - Archaea, Eury 918 - Euryarchaeota) aber andererseits auch spezifischen Gruppenidentifikationen (MB 1174 - Methanobacteriaceae, MSMX 860 - Methanosarcinaceae, MC 1109 - Methanococcaceae, MG 1200 - Methanomicrobioaceae) dienten, wurden in den unterschiedlichen Sedimenttiefen eingesetzt (für Sequenzen, Quellen etc. siehe Casper et al. 2001). Bei den untersuchten Archaeagruppen handelte es sich bei den Methanosarcinaceae (Sonde MSMX 860) um die einzige Gruppe, die ausschließlich Acetat als Substrat verwertet. Die drei anderen Gruppen nutzen vornehmlich H_2/CO_2.

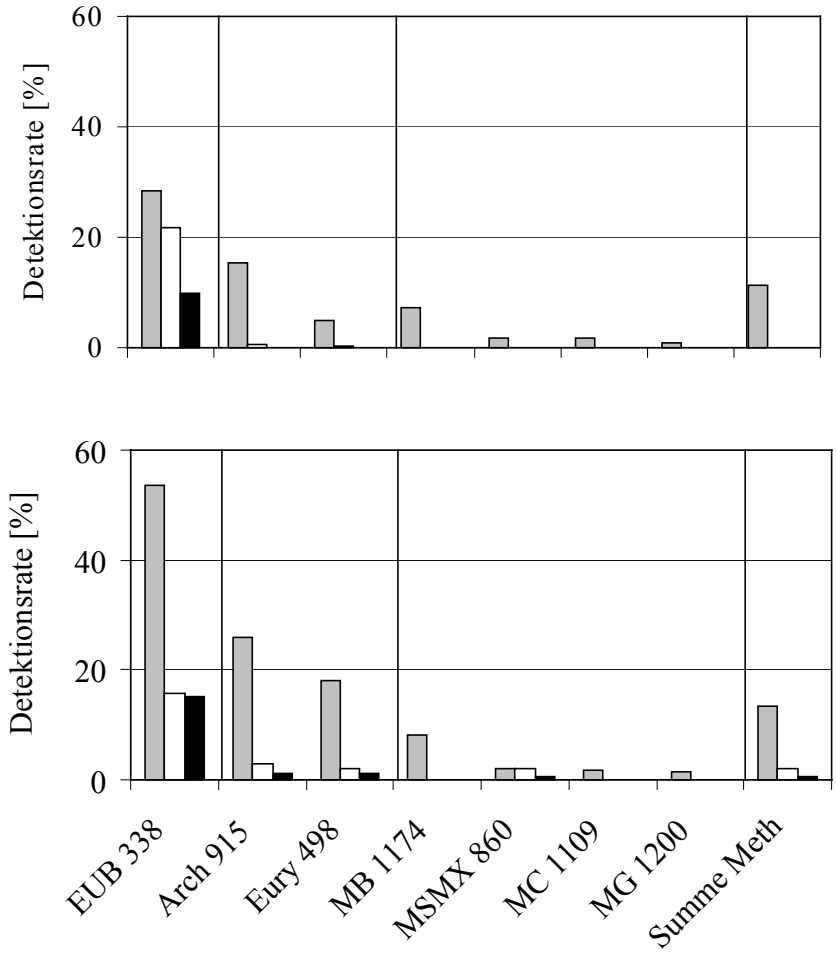


Abb. 2: Mittels Fluoreszenz *in-situ* Hybridisierung (FISH) detektierte Mikroorganismengruppen in der obersten Sedimentlamelle (A-oberes Diagramm) und in tieferem Sediment (B-unteres Diagramm; Dagowsee= 7-10 cm; Gr. Fuchskuhle= 20-25 cm) (Dagowsee= grau; NO= weiß; SW= schwarz; Proben von April/Mai 1999)

Aus Abb. 2A wird ersichtlich, daß in Oberflächensedimenten beider Becken der Gr. Fuchskuhle keine der untersuchten methanogenen Gruppen detektiert werden konnte, im Dagowsee jedoch alle vier Gruppen. Hier wurden H_2/CO_2-nutzende Methanobacteriaceae (Sonde MB 1174) mit höchster Rate ermittelt. Generell war die Detektionsrate mit 10 - 30 % für Eubakterien sehr gering.
In größeren Sedimenttiefen, in denen Maxima der methanogenen Aktivität ermittelt worden waren (Casper 1992) - Dagowsee in 7 - 10 cm und in der Gr. Fuchskuhle in 20 - 25 cm Sedimenttiefe –

stieg die Detektionsrate besonders im Dagowsee an (Abb. 2B). In diesem eutrophen See blieben auch in dieser Tiefe die H_2/CO_2-nutzenden Methanobacteriaceae dominierend. In beiden Becken der Gr. Fuchskuhle konnten in den tiefen Sedimentschichten Methanogene detektiert werden. Es handelte sich ausschließlich um Methanosarcinaceae, also Acetatnutzer.
Chan et al. (2002 - in diesem Heft) beschreiben die weitere Analyse der Archaeen-Population in der Gr. Fuchskuhle mittels denaturierender Gradienten-Gel-Elektrophorese (DGGE) und anschließender Sequenzierung der Proben. Hierbei wurden nahe Beziehungen zu Methanosarcinaceae, namentlich zu *Methanosarcina barkeri*; *Methanosarcina mazei* und *Methanosaeta concilli* gefunden.

Zusammenfassung

In den Sedimenten der seit über zehn Jahren geteilten Gr. Fuchskuhle konnten strukturelle Diffenzen in den Populationsstrukturen von Mikroorganismen ermittelt werden. Jedoch blieb die Dominanz Acetat-nutzender Methanosarcinaceae in den beiden Becken, die sich besonders durch die Qualität des organischen Kohlenstoffs im Freiwasser unterscheiden, unverändert. Die Gesamtbakterien-, als auch die Methanogenen-Abundanzen waren zwischen den beiden untersuchten Becken vergleichbar, aber deutlich geringer als im eutrophen Dagowsee. Im Sediment des eutrophen Sees wurden H_2/CO_2-Nutzer als dominierende Gruppe (86 % der Methanogenen) identifiziert, bei gleichzeitigem Nachweis von Acetat-nutzenden Methanogenen. Es scheint, daß Wasserstoff in der Gr. Fuchskuhle durch andere Mikroorganismen verbraucht wird, wogegen selbst in 7 – 10 cm Sedimenttiefe des eutrophen Dagowsees H_2 als Substrat der Methanogenese bereitsteht.

Literatur

BITTL, T. & BABENZIEN, H.-D. (1996): Microbial activity in an artificially divided acidic lake. - Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. **48:** 113-121.
CASPER, P. (1992): Methane production in lakes of different trophic state. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. **37:** 149-154.
CASPER, P. (1996): Methane production in littoral and profundal sediments of an oligotrophic and a eutrophic lake. - Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. **48:** 253-259.
CASPER, P., CHAN, O. C., FURTADO, A. L. S. & ADAMS, D. D. (2001): Methane in an acidic bog lake: The influence of peat in the catchment on the biogeochemistry of methane. – Aquat. Sci. subm.
CASPER, S. J. (Ed.) (1985): Lake Stechlin - a temperate oligotrophic lake. - Monogr. Biol. Vol. 58. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster.
CHAN, O. C., WOLF, M., HEPPERLE, D. & CASPER, P. (2002): Archaeal community in the sediment of an artificially divided acidic bog lake as revealed by DGGE analysis of 16S rRNA gene. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 2001, Kiel, Erweiterte Zusammenfassungen der DGL. subm.
FURTADO, A. L. S. & CASPER, P. (2000): Different methods for extracting bacteria from freshwater sediment and a simple method to measure bacterial production in sediment samples. - J. Microbiol. Meth. **41:** 249-257.
KASPRZAK, P. (1993): The use of an artificially divided bog lake in food-web studies. - Verh. Internat. Verein. Limnol. **25:** 652-656.
KOSCHEL, R., KASPRZAK, P., HEHMANN, A., KRAUSCH, H.-D., KRIENITZ, L., RONNEBERGER, D., WOLLMANN, K. & SCHREIBER, A. (1995): Einsatz der Nahrungskettenmanipulation zur Sanierung eutropher Seen. - BMFT-Abschlußbericht zum Vorhaben Nr. 0339401 A.
SACHSE, A., BABENZIEN, D., GINZEL, G., GELBRECHT, J. & STEINBERG, C. E. W. (2001): Characterization of dissolved organic carbon (DOC) of a dystrophic lake and an adjacent fen. - Biogeochemistry **54:** 279-296.

Archaeal community in the sediment of an artificially divided acidic bog lake - as revealed by DGGE analysis of 16S rRNA gene

On Chim Chan, Matthias Wolf, Dominik Hepperle & Peter Casper

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin – Neuglobsow, onchim@igb-berlin.de

Keywords: archaea, DGGE, methanogens, sediment, 16S rRNA

Introduction

Lake Grosse Fuchskuhle was divided by plastic curtains in two (1986) and later (1989) into four sub-basins. The catchment area of the original lake was characterized by the influence of a *Sphagnum*-bog. The western basins are continuously receiving allochthonic inputs from the bog and the pH kept low at approximately 4.5 (Sachse et al. 2001). In contrast, the pH increased up to 6.1 in the eastern compartments which were cut from the bog. Previous studies have shown that the division of this acidic bog lake has caused divergent developments of the resulting basins (Babenzien & Babenzien 1990, Koschel 1995, Hehmann & Krienitz 1996, Šimek et al. 1998). Significant difference in the methane production in the sediment among those artificially divided basins have been detected (Casper et al. 2001).

Molecular approach to the complex microbial community in the natural environment leads to the discovery of a high variety of uncultivated microorganisms. It was estimated that only 1-5% of the microbes are cultivable (Pace 1996). Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) of the PCR-amplified 16S rRNA gene (Muyzer et al. 1997) has the advantage of enabling direct comparison of the community structures. In addition, the band fragments can be recovered for sequence identification.

All methanogens are phylogenetically placed exclusively as members of the domain *Archaea*. In this study, the archaeal community in the sediment of the artificially divided lake basins was investigated by DGGE analysis. The aim is to find out: (1) if there is difference between the community structures of the divided basins, (2) if the community structure correlates to the methane production, and (3) what are the dominant archaeal groups in the acidic bog lake sediment under study.

Material and Methods

Description of the artificially divided lake

Lake Grosse Fuchskuhle is a naturally acidic bog lake located in a forested area at the western site of the Lake Stechlin area in northeast Germany. The catchment area is influenced by a *Sphagnum*-bog in the west. The lake was divided by plastic curtains in 1986 into two basins (east and west) and by a second east-west separation in 1990 into four compartments. The catchment areas of these four basins differ strongly from each other with similarities between the eastern as well as between the western (Gross & Ginzel 1999). The basic limnology of Lake Grosse Fuchskuhle is described by Casper (1985), microbiological aspects by Babenzien & Babenzien (1990), Casper (1992a, b), Casper et al. (2001), Šimek et al. (1998) and detailed accounts of the changes in the water column after dividing is reported by Kasprzak (1993), Koschel (1995), Koschel et al. (1995) and Hehmann & Krienitz (1996).

Sediment sampling

Undisturbed vertical sediment cores were sampled using a Jenkin surface mud sampler (Ohnstadt & Jones 1982). The cores were sliced and processed in the laboratory within two hours after sampling. The samples were sliced in subcores at the depths 0-5, 6-10, 11-15, 16-20 and 21-25

cm. Methane production rate of the subsamples at each sediment layer was measured, and 2-3 g of each sediment subsamples were stored at -80 ^{o}C for nucleic acids analysis.

Methane production rate measurement

Four-ml subsamples from each sediment layer were filled into 16-ml-vials stoppered with butyl septa. The sediments were degassed with nitrogen and then incubated for 48 hours at *in-situ* temperature in the dark (Casper 1992b). Methane production rate was estimated as increase of methane concentration in the headspace of the sample vials. The methane concentration was measured by gas chromatography.

DNA extraction, PCR amplification and DGGE analysis

The method of Selenska & Klingmüller (1991) was used with the addition of polyvinylpolypyrrolidone (PVPP) to remove humic acid contaminants by adsorption (Holben et al. 1988). The 16S rRNA gene of the archaeal community was amplified by primers ARC344f-GC (ACG GGG (C/T)GC AGC AGG CGC GA with a GC clamp corperated at the 5' end) and ARC915r (GTG CTC CCC CGC CAA TTC CT) (Casamayor et al. 2000). The PCR products were analyzed using DGGE as described by Muyzer et al. (1997). The gel was stained with SYBR^{TM} green I (bmaproduct). The DNA band fragments were cut, eluted, PCR-amplified and re-run on the gel to ensure the position. To enhance the signal, silver staining was used for digital analysis of the band pattern using Gel Doc System 200, QuantiyOne 4.2.1 (BioRad).

Sequence and phylogenetic analysis

The nucleotide sequences of the DNA band fragments recovered from the DGGE gel were determined. For cycle sequencing, a Thermo Sequenase DYEnamic Direct cycle sequencing kit (Amersham Pharmacia Biotech Inc., Freiburg), an automated ALF DNA Sequencer (Amersham Pharmacia Biotech Inc., Freiburg), as well as oligonucleotide primers that are complementary to conserved regions of the 16S rRNA were used. The phylogenetic affiliation of the obtained partial sequences was carried out using the BLAST search program (Altschul et al. 1997) at the National Center for Biotechnology Information (NCBI) web site (www.ncbi.nlm.nih.gov). Sequences were manually aligned to the closest relative provided by NCBI using the Multicolor Sequence Alignment Editor of Hepperle (1999). Phylogenetic analyses were restricted to nucleotide positions that were unambiguously alignable in all sequences. Phylogenetic trees were constructed by 100-fold bootstrap analysis and neighbor joining method (Saitou & Nei 1987) using the Phylogenetic Inference Package (PHYLIP) (version 3.5c, Felsenstein 1993).

Results and discussion

Methane production rates

Figure 1 shows the methane production rates of the sediment at various depths in the NE and SW basins. Significant difference was observed. In the NE basin, a high methane production was measured at the top layer and decreased to undetectable level below 10 cm deep. In the SW basin, the methane production was lower, distributed more evenly along the depth and showed a slightly higher rate at 11-15 cm sediment layer.

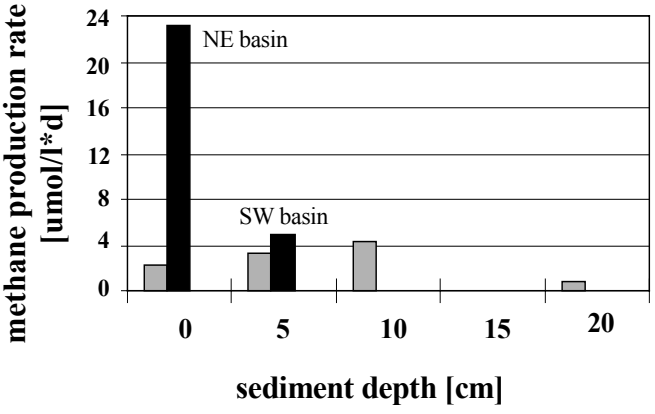


Fig. 1 Methane production rate of the sediment.

Archaeal community fingerprint pattern

All samples gave strong products from PCR amplification with primers targeting the archaeal 16S rRNA gene (figure not shown). This reflected that archaea existed in the sediment samples at all depths from the sediment-water interface down to 25 cm deep in both basins, despite of the undetectable level of methane production rate. The DGGE fingerprint pattern is

shown in fig. 2. Ten major bands were observed at 0-5 cm depth in the NE basin, which suggested that at least 10 different DNA sequences, or ribotypes, were present in the sample. Bands 1, 5 and 6 were dominant, with relative intensities of 13%. The relative intensities of bands 2, 3 and 4 were between 10% to 11%, and relatively weaker bands 7-10 were 6%-8%. A number of ribotypes (bands 1, 3, and 5) were commonly found among all samples.

The archaeal community has noticeable difference along the depth, as well as between the two divided basins. In the NE basin, the number of bands decreased at the deeper sediment layer. At the depth 20-25 cm, only bands 1, 3 and 5 could be clearly observed. In contrast, the number of bands increased down the sediment in the SW basin. Four bands (1, 3, 4 and 5) were observed at the section 0-5 cm and 10 bands at 20-25 cm deep. Apparently, the higher the methane production rate, the higher was the number of archaeal ribotypes.

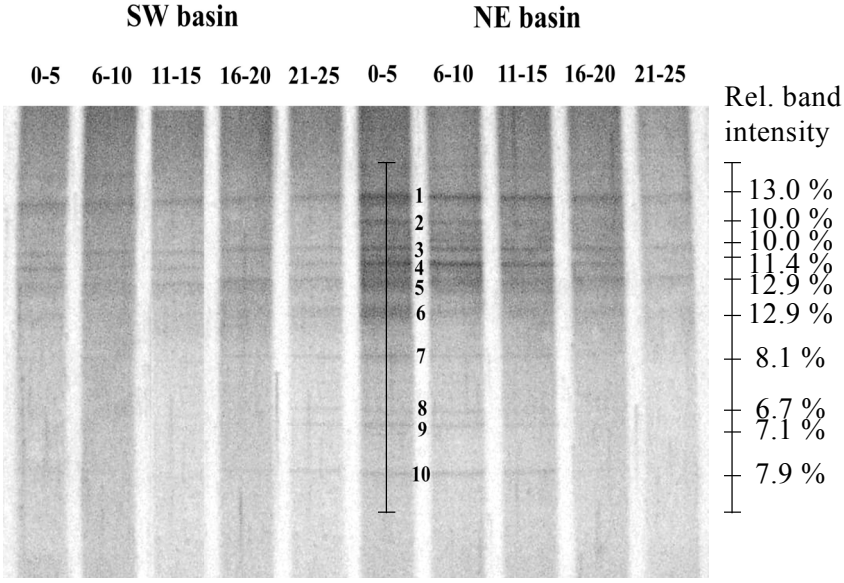


Fig. 2 DGGE fingerprint pattern of the archaeal community.

Analysis of partial 16S rRNA fragments

Bands from the 0-5 cm NE basin were analyzed. Single DGGE bands were observed at positions 1-4, 6, 9 and 10 (figure not shown), and those samples were sequenced. Band 7 appeared as a duplex, and the resolution of the gel limited the analysis. Bands at positions 1 and 9 from the sample 20-25 cm SW basin were additionally analyzed. Same nucleotide sequences were obtained as the corresponding bands from the NE basin. Bands at the same position of the DGGE fingerprint in various samples were likely originated from the same ribotype.

The partial 16S rRNA sequences of band 9 was closest to an uncultured archaeal clone S15-9 (Chin et al. 1999) (fig. 3), which affiliated to *Methanosarcinacaea*, a group of methanogens utilize acetate. The cells in the genus *Methanosarcina* were observed by fluorescence *in-situ* hybridization (FISH) (Casper et al. 2002, this volume). Clones related to *Methanosarcina barkeri* were reported to be the major representative of methanogens in a peat bog sample in UK (Nercessian et al. 1999). In addition, acetoclastic methanogen was found to be accounted for almost all of the total methane production in the sediment of a freshwater lake in Switzerland examined by FISH (Zepp-Falz et al. 1999).

Band 6 and 10 closest affiliated to other uncultured archaea clones obtained from a deep-sea hydrothermal vent (clone pMC2A17, Takai & Horikoshi 1999) and an anoxic rice field (clone-ABS9, Grosskopf et al. 1998b), respectively. Bands 1-4 appeared to form a cluster. However, the sequences obtained were ambiguous. It was probably that the band fragments consisted of more than one sequence. One should notice that the phylogenetic tree was constructed based on 150 nucleotides only.

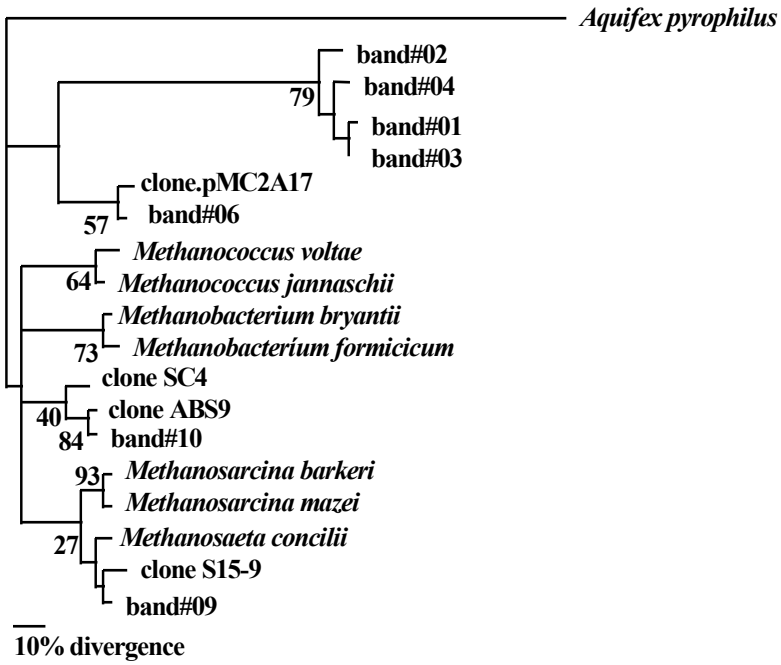


Fig. 3 Phylogenetic analysis of partial 16S rRNA band fragments.

Existence, divergence and possible roles of Archaea

Archaea existed in all samples, and the 16S rRNA partial sequences obtained were related to various uncultured archaeal groups. There are >10 ribotypes in the sediment of the acidic bog lake under study. The archaea was found to contribute to about 10% of the total microbial community using FISH analysis (Casper et al. 2002), and it occupies important ecological niches in the environment. Methanogenesis is one of the most important processes for mineralization of organic matters in freshwater lakes, which recycles carbon and other nutrients in the ecosystem. Furthermore, methane produced in the lake sediments and emitted to the atmosphere can lead to an increase of the global warming effect (Casper et al. 2000). Numerous novel phylogenetic phyla of methanogens have been reported in recent years (Grosskopf et al. 1998a, b, Munson et al. 1997, Hales et al. 1996). In addition, deeply divergent branches, *Crenarcheota* and *Korarchaeota*, were revealed based on the sequences obtained from uncultured environmental clone samples (Casamayor et al. 2000, Grosskopf et al. 1998a, b, MacGregor et al. 1997). All cultured *Crenarcheota* were obtained from extreme environment, but related sequences were retrieved from wide variety of mild conditions using direct PCR-cloning analysis. Up to date, no *Korarchaeota* has been isolated. These data reflected that the archaea is a diverse community widely spread in the environment, but our knowledge on their ecological significance remains limited.

Conclusions

From the DGGE analysis of the PCR-amplified 16S rRNA gene, the following conclusions on the archaeal community in the sediment of the artificially divided acidic bog lake can be drawn. (1) Noticeable difference in the community structure was observed along the depth, as well as between the two divided basins. (2) Apparently, the community structure was related to the methane production rate. A higher number of archaeal ribotypes was observed at the sediment sample with higher methanogenesis rate. (3) More than 10 ribotypes existed in the sediment, and their 16S rRNA partial sequences affiliated closer to *Methanosarcinacaea*-related group and various uncultured archaea.

Literature

Altschul S.F., Madden T.L., Schäffer A.A., Zhang J., Zhang Z., Miller W. & Lipman D.J. (1997): Gapped BLAST and PSI-BLAST: a new generation of protein database searchprograms. Nucleic Acids. Res., 25, 3389-3402.

Babenzien, H.-D. & Babenzien, C. (1990): Microbial activities in a naturally acidotrophic lake. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 34, 175-181.

Casamayor, E.O., Schafer, H., Baneras, L., Pedros-Alio C. & Muyzer, G. (2000): Identification and spatio-temporal differences between microbial assemblages from two neighbouring sulfurous lakes: comparison by microscopy and denaturing gradient gel electrophoresis. Appl. Environ. Microbiol., 66, 499-508.

Casper, P. (1992a): Methane production in lakes of different trophic state. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 37, 149-154.

Casper, P. (1992b): Methanhaushalt in baltischen Seen unterschiedlicher Trophiestufe. Limnologica, 22, 121-128.

Casper, P., Chan, O.C., Furtado, A.L.S. & Adams, D.D. (2001): Methane in an acidic bog lake: The influence of peat in the catchment on the biogeochemistry of methane. Aqu. Sci. subm.

Casper, P., Chan, O.C., Siegesmund, M. & Gonsiorczyk, T. (2002): Strukturelle Diversität methanogener Archaea in Gewässersedimenten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 2001, Kiel, Erweiterte Zusammenfassungen der DGL, subm.

Casper, P., Maberly, S.C., Hall, G.H. & Finlay, B.J. (2000): Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere. Biogeochem., 49, 1-19.

Casper, S.J. (ed.) (1985): Lake Stechlin - a temperate oligotrophic lake. Monogr. Biol. Vol. 58. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster.

Chin, K.J., Lukow, T. & Conrad, R. (1999): Effect of temperature on structure and function of the methanogenic archaeal community in an anoxic rice field soil. Appl. Environ. Microbiol., 65, 2341-2349.

Felsenstein, J. (1993): PHYLIP (Phylogeny Inference Package) version 3.5c. Distributed by the author. Department of Genetics, University of Washington, Seattle.

Gross S. & Ginzel G. (1999): Untersuchungen des hydraulischen Regimes des Experimentalgewässers Große Fuchskuhle in Wechselwirkung zum lokalen Grundwasserleiter. Diplomarbeit am Institut für angewandte Geowissenschaften II, Technische Universität Berlin.

Grosskopf, R., Janssen, P.H. & Liesack, W. (1998a): Diversity and structure of the methanogenic community in anoxic rice paddy soil mirocosms as examined by cultivation and direct 16S rRNA gene sequence retrieval. Appl. Environ. Microbiol., 64, 960-969.

Grosskopf R., Janssen, P.H. & Liesack, W. (1998b): Novel euryarchaeotal lineages detected on rice roots and in the anoxic bulk soil of flooded rice microcosms. Appl. Environ. Microbiol., 64, 4983-4989.

Hales, B.A., Edwards, C., Ritchie, D.A., Hall, G.H., Pickup, R.W. & Saunders F.R. (1996): Isolation and identification of methanogen-specific DNA from blanket bog peat by PCR amplification and sequence analysis. Appl. Environ. Microbiol., 62, 668-675.

Hehmann, A. & Krienitz, L. (1996): The succession and vertical distribution of phytoplankton of the experimentally divided naturally acidic lake "Große Fuchskuhle" (Brandenburg, Germany). Limnologica, 26, 301-309.

Hepperle, D. (1999): Multicolor sequence alignment editor. Distributed by the author available from: http://domix0.tripod.com/.

Holben, W.E., Jansson, J.K., Chelm, B.K. & Tiedje, J.M. (1988): DNA probe method for the detection of specific microorganisms in the soil bacterial community. Appl. Environ. Microbiol., 54, 703-711.

Kasprzak, P. (1993): The use of an artificially divided bog lake in food-web studies. Verh. Internat. Verein. Limnol., 25, 652-656.

Koschel, R. (1995): Manipulation of whole-lake ecosystems and long-term limnological oservations in the Brandenburg - Mecklenburg Lake district, Germany. Int. Rev. ges. Hydrobiol., 80, 507-518.

Koschel, R., Kasprzak, P., Hehmann, A., Krausch, H.-D., Krienitz, L., Ronneberger, D., Wollmann, K. & Schreiber, A. (1995): Einsatz der Nahrungskettenmanipulation zur Sanierung eutropher Seen. BMFT-Abschlußbericht zum Vorhaben Nr. 0339401 A.

MacGregor, B.J., Moser, D.P., Alm, E.W., Nealson, K.H. & Stahl, D.A. (1997): Crenarchaeota in Lake Michigan sediment. Appl. Environ. Microbiol., 63, 1178-1181.

Muyzer, F., Brinkhoff, U., Nubel, U., Santegoeds, C., Schafer, H. & Wawer C. (1997): Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) in microbial ecology. In: Molecular microbial ecology manual, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 3.4.4, 1-27.

Munson, M.A., Nedwell, D.B. & Embley, T.M. (1997): Phylogenetic diversity of *Archaea* in sediment samples from a coastal salt marsh. Appl. Environ. Microbiol., 63(12), 4729-4733.

Nercessian, D., Upton, M., Lloyd, D. & Edwards, C. (1999): Phylogenetic analysis of peat bog methanogen populations. FEMS Microbiol. Lett., 173, 425-429.

Ohnstadt, F.R. & Jones, J.G. (1982): The Jenkin surface-mud sampler - User manual. Occ. Publ. FBA Ambleside, 15, 45 p.

Pace, N.R. (1996): New perspective on the natural microbial world: molecular microbial ecology. Features, 62, 463-470.

Sachse, A., Babenzien, D., Ginzel, G., Gelbrecht, J. & Steinberg, C.E.W. (2001): Characterization of dissolved organic carbon (DOC) of a dystrophic lake and an adjacent fen. Biogeochemistry 54: 279-296.

Saitou, N. & Nei, M. (1987): The neighbor-joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. Mol. Biol. Evol., 4, 406-425.

Selenska, S. & Klingmüller, W. (1991): DNA recovery and direct detection of *Tn*5 sequences from soil. Lett. Appl. Microbiol., 13, 21-24.

Šimek, K., Babenzien, H.-D., Bittl, T., Koschel, R., Macek, M., Nedoma, J. & Vrba, J. (1998): Microbial food webs in an artificially divided acidic bog lake. Intern. Rev. Hydrobiol., 83, 3-18.

Takai, K. & Horikoshi, K. (1999): Genetic diversity of archaea in deep-sea hydrothermal vent environments. Genetics, 152, 1285-1297.

Zepp-Falz, K., Holliger, C., Großkopf, R., Liesack, W., Nozhevnikova, A. N., Müller, B., Wehrli, B. & Hahn, D. (1999): Vertical distribution of methanogens in the anoxic sediment of Rotsee (Switzerland). Appl. Environ. Microbiol., 65, 2402-2408.

CHARAKTERISIERUNG UND BEWIRTSCHAFTUNG VON TALSPERREN

IHLE, T. & S. JÄHNICHEN: Raum-zeitliche Verteilung von Cyanobakterien in einer hocheutrophen Talsperre

HORN, H.: Das autotrophe Pikoplankton der Talsperre Saidenbach: Saisonalität und Langzeitentwicklung

HORN, W., B. KOCH & H. HORN: Langzeitentwicklung des Rotatorienplanktons der Talsperre Saidenbach: Trends und Hintergründe

KLEEBERG, A. & M. HEIDENREICH: Freisetzung von Phosphor und Stickstoff aus Makrophytenbeständen sommerlich trocken gefallener Sedimente einer eutrophen Talsperre

MAAßEN, S., D. UHLMANN & I. RÖSKE: Die Auswirkung mikrobieller und chemischer Prozesse in Talsperrensedimenten auf die Trophie

MEYBOHM, A., S. STOTTMEISTER & M.-G. WERNER: Die fischereiliche Bewirtschaftung der Trinkwassertalsperre Dröda - Der Ausgangszustand und die geplante Bewirtschaftung

KAHL, U., R.-J. RADKE & J. BENNDORF: Ausgangszustand einer Fischartengemeinschaft vor der Biomanipulation: Spezifische Bedingungen in einer tiefen, mesotrophen Talsperre mit geringem Litoralanteil

RADKE, R.- J., U. KAHL & J. BENNDORF: Die Seeforelle (Salmo trutta forma lacustris) als Instrument zur Nahrungsnetzsteuerung in einer tiefen, mesotrophen Talsperre: Auswirkungen der zeitlichen und räumlichen Verteilung von Räuber und Beute

WETZEL, M. A.: Einfluss von Trockenlegung und Wiedereinstau auf Sedimentresuspension und Wassergüte der Talsperre Bautzen

PACKROFF, G. & J. CLASEN: Elimination von Planktonorganismen bei der Trinkwasseraufbereitung

PETZOLDT, TH., K. SIEMENS & G. ACKERMANN: Kombinierte Mengen-Güte-Bewirtschaftung einer flachen Talsperre: Vorschlag für ein optimiertes Abstauregime.

Raum-zeitliche Verteilung von Cyanobakterien in einer hocheutrophen Talsperre

Tilo Ihle* **& Sabine Jähnichen**
Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden

*e-mail: Tilo.Ihle@gmx.de

Keywords: Cyanobakterien, Microcystin, raum-zeitliche Verteilung, Freiwasser, Sediment

In eu- bis hypertrophen Gewässern sind vor allem in den Sommermonaten häufig hohe Biomassen an Cyanobakterien zu beobachten. Im Zusammenhang mit derartigen Massenentwicklungen werden vielfach Toxine nachgewiesen, die von Cyanobakterien gebildet werden (CHORUS & BARTRAM 1999). Eines dieser Toxine ist Microcystin, welches von *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena* und *Nostoc* produziert werden kann.
Cyanobakterien - insbesondere *Microcystis*–Arten - besitzen einen Lebenszyklus, der an die Gewässerkompartimente Freiwasser und Sediment gebunden ist (REYNOLDS et al. 1981). So überwintern intakte, im Herbst aus dem Freiwasser aussedimentierte, *Microcystis*–Kolonien am Sediment (FALLON & BROCK 1981) und steigen im Frühsommer zurück ins Freiwasser auf. Dort erfolgt der Wachstumsprozeß, dem sich im darauffolgenden Herbst erneut ein Zusammenbruch und die Sedimentation der Freiwasserpopulation anschließt. Microcystine werden dabei sowohl in planktischen als auch in sedimentierten Cyanobakterien, sowie extrazellulär im Freiwasser nachgewiesen. Anhand von gezielten Untersuchungen am Flachspeicher Quitzdorf (Sachsen) soll die raum-zeitliche Dynamik der Microcystine in den Gewässerkompartimenten Freiwasser und Sediment quantifiziert sowie bilanziert werden. Grundlage hierfür ist die Erfassung der raum-zeitlichen Verteilung der toxinproduzierenden Cyanobakterien.

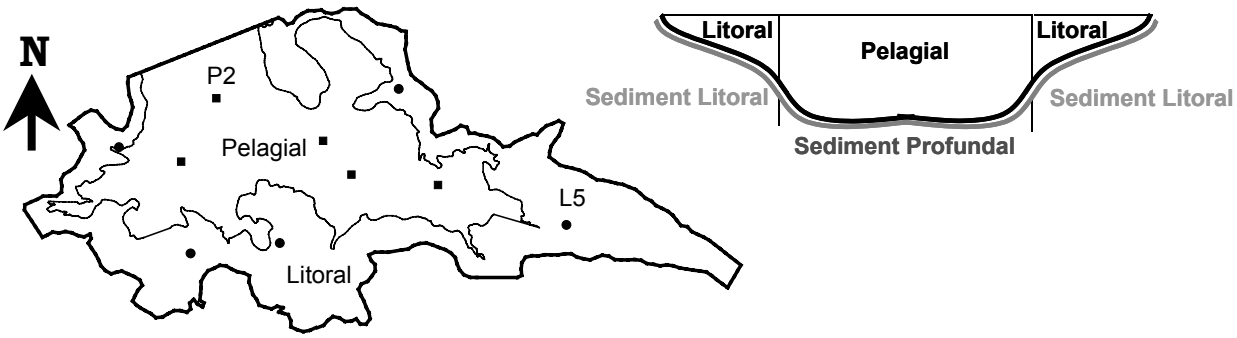


Abb. 1: Probenahmestellenverteilung und Einteilung in Litoral- und Profundalsediment

Um Effekte durch horizontale Patchiness weitgehend zu verringern und die Bilanzierung statistisch abzusichern, wurden nach dem Zufallsrasterverfahren (random sampling) jeweils fünf Probenahmestellen im Litoral- und Profundalbereich des Untersuchungsgewässers festgelegt. Die Trennung in Litoral und Profundal (*Abb. 1*) erfolgte nach Berechnung der theoretischen Grenze zwischen Transport- und Akkumulationszone gemäß verschiedenen empirischen Ansätzen (HÅKANSON 1982, MEILI 1991 und CYR 1998).
An allen Probenahmestellen wurden im Freiwasser Chlorophyll–Vertikalprofile (Chl *a*) mit Hilfe einer Mehrkanalfluoreszenzsonde der Firma bbe Moldaenke (Kiel) aufgenommen. Die Sedimententnahme erfolgte mit einem Kajak-Stecher (Fa. UWITEC, Österreich). Alle Litoral- und Profun-

dalsedimentproben wurden gepoolt. Die *Microcystis*–Biomasse wurde mittels Epifluoreszenzmikroskopie am Axiophot (Fa. Carl Zeiss, Jena) durch Zellzählung bestimmt (BOSTRÖM et al. 1989).

Die Phytoplanktonsukzession der Talsperre Quitzdorf ist von einer ausgeprägten Cyanobakterienmassenentwicklung zwischen Mai und Oktober gekennzeichnet, in welcher ab Juni die Gattung *Microcystis* dominierend war. Die über alle Probenahmestellen gemittelte Chlorophyllgesamtkonzentration (*Abb. 2*) erreichte im Freiwasser des Litorals Maximalwerte von 56 µg/l, der Anteil der Cyanobakterien lag bei 89 %. Im Pelagial lagen die höchsten gemessenen Konzentrationen mit 45 µg/l etwas niedriger, wobei hier der Cyanobakterienanteil 87 % betrug.

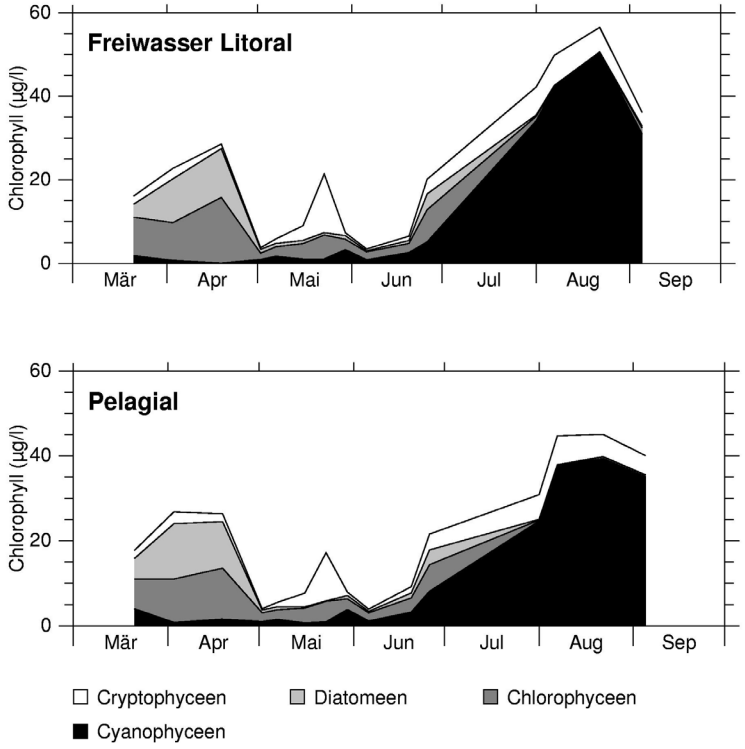


Abb. 2: Phytoplanktonsukzession im Freiwasser des Litorals und Pelagials (dargestellt sind mittlere Chlorophyllkonzentrationen über alle Probenahmestellen)

In Abhängigkeit von der Windeinwirkung zeigt die horizontale Verteilung des Cyanobakterienplanktons mehr oder weniger stark ausgeprägte Inhomogenitäten (*Abb. 3*). Diese manifestieren sich in einer Biomasseakkumulation hauptsächlich in den Litoralbereichen. Bemerkenswert dabei ist, daß es sich nicht ausschließlich um die Oberflächendrift aufgerahmter Aggregate handelt, sondern vielmehr eine Biomasse-Umverteilung in der gesamten Wassersäule stattfindet. Am Beispiel der Isoplethendarstellung (*Abb. 4*) des Cyanobakterienchlorophylls für je eine Probenahmestelle im Pelagial (P2) und Freiwasser des Litoralbereiches (L5) wird verdeutlicht, daß keine ausgeprägten vertikalen Ungleichverteilungen auftraten.

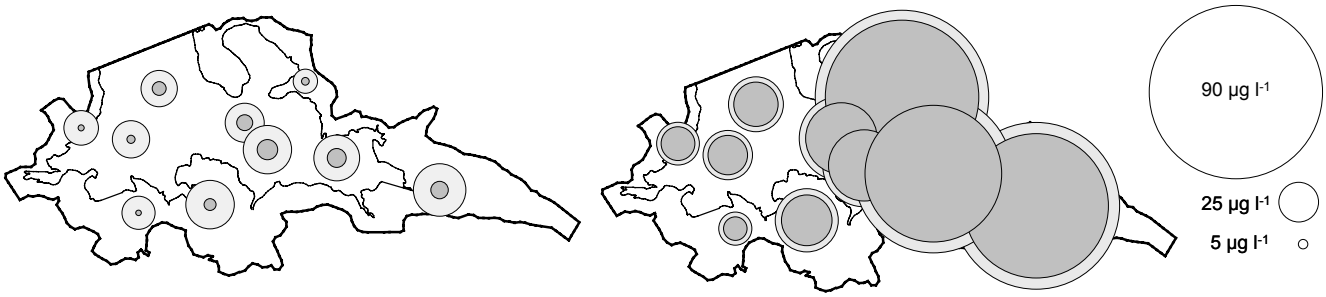


Abb. 3: Horizontale Chlorophyllverteilung bei Windstille am 26.06.2001 (links) bzw. Südwestwind am 07.08.2001 (rechts). Dargestellt sind jeweils vertikale Mittelwerte an allen Probenahmestellen; die hellgrauen Kreise symbolisieren die Gesamtchlorophyllkonzentration, die dunkelgrauen die Chlorophyllkonzentration der Cyanobakterien.

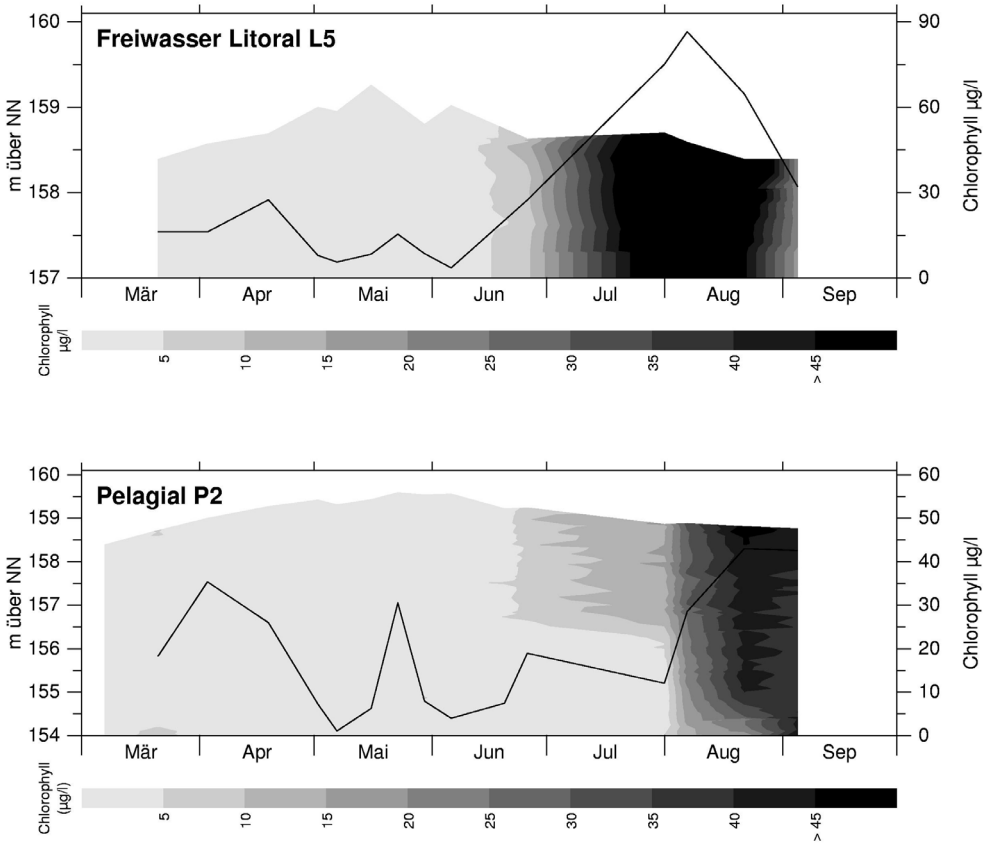


Abb. 4: Isoplethendarstellung der Cyanobakterienvertikalverteilung an der Probenahmestelle P2 im Pelagial bzw. L5 im Freiwasser des Litorals (die eingezeichnete Linie beschreibt den Verlauf der Gesamtchlorophyllkonzentration an der jeweiligen Probenahmestelle, rechte Größenachse)

Betrachtet man den zeitlichen *Microcystis*-Biomasseverlauf am Sediment, ist im Profundal bereits ab April eine stetige Abnahme (*Abb. 5*) der benthischen Biomasse festzustellen, die aber nicht sofort zu einer Biomasseerhöhung im Pelagial führt. Vielmehr ist während dieser Zeit ein Anstieg der Biomasse im Sediment des Litoral-Bereiches (*Abb. 5*) zu beobachten, während sich die Chlorophyllkonzentration im Freiwasser auf einem nahezu konstant niedrigen Niveau bewegt. Der Chlorophyllpeak Ende März im Pelagial ist auf ein Resuspensionsereignis zurückzuführen (*Abb. 5* und *Abb. 6*).

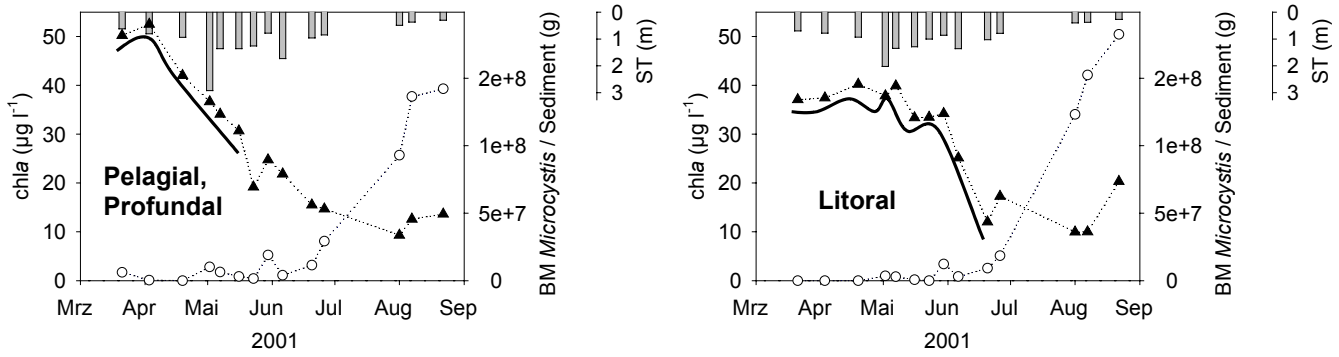


Abb. 5: zeitlicher Verlauf der Microcystis-Biomasse im Litoral- bzw. Profundalsediment, der mittleren Cyanobakterienchlorophyllkonzentration und Sichttiefe im Pelagial bzw. Freiwasser des Litorals (Legende siehe Abb. 6)

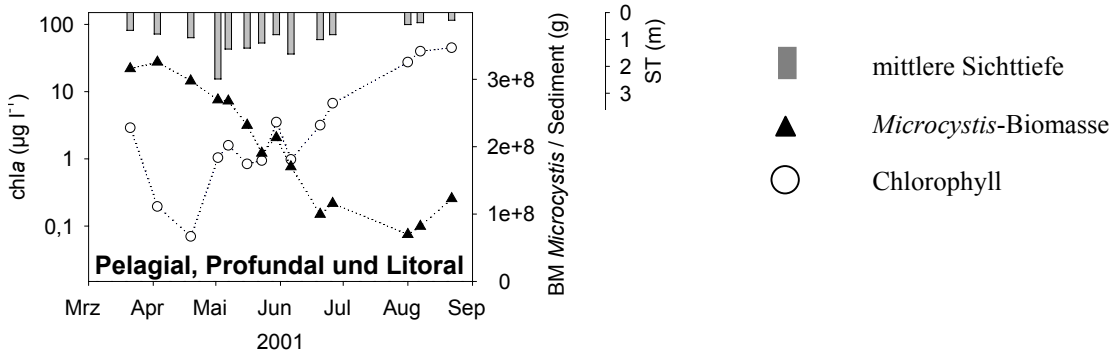


Abb. 6: zeitlicher Verlauf der Microcystis-Biomasse im Sediment, der mittleren Cyanobakterienchlorophyllkonzentration und Sichttiefe im Freiwasser der Talsperre Quitzdorf (beachte logarithmische Skalierung der Ordinate)

Aus einer Gesamtbetrachtung (*Abb. 6*) aller Einzelkompartimente (Pelagial, Profundal und Litoral) folgt, daß erst nach dem Erreichen des frühsommerlichen Klarwasserstadiums Anfang Mai eine Nettoabnahme der benthischen *Microcystis*–Biomasse stattfindet, welche als Startpopulation im Freiwasser nachzuweisen ist. Es ist deshalb zu vermuten, daß sich die *Microcystis*–Startpopulation vorwiegend aus den Litoralbereichen rekrutiert und die frühsommerliche Biomasseabnahme im Profundal vor dem Klarwasserstadium auf laterale Verdriftungsprozesse in den Litoralbereich zurückzuführen ist.

BOSTRÖM, B., PETTERSSON, A. K. & AHLGREN, I. (1989): Seasonal dynamics of a cyanobacteria-dominated microbial community in surface sediments of a shallow, eutrophic lake. Aqua. Sci. **51** (2): 153-178.
CHORUS, I. & BARTRAM, J. (1999): Toxic Cyanobacteria in Water. E & FN Spon London and New York.
CYR, H. (1998): Effects of wave disturbance and substrate slope on sediment characteristics in the littoral zone of small lakes. Can. J. Fish. Aqua. Sci. **55**: 967-976.
FALLON, R.D. & BROCK, T. D. (1982): Overwintering of *Microcystis* in Lake Mendota. Freshwater. Biol. **11**: 217-226.
HÅKANSON, L. (1982): Lake bottom dynamics and morphometry - the dynamic ratio. Water Resour. Res. **18**: 1440-145.
MEILI, M. (1991): Fluxes, pools and turnover of mercury in Swedish forest lakes.Water, Air and Soil Pollution **56**: 719-727.
REYNOLDS, C.S., JAWORSKI, G. H. M., CMIECH, H. A. & LEEDALE, G. F. (1981): On the annual cycle of the blue green alga *Microcystis aeruginosa* KÜTZ. emend. ELEKIN. Phil. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B **293**: 419-477.

Das autotrophe Pikoplankton der Talsperre Saidenbach: Saisonalität und Langzeitentwicklung

Heidemarie Horn
Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Limnologie von Talsperren“, Ökologische Station Neunzehnhain, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld (e-mail: horn.hw@t-online.de)

Keywords: Talsperre Saidenbach, APP, Zusammensetzung, Saisonalität, 5-Jahresreihe, Steuergrößen

Obwohl schon vor vielen Jahren im Plankton entdeckt, wurde erst viel später, in den 80er Jahren, erkannt, welch große Rolle die winzigsten Vertreter im Plankton – die autotrophen Pikoplankter – spielen. Sie sind nur 0,2 – 2 µm groß, praktisch ubiquitär, und ihre Relevanz steigt häufig mit fallender Trophie (STOCKNER 1991, HAWLEY and WHITTON 1991, HEPPERLE and KRIENITZ 2001), wodurch sie im Zuge der Reoligotrophierung vieler Gewässer eine immer größere Bedeutung erlangen können.

In der Talsperre Saidenbach (TS SB) im Erzgebirge (439 m ü. NN, 22,4 Mio m³ Stauinhalt, maximale und mittlere Tiefe 48 bzw. 15,3 m) werden seit 1975 regelmäßig alle wichtigen abiotischen (P, N, Si, O_2 u.a.) und biotischen Parameter (Phytoplankton, Crustaceen- und Rotatorienplankton) erfaßt. Ab 1996 war es möglich, auch das autotrophe Pikoplankton (APP) zusätzlich in das Untersuchungsprogramm mit aufzunehmen. Damit konnte wieder eine Lücke geschlossen werden, nicht nur bei der Erfassung der biotischen Komponenten, sondern auch bei der Interpretation der saisonalen Planktondynamik und der Aufdeckung von Regulationsmechanismen des Ökosystems. Bis zu Anfang der 90er Jahre war die Talsperre eutroph, dann kam es zu einer drastischen Abnahme des meist wachstumslimitierenden Nährstoffes Phosphor (HORN et al. 2001).

Methodik:

Mit Hilfe des Ruttnerschöpfers wurden alle zwei Wochen Wasserproben aus 8 Tiefen entnommen, in dunkle, mit Formalin versehene Flaschen abgefüllt (Endkonzentration ca. 1%) und im Labor kühl und dunkel aufbewahrt. Die Aufarbeitung erfolgte meist in den folgenden 4 Tagen. Dazu wurden maximal 20 ml über Polycarbonat-Filter (Porenweite 0,2 µm) abfiltriert und die Pikoplankter im Fluoreszenz-Mikroskop bei 500facher Vergrößerung gezählt. Je Probe erfolgte eine Zählung unter blauer (395 – 500 nm) und eine unter grüner Anregung (520 – 560 nm).

Zur Überprüfung der Methodik wurde die auch im Umgekehrten Mikroskop leicht erkennbare und während der Planktonzählung miterfaßte Cyanobakterie *Synechococcus capitatus* herangezogen. Der Vergleich zeigte:

- Es besteht eine hoch signifikante Übereinstimmung dieser beiden, völlig unabhängig ermittelten Konzentrationen ($r^2 = 0{,}876$, $n=379$, $p < 0{,}001$).
- Gelegentlich treten jedoch höhere Abweichungen auf, als der für normale Zählungen angenommene maximale Fehler von ca. +/- 20 %. (Das ist aber verständlich, da beide Methoden unterschiedliche Subsampling Fehler besitzen).
- Der Anstieg der Korrelationsgeraden beträgt 0,981, ist also nahezu 1. Es gibt demnach keine Hinweise dafür, daß eine der beiden Methoden mehr (oder weniger) erfaßt.

Folgende APP-Gruppen werden in der Talsperre Saidenbach erfaßt (Abb. 1):

Phycoerythrinhaltige Cyanobakterien (PE-APP):

- Dominierende Gruppe innerhalb des APP's mit 92 Zellzahl-% bzw. 75 Volumen-% (5 Jahres-Mittel).
- Sind 0,5 – 0,8 x 1 – 1,5 µm groß; das mittlere Volumen beträgt 0,54 µm³.
- Fluoreszieren orange (bzw. gelb) unter grüner (bzw. blauer) Anregung.
- Etwa 7 % davon kommen in Form kleiner Kolonien (< 20 Z/Kol) vor.
- Die höchsten im Jahr beobachteten Konzentrationen der Einzelzellen lagen zwischen 0,4 und 0,75 Mio Z/ml.

Phycocyaninhaltige Cyanobakterien (PC-APP):

- Erreichten im 5-Jahres-Mittel 6 Zellzahl-% bzw. 7 Volumen-% am Gesamt-APP.
- Sind ähnlich geformt aber etwas größer als das PE-APP; das mittlere Volumen beträgt 0,80 µm³.
- Fluoreszieren leuchtend rot bei grüner Anregung (und schwach orange bei blauer).
- Knapp 20 % davon sind kleinere Kolonien (< 20 Z / Kol).
- Die maximalen Konzentrationen waren 16.000 Einzelzellen/ml.

Eukaryotische Pikoplankter (Eu APP):

- Tragen hinsichtlich der Zellzahlen nur mit ca. 3 % zum Jahresmittel bei, erreichten aber 18 Volumen-%.
- Sind mit etwa 1,5 – 2,5 µm merklich größer als die Cyanobakterien und nahezu rund; das mittlere Volumen beträgt 4,85 µm³.
- Fluoreszieren unter blauer Anregung deutlich rot (unter grüner Anregung dagegen nur schwach).
- Etwa 11 % davon sind in kleineren Aggregaten zusammengefaßt.
- Die beobachteten höchsten Konzentrationen der einzelligen Formen lagen bei 12.000 Z/ml.

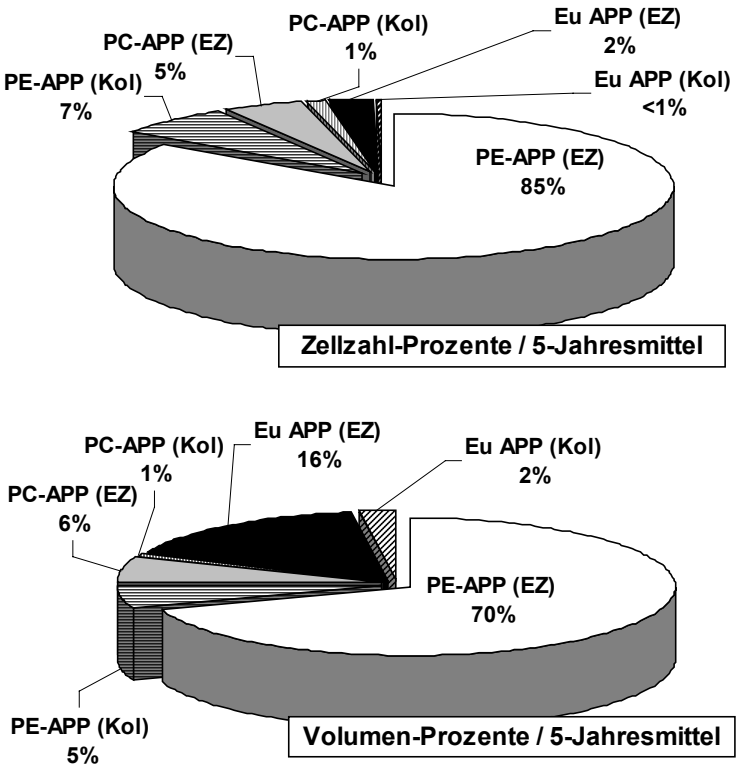


Abb. 1: Anteil der einzelnen APP-Gruppen am Gesamt-APP auf Zellzahl- (oben) und Volumen-Basis (unten) (EZ = Einzelzellen, Kol = Kolonien)

Jahreszeitliche Dynamik (Abb. 2 und 4):

Die saisonale Dynamik des APP's wird hauptsächlich durch die Dynamik der Cyanobakterien bestimmt. Diese zeigen entweder zwei (unterschiedlich hohe) Maxima oder nur einen (und dann sehr ausgeprägten) Gipfel im Jahr.

Ein stärkeres Wachstum der pikoplanktischen Cyanobakterien beginnt frühestens am Ende der Frühjahrs-Massenentwicklung (FME) der Diatomeen.

Das 2. (oder einzige) Maximum im Jahr fällt dagegen stets mit der ME der großen, koloniebildenden Cyanobakterien zusammen. Bei diesen handelt es sich (seit 1996) hauptsächlich um *Aphanothece bachmannii* und *Cyanodictyon planctonicum.*

Die Maxima von PE- und PC-APP fallen nur selten zusammen. Letztere haben jedoch nur wenig Einfluß auf das Gesamt-APP-Biovolumen.

Das eukaryotische APP zeigt dagegen immer im Winter und Frühjahr die höchsten Konzentrationen. In diesen Zeiten kann es bis zu 60 % des beobachteten APP-Biovolumens ausmachen. Im Sommer und während der Herbstvollzirkulation besitzt es nur geringe Bedeutung. Ähnliche Ergebnisse veröffentlichten PADISAK et al. (1997) und HEPPERLE and KRIENITZ (2001) vom oligotrophen Stechlinsee.

Diese saisonale Sukzession und ihre Variabilität findet man auch in vielen anderen Gewässern wieder. So gibt es Berichte über nur ein Maximum (z.B. SÖNDERGAARD 1991, STOCKNER and SHORTREED 1991, HAWLEY and WHITTON 1991), ebenso aber auch Gewässer, in denen zwei Maxima beobachtet wurden (WEISSE and KENTER 1991, HEPPERLE and KRIENITZ 2001) bzw. (bei Langzeitbeobachtungen) der Wechsel von einem Muster zum anderen (GAEDKE and WEISSE 1998).

Steuerung der jahreszeitlichen Dynamik (Abb. 3):

Die geringen Abundanzen der Cyanobakterien während der Herbstvollzirkulation und Winterstagnation sind wohl vor allem auf niedrige Wachstumsraten infolge ungünstiger Temperatur- und Lichtverhältnisse zurückzuführen.

Diese spielen mit Sicherheit auch eine entscheidende Rolle während der Frühjahrsvollzirkulation, wo bisher ebenfalls noch kein nennenswertes Wachstum beobachtet wurde (abgesehen von gelegentlichen kleineren Maxima der eukaryotischen Pikoplankter). Da in dieser Zeit in SB aber immer die ME der großen Diatomeen abläuft sowie erste größere Entwicklungen von Rotatorien (sh. auch HORN, W. et al., dieser Tagungsbericht) und Ciliaten zu beobachten sind, kommen auch Nahrungskonkurrenz und Grazingverluste als mögliche Ursachen für die geringen Abundanzen des APP's in Betracht.

Mit dem Ende der FME der Diatomeen beginnt in der Regel das verstärkte Wachstum der Cyanobakterien. Die Diatomeen entfallen jetzt als Konkurrenten, und steigende Wachstumsraten infolge verbesserter Licht- und Temperaturverhältnisse ermöglichen es, eventuelle Grazingverluste durch Rotatorien (und Ciliaten) zu kompensieren. In drei der fünf Untersuchungsjahre ist im Frühsommer ein erstes Maximum der Cyanobakterien zu beobachten.

Diese erste ME wird jedoch mit dem Aufkommen der Daphnien sofort abgebrochen (bzw. gleich von Anfang an verhindert). Die Folge ist, daß im Hochsommer, die Zeit hoher Daphnien-Abundanzen in der TS, stets rückläufige bzw. niedrige APP-Konzentrationen zu beobachten sind.

Das zweite (oder auch einzige) Maximum der Cyanobakterien im Hoch- oder Spätsommer fällt immer zusammen mit der ME der große Kolonien bildenden Cyanophyceen. Der Grazingdruck der Daphnien hat nachgelassen (wenn auch nicht immer vollständig, wie z.B. 2000) und die pikoplanktischen Cyanobakterien scheinen nun von den gleichen Mechanismen gesteuert zu werden wie ihre koloniebildenden Verwandten, im wesentlichen also von dem dann stets niedrigen Si : P - Verhältnis (HORN and UHLMANN, 1994). Es läßt keine Diatomeen als Konkurrenten aufkommen, und die hohen Temperaturen sowie das gute Lichtklima im Wasserkörper führen zu hohen Wachstumsraten.

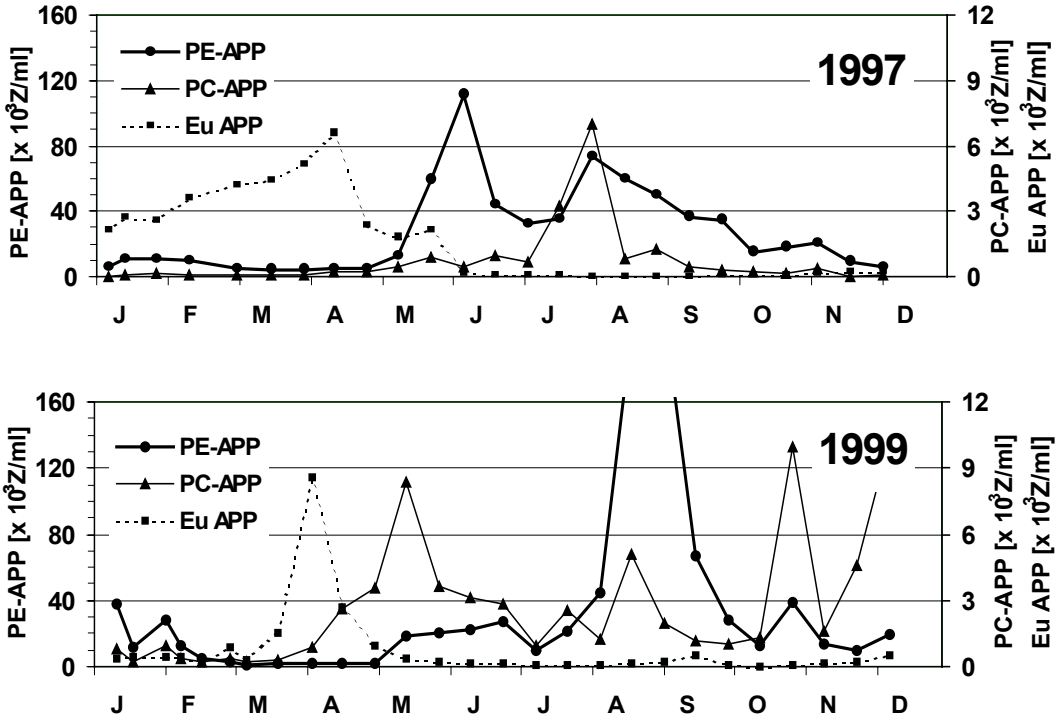


Abb. 2: Zwei ausgewählte Jahresgänge der pikoplanktischen Cyanobakterien (PE- und PC-APP) und der eukaryotischen Pikoplankter (Eu APP) in der TS Saidenbach

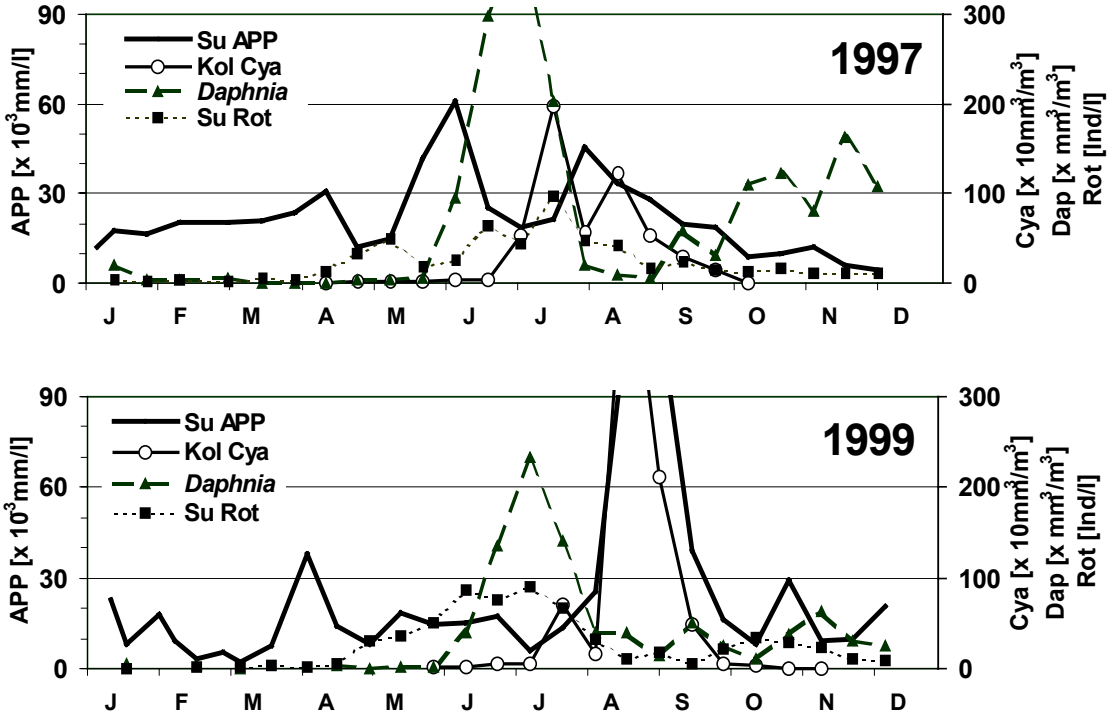
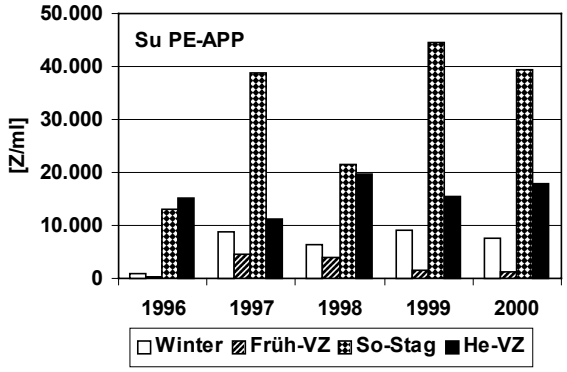
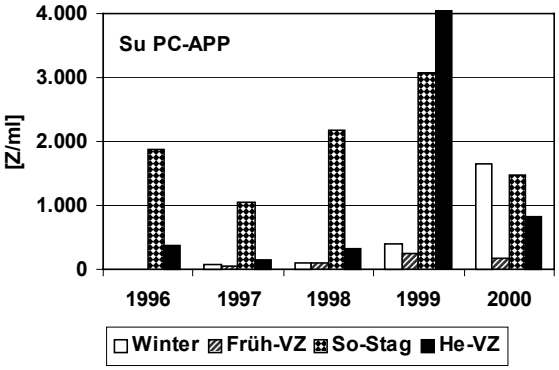


Abb. 3. Saisonale Entwicklung der Summe aller Pikoplankter (Su APP), der koloniebildenden Cyanobakterien (Kol Cya), der Daphnien und der Summe der Rotatorien für zwei ausgewählte Jahre der TS Saidenbach
(*Daphnia*-Daten aus HORN, W. (2001), Rotatoriendaten aus HORN, W. et al (2002)).





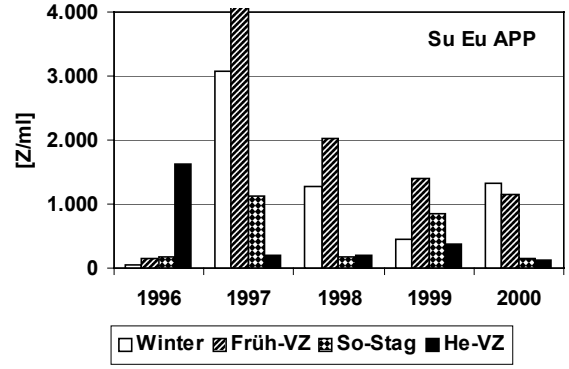


Abb. 4: Die saisonalen Unterschiede in den mittleren Abundanzen der drei erfaßten APP-Gruppen in der Talsperre Saidenbach

Zusammenfassung:

- Das APP in der Talsperre Saidenbach setzt sich hauptsächlich aus Cyanobakterien von < 1µm³ Größe zusammen.
- Es zeigt ein oder zwei Maxima im Jahresverlauf: das erste im Anschluß an die Frühjahrs-Massenentwicklung der Diatomeen, das zweite, meist bedeutendere zusammen mit dem Maximum der koloniebildenden Cyanobakterien im Hoch- oder Spätsommer.
- Die saisonale Dynamik wird gesteuert durch
  - Temperatur und Licht (in allen Jahreszeiten),
  - die Grazingverluste (im Frühjahr durch Rotatorien und Ciliaten, im Sommer hauptsächlich durch die Daphnien).
  - und die Nährstoffverhältnisse, insbesondere das Si:P-Verhältnis (Ausschluß der Diatomeen als Konkurrenten bei niedrigem Si:P (evt. im Frühjahr, sicher im Sommer)).
- Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet läßt sich keine Beziehung zwischen der APP-Abundanz und einen dieser Faktoren oder ein Zusammenhang zum Phytoplankton erkennen (Abb. 5).
- Die eukaryotischen Pikoplankter sind zwar zahlenmäßig gering vertreten, durch das weitaus größere Biovolumen und ihre Präferenz für die kalte Jahreszeit können sie jedoch im Winter und Frühjahr den Hauptanteil des APP-Biovolumens bilden.
- Das APP erstellt im 5-Jahresmittel insgesamt nur etwa 1 bis 2 % am Gesamtphytoplankton-Biovolumen der Talsperre Saidenbach. Das ist wenig im Vergleich zu anderen oligo- und mesotrophen Gewässern (z.B. STOCKNER and SHORTREED 1991, HEPPERLE and KRIENITZ 2001).

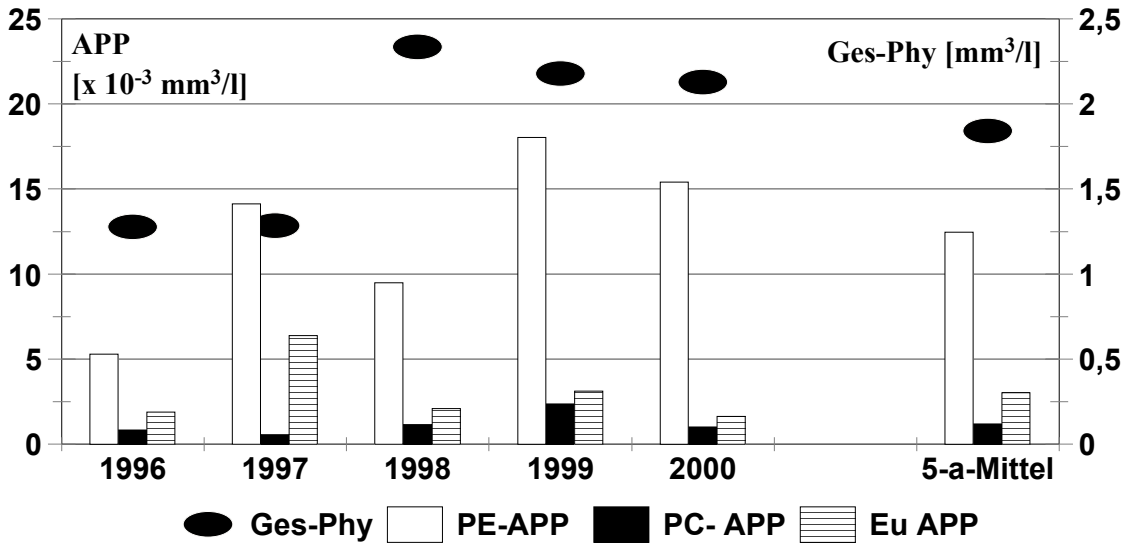


Abb. 5: Vergleich des Biovolumens der drei APP-Gruppen mit dem Biovolumen des übrigen Phytoplanktons (Ges-Phy) in der TS Saidenbach

Literatur:

GAEDKE, U. and T. WEISSE, 1991: Seasonal and interannual variability of picocyanobacteria in Lake Constance (1987-1997). – Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol 53: 143-158.

HAWLEY, G.R.W. and B.A. WHITTON, 1991: Seasonal Changes in Chlorophyll-containing Picoplankton Populations of Ten Lakes in Northern England. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 76: 545-554.

HEPPERLE, D. and L. KRIENITZ, 2001: Systematics and Ecology of Chlorophyte Picoplankton in German Inland Waters along a Nutrient Gradient. – Intern. Rev.Hydrobiol. 86: 269-284.

HORN, H., L. PAUL und W. HORN, 2001: Phytoplanktonzunahme trotz fallender P-Belastung – ein Widerspruch? Ursachen der unerwarteten Entwicklung in einer Trinkwassertalsperre. – GWF 142: 268-278.

HORN, H. and D. UHLMANN, 1995: Competitive growth of blue-greens and diatoms (*Fragilaria*) in the Saidenbach Reservoir, Saxony. – Wat. Sci. Techn. 32: 77-88.

HORN, W., 2001: Die Entwicklung planktischer Crustaceen in der Talsperre Saidenbach – Trends und ihre Hintergründe. – DGL-Tagungsbericht 2000 (Magdeburg) 603-607.

HORN, W., B. KOCH und H. HORN, 2002: Langzeitentwicklung des Rotatorienplanktons der Talsperre Saidenbach. Trends und Hintergründe. – DGL Tagungsbericht 2001 (Kiel).

PADISAK, J., L. KRIENITZ, R. KOSCHEL and J. NEDOMA, 1997: Deep-layer autotrophic picoplankton maximum in the oligotrophic Lake Stechlin, Germany: origin, activity, development and erosion. – Eur. J. Phycol. 32: 403-416.

SÖNDERGAARD, M., 1991: Phototrophic Picoplankton in Temperate Lakes: Seasonal Abundance and Importance along a Trophic Gradient. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 76: 505-522.

STOCKNER, J.G., 1991: Autotrophic Picoplankton in Freshwater Ecosystems: The View from the Summit. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 76: 483-492.

STOCKNER, J.G. and K.S. SHORTREED, 1991: Autotrophic Picoplankton: Community Composition, Abundance and Distribution across a Gradient of Oligotrophic British Columbia and Yukon Territory Lakes. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 76: 581-601.

WEISSE, T. and U. KENTER, 1991: Ecological Characteristics of Autotrophic Picoplankton in a Prealpine Lake. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 76: 493-504.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002

Langzeitentwicklung des Rotatorienplanktons der Talsperre Saidenbach: Trends und Hintergründe

Wolfgang Horn, Brigitte Koch, Heidemarie Horn

Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Limnologie von Talsperren", Ökologische Station Neunzehnhain der TU Dresden, Neunzehnhainer Str. 14, D-09514 Lengefeld (e-mail: horn.hw@t-online.de)

Keywords: Rotatorien, *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*, Langzeitentwicklung, *Daphnia*, Talsperre Saidenbach

Die mesotrophe Trinkwasser-Talsperre Saidenbach liegt im mittleren Erzgebirge. Sie besitzt bei Vollstau 22,4 Mio. m³ Wasservolumen und ist 45 m tief (s. auch HORN, H. 2000, HORN, W. 2001). Untersuchungsschwerpunkte sind Phytoplankton, pelagische Crustaceen und Rädertiere sowie die physikalisch-chemischen Bedingungen im Freiwasser.

In diesem Beitrag wird die Populationsdynamik der Rotatorien aufgezeigt, es werden wichtige Steuergrößen dargestellt (Temperatur, intra- und interspezifische Konkurrenz, Nahrung) und der mögliche Einfluß dieser Tiergruppe auf den Stoffhaushalt von Talsperren-Ökosystemen abgeschätzt (Filterleistung im Vergleich zu den Crustaceen, insbesondere *Daphnia*; Konkurrenzfähigkeit).

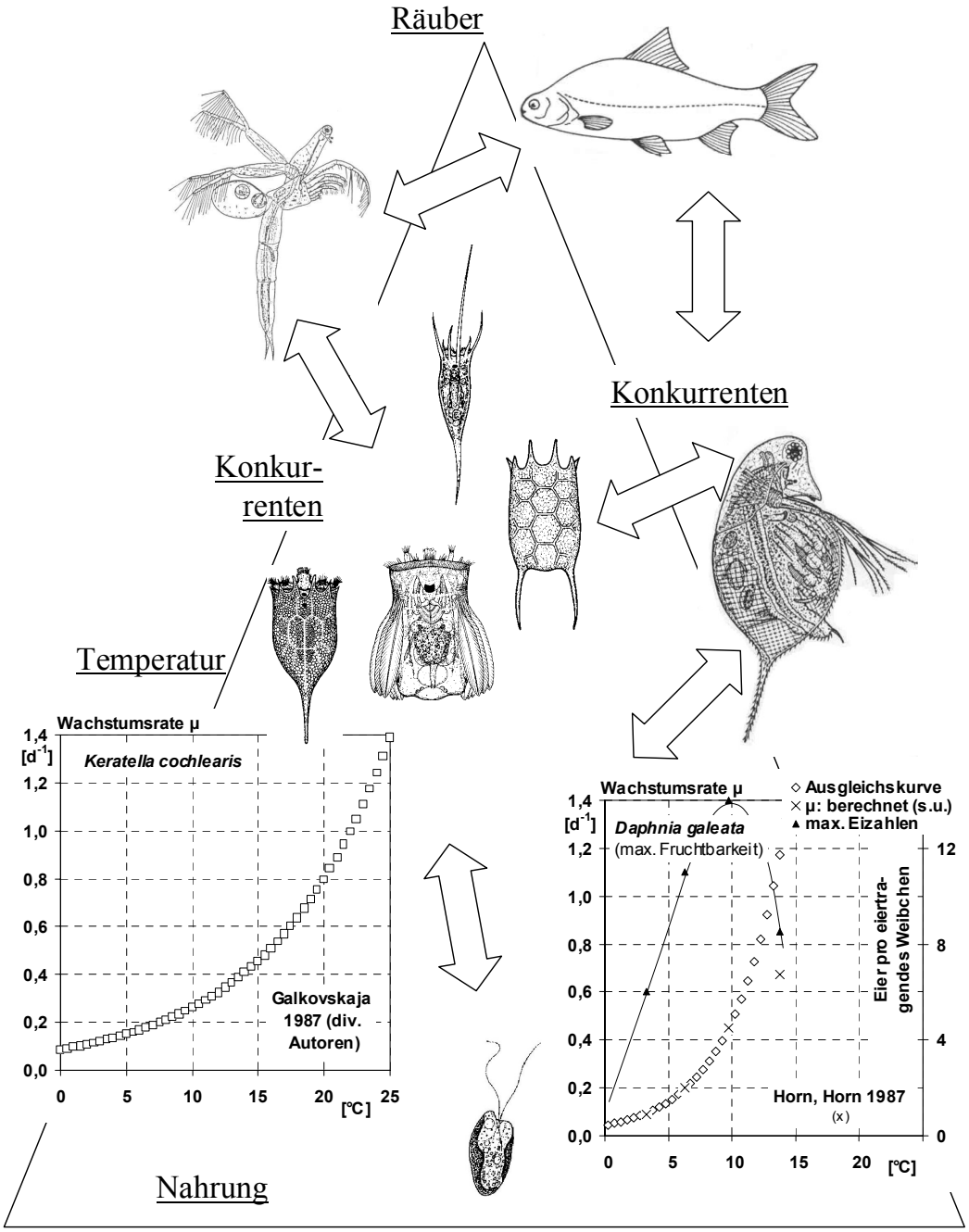
Methodik

Die Entnahme des Rotatorienplanktons erfolgte 14-tägig mit einem Schließnetz (Maschenweite 55 µm, Durchmesser 30 cm, Verhältnis Netzöffnung/Filterfläche 6,9) aus 4 Tiefenzonen (Grund – 20 m, 20 – 10 m, 10 – 5 m, 5 m – Oberfläche). Ausgezählt wurden die Tiere in Kolkwitzkammern, nach Einstellung einer entsprechenden Verdünnung.

Das Crustaceenplankton wurde, ebenfalls mit einem Schließnetz, im Abstand von ein oder zwei Wochen aus 5 Schichten entnommen (Maschenweite 175 µm). Über Auszählung (in Sedimentationskammern von 10 ml), Vermessung und Berechnung des individuellen Biovolumens (Längen-Biovolumen-Beziehungen) wurde das Gesamt-Biovolumen ermittelt. Das Phytoplankton (Ruttner-Schöpfer, 7 bis 14-tägig aus ca.10 Tiefen) wurde im Umkehrmikroskop ausgezählt und über spezifische Biovolumina in Biovolumen umgerechnet. Die Messung der Wassertemperaturen erfolgte mit Sonden (1 m Auflösung, 14-tägig). Der Untersuchungszeitraum umfaßt die Jahre 1979 bis 2000.

Wichtige Einflußgrößen

Die zeitliche und räumliche Entwicklung der Rotatorien ist das Ergebnis des Zusammenwirkens verschiedener abiotischer und biotischer Einflüsse (Abb. 1). Auf die Abundanz wirkt sich vor allem das Nahrungsangebot aus, um das auch andere Arten oder funktionelle Gruppen konkurrieren können. Die Individuenzahl wird aber auch wesentlich von der Räuber-Aktivität bestimmt (z.B. Copepoden). Werden unlimitierte Nahrungsmenge und vernachlässigbare Verluste (Fraß, Seneszenz, Pilze, Parasiten) angenommen, wird die Wachstumsgeschwindigkeit der Population allein von der Temperatur gesteuert. Solche Verhältnisse bestehen im Spätfrühling bzw. Frühsommer, wenn sich der Wasserkörper erwärmt, das Phytoplankton zu Massenentwicklungen neigt und das Zooplankton oft noch nicht so arten- und zahlreich vertreten ist wie im Hochsommer.



Strichzeichnungen aus: Streble, H.; Krauter D. (1988): Das Leben im Wassertropfen. Franckh-Kosmos, Stuttgart, 8.Aufl.

Plötze aus: Schaefer, M. (1991): Brohmer - Fauna von Deutschland. Quelle & Meyer, Wiesbaden, 18. Aufl.

Abb. 1: Einflußgrößen auf das Populationswachstum der Rotatorien (schematisiert).

Ergebnisse

Zusammensetzung der Rotatorien im Beobachtungszeitraum

Die bei weitem wichtigsten Arten in der Talsperre Saidenbach sind *Kellicottia longispina* und *Keratella cochlearis* mit zusammen ca. 65 %-Anteil am 20 Jahresmittel. Weiterhin dominierten zahlenmäßig oft die Arten bzw. Gruppen *Polyarthra dolichoptera*, *P. vulgaris*, *Synchaeta* spp., *Pompholyx sulcata*, *Conochilus unicornis* sowie, sporadischer, *Ascomorpha ecaudis*, *Trichocerca porcellus*, *Keratella quadrata*, *Gastropus stylifer*, *Notholca* spp. und *Filinia terminalis* (Abb. 2).

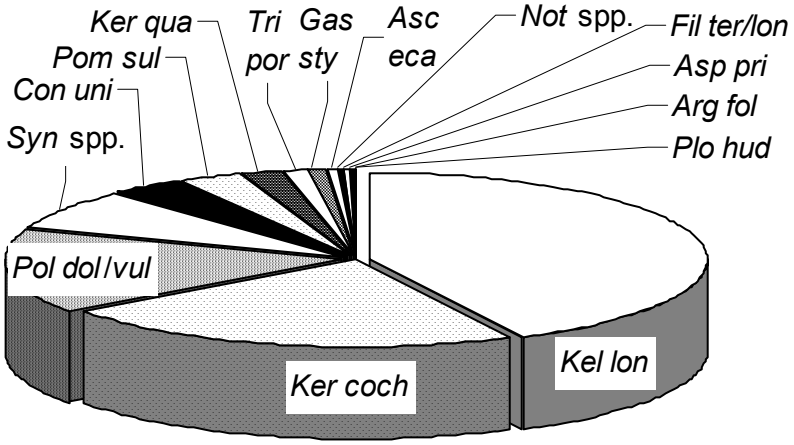


Abb. 2: Relative Anteile der Arten an der Gesamt-Individuenzahl (Mittel 1980-2000).

Jahresmittelwerte

Die Individuenzahlen der einzelnen Arten variierten im untersuchten Zeitraum z.T. erheblich (Abb. 3). Die höchsten Abundanzen der Jahresmittel der Summe aller Arten wurden 1989 mit durchschnittlich 115 Tieren pro Liter beobachtet, die niedrigsten 2000 mit 22 T/l. Auffallend ist die starke Zunahme von *Kellicottia longispina* nach 1983 und der plötzliche Rückgang 1990 (ob in diesem Zeitraum besondere Futterbedingungen vorlagen, ist noch zu prüfen). Einige Arten nahmen zahlenmäßig ab, wie *Keratella quadrata*, *Trichocerca porcellus*, *Asplanchna priodonta*, andere wurden wichtiger, kurzfristig z.B. *Pompholyx sulcata*. In den letzten drei Jahren erschien *Ploesoma hudsoni* in nennenswerteren Dichten, nach PEJLER ein Anzeiger für oligotrophe Verhältnisse (WALZ et al. 1987). Das 20-jährige Mittel der Individuendichte (Durchschnitt über die Wassertiefe) liegt bei ca. 50 Tieren pro Liter.

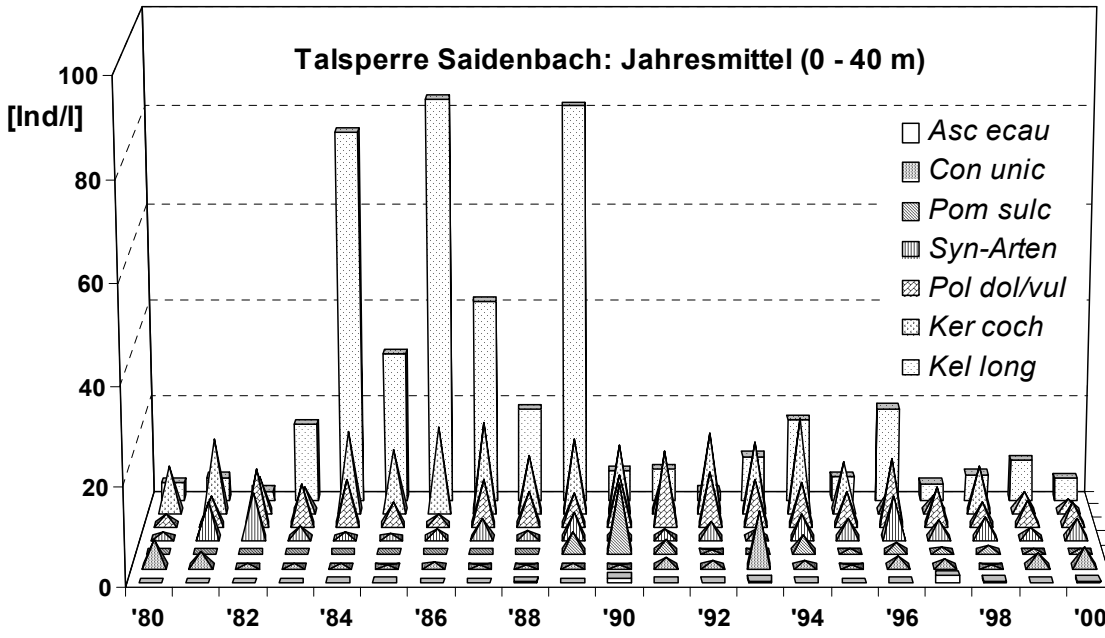


Abb. 3: Jahresmittel der Individuenzahl der zahlenmäßig dominierenden Rotatorien.

Jahresgänge und jahreszeitliche Dynamik der dominierenden Rotatorien

Die einzelnen Rotatorienspezies zeigen in der Regel eine artspezifische, saisonale Dynamik, aber auch die zwischenjährlichen Unterschiede können beträchtlich sein (Abb. 4), d.h. Zeitpunkt und Höhe des Populationswachstums können stark variieren. Im allgemeinen kommt es zu bedeutenden Entwicklungen (meist handelt es sich dabei um *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis* oder *Synchaeta* spp.) erst mit Ausbildung einer thermischen Schichtung Ende April/Anfang Mai, was vor allem auf den großen Einfluß der Temperatur hinweist. Sicherlich spielen aber auch die guten Futterbedingungen eine wichtige Rolle, denn in diese Zeit fällt die Frühjahrsmassenentwicklung des Phytoplanktons, welche zwar meist aus Diatomeen besteht, aber auch stets erhöhte Konzentrationen an Nanoplanktern aufweist. Zudem existiert noch kaum Nahrungskonkurrenz, da Crustaceen (vor

allem *Daphnia*) bis dahin kaum vorhanden sind. Auch im Sommer und Herbst sind hohe Dichten, z.B. von *Conochilus* und *Polyarthra,* möglich. Oft ist dann *Daphnia* schon wieder im Rückgang begriffen. Diese zeitliche Abfolge weist auf mögliche Wechselwirkungen hin, und die in der Talsperre Saidenbach gefundene negative Beziehung zwischen den Rädertieren und *Daphnia* (Abb. 5) bzw. zwischen den beiden Arten *Kellicottia longispina* und *Keratella cochlearis* bestätigt dies. Die Beziehung beruht wahrscheinlich auf einer Futterkonkurrenz (s. auch LAMPERT, ROTHAUPT 1991, MORSCHEID 2001). Eine direkte Beeinflussung – Interferenz – (z.B. LAMPERT, ROTHAUPT 1991) kann wegen der geringen Dichten und kleinen Individuen der Daphnien praktisch ausgeschlossen werden.

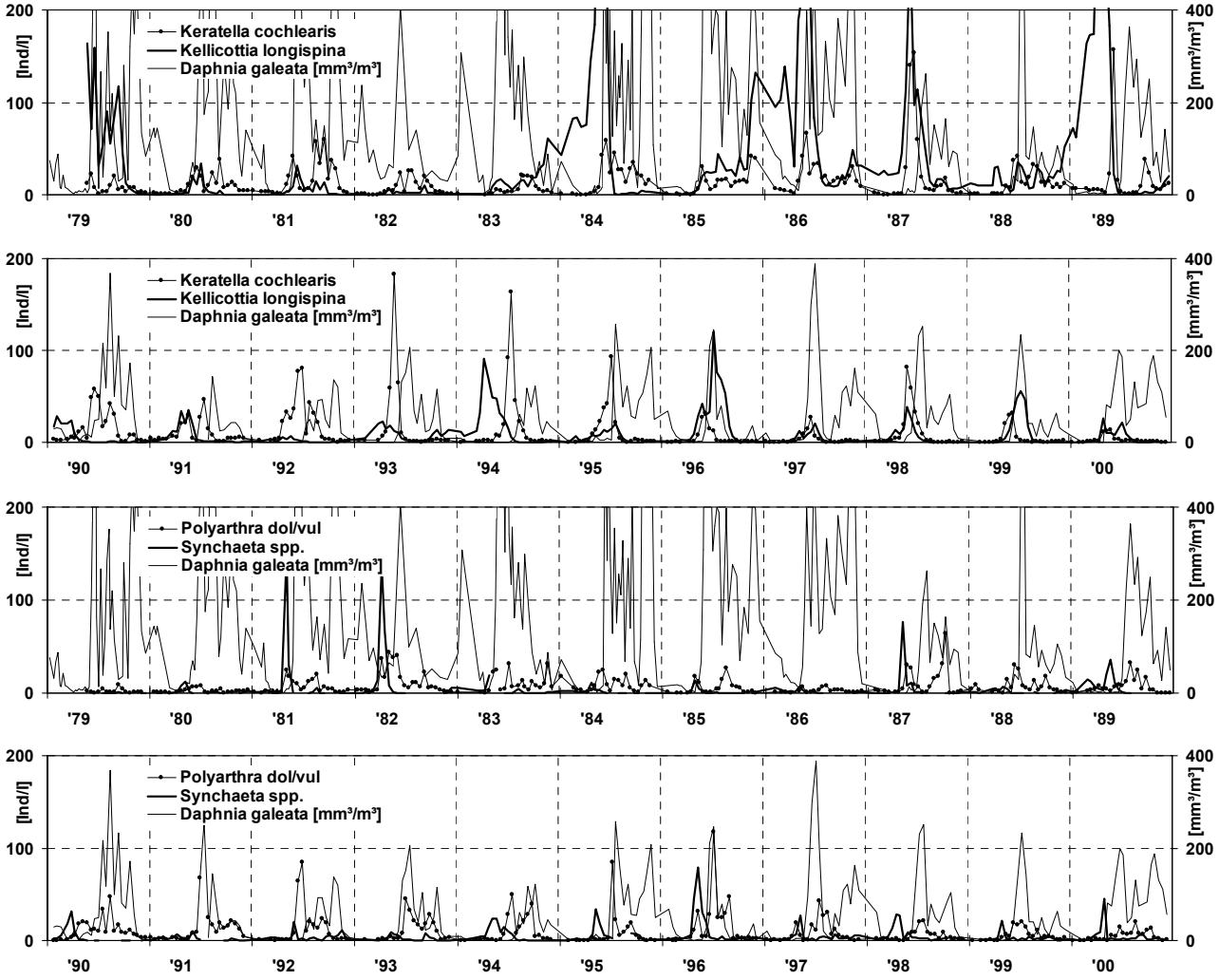


Abb. 4: Die Populationsentwicklung zahlenmäßig wichtiger Rotatorien (Ind/l, linke Achse) und die von *Daphnia galeata* (als mm³/m³, rechte Achse) im Zeitraum von 1980 bis 2000.

Ausgewählte Wachstumskurven

Die maximalen bobachteten Änderungsraten von Rädertieren und Daphnien sind in der Regel nicht sehr verschieden (Abbn. 1 und 6). Im Frühjahr allerdings, bei niedrigen Temperaturen, ist die Wachstumsrate der Rotatorien im allgemeinen größer, sie reagieren mit geringerer Verzögerung (Abb. 1, s. auch WALZ 1986), weshalb sie häufig die „Ersten“ sind. Sicherlich spielt dabei auch die Zahl vorhandener Dauereier eine gewisse Rolle, denn es fällt auf, daß erhöhte Tierdichten oft in aufeinanderfolgenden Jahren auftreten. Hier könnte durch das Schlüpfen ein beschleunigter „Zuwachs“ erfolgen (Zahlen über die Dauereier liegen jedoch nicht vor). Zudem fehlen die Daphnien in manchen Jahren noch im Frühsommer praktisch völlig (z.B. 1987 - Abb. 7, oder vielfach anfangs der 90er Jahre), wahrscheinlich auf Grund zu hoher Verluste, d.h. auch einer zu geringen Anfangskonzentration („kritische Masse“). Die Abbildung zeigt auch, daß das

Nanoplankton von den Rotatorien kaum beeinflußt wird, wohingegen eine signifikante Beziehung zwischen *Daphnia*-Dichte und Nanoplanktonkonzentration existiert (HORN, HORN 1995).

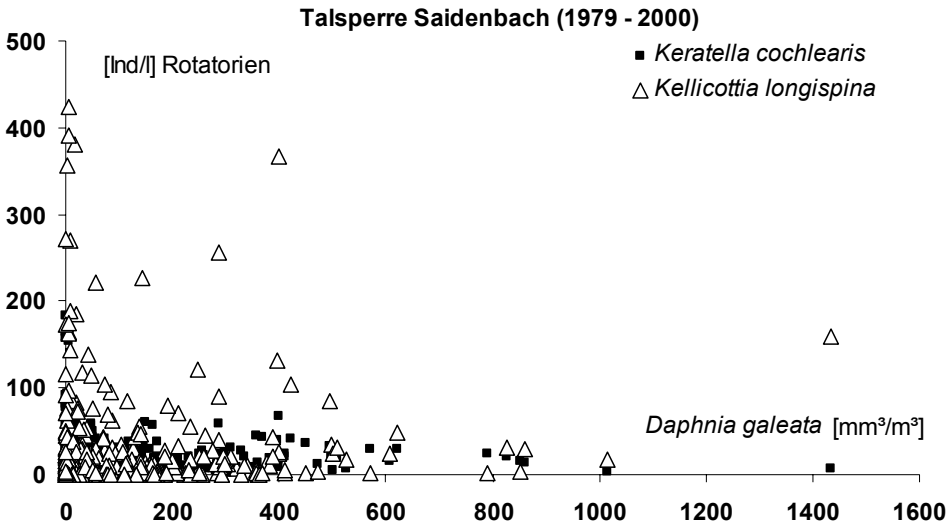


Abb. 5:
Die Abhängigkeit der Individuendichte der Rädertiere von der Menge an *Daphnia galeata*.

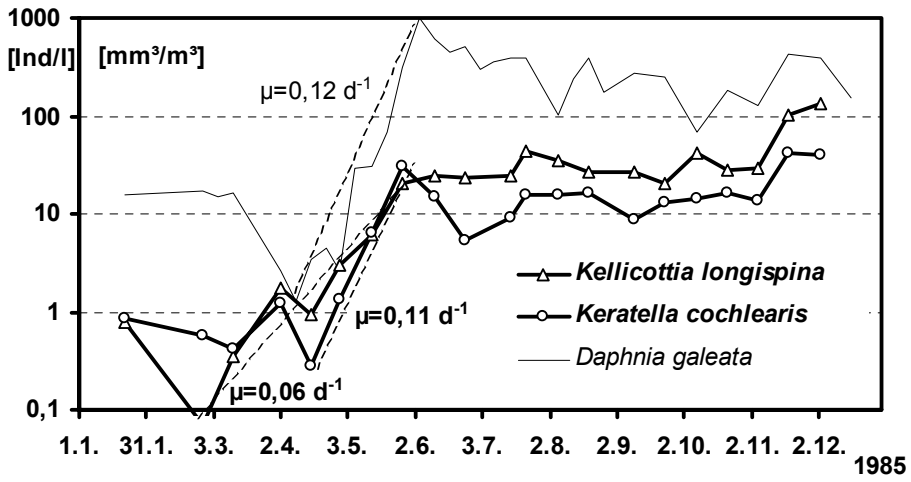


Abb. 6:
Wachstum von Rotatorien (Ind/l) und *Daphnia* (mm³/m³) im Frühjahr und Sommer (μ = Änderungsrate).

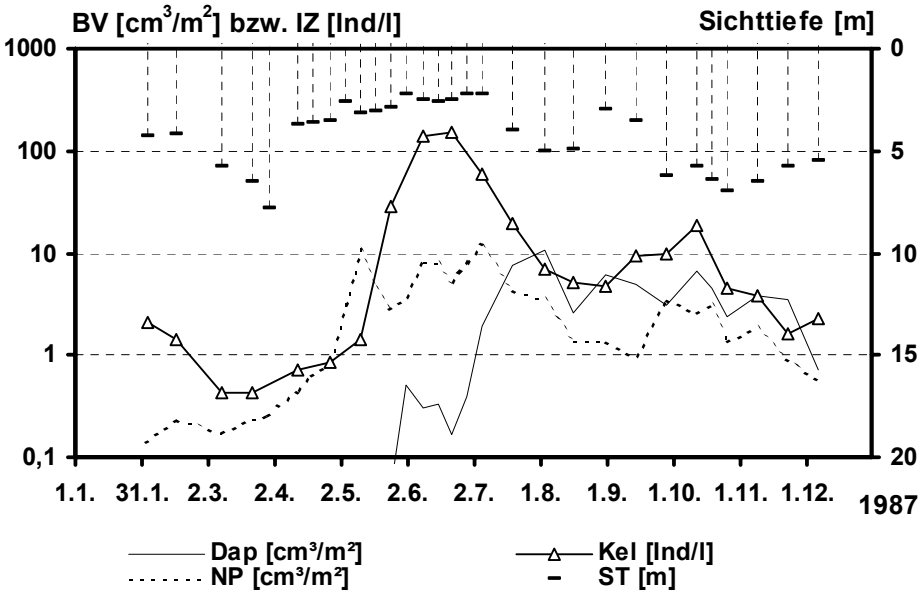


Abb. 7:
Wachstumskurven von *Kellicottia longispina* (als Individuenzahl IZ), *Daphnia galeata* (als Biovolumen BV) und des Nanoplanktons NP (als Biovolumen BV) im Jahr 1987.

Zusammenfassung

- Das Rotatorienplankton zeigte in den 20 untersuchten Jahren eine große Heterogenität und deutliche Veränderungen: Auffallend ist die starke Zunahme von *Kellicottia longispina* nach 1983 und der plötzliche Rückgang 1990. Verschiedene Arten nahmen mehr oder weniger kontinuierlich zahlenmäßig ab, wie *Keratella quadrata*, *Trichocerca porcellus*, *Asplanchna priodonta*, andere dagegen wurden wichtiger, z.B. *Pompholyx sulcata*.
- Einige Rotatorienarten wiesen deutliche jahreszeitliche Präferenzen auf, *Synchaeta* spp. und *Kellicottia longispina* z.B. für das Frühjahr, *Conochilus unicornis* auch für den Herbst.
- Die Populationsdynamik wird erheblich von Wassertemperatur, Nahrungskonkurrenz und Vorgeschichte (z.B. über die Dauereier) bestimmt:
  - Nahrung scheint außerhalb der Massenentwicklungszeiten der Daphnien genug vorhanden zu sein, eine genaue Prüfung steht jedoch noch aus.
  - Nahrungskonkurrenz wird hpts. zwischen *Daphnia* und den Rotatorien bzw. den Rotatorien untereinander (insbes. *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis* und *Conochilus unicornis*) vermutet, denn diese Arten/Gruppen schließen sich oft aus.
- Insgesamt ergibt sich ein Bild relativ starker Stochastik bei der Populationsdynamik. Das ist auch für die Plankton-Rotatorien anderer Gewässer beobachtet worden, z.B. im Ammersee (MORSCHEID 2001). Als wichtigste Einflußgrößen werden ebenfalls Temperatur (im Frühjahr) und Nahrungskonkurrenz der Cladoceren genannt.

Literatur:

GALKOVSKAJA, G.A. (1987): Planktonic rotifers and temperature. – Hydrobiologia 147: 307–317.

HORN, H. (2000): Langzeitentwicklung des Phytoplanktons der Talsperre Saidenbach: Welche Auswirkungen hatte die politische Wende? – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing 2000: 286–290.

HORN, W., HORN, H. (1987): Field studies concerning the fecundity of *Daphnia galeata*, its causes and consequences. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 72: 559–573.

HORN, W., HORN, H. (1995): Interrelationships between crustacean zooplankton and phytoplankton: Results from 15 years of field investigations at the mesotrophic Saidenbach Reservoir (Germany). – Hydrobiologia 307: 231–238.

HORN, W. (2001): Die Entwicklung planktischer Crustaceen in der Talsperre Saidenbach – Trends und ihre Hintergründe. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001: 603–607.

LAMPERT, W., ROTHAUPT, K.O. (1991): Alternating dynamics of rotifers and *Daphnia magna* in a shallow lake. – Arch. Hydrobiol. 120: 447-456.

MORSCHEID, H. (2001): Heute hier – morgen fort: Darstellung und statistische Auswertung der Abundanz- und Tiefenverteilung der häufigsten pelagischen Rotatorien des Ammersees zwischen 1993 und 1997. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing 2001: 613–617.

WALZ, N. (1986): Wie werden Rotatorienpopulationen reguliert? – Laufener Seminarbeiträge 2/86, Akademie für Naturschutz u. Landschaftspflege: 80-90.

WALZ, N., ELSTER, H.-J., MEZGER, M. (1987): The development of the rotifer community structure in Lake Constance during its eutrophication. – Arch. Hydrobiol./Suppl 74: 452–487.

Freisetzung von Phosphor und Stickstoff aus Makrophytenbeständen sommerlich trocken gefallener Sedimente einer eutrophen Talsperre

Andreas Kleeberg & Majana Heidenreich

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz
Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: a.kleeberg@limno-tu-cottbus.de

Keywords: Talsperre Spremberg, Wasserknöterich, Sumpfruhrkraut, Phosphorrücklösung, gelöster Sauerstoff

Einleitung

Die Talsperre Spremberg dient in erster Linie der Aufhöhung des Niedrigwasserabflusses der Spree, dem Hochwasserschutz und der Naherholung (LUA 1998). Eine über das Jahr hinweg kontinuierliche Wasserabgabe führt zum Trockenfallen vormals überstauter Sedimente in der Talsperre. Die exponierten Flächen werden alljährlich von verschiedenen terrestrischen Therophyten besiedelt. Diese nehmen Nährstoffe, wie Stickstoff (N) und Phosphor (P) über die Wurzeln auf und speichern sie in der Biomasse. Die Fähigkeit der Makrophytenbestände auf diese Weise als Stoffsenke zu fungieren hängt vom Nährstoffstatus der Sedimente, der Nährstoffanreichung des zufließenden Wassers und der Primärproduktion der die Flächen besiedelnden Arten ab (VAN OORSCHOT et al. 2000). Die nachfolgende Flutung dieser Sedimente wiederum führt zur Freisetzung von N und P aus dem Pflanzenmaterial durch dessen Mineralisierung und die N- bzw. P-Regeneration an der Sediment/Wasser-Kontaktzone (z. B. WATTS 2000, BALDWIN & MITCHELL 2000). Darüber hinaus ist zu erwarten, dass der Abbau der pflanzlichen Biomasse zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone (VAN OORSCHOT et al. 2000) und damit zu einer erhöhten Freisetzung des redox-sensitiven (eisengebundenen) Phosphors führen könnte (STEPHEN et al. 1997, JAMES et al. 2001). Die Bedeutung dieser Prozesse auf den z. T. ausgedehnter Flächen in Relation zu den gesamten Nährstoffflüssen in der Talsperre ist nicht bekannt.
Ziel dieses Artikels ist es, die saisonale N- und P-Akkumulation und -Freisetzung aus Makrophytenbeständen exponierter Sedimente zu quantifizieren und das Ausmaß der benthischen P-Freisetzung in Abhängigkeit des Oxidationsgrades dieser Sedimente zu bestimmen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet – Der 3,7 km lange Damm der Talsperre Spremberg ca. 60 km südlich von Cottbus (Lausitz) staut den Flachlandfluss Spree auf eine Länge von 8 km an. Seit ihrer Fertigstellung im Jahr 1965 erfuhr die Talsperre eine erhöhte Eutrophierung aus landwirtschaftlichen, industriellen und städtischen Nährstoffquellen des Einzugsgebietes (LUA 1998). Die verminderte Nährstoffbelastung über die Spree durch Maßnahmen in deren Einzugsgebiet seit den 90iger Jahren führte zu einer stetigen Verbesserung der Wasserqualität (HEIDENREICH & KLEEBERG 2001, HEIDENREICH et al. 2001). Der Wasserkörper der flachen Talsperre ist, selbst an der tiefsten Stelle im Dammbereich, nur selten geschichtet und O_2 Konzentrationen < 3 mg l^{-1} über dem Sediment wurden in 2000 nicht bestimmt. Die Talsperre ist in Tabelle 1 kurz charakterisiert.

Makrophytenbesiedlung – Der mittlere pflanzliche Deckungsgrad wurde zum Ende der Vegetationsperiode im September 2000 in Anlehnung an FISCHER et al. (1996) bestimmt. Die oberirdische Biomasse wurde vollständig von ca. 10 % der Gesamtfläche der Talsperre (Tab. 1), d. h. von insgesamt 15 repräsentativen 5 x 5 m Flächen geerntet. Aus dem Deckungsgrad jeder Pflanzenart und ihrem Anteil an der Trockensubstanz (TS; 4 h, 60 °C) wurde das gewogene arithmetische Mittel der Biomasse des Bestandes berechnet. Proben von vollständigen Pflanzen

wurden homogenisiert und auf Gesamt-N (TN; Elementaranalyse, LECO®-CHN-100) und Gesamt-P (TP; Nassaufschluss, $K_2S_2O_8$, 2 h, 120 °C) analysiert.

Tabelle 1: Kenngrößen der Talsperre Spremberg (N 51°, 4‘; E 14°, 2‘) und Spanne limnologischer Parameter der Talsperre im Zuflussbereich und vor dem Staudamm in 2000.

Kenngröße		Parameter		Zufluss	Damm
Fläche bei Höchststau [ha]	990	Sichttiefe [m]		0,4 ... 1,2	0,8 ... 3,3
Fläche bei Dauerstau [ha]	675	TP	[µg l^{-1}]	55 ... 188	28 ... 67
Maximale Wassertiefe [m]	7	SRP	[µg l^{-1}]	3 ... 16	1 ... 12
Mittlerer Jahresabfluss [m^3 s^{-1}]	13,3	TN	[mg l^{-1}]	2,0 ... 8,6	1,7 ... 5,9
Mittl. Aufenthaltszeit [d]	23	NO_3^--N	[mg l^{-1}]	1,0 ... 7,4	0,9 ... 5,0
Gesamtstauraum [10^3 m^3]	42,7	NH_4^+-N	[mg l^{-1}]	0,1 ... 0,6	0,1 ... 0,3
Einzugsgebiet [km^2]	2240	Seston-TS	[mg l^{-1}]	2,0 ... 37,0	1,3 ... 9,4
Stauziel (Dauerstau) [m üNN]	92	Chl a	[µg l^{-1}]	10 ... 20	2 ... 10

Mesokosmosexperimente – Für die Bestimmung der Raten der N- und P-Freisetzung sowohl aus dem Sediment als auch aus den dominierenden Pflanzen (Wasserknöterich - *Polygonum amphíbium* L. und Sumpfruhrkraut - *Gnaphalium uliginósum* L.) wurden im September 2000 insgesamt 24 ungestörte Sedimentkerne von 30 – 40 cm Länge (UWITEC©-Sedimentstecher, Ø = 6 cm) entnommen. Vom jeweiligen Pflanzenstandort wurden als Parallelen je 3 Kerne ohne und mit je 1 Pflanze und zusätzlich nur Pflanzen in 1 Liter-Flaschen mit Spreewasser überschichtet und im Freien unter oxischen (offen) und suboxischen (verschlossen) Bedingungen im Halbdunkeln inkubiert. Anfänglich wurden zweitägig, später wöchentlich 40 ml Wasser entnommen, filtriert (0,45 µm) und die Konzentration des Ammoniums (NH_4^+) DIN 38405-D11 und die des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) nach DIN 38406-E5-1 bestimmt. Das entnommene Volumen wurde durch dieselbe Menge Spreewasser ersetzt. Das Porenwasser der Sedimentkerne wurde nach Versuchsende und zu vier weiteren Zeitpunkten von den zwei Pflanzenstandorten (Sept. u. Okt. 2000, März u. Mai 2001) durch Zentrifugation (10 Min., 5.000 U $Min.^{-1}$, 4 °C) gewonnen, filtriert (0.45 µm) und die SRP-Konzentration bestimmt (s. o.).

Ergebnisse und Diskussion

Durch die kontinuierliche Wasserabgabe von durchnittlich 7,3 m^3 s^{-1} (etwa 54.9 % des mittleren jährlichen Zuflusses) sank der Wasserspiegel in der Talsperre in 2000 ca. 2 m. Folglich fielen 21,2 % der Gesamtfläche der Talsperre bei Mittelwasser (Tab. 1) von Juli bis Oktober/November trocken. Acht der im Zuflussbereich der Talsperre untersuchten Sedimentflächen fielen vollständig trocken, auf 7 verblieb Wasser in einer Höhe von 4 – 15 cm. Auf diesen 15 Flächen konnten 2 Makrophytenbestände, entweder dominiert durch *P. amphíbium* (50 – 100 %) oder durch *G. uliginósum* L. (50 – 75 %) unterschieden werden. Andere Pflanzenarten wie *Rumex*, *Bidens* und *Ranunculus* spp. erreichten nur einen Deckungsgrad von 2 – 5, < 5, bzw. < 5 %. Von der Höhe des Wasserstandes unabhängig variierte die oberirdische Biomasse zwischen 34 – 420 g TS m^{-2} für *P. amphíbium* und 76 – 120 g TS m^{-2} für *G. uliginósum*. Die unterirdische Biomasse, als TS einmalig bestimmt (n = 7), ist mit 6,8 ± 1,7 % bzw. 4,6 ± 1,5 % der oberirdischen TS von *Polygonum* bzw. *Gnaphalium* zu vernachlässigen.
Bei Gehalten in der Biomasse zum Zeitpunkt der Ernte von 2,5 mg P gTS^{-1} und 30,8 mg N gTS^{-1} für *Polygonum* und 3,7 mg P gTS^{-1} sowie 28,5 mg N gTS^{-1} für *Gnaphalium* wurden dem Deckungsgrad, dem TS- und Flächenanteil entsprechend 0,52 t P und 6,51 t N in den Pflanzenbeständen gespeichert. Zur Veranschaulichung der relativen Bedeutung des Nährstoffumsatzes durch die Pflanzenbestände, wurden die gespeicherten Mengen an TP und TN

pro Jahr bzw. pro Monat komponenten-spezifisch dem Anteil der externen Last in der Talsperre gegenübergestellt (Tab. 2).

Tabelle 2. Prozentualer Anteil der in den Pflanzenbeständen gespeicherten Mengen an Gesamt-P (TP) und Gesamt-N (TN) an der externen Last auf jährlicher bzw. monatlicher Basis für 2000 für TP, TN sowie den gelösten reaktiven Phosphor (SRP), und das Ammonium (NH_4^+).

zeitlicher	Anteil an der externen Last (%)			
Bezug	TP	SRP	TN	NH_4^+
Jahr	1,6	17,6	0,5	7,4
Monat	35,8	247,6	14,1	167,7

Es wird deutlich, dass nur ein relativ kleiner Anteil der Jahresfracht an Nährstoffen in den Pflanzenbeständen akkumuliert wurde, jedoch diese Nährstoffspeicherung auf monatlicher Basis von Relevanz für die Nährstoffdynamik der Talsperre ist.
Der schnelle Anstieg der NH_4^+-Konzentration in den Mesokosmos-Experimenten verdeutlicht, dass jedoch nach Überstau beider Pflanzenarten und deren bakteriellem Abbau ein großer Teil des in der Biomasse gespeicherten Stickstoffs innerhalb kurzer Zeit wieder an der Wasserkörper abgegeben wird (Abb. 1). Die vergleichsweise geringe NH_4^+-Konzentration (nicht FG bezogen) im Wasser über den Sedimentkernen zeigt, dass der Hauptanteil des gebildeten NH_4^+ aus den Pflanzen stammt. Eine sich verringernde NH_4^+-Konzentration wie im *Polygonum*-Ansatz unter oxischen Bedingungen ist sowohl das Ergebnis einer offensichtlich verringerten Mineralisationsrate infolge der Abnahme der Wassertemperatur im Verlauf des Experimentes als auch der Nitrifikation (Abb. 1).

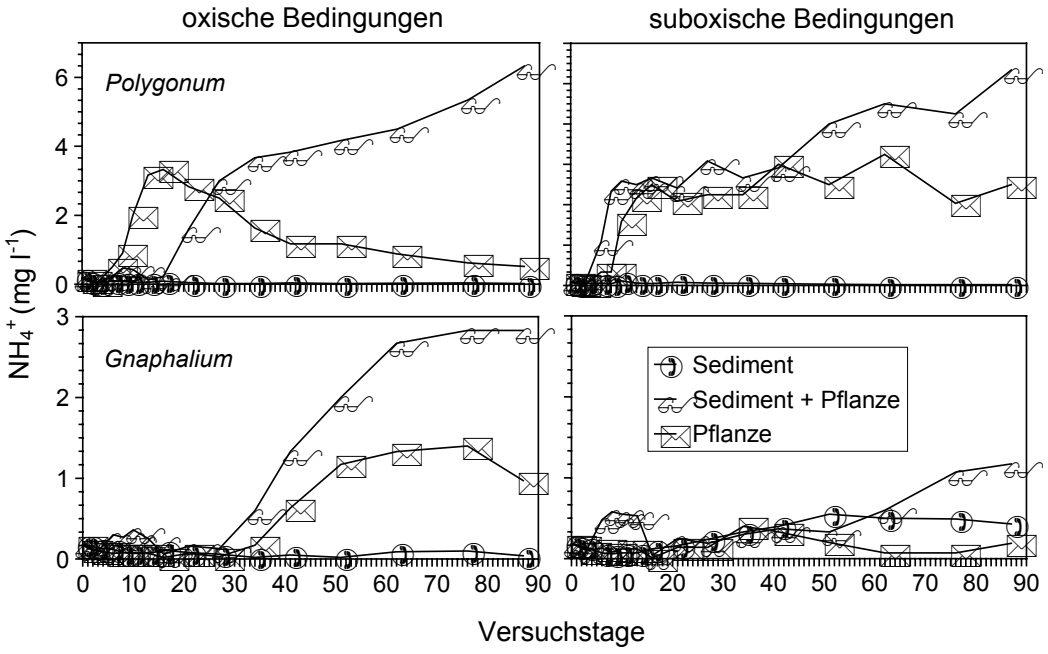


Abbildung 1. Verlauf der Konzentration des Ammoniums (NH_4^+-N) in den ungestörten Sedimentkernen unter oxischen (linke Felder) und suboxischen Bedingungen (rechte Felder) im Ansatz mit *Polygonum* (obere Felder) und mit *Gnaphalium* (untere Felder).

Analog dem NH_4^+ kommt es zu einem enormen Anstieg der SRP-Konzentration in den Sedimentkernen mit Pflanzen sowie in den mit Pflanzen bestückten Flaschen (Abb. 2), wohingegen das Sediment ohne Pflanzen kein Phosphat freisetzt. Insbesondere das Sediment des *Gnaphalium*-Standorts kann Phosphat binden. Dies ist zum einen auf die hohe SRP-Konzentration im

überstehenden Wasser mit Diffusion ins Sediment (negative PRR in Tab. 3) und zum anderen auf die hohen Eisenanteil im Sediment (max. 120 mg Fe gTS^{-1}) zurückzuführen.

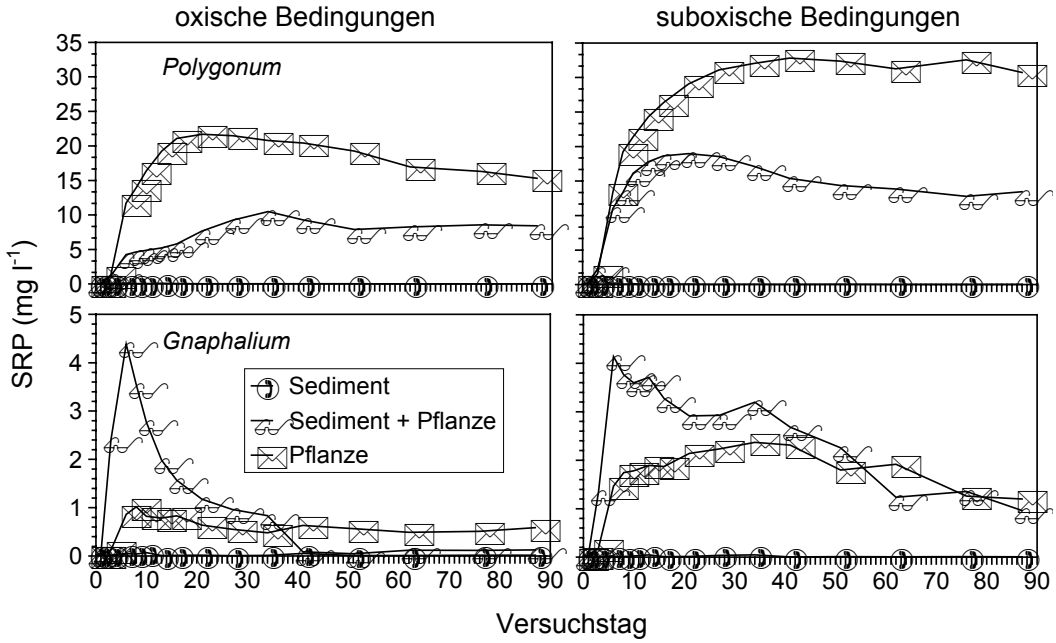


Abbildung 2. Verlauf der Konzentration des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) in den ungestörten Sedimentkernen unter oxischen (linke Felder) und suboxischen Bedingungen (rechte Felder) im Ansatz mit *Polygonum* (obere Felder) und mit *Gnaphalium* (untere Felder).

Die Diffusion von Phosphat ins Sediment wird auch in der erhöhten SRP-Konzentration in den obersten Sedimenthorizonten sichtbar (Abb. 3). Nur in den tieferen Sedimentschichten, in denen das

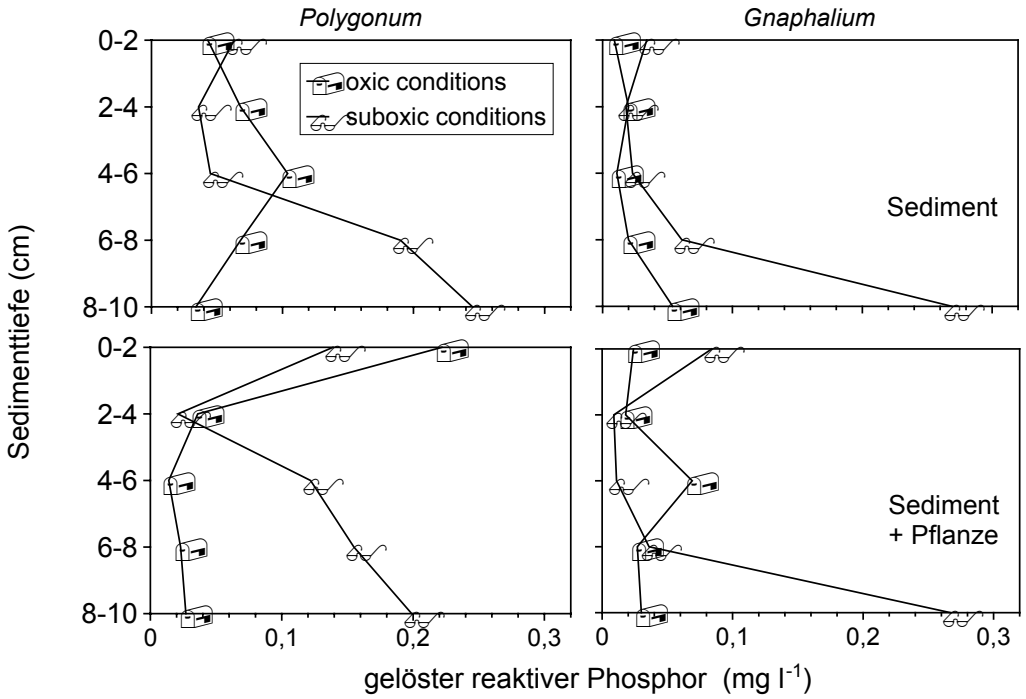


Abbildung 3. Vertikalprofil der Konzentration des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) im Porenwasser des Sedimentes nach Versuchsende unter oxischen und suboxischen Bedingungen mit Sediment (obere Felder) und mit Sediment und Pflanzen (untere Felder), d. h. mit *Polygonum* (linke Felder) und *Gnaphalium* (rechte Felder).

Fe^{2+} offensichtlich nach Trockenfallen nicht vollständig oxidiert werden konnte bzw. im Versuchsverlauf wieder reduziert wurde, ist die SRP-Konzentration geringfügig erhöht. Ein ähnlicher Trend läßt sich auch für die SRP-Konzentration im Sediment des *Polygonum*- bzw. *Gnaphalium*-Standortes nach Wiederanstieg des Wasserspiegels zeigen (Abb. 4). Die Überflutung der zuvor exponierten Sedimente führt sehr warscheinlich zur Durchströmung – mindestens der obersten 20 cm – die sich in einer Erhöhung der SRP-Konzentration bis in tiefere Horizonte reflektiert.

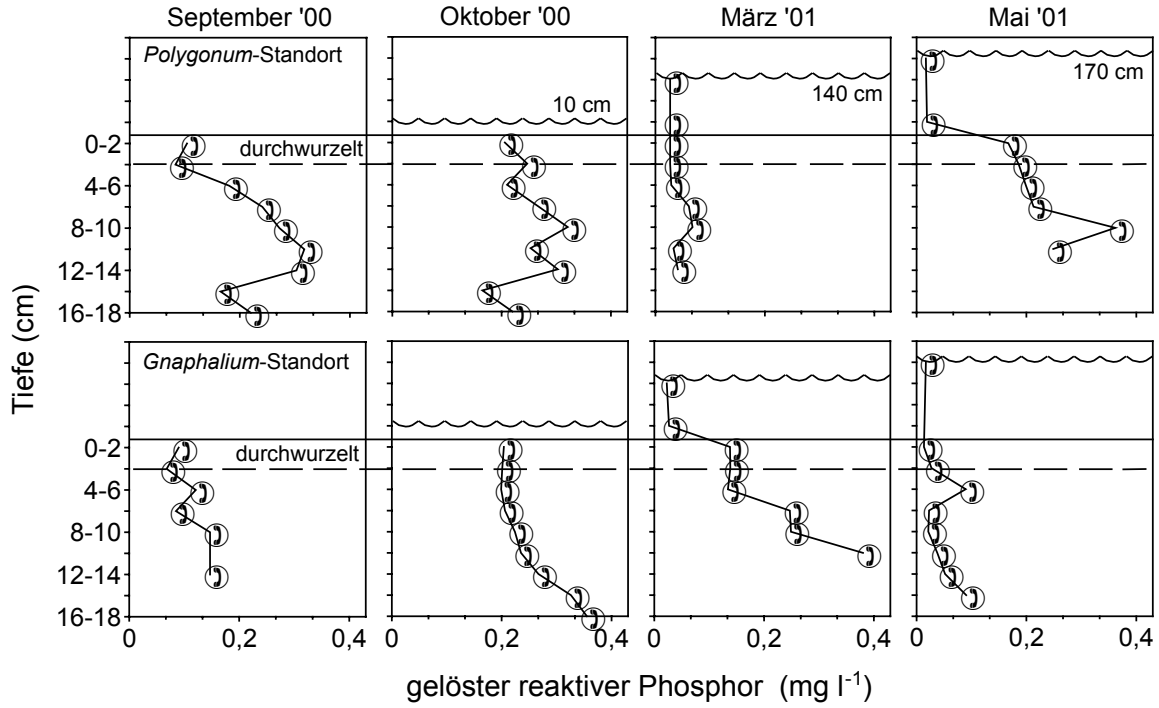


Abbildung 4. Vertikalprofil der Konzentration des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) an der Sediment/Wasser-Kontaktzone des *Polygonum*-Standortes (obere Felder) und dem *Gnaphalium*-Standort (untere Felder) während des Wiederanstiegs des Wasserspiegels von September 2000 bis Mai 2001.

Obgleich der Anteil des redox-sensitiven Phosphors in Übereinstimmung mit den hohen Eisengehalten in den obersten Sedimentschichten 0 – 5 cm mit 26 – 40 % TP relativ hoch ist (HEIDENREICH & KLEEBERG 2001), was theoretisch eine hohe P-Freisetzung unter suboxischen Bedingungen zur Folge hätte, sind die in den inkubierten Sedimentkernen ermittelten Raten als relativ gering anzusehen (Tab. 3). Sie sind jedoch mit denen aus in-situ Porenwasserprofilen berechneten im Bereich von 0,07 mg P m^{-2} d^{-1} (HEIDENREICH & KLEEBERG 2001) vergleichbar.

Tabelle 3. Mittelwert (n = 3) der P-Rücklösungsrate (PRR) und der N-Rücklösungsrate (NRR) in den Experimenten mit Sediment und *Polygonum* bzw. *Gnaphalium* Pflanzen über 87 Tage.

		PRR [mg P m^{-2} d^{-1}]		NRR [mg N m^{-2} d^{-1}]	
Experimenteller Ansatz		oxisch	suboxisch	oxisch	suboxisch
Polygonum	Sediment	0,53	0,42	-2,36	1,24
	Sediment + Pflanze	63,99	148,92	14,77	38,94
	Pflanze	178,89	245,11	15,37	28,98
Gnaphalium	Sediment	0,07	0,12	-1,35	0,17
	Sediment + Pflanze	33,18	36,44	4,28	1,94
	Pflanze	5,92	17,43	0,60	-0,49

Die pflanzliche Zusammensetzung, die Inkubation der ungestörten Sedimentkerne mit Pflanzen (Tab. 3) sowie die N- und P-Freisetzungsraten der sog. litter bags (nicht gezeigt) resultieren in eine mittlere Rate der Akkumulation des Pflanzenbestandes beider dominierender Arten von (5,5 mg P m^{-2} d^{-1}) die geringer als die Freisetzungsrate (7,4 mg P m^{-2} d^{-1}) ist. Die N-Akkumulationsrate (44,8 mg N m^{-2} d^{-1}) ist höher als die Freisetzungsrate (34,3 mg N m^{-2} d^{-1}). Der Wechsel von der Produktion (über 118 d) zur Phase des Abbaus resultierte in wesentliche und kurzfristige Veränderungen in der Wasserqualität (Tab. 2). Innerhalb von 44 Tagen wurde etwa die Hälfte der gespeicherten N- und P-Vorräte (ca. 1 % d^{-1}) wieder an den Wasserkörper abgegeben. So war beispielsweise im Dezember 2000 die mittlere Sestonkonzentration innerhalb der zerfallenden Pflanzenbestände mit 49,5 mg TS l^{-1} rund 7 mal höher als die der Spree in ihrem Zuflussbereich (7,4 mg TS l^{-1}).

Schlußfolgerungen

- Der Wechsel zwischen der Aufnahme von P- und N-Verbindungen in der pflanzlichen Biomasse und deren Freisetzung und Transport über Diffusion und Advektion bestimmt über den Verbleib dieser Stoffe insbesondere in den flachen Teilen der Talsperre.
- Die temporäre Speicherung von 0,52 t P und 6,51 t N in dem gesamten Makrophytenbestand wurde durch Freisetzungsraten, die Größenordnungen höher als die entsprechenden benthischen Freisetzungraten waren, kompensiert und trägt somit zur periodischen Beeinflussung der Wasserqualität der Talsperre bei.

Danksagung

Wir möchten uns für die technische und analytische Unterstützung insbesondere bei S. Petersohn, R. Ender, J. Köbcke und D. Leßmann sowie für die Hilfe während der Erntekampagne bei M. Dommaschk, T. Hanke, M. Becker, T. Wolburg und R. Hämmerling recht herzlich bedanken. Diese Studie wurde durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, Kz. 02WB9972/7) gefördert

Literatur

BALDWIN, D. S. & A. M. MITCHELL (2000): The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. Regulated Rivers: Research & Management 16: 457-467.

HEIDENREICH, M. & KLEEBERG, A. (2001): Wasser- und Sedimentqualität der Talsperre Spremberg. Aktuelle Reihe (BTUC-AR, im Druck)

HEIDENREICH, M., A. KLEEBERG & O. GABRIEL (2001): Die Sedimentqualität der Talsperre Spremberg als Spiegelbild ihrer langjährigen Belastung durch die Spree. DGL-Tagungsbericht 2000: 448-451.

JAMES,W. F., J. W. BARKO, H. L. EAKIN & D. R. HELSEL (2001): Changes in sediment characteristics following drawdown of Big Muskego Lake, Wisconsin. Arch. Hydrobiol. 151(3), 459-474.

LUA (1998): Berichte aus der Arbeit 1998. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.

STEPHEN, D. MOSS, B. & PHILLIPS, G. (1997): Do rooted macrophytes increase sediment phosphorus release? Hydrobiologia 342/343: 27-34.

VAN OORSCHOT, M. VAN GAALEN, N. MALTBY, E. MOCKLER, N. SPINK, A. & VERHOEVEN, J. T. A. (2000): Experimental manipulation of water levels in two French riverine grassland soils. Acta Oecol. 21: 49-62.

WATTS, C. J. (2000): Seasonal phosphorus release from exposed, re-inundated littoral sediments of two Australian reservoirs. Hydrobiologia 431: 27-39.

Die Auswirkung mikrobieller und chemischer Prozesse in Talsperrensedimenten auf die Trophie

Sebastian Maaßen[*], Dietrich Uhlmann[**] & Isolde Röske[*]

[*] Inst. f. Mikrobiologie der TU Dresden, 01062 Dresden, e-mail: maassen@rcs.urz.tu-dresden.de
[**] Arbeitsstelle Limnologie d. Sächs. Akad. d. Wissensch., c/o Inst. f. Hydrobiol. d. TU Dresden, 01062 Dresden, e-mail: uhlmannrd@rcs.urz.tu-dresden.de

Keywords:

Trophie, *Microcystis*, Sulfatreduktion

Einleitung:

Die in Sedimenten stattfindenden chemischen und mikrobiellen Prozesse haben einen großen Einfluss auf den Nährstoffhaushalt stehender Gewässer. Deshalb ist es für die Bewertung des Trophiestatus eines Gewässers unbedingt nötig, die Freisetzungsraten von Laststoffen wie Phosphor, Eisen, Mangan, Stickstoff- und Schwefelverbindungen mit den mikrobiellen Stoffwechselaktivitäten in Zusammenhang zu bringen. Für die Erstellung von Bewertungskonzepten sollten vor allem die obersten 5 cm der Sedimente besonders betrachtet werden, da diese Zone die biochemisch aktivste im gesamten Gewässer darstellt.

Untersuchungsobjekte:

Es wurden Sedimentkerne aus den Trinkwassertalsperren Neunzehnhain I und Saidenbach im Erzgebirge, Muldenberg im Vogtland und der Brauchwassertalsperre Quitzdorf in der Lausitz untersucht, die ein sehr breites Trophiespektrum repräsentieren (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Talsperren (nach SIEBER 1992)

Talsperre	Neunzehnhain I (Trinkwasser)	Muldenberg (Trinkwasser)	Saidenbach (Trinkwasser)	Quitzdorf (Brauchwasser)
Trophiestatus	oligotroph	oligo- und dystroph, sauer	mesotroph	hoch eutroph
Oberfläche [ha]	8.5	92	146	750
max. Tiefe [m]	16.5	23	48	9.3
Sichttiefe [m]	4.7-10	2.1-3.9	2.4-7.0	0.4-2.9
TP [mg/l]	0.005-0.014	0.004-0.016	0.007-0.06	0.04-0.3
Chlorophyll [µg/l]	0.7-4.9	0.3-10.3	1.5-11.5	5.9-141
Phytoplankton-Dominanz	Flagellaten	Flagellaten	Diatomeen	Diatomeen Cyanobacterien

Im Einzugsgebiet der dystrophen TS (Talsperre) Muldenberg liegen Hochmoore, die einen Huminstoffeintrag in das Gewässer bewirken. Die damit verbundene Braunfärbung hat eine verringerte Sichttiefe zur Folge. Seit den 70ger Jahren war in Muldenberg eine Versauerung durch eine erhöhte atmosphärische Belastung nachweisbar, die aber wieder zurückging. So betrug beispielsweise der mittlere pH-Wert des Wasserkörpers im Jahre 1990 noch pH 3,5, wogegen er im Jahre 2000 wieder auf pH 5 angestiegen ist.

Das Einzugsgebiet der hoch eutrophen TS Quitzdorf besteht zu zwei Dritteln aus landwirtschaftlichen Nutzflächen und zu einem Drittel aus Wald. Die Talsperre verfügt über eine sehr geringe mittlere Tiefe von 2,8 m. Trotz des Baus einer Kläranlage zur Reduzierung des P-Eintrages in das Gewässer kommt es im Sommer zu einem *Microcystis*-Massenwachstum. Auch in den Sedimenten von Quitzdorf konnten viele *Microcystis*-Kolonien nachgewiesen werden. Im Jahre 2000 war in der TS Quitzdorf ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem N/P-Verhältnis im Wasserkörper und dem Massenaufkommen von *Microcystis* vorhanden. Es ist bekannt, dass es zu einem derartigen Massenwachstum kommen kann, wenn das atomare N/P-Verhältnis unter 10 absinkt (BULGAKOV & LEVICH 1999). Dieser Zusammenhang war auch in der TS Quitzdorf erkennbar (siehe Abb.1a). Hier waren im Wasserkörper starke Schwankungen der Nitrat-Konzentration nachweisbar. Als das Nitrat in den Sommermonaten verbraucht war, kam es zu einem starken *Microcystis*-Wachstum (siehe Abb. 1b). Außerdem bewirkte der Nitratschwund im Wasserkörper eine verstärkte P-Rücklösung aus dem Sediment. Das Massenaufkommen von *Microcystis* in Quitzdorf ist also nicht nur von Nährstoff Phosphat, sondern auch vom Nitrat abhängig und insbesondere vom N/P-Verhältnis.

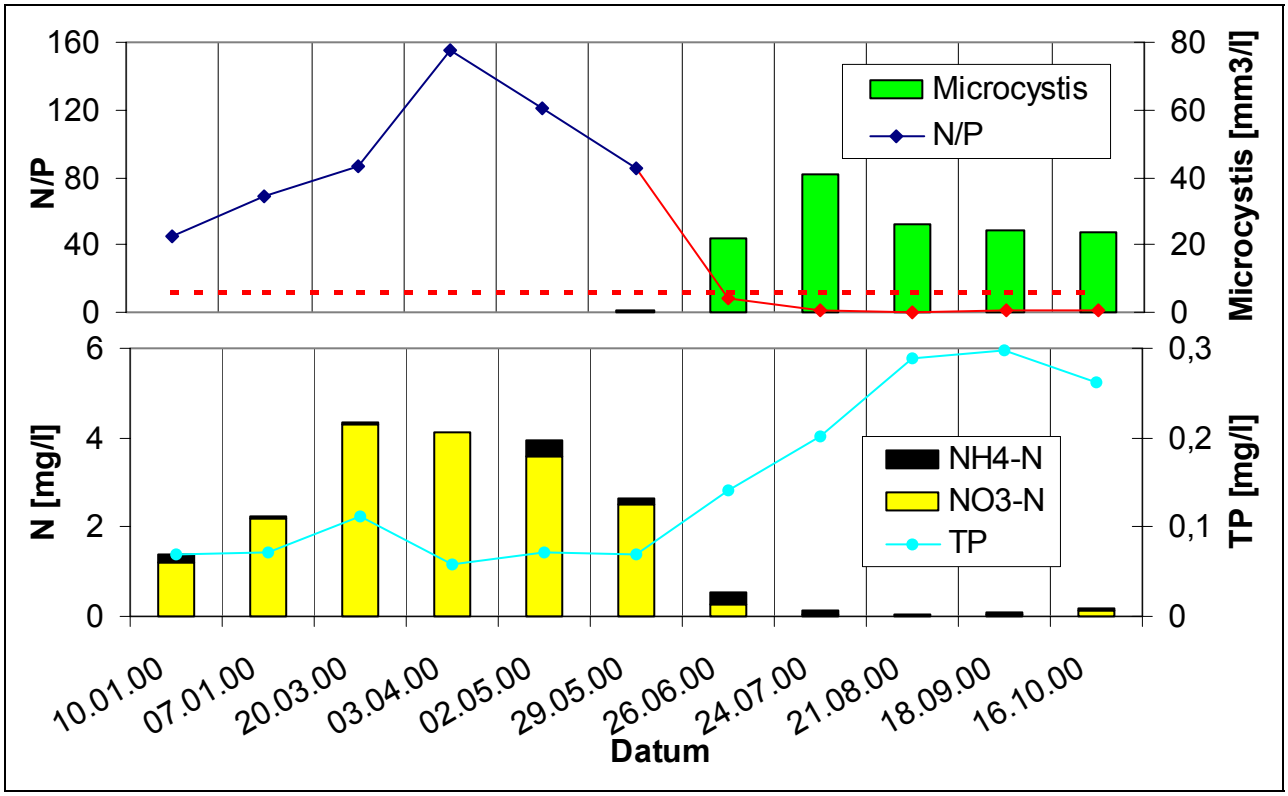


Abb. 1: (a) atomares N/P-Verhältnis und *Microcystis*-Biovolumen im Wasserkörper der TS Quitzdorf (gestrichelte Linie: N/P = 10); (b) gelöste Stickstoffverbindungen und TP im Wasserkörper der TS Quitzdorf (Rohdaten: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen)

Untersuchungsmethoden:

Die Talsperren wurden in etwa zweimonatigem Abstand untersucht. Hierbei wurden die Sedimentkerne jeweils von der tiefsten Stelle des Gewässers entnommen. Die Sedimente wurden mit einem Sedimentstecher (Kajak-Sampler Durchmesser 6 cm, Fa. UWITEC) entnommen, in Schichten von 0,5 cm und 1 cm geschnitten und weiterverarbeitet. Es wurden jeweils 10 Sedimentkerne gepoolt, um eine repräsentative Probe zu erhalten.

Die Sedimente wurden zentrifugiert und filtriert (0,2 µm), um das Interstitialwasser zu gewinnen. Das Interstitialwasser wurde zur Bestimmung von Phosphat (SRP), Kohlenstoff (DOC, DIC), Stickstoff (NH_4^+,NO_3^-) und Sulfat verwendet. In dem Frischsediment wurden Sulfid und feinskalige Pro-

file von O_2, Redoxpotential und pH-Wert mit Mikrosonden (KURT-SCHWABE-Institut Meinsberg) gemessen. Die Erfassung der chemischen Parameter erfolgte nach den „Deutschen Einheitsverfahren“ bzw. nach den „Ausgewählten Methoden der Wasseruntersuchung“.

Ergebnisse und Diskussion:

Die Interstitialwasser-Profile zeigten im allgemeinen den für die entsprechenden Trophiegrade typischen Verlauf. Bei dem algenverfügbarer Phosphor (SRP) war ein kontinuierlicher Anstieg mit dem Trophiegrad erkennbar (siehe Abb. 2). So betrug beispielsweise der maximale SRP-Gehalt des Interstitialwassers der oligotrophen TS Neunzehnhain I 0,1 mg/l, wogegen in der eutrophen TS Quitzdorf Werte von bis zu 2,7 mg/l nachweisbar waren.

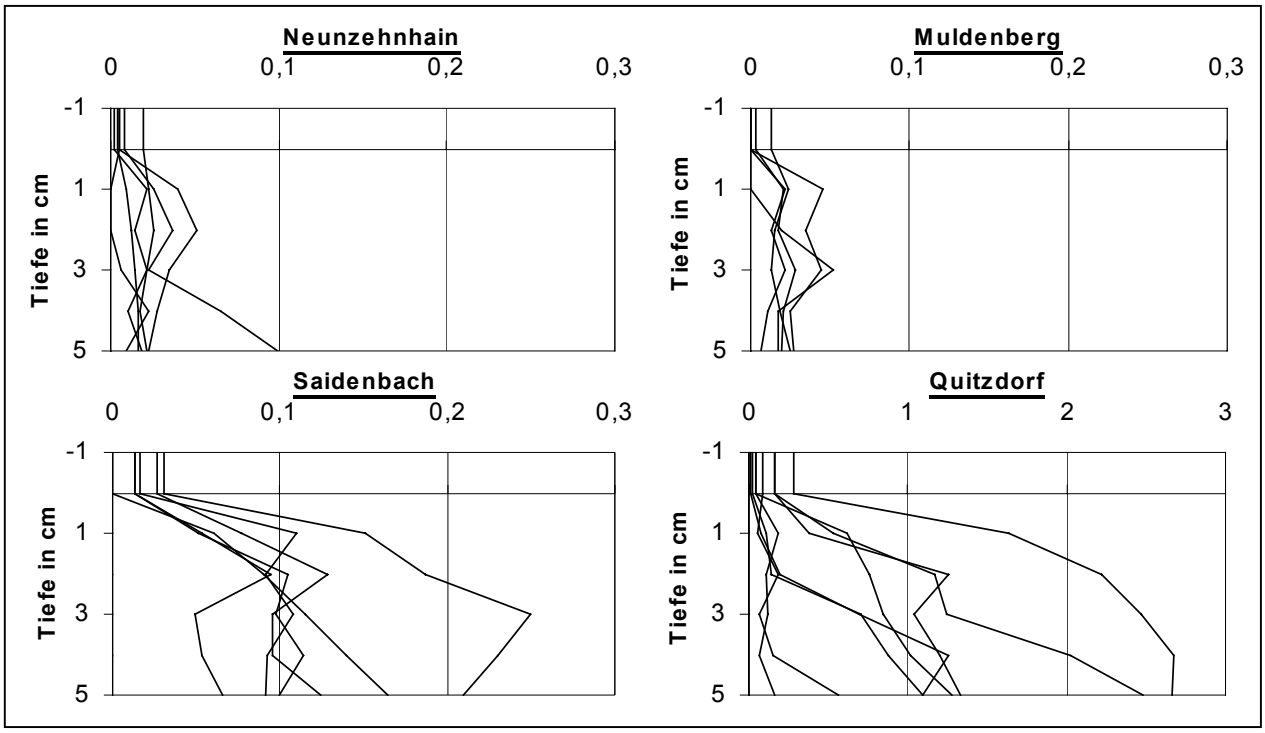


Abb. 2: SRP-Konzentrationen [mg/l] im Interstitialwasser der Talsperren (Profile aus den Jahren 2000 - 2001)

Aufgrund der erhöhten Konzentrationen unterhalb der Sedimentoberfläche ergaben sich mit steigendem Trophiegrad auch höhere Konzentrationsgradienten. Die steileren Konzentrationsgradienten hatten eine verstärkte Nährstofffreisetzung zur Folge. Eine Berechnung der Phosphor-Freisetzungsraten nach dem Fick’schen Gesetz (SINKE et al. 1990, FURRER & WEHRLI 1996) ergab folgende Werte:

Tab. 2: P-Freisetzungsraten der einzelnen Talsperren (Mittelwerte der Jahre 2000 - 2001)

Talsperre	Neunzehnhain I	Muldenberg	Saidenbach	Quitzdorf
P-Freisetzungsrate	30 mg/m^2*a	49 mg/m^2*a	85 mg/m^2*a	1178 mg/m^2*a

In Tab. 2 ist erkennbar, dass die P-Freisetzungsrate von Quitzdorf die der anderen Talsperren um ein Vielfaches überstieg. Bilanzrechnungen haben ergeben, dass in der TS Quitzdorf der P-Eintrag in den Wasserkörper aus dem Sediment viel höher als der aus den Zuflüssen und dem Einzugsgebiet ist und somit einen großen Anteil an der Eutrophierung der Talsperre hat. Die Sedimente dürfen somit bei einer möglichen Restaurierung der Talsperre auf keinen Fall außer acht gelassen werden.

Auch andere chemische Parameter, welche die mikrobielle Aktivität bzw. Trophie zum Ausdruck bringen, zeigten deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Talsperren. So waren beim Ammonium, welches ein Endprodukt der Ammonifikation darstellt, in der TS Quitzdorf die höchsten Werte erkennbar (bis zu 18 mg/l NH_4-N). Der DIC gilt als wichtiger Trophie-Indikator (Ohle 1952) und zeigte ebenso im Interstitialwasser der TS Quitzdorf die höchsten Konzentrationen (bis zu 300 mg/l DIC). Der DOC kann als Indikator mikrobieller Abbauprozesse betrachtet werden. Wie beim Ammonium und DIC war auch bei diesem Parameter ein deutlicher Anstieg zum erhöhten Trophiegrad hin erkennbar (z.B. bei Quitzdorf bis zu 90 mg/l DOC). Bei der Betrachtung der DOC-Konzentration muss man die TS Muldenberg separat betrachten, da auch hier zum Teil sehr hohe Konzentrationen auftraten, welche auf das Einzugsgebiet der Talsperre zurückzuführen sind. Der Einfluss des Hochmoores hat hier einen hohen Gehalt an Huminstoffen im Interstitialwasser zur Folge. Die DOC-Konzentration kann also nicht als eindeutiger Parameter für Eutrophierungserscheinungen angesehen werden.

Die negativen Vertikalgradienten von Elektronenakzeptoren wie Nitrat und Sulfat stiegen mit dem Trophieniveau an, so dass in allen untersuchten Talsperren außer der oligotrophen TS Neunzehnhain I bereits in 1 cm Sedimenttiefe das gesamte Nitrat verbraucht war. Dies deutet darauf hin, dass die Intensität mikrobieller Reduktionsprozesse in den Sedimenten stark vom Trophiegrad des Gewässers abhängt. Bei der mikrobiellen Reduktion von Sulfat bildet sich Sulfid, welches sich mit Eisen zu Eisensulfid verbindet. Da oxidiertes Eisen aber ein wichtiger Bindungspartner für die Komplexbildung mit Phosphor ist und somit nicht mehr zur Verfügung steht, steigert sich durch Sulfatreduktion die SRP-Freisetzung aus dem Sediment (OHLE 1954, BRANDL et al. 1990, RODEN & EDMONDS 1997, CLAVERO et al. 1997). Somit war bei den untersuchten Objekten mit der höchsten Sulfatreduktion eine starke Anreicherung an Sulfid und damit auch eine verstärkte P-Freisetzung nachweisbar (siehe Abb. 3).

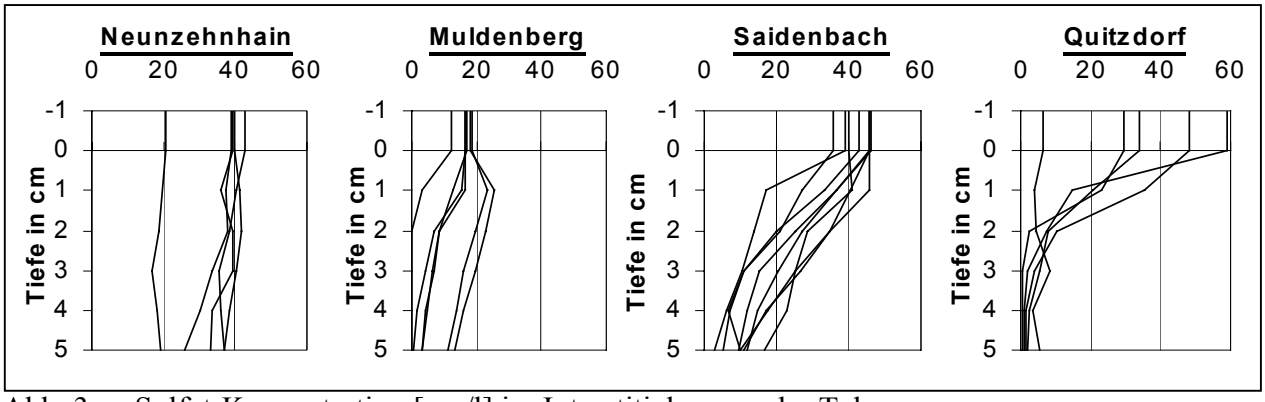


Abb. 3.a: Sulfat-Konzentration [mg/l] im Interstitialwasser der Talsperren (Profile aus den Jahren 2000 - 2001)

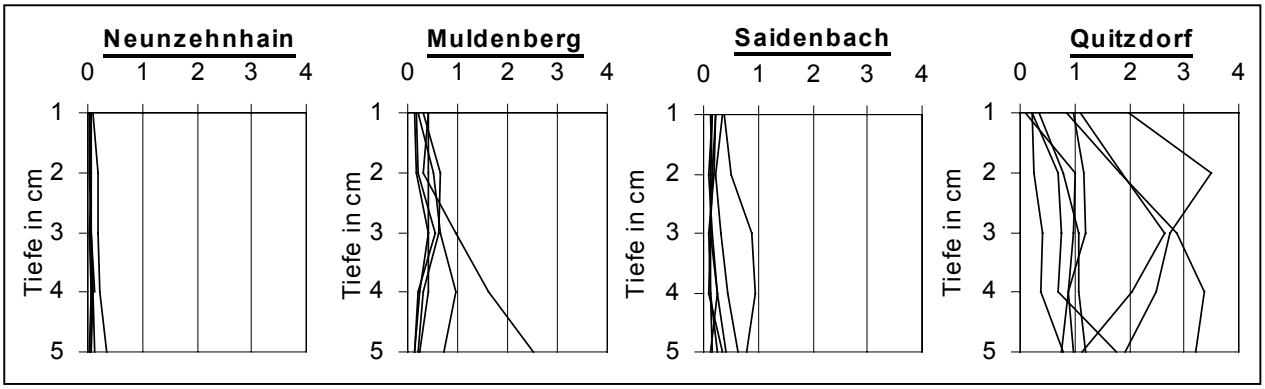


Abb. 3.b: Sulfid-Konzentration [mg/gTrockenmasse] im Interstitialwasser der Talsperren (Profile aus den Jahren 2000 - 2001)

Laborexperimente an intakten Sedimentkernen der TS Quitzdorf haben bestätigt, dass die extrem hohe P-Freisetzung stark an die mikrobielle Sulfatreduktion gebunden ist und somit auch von den Redoxbedingungen abhängt. Durch die Zugabe von Sulfat konnte das Redoxpotential stark abgesenkt und die Freisetzung von Phosphor aus dem Sediment stark erhöht werden. Obwohl die Konzentrationen an gelöstem Eisen im Interstitialwasser von Quitzdorf mit maximal 3,5 mg/l relativ gering waren (im Vergleich dazu: Muldenberg mit fast 18 mg/l), scheint das reduktiv lösliche Eisen ein entscheidender Faktor für die P-Freisetzung aus dem Sediment der TS Quitzdorf zu sein.

Ausblick:

Das reduktive P-Freisetzungspotential soll in Zukunft mit einer Phosphorfraktionierung untersucht werden, bei der man das Gesamtphosphat aufteilen kann in adsorptiv gebundenes Phosphat, reduktiv lösliches Phosphat und biologisch gebundenes Phosphat (v. a. Poly-Phosphat) (PSENNER et al. 1984, HUPFER 1998). Hierbei sind besonders das reduktiv lösliche Phosphat und das Poly-Phosphat von Interesse, da im Sediment von Quitzdorf sehr viele *Microcystis*-Kolonien mit Poly-Phosphat-Granula gefunden wurden. Dieses Poly-Phosphat kann einerseits von den *Microcystis*-Zellen verbraucht, andererseits beim mikrobiellen Abbau der *Microcystis*-Zellen als algenverfügbares SRP wieder abgegeben werden.

Danksagung:

Unser Dank gilt den Mitarbeitern des Institutes für Mikrobiologie der TU Dresden für die Unterstützung bei den Analysen und der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen für die Bereitstellung der Oberflächenwasserdaten.

Literatur:

BRANDL, H., HANSELMANN, K.W. & R. BACHOFEN (1990): In situ stimulation of bacterial sulfate reduction in sulfate-limited freshwater lake systems. Microbial Ecology 74: 21-32.

BULGAKOV, N. G. & A. P. LEVICH (1999): The nitrogen:phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. Arch. Hydrobiol. 146: 2-22.

CLAVERO,V. GARCIA-SANCHEZ, M.J., NIELL, F.X. & J.A. FERNANDEZ (1997): Influence of sulfate enrichment on the carbon dioxide and phosphate fluxes across the sediment-water interface. Hydrobiologia 345: 59-65.

FURRER, G. & B. WEHRLI (1996): Microbial reactions chemical speciation and multicomponent diffusion in pore waters of an eutrophic lake. Geochimica et Cosmochimica Acta 60 (13): 2333-2346.

HUPFER, M. (1998): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In STEINBERG, C., CALMANO, W., KLAPPER, H. & KOSCHEL, R.-D. (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. S. 1 - 22. ecomed-Verlag.

Institut für Wasserwirtschaft Berlin (Hrsg.) (1976): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Band I und II., Gustav Fischer Verlag Jena.

OHLE, W. (1952): Die hypolimnische Kohlendioxid-Akkumulation als produktionsbiologischer Indikator. Arch. Hydrobiol. 46: 153-285.

OHLE, W. (1954): Sulfat als „Katalysator" des limnischen Stoffkreislaufs. Vom Wasser 21, 13 – 32.

PSENNER, R., PUCSKO, R. & M. SAGER (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Arch. Hydrobiol./Suppl. 70: 111-155.

RODEN, E.E. & J.W. EDMONDS (1997): Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. Arch. Hydrobiol. 139: 347-378.

SIEBER, H.-U. (1992): Talsperren in Sachsen. Hrsg.: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen.

SINKE, A., CORNELESE, A. KEIZER, P., VAN TONGEREN O. & T. CAPPENBERG (1990): Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands. Freshwater Biol. 23: 587-599.

Die fischereiliche Bewirtschaftung der Trinkwassertalsperre Dröda Der Ausgangszustand und die geplante Bewirtschaftung

Andreas Meybohm[1], Sonja Stottmeister[1] & Maik-Gert Werner[2]

[1] Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Labor Plauen
[2] Freiberuflicher Limnologe, Kühnstrasse 10, 01896 Pulsnitz

Keywords: Talsperren, Fisch, Zooplankton, Biomanipulation

Einleitung

An Gewässer, die der Gewinnung von Trinkwasser dienen, werden hohe Qualitätsanforderungen gestellt. Die Talsperre Dröda erfüllt diese Anforderungen noch nicht dauerhaft. Die Hauptstrategie zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit besteht weiterhin in der Reduzierung der externen Belastung. Neben den Maßnahmen im Einzugsgebiet stehen eine ganze Reihe interner ökotechnologischer Verfahren zur Verfügung. Darunter ist die Steigerung der Biofiltration durch großes Zooplankton (*Daphnia*) vor allem in schwach bis mäßig belasteten Gewässern ein wirksames und international erprobtes Verfahren. Eine bessere Ausnutzung des Biofiltrationspotenzials der Daphnien kann mit der Reduzierung zooplanktivorer Fische durch intensiven Besatz mit Raubfischen erreicht werden. Ziel der Untersuchung war es herauszufinden, ob großes, filtrierendes Zooplankton abundant ist und, ob das Biofiltrationspotenzial optimal ausgenutzt wird. Im Jahr 2000 wurde zusätzlich zu den Wassergüteparametern der Standarduntersuchungsprogramme der Fischbestand untersucht. Die Ergebnisse bilden die Grundlage für die zukünftige fischereiliche Bewirtschaftung des Gewässers.

Untersuchungsgewässer

Lage:	Sächs. Vogtland	Mittlere Verweilzeit:	ca. 1,3 a
Einzugsgebiet:	53,5 km^2	Mittlere Tiefe:	13,8 m
Wald/Landwirt.:	27% / 70%	Gesamt-Phosphor:	18 µg/l
Besiedlung im EZG:	ca. 2000 E	Chlorophyll a:	11 µg/l
Wasseroberfläche:	ca. 120 ha	Trophie:	meso/eutroph

Das Fischereirecht wurde vom regionalen Anglerverband gepachtet. Die fischereiliche Bewirtschaftung erfolgt als allgemeines Angelgewässer. Das Angeln ist nur vom Ufer aus möglich, es gelten das Nacht- und Eisangelverbot. Die Auswertung der Fangbücher ergab, dass im Jahr 2000 ca. 6 Angler pro Tag an der Talsperre geangelt haben. Die Fangerträge sind seit 1997 stark rückläufig. Der Besatz mit Raubfischen beschränkte sich in den letzten Jahren auf vorgestreckte Hechte.

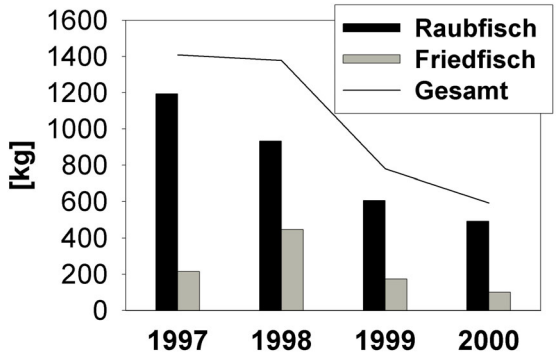


Abb. 1: Fangerträge der Freizeitfischerei 1997-2000

Methoden

- Bestimmung von Chlorophyll a
- Bestimmung der Biomasse des Zooplanktons aus 250 µm Netzzügen
- Erfassung und Vermessung mithilfe eines Umkehrmikroskopes
- Bestimmung des partikulären organischen Stickstoffs (PON) in den Fraktionen 250-780 und >780 µm als Summenkriterium für das Vorhandensein von kleinen und großen Zooplanktern
- Berechnung des Zooplanktongrößenindex (ZGI) als Quotient der Fraktionen >780 und 250-780 µm
- Schätzung des Gesamtfischbestandes und der Zusammensetzung der Fischgemeinschaft mittels Kiemennetzfischerei gestaffelter Maschenweiten (6-135 mm), Elektrobefischung und hydroakustischer Messungen
- Altersbestimmung und Wachstumsrückberechnung anhand von Schuppen und Kiemendeckeln

Ergebnisse

Die Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) in der oberen Lamelle beträgt im Mittel der Jahre 1994-2001 ca. 16 µg/l. Die Konzentration des Chlorophyll a beträgt im selben Zeitraum im Mittel ca. 11 µg/l. Der Vergleich mit der Vorhersage des Chlorophyll a Gehaltes bei gegebener TP Konzentration mithilfe des OECD Models Shallow Lakes and Reservoirs zeigt, dass die Chlorophyll a Konzentration im Gewässer um ca. Faktor 2 über dem Erwartungswert liegt. Ein Grund für die Abweichung kann ein schwacher top down Einfluss des Zooplanktons auf das Phytoplankton sein. Diese Abweichung vom Erwartungswert kann als ungenutzte Reserve für das Erreichen von Qualitätszielen der Wasserbeschaffenheit angesehen werden.

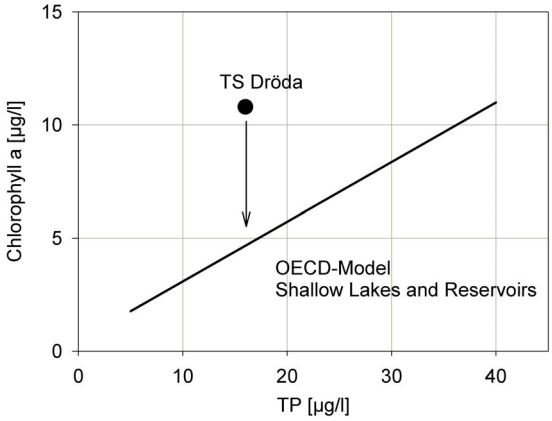


Abb. 2: Zusammenhang zwischen Gesamt-Phosphor und Chlorophyll a, Vorhersage nach dem OECD Model und die Einordnung der TS Dröda

An allen Probenahmeterminen wurden Zooplankter der Gattung *Daphnia* sowohl in den 250 µm als auch in den 780 µm Netzen gefunden. Die Individuenzahl betrug zwischen 0,07 und 9 /l. Das Biovolumen in der Fraktion > 250 µm schwankte zwischen 0,004 und 1,4 mm^3/l. Der Anteil der Daphnien am Gesamtbiovolumen des Zooplanktons betrug im Mittel 50%. Die mittlere Länge der Daphnien bewegte sich im Untersuchungszeitraum zwischen 700 und 1600 µm. Der PON in der Fraktion >780 µm schwankte zwischen 0,01 und 2,5 µg/l. Es handelte sich dabei an jedem Termin um große Zooplankter der Gattung *Daphnia*. Aufgrund des dauerhaften Vorkommens großer Daphnien sank der ZGI nie auf 0 (Medianwert: 0,05).

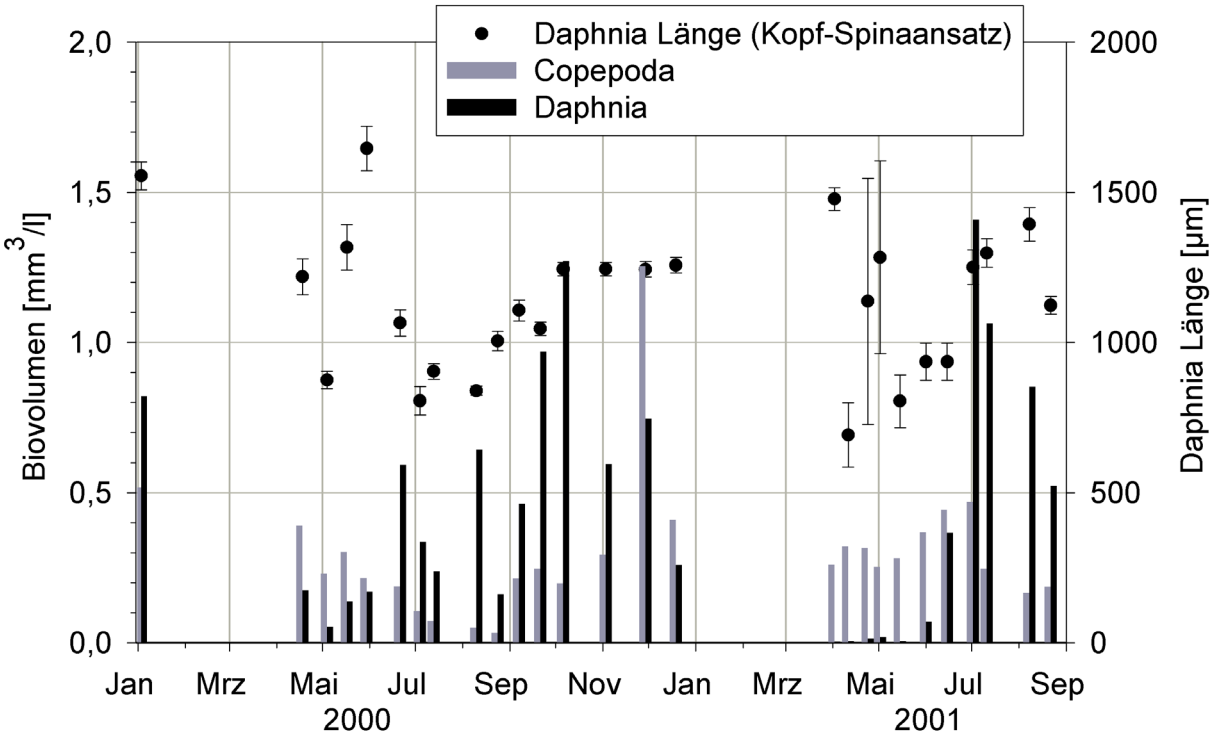


Abb. 3: Biovolumen des Zooplanktons (Copepoden und *Daphnia* aus dem 250 µm Netz) sowie *Daphnia* Länge

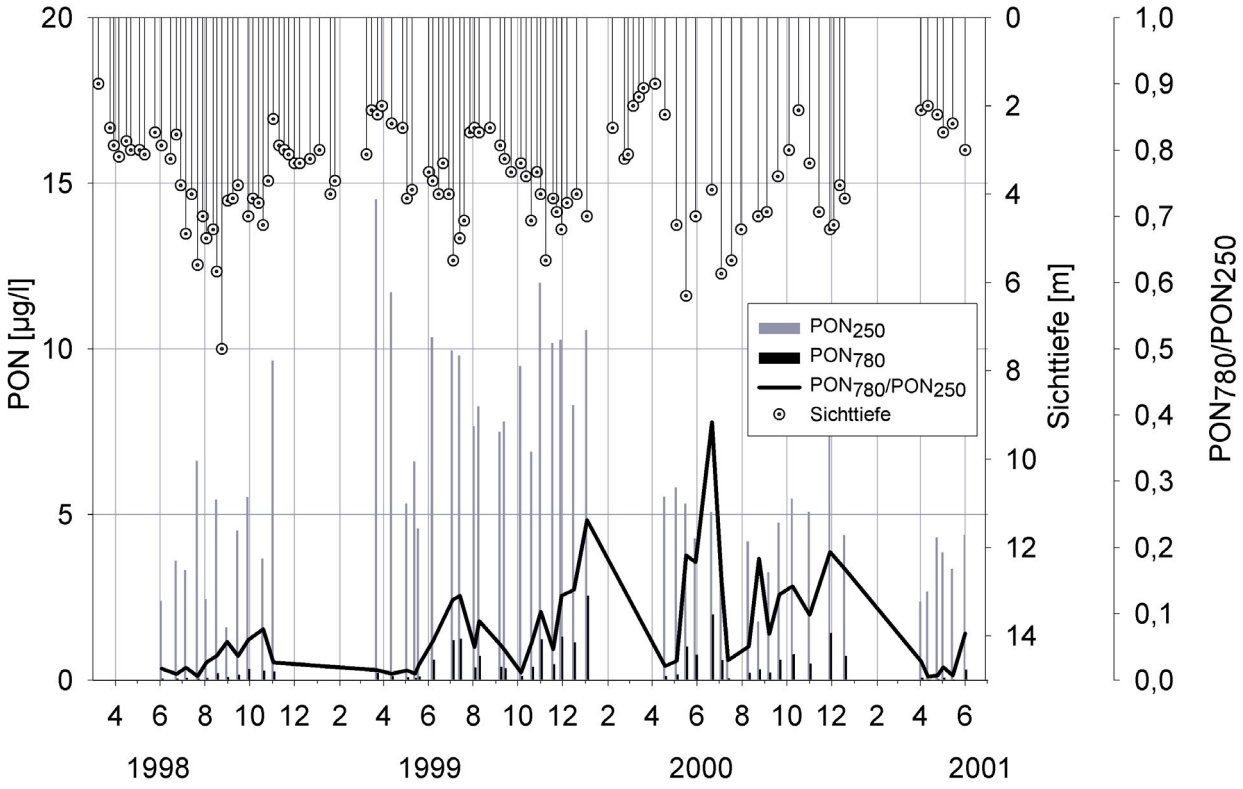


Abb. 4: Partikulärer organischer Stickstoff in den Fraktionen 250-780 und > 780 µm, Zooplanktongrößenindex (PON 780/250-780) und Sichttiefe

Fischbestand

Die Schätzung des Gesamtfischbestandes der Talsperre Dröda vom September 2000 beläuft sich inklusive der Altersgruppe 0+ auf 229 kg ha^{-1} (Abb.:5). Die **Plötze** ist die bedeutendste Fischart in der Talsperre Dröda. Unter Einbeziehung der Altersgruppe 0+ stellt sie 54% der Abundanz und 57% der Biomasse des Gesamtfischbestandes. Abgesehen von der Altersgruppe 0+ sind die Plötzen der Jahrgänge 2+ und 4+ hinsichtlich der Abundanz die bestandstragenden Jahrgänge. 50% der Biomasse der Plötzenpopulation entfallen auf den Längenbereich 25-30 cm; weitere 30% auf Individuen von 31 bis 36 cm (Altersgruppe 7+ bis 12+). Die Längen-Frequenz-Verteilung der Plötzenpopulation mit einem hohen Abundanzanteil kleiner Plötzen ist typisch für Gewässer mit geringem bis mäßigem Raubfischfraßdruck. Der Bestand des **Blei**s wird auf 2% der Abundanz und 6% der Biomasse geschätzt. Bestandstragender Jahrgang ist die Altergruppe 3+. Das Vorkommen der **Karausche** beschränkt sich auf adulte Individuen im Längenbereich von 31-37 cm. Juvenile Individuen konnten nicht nachgewiesen werden. Als weitere Cyprinide kommt der **Döbel** im Gewässer vor. Sein Bestand wird auf 1% der Abundanz und 5% der Biomasse geschätzt. Regelmäßige Fänge von Individuen im Längenbereich von 15-48 cm deuten auf eine stabile, sich regelmäßig reproduzierende Population hin. Die Schätzung der **Hecht**population beläuft sich auf 0,3% der Abundanz bzw. 3% der Biomasse. Über die Struktur der **Zander**population lassen sich aufgrund des geringen nominalen Untersuchungsfanges keine sicheren Aussagen treffen. Sein Bestand wird auf 0,2% der Abundanz bzw. 2% der Biomasse geschätzt. Eine natürliche Reproduktion konnte in sehr geringem Umfang nachgewiesen werden. Der **Barsch**bestand wird auf 28% der Abundanz bzw. 12% der Biomasse geschätzt. Dominiert wird die Population von Individuen der Altersgruppe 2+ (13-23 cm), die ca. 90% des adulten Barschbestandes ausmachen. Das mittlere Längenwachstum der Altersgruppe 2+ bleibt deutlich hinter dem Wachstum von Barschen zurück, die frühzeitig zu einer piscivoren Ernährung übergehen. Individuen >30 cm kommen lediglich in einer Abundanz von 2% bzw. 14% der Biomasse des Adultbestandes vor. Die absolute Biomasse an Cypriniden ist mit ca. 190 kg ha^{-1} sehr hoch. Demgegenüber ist der Biomasseanteil der Raubfische (unter Einbezug aller Barsche > 12 cm) am Gesamtfischbestand mit ca.15% vor dem Hintergrund der Biomanipulation als gering einzuschätzen.

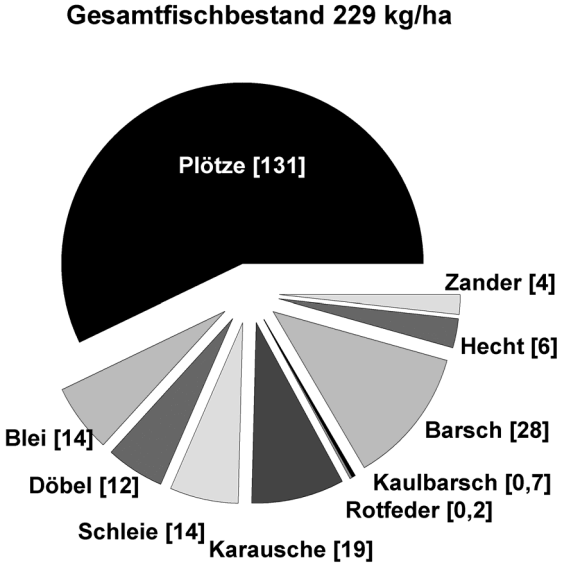


Abb. 5: Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft

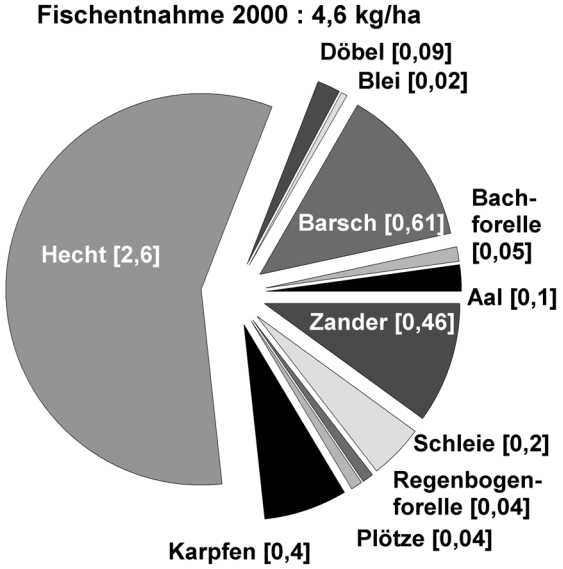


Abb. 6: Fischentnahme durch Angler

Geplante fischereiliche Bewirtschaftung

1. Kontinuierlicher Besatz

Zander: jährlicher Herbstbesatz ab 2001 mit 30-40 Stück Z1 ha^{-1} (>12 cm)
Hecht: jährlicher Besatz ab 2002 mit 50-100 Hv ha^{-1} (makrophytenbedeckter Einstandsfläche)
Aal: Besatz ab 2002 in ca. dreijährigem Abstand mit 20-40 As ha^{-1} (Satzaal)
Wels: ergänzender Besatz 2001 und 2002 mit 0,1 W1 ha^{-1}

2. Regulierung der Entnahme von Raubfischen

Die durch Angler dem Gewässer jährlich entnommene Raubfischbiomasse übersteigt die der entnommenen Friedfischbiomasse um Faktor 2-6 (1994-2000).
Für das erfolgreiche fischereiliche Management im Sinne einer Erhöhung des Raubfischanteils (v.a. Zander, Hecht) ist demnach neben intensiven Besatzmaßnahmen der umfassende Schutz der Raubfische vor übermäßiger Beangelung zwingend erforderlich. Folgende Beschränkungen müssen vereinbart werden:

- Fangbegrenzung auf einen Raubfisch (Hecht oder Zander oder Seeforelle) pro Angler und Tag
- ausschließliche Verwendung künstlicher Raubfischköder, keine Verwendung von Köderfischen oder Teilen von Fischen
- Für die Raubfische werden folgende Mindestfangmaße vereinbart: Hecht und Zander 60 cm, Aal 50 cm, Wels 80 cm, Seeforelle/Bachforelle 60 cm
- die gefangenen Cypriniden dürfen nicht zurückgesetzt werden

Zusammenfassung und Diskussion

Zu allen Probenahmeterminen war Zooplankton der Gattung Daphnia sowohl in der Fraktion >250 als auch in der Fraktion >780 abundant. Der Zooplanktongrößenindex beträgt im Mittel von 1998 bis 2001 0,05. Danach befindet sich der Fischbestand der Talsperre Dröda entsprechend der Anwenderrichtlinie Biomanipulation des Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie in der Phase 2 der Biomanipulation. In dieser Phase sind zwar große Daphnien abundant und können zeitweise verhältnismäßig hohe Biomassen erreichen, das Filtrationspotenzial ist allerdings noch nicht ausgeschöpft. Ein hoher Fraßdruck durch planktivore Fische kann noch gegeben sein. Die Ergebnisse der Fischbestandsuntersuchung bestätigen diesen Umstand. Es ist zu vermuten, dass die für die hohe Cyprinidenbiomasse relativ hohe Daphnienbiomasse nur durch die beobachtete Vertikalwanderung der Daphnien realisiert werden kann. Um die Struktur des Ökosystems optimal auf die Vorgaben der Wassergütebewirtschaftung einzustellen, ist die Überführung in die Phase 3 der Biomanipulation notwendig. Vergleicht man den geschätzten Gesamtfischbestand mit der Entnahme durch Angler im Jahr 2000 so fällt auf, dass sich die Entnahme auf ca. 2% der Gesamtfischbiomasse beschränkt. Zieht man jedoch bei diesem Vergleich nur die Fischarten in Betracht, die im Sinne einer Biomanipulation direkt gefördert werden sollen, ändern sich das Ergebnis dieser Betrachtung grundlegend. Der Anteil der im Jahr 2000 der Talsperre Dröda entnommenen Fischbiomasse beträgt beim Zander ca. 12% und beim Hecht sogar 43% der geschätzten Fischbiomasse. Die Konsequenz daraus ist, dass die stärkere Ausrichtung des fischereilichen Bewirtschaftungskonzeptes auf die Belange der Wassergütebewirtschaftung neben der Intensivierung der Besatzmaßnahmen ebenso Fangbeschränkungen für Raubfische enthalten muss. Die Freizeitfischerei trägt hinsichtlich des Aufbaus und der Hege von Fischartengemeinschaften, die die Vorgaben der Wassergütebewirtschaftung maximal unterstützen, eine große Verantwortung.

Literatur

Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (2000). Technische Information Nr. 11 Fischerei und fischereiliches Management an Trinkwassertalsperren. R. Oldenburg Industrieverlag, München.

Benndorf, J. & N. Große (1999). Zusammenhang zwischen Fischbestand und Wasserqualität in Talsperren. 32. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 17.3.-19.3.1999 Aachen. 41/1-15.

Benndorf, J. & N. Kamjunke (1999). Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen. Materialien zur Wasserwirtschaft. Sächsisches Landesamt für Geologie (Hrsg.). 19 S

Scharf, W. (1997). Deviations from OECD predictions in softwater reservoirs: effects of the zooplankton structure. Arch. Hydrobiol. 138 (3): 381-399.

Vollenweider, R. & J. Kerkes (1980). OECD cooperative programme for monitoring of inland waters. (eutrophication control). - synthesis report, Paris.

Ausgangszustand einer Fischartengemeinschaft vor der Biomanipulation: Spezifische Bedingungen in einer tiefen, mesotrophen Talsperre mit geringem Litoralanteil

Kahl, Uwe, Radke, Robert J. & Benndorf, Jürgen
TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, Tel.: 0351/46332018, FAX: 0351/46337108,
e-mail: uwe.kahl@mailbox.tu-dresden.de

Einleitung

Aus einer Vielzahl von Untersuchungen zu Fischartengemeinschaften in europäischen Seen wurde abgeleitet, daß sich die Dominanzverhältnisse mit zunehmender Trophie von salmoniformen Arten über Perciden zu Cypriniden verschieben (Persson et al. 1991). Diese Dominanzverhältnisse werden mit den Ernährungsstrategien der einzelnen Fischarten erklärt. Plötzen (*Rutilus rutilus*) als bedeutendste Vertreter der Cypriniden dominieren in eutrophen Gewässern aufgrund ihrer Fähigkeit zur Nutzung von Primärproduzenten und Detritus als Nahrungsressource (Johansson & Persson 1986, Persson & Greenberg 1990a, Michel & Oberdorff 1995). Barsche (*Perca fluviatilis*) dagegen besitzen einen Konkurrenzvorteil gegenüber Plötzen aufgrund ihrer effizienten Nahrungssuche in durch Makrophyten strukturierten Habitaten, (Winfield 1986, Diehl 1988, Persson & Eklöv 1995) was ihre Dominanz in mesotrophen Gewässern erklärt.

Die relative Verfügbarkeit tierischer Nahrung ist im Litoral eutropher Gewässer geringer als im Litoral oligotropher Gewässer, was ebenfalls eine Ursache für die Dominanz der Plötze in eutrophen Gewässern ist (Persson 1983). Die meisten Untersuchungen bezüglich der Wechselbeziehungen von Barsch und Plötze wurden in kleinen Seen, Experimentalteichen, Enclosures oder Aquarien durchgeführt (Persson 1983, Winfield 1986, Persson 1987, Diehl 1988, Bergman 1990, Persson & Greenberg 1990b, Persson & Eklöv 1995). Ziel dieser Arbeit ist es zu überprüfen, ob die Ergebnisse dieser Untersuchungen auch auf vergleichsweise große und tiefe Talsperren übertragbar sind und welche Rolle speziell den Plötzen vor dem Hintergrund einer angestrebten Biomanipulation in einem solchen Gewässer zukommt.

Untersuchungsgewässer und Methoden

Die mesotrophe Talsperre Saidenbach (Fläche = 146 ha, Volumen = 22,4 hm^3, max. Tiefe = 48 m, Mixis-TP = 20 $\mu g\ L^{-1}$) befindet sich im mittleren Erzgebirge. Sie dient der Trinkwasserversorgung der Stadt Chemnitz. Ihr Einzugsgebiet ist dicht besiedelt und wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt.

Zur Erfassung der Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft sowie der räumlichen Verteilung der Fische im Ausgangszustand vor einer geplanten Biomanipulation kamen Kiemenstellnetze der

Maschenweiten 7 - 70 mm zum Einsatz. Diese Netze wurden an der Wasseroberfläche, im Freiwasser zwischen 8 und 15 m Tiefe, am Grund zwischen 5 und 10 m Tiefe sowie tiefer als 10 m exponiert. Außerdem dienten Vertikalnetze nach Hansson & Rudstam (1995) mit Maschenweiten von 12 - 38 mm zur Erfassung der Vertikalverteilung der Fische im Freiwasser. Die Exposition der Netze erfolgte über Nacht. Die Fänge wurden in Einheitsfänge (EHF) bezogen auf 100 m^2 Netzfläche und 12 Stunden Standzeit umgerechnet.

Für Nahrungsanalysen wurden die Nahrungsanteile in den Mägen der Barsche und den ersten Darmdritteln der Plötzen volumetrisch abgeschätzt.

Anhand von Jahresmarken auf den Kiemendeckeln konnte das Alter der Fische bestimmt und das Wachstum für Barsch und Plötze rückberechnet werden.

Für Plötzen aller Altersklassen (außer 0+) wurde mit einem bioenergetischen Modell (Hanson et al. 1997) und der Parametrisierung von Horppila & Peltonen (1997) die tägliche Konsumtion berechnet und der Fraßdruck der Plötzenpopulation auf die Daphnien abgeschätzt. Die Größe der Plötzenpopulation wurde durch eine hydroakustische Bestandsschätzung ermittelt.

Ergebnisse

Aus den Kiemennetzfängen der Jahre 1998 und 1999 wurde die Zusammensetzung der Fischartengemeinschaft in der Talsperre Saidenbach ermittelt. Den größten Biomasseanteil hatte die Plötze mit 69,2 % bzw. 63,3 %. Der Biomasseanteil des Blei lag bei 17,8 % bzw.15 %, Barsche hatten einen Biomasseanteil von 9 % bzw. 16,9 %.

Die anhand der Jahresmarken auf den Kiemendeckeln rückberechneten mittleren Jahresendlängen von Barsch und Plötze sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Mittlere rückberechnete Totallängen (mm) von Barsch und Plötze für die entsprechenden Altersklassen. Anzahl in Klammern.

Alter	Barsch	Plötze
1	91,4 (317)	79,9 (457)
2	125,2 (164)	133,7 (419)
3	171,8 (76)	187,8 (397)
4	210,3 (45)	228,5 (346)
5	239,2 (31)	251,3 (316)
6	260,9 (24)	265,5 (288)
7	280,5 (12)	272,1 (200)
8	287,8 (5)	277,5 (148)
9		282,3 (122)
10		287,7 (104)
11		291,6 (68)
12		293,9 (35)
13		297,5 (9)

Die Nahrungsanalysen wurden für drei Größenklassen von Barsch (Abb. 1) und Plötze (Abb. 2) durchgeführt. Barsche der Größenklasse <100 mm ernährten sich hauptsächlich von Zooplankton (bis zu 100 %). Mit zunehmender Größe der Barsche nahm der Anteil an Zooplankton in der Nahrung ab, während der Anteil von Benthos und Fisch zunahm. Plötzen aller Größen wiesen in der Nahrung einen großen Anteil (max. 50-75 %) an Zooplankton auf (Abb. 2).

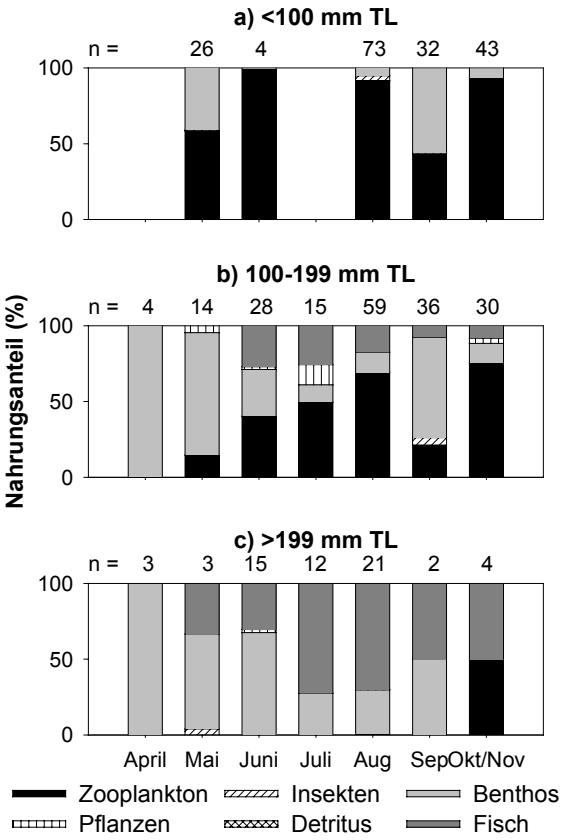


Abb. 1: Nahrungszusammensetzung des Barsches von April bis November der Jahre 1998 und 1999 gepoolt. Dargestellt ist der mittlere prozentuale Volumenanteil einer Nahrungskategorie.

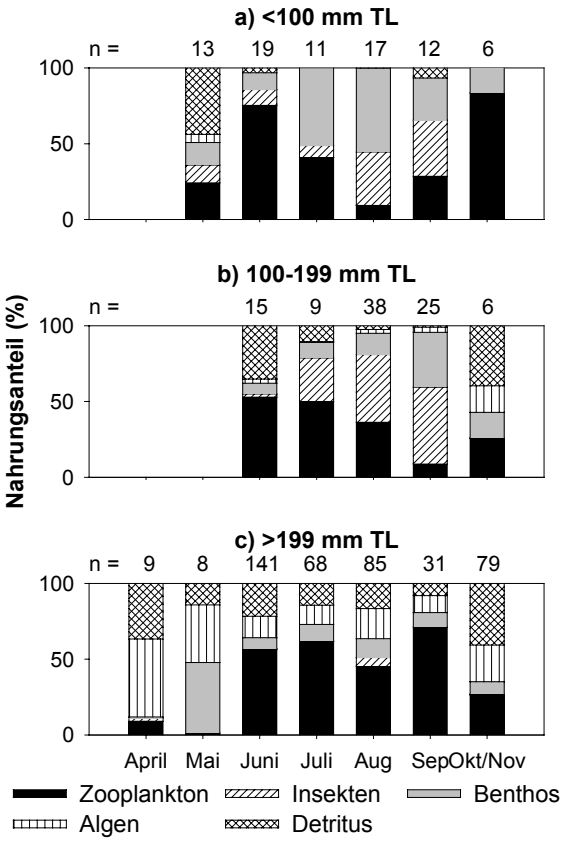


Abb. 2: Nahrungszusammensetzung der Plötze von April bis November der Jahre 1998 und 1999 gepoolt. Dargestellt ist der mittlere prozentuale Volumenanteil einer Nahrungskategorie.

Während Plötzen der Größenklassen <100 mm und 100-199 mm zusätzlich Insektenanflug (bis zu 55 % bzw. 44 %) als Nahrung nutzten, wurden von den größten Plötzen vor allem Algen (bis 51 %) und Detritus (bis 37 %) aufgenommen. Der Anteil benthischer Nahrung war generell gering. Die mit Hilfe des bioenergetischen Modells (Hanson et al. 1997) berechnete Daphnienkonsumtion durch die Plötzenpopulation (ohne 0+ Plötzen) sowie der standing stock der Daphnien sind in Abb. 3 dargestellt. Die tägliche Daphnienkonsumtion erreichte ihren Maximalwert Anfang August mit 388 kg. Bei einem standing stock der Daphnien von rund 5000 kg zu diesem Zeitpunkt erreichte der Fraßdruck durch die Plötzen sein Maximum mit einer Konsumtion von 7,5 % d^{-1} der Daphnienpopulation.

Abb. 4 zeigt die räumliche Verteilung von Barsch und Plötze. Plötzen wurden überwiegend an der Wasseroberfläche (16 %) gefangen. Juvenile Barsche kamen vor allem im Freiwasser (21 %) vor, während adulte Barsche im tiefen Grundbereich gefangen wurden (10 %). Die größten Überschneidungen in der Verteilung von Barsch und Plötze traten im Flachwasserbereich auf (21 % Plötze und 24 % Barsch). Die Vertikalverteilung von Barsch und Plötze aus den Vertikalnetzfängen ist für die Frühjahrs-/Herbstperiode und die Sommerperiode in Abb. 5 dargestellt. Das

Verteilungsmaximum der Plötzen lag während der kühleren Jahreszeit im obersten Gewässerhorizont. In Tiefen von mehr als 20 m wurden keine Plötzen gefangen. Barsche wiesen im gleichen Zeitraum zwei Verteilungsmaxima auf. Das obere lag bei 5-10 m Wassertiefe und repräsentiert die juvenilen Barsche. Das zweite Verteilungsmaximum lag bei 25-30 m und repräsentiert die adulten Barsche. An der Oberfläche wurden keine Barsche gefangen. Im Sommer verschoben sich die Verteilungsmaxima nach oben, die Einschichtung von Barsch und Plötze untereinander blieb jedoch erhalten.

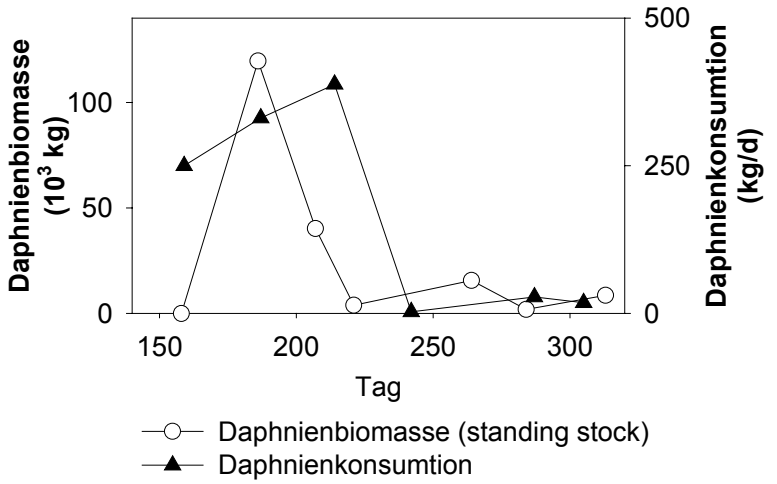


Abb. 3: Daphnienkonsumtion durch die Plötzenpopulation (ohne 0+) und Daphnienbiomasse in der Talsperre Saidenbach zwischen Juni und November 1999.

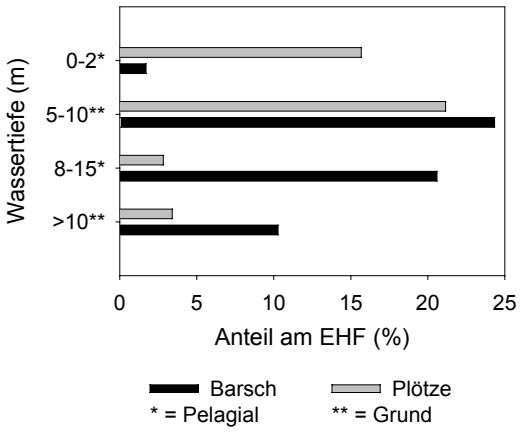


Abb. 4: Räumliche Verteilung von Barsch und Plötze in der Talsperre Saidenbach. Dargestellt sind die Anteile am Gesamteinheitsfang dieser Fischarten.

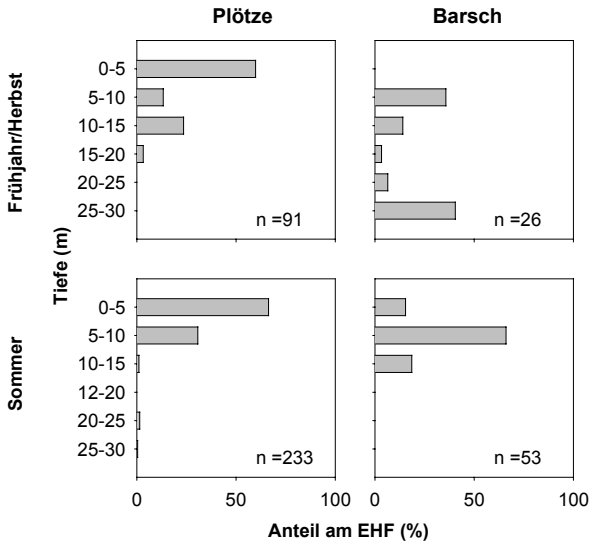


Abb. 5: Vertikalverteilung von Plötze und Barsch in der Talsperre Saidenbach. Dargestellt sind die Anteile der gefangenen Fische am Einheitsfang je Tiefenstufe und Jahreszeit (Schichtungszustand)

Diskussion

Eine Percidendominanz, wie sie aufgrund der geringen Trophie der Talsperre Saidenbach zu erwarten war (Persson et al. 1991), konnte nicht nachgewiesen werden. Der Fischbestand war dagegen deutlich cyprinidendominiert. Mögliche Ursachen dafür liegen in der Ufersteilheit des Gewässers und dem damit verbundenen relativ geringen Litoralanteil sowie in einem sehr geringen Makrophytenbestand. Der Konkurrenzvorteil der effizienten Nahrungssuche in von Makrophyten strukturierten Habitaten (Winfield 1986, Diehl 1988, Persson & Eklöv 1995) kommt für den Barsch offenbar nicht zur Wirkung.

Das Wachstum der Barsche in der Talsperre Saidenbach kann als mittleres bis gutes Wachstum eingestuft werden, was ein Vergleich mit Wachstumsdaten anderer Untersuchungen zeigt (Tesch 1955, Radke & Eckmann 2001). Aus dem Vergleich mit anderen Untersuchungen (Radke 1998, Horppila & Nyberg 1999) läßt sich auch für die Plötzen aussagen, daß diese in der Talsperre Saidenbach ein sehr gutes Wachstum aufwiesen.

Aus den Verteilungsmustern von Barsch und Plötze wird deutlich, daß zwischen beiden Fischarten eine räumliche Trennung auftrat. Aus der Nutzung unterschiedlicher Habitate innerhalb der Talsperre läßt sich auch die Nutzung unterschiedlicher Nahrungssressourcen ableiten, was durch die Nahrungsanalysen bestätigt wurde. Während Plötzen Algen, Detritus und Insektenanflug nutzten, wurde von Barschen Fisch und Benthos intensiver genutzt. Ungewöhnlich war jedoch der hohe Anteil von Zooplankton und ein vergleichsweise geringer Anteil an Benthos in der Nahrung der größten Plötzen, was auf ein geringes Angebot an benthischer Nahrung in der Talsperre Saidenbach zurückgeführt wird. Die relativ intensive Nutzung von Zooplankton durch Plötzen aller Größenklassen führte auch zu einem hohen Fraßdruck auf das große filtrierende Zooplankton. Die Plötze hat damit eine besondere Bedeutung im Nahrungsnetz der Talsperre Saidenbach.

Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Entgegen den allgemeinen Auffassungen zu Dominanzverhältnissen in europäischen Standgewässern ist der Fischbestand der Talsperre Saidenbach nicht perciden- sondern cyprinidendominiert. Die Trophie ist damit nicht die einzige Steuergröße für die Dominanzverhältnisse in Standgewässern gemäßigter Breiten. Barsch und Plötze wiesen in der Talsperre Saidenbach eine räumliche Trennung auf und nutzten unterschiedliche Nahrungsressourcen. Dies ermöglichte eine Ko-Existenz von Barsch und Plötze verbunden mit gutem Wachstum beider Arten. Eine Verbesserung der Wasserqualität ist aufgrund des hohen Fraßdruckes der Plötzen auf Daphnien durch die Reduktion des Plötzenbestandes im Rahmen einer Biomanipulation möglich.

Danksagung

Diese Arbeit wurde von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen und der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT) gefördert.

Literatur

Bergman, E. 1990. Effects of roach *Rutilus rutilus* on two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua* - Importance of species interactions for diet shifts. Oikos 57: 241-249.

Diehl, S. 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. OIKOS 53: 207-214.

Hanson, P.C., T.B. Johnson, D.E. Schindler & J.F. Kitchel. 1997. Fish Bioenergetics 3.0 for Windows, University of Wisconsins Sea Grant Institute, Report: WISCU-T-97-001, Madison, WI.

Hansson, S. & L.G. Rudstam. 1995. Gillnet catches as an estimate of fish abundance - a comparison between vertical gillnet catches and hydroacoustic abundances of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 75-83.

Horppila, J. & K. Nyberg. 1999. The validity of different methods in the backcalculation of the lengths of roach - a comparison between scales and cleithra. Journal of Fish Biology 54: 489-498.

Horppila, J. & H. Peltonen. 1997. A bioenergetic approach on food consumption of roach (*Rutilus rutilus* (L)) in a eutrophic lake. Archiv Fur Hydrobiologie 139: 207-222.

Johansson, L. & L. Persson. 1986. The fish community of temperate, eutrophic lakes. pp. 237-266. *In:* B.S. Riemann, M. (ed.) Carbon dynamics of eutrophic, temperate lakes: The structure and functions of the pelagic environment, Elsevier, Amsterdam.

Michel, P. & T. Oberdorff. 1995. Feeding habits of fourteen european freshwater fish species. Cybium 19: 5-46.

Persson, L. 1983. Food-consumption and competition between age classes in a perch *Perca fluviatilis* population in a shallow eutrophic lake. Oikos 40: 197-207.

Persson, L. 1987. Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). Oecologia 73: 170-177.

Persson, L., S. Diehl, L. Johansson, G. Andersson & S.F. Hamrin. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size- structured interactions. Journal of Fish Biology 38: 281-293.

Persson, L. & P. Eklöv. 1995. Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. Ecology 76: 70-81.

Persson, L. & L.A. Greenberg. 1990a. Interspecific and intraspecific size class competition affecting resource use and growth of perch, *Perca fluviatilis*. Oikos 59: 97-106.

Persson, L. & L.A. Greenberg. 1990b. Juvenile competitive bottlenecks - the perch (*Perca fluviatilis*) - roach (*Rutilus rutilus*) interaction. Ecology 71: 44-56.

Radke, R. & R. Eckmann. 2001. No general percid dominance under mesotrophic lake conditions: A test of several hypotheses. Limnologica 31: 37-44.

Radke, R.J. 1998. Strukturbildende Prozesse in Fischartengemeinschaften mesotropher Seen des nordostdeutschen Tieflandes. Dissertation Universität Konstanz. 139 pp.

Tesch, F.W. 1955. Das Wachstum des Barsches (*Perca fluviatilis* L.) in verschiedenen Gewässern. Zeitschrift für Fischerei 4: 321-420.

Winfield, I.J. 1986. The influence of simulated aquatic macrophytes on the zooplankton consumption rate of juvenile roach, *Rutilus rutilus*, rudd, *Scardinius erythrophthalmus*, and perch, *Perca fluviatilis*. Journal of Fish Biology 29: 37-48.

Die Seeforelle (*Salmo trutta* forma *lacustris*) als Instrument zur Nahrungsnetzsteuerung in einer tiefen, mesotrophen Talsperre: Auswirkungen der zeitlichen und räumlichen Verteilung von Räuber und Beute

Radke, Robert J., Kahl, Uwe & Benndorf, Jürgen
TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, Tel.: 0351/46332684, FAX: 0351/46337108, radke@rcs.urz.tu-dresden.de
Keywords: Biomanipulation, Talsperre, Seeforelle, *Salmo trutta*, Plötze, *Rutilus rutilus*

Einleitung

Die Einführung phosphatfreier Waschmittel, die verbesserte Abwasserbehandlung sowie veränderte landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen haben im letzten Jahrzehnt des vergangenen Jahrhunderts zu einem drastischen Rückgang des Phosphoreintrags in Talsperren der sächsischen Mittelgebirge geführt. Die verbleibenden diffusen Nährstoffeinträge vor allem aus der Landwirtschaft haben ein neues Gleichgewicht erreicht, so daß ein weiterer Rückgang der externen Nährstoffzufuhr nicht zu erwarten ist. Diese Entwicklung spiegelt sich auch in der jetzt mesotrophen Trinkwassertalsperre Saidenbach (Erzgebirge) wider. Während die Phosphorkonzentrationen zur Frühjahrsvollzirkulation auf ca. ein Drittel der Werte vor den neunziger Jahren zurückgingen, gilt dies für die Phytoplanktonbiomassen nicht (Horn 2000). Längere Dauer der Frühjahrsvollzirkulation erklärt einen großen Anteil der Phytoplanktonbiomasseentwicklung, jedoch nicht gleichbleibend hohe Sommerwerte. Um trotzdem eine Verbesserung der Rohwassergüte vor der Trinkwasseraufbereitung zu erzielen, soll durch eine gewässerinterne Maßnahme (Nahrungsnetzsteuerung) erreicht werden, daß sowohl die Filtrationsrate als auch die Phosphorsedimentationsrate des großen filtrierenden Zooplanktons (Daphnien) erhöht wird. Die hierfür erforderliche Reduzierung der Plötzen (*Rutilus rutilus*), als bedeutendste planktivore Fischart, soll durch Seeforellen (*Salmo trutta* forma *lacustris*) erfolgen. Die Seeforelle wurden als Biomanipulationsinstrument ausgewählt, da sie in tiefen und sommerkalten Gewässern als geeignet erscheint, das Pelagial als Lebensraum vollständig zu nutzen. Zur Überprüfung der Eignung wurde die Verteilung von Seeforellen und potentieller Beute sowie das Nahrungsspektrum der Seeforellen in der Talsperre untersucht und die Konsumtion mit Hilfe eines bioenergetischen Modells abgeschätzt.

Material & Methoden

Im Frühjahr 2000 wurde die Talsperre mit 2000 kg Seeforellen besetzt. Die mittlere individuelle Masse betrug ca. 0,8 kg (Frischmasse) und die Totallänge (TL) reichte von 30-40 cm. Dies entspricht bei einer Seefläche von 146 ha einer Besatzdichte von 13,7 kg ha^{-1}. Die Erfassung der Verti-

kalverteilung der Fische im Pelagial wurde mit monofilen Kiemennetzen durchgeführt. Die Netze wiesen eine Breite von 3 m und eine Tiefe von 30 m auf. Sie wurden über Nacht gesetzt. Alle Fische wurden vermessen (TL) und gewogen. Zusätzlich wurde den Forellen der Magen für Nahrungsuntersuchungen entnommen und Schuppen zur Altersbestimmung bzw. Wachstumsrückberechnung abpräpariert. Anhand der Nahrungszusammensetzung, der rückberechneten Massezunahme und der Wassertemperaturdaten wurde mit einem bioenergetischen Modell (Hanson *et al*. 1997) die Konsumtion berechnet.

Ergebnisse

Aufgrund der unterschiedlichen Temperaturpräferenzen zeigten sowohl die potentiellen Beutefischarten Plötze und Barsch (*Perca fluviatilis*) als auch die Seeforelle während der sommerlichen Schichtungsperiode unterschiedliche vertikale Verteilungsmuster (Abb. 1, obere Reihe). Während die Plötze überwiegend im Epilimnion gefangen wurde, hielten sich die Barsche etwas tiefer auf (Epi-/Metalimnion). Die Seeforellen hingegen hatten ihr Verteilungsmaximum im Bereich der Grenze Meta- zu Hypolimnion.

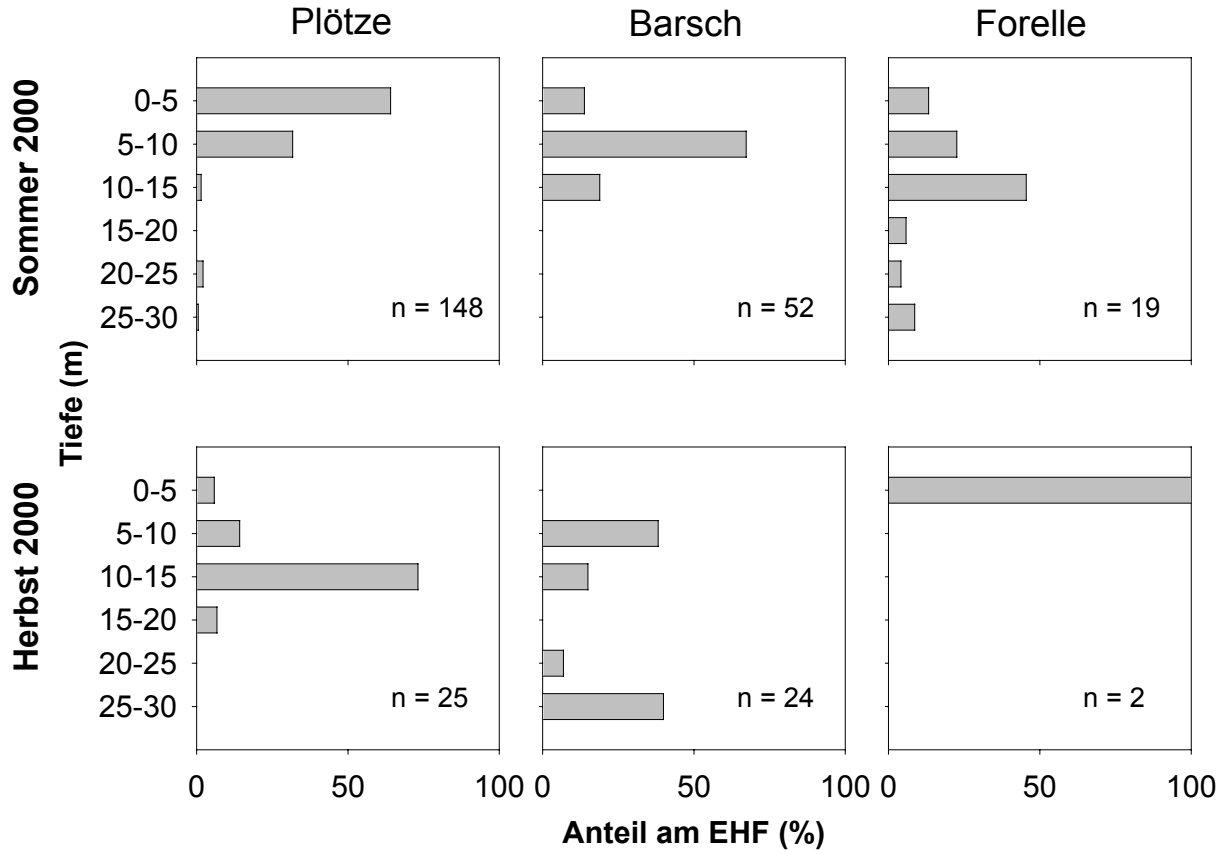


Abb.1: Vertikalverteilung von Plötze, Barsch und Seeforelle in der Talsperre Saidenbach. Dargestellt ist der Anteil der gefangenen Fische am Einheitsfang (EHF) je Tiefenstufe und Jahreszeit (Schichtungszustand).

Im Herbst hingegen hielten sich Plötzen und Barsche deutlich tiefer auf (Abb. 1, untere Reihe). Eine Aussage für die Seeforellen zu treffen, ist aufgrund des geringen Stichprobenumfanges nicht möglich, eine eher gleichmäßige Verteilung scheint aber wahrscheinlich.
Die Nahrung der Seeforellen bestand zu jeder Zeit mehrheitlich aus Evertebraten (Abb. 2). Der Anteil an Fisch lag meist unter 10% und bestand zu zwei Dritteln aus Plötzen und einem Drittel aus Barschen. Der Hohe Anteil an Anflug in der Nahrung deutet auf eine regelmäßig auftretende (vermutlich diurnale) Vertikalmigration des größten Teils der Forellen hin.

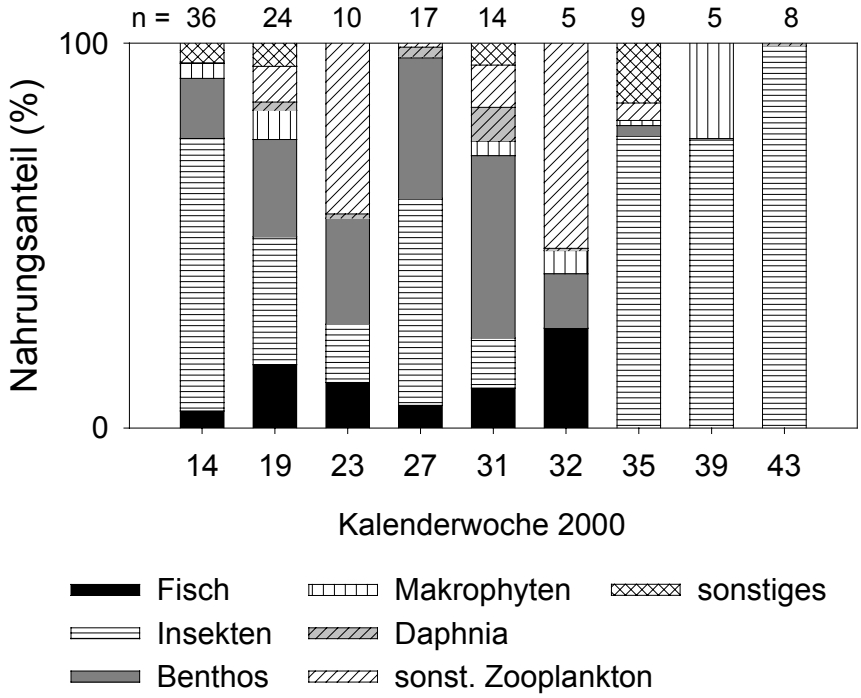


Abb. 2: Nahrungszusammensetzung der Seeforellen von April bis Oktober 2000. Dargestellt ist der mittlere prozentuale Volumenanteil einer Nahrungskategorie.

Der Tatsache, daß die Seeforellen sich nicht permanent in der Tiefe ihrer physiologischen Vorzugstemperatur (14°C) aufhielten, wurde bei der Abschätzung der Konsumtion folgendermaßen Rechnung getragen: Ein Szenario ging von einem permanenten Aufenthalt bei 14°C aus. Ein zweites Szenario nahm an, daß eine „Mischtemperatur“ von 17°C das Resultat der Vertikalwanderung zwischen Hypo- und Epilimnion sei und ein drittes Szenario ging davon aus, daß sich die Forellen permanent im Epilimnion (Temperaturmittel) aufhielten. Wie aus Abb. 3 ersichtlich ist, ergaben sich die höchsten Konsumtionsraten bei den höchsten Umgebungstemperaturen. Da die Seeforellen jedoch beim Temperaturverlauf des dritten Szenarios theoretisch schon einen thermischen Streß erlitten hätten, gingen die Konsumtionsraten während der wärmsten Phase entsprechend zurück.

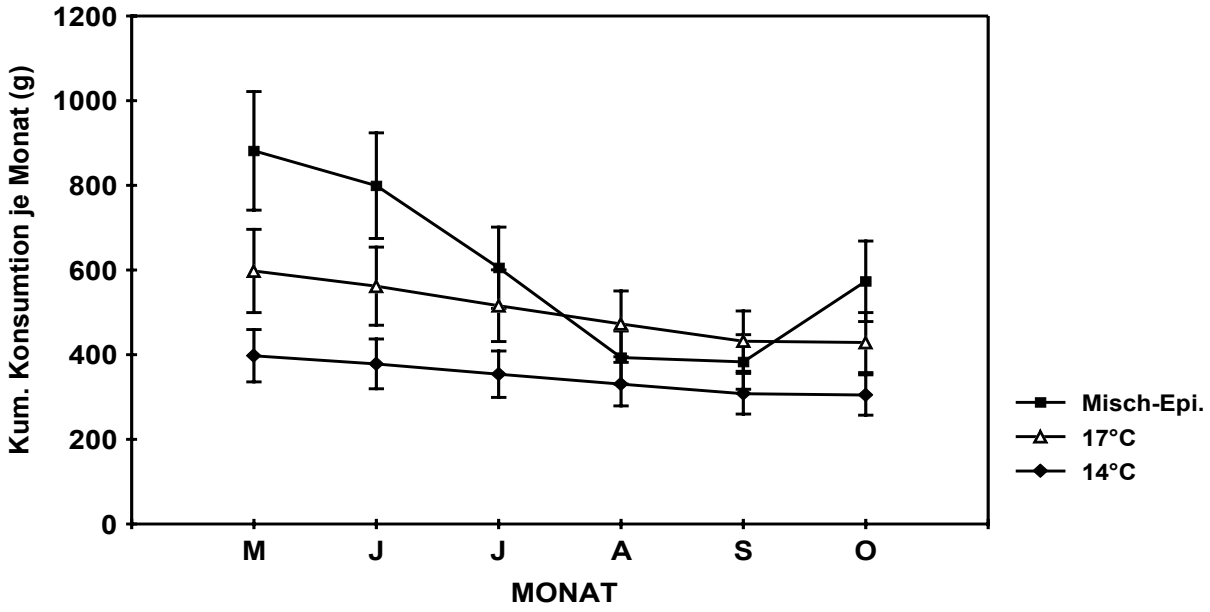


Abb. 3: Mittlere monatliche Gesamtkonsumtion (Frischmasse) je Fisch in Abhängigkeit vom erfahrenen Temperaturregime. Fehlerbalken geben Standardfehler wieder.

Rechnet man die Konsumtion von Fisch (ca. 10% der Gesamtkonsumtion) auf den Fischbestand in der Talsperre hoch, so ergeben sich in Abhängigkeit vom Szenario folgende Mengen:

Populationskonsumtion an Fisch Mai-Oktober 2000:
- Szenario epilimnische Temperaturen: 935 kg (6,4 kg ha^{-1})
- Szenario 17°C: 693 kg (4,8 kg ha^{-1})
- Szenario 14°C: 468 kg (3,2 kg ha^{-1})

Populationskonsumtion an Fisch 2000 (extrapoliert):
- Szenario epilimnische Temperaturen: 1075 kg (7,4 kg ha^{-1})
- Szenario 17°C: 825 kg (5,6 kg ha^{-1})
- Szenario 14°C: 600 kg (4,1 kg ha^{-1})

Das bedeutet, daß der gegenwärtig noch geringe Seeforellenbestand jährlich zwischen zwei und sieben Prozent der im See vorhandenen Plötzenbiomasse konsumiert.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, daß Seeforellen - trotz der räumlichen Trennung während der sommerlichen Schichtungsperiode - grundsätzlich als Instrument zur Nahrungsnetzsteuerung in sommerkalten Talsperren der Mittelgebirge geeignet sind. Da jedoch erst relativ große Tiere ausschließlich piscivor sind, der Besatz aber in der Regel mit kleineren Fischen durchgeführt wird, ist

es erforderlich, am Anfang einer Maßnahme deutlich über dem empfohlenen Raubfischanteil von 30% am Gesamtfischbestand (Benndorf & Kamjunke 1999) zu liegen.

Danksagung

Diese Arbeit wurde von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen und der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (ATT) gefördert.

Literatur

Benndorf, J. & Kamjunke, N. (1999): Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.

Hanson, P. C., Johnson, T. B., Schindler, D. E. & Kitchell, J. F. (1997): Fish Bioenergetics 3.0 for Windows. University of Wisconsin Sea Grant Institute, Report WISC-T-97-001, Madison, U.S.A.

Horn, H. (2000): Langzeitentwicklung des Phytoplanktons der Talsperre Saidenbach: Welche Auswirkungen hatte die politische Wende? DGL-Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing 2000.

Einfluss von Trockenlegung und Wiedereinstau auf Sedimentresuspension und Wassergüte der Talsperre Bautzen

Markus A. Wetzel
Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden

Einleitung

Aufgrund von Instandsetzungsmaßnahmen an der Staumauer wurde die Talsperre Bautzen von September 1999 bis März 2000 abgelassen und erst ab März 2001 wieder befüllt. Für ein Jahr waren nur der ursprüngliche Spreeverlauf und eine kleine Fläche des Talsperrensediments (etwa 5 - 10 %) wasserbedeckt (Abb. 1), während sich auf den trockengefallenen Sedimenten eine dichte Pflanzendecke ausbildete. Diese Pflanzenbedeckung wurde vor der Wiederbefüllung vom Talsperrenbetreiber, der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, großflächig durch den Einsatz von Mähmaschinen entfernt.

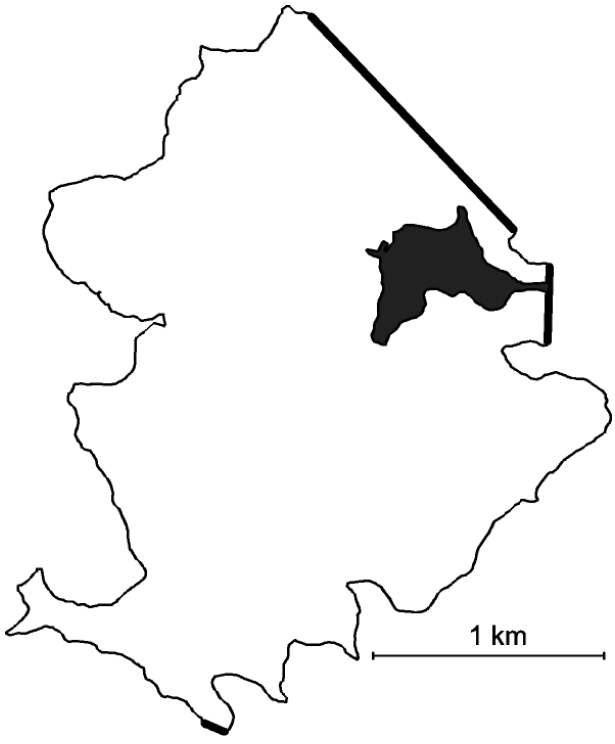


Abb. 1: Karte der Talsperre Bautzen. Die schwarz markierte Fläche kennzeichnet die ungefähre Lage des noch überfluteten Bereichs während der Instandsetzungsarbeiten von März 2000 bis März 2001.

Niedrige Wasserstände, wie sie beim Wiedereinstau zwangsläufig durchlaufen werden, können zu einer erhöhten Resuspension führen. Generell ist bekannt, dass resuspendierte Sedimente die chemische, toxikologische und biologische Beschaffenheit eines Gewässers beeinflussen. Die organischen Bestandteile in resuspendierten Sedimenten regulieren die Verfügbarkeit von Nährstoffen und von toxischen Substanzen im Wasserkörper (SALOMONS & FÖRSTNER 1984) und haben somit einen direkten Einfluss auf viele gütebestimmende Faktoren. In Abhängigkeit vom Gewässer kann dem-

zufolge eine erhöhte Sedimentresuspension zu einer Zunahme der Konzentration von Nährstoffen und Verunreinigungen führen. Andererseits kann die im Lauf der Trockenlegung erfolgte Austrocknung und die damit verbundene Oxidierung der Sedimente die Sedimentchemie entscheidend beeinflussen.

Aus der fast vollständigen Absenkung der Talsperre und dem Wiedereinstau ein Jahr später ergab sich die Gelegenheit, den Einfluss der einjährigen Austrocknung der Sedimente auf die Sedimentchemie und die Wasserqualität nach dem Wiedereinstau zu untersuchen.

Material und Methoden

Im Verlauf des Wiedereinstaus wurden wichtige Gewässergütefaktoren (hier dargestellt: Temperatur, Sestontrockenmasse, O_2-Konzentration, gelöster reaktiver Phosphor (SRP), NO_2-N, NO_3-N und NH_4-N) in anfangs zweiwöchigen, später monatlichen Abständen bestimmt. Neben dieser Beprobung des Wasserkörpers, die in unterschiedlichen Tiefenhorizonten (0, 3, 5, 7m) erfolgte, wurden die gleichen Faktoren in Zufluss (Vorsperre) und Abfluss bestimmt. Dargestellt sind hier allerdings nur die Ergebnisse aus 3 m Wassertiefe. Um mögliche Abweichungen der Gütefaktoren im Vergleich zu der normalen Talsperrenbewirtschaftung zu ermitteln, wurden die Ergebnisse mit Daten der vorangegangenen fünf Jahre verglichen. Hierzu wurden die Werte von fünf Jahren monatsweise gemittelt und die Standardabweichung berechnet.

Die diffusive Phosphatfreisetzung wurde mit Hilfe von Dialyseprobenahmevorrichtungen, sogenannten „Peepern“, nach HESSLEIN (1976) bestimmt. Hierbei handelt es sich um eine Vorrichtung mit 50 Dialysekammern mit einem Abstand von jeweils 1 cm, die vertikal so in das Sediment gesetzt wird, dass sich ein Teil der Kammern im Sediment befindet und der andere Teil im darüberliegenden Wasserkörper. Jede Kammer wurde mit sauerstofffreiem destilliertem Wasser befüllt. Die Peeper wurden jeweils für mindestens zwei Wochen exponiert. Durch Analyse der Wasserproben in den einzelnen Kammern konnten die Konzentrationsgradienten und Freisetzungsraten bestimmt werden (HUPFER ET AL. 2000). Die P-Freisetzung wurde sowohl für das ständig überflutete Gebiet als auch für die während der Instandsetzungsarbeiten trockengefallenen Sedimente bestimmt. Aufgrund der starken Komprimierung durch Austrocknung konnten die Peeper in den trockengefallenen Sedimenten nur bis zu einer Tiefe von maximal 4 bis 6 cm eingesetzt werden, während in dem ständig überfluteten Gebiet die Gradienten bis in eine Tiefe von 25 cm gemessen werden konnten.

Ergebnisse und Diskussion

Während des Wiedereinstaus der Talsperre Bautzen (Abb. 2) kam es nicht zu einer Zunahme an Schwebstoffen in der Wassersäule. Vielmehr zeigte die Sestonkonzentration den gleichen Verlauf wie schon in den vorangegangenen fünf Jahren, wobei sich die Konzentrationen während der Wiedereinstauphase, abgesehen vom Monat August, eher im unteren Bereich der fünfjährigen Vorjahresmonatsmittel befanden. Dieses Ergebnis spricht gegen eine verstärkte Zunahme von Sedimentresuspension als Folge des Wiedereinstaus. Wahrscheinlich hat die starke Austrocknung des Sediments und die damit verbundene Komprimierung in Kombination mit der Ausbildung eines reichen Wurzelgeflechts das Sediment stabilisiert und so trotz geringerer Wasserstände während der Wiederbefüllung eine verstärkte Resuspension verhindert.

Sauerstoff und Temperatur zeigten, bis auf leichte Abweichungen, keine Unterschiede zu den Vorjahren, was auch nicht zu erwarten war. Lediglich zu Beginn der Messungen (Monat März) war eine deutlich erhöhte Wassertemperatur messbar, was sehr wahrscheinlich an dem noch geringen Wasservolumen in der Talsperre liegt, welches sich deutlich schneller erwärmt.

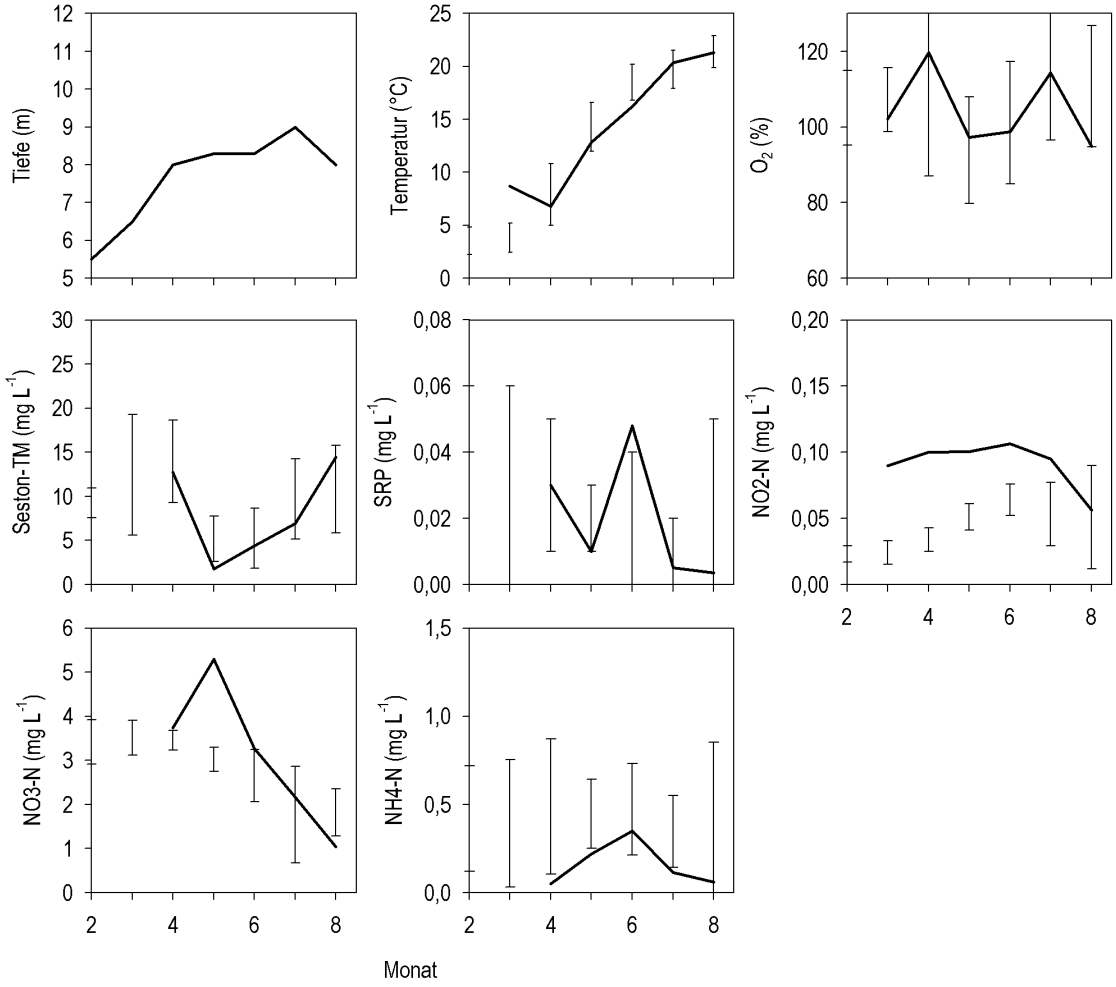


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf von Wasserstand und wichtigen Gewässergütefaktoren in der Talsperre Bautzen während des Wiedereinstaus 2001. Alle Gütefaktoren wurden in 3 m Wassertiefe bestimmt. Bei den Fehlerbalken handelt es sich um die Standardabweichung der über die Jahre 1995 bis 1999 gemittelten Werte aus dem gleichen Tiefenhorizont.

Deutliche Abweichungen gegenüber der Streuung der Vorjahresmonatsmittel zeigten hingegen die Konzentrationsverläufe der untersuchten Stickstoffkomponenten. Während die Ammonium-Stickstoffkonzentration im Vergleich zu den Vorjahren leicht herabgesetzt war und am unteren Rand der Standardabweichung der Fünfjahresmonatsmittel verlief, zeigten besonders Nitrat- und Nitrit-Stickstoff zum Teil deutlich erhöhte Werte. Möglicherweise ist es durch die Austrocknung und die damit verbundene Oxidation des Sediments durch Luftsauerstoff in weiten Teilen der Talsperre zu einer verstärkten Mineralisierung organischer Substanz gekommen, die sich nach dem Wiedereinstau in einer Verringerung der Denitrifizierungsrate ausgedrückt hat. Genaue Aussagen hierzu lassen sich allerdings nur mit Hilfe mikrobiologischer Verfahren machen.

Der Verlauf der Phosphatkonzentration im Wasserkörper zeigt im Vergleich zu den Vorjahren einen ähnlichen Verlauf. Lediglich im Monat Juni konnte eine im Vergleich deutlich erhöhte Konzentra-

tion an gelöstem reaktivem Phosphor (SRP) gemessen werden. Allerdings dürfte diese deutliche Erhöhung, zumindest zu einem großen Teil, durch einen verstärkten Zustrom phosphathaltigen Wassers aus der Spree zu erklären sein. So konnten im gleichen Monat die höchste Konzentrationen an Phosphat im Verlauf dieser Untersuchung für den Zulauf (0,14 mg L^{-1} SRP) festgestellt werden (Daten hier nicht gezeigt).

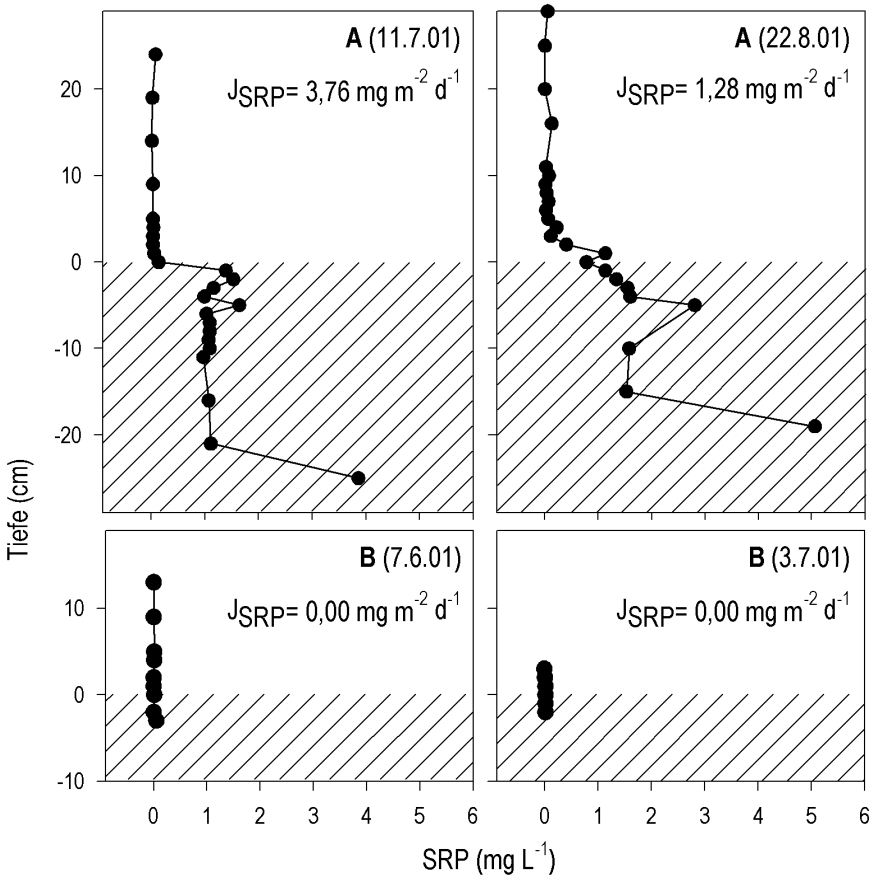


Abb. 3: SRP-Profile an verschiedenen Terminen an der Sediment/Wasser Kontaktzone der ständig überstauten Fläche (A) und der während der Instandsetzungsarbeiten trockengefallen Gebiete (B). Zusätzlich sind die berechneten Freisetzungsraten (J) angegeben. Die schraffierten Flächen kennzeichnen das Sediment.

Bei der Untersuchung der Phosphatfreisetzung in den dauerhaft überfluteten Sedimenten des Restwasserkörpers und in dem durch Austrocknung und Pflanzenwuchs beeinflussten Sedimenten konnten deutliche Unterschiede festgestellt werden (Abb. 3). An der Sediment/Wasser-Kontaktzone der ständig wasserbedeckten Flächen kam es während der Sommermonate infolge hypoxisch/anoxischer Verhältnisse im Wasserkörper zu einer P-Freisetzung mit Freisetzungsraten im Bereich von etwa 1 bis 4 mg SRP pro m^2 und Tag. Im Gegensatz hierzu konnten in dem trockengefallenen Sediment nur geringe Mengen an SRP im Porenwasser des Sediments nachgewiesen werden, die die im Wasser gemessenen Konzentrationen nicht überschritten. Somit kam es in den trockengefallenen Sedimenten der Talsperre nicht zu einer Freisetzung von Phosphat. Der Grund hierfür könnte in dem Austrocknungsprozess liegen. Die Austrocknung und die damit verbundene Oxidation der trockengefallenen Sedimente hat wahrscheinlich zu einer Erhöhung des Anteils an oxidierten Eisenverbindungen geführt, wodurch sich die P-Bindungsfähigkeit des Sediments erhöht hat. Durch die zu erwartende Änderung der Redoxverhältnisse wird es aber langfristig wieder zu einer Phosphatfreisetzung aus diesen Sedimenten kommen.

Schlussfolgerungen und vorläufiger Ausblick

Die hier vorgestellten Ergebnisse haben gezeigt, dass es unter dem Gesichtspunkt der Vermeidung von Resuspension beim Wiedereinstau von Talsperren empfehlenswert zu sein scheint, Talsperrensedimente für einen ausreichend langen Zeitraum (eine Vegetationsperiode) trockenfallen zu lassen. Die Komprimierung des Sediments während der Austrocknung und die zusätzliche Festigung durch das Wurzelgeflecht von Pflanzen trägt offensichtlich dazu bei, Resuspenionsereignisse während des Wiedereinstaus zu unterdrücken. Außerdem kommt das Sediment während des Trocknungsvorgangs mit atmosphärischem Sauerstoff in Kontakt, was zu einer Oxidation von Eisenverbindungen führt und somit die Phosphatbindefähigkeit der Sedimente erhöht. Wird die Vegetation vor dem Wiederbefüllen zum großen Teil entfernt (z.B. durch Mähmaschinen) können zusätzlich die in den Pflanzen festgelegten Nährstoffe dem Talsperrensediment entzogen werden. Somit scheint die Austrocknung weiter Teile des Talsperrensediments von Vorteil für die Verringerung der Nährstoffe und damit die Verbesserung der Wasserqualität zu sein. Allerdings wird erst die genauere Analyse vorhandener Daten, sowie die weitere Beobachtung der Wasserqualität zeigen, ob sich diese erste positive Bewertung bestätigt. So ist derzeit noch nicht klar, inwieweit sich die in der Talsperre verbliebenen Pflanzen auf die Fischfauna auswirken. Von vielen bodenlaichenden phytophilen Fischarten ist z.B. bekannt, dass sie ihren Laich bevorzugt an Pflanzen heften (BALON 1975). Somit ist mit der Zunahme solcher Arten nach dem Wiedereinstau zu rechnen. Erste Beobachtungen deuten darauf hin, dass es nach dem Wiedereinstau zu einer starken Zunahme von 0+ Cypriniden gekommen ist (M.-G. Werner, persönliche Mitteilung), was zu einem erhöhten Fraßdruck auf das Zooplankton führen dürfte. Falls sich diese Beobachtung bestätigt, ist in den nächsten Jahren mit einer deutlichen Zunahme der Phytoplanktonbiomasse zu rechnen.

Danksagung

Ich danke Prof. J. Benndorf und Dr. R. J. Radke für ihre Bereitschaft, die Ergebnisse mit mir zu diskutieren. Frau E. Ball danke ich für die Analyse der Wasserproben. Das dieser Arbeit zugrundeliegende Forschungsprojekt wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technik unter dem Förderkennzeichen 02 WB 0125 gefördert.

Literatur

Balon, EK (1975): Reproductive guilds in fishes: a proposal and definition. J. Fish Res. Bd. Canada 32(6): 821-864

Hesslein, RH (1976): An *in situ* sampler for close interval pore water studies. Limnol. Oceanogr. 21: 912-914

Hupfer, M, Pöthig, R, Brüggemann, R & Geller, W (2000): Mechanical resuspension of autochthonous calcite (Seekreide) failed to control internal phosphorus cycle in a eutrophic lake. Water Research 34: 859-867

Salomons, W & Förstner, U (1984): Metals in the hydrocycle. Berlin: Springer Verlag.

Elimination von Planktonorganismen bei der Trinkwasseraufbereitung

Gabriele Packroff und Jürgen Clasen

Wahnbachtalsperrenverband, Biologisches Labor, Trinkwasseraufbereitung Siegelsknippen, 53721 Siegburg, packroff@wahnbach.de

Keywords: Trinkwasser, Aufbereitung, Elimination, Plankton, Flockung, Filtration

1 Einleitung

Der Wahnbachtalsperrenverband (WTV) entnimmt das Rohwasser zur Trinkwasseraufbereitung der Wahnbachtalsperre. Bei der Aufbereitung von Wasser aus Oberflächengewässern spielt die Entfernung von Partikeln eine wichtige Rolle. In der Regel sind die partikulären Bestandteile organischer Herkunft, d.h., es sind Planktonorganismen, die in der Trinkwasseraufbereitungsanlage entfernt werden müssen (Hoehn, 2000). Eine Ausnahme bilden Hochwasserereignisse, die zu hohen mineralischen Trübstoffgehalten führen können (Baldauf et al., 2000). Der Eliminationsgrad von Planktonorganismen wird über die mikroskopische Analyse von Roh– und Reinwasserproben erfaßt. Das Verhalten der Organismen bei der Trinkwasseraufbereitung ist völlig unterschiedlich. Um eventuelle Auswirkungen auf den Aufbereitungsprozess abschätzen zu können, ist es notwendig, die Zusammensetzung und Häufigkeit der Organismen im Roh- und Reinwasser zu kennen.

2 Methode

Roh– und Reinwasser werden werktäglich mikroskopisch analysiert (Utermöhl-Methode). Das „Rohwasser“ ist das unbehandelte Wasser aus der Talsperre, „Reinwasser“ das Wasser nach Flockung und einstufiger Filtration (Schnellsandfilter), vor der Desinfektionsstufe.
Für die hier vorgestellten Ergebnisse wurden Daten aus den Jahren 1990-2000 ausgewertet (Anzahl Termine = 2657).
In den Grafiken wurden die Organismendichten im Roh-und Reinwasser im Jahresverlauf aufgetragen, dabei wurde für die Zell- bzw. Individuendichte eine kubische Skalierung verwendet (Grafiken A).
Die Grafiken B zeigen die prozentualen Summenhäufigkeiten im Roh- und Reinwasser aufgetragen gegen die log-Individuendichte. Man kann an diesen Grafiken die 50 %-Perzentile direkt ablesen.
Die Eliminationsleistung wird mit Hilfe von log-Stufen (jeweils bezogen auf die 50 % Perzentile) bewertet.
Die Logstufe der Elimination (EL) wird wie folgt berechnet: $EL=\log (c_{input}/c_{output})$.
Alternativ kann auch die prozentuale Elimination EP ($EP = 100*(1-c_{output}/c_{input})$) angegeben werden.

Danach entspricht:

1 log-Stufe	90% Entfernung	3 log-Stufen	99,9% Entfernung
2 log-Stufen	99% Entfernung	4 log-Stufen	99,99% Entfernung

Alle Werte unterhalb einer log-Stufe von 1 bedeuten eine relativ schlechte Entfernung der Planktonorganismen. In der Perzentil-Auswertung (Grafiken B) wurden nur die Termine berücksichtigt, an denen im Roh– und Reinwasser messbare Organismendichten (Termine Rohwasser > 0) vorhanden waren. Bei Reinwasserwerten, die nicht mehr im Messbereich lagen (Termine Reinwasser = 0) wird für diesen Termin von einer optimalen Entfernung ausgegangen .

3 Ergebnisse

Tabelle 1: Kenndaten der analysierten Taxa.
Die Findungsrate gibt die Häufigkeit des Auftretens eines Taxons im Rohwasser an, bezogen auf die Gesamtzahl der ausgewerteten Termine.

Taxon	Findungs-rate %	Termine Rohwasser > 0	Termine Reinwasser =0	**Log-Stufe**
Nauplien	85	2050	295	**0,20**
Farblose Flagellaten	91	2406	248	**0,80**
Cryptomonas spp. ***	91	2432	825	**1,10**
Aulacoseira italica	82	2181	1068	**--**
Rhodomonas spp.	96	2556	2437	**--**
*Keratella cochlearis****	45	1212	1161	**--**

******* nicht grafisch dargestellt

-- es konnten keine 50%-Perzentile und damit log-Stufen der Elimination berechnet werden, da in mehr als 50 % der ausgewerteten Termine die Zell- oder Individuenzahlen unterhalb des Messbereichs lagen.

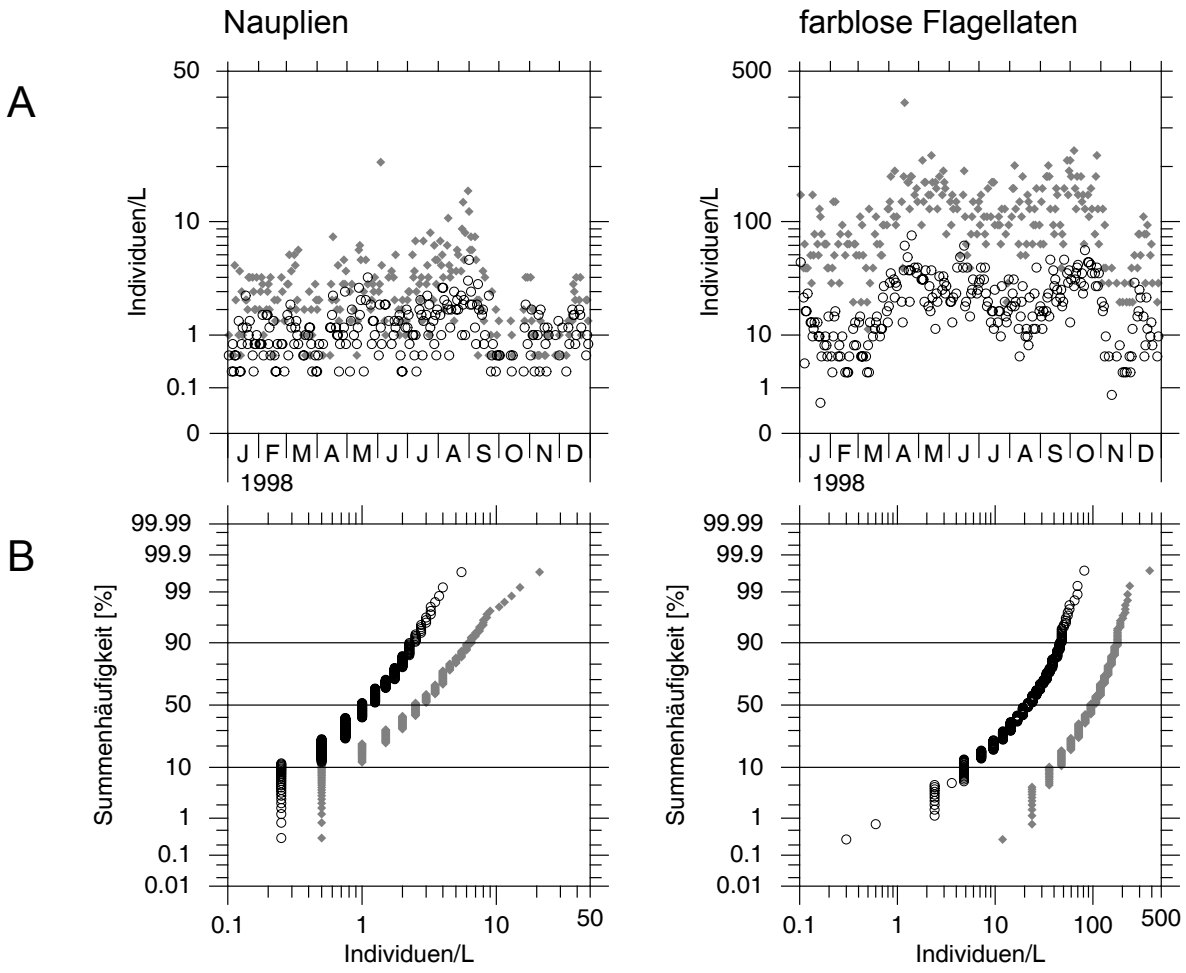


Abbildung 1: Individuen- bzw. Zellzahl (kubische Skala) von Nauplien und farblosen Flagellaten im Roh- und Reinwasser im Verlauf eines Jahres (Grafiken A, obere Reihe) sowie prozentuale Summenhäufigkeit aufgetragen gegen die log-Individuen- bzw. –Zellzahl (Grafiken B, untere Reihe). Rohwasser = graue Rauten, Reinwasser = schwarze Kreise.

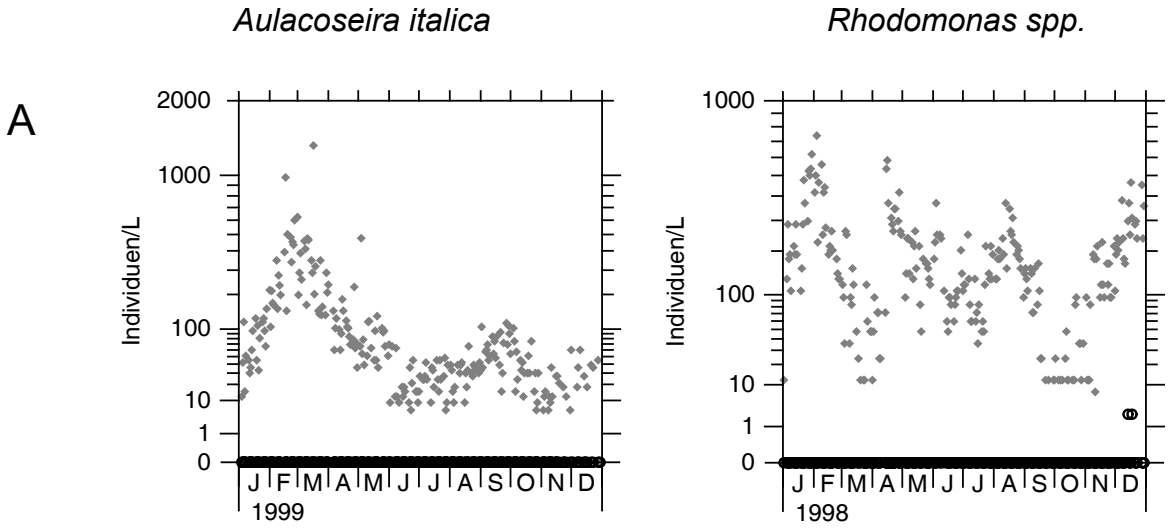


Abbildung 2: Individuen- bzw. Zellzahl (kubische Skala) von *Aulacoseira italica* und *Rhodomonas* spp. im Roh- und Reinwasser im Verlauf eines Jahres (Grafiken A). Rohwasser=graue Rauten, Reinwasser= schwarze Kreise.

4 Auswertung

Nauplien und Farblose Flagellaten werden im Aufbereitungsprozess durch die Filtration nur unzureichend entfernt (s. Abbildung 1 und Tabelle 1). Gleiches gilt für Phyto-Flagellaten vom Typ *Cryptomonas* (Cryptophyceen) (Tabelle 1).
Phytoplanktonarten wie *Aulacoseira italica* (Bacillariophyceen) und *Rhodomonas* spp. (Cryptophyceen) sowie Rotatorien der Gattung *Keratella* werden effektiv eliminiert (Abbildung 2, Tabelle 1).

Das Eliminationsverhalten von Organismen wird beeinflußt von:
1. Größe und Form der Organismen
Generell werden größere Organismen (Bsp. *Keratella*) bei der Filtration besser zurückgehalten als kleine Organismen, sperrige (Bsp. Diatomeenzellen wie *Aulacoseira italica*) besser als einfach strukturierte.
2. Der Mobilität der Organismen
Mobile Organismen wie Nauplien und Flagellaten werden bei der Flockung nicht sehr effektiv in die Flocken eingebunden. Sie können sich aufgrund der Eigenbeweglichkeit aus den Flocken lösen und werden dementsprechend auch bei der Filtration nur schlecht eliminiert.
Die relativ bessere Elimination von *Rhodomonas*-Zellen liegt in der geringer ausgeprägten Eigenbeweglichkeit verglichen mit *Cryptomonas*.
Am schlechtesten ist demnach die Filtrationsleistung, wenn viele kleine, sehr bewegliche Zellen oder Organismen im Rohwasser enthalten sind.

Die Filtrationsleistung einer Aufbereitungsanlage kann erhöht werden, wenn vor der Zugabe des Flockungsmittels die Eigenbewegung der Zellen gehemmt wird. Allerdings setzt die Trinkwasserverordnung für die Anwendung z.B. von Oxidationsmitteln enge Grenzen.

In der neuen Trinkwasseraufbereitungsanlage des Wahnbachtalsperrenverbandes wird daher in Zukunft Ultraschall zur Inaktivierung der Organismen angewendet. Eine weitere Möglichkeit ist die Erhöhung der Flockungsmitteldosierung, die aber nur einen begrenzten Erfolg hat und auch eine Erhöhung der Betriebskosten mit sich bringt.

Insgesamt machen die Untersuchungen deutlich, wie wichtig die Kenntnis der Planktonzusammensetzung des Rohwassers sowie der Eigenschaften der verschiedenen Organismen ist. Sie betonen auch den Stellenwert der mikroskopischen Analyse als wichtigen Beitrag zur Überwachung der Trinkwasseraufbereitung.

5 Literatur

Hoehn, E.: Planktonelimination—Der Weg vom Rohwasser zum Reinwasser. In: Talsperre Kleine Kinzig, Quelle für unser Trinkwasser. 25 Jahre Zweckverband Wasserversorgung Kleine Kinzig. Hrsg. Zweckverband Wasserversorgung Kleine Kinzig. Stuttgart, 2000.

Baldauf, .G. et al.: Die Optimierung der Aufbereitungstechnik seit Inbetriebnahme der Anlage bis heute. In: Talsperre Kleine Kinzig, Quelle für unser Trinkwasser. 25 Jahre Zweckverband Wasserversorgung Kleine Kinzig. Hrsg. Zweckverband Wasserversorgung Kleine Kinzig. Stuttgart, 2000.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002

Kombinierte Mengen-Güte-Bewirtschaftung einer flachen Talsperre: Vorschlag für ein optimiertes Abstauregime.

Thomas Petzoldt[1], Katja Siemens[1] und Gerald Ackermann[2]
[1] TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, petzoldt@rcs.urz.tu-dresden.de
[2] Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Postfach 10 02 34, 01782 Pirna

Stichworte: Talsperre Bautzen, Bewirtschaftung, Stauspiegelabsenkung, Modellsimulation

Einleitung

Das hydrologische Regime der Spree und ihres Einzugsgebietes in der Lausitz ist in einem hohen Maß durch den Braunkohletagebau geprägt. Seit 1990 wurde die Braunkohleförderung stark reduziert und es besteht nun die Aufgabe, die entstandenen Restlöcher zu fluten und den abgesenkten Grundwasserspiegel wieder zu normalisieren. Hierbei besteht aufgrund der geologischen Verhältnisse (Pyrit und Markasit) eine starke Versauerungsneigung. Als wichtigste Gegenmaßnahme ist es deshalb notwendig, über mehrere Jahrzehnte große Mengen an Wasser aus den angrenzenden Oberflächengewässern zu entnehmen und in die sich füllenden Restseen einzuleiten. In die Bewirtschaftung sind auch die Talsperren Bautzen und Quitzdorf einbezogen, für die eine im Sommer abzugebende Wassermenge in Höhe von 20 Mio m^3 bereits vertraglich festgelegt wurde, das entspricht einer Absenkung des Wasserspiegels um etwa 4m auf 25,6 Mio m^3.
Als Folge dieser Absenkung können prinzipiell trophieverstärkende Prozesse, wie

(1) Verringerung der Verweilzeit und Erhöhung der P-Flächenbelastung,
(2) Vergrößerung des Verhältnisses von euphotischer Tiefe und Durchmischungstiefe und
(3) Verringerung des Hypolimnionvolumens und des im Hypolimnion gespeicherten O_2-Pools

auftreten, die zu einer Verschlechterung der Wassergüte führen können. Darüber hinaus können Erosions- und Resuspensionsprozesse auftreten, die in einem gesonderten Vorhaben untersucht werden (Wetzel, 2001). Umgekehrt sind auch kompensierende Effekte denkbar, z.B. eine frühere Auflösung der Schichtung der nur 12m tiefen Talsperre und damit eine Verkürzung der anoxischen Phase an der hypolimnischen Sediment-Wasser-Kontaktzone. Diese könnte zu einer Verringerung der anoxischen P-Freisetzung aus dem Sediment führen und sich letztlich positiv auf die Wassergüte auswirken.
Es wurde vermutet, dass das zeitliche Regime der Absenkung (z.B. eine möglichst lange Erhaltung oder möglichst schnelle Auflösung des Hypolimnions) einen Einfluss auf die Wachstumsbedingungen des Phytoplanktons und die Bedingungen am Sediment und damit auf die Wassergüte haben kann.
Zur Klärung der Frage, welche der teilweise gegensätzlichen Prozesse für die künftige Entwicklung der Wassergüte ausschlaggebend sind, wurden einerseits die vorliegenden historischen Messdaten ausgewertet. Darüber hinaus wurde eine Szenarioanalyse mit dem Standgewässermodell SALMO durchgeführt um den Einfluss unterschiedlicher Mengenbewirtschaftungen auf die Wassergüte abschätzen zu können.

Material und Methoden

Abschätzung von Stoffbilanzen

Die Talsperre Bautzen besitzt einen Stauinhalt von 39,2 Mio m^3 bei einer Fläche von 533 ha, einer maximalen Tiefe von 14m und einer mittleren Tiefe von 7,4 m. Die relative Flachheit führt in Verbindung

mit einer starken Windexposition zu einer instabilen Schichtung, bei der auch im Sommer Durchmischungsereignisse auftreten können. Die mittlere Verweilzeit beträgt 193 d.
Auf der Basis 14 täglicher Konzentrations- und täglicher Durchflussmessungen wurde eine Massenbilanz mit monatlicher Diskretisierung erstellt. Für die notwendigen Frachtberechnungen wurde das Verfahren „period weighted sample mean“ (Dann et al. 1986) verwendet. Darüber hinaus wurde für das Hypolimnion eine Abschätzung der Freisetzungsrate vorgenommen. Hierzu wurden die Differenzen aufeinanderfolgender P-Konzentrationen (Mittelwerte für das Hypolimnion) während der Sommerstagnation auf die jeweilige Fläche des Hypolimnions bezogen und als flächenbezogene Freisetzungsrate angegeben. Bei dieser Vereinfachung, lassen sich zwar echte Freisetzungsereignisse nicht von der Remineralisierung von Plankton oder dem Import aus dem Zulauf unterscheiden, allerdings stimmen die Werte gut mit den in-situ bestimmten Diffusionsraten überein (Wetzel 2001).

Gewässergütemodell SALMO

Das Modell SALMO (Benndorf & Recknagel, 1982) simuliert wichtige Kompartimente des Pelagials eines stehenden Gewässers (Phosphor, Stickstoff, Sauerstoff, Detritus, Zooplankton, 2 Phytoplanktongruppen) mit Hilfe von Differentialgleichungen. Es ermöglicht die simultane Betrachtung mehrerer Faktoren unter Berücksichtigung der gewässerinternen Wechselwirkungen. Hierdurch können auch solche Varianten und Ereignisse untersucht werden, die im Gewässer nicht beobachtet werden konnten.
Das Gewässer wird modellintern als aus zwei Schichten bestehend betrachtet, die Durchmischungstiefe ist zeitlich variabel.
Als Eingangsdaten werden der Import von Wassermenge, Phosphor (SRP), Stickstoff, partikuläres organisches Material, die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR), die Wassertemperaturen von Epi- und Hypolimnion und die Durchmischungstiefe benötigt. Für die Sommerperiode wurde entsprechend der gemessenen Temperaturprofile von einem häufigen Wechsel zwischen Stagnation und Durchmischung ausgegangen.
Notwendig sind außerdem Angaben über die Gewässermorphometrie, den vertikalen Extinktions-koeffizienten des planktonfreien Wassers (EPSMIN) und den Fischbestand, wobei für die Talsperre Bautzen ein verringerter Friedfischbestand (Biomanipulation, siehe Benndorf, 1995) berücksichtigt wurde. Darüber hinaus mussten wegen des im Vergleich zu den tiefen Talsperren größeren Einflusses des Sedimentes die Parameter für Stickstoff- und Phosphorfreisetzung modifiziert werden. Im Gegensatz zu den Standardannahmen wurde im Fall der Talsperre Bautzen von einer permanenten temperaturabhängigen Denitrifikation am Sediment und von einer bei O_2 und Nitratmangel erhöhten P-Freisetzungsrate von bis zu 21 mg P m^{-2} d^{-1} (der Standardparameter beträgt 7 mg P m^{-2} d^{-1}) ausgegangen (Abb. 2). Die beobachtete Klareis-Situation im Winter 1997 wurde durch eine hohe Lichtdurchlässigkeit des Eises in Höhe von 90% berücksichtigt. Darüber hinaus wurden unserer Grundphilosophie entsprechend nur kalibrierungsfreie Standardparameter verwendet.
Zur Untersuchung unterschiedlicher Absenkungsregimes wurde eine Szenarioanalyse durchgeführt. Hierbei wurden die gemessenen Randbedingungen (meteorologische und hydrologische Situation, Stofffrachten, Mengenbewirtschaftung) des Jahres 1997 als Basis verwendet. Die hier vorgestellten Szenarien unterscheiden sich lediglich in der Stauspiegelbewirtschaftung (Tab. 1). Bezogen auf die Lage der Sprungschicht wurde davon ausgegangen, dass diese entsprechend der hypolimnischen Wasserentnahme schneller absinkt, d.h. dass der Austausch zwischen Epi- und Hypolimnion konstant bleibt (siehe auch Benndorf & Petzoldt, 1999).

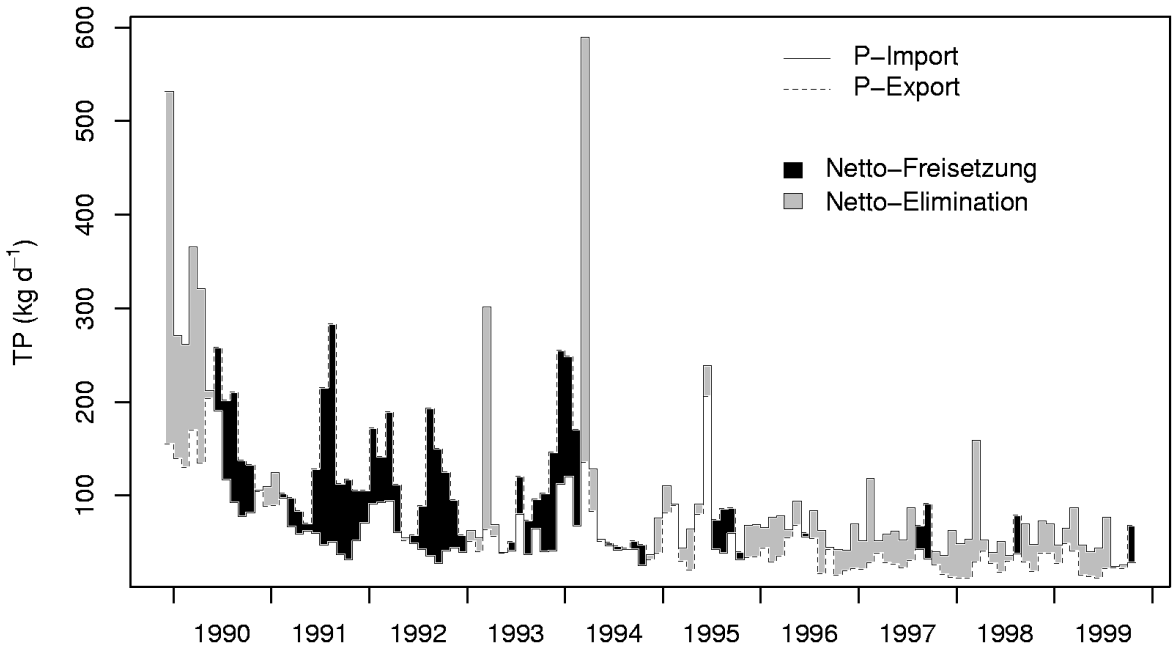


Abb. 1: Import- und Exportbilanz für das Gesamt-P auf Monatsbasis. Die Flächen geben den bilanzierten Nettoimport bzw. Export an. Frachtberechnung nach der Methode „period weighted sample mean“, Daten: LTV Sachsen und TU Dresden.

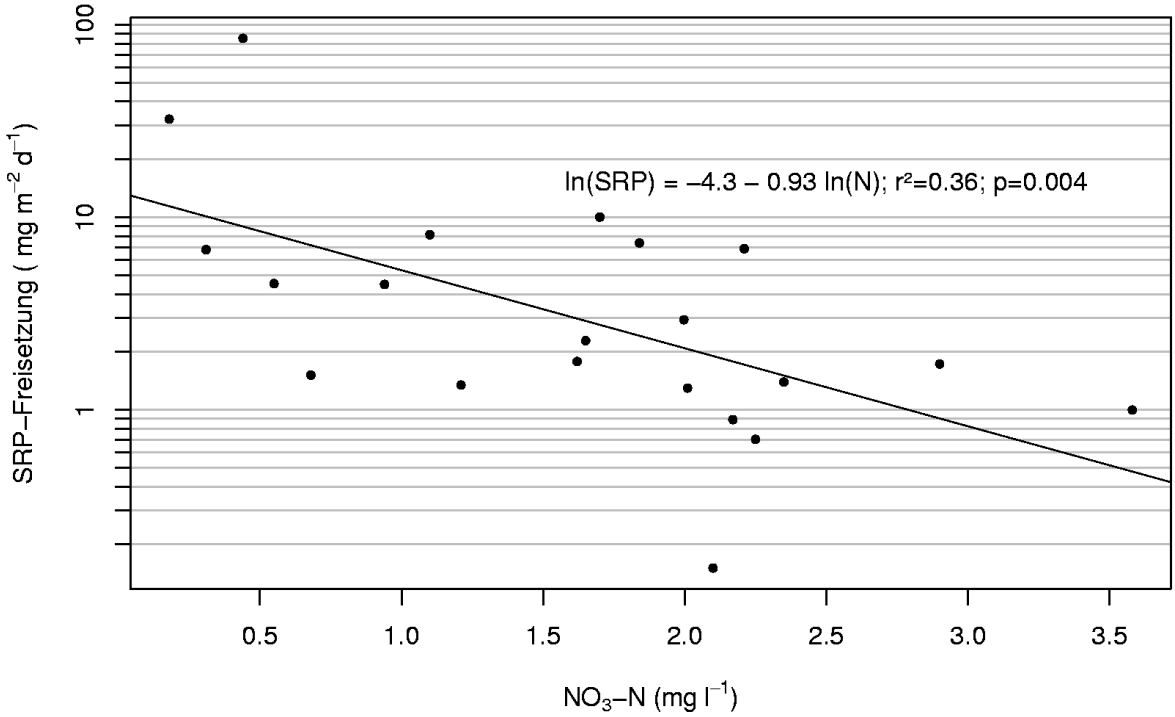


Abb. 2: Abhängigkeit der bilanzierten Netto-P-Freisetzung im Hypolimnion von der Nitratkonzentration an der tiefsten Messstelle, Daten: LTV Sachsen und TU Dresden.

Ergebnisse

Nährstoffbilanz

In den 80er Jahren betrug die P-Flächenbelastung der TS Bautzen bis zu 6 g P-PO4 m^2 a^{-1}, ab 1990 ging die P-Belastung aufgrund der Einführung P-freier Waschmittel, der Stillegung von Industriebetrieben und dem Bau von Kläranlagen drastisch zurück (Abb. 1). Von 1990 bis 1995 überwog deshalb die P-Freisetzung aus dem Sediment, d.h. die Talsperre wirkte als P-Quelle. Seit 1996 hat sich ein neues Gleichgewicht auf immer

noch hohem Niveau etabliert und die Talsperre wirkt wieder als P-Senke. Größere Freisetzungsereignisse treten nur noch im August auf, wenn O_2 und Nitrat im Hypolimnion reduziert sind (Abb. 1). Nach dem Vollenweidermodell (Orthophosphatversion nach Benndorf, 1979) hat sich die Trophie der ursprünglich hypertrophen Talsperre seit 1990 verbessert und liegt jetzt an der Grenze zwischen eutroph und polytroph. Aus der zeitlichen Änderung der hypolimnischen SRP-Konzentration wurde eine auf die jeweilige Fläche des Hypolimnions bezogene P-Freisetzungsrate abgeschätzt. Diese Freisetzungsrate liegt seit 1994 meist unter 10 mg m^{-2} d^{-1}. Bei starkem O_2- und Nitratschwund sind auch höhere Freisetzungsraten möglich (über 50 mg m^{-2} d^{-1}, siehe Abb. 2). Hierbei besteht eine signifikante Beziehung zwischen den positiven P-Freisetzungsraten im Hypolimnion und der Nitratkonzentration direkt über dem Sediment ($p<0.05$, dargestellte Daten ab 1993). Die hier nicht dargestellte Abhängigkeit vom Sauerstoff hat lediglich den Charakter einer Hüllkurve, d.h. eine P-Freisetzung tritt nur bei gleichzeitigem Mangel von O_2 und NO_3^- auf.

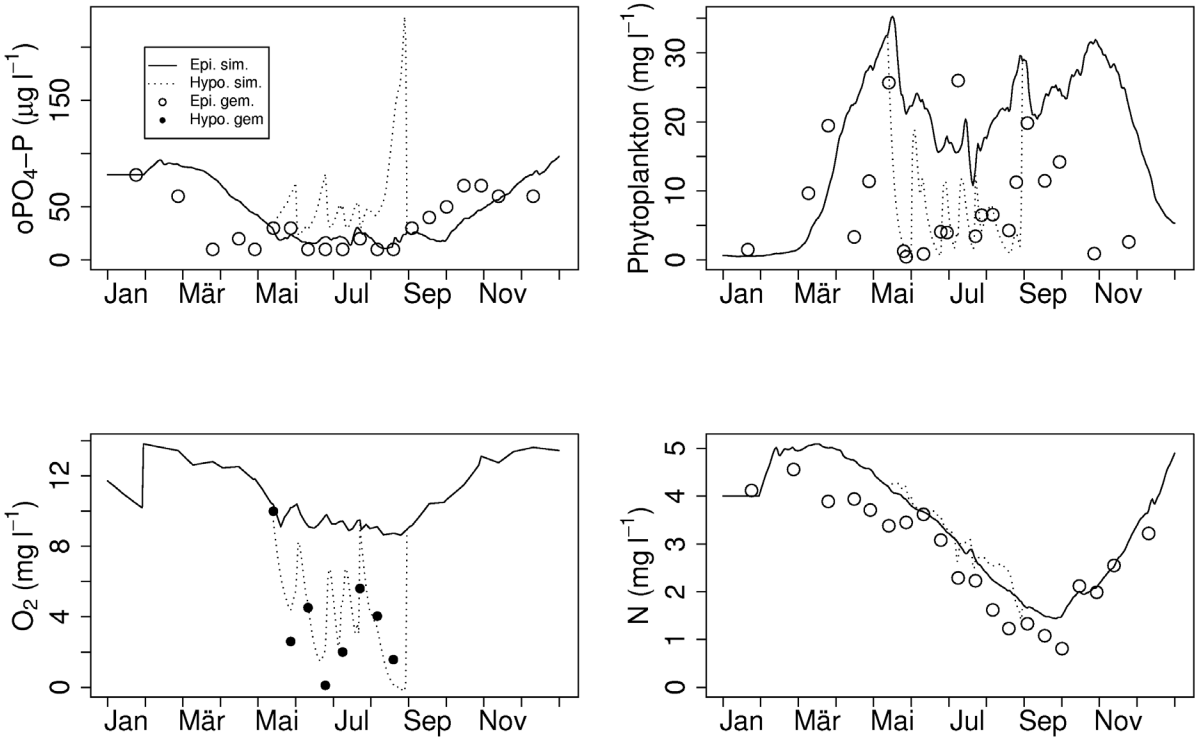


Abb. 3: Vergleich zwischen Simulation und Messwerten für das Jahr 1997 für Orthophosphat, Phytoplanktonbiomasse, Sauerstoff und anorganischen Stickstoff (durchgezogene Linie: Epilimnion, gepunktete Linie: Hypolimnion, offene Kreise: Messwerte Epilimnion, gefüllte Kreise Messwerte Hypolimnion)

Tab. 1: Mittels Szenarioanalyse untersuchte Varianten, graphische Darstellung in Abb. 3 und Abb. 4

Szenario 0	Referenz	Stauinhalt von Januar bis Juli ca. 31 Mio m^3
	(1997)	Absenkung von August bis September auf 11 Mio m^3
Szenario 1	Vollstau	Vollstau 39,2 Mio m^3 im gesamten Jahr
Szenario 2	Normaler	Abstau von 39,2 Mio m^3 auf 15 Mio m^3
	Abstau	in Zeit vom 1. Mai bis zum 31. August.
Szenario 3	Zeitiger	Abstau von 39,2 Mio m^3 auf 15 Mio m^3
	Abstau	in Zeit vom 1. Mai bis zum 30. Juni
Szenario 4	Später	Abstau von 39,2 Mio m^3 auf 15 Mio m^3
	Abstau	in Zeit vom 1. Juli bis zum 31. August
Szenario 5	Defizit aus	Abstau von 25 Mio m^3 auf 15 Mio m^3
	dem Vorjahr	in Zeit vom 1. Mai bis zum 31. August

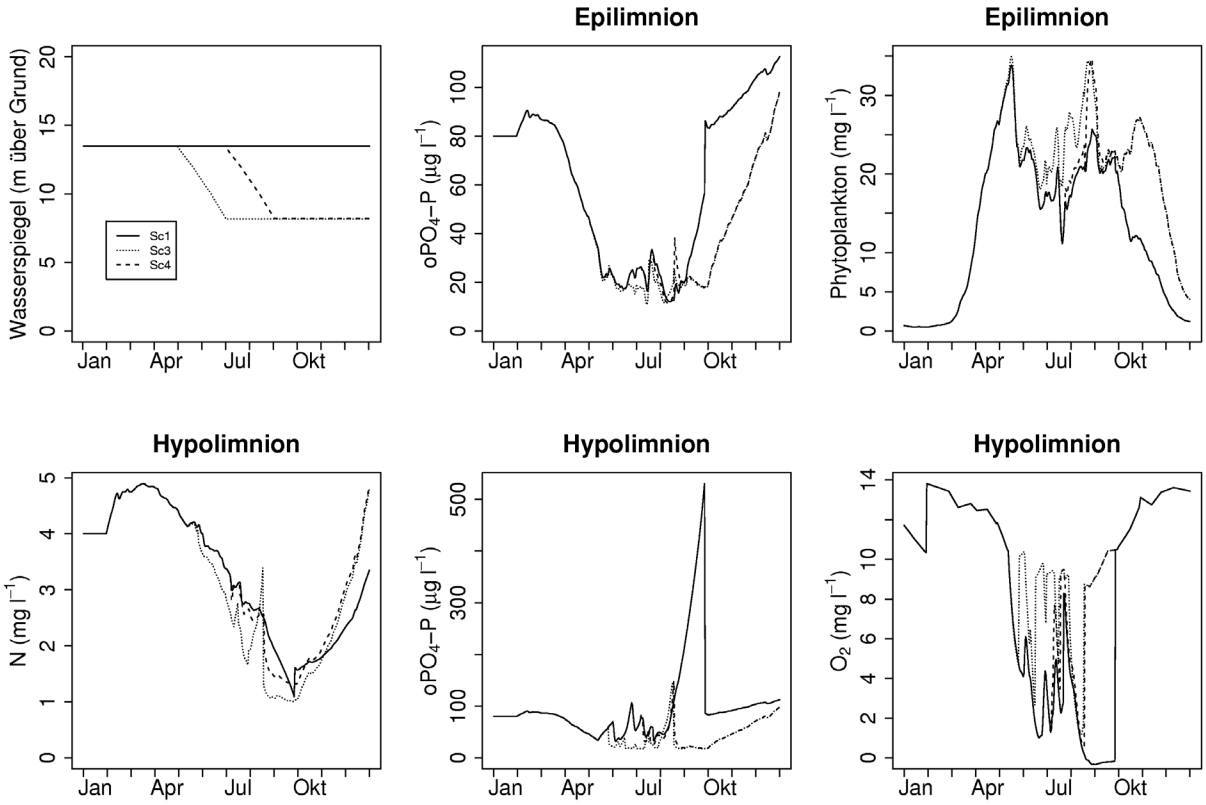


Abb. 4: Vergleich der wichtigsten Szenarien (durchgezogen: Szenario 1=Vollstau, gepunktet: Szenario 3=frühe Absenkung, gestrichelt: Szenario 4=späte Absenkung)

Modellsimulationen

Das Modell bildet den zeitlichen Verlauf von N, P und O_2 und die Maxima des Phytoplanktons zufriedenstellend ab. Der Einfluss der instabilen Schichtung auf den O_2-Haushalt im Hypolimnion ist sowohl im Modell als auch im Gewässer deutlich zu erkennen. Die im Vergleich zur Modellsimulation geringeren Phytoplanktonbiomassen im Sommer sind wahrscheinlich auf die 1996 und 1997 durchgeführte ökotechnologische Maßnahme zur Cyanobakterienbekämpfung zurückzuführen (Kombinierte Fe-Zugabe und Destratifiktion, Deppe et al., 1999). Die vom Modell simulierte starke Biomassenentwicklung im Herbst konnte im Gewässer nur ansatzweise beobachtet werden (Abb 3). Als Ursache hierfür vermuten wir die wegen einer Baumaßnahme im Herbst 1997 durchgeführte Absenkung (siehe Tab. 1). Diese führte zu einer sehr starken Sedimentresuspension und in Folge zum Zusammenbrechen des Herbstmaximums von *Microcystis spec*.

Mit Hilfe der Szenarioanalyse wurde untersucht, inwiefern sich Umfang und Zeitraum einer Stauspiegelabsenkung auf die Wassergüte der Talsperre auswirken. Bei den dargestellten Absenkungs-Szenarien (Abb. 4) ergeben sich Unterschiede bei der Entwicklung des Phytoplanktons, der hypolimnischen O_2-Konzentration und der P-Freisetzung, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

- **Phytoplankton:** Eine Stauspiegelabsenkung führt zu einer Erhöhung der Phytoplanktonbiomasse im Epilimnion. Dieser Effekt tritt besonders dann auf, wenn die Absenkung frühzeitig erfolgt (Szenario 2) oder wenn bereits ein Defizit aus dem Vorjahr besteht (Referenz und hier nicht dargestelltes Szenario 5).
- **Sauerstoffhaushalt:** Die Verringerung der Wassertiefe führt zu einer größeren Instabilität und zu einer früheren Auflösung der Schichtung und wirkt so den Eutrophierungseffekten entgegen.
- **P-Freisetzung:** Die stärkste P-Freisetzung tritt im Szenario 1 (Vollstau) auf. Auch in Jahren mit einer meteorologisch bedingt stabileren Schichtung sind stärkere P-Freisetzungen zu erwarten.

Schlussfolgerungen

Es zeigt sich, dass eine im „normalen Rahmen“ durchgeführte Absenkung des Stauspiegels nicht unbedingt mit einer deutlichen Verschlechterung der Wassergüte verbunden sein muss. Wegen einer möglichen Sedimentresuspension sollten im Sommer extreme Absenkungen vermieden werden. Dies ist am ehesten mit einer kontinuierlichen Absenkung oder einer Absenkung kurz vor der Auflösung der Schichtung zu erreichen. Dadurch käme es zu den positiven Effekten einer Ableitung von P-reichem Wasser aus dem Hypolimnion und einer raschen Auflösung der zum Ende des Sommers ohnehin instabilen Schichtung.
Eine P-Freisetzung tritt seit 1994 nur noch bei völligem Sauerstoffschwund und gleichzeitigem Nitratmangel auf. Bei einer weiteren Reduzierung der Nitratkonzentration in der zufließenden Spree könnte auch die P-Freisetzung durchaus zunehmen. In Kläranlagen im Einzugsgebiet flacher Seen und Talsperren sollten deshalb Vor- und Nachteile einer Nitratelimination für die Gewässer sorgfältig abgewogen werden. Aus limnologischer Sicht könnte auf eine Nitratelimination aus den oben genannten Gründen verzichtet werden.
Das wassergütewirtschaftliche Minimalvolumen ergibt sich aus der Forderung, dass das Gewässer im Folgejahr zu Beginn der Sommerstagnation mit hoher Eintrittswahrscheinlichkeit (d.h. auch in Trockenjahren) einen hohen Wasserstand (Stauziel) erreichen sollte.

Danksagung

Wir danken den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Landestalsperrenverwaltung Sachsen und zahlreichen MitarbeiterInnen und StudentInnen der Arbeitsgruppe Limnologie für die Überlassung ihrer Messdaten. Für hilfreiche Diskussionen danken wir insbesondere Jürgen Benndorf, Markus Wetzel, Karsten Rinke und Thomas Deppe. Die Ergebnisse sind Bestandteil des Projektverbundes Spree, der vom BMBF (02 WB 9968/2) und dem Freistaat Sachsen (SLUG 13-8802 3522/60) gefördert wird.

Literatur

Benndorf, J., 1979, A contribution to the phosphorus loading concept. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 64(2), 177-188.

Benndorf, J., 1995, Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 80(4), 519-534.

Benndorf, J. and Recknagel, F., 1982: Problems of application of the ecological model SALMO to lakes and reservoirs having various trophic states. Ecol. Modelling 17, 129-145.

Benndorf, J. und Petzoldt, T, 1999, Der Einsatz eines ökologischen Modells zur Prognose der Wasserbeschaffenheit von Trinkwassertalsperren und die Wechselbeziehungen zur Wassermengenbewirtschaftung. Trinkwasserversorgung aus Talsperren. ATT Schriftenreihe Band 1, Oldenbourg Industrieverlag, München, 421-438.

Dann, M. S., Lynch, J. A. and Corbett, E. S., 1986, Comparison of methods for estimating sulfate export from a forested watershed. J. Environ.Qual. 15, 140-145.

Deppe, T., Ockenfeld, K., Meybohm, A., Opitz, M. & Benndorf, J., 1999, Reduction of Microcystis blooms in a hypertrophic reservoir by a combined ecotechnological strategy. Hydrobiologia 408/409, 31-38.

Wetzel, M, 2001, Einfluss von Trockenlegung und Wiederanstau auf Sedimentresuspension und Wassergüte der Talsperre Bautzen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002 (dieser Band).

ABGRABUNGSGEWÄSSER

ROTTERMUND, U.: Entwicklung von Handlungsrahmen für die angelfischereiliche Bewirtschaftung von Abgrabungsgewässern durch praxisnahe Erfassung und Zuordnung relevanter Parameter sowie deren verwertbare Aufbereitung als Grundlage nachhaltiger Entwicklung (BMBF FKZ 1707100)

RÖNICKE, H.; M. BEYER & M. SCHULTZE: Einfluss der Flußwasserflutung des Tagebaues Goitsche auf seine Phytoplanktondynamik

NOLDEN, M., K.-H. CHRISTMANN & H. MANN: Wechselwirkungen zwischen Grund- und Seewasser an einem Baggersee im Kreis Neuss

BRAUNE, M., W. WEIDEMANN: Zur Bedeutung von Morphologie und Lage für die Produktionsbiologie flussnaher Kiesseen der Weseraue

BLÖCHL, A. & W. WEIDEMANN: Untersuchungen zur Produktionsbiologie von Baggerseen in der Weseraue

ECKARTZ-NOLDEN, G. & M. NOLDEN: Planktonentwicklung in Abgrabungsgewässern im südlichen Bereich der niederrheinischen Bucht

Entwicklung von Handlungsrahmen für die angelfischereiliche Bewirtschaftung von Abgrabungsgewässern durch praxisnahe Erfassung und Zuordnung relevanter Parameter sowie deren verwertbare Aufbereitung als Grundlage nachhaltiger Entwicklung (BMBF FKZ 1707100)

Uwe Rottermund
Universität - GH Paderborn, Abteilung Höxter, An der Wilhelmshöhe 44, 37671 Höxter; Lehrgebiete Landschaftsplanung (FB7) und Wasserwirtschaft (FB8); Tel. (05271) 687-281, Fax -270, E-Mail: IFP-Kiesgrube@hx.uni-paderborn.de, IFP-Kiesgrube@gmxpro.de

Kies- und Sandabbau, Angelfischerei, Gewässerbewirtschaftung, Landschaftsplanung, Niedersachsen, Vechelder See

Ausgangslage

Zum aktuellen Thema der Rohstoffgewinnung von Kiesen und Sanden existieren verschiedene unterschiedlich geartete Untersuchungen und Forschungen. Bislang finden sich jedoch in der Theorie und Praxis z.B. der Renaturierungs- und Rekultivierungspläne oder der flächendeckenden Gewässerbewirtschaftung nur in Einzelfällen Aussagen zum aquatischen System. Verstärkte Aufmerksamkeit und Anstrengungen müssen daher auf den Eingang der bisherigen und auch zukünftigen wissenschaftlichen/limnologischen Erkenntnisse in die Praxis der Gewässernutzung gelegt werden. Dabei hat die fischereirechtlich vorgeschriebene Nutzung aufgrund der Häufigkeit und der Intensität ihrer Eingriffe einen beträchtlichen Einfluss auf die Stabilität und Entwicklung eines regenerationsfähigen Gewässergefüges. Vor diesem Hintergrund gab die Niedersächsische Landesregierung den Runderlass "Sportfischerei und Naturschutz" vom 24.10.1997 zur Vereinbarkeit von Fischerei und Naturschutz heraus. In anderen Bundesländern finden sich sinngemäß ähnliche Aussagen zur Integration der fischereilichen Nutzung.

Um der hier implizierten grundsätzlichen Vereinbarkeit von Sportfischerei und Naturschutz nachkommen zu können, ist die sachgemäße kompetente Ausübung des Fischereirechtes durch die Sportfischerei erforderlich. Dies umfasst im Sinne nachhaltiger Entwicklung die Pflege und den Erhalt der naturgegebenen Grundlagen und Ressourcen, die Sicherung und Entwicklung der Erholungseignung und die Verbesserung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. Dies ist nach Auffassung der Landesregierung möglich durch die Kooperation der Nutzer. Bei den künstlichen Gewässern der Rohstoffgewinnung ist hier neben der strukturbestimmenden Primärnutzung die angelfischereiliche Bewirtschaftung von herausragender Bedeutung.

Ein Baustein auf dem Weg zur nachhaltigen (fischereilichen) Gewässerbewirtschaftung ist die über eine Klassifizierung hinausgehende Kenntnis über das jeweilige Gewässer. Hierbei soll der Fischerei als Partner des Naturschutzes bei der Einschätzung der Situation der Gewässer Hilfestellung gegeben werden, um die auch im eigenen Interesse liegenden bewirtschaftungsrelevanten Daten erfassen zu können und als Grundlage für die Nutzung der Gewässer zu verwenden.

Vorhabenbeschreibung

Restauration und Sanierung von Gewässern sind aufwendig und kostenintensiv. Diesen Arbeits- und Finanzaufwand gilt es auch aus ökologischen Gründen durch Pflege und Bewirtschaftung zu minimieren. Das fachbereichsübergreifende 'Interdisziplinäre Forschungsprojekt Kiesgrube' (IFP), Laufzeit 2000 bis 2002, verfolgt das Ziel, die Stabilität

des Gewässerzustandes nachhaltig zu stützen und die durch einen gestörten Stoffhaushalt verursachten weitreichenden Folgen und negativen Auswirkungen zu reduzieren.

Nachvollziehbare fachlich fundierte Gewässereinschätzungen sind Grundlage nachhaltiger Bewirtschaftungsmaßnahmen. Ziel des IFP ist die Entwicklung eines praxistauglichen und kostengünstigen Verfahrens zur effektiven Erfassung und verwertbarer wesentlicher physikalisch-chemischer Parameter sowie ökologischer Daten an Abgrabungsgewässern. Sie dienen als Grundlage zu entwickelnder gewässerspezifischer Handlungsrahmen für konkrete, fachlich fundierte ökologische Maßnahmen zur Erreichung eines Gewässerentwicklungszieles der flächendeckend gesetzlich verankerten angelfischereilichen Bewirtschaftung (z.B. Art und Menge des Fischbesatzes). Die Fischereiberechtigten - in erster Linie Angelvereine - als Partner des Naturschutzes und andere bedeutsame Nutzer des Ökosystems, insbesondere des Wasserkörpers sollen in die Lage versetzt werden, Erfassungen und Maßnahmenumsetzungen - soweit möglich - eigenständig durchzuführen.

Hierzu werden in Zusammenarbeit mit einem Angelverein an einem Kiesabgrabungsgewässer der pleistozänen Moränenlandschaft in Niedersachsen verschiedene Methoden zur Erfassung der relevanten Parameter hinsichtlich ihrer Handhabung, Aussagekraft, Auswertbarkeit und Wirtschaftlichkeit erforscht. Es wird eine anwendbare EDV-gestützte Matrix der erhobenen Daten für eine zunächst landesweit kompatible Stillgewässererfassungskartei entwickelt. Diese Daten werden von verschiedenen Nutzergruppen im Rahmen der Landschaftsplanung und im behördlichen Bereich benötigt.

Zur Erreichung des Projektzieles sind folgende Themenbereiche in Bearbeitung:

- Ermittlung und Selektion praktikabler kiesgrubenspezifischer Methoden zur Datenerfassung von bewirtschaftungsrelevanten Parametern (Erfassungen biologischer, physikalischer und chemischer Parameter, Befischungen, GPS-Aufnahmen, Echolotuntersuchungen)
- Erstellung von Gewässerbegleitdateien (Daten-Info-Pool) mit Rahmeninformationen zur nachvollziehbaren Ermittlung von Entwicklungszielen und Bewirtschaftungsmaßnahmen
- Aussagefähige Verwaltung und Verknüpfung dieser Basis- und Gewässerdaten
- Exemplarische Auswertung und Aufbereitung der Projekterfassungsergebnisse
- Kosten-Nutzen-Abwägung
- Sensibilisierung der Nutzergruppen und Stärkung des ökologischen Bewusstseins
- Zusammenstellung von Möglichkeiten zur Verbesserung des ökologischen Zustandes von strukturarmen Kiesgruben, auch im Sinne der Erhöhung der Qualität als Angelgewässer

Durch den Rohstoffabbau entstehende künstlichen Gewässer mit überdurchschnittlich vielen gefährdeten und geschützten Biotoptypen bieten die Möglichkeit der strukturreichen Gestaltung. Die räumlich-zeitliche Strukturvielfalt ist hier wesentlicher Bestandteil für den Arten- und Biotopschutz, dies gilt insbesondere für gefährdete Arten und Lebensräume.

Gewässersituation

Gewässer werden physikalisch-chemisch charakterisiert durch Mischungsverhalten und Nährstoffgehalt. Mischungstypen ergeben sich abhängig von Morphometrie und (klimatischer) Lage. Auf die Nährstoffsituation wirkt maßgeblich der Phosphorhaushalt. Hier wird in mehrere Trophiegrade unterschieden. Die Gewässer wirken als Nährstoffsenken, ihre natürliche Eutrophierung wird anthropogen zum Teil wesentlich beschleunigt.

Das temperaturabhängige Sauerstoffbindungsvermögen des Wassers und die trophieabhängige Sauerstoffbildung und -zehrung sowie das Durchmischungsverhalten prägen Habitat und Biozönose. Gemäß den Lebensraumansprüchen von Fischen ist eine biologische Einschätzung nach Leitfischarten möglich.

Tabelle 1: Kurzcharakteristika von Gewässern

Kurzcharakteristika von Gewässern						
Seentyp nach Mischung						
□ monomiktisch holomiktisch			□ dimiktisch holomiktisch			
□ dimiktisch meromiktisch			□ pleiomiktisch		□ polymiktisch	
Seentyp nach Leitfischarten *(2 Kreuze: Übergangsform)*						
□ **Salmonidengewässer**			□ **Cyprinidengewässer**			
□ Forellensee			□ Blei-/Brassensee			
□ Felchen-/Maränensee			□ Hecht-Schleien-See			
			□ Zandersee			
Trophischer Seentyp *'Geschichtete Seen' gemäß LAWA*						
Referenzzustand	□ oligotroph	□ mesotr.	□ eutr. e1	□ eutr. e2	□ polytr. e1	□ polytr. e2
Bewertungsstufe	□ oligotroph	□ mesotr.	□ eutr. e1	□ eutr. e2	□ polytr. e1	□ polytr. e2
Sonderformen:	□ & sauer		□ & kalkreich		□ & dystroph	

Natürliche Still- und Fließgewässer sind durch das dynamische Wasserregime geprägt und weisen mit ihrer vielfältigen Struktur- und Habitatvielfalt im terrestrischen, amphibischen und aquatischen Bereich eine hohe und engräumig verflochtene Biotoptypenvielfalt im Raum-Zeit-Gefüge auf. In unserer heutigen Kulturlandschaft besteht ein Mangel an diesen gewässertypischen Habitaten und charakteristischen Feuchtlebensräumen.

In der flurbereinigten Landschaft entstehen vorübergehend durch die Primärnutzung Rohstoffgewinnung an (Abbau-)Gewässern ähnliche Strukturen und Habitate mit veränderter Biozönose als Inseln temporärer Lebensräume. Art, Anzahl, Dauer von Strukturen und Gradienten sind die wesentlichen Elemente für die Ausbildung verschiedener Biotoptypen der Feuchtgebiete als Habitate von Arten- und Lebensgemeinschaften. Ihre Existenz und Bedeutung wird maßgeblich durch die Abbauplanung und -ausführung bestimmt. Bedeutsam für die Neubesiedlungsdynamik auf terrestrischem Wege ist u.a. die Vernetzung mit anderen Lebensräumen. Die jeweilige naturschutzfachliche Bedeutung des anthropogen geschaffenen Ökosystemtyps lässt sich anhand von fünf Faktoren einschätzen:

1. ***Hemerobie*** als relativer Natürlichkeitsgrad orientiert sich an der faunistischen und floristischen Ausstattung. Maß für das aquatische System sind qualitative und quantitative Fischartenzusammensetzung entsprechend der Seentypisierung.
2. ***Diversität*** (Strukturvielfalt) als Aussage über die Morphologie im, am und unter Wasser. Orientierung bieten dabei naturschutzfachliches und historisches Leitbild.
3. ***Komplexität*** einer Lebensgemeinschaft als Einnischung mit vielfältigen Wechselwirkungen zu einem 'Endstadium' bzw. 'relativ stabilen Fließgleichgewicht', das Alter ist Maß für die Dauer der Entwicklung bzw. Evolution.

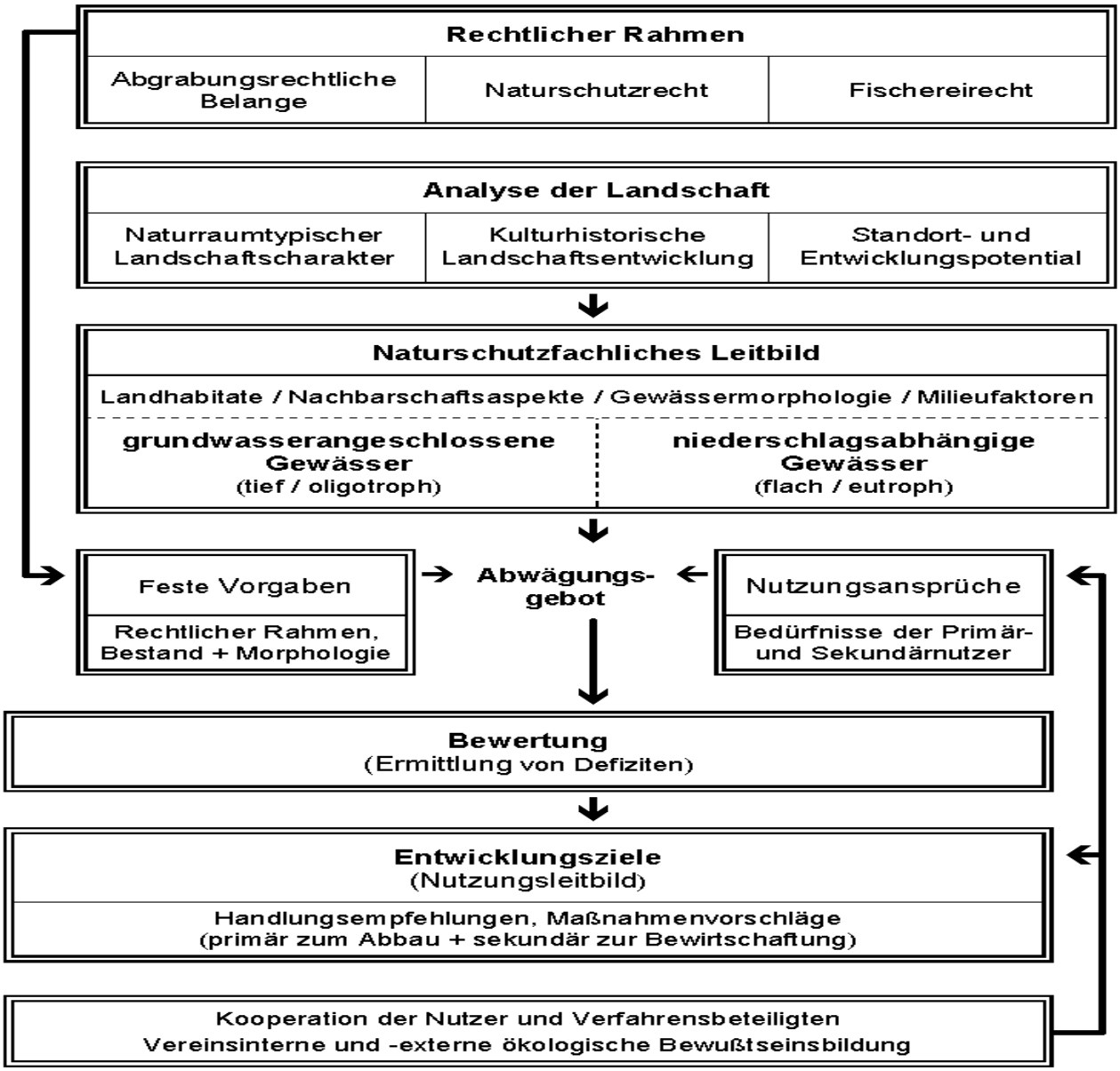
4. ***Seltenheit*** und ***Gefährdung*** eines Biotoptyps erhöhen den Schutzstatus, wobei das Gefährdungspotenzial von Art, Intensität und Nähe der Nutzungen abhängt (z.B. Eutrophierung durch benachbarte Landwirtschaft).
5. ***Isolation*** als Faktor für Neubesiedlungsdynamik, Artendiversität und Genaustausch im Sinne evolutiver Prozesse (Ausprägung von Biotopverbund und -vernetzung).

Diversität und Hemerobie in Verbindung mit Komplexität stabilisieren das Gesamtsystem. Äußere Einflüsse können durch natürliche Selbstregulierungskräfte kompensiert und gepuffert werden; die nachhaltige natürliche Leistungsfähigkeit des Gewässers ist durch die Entwicklung / Evolution gegeben. Die Weichenstellung wird wesentlich durch die Art und Weise des Abbaus vorgegeben. Eine wichtige Rolle nimmt hier ein Bereich der Landschaftsplanung in der Umsetzung der Belange des nutzerintegrierten Naturschutzes ein.

Landschaftsplanung und Abgrabungsgewässer

Die Landschaftsplanung vollzieht sich als *Beitrag zu Gesamtplanungen* (Raumordnungen, Landes-, Regional- und Bauleitplanung), als *Mitwirkung bei Fachplanungen* (Landschaftspflegerischer Begleitplan, u.a. zur Abbauplanung, Objektplanung) und als *sektorale Fachplanung* (Naturschutzplanung, freiraumbezogene Erholungsplanung). Sie ist "Lieferant von Entscheidungsgrundlagen" auf den verschiedenen politischen Ebenen. Hier fordert und fördert sie Pflege, Erhalt und Entwicklung unserer natürlichen Lebensgrundlagen. Aus ökologischer Sicht erfolgt hierbei die Orientierung an naturschutzfachlichen Leitbildern, wobei auch bestehende Vorgaben und Ansprüche kritisch zu betrachten sind.

Tabelle 2: Inhalte und Vorgehen bei der Ermittlung von Leitbildern und Entwicklungszielen



Das Erreichen von realisierbaren Entwicklungszielen erfordert angepasste Maßnahmen. Notwendige Voraussetzungen sind hierbei die Bewertung bzw. Einschätzung des Lebensraumes und weitere nutzungsspezifische und administrative Rahmenbedingungen. Diese sind in die Gewässerdatei als Bestandteil eines zukünftigen Daten-Info-Pools eingebracht.

Vernetzung und Verbund

Naturschutzfachliche *Beiträge zur Gesamtplanung* bei Standortfindung und Folgenutzungen von Abgrabungsgewässern (Abbaurahmenplanung) im raumordnerischen Planungsprozess. Maßgeblich sind Ziele mit wasser- und naturschutzrechtlichen Belangen. Evolutive Entwicklungsmöglichkeiten werden durch das Biotopverbund-Konzept (Vorranggebiete des Naturschutzes, Trittsteinbiotope, Korridorbiotope und flächendeckende Nutzungsextensivierung) ermöglicht. Hierbei erfolgt i.a. eine Orientierung an Leitbildern.

Gestaltung des terrestrischen Bereiches

Die *fachplanerische Mitwirkung* erfolgt bei der Primärnutzung durch die genehmigungsgebundene Abbauplanung mit Rekultivierung und Renaturierung. Zunehmende Bedeutung erlangt die Berücksichtigung von ökosystemaren Abläufen und von Mangelhabitaten.

Gestaltung des aquatischen Systems

Die *sektorale Fachplanung* als Naturschutzplanung greift im Bereich der Sekundärnutzungen bei den Anforderungen flächen- und nutzungsbezogener Funktionen und Bewirtschaftungen. Die Orientierung erfolgt dabei am gewässerspezifischen Abgrabungsleitbild unter Berücksichtigung naturschutzfachlicher Belange.

Projektstand

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt lassen sich bereits aufgrund gewonnener Erkenntnisse einige Aussagen zu nachfolgenden Punkten treffen, die im weiteren Verlauf des Forschungsprojektes Erweiterung und Konkretisierung finden werden. Es ist erkennbar, dass die derzeitige Praxis von Untersuchungen der (Angel-)Fischerei in einige Punkten ergänzt bzw. abgewandelt werden sollte. Dazu zählen insbesondere die Messungen im Tiefenprofil und morphologische sowie biologische Daten. Nach bisherigen Einschätzungen erhöhen die anfallenden Kosten nicht zwingend die Vereinsausgaben, da u.a. wesentliche Einsparungen im Besatz erreicht werden können. Bei der Datenerhebung und -verwertung wäre auch über Rolle, Funktion und Aufgaben der verschiedenen Nutzer zu diskutieren.

- Bedeutung von Gewässerbegleitinformationen für die nachhaltige Bewirtschaftung
- Mindesterfassungsprogramm und Zeitrahmen (vgl. auch Tabelle 3)
- Notwendigkeit von Vertikalprofilmessungen
- Erfassungsproblematiken verschiedener Parameter
- Erfassungsproblematiken verschiedener Methoden
- Möglichkeiten und Grenzen der Erfassungen durch Angelvereine
- Vergleichbarkeit, Aussagefähigkeit und Interpretationsmöglichkeiten von Daten
- Bedeutung von Strukturen und Möglichkeiten der Einflussnahme
- Einflussmöglichkeiten von Primärnutzung (Rohstoffindustrie) und Sekundärnutzung (Fischerei und andere Nutzergruppen)

Tabelle 3: Modifizierte Untersuchungsinhalte

Parameter (physikalisch / chemisch & biologisch)	Analysemethode (Vertikalprofil)	Bestimmungs-grenze / Einheit	empfehlenswerter Turnus
Sichttiefe	Secchi-Scheibe	10 cm	14-tägig
Temperatur	elektrisch	0,1 °C	14-tägig
Sauerstoffgehalt O_2	elektrisch	0,1 mg/l	14-tägig
Sauerstoffkonzentration O_2	elektrisch (rechne-risch mit Temperatur)	>1%, abhängig von Messungen O_2 & °C	14-tägig
Leitfähigkeit	elektrisch	10 µS/cm	14-tägig
pH	kolorimetrisch oder elektrisch	0,5 pH	14-tägig
Gesamthärte GH	titrimetrisch	0,2 °d	monatl.
Carbonathärte KH (Säurebin-dungsvermögen)	titrimetrisch	KH 0,2 °d SBV 0,1 mmol/l	monatl.
Sedimentschichtung	Bohrkern		> 5 Jahre
Sedimentinhaltsstoffe	Bohrkern		> 5 Jahre
Gewässermorphologie	GPS, Echolot	mind. dm-Bereich	während des Abbaus und nach Beendigung
Ammonium NH_4^+	kolorimetrisch mit Farbkarte	max. 0,2 mg/l	marginal
Nitrit NO_2^-	kolorimetrisch mit Farbkarte	max. 0,025 mg/l	marginal
Nitrat NO_3^-	kolorimetrisch mit Farbkarte	25 mg/l	marginal
Gesamtphospatgehalt TP	epilimnische Misch-probe	<10 µg/l	während der Vollzirkulation im zeitigen Frühjahr, ggf. 3-4-mal im Sommer (Mai-Sept.)
Chlorophyll	epilimnische Misch-probe	<1 µg/l	Mindestens drei über ein Jahr verteilte Probenah-men an verschiedenen ganzjährig überfluteten Untersuchungsstellen
Phytobenthos / Diatomeen		vgl. EU-WRRL	3-4-mal im Sommer (Mai-Sept.)
Makrophyten		vgl. EU-WRRL	> 1-mal jährlich von Land, Tauchkartierung (auf-wandsbedingt in größeren Abständen)
Makrozoobenthon		vgl. EU-WRRL	wenn möglich 3-jährlich
Fische	Befischung, Auswer-tung von Fang-/ Be-satzstatistiken	Zeitlich-räumliche Bestandserfassung und populationsbio-logische Zusam-mensetzung	ja / mindestens zu Beginn der Gewässerbewirtschaf-tung über eine Vegetati-onsperiode

Literatur

DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (2000): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung - Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren. Band I-VI, Beuth Verlag GmbH, Berlin

PLACHTER, H. & M. REICH (1994): Großflächige Schutz- und Vorrangräume - Einen neue Strategie des Naturschutzes in Kulturlandschaften, PAO 8: 17-43.

WOHLRAB, B., EHLERS, M., GÜNNEWIG, D., SÖHNGEN, H.-H. (1995): Oberflächennahe Rohstoffe. - Abbau, Rekultivierung, Folgenutzung. Gustav Fischer, Stuttgart: 303 S.

Einfluß der Flußwasserflutung des Tagebaues Goitsche auf seine Phytoplanktondynamik

Rönicke, H., M. Beyer, M. Schultze

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung Magdeburg, Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg, E-Mail: roenicke@gm.ufz.de, beyer@gm.ufz.de, schultze@gm.ufz.de

1. Einführung

Der ehemalige Tagebau Goitsche im mitteldeutschen Braunkohlerevier, bestehend aus den Teilbecken (TB) Mühlbeck, Niemegk, Bärenhof und Döbern, wurde seit Anfang Mai 1999 mit Muldewasser geflutet (SCHULTZE & KUEHN, 2001). Nach Einstellung der Füllung voraussichtlich im April 2002 wird ein See mit einer Größe von über 10 km^2, einem Volumen von etwa 170 Mio m^3 und einer Maximaltiefe von 50 m entstanden sein.

Die Lage der Teilbecken des Goitsche-Sees sowie die Probenahmestellen gehen aus Abb. 1 hervor.

Von besonderem Interesse waren die während der Flutung ablaufenden Sukzessionen des Phytoplanktons als Träger der Primärproduktion im Pelagial des entstehenden Goitsche-Sees. Denn neben dem Eintrag von Nähr- und Schadstoffen (KLAPPER & SCHULTZE, 1995) führte die Einleitung von Flußwasser zu einem nicht unerheblichen Algenimport. Es lag die Vermutung nahe, daß die neu entstandenen Dominanzstrukturen des Phytoplanktons in den vormals eher durch Artenarmut geprägten Restseen (RÖNICKE et.al, 2001) weniger durch die mit der Flutung verbundenen rasanten chemischen und physikalischen Veränderungen in den Wasserkörpern der Teilbecken sondern zunehmend durch den Eintrag von Phytoplankton des Zuflußwassers geprägt wurden. Daher wurde neben der Erfassung der Phytoplanktonabundanzen vor allem auf die Steuerung der Algenstruktur in dem Goitsche-See durch allochthones Impfplankton besonderes Augenmerk gelegt.

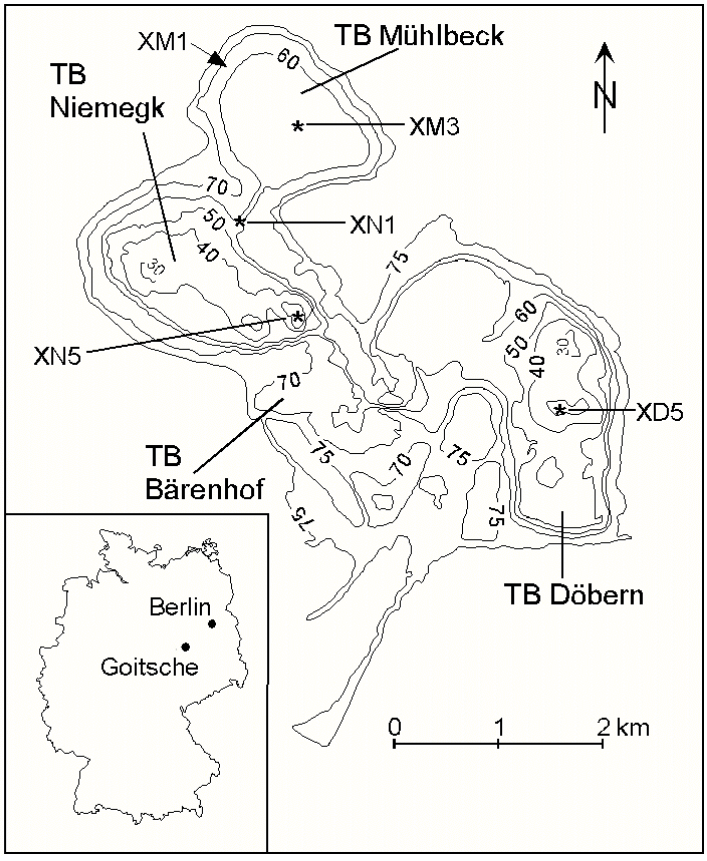


Abb. 1: Übersicht über die Teilbecken (TB) des Tagebaues Goitsche und die Probenahmestellen

2. Entwicklung der Artenvielfalt

Nur wenige Arten prägten im Frühjahr 1999 die Phytoplanktonzönose des TB Mühlbeck. Mit Beginn der Muldewasserflutung kam es zu einer rasanten Zunahme der produktionsbestimmenden Phytoplanktonspecies. Bis auf einige wenige Ausnahmen lag eine deutliche Parallelität zwischen der Artenzahl im Flutungswasser und im TB Mühlbeck vor (Abb. 2). Die Fluktuationen in der Artendichte war jahreszeitlich bedingt. Im Frühjahrszeitraum der Jahre 1999 bis 2001 wurden die höchsten Artendichten im Flutungswasser ermittelt, die das Algenaufkommen im TB Mühlbeck eindrucksvoll prägten.

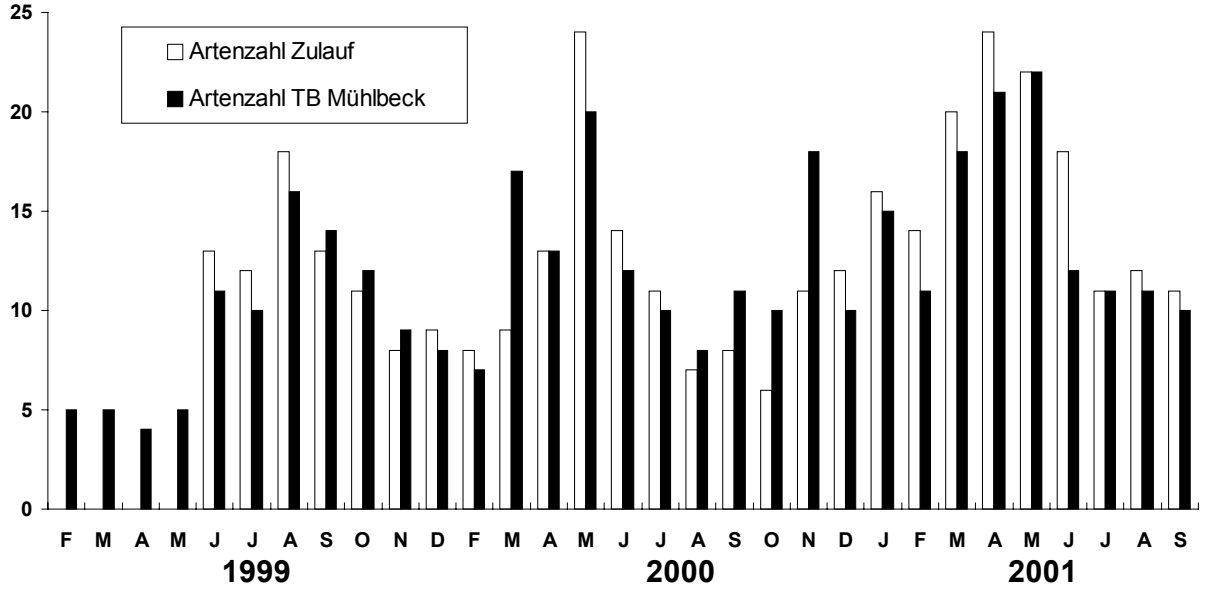


Abb. 2: Entwicklung der Artenvielfalt des Phytoplanktons im TB Mühlbeck während der Muldewasserflutung 1999 - 2001

3. Phytoplanktonabundanzen

3.1 Flutungswasser

Das Phytoplanktonaufkommen im Flutungswasser (Position XM1) war durchweg durch Vertreter der Bacillariophyceen, Chlorophyceen sowie Cryptophyceen geprägt (Abb. 3). Chrysophyceen und Cyanobakterien spielten eine untergeordnete Rolle. Im Frühjahres- und Sommerzeitraum wurden die höchsten Abundanzen registriert, die vornehmlich durch pennale Diatomeen, gefolgt von chlorococcalen Chlorophyceen bedingt wurden. Die Spitzenwerte der Algenkonzentration lagen 1999 bei 12,1 mg/l, 2000 bei 14,3 mg/l und 2001 bei 9,3 mg/l.

3.2 Teilbecken Mühlbeck

Vor Beginn der Flutung war das Phytoplankton im TB Mühlbeck (Position XM3) vor allem durch Phytoflagellaten der Gattung *Chlamydomonas* sowie Chrysophyceen (*Chrysococcus*) gekennzeichnet (Abb. 3). Im Verlauf der Flutung wurde das Phytoplankton mehr und mehr von der dem Muldestausee entstammenden Gemeinschaft geprägt. Bereits im Frühjahr 2000 wurden Bacillariophyceen-Massenentwicklungen beobachtet, die vormals nie auftraten. *Asterionella formosa*, als dominante pennale Diatomee, erreichte einen Spitzenwert von fast 25 mg/l. Das gleiche Bild zeichnete sich in der Vegetationsperiode

2001 ab, obwohl nicht die Abundanzen des Vorjahres erreicht wurden. Bacillariophyceen waren im gesamten Sommerhalbjahr produktionsbestimmend. Chroococcale Cyanobakterien (*Microcystis aeruginosa*), die im Flutungswasser August 2001 mit einem Biomasseanteil von 89 % die Algenzönose bestimmten, wurden im TB Mühlbeck in nur geringen Konzentrationen nachgewiesen.

3.3 Teilbecken Niemegk

Der Zustrom von Wasser aus dem TB Mühlbeck in das TB Niemegk ab Ende Mai 1999 und der damit verbundene Algenimport führte erst im Juni 2000 zum Auftreten von Bacillariophyceen (Abb. 3). Dies fiel mit der Neutralisation des Epilimnions im TB Niemegk zusammen. Bis zum Frühjahr 2000 erfolgte in diesem TB eine autochthone Phytoplanktonproduktion. Sie wurde von Phytoflagellaten der Klasse Chrysophyceae (*Chrysococcus*, *Ochromonas*), Chlorophyceae (*Chlamydomonas*) sowie Cryptophyceae (*Cryptomonas*, *Rhodomonas*) getragen. Trotz saurer Gewässerbedingungen (pH 3,1 bis 3,3) aber hoher P-Verfügbarkeit (TP 0,21 bis 0,28 mg/l) erfolgte im Mai 1999 eine explosionsartige Entwicklung volvocaler Phytoflagellaten. Danach wurde eine solche Entwicklung nicht mehr beobachtet, was sicher auch auf die im Zuge der Flutung bewirkte Nährstoffausfällung und die damit verbundene Senkung der Phosphorverfügbarkeit zurückzuführen ist (TP<0,02 mg/l, DUFFEK & SCHULTZE 2002). 2001 konnte hinsichtlich der Phytoplanktonabundanzen und der Artenzusammensetzung ein weiteres Angleichen der beiden Wasserkörper Mühlbeck und Niemegk nachgewiesen werden. Allerdings lagen die Abundanzen in den Jahren 2000 und 2001 verglichen mit jenen, die im TB Mühlbeck ermittelt wurden, auf einem deutlich niedrigerem Niveau.

3.4 Teilbecken Döbern

Sowohl die Phytoplanktondiversität als auch die ermittelten Biomassekonzentrationen waren im TB Döbern gegenüber jenen, die in den TB Mühlbeck und im TB Niemegk erfaßt wurden, am geringsten ausgeprägt (Abb. 3). Es wurden nur Vertreter der Algenstämme Chrysophyceae (*Chrysococcus*), Chlorophyceae (*Chlamydomonas*) sowie Cryptophyceae (*Cryptomonas*) nachgewiesen. Die erfaßten Phytoplanktonabundanzen lagen durchweg auf einem sehr niedrigen Niveau. Meist wurden Biomassekonzentrationen von weniger als 1 mg/l erfaßt. Ende Dezember 1999 begann der Überlauf von Wasser aus dem TB Niemegk in das TB Döbern. Dadurch bedingt kam es im Jahr 2000 zu einer temporären Versauerung im TB Döbern, die im Februar 2001 wieder komplett neutralisiert war. Bacillariophyceen traten erstmalig im Frühjahr und Sommer 2001 in Erscheinung. Darüber hinaus wurden die für die Mulde typischen chlorococcalen Grünalgen vermehrt analysiert.

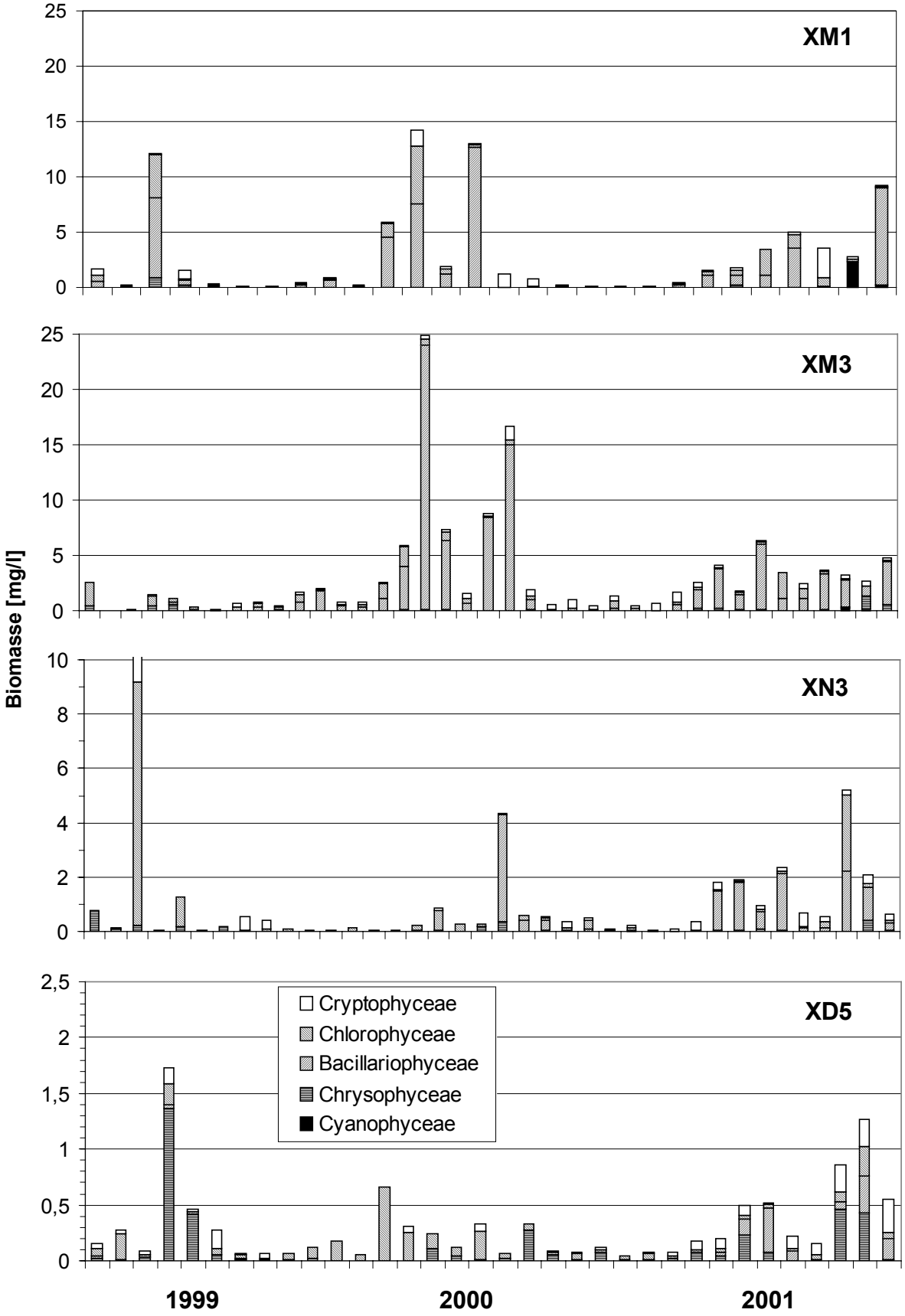


Abb. 3: Phytoplanktonbiomassen im Zulauf und in den Teilbecken Mühlbeck, Niemegk und Döbern während der Muldewasserflutung 1999 - 2001

4. Größenklassenverteilung des Phytoplanktons

Vor Beginn der Flutung des Tagebaues Goitsche war das Phytoplankton des TB Mühlbeck bezüglich seiner Größenstruktur vollständig dem Nanoplankton (Phytoflagellaten aus verschiedenen Algenfamilien) zuzuordnen (Abb. 4). Mit dem Algenimport durch das zufließende Muldewasser (vor allem Bacillariophyceen und Chlorophyceen) erfolgte eine Verschiebung in der Größenverteilung der Algenkomposition. Im Sommer 2001 betrug der Anteil des Nanoplanktons nur noch 22%. Den größten Anteil nehmen nun die mikroplanktischen Phytoplankter ein. Darüber hinaus konnte ein geringer Teil von 3% der Algenspecies dem Mesoplankton (Peridineen und Conjugatophyceen) zugeordnet werden.

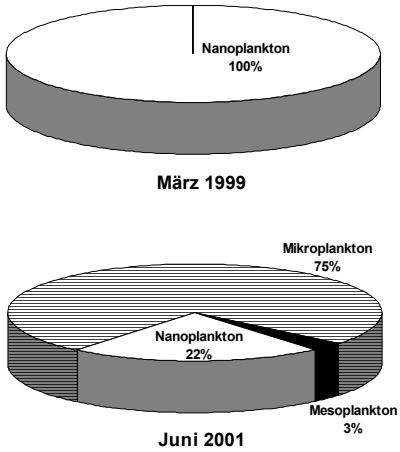


Abb. 4: Größenklassenverteilung des Phytoplanktons im TB Mühlbeck vor und während der Flutung

5. Zusammenfassung

Die Phytoplanktonabundanzen sowie die Algendiversität in den TB Mühlbeck und Niemegk zeigten im Untersuchungsjahr 2001 eine weitgehende Angleichung. Die Algenspecies, die vor allem den Familien der Bacillariophyceae und der Chlorophyceae zugeordnet werden konnten, deckten sich mit jenen, die im Muldezulauf diagnostiziert wurden. Darüber hinaus bestimmte die Leitart *Asterionella formosa* die Frühjahrs- bzw. Frühsommer-Massenentwicklung in beiden Teilbecken. Der im Zuge der Flußwasserflutung einhergehende Algenimport führte zu einer drastischen Verschiebung der Größenstruktur des Phytoplanktons. Im TB Döbern lagen die Phytoplanktonabundanzen auf einem deutlich niedrigerem Niveau, allerdings erfolgte auch in diesem Wasserkörper eine merkliche Zunahme der Artenvielfalt und Dominanz von planktischen Diatomeen im Frühjahr 2001.

Ein interessanter Aspekt zukünftiger Phytoplanktonuntersuchungen wird nach Einstellung der Flußwasserflutung die Erforschung der Dynamik und der Stabilität einer eigenständigen Algenentwicklung im aufgestauten Goitsche-See sein.

6. Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des BMBF (FKZ 02 WB 9984/3) und der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) gefördert.

7. Literatur

DUFFEK, A., M. SCHULTZE (2002): Chemische Veränderungen eines sauren Tagebaurestsees während der Flutung mit Flußwasser. DGL-Tagungsbericht (Kiel) im Druck.

KLAPPER, H., M. SCHULTZE (1995):Geogenically acidified mining lakes- Living conditions and possibilities of restoration. Int. Revue Ges. Hydrobiol. 80: 639-653.

RÖNICKE, H., M. BEYER, M. SCHULTZE (2001): Phytoplanktonaufkommen in den Restseen des Tagebaues Goitsche. DGL-Tagungsbericht (Magdeburg): 488-492.

SCHULTZE, M., B. KUEHN (2001): Neutralisation des entstehenden Goitschesees durch Flußwasserflutung. DGL-Tagungsbericht (Magdeburg): 493-497.

Wechselwirkungen zwischen Grund- und Seewasser an einem Baggersee im Kreis Neuss

Dr. Michael Nolden, Kettelerstraße 26, 53359 Rheinbach
Dr. Karl-Heinz Christmann, Landesumweltamt NRW, Postfach 102363, 45023 Essen
Herbert Mann, Dr. Janus & Partner G.b.R., Schulgasse 4, 50181 Bedburg-Kirchherten

Keywords: Abgrabungsgewässer, niederrheinische Bucht, Gundwasser, Seewasser, Porenwasser

Einleitung

Baggerseen und Grundwasserkörper stehen miteinander in enger Wechselbeziehung. Die Wasserbeschaffenheit des Baggersees wird wesentlich vom zuströmenden Grundwasser bestimmt, wie auch dieses die Eigenschaften des Grundwasserabstroms beeinflussen kann. Über die genauen Vorgänge ist noch wenig bekannt. Um die qualitativen Wechselwirkungen zwischen Baggersee und Grundwasser zu erfassen, wird vom Kreis Neuss, vom Landesumweltamt NRW und der Gesellschaft für Ingenieurdienstleistungen Dr. Janus & Partner G.b.R. ein Untersuchungsprogramm durchgeführt. Neben der Grundwasseruntersuchung in Zu- und Abstrom wird, zur Erfassung der Umsetzungsprozesse im unmittelbaren Kontaktbereich zwischen Grundwasser und Seewasser, Porenwasser aus dem Sediment und den unmittelbar anstehenden Sanden analysiert. Nachfolgend werden die Ergebnisse dieser Untersuchung dargestellt.

Untersuchungsgewässer

Der "Hackenbroicher Waldsee" liegt südwestlich von Dormagen im Kreis Neuss in der Niederrheinischen Bucht. Der 6 ha große See ist vor ca. 30 Jahren durch Kiesabbau entstanden und hat ein Volumen von etwa 433 000 m³ auf. Die tiefen Bereiche beschränken sich auf den westlichen Teil (bis zu 13 Metern), der östliche Teil weist eine maximale Tiefe von 8 Metern auf (Abb. 2). Obwohl der See mesotroph ist, hat er ein Hypolimnion, das ab 9 Metern Tiefe sauerstofffrei ist. Als Ursache dafür kann neben der ungünstigen Morphologie des Seebeckens vor allem der Zustrom von sauerstofffreiem Grundwasser angesehen werden. Diese Situation führt zu der Bildung von Faulschlamm und dem Auftreten von Schwefelwasserstoff im Tiefenwasser.

Methoden

Wasserproben wurden jeweils einmal während der Frühjahrs-Vollzirkulation und der Sommer-Stagnation mittels Dialyseporenwassersammlern (Peeper) gewonnen, die an 5 verschiedenen Stellen in das Sediment eingebracht worden waren: je 2 Peeper im Anstrom- und im Abstrombereich (jeweils in 3 und 7 m Tiefe) sowie einer an der seetiefsten Stelle (Abb. 2). Dabei wurde auch das Porenwasser aus den anstehenden quartären Sanden erfasst. Das Ausbringen und die Bergung der Peeper erfolgte durch Taucher, die Proben wurden unter Stickstoffatmosphäre aus den Dialysekammern entnommen. Analytisch wurde zwischen den Bereichen Anstehendes, aufliegendes Sediment und überstehendes Freiwasser unterschieden.

Ergebnisdarstellung

Bei der Planung der Untersuchung wurde davon ausgegangen, dass im Zustrombereich eine reale Porenwasserströmung aus den anstehenden Sanden durch das Sediment in den See vorliegt und im Abstrombereich entsprechend aus dem See durch das Sediment in das Grundwasser. Die Veränderungen, die sich bei der Passage durch diese Zonen ergeben, sollten sich im Porenwasser widerspiegeln. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Peeperanalysen aus dem Zu- und Abstrombereich dargestellt. Die Analysedaten des Peepers von der seetiefsten Stelle entsprechen den in der Literatur dargestellten Verläufen der Kenngrößen mit zunehmender Sedimenttiefe. Bei der Betrachtung der Ergebnisse zeigen sich deutliche Veränderungen bei den Kenngrößen Sulfat, Eisen, Mangan und DOC. Die ortho-Phosphat-Konzentration lag im Anstrombereich meist unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,003 mg/L), im Abstrom im Sediment und im Anstehenden zwischen 0,05 bis 0,17 mg/L.

Sulfat

Sowohl im Frühjahr als auch im Sommer findet eine deutliche Verminderung der Sulfatgehalte bei der Sedimentdurchströmung statt (Abb. 1a und b). Diese zeigt sich besonders deutlich bei den Proben im Abstrom. Im Anstrom nimmt bei der Passage durch das Sediment die Sulfatkonzentration um 5 bis 40%, im Mittel 25% ab (Abb. 1a). Im Abstrom beträgt die Verringerung 72 bis 91%, im Durchschnitt etwa 85% (Abb. 1b). Die Konzentrationsänderungen im An- und Abstrom sind auf die im Sediment ablaufende Reduktion von Sulfat zu Sulfid zurückzuführen. Der für die Sulfatatmung benötigte Kohlenstoff stammt aus dem Sediment. Die Abnahme der Sulfatkonzentrationen zeigt sich auch beim Vergleich der Grundwasserpegel im Zu- und Abstrom. Hier verringert sie sich von 115 auf 88 mg/L.

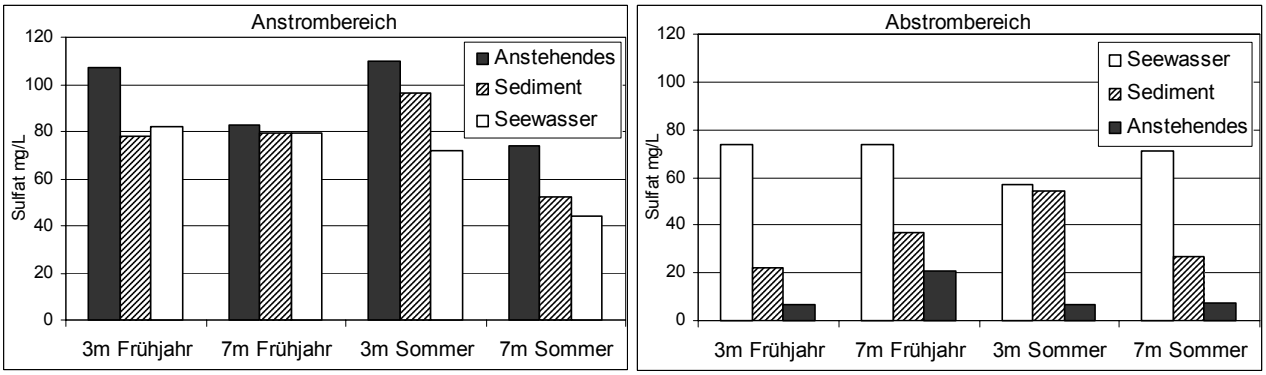


Abbildung 1a und b: Sulfatkonzentrationen im Anstrom- und Abstrombereich

Eisen

Aufgrund der reduktiven Verhältnisse im Sediment findet dort eine Reduktion von Eisen(III) zur löslichen zweiwertigen Form statt. Dies führt zunächst zu einem Anstieg der Konzentration im Sedimentporenwasser. Zeitgleich werden durch die Sulfatreduktion aber auch Sulfidionen freigesetzt, die mit Eisen(II) zu FeS reagieren, das als schwarzer Niederschlag im Sediment ausfällt. Auf diese Weise wird ein Teil des gelösten Eisen wieder aus dem Porenwasser entfernt. Dieser Vorgang führt zu den beobachteten Verläufen der Eisenkonzentration im Poren- bzw. Grundwasser (Abb. 2a und b). Die geringen Eisengehalte im Freiwasser während der Frühjahrsvollzirkulation sind auf die dort wieder stattfindende Oxidation zu Eisen(III) und die dadurch bedingte Ausfällung als Eisenhydroxid zurückzuführen. Die Beobachtung beim Tauchgang in 3 m Tiefe zeigten eine solche Ausfällung. Da die Oxidation zu Fe(III) erst in der Wassersäule stattfindet, waren in den Proben aus dem überstehenden Freiwasser noch geringe Mengen an gelöstem Eisen nachweisbar. Der hohe Fe(II)-Gehalt im Sommer in 7 m Tiefe wird durch das aus dem Sediment ausgetragene Eisen verursacht, das aufgrund der geringen Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser nicht ausgefällt wird, sondern in Lösung bleibt. Deutlich ist auch die Freisetzung von Eisen(II) im Sediment und dessen Verfrachtung in das Anstehende und in den Abstrom zu sehen.

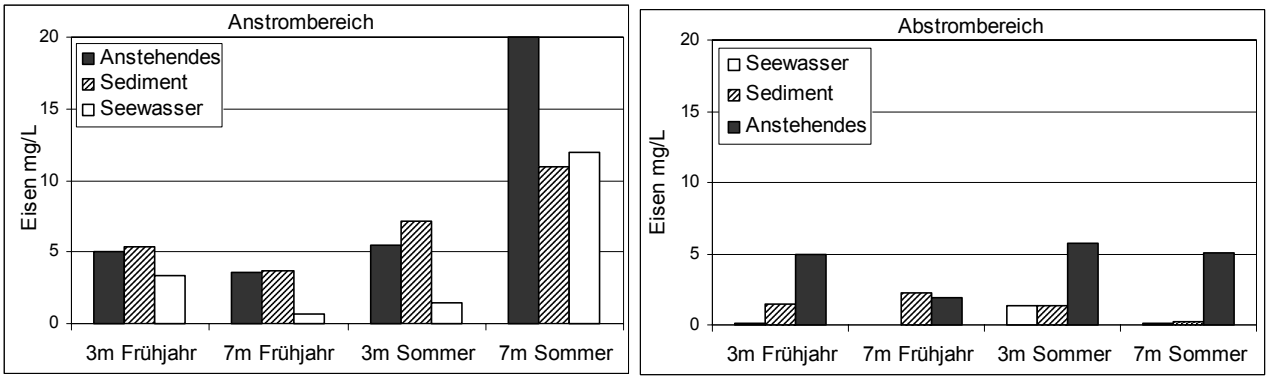


Abbildung 2a und b: Eisenkonzentrationen im Anstrom- und Abstrombereich

Mangan

Unter den reduzierten Bedingungen im Grundwasser und im Sedimentporenwasser geht das im Sediment als Manganhydroxid festgelegte Mangan als Mn(II) in Lösung. Im Anstrom zeigt sich dies aber nur im Frühjahr in 7 m Tiefe (Abb. 3a). Im Abstrom steigt die Mn-Konzentration deutlich vom Freiwasser über das Sediment zum Porenwasser in den anstehenden Sanden und Kiesen an (Abb. 3b). Dies spiegelt sich auch in den Grundwassermessstellen im Abstrom mit höheren Mangangehalten wider.

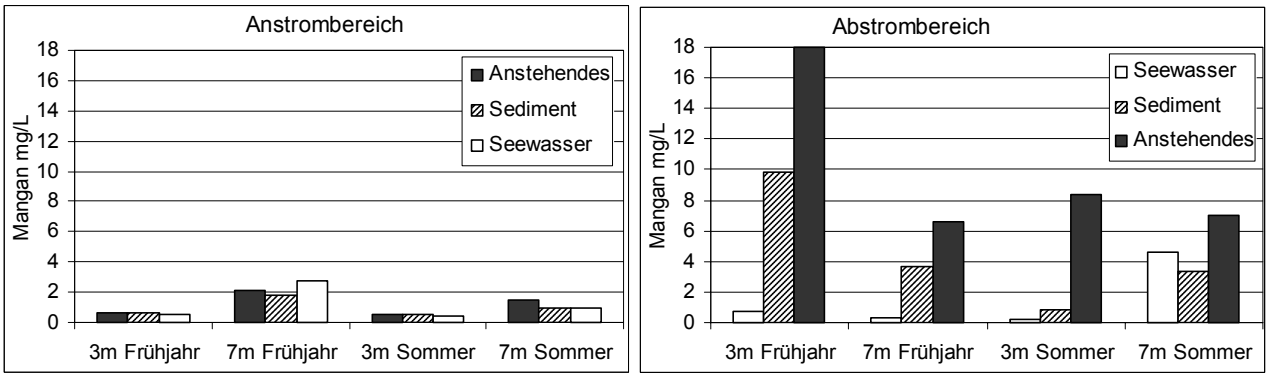


Abbildung 3a und b: Mangankonzentrationen im Anstrom- und Abstrombereich

DOC

Nach den vorliegenden Ergebnissen ist das Sediment auch eine Quelle für den DOC im Grundwasserabstrom. Durch die Sedimentation von organischen Material aus dem See wird partikulärer organischer Kohlenstoff in das Sediment eingetragen, beim weiteren Abbau werden lösliche Anteile freigesetzt. Im Anstrom zeigt sich meist eine geringfügig höhere DOC-Konzentration im Sediment als im Anstehenden. Im Freiwasser ist sie wieder geringer. Frühjahr und Sommeruntersuchungen geben jedoch kein einheitliches Bild (Abb. 4a). Klarer zeigen sich die Ergebnisse im Abstrom (Abb. 4b). Die DOC-Konzentrationen im Freiwasser sind am geringsten und steigen im Sediment deutlich an. Eine weitere Zunahme findet im Anstehenden statt. Die DOC-Gehalte im Abstrom sind deutlich höher als im Anstrom. In den unterstromig gelegenen Grundwassermessstellen ist diese Zunahme jedoch nicht mehr feststellbar.

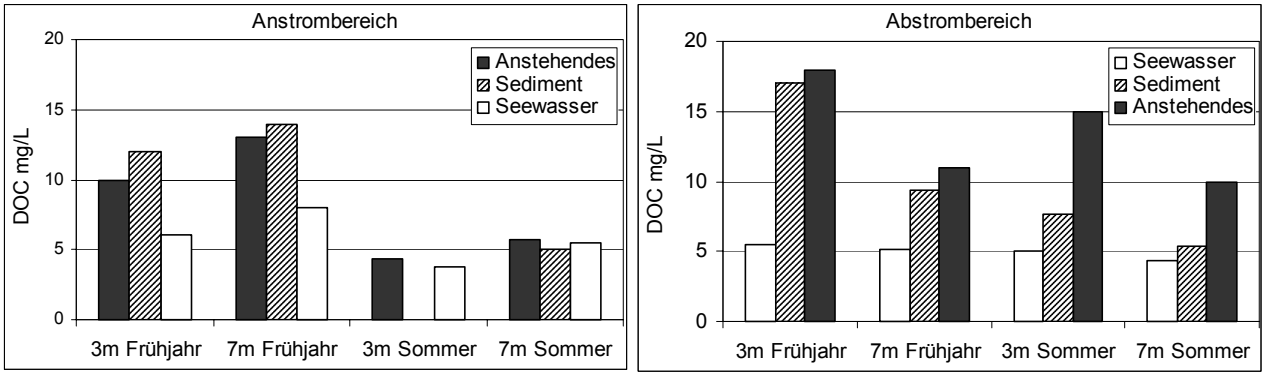


Abbildung 4a und b: DOC-Konzentrationen im Anstrom- und Abstrombereich

Zusammenfassung

Die Reaktionen, die für die Wechselwirkung zwischen Grund- und Seewasser maßgeblich sind finden bei dem untersuchten Gewässer im Seesediment statt.
Unter den vorliegenden Grundwasserbedingungen:
- Sauerstoffarmut bzw. Anaerobie
- kein Nitrat
- Sulfatgehalte von 120 mg/L sowie

Sediment mit hohem organischen Anteil
führt die Grundwasserpassage durch den See zu einer Abnahme von Sulfat und Eisen sowie einer Zunahme von Mangan und DOC im Abstrom des Sees.
Als grundlegender Reaktionsmechanismus ist hier die Sulfatatmung (Desulfurikation) anzusehen, die durch die hohen organischen Gehalte im Sediment und die Sulfatgehalte im zuströmenden

Grundwasser, bei gleichzeitig geringem Sauerstoffgehalt, ermöglicht wird. Dabei kommt es zu einer Verringerung von Sulfat, Bildung von H_2S und zur Festlegung von Eisen als FeS. Unter den reduzierenden Bedingungen geht Mangan in Lösung und gelangt in den Grundwasserabstrom. Gleichzeitig werden ebenfalls gelöste organische Verbindungen (DOC), die aus dem Seesediment stammen, ausgetragen.

Ausblick

Da in den unterstromigen Grundwasserproben keine höheren DOC-Konzentrationen festgestellt wurden, muss eine Umsetzung des DOC im Grundwasser auf der Fließstrecke zwischen See und Pegel stattfinden.
Wie sich die beobachteten Umsetzungsprozesse und deren Auswirkungen unter anderen Ausgangsbedingungen, z.B.
- sauerstoffhaltiges Grundwasser
- überwiegend mineralisches Sediment
darstellen, ist Gegenstand laufender Untersuchungen.

Zur Bedeutung von Morphologie und Lage für die Produktionsbiologie flussnaher Kiesseen der Weseraue

Mieke Braune, Wolfgang Weidemann
Institut für Zoologie, Tierärztliche Hochschule Hannover
Bünteweg 17, 30559 Hannover
mieke.braune@tiho-hannover.de

Keywords: Weseraue, Kiesseen, Morphologie, internal loading

1. Einleitung

Im Bereich der Mittelweser finden sich aufgrund der dort anstehenden hochwertigen Kies- und Sandlagerstätten bereits heute zahlreiche Nassabgrabungen, in den kommenden Jahren wird sich ihre Zahl noch deutlich erhöhen. Der Vergleich von zwei Seen mit unterschiedlicher Morphologie und Lage zeigt die große Bedeutung dieser beiden Faktoren für die Produktionsbiologie der Gewässer.

Der Kiessee „Deckbergen“ liegt außerhalb des Überschwemmungsgebietes der Weser, es handelt sich hier um einen polymiktischen Flachsee mit einer mittleren Wassertiefe von ca. 5m. Der See ist von weiteren Abgrabungsgewässern umgeben. Der Kiessee „Neelhof“ liegt nur ca. 100m entfernt vom Weserufer im Überschwemmungsbereich, die Tiefe beträgt bis zu 12m. Der See ist dimiktisch und größtenteils von landwirtschaftlich genutzten Flächen umgeben.

Der Abbau erfolgte in beiden Gebieten in den 50er und 60er Jahren, die Gewässer gehören damit zu den ältesten Abgrabungsgewässern im Bereich der Mittelweser.

2. Methoden

Die Seen wurden vom Juli 1999 bis zum Mai 2000 wöchentlich beprobt im Hinblick auf chemisch-physikalische Parameter (O_2, pH, Leitfähigkeit) Nährstoffkonzentrationen (NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N, SRP, TP) sowie Chlorophyll a. Bei bestehender Schichtung des Wasserkörpers wurden Tiefenprofile erstellt. Ebenfalls wöchentlich wurden Phyto- und Zooplankton sowohl quantitativ als auch qualitativ untersucht. Darüber hinaus wurden Untersuchungen zur P-Rücklösung aus isolierten Sedimentkernen im Labor durchgeführt. Diese Sedimentkerne wurden mit Stechrohren an den tiefsten Stellen der Seen entnommen und im Labor unter anaeroben Bedingungen inkubiert.

3. Ergebnisse

Anhand der trophierelevanten Parameter kann der Deckbergener See dem mesotrophen Spektrum zugeordnet werden, der Neelhof-See erwies sich als poly- bis hypertroph.

Die Sichttiefen spiegeln diesen Zustand wieder, sie lagen am Neelhof erheblich niedriger als in Deckbergen und zeigten eine deutlich größere Schwankungsbreite.

Tab. 1 : Mittlere, maximale und minimale Sichttiefen der Seen im Untersuchungszeitraum.

Gewässer	Deckbergen	Neelhof
Mittlere gemessene Sichttiefe	2,92 m	1,47 m
Maximale gemessene Sichttiefe	4,5 m	5 m
Minimale gemessene Sichttiefe	1,4 m	0,6 m

Am Neelhof-See kam es infolge der intensiven Stoffumsetzungen im Untersuchungszeitraum zu erheblichen Unregelmäßigkeiten des Sauerstoffhaushaltes.

Während der Sommerstagnation zeigte der See ein anaerobes Hypolimnon, im Epilimnion kam es nach starken Übersättigungen während der Hauptvegetationsphase dann im Herbst 1999 im Zuge einer teilweisen Durchmischung des Wasserkörpers und nachfolgender massiver Nitrifikationsprozesse über einen Zeitraum von mehreren Wochen zu Sauerstoffgehalten unter 5mg/l, was zu einem Fischsterben und einem deutlichen Einbruch der Zooplanktonpopulation (BLOECHL 2000) führte. Abb. 1 zeigt den Verlauf der Sauerstoffsättigung für Epi- und Hypolimnion dieses Sees.

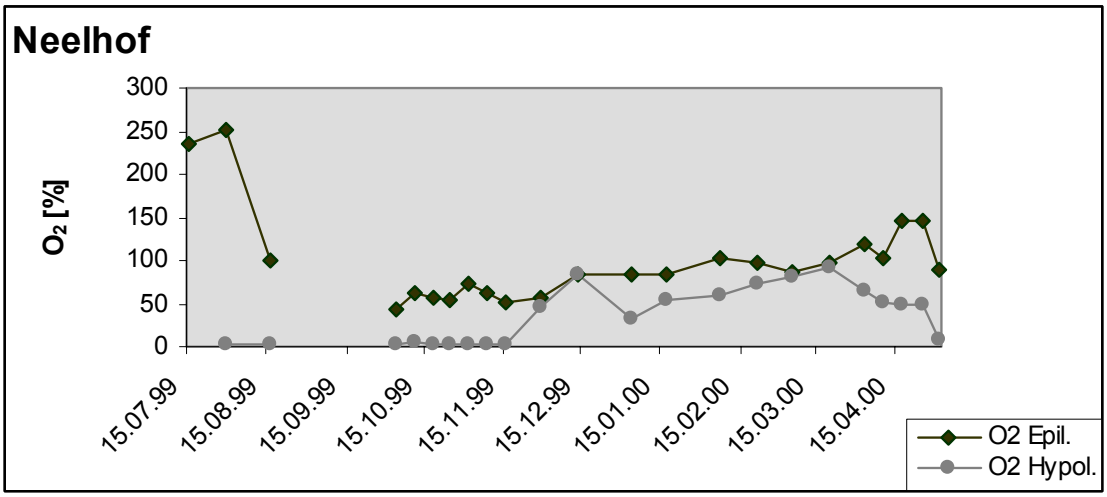


Abb. 1: Sauerstoffsättigung im Untersuchungszeitraum, Neelhof

Sehr deutliche Unterschiede zeigten die beiden Seen auch hinsichtlich der TP-Konzentrationen im Wasserkörper, in Deckbergen lagen diese durchgängig unter 20µg/l, am Neelhof wurden im Epilimnion bis zu 180 µg/l, im Hypolimnion infolge eines massivern internal loading bis zu 2500µg/l erreicht. Abb. 2 zeigt den Verlauf der TP-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum.

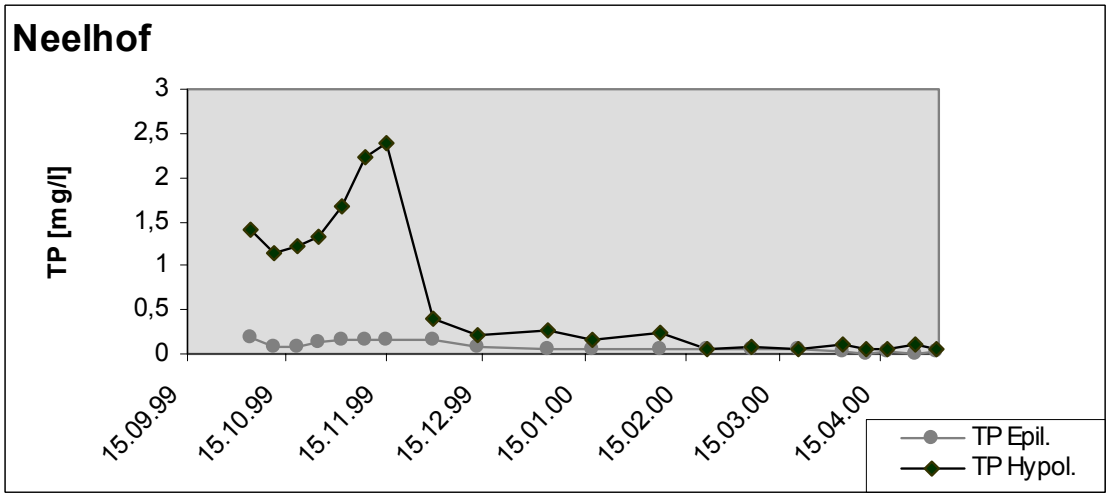


Abb.2: TP-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum, Neelhof

Auch die Sedimentuntersuchungen ergaben, dass der Neelhof-See in der Vergangenheit einem sehr hohen Nährstoff-, insbesondere P-Eintrag, ausgesetzt war. Die P-Rücklösekapazität aus Sedimentkernen erwies sich als sehr hoch für ein erst 40 bis 50 Jahre altes Gewässer.

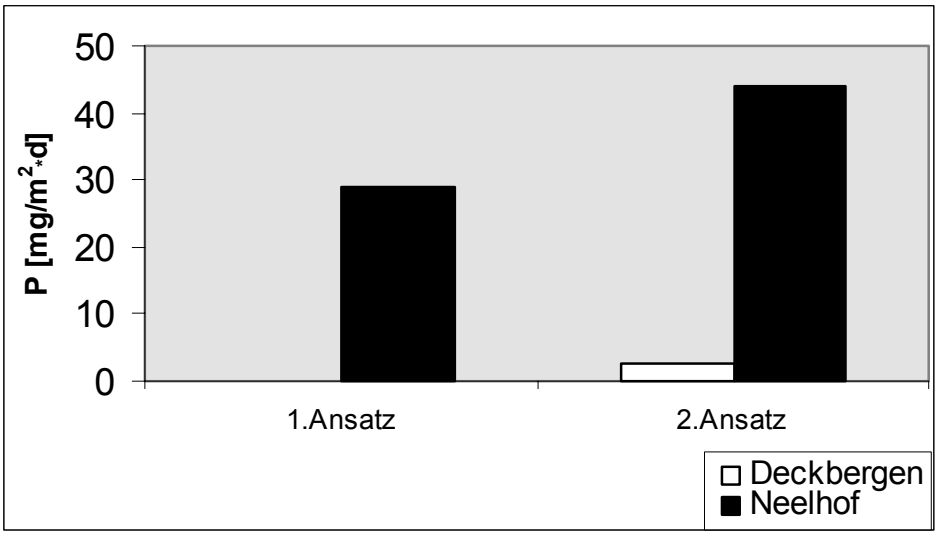


Abb. 3: P-Rücklösekapazität isolierter Sedimentkerne unter anaeroben Bedingungen.

4. Diskussion

Der sehr unterschiedliche produktionsbiologische Zustand der beiden Seen ist sowohl auf die Lage als auch auf die Morphologie der Gewässer zurückzuführen. Durch die Lage des Neelhof-Sees im Überschwemmungsgebiet werden durch das Flusswasser und durch die Einschwemmung nährstoffreichen Ackerbodens aus der direkten Umgebung große Nährstoffmengen in das Seebecken eingebracht. Tiefe und windgeschützte Lage führen zu einer sehr stabilen thermischen Schichtung und massivem internal loading während der Sommermonate. Der Deckbergener See dagegen ist durch die umliegenden Abgrabungsgewässer sowie die Lage außerhalb des Überschwemmungsgürtels gut gegen Nährstoffeinträge abgeschirmt.

Aus der Literatur sind zahlreiche Beispiele für hoch eutrophe Gewässer in flussnaher Lage bekannt (z.B. MAIER 1984, WOLFF u. SCHELLERT 1989). Besonders in Verbindung mit größerer Tiefe sollte daher die Anlage von Kiesseen im Überschwemmungsbereich von Flüssen vermieden werden. Da jedoch gerade hier die hochwertigsten Vorkommen anstehen (NLB 1988) und im Sinne eines möglichst geringen Flächenverbrauches diese Vorkommen auch in ihrer ganzen Mächtigkeit abgebaut werden sollten, muss in Zukunft nach Möglichkeiten zur Entschärfung der Situation gesucht werden. Möglich erscheint z.B. eine Zwangsdurchmischung des Wasserkörpers durch eine Flussanbindung, hierzu sind jedoch in jedem Fall weitere Untersuchungen erforderlich.

5. Literatur

Braune, M. (2000): Produktionsbiologische Untersuchung von vier Kiesseen im Kreis Schaumburg -Benthos- Diplomarbeit Universität Hannover.

Bloechl, A. (2000): Produktionsbiologische Untersuchung von vier Kiesseen im Kreis Schaumburg -Pelagial- Diplomarbeit Universität Hannover

Maier, G. (1984): Vergleichende limnologische Untersuchungen zur eutrophierung flussnaher Baggerseen mit besonderer Berücksichtigung des Zooplanktons. Dissertation Universität Ulm.

Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, (1998): Rohstoffsicherungsbericht 1998.

Wolff, P. u. Schellert, Ch. (1989): Die Gewässergüte der Kiesteiche und Baggerseen im unteren Werratal. Dissertation Gesamthochschule Kassel.

Untersuchungen zur Produktionsbiologie von Baggerseen in der Weseraue

A. Blöchl, W. Weidemann
Institut für Zoologie, Tierärztliche Hochschule Hannover, Bünteweg 17, 30559 Hannover,
Armin.Bloechl@TiHo-Hannover.de

Keywords: Weseraue, Kiesseen, Produktionsbiologie

Einleitung:

Im Rahmen des von der DBU geförderten Projektes „Umweltentlastung durch die Entwicklung von Planungshilfen für Sand – und Kiesabbauvorhaben am Beispiel der Weser und in Schleswig – Holstein“ wurden von Juli 1999 bis Mai 2000 zwei Baggerseen in der Weseraue bei Hessisch-Oldendorf untersucht. Am Beispiel der Planktonentwicklung in Abhängigkeit von biotischen und abiotischen Faktoren sollte die Beeinflussung der Gewässersukzession durch Morphologie und Exposition zur Weser dargestellt werden, da besonders flussnahe Baggerseen häufig einer rasanten Eutrophierung unterliegen (MAIER 1984).

Untersuchungsgebiete:

Deckbergen (See 1) ist ein mesotropher, polymiktischer, von submersen Makrophyten geprägter Flachsee mit einer max. Tiefe von 6 m. Er befindet sich außerhalb des Hochwassergebietes der Weser und ist von weiteren Baggerseen umgeben, wodurch der allochthone Nährstoffeintrag minimiert wird.

Neelhof (See 4) ist ein hypertropher, dimiktischer, im Hochwassergebiet liegender See mit einer max. Tiefe von 12 m. Der allochthone Eintrag von Nährstoffen ist sehr hoch, da das Weserwasser bei regelmäßigen Überschwemmungen über intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen in den See fließt. Im Anschluss an eine nachträgliche Auskiesung in den 80er Jahren wurde der nördliche Bereich des Gewässers mit Oberflächenaushub eines benachbarten Baggersees teilverfüllt. Im Zuge der jahreszeitlichen Erwärmung zeigt See 4 schnell eine thermische Schichtung mit einer nahezu vollständigen Anaerobie im Hypolimnion und einer verstärkten Freisetzung von P und N an der Sediment-Wasser Grenze.

Material und Methoden:

Die Probennahme erfolgte ein- bzw. zweiwöchentlich im Zeitraum von Juli 1999 bis Mai 2000. Temperatur, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert, Leitfähigkeit und die Sichttiefe wurden vor Ort gemessen. Für die chemische Analytik wurden Proben mit einem Ruttnerschöpfer entnommen und im Labor photometrisch ausgewertet. Die Chl.-a Konzentration wurde nach DIN 38412/16 ermittelt. Die quantitative Erfassung des Phytoplanktons erfolgte nach der Utermöhlmethode (UTERMÖHL 1958), die des Zooplanktons durch direkte Auszählung der unter dem Mikroskop.

Ergebnisse:

Die Planktonentwicklung wurde im Untersuchungszeitraum deutlich durch den differenten Trophiestatus der Gewässer geprägt. See 1 zeigte nahezu im gesamten Untersuchungszeitraum große Secci-Tiefen (Abb. 1) und eine relativ geringe Phytoplanktonbiomasse. Während in Gewässer See 1 das Phytoplankton offenbar P-limitiert war und ganzjährig durch coccale Formen dominiert wurde, zeigte See 4 starke Schwankungen in Abundanz und Diversität mit einer Tendenz zu

fädigen, für das Zooplankton schlecht ingestierbaren Formen im Sommer. Geringe Secci-Tiefen (Abb. 2) und pH-Werte bis zu 10,2 in See 4 deuten auf eine Limitation des Phytoplanktons durch die Ressourcen Licht und Kohlenstoff hin. Zu Beginn der Herbstzirkulation 1999 wurden in See 4 über einen Zeitraum von 14 Tagen Sauerstoffsättigungen unter 50% im Oberflächenwasser und ein deutlicher Populationseinbruch des gesamten Zooplanktons (Abb. 4) in Kombination mit einem Fischsterben beobachtet.

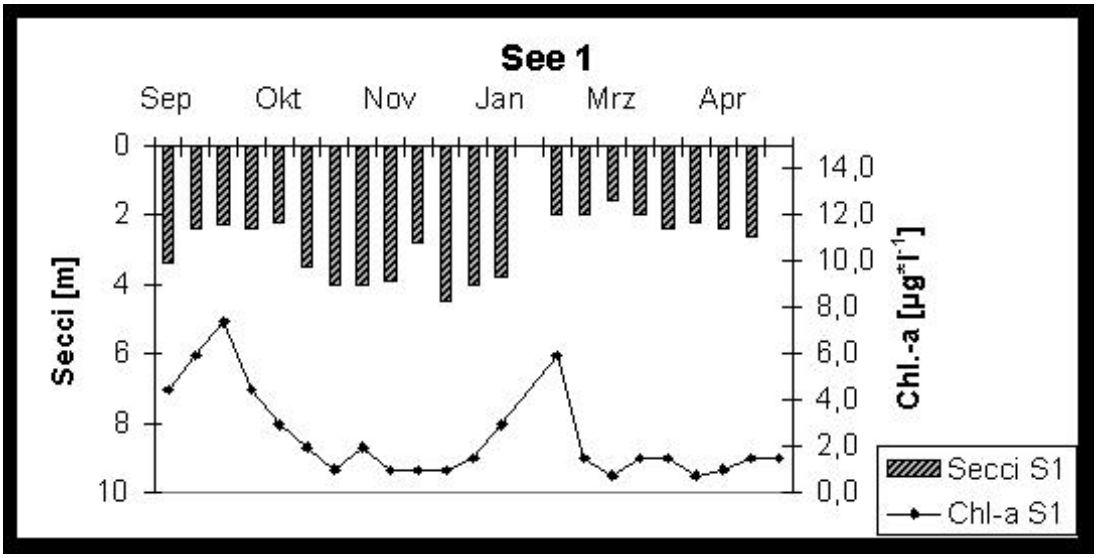


Abb. 1: Secci-Sichttiefen und Chl.-a Konzentrationen von See 1 im Verlauf der Untersuchung

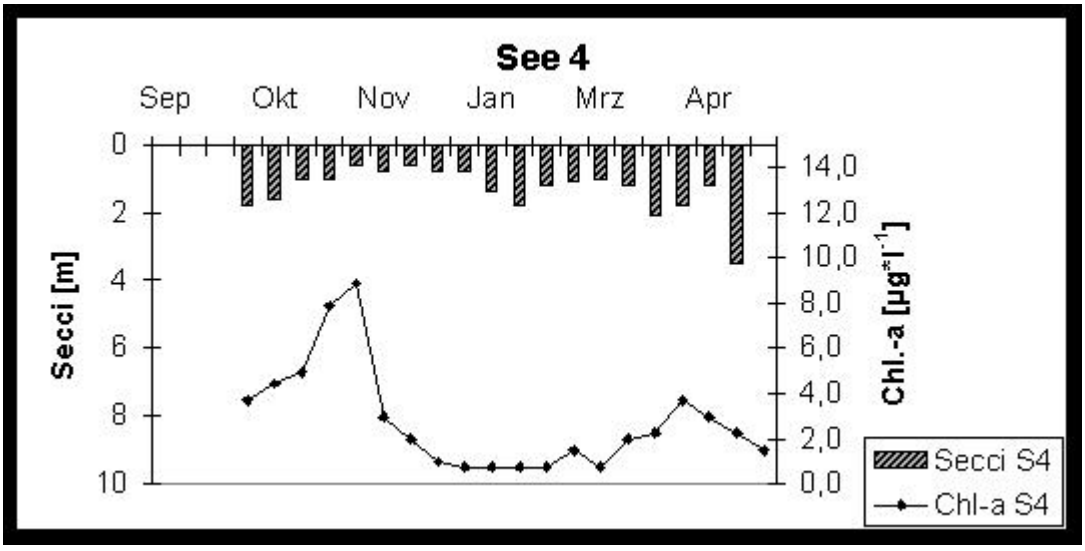


Abb. 2: Secci-Sichttiefen und Chl.-a Konzentrationen von See 4 im Verlauf der Untersuchung

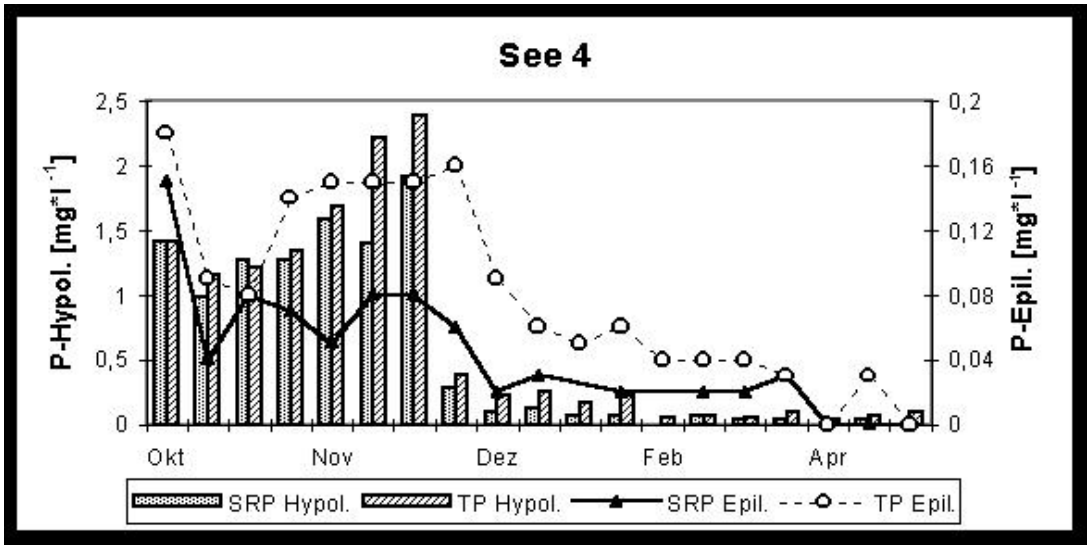


Abb. 3: SRP und TP (gemessen als PO_4-P) im Epi – und Hypolimnion von See 4

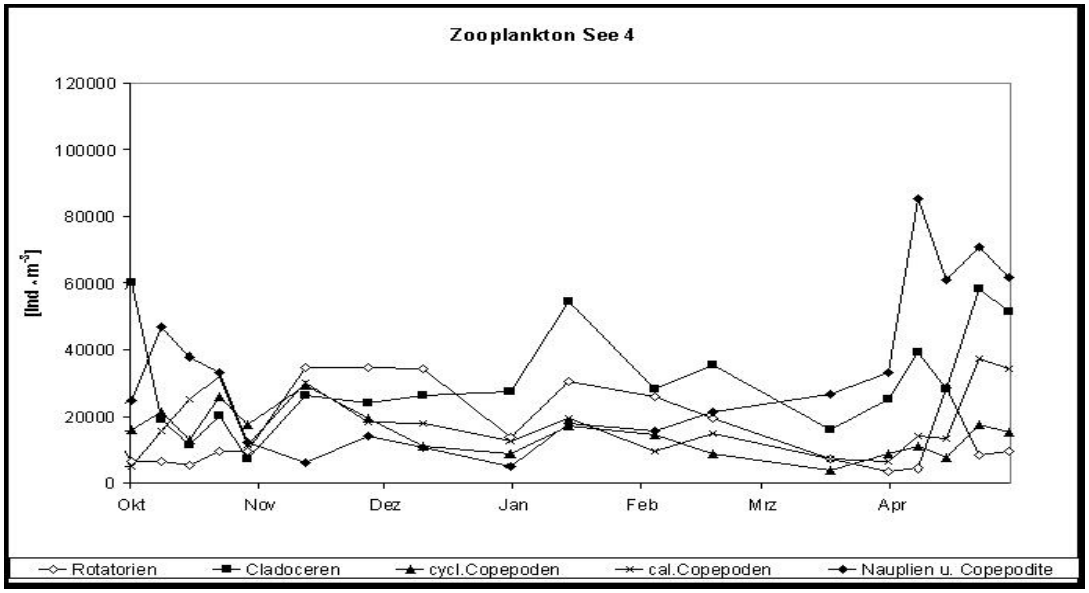


Abb. 4: Zooplanktonabundanzen von See 4 im Untersuchungszeitraum

Diskussion:

Morphologie und Lage zur Weser haben erheblichen Einfluß auf die Trophie der Gewässer. Während See 1 außerhalb des Hochwassergebietes liegt und von weiteren Baggerseen umgeben ist, wodurch der allochthone Nährstoffeintrag minimiert wird, ist dieser bei See 4 aufgrund seiner Exposition zur Weser deutlich erhöht. Landwirtschaftliche Nutzflächen in direkter Umgebung erhöhen den Nährstoffeintrag bei Überschwemmungen. Zudem zeigt See 4 im Verlauf der Stagnationsperioden eine verstärkte Rücklösung von P und N aus dem Sediment (Abb. 3) (BRAUNE 2000). „Internal loading“ und ein im Verhältnis zum Epilimnion großes, nahezu sauerstoffreies Hypolimnion wirken sich besonders zu Beginn der Zirkulationsperioden negativ auf die Faunenelemente aus. Zusätzlich wird der Sauerstoffhaushalt durch die bakterielle NH_4-Oxidation belastet. Dies zeigt sich deutlich in dem Populationseinbruch des Zooplanktons und dem Fischsterben zu Beginn der Herbstzirkulation 1999 (Abb. 4) und verdeutlicht nachhaltig den kritischen Zustand von See 4. Im Gegensatz dazu zeigt See 1 eine positive Entwicklung, da aufgrund seines polymiktischen Charakters und den damit verbundenen Sauerstoffverhältnissen Phosphate weitgehend im Sediment festgelegt werden. Zudem ist aufgrund seiner Lage zur Weser der allochthone Eintrag von Nährstoffen im Vergleich zu See 4 minimiert.

Folgerungen:

-Auf Verwendung von Oberboden zur Verfüllung verzichten.

-Intensive Landwirtschaft im direkten Einzugsgebiet flußnaher Baggerseen minimieren.

-Bei flußnahen Baggerseen eine Zwangszirkulation durch Anschluß an den Fluß in Betracht ziehen, um Stagnationsperioden und „internal loading“ zu verhindern.

Literatur:

Blöchl, A. (2000): Produktionsbiologische Untersuchung an vier Kiesseen im Kreis Schaumburg - Pelagial. - Diplomarbeit Universität Hannover.

Braune, M. (2000): Produktionsbiologische Untersuchung an vier Kiesseen im Kreis Schaumburg - Benthos. - Diplomarbeit Universität Hannover.

Maier, G. (1984): Vergleichende limnologische Untersuchung zur Eutrophierung flussnaher Baggerseen mit besonderer Berücksichtigung des Zooplanktons. - Dissertation Universität Ulm.

Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton - Methodik. - Mitt. Int. Ver. Limnol. 9, 1 – 38.

Planktonentwicklung in Abgrabungsgewässern im südlichen Bereich der niederrheinischen Bucht

Dr. Gabriele Eckartz-Nolden, Staatliches Umweltamt Köln, Außenstelle Bonn, Friedrich-Ebert-Allee 144, 53113 Bonn
Dr. Michael Nolden, Kettelerstraße 26, 53359 Rheinbach

Keywords: Abgrabungsgewässer, niederrheinische Bucht, Phytoplankton, Nutzungen

Einleitung

Im Rahmen des Gewässergüteüberwachungssystems (GÜS) NRW werden durch das Staatliche Umweltamt Köln seit 1994 jährlich mehrere stehende Gewässer limnologisch untersucht (ECKARTZ-NOLDEN & NOLDEN 2000; ECKARTZ-NOLDEN 2000). Von März bis September werden in monatlichen Abständen von einem Boot aus an der seetiefsten Stelle neben den Proben für die chemische Analytik Phytoplankton-Netz- und Schöpfproben sowie Zooplanktonnetzproben entnommen. Die Phyto- und Zooplanktonarten werden im Labor bestimmt und – wenn personell möglich – auch quantitativ ausgewertet. Von den bisher ca. 50 untersuchten Gewässern, Braunkohlerestseen der Ville und den Kies- und Sand-Abgrabungsseen, werden hier 6 Seen vorgestellt (Tab. 1 und 2).

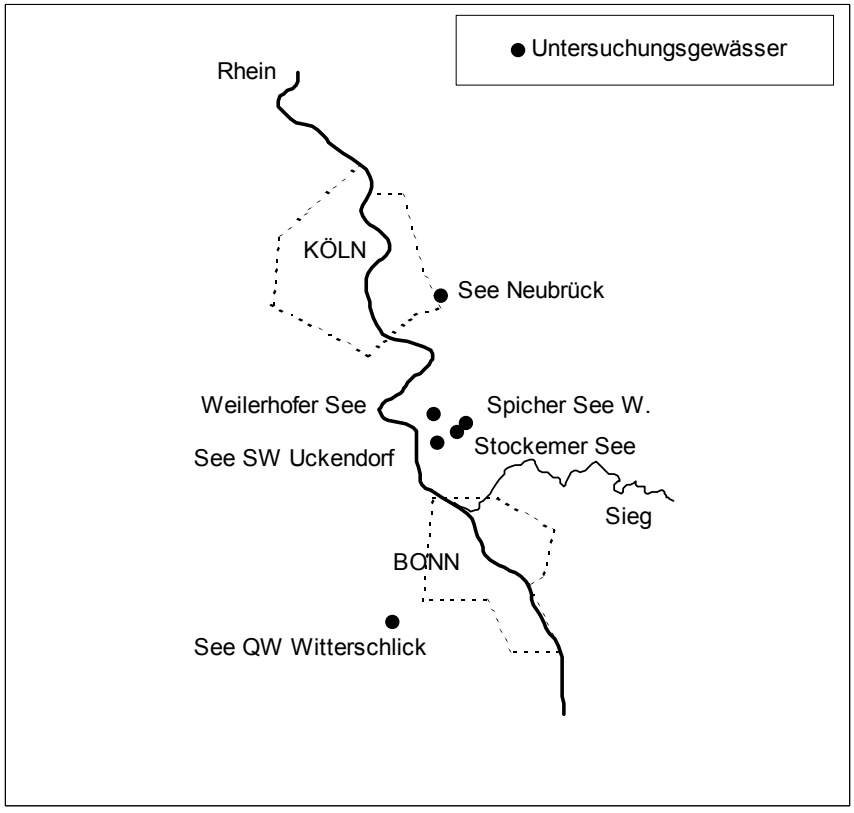


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsgewässer.

Die hier vorgestellten Abgrabungsgewässer liegen zwischen Köln und Bonn (Abb. 1). Sie unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Größe und Tiefe, ihren Schichtungsverhältnissen, dem Sauerstoffgehalt während der Sommerstagnation, ihrer Trophie und ihren Nutzungen.

Am Weilerhofer See, Spicher See West und am Stockemer See wird seit mehreren Jahren nicht mehr abgegraben. Am See Quarzwerke Witterschlick, See Süd-West Uckendorf und See Neubrück laufen noch Abgrabungen. Der Spicher See West und der Stockemer See sind von Angel-

vereinen gepachtet; der Weilerhofer See ist ein „Naturschutzsee“. Der See Quarzwerke Witterschlick, der Weilerhofer See in den Jahren 1998 und 1999 und der Stockemer See sind oligotrophe Gewässer. Der Spicher See West ist als oligo- bis mesotroph einzustufen, ebenso, auf der Basis der für 2001 bisher vorhandenen Daten, die Seen SW Uckendorf und Neubrück.

Tabelle 1: Abgrabungsgewässer und Kenndaten. Die Angaben „Sauerstoffgehalt über Grund“ beziehen sich auf die Stagnationsphase.

Seename	Größe in ha	max. Tiefe in m	O_2 über Grund	Schichtung	Trophie	Nutzung
Weilerhofer See	10,9	25	ja	stabil	o	Naturschutz
Spicher See West	10,5	20	nein	stabil	o-m	Angeln
See Quarzwerke Witterschlick	20	27	ja	stabil	o	Abgrabung
See SW Uckendorf	9,4	11	nein	instabil	o-m	Abgrabung
See Neubrück	25	15	ja	instabil	o-m	Abgrabung
Stockemer See	21	8,6	ja	instabil	o	Angeln, Naturschutz

Planktonauswertung

Methoden

Die Phytoplanktonproben, die als Netzzug (20 µm) zur Artdetermination gezogen wurden, werden am Probenahmetag selber oder sofort am folgenden Tag unter dem Mikroskop durchgemustert. Die mit Lugol‘ scher Lösung fixierten Phytoplankton-Schöpfproben werden gekühlt bis zur quantitativen Auswertung unter dem Umgekehrten Mikroskop (UTERMÖHL 1958) aufbewahrt. Die Zooplankton-Netzproben (Schließnetz 50 µm) werden mit Formol fixiert und später in eine Alkohol-Glucose-Mischung überführt. Die Auswertung erfolgt in Mäanderzählkammern unter dem Binokular.

Artenliste

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die in den hier vorgestellten Seen bestimmten Gattungen und Arten.
In Bezug auf das Phytoplankton sind Vertreter aus den Gruppen Cyanophyceae, Diatomeae, Peridineae, Chlorophyceae, Cryptophyceae, Desmidiaceae, Chrysophyceae und Euglenophyceae in fast allen Gewässern bestimmt worden.
Nicht näher bestimmte Ciliaten sowie die Ubiquisten *Coleps hirtus* und *Tintinnopsis lacustris* und einige charakteristische Rotatoriengattungen (*Keratella*, *Kellicottia* und *Polyarthra*) kommen in allen untersuchten Gewässern vor (Tab. 3). Im Crustaceenplankton sind die Cladocerengattung *Daphnia sowie die* kleineren Filtrierer *Bosmina und Diaphanosoma* in allen Untersuchungsgewässern bestimmt worden. Cyclopoide und calanoide Copepoden wurden für alle hier vorgestellten Seen nachgewiesen.

Im See Quarzwerke Witterschlick sind bisher keine Desmidiaceae, Chrysophyceae und Euglenophyceae nachgewiesen worden; von den Cyanophyceae sind *Oscillatoria* (*Planktothrix*) spec. und *Microcystis* spec. bisher nur in geringen Anzahlen bestimmt worden. Der See Quarzwerke Witterschlick ist wegen der laufenden Abgrabungstätigkeit durch mineralische Feinstpartikel getrübt. Das im Vergleich zu den anderen Gewässern geringere Artenspektrum und die geringeren Häufigkeiten der vorkommenden Algen lassen sich u. a. damit erklären. In höheren Anzahlen sind ganzjährig die Cryptophyceae mit den Gattungen *Cryptomonas* und *Rhodomonas* und nicht näher bestimmbare Phytoflagellata nachgewiesen worden (Abb. 2), diese hauptsächlich in den oberen Wasserschichten. Die Peridineae mit *Ceratium hirundinella* zeigen ab Mai eine stärkere Entwicklung.
Im See SW Uckendorf sind von März bis August 2001 die Cyanophyceae mit *Oscillatoria* (*Planktothrix*) *rubescens* und *Oscillatoria* spec. perennierend und im Jahresverlauf mit steigenden Anzahlen vorhanden (Abb. 3). Im August dominiert *Oscillatoria rubescens* das Phytoplankton. Am See SW Uckendorf wird nach einer „Ruhephase“ weiter abgegraben, der See ist durch minerali-

sche Feinstpartikel getrübt und Schwachlichtalgen – wie auch *Oscillatoria rubescens* – haben einen Entwicklungsvorteil.Im Gegensatz zum See Quarzwerke Witterschlick (max. Tiefe: 27 m) ist das Gewässer SW Uckendorf noch relativ flach: Zur Zeit liegt die maximale Tiefe bei 11 m und es gibt keine stabile Schichtung in den Sommermonaten.

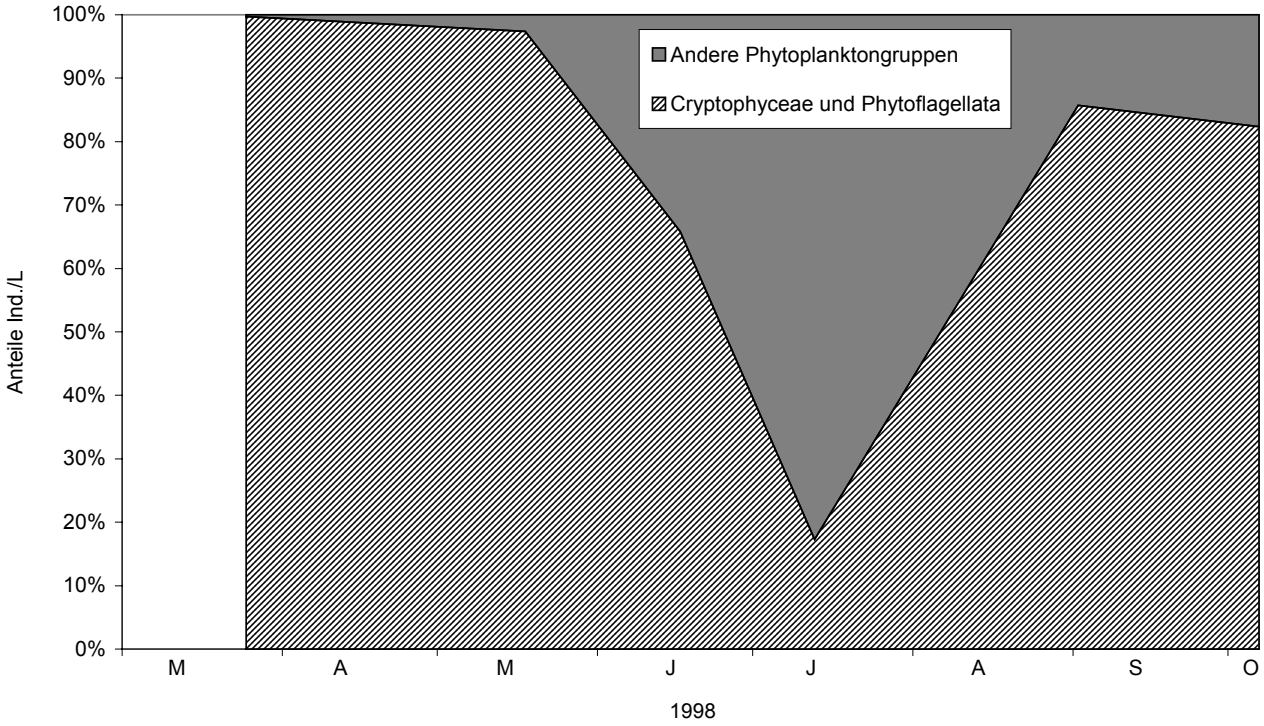


Abbildung 2: See QW Witterschlick: Entwicklung des Phytoplanktons.

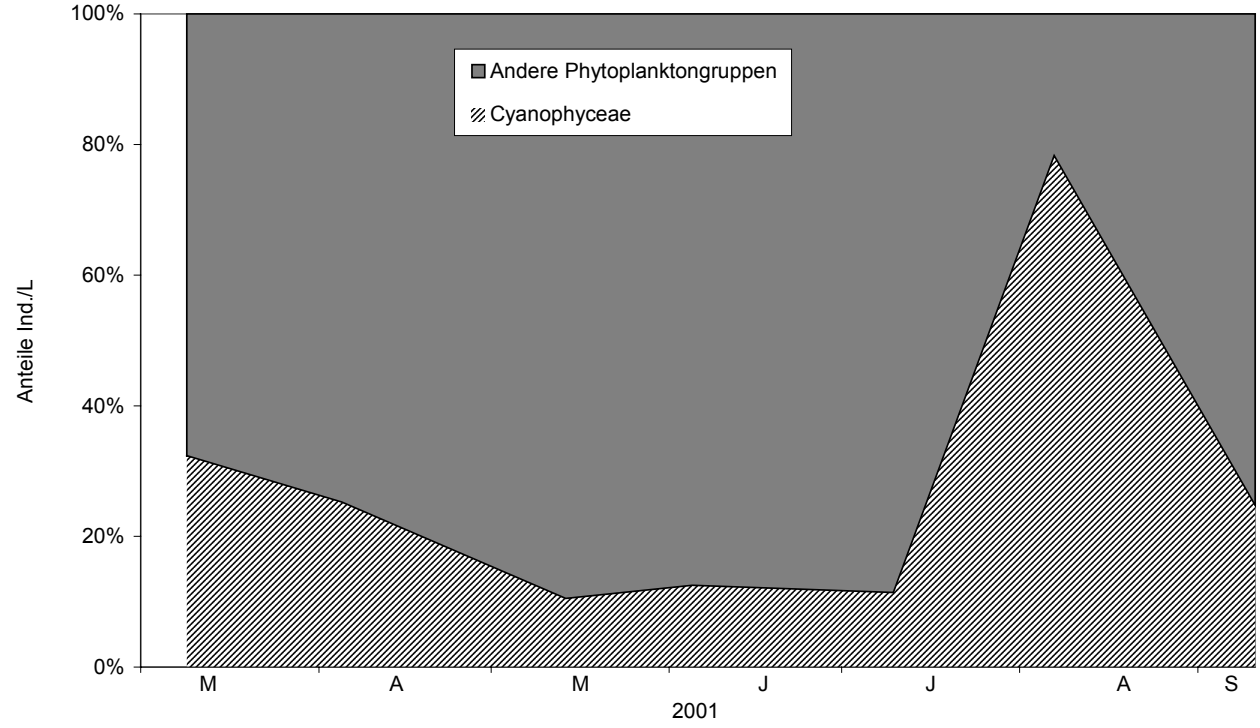


Abbildung 3: See SW Uckendorf: Entwicklung der Cyanophyceae und der anderen Phytoplanktongruppen.

Im See Neubrück sind die Cyanophyceae von untergeordneter Bedeutung. Hier sind die Diatomeae mit verschiedenen Gattungen und Arten (*Cyclotella* spec. im Juni und Juli; *Synedra* spec. und *Asterionella formosa*) ganzjährig in höheren Anzahlen vertreten. Die Chrysophyceae mit der Gattung *Dinobryon* dominieren im Juni das Phytoplankton. Die Euglenophyceae mit der Gattung *Phacus* und die Desmidiaceae mit *Closterium* spec. zeigen zum Juni / Juli hin eine stärkere Entwicklung. Die Chlorophyceae sind hier von untergeordneter Bedeutung, d. h. in geringeren Anzahlen und nur mit wenigen Gattungen (*Pandorina*, *Scendesmus*, *Pediastrum*) vertreten.
Im Spicher See West sind bei allen Phytoplanktongruppen die meisten Gattungen und Arten (Tab. 3) nachgewiesen worden. Die Cyanophyceae treten mit den Gattungen *Dactylococcopsis* und *Oscillatoria* nur im Herbst mit geringen Anzahlen auf. Die Diatomeae mit *Fragilaria* und *Synedra* dominieren im Frühjahr das Phytoplankton, die Cryptophyceae mit *Cryptomonas* spec. zeigen zum Herbst hin eine stärkere Entwicklung. Die Peridineae sind ganzjährig mit *Peridinium* cf. *cinctum*, *Ceratium hirundinella* und *Gymnodinium* spec. vertreten. Die Chrysophyceae mit *Dinobryon* haben im März und September Entwicklungsspitzen. Sog. µ-Algen (< 5 µm) sind im gesamten Untersuchungszeitraum in höheren Anzahlen vorhanden.
Im Weilerhofer See sind bisher keine Cyanophyceae nachgewiesen worden. 1994 – gegen Ende der Abgrabungstätigkeit – befand sich das Gewässer in einem mesotrophen Zustand. Seit 1998 ist der See oligotroph. Sichttiefen bis zu 12 m wurden im Sommer 1998 gemessen. Der Seegrund ist in entsprechenden Tiefen mit Characeenrasen (*Chara vulgaris*) bedeckt.
Die Cryptophyceae treten mit *Cryptomonas* spec. perennierend auf. Bei den Diatomeae sind *Asterionella formosa* und *Synedra acus* sowie *Fragilaria crotonensis* ganzjährig in höheren Anzahlen vorhanden, *Cyclotella* spec. ist in den Sommermonaten ebenfalls mit größeren Individuenzahlen vertreten. Die Peridineae mit *Peridinium* cf. *cinctum* und *Ceratium hirundinella* und die Chrysophyceae mit *Dinobryon* spec. sind charakteristisch für das Phytoplankton des Weilerhofer Sees. Bei den Chlorophyceae treten *Sphaerocystis*-Kolonien, *Scenedesmus*-Coenobien und *Pediastrum* div. spec. zeitweilig auf. Sog. µ-Algen sind auch im Weilerhofer See perennierend in höheren Anzahlen vorhanden.
Der Stockemer See ist ein flaches, oligotrophes Abgrabungsgewässer mit Angelnutzung. Die Cyanophyceae sind nur mit *Merismopedia* spec. vereinzelt nachgewiesen worden. Die Diatomeae mit *Synedra acus* und *Asterionella formosa* im Frühjahr und Herbst und mit *Cyclotella* spec. in den Sommermonaten sind ganzjährig vorhanden. Bei den Chrysophyceae dominiert *Dinobryon* spec., *Synura uvella* kommt in geringeren Anzahlen vor. Perennierend sind die Cryptophyceae mit der Gattung *Cryptomonas*. Die Peridineae sind mit *Peridinium* spec. und *Ceratium hirundinella* zeitweilig vertreten. Bei den Chlorophyceae sind die Gattungen *Chlamydomonas*, *Pandorina* und *Scenedesmus* in geringen Anzahlen vorhanden. Die sog. µ-Algen treten im Stockemer See im Mai, Juni und ab September in höheren Anzahlen auf.

Tabelle 2: Vergleichende Artenliste. + bedeutet nachgewiesen, - bedeutet nicht vorgefunden.

Gattungen/Arten	See SW Uckendorf	See Neubrück	Spicher See West	See QW Witterschlick	Weilerhofer See	Stockemer See
Phytoplankton						
Cyanophyceae						
Oscillatoria rubescens	+	-	-	-	-	-
Oscillatoria spec.	+	+	+	+	-	-
Dactylococcopsis spec.	-	-	+	-	-	-
Microcystis spec.	-	-	+	+	-	-
Merismopedia spec.	+	+	-	-	-	+
Gomphosphaeria spec.	-	+	+	-	-	-
Chroococcus spec.	-	-	+	-	-	-
Diatomeae						
Centrales						
Cyclotella comta	+	+	-	-	-	-
Cyclotella spec.	+	+	+	+	+	-
Stephanodiscus spec.	+	+	-	-	-	-
Melosira spec.	-	+	-	-	-	-
Pennales						
Tabellaria fenestrata	+	+	-	-	-	-
Synedra acus	+	+	+	+	+	+

Synedra ulna	+	+	+	-	+	+
Synedra spec.	+	+	-	-	-	-
Fragilaria spec.	+	+	+	-	+	+
Asterionella formosa	+	+	+	-	+	+
Cymbella spec.	+	+	+	-	+	+
Navicula spec.	+	+	+	-	+	+
Epithemia spec.	+	+	-	-	-	-
Pinnularia spec.	+	+	+	-	-	-
Diatoma elongatum	+	-	+	-	-	+
Stauroneis sp.	-	+	-	-	-	-
Nitzschia cf. sigmoidea	+	+	+	-	-	+
Navicula cf. radiosa	-	-	+	-	+	+
Gyrosigma spec.	+	+	+	-	+	+
Surirella spec.	+	-	-	-	-	-
Pennales spec.	-	-	+	+	+	+
Peridineae						
Ceratium hirundinella	+	+	+	+	+	+
Peridinium spec.	+	+	+	+	+	+
Gymnodinium spec.	-	-	+	+	+	+
Glenodinium spec.	+	-	-	-	-	-
Chlorophyceae						
Chlamydomonas spec.	-	-	+	-	-	+
Gonium spec.	-	-	+	-	-	-
Pandorina cf. morum	+	+	+	-	+	+
Eudorina spec.	+	-	-	-	-	-
Pediastrum div. spec.	-	+	+	-	+	+
Chlorococcum spec.	-	-	+	-	-	-
Lagerheimia spec.	-	-	+	-	-	+
Scenedesmus spec.	+	+	+	-	+	+
Tetraedron div. spec.	-	-	+	-	+	-
Ankistrodesmus spec.	+	-	+	+	+	-
Coelastrum div. spec.	-	-	+	-	-	-
Gloeocystis spec.	-	-	+	-	-	-
Elakatothrix gelatinosa	-	-	+	-	+	+
Fadenalgen	-	+	+	-	-	-
Cryptophyceae						
Cryptomonas spec.	-	+	+	+	+	+
Rhodomonas spec.	-	-	-	+	-	-
Desmidiaceae						
Closterium div. spec.	+	+	+	-	+	-
Cosmarium div. spec.	-	-	+	-	-	-
Staurastrum div. spec.	-	-	+	-	-	-
Chrysophyceae						
Dinobryon div. spec.	+	+	+	-	+	+
Uroglena spec.	-	-	+	-	+	+
Synura uvella	-	-	-	-	+	+
Euglenophyceae						
Phacus spec.	+	+	+	-	+	-
Trachelomonas spec.	+	-	-	-	+	-
Euglena spec.	-	-	+	-	-	-
Zooplankton						
Ciliata						
Coleps hirtus	+	-	-	-	+	-
Euplotes spec.	+	-	-	-	-	-
Tintinnopsis lacustris	+	+	+	+	-	+
Ciliata div. spec.	+	+	+	+	+	+
Rotatoria						
Keratella cochlearis	+	+	+	-	+	-

Keratella quadrata	-	+	+	-	+	+
Kellicottia longispina	+	+	+	-	+	-
Synchaeta spec.	+	+	-	-	-	+
Polyarthra spec.	+	+	+	+	+	+
Hexarthra spec.	+	-	-	-	-	-
Brachionus spec.	+	+	-	-	-	-
Filinia spec.	-	+	-	-	-	-
Pompholyx spec.	-	-	+	-	-	-
Gastropus cf. stylifer	-	-	-	-	+	-
Asplanchna spec.	+	+	-	-	+	+
Crustacea						
Cladocera						
Daphnia spec.	+	+	+	+	+	+
Bosmina spec.	+	+	+	-	+	-
Diaphanosoma spec.	-	-	+	-	-	-
Copepoda						
Cyclops spec.	+	+	+	+	+	+
Eudiaptomus spec.	+	+	+	+	+	+

Zusammenfassung

In den hier vorgestellten Seen treten die o.g. Phytoplanktongruppen mit den gleichen Gattungen und Arten auf. Unterschiede gibt es in Bezug auf die Gesamtzahl der Phytoplankter in den Gewässern: Die höchsten Individuenzahlen wurden im Spicher See West gefunden, die geringeren in den Seen mit noch laufender Abgrabung, insbesondere im See Quarzwerke Witterschlick. Unterschiede zeigen sich weiterhin beim Vorhandensein der Cyanophyceae oder Cyanobakterien: *Oscillatoria* (*Plankthotrix*) *rubescens* und O. spec. wurde mit hohen Häufigkeiten im See SW Uckendorf gefunden. In den anderen Gewässern ist diese Art von untergeordneter Bedeutung. Im See Quarzwerke Witterschlick sind die Cryptophyceae und Phytoflagellata eine wichtige Phytoplanktongruppe. Genau wie die Oscillatorien können diese Formen auch mit weniger Licht auskommen. Einflüsse wie z. B. Trübung des Wasserkörpers in der Abgrabungsphase können sich im Phytoplanktonbild widerspiegeln.
In den schon seit längerem abgegrabenen Seen stellt sich eine ähnliche, charakteristische Abfolge der einzelnen Phytoplanktongruppen und Arten im Jahresgang ein.

Literatur

ECKARTZ-NOLDEN, G. & M. NOLDEN (2000): Vergleich von Abgrabungsgewässern unterschiedlicher Entstehung und Entwicklung im südlichen Bereich der niederrheinischen Bucht. In: DGL 2000 Magdeburg.
ECKARTZ-NOLDEN, G. (2000): Baggerseen und ihre Folgenutzungen. In: MUNLV & LUA NRW (Hrsg.): Gewässergütebericht 2000: 30 Jahre Biologische Gewässerüberwachung in NRW.S. 257-265.
UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik.-Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1-38.

Danksagung: Für die Auswertung der Phytoplanktonproben des See SW Uckendorf und des See Neubrück danke ich Frau Dipl.-Biol. E. Csata, Stipendiatin der Carl-Duisberg-Gesellschaft aus Rumänien und Praktikantin in der Biologie im StUa Köln. Für die Auswertung der Zooplanktonproben danke ich meiner Mitarbeiterin Frau D. Lassak.

SAURE TAGEBAURESTSEEN

ZIPPEL, B.: Untersuchungen zur Planktonsukzession im schwefelsauren Tagebaurestsee Niemegk (Goitsche) im Zusammenhang mit limnophysikalischen Messungen

PÖHLER, I.; D. F. WENDEROTH, K. WENDT-POTTHOFF & M. G. HÖFLE: Biozönotische Struktur und Tiefenverteilung des Bakterioplanktons in einem sauren Bergbaurestsee

LEßMANN, D. & B. NIXDORF: Aspekte der saisonalen Phytoplanktonentwicklung in sauren Tagebauseen

ENDER R., D. LEßMANN & B. NIXDORF: Zur Phosphorbindung im Sediment des Tagebausees Plessa RL 117 (Grünewalder Lauch)

DENEKE, R.; K. STÖBEL & B. NIXDORF: Welche Rolle spielt das Grazing des Metazooplankton für die Phytoplanktonentwicklung in sauren Tagebauseen (pH 2 - 4)?

DUFFEK, A. & M. SCHULTZE: Chemische Veränderungen eines sauren Tagebaurestsees während der Flutung mit Flußwasser

Untersuchungen zur Planktonsukzession im schwefelsauren Tagebaurestsee Niemegk (Goitsche) im Zusammenhang mit limnophysikalischen Messungen

Barbara Zippel

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung Magdeburg, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, e-mail: zippel@gm.ufz.de

Keywords: saure Bergbaurestseen, Goitsche, Phytoplankton, Licht, Mischungsereignisse, Wind

1 Einleitung

Ca. 40% der aus dem Braunkohlebergbau im Mitteldeutschen und Lausitzer Raum hervorgegangenen Tagebaurestseen sind durch niedrige pH-Werte im Wasserkörper gekennzeichnet (Nixdorf, 2000). Charakteristisch für diese zum Teil stark versauerten Seen sind geringe Konzentrationen an anorganisch gelöstem Kohlenstoff, wobei zu beachten ist, dass bei pH-Werten unter 4.3 der gesamte anorganische Kohlenstoff ausschließlich als molekulares Kohlendioxid und Kohlensäure vorkommt. Aus diesem Grund wird der anorganisch gelöste Kohlenstoff als wichtiger Limitationsfaktor für das Algenwachstum unter extrem sauren Bedingungen angesehen (Satake & Saijo, 1974; Ohle, 1981; Nixdorf et al., 1998). Viele der sauren Bergbaurestseen in Ostdeutschland sind nach Nixdorf et al. (1998) durch eine geringe Primärproduktion charakterisiert, allerdings ist der Einsatz der ^{14}C-Methode zur Bestimmung der Primärproduktion in sauren Seen mit Schwierigkeiten verbunden.
Weiterhin sind die Seen durch eine artenarme Planktongemeinschaft gekennzeichnet, wobei Protozoen und Rotatorien teilweise als Hauptkonsumenten fungieren (Wölfl, 2001; Packroff, 2000, Deneke, 2000).
Die im folgenden vorgestellte Untersuchung der Planktongemeinschaft des Tagebaurestsees Niemegk zielte darauf ab, durch eine zeitlich enge Beprobung des Gewässers Rückschlüsse auf die von Woelfl et al. (1998) beobachtete sehr hohe Dynamik des Phytoplanktons vor dem Hintergrund einer möglichen Kohlenstoff-Limitation ziehen zu können.

2 Untersuchungsgebiet und Methodik

Die Frühjahrsentwicklung der Planktongemeinschaft im stark versauerten Tagebaurestsee Niemegk (pH: 2.8-2.9) wurde im Zeitraum April bis Juni 1998 im 3-4 tägigen Abstand an 6 Positionen im Gewässer untersucht. Der Tagebaurestsee Niemegk mit einer Fläche von ca. 0.6 km^2 gliederte sich vor der Flutung mit Muldewasser ab Mai 1999 in 3 Teilbecken, welche maximale Tiefen von ca. 8.5 m bzw. 15 m (östl. Bereich) aufwiesen. Der Hauptteil der Untersuchungen wurde im mittleren Teilbereich des Gewässers (Abb. 1) durchgeführt, im folgenden werden die Ergebnisse der Position GOJ vorgestellt. Der östlich gelegene Bereich war nur durch einen schmalen Schlauch mit dem Tagebaurestsee Niemegk verbunden und konnte aus Gründen der geringen Standsicherheit der umliegenden Böschungen nicht beprobt werden. Am Ufer des westlichen Teilbeckens war eine Pumpstation zur Wasserhaltung installiert. Desweiteren kam es in diesem Bereich verstärkt zum Einlauf von ufernah austretenden Quellwässern unterschiedlicher Qualität, die eine Beeinflussung des Wasserkörpers hauptsächlich durch stattfindende Ausfällungsprozesse zur Folge hatte.
Die Erfassung der Temperatur- und Autofluoreszenzverteilung innerhalb der gesamten Wassersäule (Pos. GOJ) erfolgte durch hochauflösende Vertikalprofile mit einer Multiparametersonde (Idronaut) im 2-Stunden-Rhythmus. Zur Messung der vertikalen Verteilung der Intensität der PAR-Strahlung wurden zwei sphärische Sensoren (LiCor SPQA, Anschlußgerät Li1000) verwendet. Die Erfassung

der meteorologischen Daten (Windgeschwindigkeit und -richtung, Global- und Rückstrahlung, Niederschlagsmenge, Luftfeuchte und -temperatur) erfolgte im 10-minütigen Abstand mit Hilfe einer an der Position GOW installierten Wetterstation.

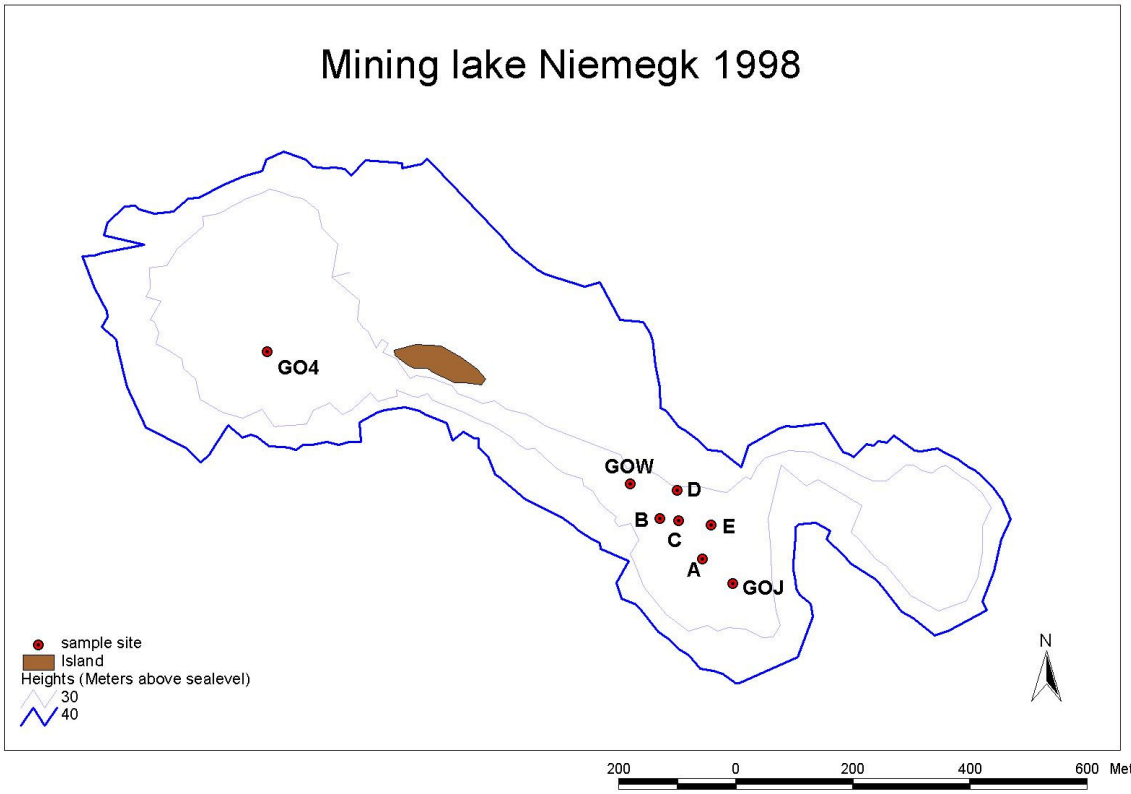


Abb. 1 Probenahmepositionen im Tagebaurestsee Niemegk während der Frühjahrsentwicklung 1998

Die Beprobung der hydrochemischen und planktologischen Parameter erfolgte in diskreten Tiefenstufen nach Schultze et al. (1994) und Wölfl &Whitton (2000). Die Analyse der C-Komponenten TIC und DOC wurde mit Hilfe eines TOC-Analysators Dimatoc 100 durchgeführt, wobei Minderbefunde von ca. 20% aufgrund von Schwierigkeiten während der Probenahme, des Transportes und der Probenbearbeitung im Labor auftraten (Zippel et al., 2001). Die Chlorophyll a-Bestimmung erfolgte mittels HPLC-Technik.

3 Ergebnisse

Der Tagebaurestsee Niemegk war zum damaligen Zeitpunkt charakterisiert durch geringe TIC-Gehalte (0.5-2 mg/l) und relativ hohe DOC- (3-8 mg/l) sowie SRP- Konzentrationen (20-50 µg/l). Das Phytoplankton setzte sich fast ausschließlich aus potenziell mixotrophen Organismen der Algenklassen Chlorophyceen (*Chlamydomonas* sp.), Chrysophyceen (*Ochromonas* sp.) und Cryptophyceen (*Rhodomonas* sp.) zusammen.
Chlorophyll a-Konzentrationen lagen im Bereich von 1-190 µg/l. Die Eindringtiefe von 1% des Oberflächenlichtes schwankte im oben genannten Zeitraum zwischen 1.4 und 3.2 m und lag damit teilweise deutlich oberhalb der Thermoklinen.

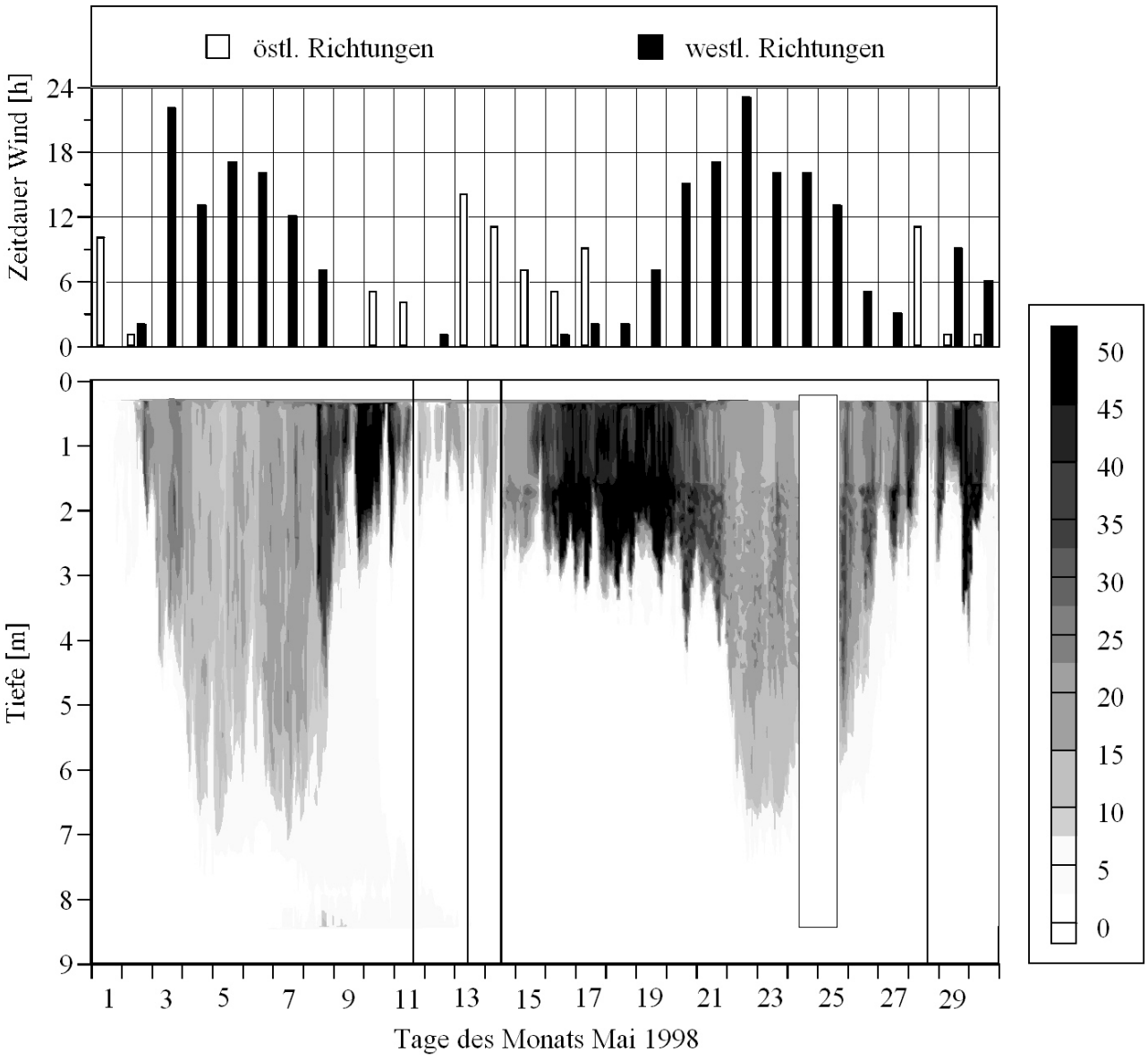


Abb. 2 Zeitdauer von Windereignissen aus östlichen (45-135°) und westlichen (225-315°) Richtungen mit Windgeschwindigkeiten > 3 m/s (oben), Autofluoreszenzverteilung (rel. Einh.) im Mai 1998 im Tagebaurestsee Niemegk; Position GOJ; (Sondenausfall vom 24.-25. Mai 98) (unten)

Anfang Mai kam es durch starke Sonneneinstrahlung und geringen Wind zu einer thermischen Schichtung mit einer durchmischten Deckschicht von ca. 2 m Mächtigkeit. Mit den ab 3. Mai einsetzenden starken Winden (kurzfristig maximale Windgeschwindigkeiten ca. 9 m/s) aus westlichen Richtungen war eine Vertiefung des Epilimnions um ca. 0.2 m/h verbunden, die bereits am 5. Mai zu einer Ausdehnung der durchmischten Deckschicht auf durchschnittlich 7 m Mächtigkeit an der Messstelle GOJ führte. Im unteren Teil der Abb. 2 ist die Autofluoreszenzverteilung über die gesamte Wassersäule an der Position GOJ im Zeitraum Mai 1998 dargestellt. Im Zusammenhang mit dem oberen Teil der Abbildung ist deutlich zu erkennen, dass es durch Winde aus westlichen Richtungen im Zeitraum 3.-7. Mai und 20.-25. Mai zu einer Verfrachtung des Phytoplanktons (Autofluoreszenzsignal) in tiefere Gewässerschichten kam. Dagegen erreichten schon kurzfristige Windereignisse aus östlichen Richtungen mit Windgeschwindigkeiten von ca. 3-5 m/s ein Verdriften der oberen warmen Deckschicht in Richtung des westlich gelegenen Teilbeckens. Aufgrund dieser Tatsache entstanden die mit schwarzen Vertikallinien gekennzeichneten „Lücken“ in der Autofluoreszenzverteilung in Abb. 2.

Im Hinblick auf die Veränderungen des Epilimnions infolge von Mischungsereignissen sind in Abb. 3 die aus Multiparametersonden-Daten vertikal gemittelten Werte für Autofluoreszenz (rel. Einheiten) und Temperatur im Epilimnion für den Zeitraum der beginnenden thermischen Schichtung Anfang Mai dargestellt.

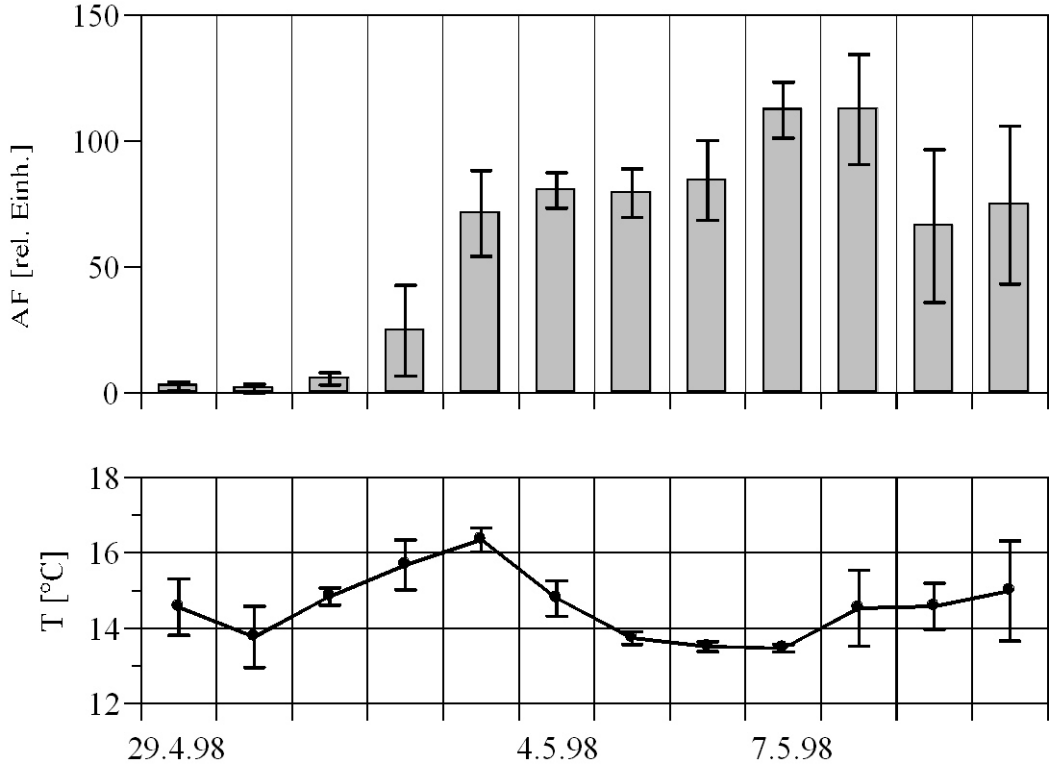


Abb. 3 Vertikal gemittelte Autofluoreszenz und Temperatur im Epilimnion im Zeitraum 29.4.–10.5.98, Pos. GOJ; (berechnet aus Multiparametersonden-Daten)

Mit Beginn der Schichtung kam es vom 30. April bis zum 3. Mai zur stetigen Erwärmung des Epilimnions um ca. 1 K/Tag. Im gleichen Zeitraum war ein Anstieg der mittleren Autofluoreszenz im Epilimnion von ca. 5 auf 75 rel. Einheiten zu beobachten. Die Angabe der mittleren Autofluoreszenz wurde aufgrund der sich ständig verändernden Epilimniontiefe gewählt, da somit Verdünnungseffekte des Phytoplanktons erfasst wurden. Da das Phytoplankton in dieser Zeit fast ausschließlich von *Chlamydomonas* sp. dominiert wurde, spiegelte die Zunahme der Autofluoreszenz eine wachsende Population wider. Die ermittelten Abundanzen von *Chlamydomonas* sp. (Tab. 1) lassen darauf schließen, dass die Wachstumsraten zu Beginn der Frühjahrsentwicklung bei mind. 0.6 d^{-1} lagen, was Generationszeiten von durchschnittlich 1 Tag entspricht. Potenzielle Grazer (vorwiegend Ciliaten und Heliozoen) konnten zu diesem Zeitpunkt noch nicht beobachtet werden.
Nach Lampert & Sommer (1993) reichen Zirkulationsströmungen im Epilimnion (z. B. Langmuir-Zellen), die durch Windgeschwindigkeiten von mehr als 3 m/s verursacht werden, aus, um Verteilungsmuster zu zerstören, die durch unterschiedliches Wanderungsverhalten begeißelter Algen entstanden sind. Maximale Vertikalgeschwindigkeiten können dabei laut Imboden & Wüest (1995) bis zu 1% der Windgeschwindigkeit betragen. Für den Tagebaurestsee Niemegk abgeschätzt bedeutet dies, dass die Algen innerhalb von ca. 5-10 min einmal passiv durch das Epilimnion (7 m) transportiert wurden. Die Tiefe der euphotischen Zone (z_{eu}) lag vom 4.-7. Mai im Bereich von 1.60 bis 1.90 m und damit wesentlich oberhalb der durchmischten Tiefe, was an z_{eu}/z_{mix} - Verhältnissen von ca. 0.25 deutlich wird (Tab.1). Aufgrund der Zirkulation im Epilimnion waren die Algen einer Lichtintensität ausgesetzt, die dem Durchschnitt der Lichtintensität in der durchmischten

Deckschicht entspricht. Im Vergleich zum Zeitraum vor dem Mischungsereignis verbrachten die Algen somit ca. 2/3 der Zirkulationszeit in Bereichen mit Lichtintensitäten von weniger als 1 $\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$.
Während des Mischungsereignisses vom 3.-7. Mai war eine Verringerung der mittleren Temperatur im Epilimnion zu beobachten. Die Autofluoreszenz blieb bis zum 6. Mai auf konstantem Niveau und stieg am 7. Mai auf ca. 110 rel. Einh. an (Abb. 3). Die Abundanz von *Chlamydomonas* sp. nahm zwar weiterhin zu, allerdings verringerte sich die Wachstumsrate auf ca. 0.3 d^{-1}. In Laborkulturen von *Chlamydomonas* sp. wurde laut Bissinger et al. (2000) beobachtet, dass sich während der Versuchsdurchführung im Dunkeln mit Glukosezugabe die Wachstumrate deutlich verringerte, was auf einen Wechsel des Ernährungsmodus zu heterotropher Ernährung hindeutet. Ohne Glukosezugabe und ohne Licht war dagegen ein schneller Zusammenbruch der Population zu beobachten.

Tab.1 Abundanz und Wachstumsrate von *Chlamydomonas* sp., Gesamt-Chla-, TIC- und DOC-Konzentrationen (Messwerte aus 1m Tiefe) und Verhältnis zwischen euphotischer und durchmischter Zone vor und während des Mischungsereignisses Anfang Mai 1998, Position GOJ

		29.4.98		**4.5.98**		**7.5.98**
***Chlamydomonas* sp.**	ln Zellen l^{-1}	14.71		17.88		18.84
Wachstumsrate	d^{-1}		0.63		0.30	
Chla (HPLC)	$\mu g\ l^{-1}$	3.59		61.93		74.01
TIC	$mg\ l^{-1}$	0.9		0.7		0.8
DOC	$mg\ l^{-1}$	3.0		4.6		3.1
$\mathbf{z_{eu}/z_{mix}}$		0.71		0.24		0.25

Die in Tab.1 dargestellten Meßergebnisse für TIC und DOC lassen vermuten, dass die schlechteren Lichtverhältnisse während des Mischungsereignisses eine Veränderung des Ernährungsmodus hervorgerufen haben. Laut Bennoun & Delosme (1999) wurden in Chloroplasten von *Chlamydomonas reinhardtii* Gene gefunden, welche Mutationen in den Mitochondrien beeinflussen, die an der Induktion von heterotrophem Wachstum der Zellen beteiligt sind. Da beide Zellorganellen hauptsächlich an der Energie-Regeneration für die Zelle beteiligt sind, wird deutlich, dass heterotrophes Wachstum eine Anpassung an sich verringernde Ressourcenverfügbarkeit (im Sinne der Photosynthese betrifft dies Licht und CO_2) darstellt.

4 Schlußfolgerungen

Während der Frühjahrsentwicklung des größtenteils aus mixotrophen Vertretern zusammengesetzten Phytoplanktons im sauren Tagebaurestsee Niemegk (Goitsche) im Jahr 1998 wurden hohe Wachstumsraten (ca. 0.6 d^{-1}) von *Chlamydomonas* sp. beobachtet, die zu einem raschem Anstieg der Chla-Konzentrationen im Epilimnion auf Werte bis zu 190 µg/l führten. Windereignisse aus unterschiedlichen Richtungen über mehrere Tage hinweg bewirkten Absenkungen der Epilimniontiefe, die eine zirkulative Verfrachtung der Algen in Gewässertiefen mit limitierenden Lichtverhältnissen zur Folge hatten. Der weitere Anstieg der Abundanz von *Chlamydomonas* sp. innerhalb der Zeitdauer von Mischungsereignissen im Zusammenhang mit einer Abnahme der DOC-Konzentration im durchmischten Wasserkörper läßt auf einen Wechsel des Ernährungsmodus zu heterotrophem Wachstum schließen.

Literatur

Bennoun, P. & Delosme, M. (1999): Chloroplast suppressors that act on a mitochondrial mutation in *Chlamydomonas reinhardtii*. Mol. Gen. Genet. 262, 85-89

Bissinger, V., Jander, J. & Tittel, J. (2000): A new medium free of organic carbon to cultivate organisms from extremely acidic mining lakes (pH 2.7). Acta hydrochim. Hydrobiol. 28 (6), 310-312

Deneke, R. (2000): Review of rotifers and crustaceans in highly acidic environments of pH ≤ 3. Hydrobiologia 433, 167-172

Imboden, D. M. & Wüest, A. (1995): Mixing mechanisms in Lakes. In: Lerman, A. Imboden, D. M., Gat. J. R. (Eds.) Physics and chemistry of lakes. Springer-Verlag Berlin. 83-138

Lampert, W. & Sommer, U. (1993): Limnoökologie. Thieme-Verlag. Stuttgart. pp. 112

Nixdorf, B., Hemm, M.; Schlundt, A., Kapfer, M. & Krumbeck, H. (2000): Braunkohlentagebauseen in Deutschland - Gegenwärtiger Stand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohlentagebaurestlöchern. UBA-Bericht 01/35

Nixdorf, B., Wollmann, K. & Deneke, R. (1998): Ecological potential for plankton development and food web interactions in extremely acidic mining lakes. In: Geller, W., Klapper, H., Salomons, W. (Eds.): Acidic mining lakes. Springer, Berlin, pp. 147-167

Ohle, W. (1981): Photosynthesis and chemistry of an extremely acidic bathing pond in Germany. Verh. Inter. Ver. Limnol. 21, 1172-1177

Packroff, G. (2000): Protozooplankton in acidic mining lakes with special respect to ciliates. Hydrobiologia 433, 157-166

Satake, K., Saijo, Y. (1974): Carbon dioxide content and metabolic activity of microorganisms in some acid lakes in Japan. Limnol. Oceanogr. 19, 331-338

Schultze, M., Klapper, H., Nixdorf, B., Mischke, U. & Grünewald, U. (1994): Methodik zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Bergbaurestseen. Hrsg.: Bund/Länder-Arbeitsgruppe Wasserwirtschaftliche Planung. Eigenverlag des BMU, Berlin

Woelfl, S. (2001): Limnology of sulphur-acidic lignite mining lakes. Biological properties: plankton structure of an extreme habitat. Verh. Int. Ver. Limnol. (im Druck)

Woelfl, S., Whitton, B. (2000): Sampling, preservation and quantification of biological samples from highly acidic environments (pH<3). Hydrobiologia 433, 173-180

Woelfl, S., Zippel, B. & Packroff, G. (1998): Planktongesellschaften der mitteldeutschen Tagebaurestseen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Frankfurt, Tagungsberichte: 376-380

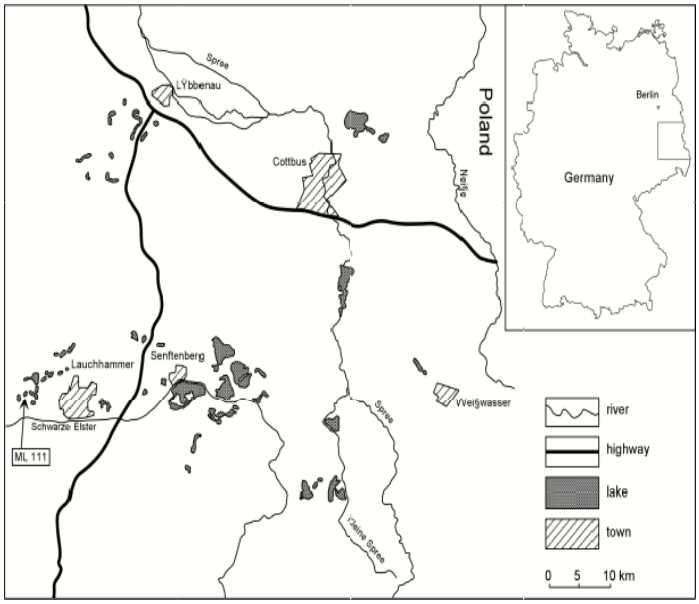
Zippel, B., Tittel, H. & von Tuempling jr., W. (2001): Sampling method for the determination of total inorganic carbon (TIC) in strongly acidic waters. Acta hydrochim. hydrobiol. (im Druck)

Biozönotische Struktur und Tiefenverteilung des Bakterioplanktons in einem sauren Bergbaurestsee

Ines Pöhler[1], Dirk F. Wenderoth[1], Katrin Wendt-Potthoff[2], Manfred G. Höfle[1]
Keywords: Saurer Bergbaurestsee, Struktur bakterieller Lebensgemeinschaften, 16S rDNA, SSCP-Fingerprints
[1]GBF-Gesellschaft für Biotechnologische Forschung mbH, Abt. Umweltmikrobiologie, Mascheroder Weg 1, 38124 Braunschweig, ipo@gbf.de
[2]UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg

Einleitung

Im Lausitzer Braunkohletagebaurevier (Brandenburg) sind ca. 200 saure Seen (pH < 3) mit einer Fläche von mehr als 1 ha als Folge des Braunkohleabbaus zu finden (Geller *et al.,* 1998). Der Braunkohletagebaurestsee 111 (R l 111), der als repräsentativer Vertreter eines sauren Restsees von uns untersucht wurde, liegt in der Nähe von Lauchhammer (Abb.1).



Parameter	Rl 111	Plußsee
Fläche [ha]	10,5	14,3
Max Tiefe (T_{max}) [m]	9	29,2
Mittlere Tiefe [m]	4,5	9,4
Leitfähigkeit [mS/cm]	2,5	0,3
Eisen [mg/l]	150	
Sulfat [mg/l]	1200	30
ortho-Phosphat (SRP) [µg/l]	7	50-400
DOC [mg/l]	<1	4-30

Abb.1: Geographische Lage des Bergbaurestsees Rl 111 (ML111) und Vergleich verschiedener Parameter mit dem natürlich entstandenen Plußsee.

Die Oxidation von Pyrit, zu Eisen, Sulfat und Schwefelsäure bedingt in den Tagebaurestseen extreme chemische Bedingungen, wie erhöhte Eisen- und Sulfatgehalte und pH-Werte < 3 (Herzsprung *et al.,* 1998) (Abb.1). Die charakteristische rotbraune Färbung des Wassers wird durch die hohe Konzentration von Eisen III-Verbindungen verursacht. Auf Grund der extremen Bedingungen ist das Leben von Metazoen stark reduziert; Fische, Amphibien und Mollusken sind nicht zu finden. Das Phytoplankton in sauren Tagebaurestseen wird von Phytoflagellaten der Taxa *Ochromonas* und *Chlamydomonas* (Lessmann *et al*., 1999; Wollmann *et al*., 2000). dominiert. Aus dem Bakterioplankton saurer Minenwässern wurden bislang eisenoxidierende Bakterien der Gattungen *Acidiphilium* und *Thiobacillus* isoliert (Johnson, 1998).

Mit Hilfe kultivierungsunabhängiger mikrobiologischer Methoden sollte die organismische Struktur des Bakterioplanktons in diesem extremen Habitat über der tiefsten Stelle des Sees

(T_{max} = 9 m) untersucht werden. Neben der Tiefenverteilung der biozönotischen Struktur des Bakterioplanktons wurden auch saisonale Effekte auf die genetische bzw. taxonomische Diversität des Bakterioplanktons untersucht.

Methoden

Im Tiefenprofil des Sees wurden über der tiefsten Stelle (T_{max}) mit einem 3,5 l modifizierten Limnoswasserschöpfer (Limnos; Finnland) im Sommer (9.8.1999) und im Frühjahr (8.5.2001) Wasserproben genommen. Nach Vorfiltration (3 µm Porengröße, 90 mm Durchmesser, Nuclepore; England), wurde das Bakterioplankton aus 1 l Seewasser auf einem Filtersandwich aus Glasfaserfilter (GF/F, 90 mm Durchmesser, Whatman) und Polycarbonatfilter (0,2 µm Porengröße, 90 mm Durchmesser, Nuclepore; England) aufkonzentriert und bis zur späteren Nukleinsäureextraktion bei –70°C gelagert. Die gleichzeitige Extraktion von RNA und DNA aus den gefrorenen Filtern erfolgte nach dem Protokoll von Weinbauer *et al.* (2002). Die Bakterienzellzahlen wurden nach Formaldehydfixierung mittels Sybr GreenI-Färbung und Epifluoreszenzmikroskopie nach Noble und Fuhrman (1998) ermittelt. Für die Bestimmung der taxonomischen Struktur der Bakteriengemeinschaften wurden Fingerprints (single-strand conformation polymorphism, SSCP) der 16S rDNA Gene vom gesamten Bakterioplankton (Primerdomäne V4-V5) durchgeführt (Schwieger und Tebbe, 1998; Schmalenberger *et al.,* 2001). Die Gele wurden nach Bassam *et al.* (1991) mit Silber gefärbt .

Ergebnisse und Diskussion

Die Temperatursprungschicht des Rl 111 über T_{max} begann im Sommer 1999 bei 4 m und im Mai 2001 bei 3 m Tiefe (Abb.2). Der Sauerstoffgehalt über das Tiefenprofil war im August 1999 im Mittel um 4 mg/l niedriger als im Mai 2001 (Abb.2). Während bei der Probennahme im Sommer 1999 in 9 m Tiefe anerobe Verhältnisse nachweisbar waren, konnten im Frühjahr 2001 an dieser Stelle noch ein Sauerstoffgehalt von 2 mg/l gemessen werden. In beiden Beprobungsjahren wurde ein pH von ca. 2,5 gemessen, d.h. die Acidität unterlag keinen großen Schwankungen. Bei der *in situ*-Fluoreszenzmessung im Mai 2001 war auffällig, dass im See zwei Chlorophyllmaxima mit unterschiedlichen Intensitäten in 2 und 6 m Tiefe auftraten.

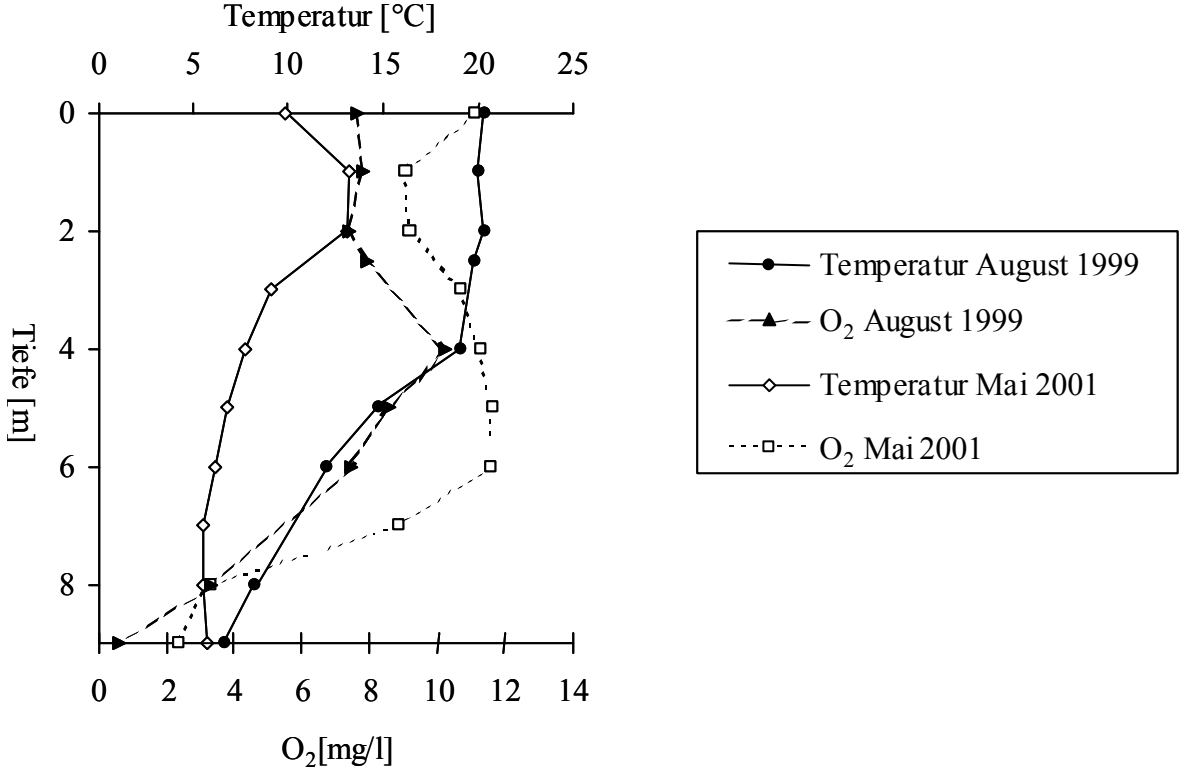


Abb.2: Temperatur und Sauerstoffgehalt im Tiefenprofil des Rl 111 für August 1999 und Mai 2001

Die bakteriellen Zellzahlen im Rl 111 waren sehr niedrig. An der Oberfläche wurden die niedrigsten Zellzahlen gemessen, diese nahmen allerdings mit der Tiefe zu. Die Zellzahlen im August 1999 waren gegenüber Mai 2001 über das gesamte Tiefenprofil geringfügig erhöht. Im Sommer 1999 wurden mit ca. $9x10^5$ Zellen/ml in 8m Tiefe die höchsten Zellzahlen gefunden. Im Mai 2001 lag das Maximum mit $30x10^5$ Zellen/ml in 7m Tiefe, was auf die erhöhte Abundanz des Phytoplanktons in 6m Tiefe zurückgeführt werden könnte. Bedingt durch Phytoplanktonexudate könnte der leicht verfügbare Anteil des DOC ansteigen, was zu einer Anhebung der Bakterienabundanz führen kann (Simon *et al.*, 1998).

Die SSCP-Fingerprints des Bakterioplanktons aus den beiden Probennahmen zeigten in den unterschiedlichen Tiefenproben zwischen 7 und 20 Banden, die jeweils verschiedene 16S rDNA Amplikons darstellen (Abb. 3). Über das gesamte Tiefenprofil wurden in beiden Jahren mehrere abundante Banden gefunden (Abb. 3, Pfeile).

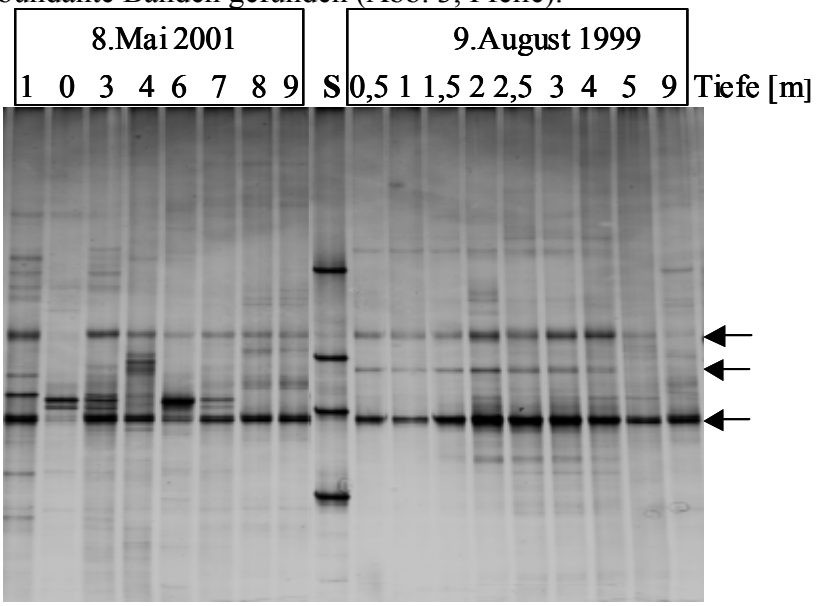


Abb. 3: SSCP-Fingerprints von PCR-amplifizierter bakterieller 16S rDNA im Tiefenprofil des Rl 111 über T_{max} vom 9.8.1999 und 8.5.2001. Abundante Banden sind mit einem Pfeil gekennzeichnet (S= Standard aus: *Aeromonas hydrophila*, *Flavobacterium johnsoniae*, *Pseudomonas putida, Streptomyces coelicolor*)

Für den statistischen Vergleich der einzelnen Bakterioplanktonlebensgemeinschaften wurde das Gel digitalisiert und eine vergleichende Bandenanalyse mit einem Detektionslimit von 4% Gesamtintensität pro Bande, durchgeführt. Mit der Software GelCompare II (Applied Maths; Kortijk, Belgien) wurden dann Clusteranalysen, basierend auf dem Model von Jaccard und dem Algorithmus UPGMA, gemacht, um die Struktur der Lebensgemeinschaften der einzelnen Tiefenstufen miteinander zu vergleichen. Die Analyse dieser biozönotischen Struktur des Bakterioplanktons im Rl 111 an T_{max} ergab für die Sommer- und Frühjahrproben völlig von einander getrennte bakterielle Lebensgemeinschaften, die nur 8% Ähnlichkeit zueinander hatten. Die Clusteranalyse zeigte aber auch, dass die Struktur der bakteriellen Lebensgemeinschaften beider Probennahmen jeweils drei verschiedene Gruppen, korrespondierend zu den funktionalen Schichten eines Sees, aufwiesen. D.h. die Bakterioplanktongemeinschaften gruppierten entsprechend dem Epi,- Meta- und Hypolimnion, wie auch schon im Plußsee gefunden, hier allerdings basierend auf 5S rRNA Analysen (Dominik und Höfle, 2001). So zeigten die Proben des Epilimnion Ähnlichkeiten von 45% untereinander, die des Metalimnion 40% und die des Hypolimnions 48%.

Um Unterschiede in der genetischen Diversität der verschiedenen Bakteriengemeinschaften bestimmen zu können, wurde der Diversitätsindex *H'* nach Shannon und Weaver (1969) berechnet. Der Diversitätsindex des Bakterioplanktons sowohl im Frühjahr als auch im Sommer war in dem See mit etwa 1,0 im Vergleich zu einem natürlich entstandenem See gering. Die Verläufe der

Diversität über das gesamte Tiefenprofil waren bei beiden Probennahmen vergleichbar. Zusammenfassend läßt sich sagen, dass die bakteriellen Lebensgemeinschaften des Rl 111 im Frühjahr und im Sommer eine deutlich verschiedene biozönotische Struktur aufwies, die aber entsprechend der drei funktionalen Schichten des Rl 111 klar gegliedert war.

Literatur

Bassam, B. J., Caetano-Anolles, G. and Gresshoff, P. M.: 1991, 'Fast and Sensitive Silver Staining of DNA in Polyacrylamide Gels', *Anal. Biochem.* 80, 81-84.

Dominik, K. and Höfle M. G.: 2001, `Changes of bacterioplankton community structure and activity along depth in a eutrophic lake as revealed by 5S rRNA analysis`, *Appl. Environ. Microbiol*., eingereicht.

Geller, W., Klapper, H. and Schultze, M.: 1998, In: W. Geller, Klapper, H. and Salomon, W. (eds.) *Acidic Mining Lakes*, Springer Verlag, 3-14.

Herzsprung, P., Friese, K., Packroff, G., Schimmele, M., Wendt-Potthoff, K. and Winkler, M.: 1998, 'Vertical and annual distribution of of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes', *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 26, 253-62.

Johnson, D. B.: 1998, In: W. Geller, Klapper, H. and Salomon, W. (eds.) *Acidic Mining Lakes*, Springer Verlag, 285-302.

Lessmann, D., Deneke, R., Ender, R., Hemm, M., Kapfer, M., Krumbeck, H., Wollmann, K. and Nixdorf, B.: 1999, 'Lake Plessa 107 (Lusatia, Germany) - an Extremely Acidic Shallow Mining Lake', *Hydrobiol.* 409, 293-299.

Nixdorf, B., Wollmann, K. and Deneke, R.: 1998, In: W. Geller, Klapper, H. and Salomon, W. (eds.) *Acidic Mining Lakes*, Springer Verlag, 147-167.

Noble, R. T. and Fuhrman, J. A.: 1998, 'Use of SYBR Green I for Rapid Epifluorescence Counts of Marine Viruses and Bacteria', *Aquat. Microb. Ecol.* 14, 113-118.

Schmalenberger, A., Schwieger, F. and Tebbe, C. C.: 2001, ' Effect of Primers Hybridizing to Dif ferent Evolutionarily Conserved Regions of the Small-Subunit rRNA Gene in PCR-Based Microbial Community Analyses and Genetic Profiling', *Appl. Environ. Microbiol*. 67, 3557-3563.

Schwieger, F. and Tebbe, C.: 1998, 'A New Approach to Utilize PCR-Single-Strand-Conformation Polymorphism for 16s rRNA Gene-Based Microbial Community Analysis', *Appl. Environ. Microbiol.* 64, 4870-4876.

Shannon, P. O. and Weaver, W.: 1969, 'The Mathematical Theory of Communication', *The University of Illinois Press, Urbana, Chicago, London,* Fourth edition.

Simon, M., Tilzer, M. M. and Müller, H.: 1998, ' Bacterioplankton dynamics in a large mesotrophic lake: I. Abundance, production and growth control', *Arch. Hydrobiol.* 143, 385-407

Weinbauer, M. G, Fritz, I., Wenderoth D. F., and M. G. Höfle.: 2002, `Simultaneous extraction of total RNA and DNA from bacterioplankton suitable for quantitative structure and function analyses`, *Appl. Environ. Microbiol*., im Druck

Wollmann, K., Deneke, R., Nixdorf, B.and Packroff, G.: 2000, 'Dynamics of Planktonic Food Webs in Three Mining Lakes across a pH Gradient (pH 2-4)', *Hydrobiol.* 433, 3-14.

Aspekte der saisonalen Phytoplanktonentwicklung in sauren Tagebauseen

Dieter Leßmann & Brigitte Nixdorf

Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus,
Postfach 101344, 03013 Cottbus; E-Mail: lessmann@tu-cottbus.de

Keywords: Gewässerversauerung, Tagebauseen, anorganischer Kohlenstoff, Phytoplanktonsukzession.

1 Einleitung

Durch die Stillegung von Braunkohletagebauen ist in der Niederlausitz eine Vielzahl neuer Seen entstanden, von denen sich die meisten durch eine starke Versauerung infolge der Oxidation des Pyrits und Markasits in den sie umgebenden Abraumhalden auszeichnen. Die Versauerung erlaubt nur eine niedrige Biodiversität. Wichtige Pflanzennährstoffe kommen nur in geringen Konzentrationen vor (Lessmann & Nixdorf 2000). Eine zentrale Rolle bei der Steuerung der Phytoplanktonentwicklung kommt in diesen sauren Gewässern dem anorganischen Kohlenstoff (TIC) zu, was am Beispiel des Tagebausees Plessa RL 117 beispielhaft gezeigt werden soll.

2 Methodik

Der Tagebausee Plessa RL 117 (Fläche: 95 ha, Volumen: 6,7 Mio m³, max. Tiefe: 14 m, mittlere Tiefe: 7 m, Kohlenabbau: 1956 – 1966) wird seit 1995 im Rahmen eines Monitoringprogramms in überwiegend monatlichen Abständen hinsichtlich der physikalischen und chemischen Bedingungen sowie der biologischen Besiedlung untersucht. An der tiefsten Stelle des Sees wurden jeweils Tiefenprofile von Temperatur, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Redoxpotential mit einer Multi-Parametersonde (HYDROLAB H20) gemessen und während der Zirkulationsperioden aus Profilmischproben bzw. während der Stagnationsperioden aus Epi- und Hypolimnionmischproben Proben für die weiteren chemischen und biologischen Untersuchungen nach dem DEV (1976-1998) entnommen. Die Kohlenstoffkonzentrationen wurden mit einem IR-Spektrometer (DIMATEC Dima-TOC 100) bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Das Seewasser läßt sich als Calcium-Sulfat-Wasser mit für Lausitzer Tagebauseen relativ mäßigen Konzentrationen an Eisen und Aluminium charakterisieren (Tab. 1). Der See befindet sich im Eisenpufferbereich. Die Hauptkationen und -anionen sowie die Konzentrationen an DOC, TN, SRP und TP zeigten während der Sommerstagnation nur geringe Unterschiede zwischen Epilimnion und Hypolimnion. Die Phosphorkonzentrationen bewegten sich stets in einem für oligotrophe Seen typischen Bereich.

Tab. 1: Medianwerte wichtiger physikalischer und chemischer Parameter des Tagebausees Plessa RL 117 für den Zeitraum 1996 bis 2000.
(p: Profil, während Zirkulationsperioden; e: Epilimnion; h: Hypolimnion; n: Probenanzahl)

Tiefe	n	pH	$K_{B4.3}$ mmol/l	LF µS/cm	TIC mg/l	DOC mg/l	TN mg/l	SRP µg/l	TP µg/l	SO_4 mg/l	TFe mg/l	Al mg/l
p + e	26	2.9	2.28	1220	0.2	1.1	2.0	3	6	480	18	1.6
h	12	3.0	2.04	1100	3.7	2.0	2.0	3	10	470	21	1.5

Erhebliche Unterschiede traten jedoch bei den TIC-Konzentrationen auf (Abb. 1). Während der Zirkulationsperioden und im Epilimnion der Sommerstagnation lagen die Konzentrationen fast nie über 0,2 bis 0,3 mg/l. Im Hypolimnion konnten dagegen aufgrund vor allem des permanenten Zuflusses von CO_2-reichem Grundwasser wesentlich höhere Konzentrationen gemessen werden. Kam es jedoch in den Wintermonaten zu einer Eisbedeckung des Sees, so daß der Kontakt des Wasserkörpers mit der Atmosphäre unterbrochen wurde, ermöglichte dies einen deutlichen Anstieg der TIC-Konzentrationen im See.

Bei den Chlorophyll a-Konzentrationen wurden regelmäßig die höchsten Werte im Winter unter Eis sowie im Hypolimnion der frühen Sommerstagnation im Mai/Juni gemessen (Abb. 2). In den meisten Jahren kam es mit Jahresbeginn zu einem starken Anstieg der Konzentrationen, dessen Intensität und Dauer von der Dauer der Eisbedeckung sowie der Dicke der Schneeauflage abhing. Im Januar/Februar 1997 war der See mit Eis und Schnee bedeckt, 1998 und 2000 nur mit Eis und 1999 nur an wenigen Tagen mit einer dünnen Eisdecke. Die hohen Winter-Chlorophyll a-Konzentrationen nahmen meist langsam zum Frühjahr hin ab und gingen in ein Tiefenchlorophyll-Maximum im Hypolimnion über, das während des Sommers verschwand. Mit dem Beginn der Herbstzirkulation konnte die Chlorophyll a-Konzentration noch einmal leicht ansteigen, ging dann aber wieder deutlich zurück, bevor das Winter-Maximum unter Eis einsetzte.

Von den im Tagebausee Plessa RL 117 vorkommenden Algen erreichten nur die Gattungen *Ochromonas*, *Chlamydomonas* und *Gymnodinium* höhere Abundanzen. Die drei Gattungen sind typische Bewohner fast aller sauren Tagebauseen der Lausitz (Lessmann et al. 2000). Verantwortliche Gattung für die meisten Phytoplankton-Maxima war *Ochromonas*. *Gymnodinium* zeigte sich als typische Winter- und zeitige Frühjahrsart. In stark wechselnden Dominanzanteilen konnte zu dieser Zeit auch *Chlamydomonas* vorkommen, die zusammen mit *Ochromonas* ebenfalls das Tiefenchlorophyll-Maximum des Frühjahrs stellte. Der Herbstanstieg war dagegen ausschließlich auf *Ochromonas* zurückzuführen.

Insbesondere das Auftreten eines Wintermaximums der Phytoplanktonentwicklung stellt eine Besonderheit in sauren Tagebauseen dar, das für Seen, die vom PEG-Modell beschrieben werden, untypisch ist (Sommer et al. 1986).

4 Schlußfolgerungen

Die saisonale Sukzession des Phytoplanktons in sauren Tagebauseen unterscheidet sich von der in neutralen oligotrophen Seen. In den meisten Jahren können drei ausgeprägte Maxima der Phytoplanktonentwicklung beobachtet werden:

- Ein Wintermaximum unter Eis gebildet von *Ochromonas* spp., *Chlamydomonas* spp. und *Gymnodinium* sp. mit wechselnden Dominanzanteilen und abhängig von der Dauer der Eisbedeckung und der Dicke der Schneeauflage.

- Ein Maximum im Hypolimnion der frühen Sommerstagnation gebildet von *Chlamydomonas* spp. und *Ochromonas* spp.

- Ein relativ kleines Maximum zu Beginn der Herbstzirkulation gebildet von *Ochromonas* spp.

Mit diesem Muster der saisonalen Sukzession folgt die Phytoplanktonentwicklung vor allem dem Angebot an anorganischem Kohlenstoff, der in stark sauren Seen der wichtigste die Primärproduktion limitierende Faktor zu sein scheint.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei Remo Ender, Mike Hemm, Jörg Koebcke und Simone Petersohn für die Unterstützung bei den Probennahmen und für die Durchführung von Analysen und Messungen. Die Untersuchungen wurden vom BMBF (FKZ 0339648) und von der LMBV mbH gefördert.

Literatur

DEV, 1976-1998: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. – VCH Verlagsges., Weinheim.

LESSMANN, D. & NIXDORF, B., 2000: Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophy in mining lakes. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 2208-2211.

LESSMANN, D., FYSON, A. & NIXDORF, B., 2000: Phytoplankton of the extremely acidic mining lakes of Lusatia (Germany) with pH ≤ 3. – Hydrobiologia 433: 123-128.

SOMMER, U., GLIWICZ, Z.M., LAMPERT, W. & DUNCAN, A., 1986: The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. – Arch. Hydrobiol. 106: 433-471.

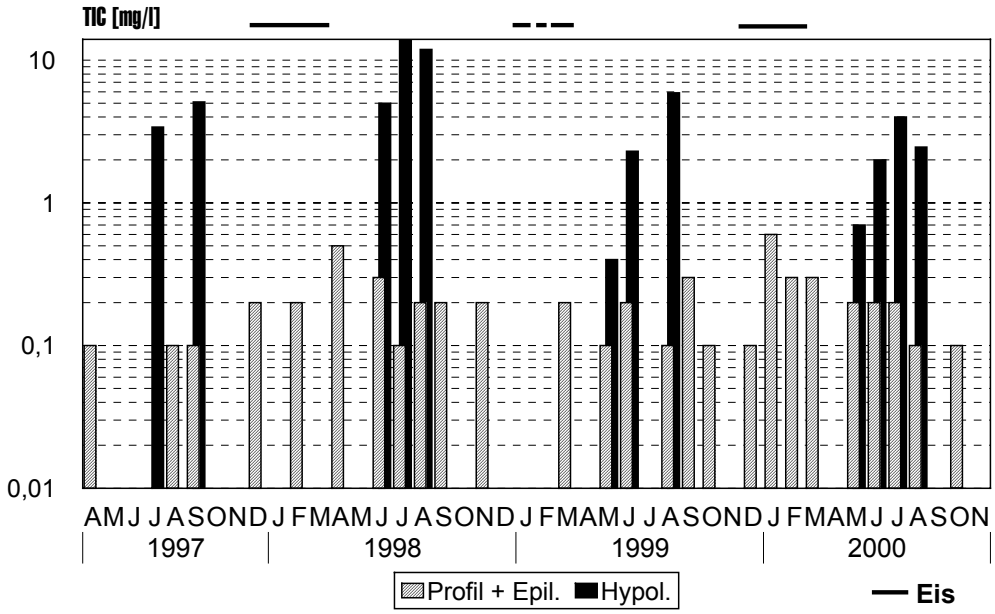


Abb. 1: TIC-Konzentrationen im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule und im Epilimnion bzw. im Hypolimnion im Zeitraum 1997 bis 2000.

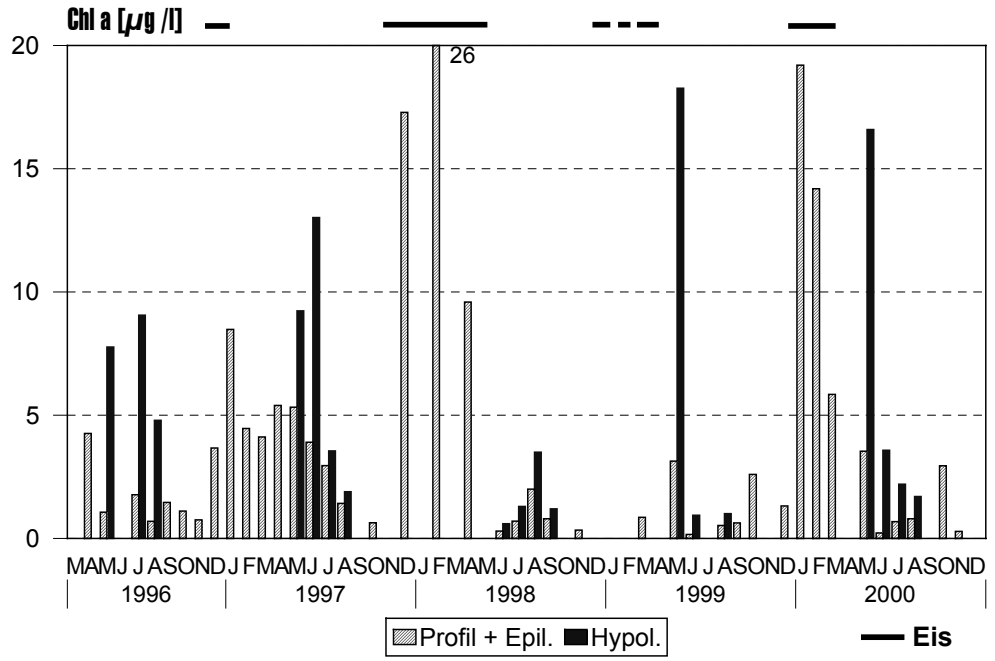


Abb. 2: Chlorophyll a-Konzentrationen im Tagebausee Plessa RL 117 in der gesamten Wassersäule und im Epilimnion bzw. im Hypolimnion im Zeitraum 1996 bis 2000.

Zur Phosphorbindung im Sediment des Tagebausees Plessa RL 117 (Grünewalder Lauch)

Remo Ender, Dieter Leßmann & Brigitte Nixdorf

Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus,
Postfach 101344, 03013 Cottbus, E-Mail: ender@tu-cottbus.de

Keywords: Tagebauseen, Gewässerversauerung, Sediment, Phosphor.

1 Einleitung

Die Tagebauseen der Lausitz zeichnen sich durch eine hohe Versauerungsbelastung infolge der Pyrit-/Markasitverwitterung in den Kippenbereichen aus. Seen, die mit Oberflächenwasser geflutet werden, erfahren zudem eine erhebliche Nährstoffzufuhr.

Im Gesamtkonzept der Bergbaufolgelandschaft ist eine Verbesserung der Wasserqualität im Grünewalder See wie auch in anderen Tagebauseen für eine intensive Erholungsnutzung vorgesehen. Neben der Säurebelastung und der damit verbundenen hohen Ionenkonzentrationen ist die Wasserqualität an Nährstoffeintrag und -verfügbarkeit gekoppelt. Im folgenden werden die Untersuchungsergebnisse zum Phosphor, insbesondere zur Festlegung des Phosphors dargestellt.

2 Der Tagebausee Plessa RL 117

Der Grünewalder See (RL 117) befindet sich im ehemaligen Abbaugebiet Plessa/Lauchhammer des Lausitzer Braunkohlenreviers. Im rund 30 Jahre alten Tagebausee ging nach Beendigung der Abbautätigkeit Grundwasser auf. Wie die meisten Lausitzer Tagebauseen ist er durch eine hohe Acidität gekennzeichnet (Tab.1). Bis 1999 war der See in eine durch Fließe verbundene Restlochseenkette eingebunden, die zur Schwarzen Elster hin entwässert, und für einen großen Teil des Säureeintrags in den See verantwortlich war. Seit der Abkopplung von diesem Zufluß erhält der See fast ausschließlich Grundwasserzufluß. Seit 1995 finden am RL 117 Untersuchungen im Rahmen eines Monitoringprogramms statt, so daß eine umfangreiche Datenbasis vorhanden ist (s. Nixdorf et al. 2001).

3 Methodik

Die hydrologischen Komponenten wurden nach Weber (2000) und aus Angaben der LMBV (1995) kalkuliert. Die Abschätzung der eingetragenen Phosphorfracht erfolgte nach LAWA (1998) und Harper (1992). Der Laubeintrag wurde mittels Blätterfallen von 0,19 m² und 3 m³ über Wasser und über Grund gemessen. Von diesen Einträgen wurde die Trockensubstanz ermittelt und nach Warnke (1968) der Phosphoreintrag ermittelt.

Tab. 1: Morphometrische Parameter und physikalisch-chemische Kennwerte des Grünewalder Sees (Mittelwerte der Jahre 1997-1999).

Morphometrische Parameter			Physikalisch-chemische Parameter		
Seevolumen	[Mio. m³]	6,7	pH – Wert	[-]	2,9
Seefläche	[Mio. m²]	0,95	$K_{B4,3}$ – Wert	[mmol/l]	2,1
Maximale Tiefe	[m]	14	Eisen (ges)	[mg/l]	22
Mittlere Tiefe	[m]	7	Sulfat	[mg/l]	460
Maximale Länge	[m]	1455	el. Leitfähigkeit	[µS/cm]	1200
Maximale Breite	[m]	1020	TIC	[mg/l]	1,9
Uferentwicklung	[-]	1,19	TOC	[mg/l]	2,2
Mittlerer Wasserstand	mNN	+ 92,3	Gesamt-Stickstoff	[mg/l]	2,0
			Gesamt-Phosphor	[µg/l]	7
Tiefengradient	[-]	2,4	Chlorophyll a	[µg/l]	3
Schichtungstyp	[-]	dimiktisch	Sichttiefe	[m]	8

Zur Untersuchung des sedimentierenden Materials wurden Sedimentfallen nach Bloesch & Burns (1980) in 10 m Tiefe ausgebracht. Sedimentkerne wurden mit einem UWITEC®-Corer vor dem Nordufer im Grundwasseranstrombereich bei etwa 8 m Wassertiefe entnommen. Die Kerne für die Untersuchung der Sedimentzusammensetzung und der P-Bindung sowie die Bestimmung der P-Sorption wurden im Herbst 2000 im Abstand von zwei Wochen aus etwa dem gleichen Seebereich genommen. Das Material wurde getrocknet (105°C), geglüht (550°C) und gewogen (DIN 38409-H1). Die Multielementbestimmung erfolgte mittels Röntgenfluoreszenzanalyse, die sequentielle P-Fraktionierung nach Psenner et al. (1984). Die P-Sorption wurde nach Lademann & Pöthig (1994) bestimmt.

4 Ergebnisse

Vergleich von hypothetischer und tatsächlicher P-Konzentration im See

Das Einzugsgebiet des Sees umfaßt ca. 190 ha (187 ha Wald und 3 ha landwirtschaftlich genutzte Flächen). Der Grundwasserzustrom beträgt 22,7 l/s (Weber 2000). Die TP-Konzentrationen in den Grundwasserleitern der Region bewegen sich in der sehr großen Spanne zwischen rund 20 und 200 µg/l, so daß für das zuströmende Grundwasser eine Phosphorkonzentration von 50 µg/l TP angenommen wurde. Der oberirdische Zufluss von 27 l/s vom benachbarten RL 78 wies eine Konzentration von 8 µg/l TP auf. Der durchschnittliche Gebietsniederschlag beträgt 590 mm/a, woraus sich ein atmosphärischer Eintrag von 0,3 kg/(ha*a) errechnet. Für den Laubeintrag in den gesamten See wurden 3,5 kg/a TG ermittelt. Auf dieser Grundlage errechnet sich bei einer Aufenthaltszeit von 2,7 Jahren nach LAWA (1999) eine zu erwartende TP-Konzentration von im Mittel 17 µg/l. Die tatsächlich gemessene TP-Konzentration betrug aber nur 8 µg/l (Mittelwert 1997 – 1999). Der mit dem Oberflächen- und Grundwasserzufluß eingetragene Phosphor muß daher im Freiwasser bei Sedimentationsprozessen bzw. bei der Sedimentpassage gebunden werden.

Sedimentation und Sedimentzusammensetzung

Hauptbestandteil des mit den Sedimentfallen erfaßten Materials war Eisen, das Anteile zwischen 40 und 90 % an der Trockenmasse hatte und im Mittel auf rund 60 % kam. Hohe Anteile wiesen auch Silizium mit rund 25 % und Phosphor mit rund 8 % auf. Dies macht deutlich, in welchem Maße der Phosphor bei der Sedimentation gebunden wurde.

Phosphor fand sich auch in höheren Konzentrationen in den oberen Sedimentschichten wieder. Dort war er zu etwa gleichen Teilen an Eisen-/Aluminium-Oxide und in organischer Form gebunden (Abb. 2). Der P-Gehalt nahm mit zunehmender Sedimenttiefe stark ab, und ab 2,5 cm Tiefe dominierten als Bindungspartner Eisen-Hydroxide und Eisen-/Aluminium-Oxide. Bei der Elementzusammensetzung ergab sich mit zunehmender Tiefe ein starker Rückgang des Eisens bei paralleler Zunahme von Aluminium und insbesondere Silizium (Abb. 1).

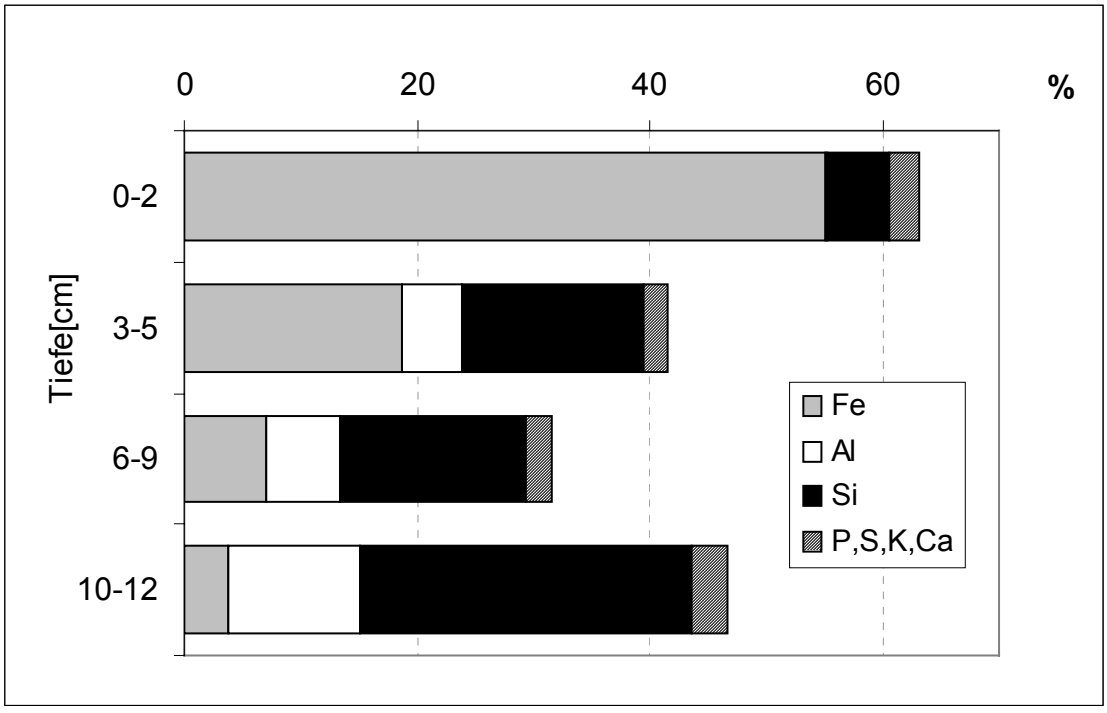


Abb. 1: Zusammensetzung des Sediments in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe.

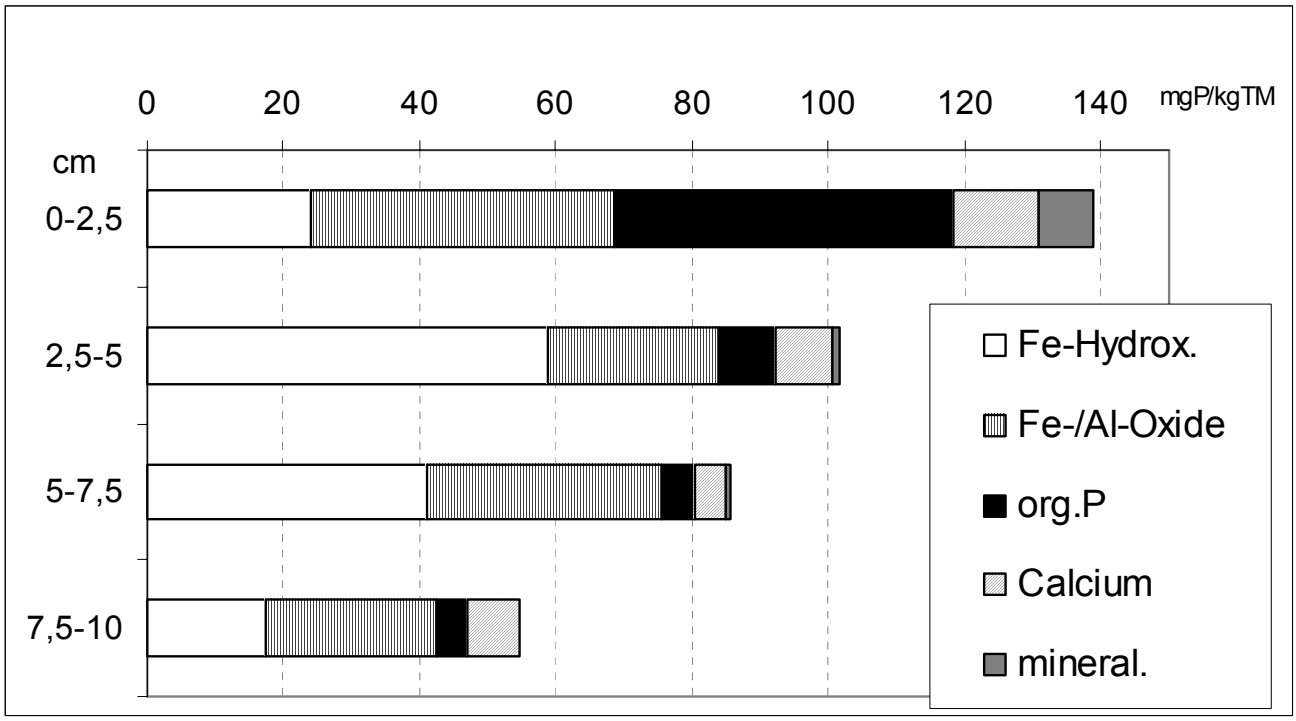


Abb. 2: Ergebnisse der P-Fraktionierung und Bindungspartner des Phosphors in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe.

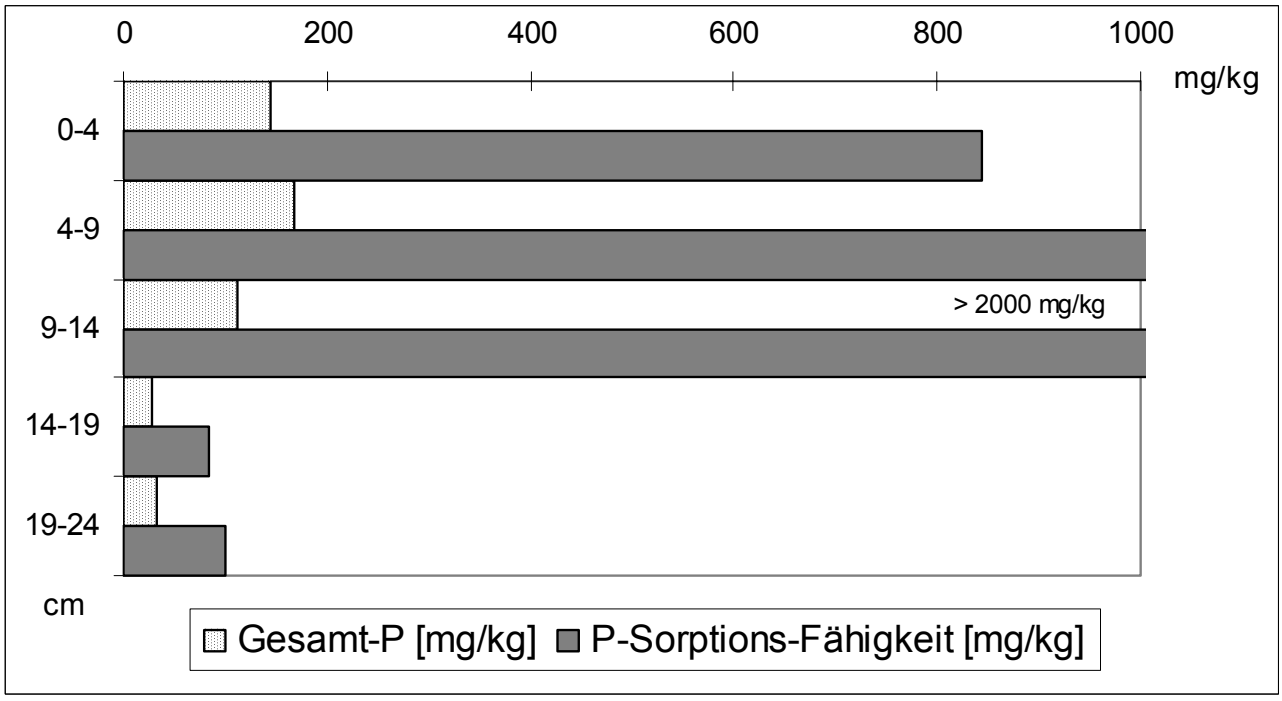


Abb. 3: Konzentrationen an Gesamt-Phosphor und Phosphor-Sorptionskapazität in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe.

P-Sorptionsfähigkeit des Sediments

Die Phosphor-Sorptionsfähigkeit des Sediments war bei weitem noch nicht erschöpft. Sie überstieg die vorhandenen Phosphorkonzentrationen um ein Vielfaches (Abb. 3). Der Phosphor-Sättigungsgrad in den oberen 4 cm lag bei nur 15 %, im folgenden Bereich bis 14 cm sogar unter 10 %. Hier ergaben sich für die P-Sorptionsfähigkeit Werte von über 2.000 mg/kg. Erst unterhalb von 14 cm stieg der Sättigungsgrad auf 25 % bei stark abnehmender P-Sorptionsfähigkeit und TP-Konzentration an.

5 Schlußfolgerungen

- Tagebauseen mit hohen Metallgehalten (Eisen und Aluminium) sind sehr effektive Senken für mit dem Oberflächenzufluß und dem Grundwasserzustrom eingetragenen Phosphor. Die tatsächlichen Phosphorkonzentrationen liegen deutlich unter den hypothetischen.

- Oberirdisch eingetragener Phosphor wird durch Sedimentation festgelegt. Die oberen Sedimentschichten weisen die höchsten P-Konzentrationen auf. Die P-Bindung erfolgt vor allem an Eisen-Hydroxide und Eisen-/Aluminium-Oxide.

- Die im Sediment gemessenen P-Konzentrationen liegen weit unter dessen P-Sorptions-fähigkeit.

Danksagung

Die Autoren danken A. Kleeberg, M. Heidenreich, S. Petersohn, J. Jander, J. Koebcke, M. Hemm, H. Hofmann, U. Pöthig und W. Wiehe und dem ZAL der BTUC für ihre Unterstützung bei Probennahmen und Analysen. Die Untersuchungen wurden von der DFG (Kz. NI 347/6-1) gefördert.

Literatur

Nixdorf, B., Hemm, M., Schlundt, A., Kapfer, M. & Krumbeck, H., 2001: Tagebauseen in Deutschland – ein Überblick. Umweltbundesamt. Forschungsbericht 298 22 240. Texte 35/01.

Bloesch, J. & Burns, N. M., 1980: A critical review of sedimentation trap technique. Schweiz. Z. Hydrol. 42, 15-55.

Psenner, R., Pucsko, R. & Sager, M., 1984: Fractionation of organic and inorganic phosphorus compounds in lake sediments. Arch. Hydrobiol., Suppl. 70, 111-155.

Lademann, H. & Pöthig, R., 1994: Untersuchungen zur Phosphorbelastung, Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit dränierter Agrarflächen als Beitrag zum Gewässerschutz. Vom Wasser 82, 323-334.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser), 1998: Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Schwerin. 74 S.

Harper, D., 1992: Eutrophication of freshwaters. London, Chapman and Hall, 172-177.

LMBV, 1995: Studie zu Vernässungsflächen infolge von Grundwasser-Anstieg im Raum Lauchhammer und sich daraus ableitende Maßnahmen. Bericht Nr. 504601, 8-28.

Warnke, P., 1968: Zur natürlichen Verunreinigung kleiner stehender Gewässer durch Fallaub. Fortschr. Wasserchem. u. Grenzgebiete 8, 143-151.

Weber, L., 2000: Modellierung von Porenwasserprofilen in sauren Bergbaurestseen unter Berücksichtigung der advektiven Strömung im Sediment. Dissertation Universität Heidelberg, 42-50.

Welche Rolle spielt das Grazing des Metazooplankton für die Phytoplanktonentwicklung in sauren Tagebauseen (pH 2 - 4)?

Rainer Deneke, Kerstin Stöbel und Brigitte Nixdorf

Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestr. 45, 15526 Bad Saarow, Tel.: 033631 8943, E-Mail: zoo@Rainer-Deneke.de

Keywords: *Brachionus sericus*, RL 117, potentielle Grazingrate, hypolimnische Algenmaxima, Pionierarten

Abstract

In sauren Tagebauseen (pH 2 – 4) ist das Zooplankton artenarm, größere Crustaceen und Fische fehlen. Es wird die Frage untersucht, ob unter diesen extremen Bedingungen das Grazing des Metazooplankton die saisonale Entwicklung des Phytoplankton beeinflussen kann. Eine z.T. negative Korrelation zwischen Zoo- und Phytoplanktonbiomasse ab einem pH von 3,0 ist dafür ein indirekter Hinweis. Die Ursache ist hauptsächlich das Auftreten des Rädertieres *Brachionus sericus* ab einem pH von 2,7. Massenentwicklungen im Sommer und Herbst können potentiell einen hohen Fraßdruck auf die Algen ausüben. Für den See RL 117 wurde mit Hilfe der Abundanzen und im Labor gemessener Ingestionsraten eine maximale Grazingrate von 29 % pro Tag berechnet. Die maximale potentielle Grazingrate liegt mit 50 % pro Tag sogar noch deutlich höher. Neben der Artenzusammensetzung und jahreszeitlichen Aspekten der Populationsentwicklung spielen auch andere Faktoren, wie die Vertikalverteilung eine Rolle, die Gegenstand laufender Untersuchungen sind. In Tagebauseen mit pH-Werten <2,7, d.h. ohne Crustaceen und *B. sericus*, sind Rotatorien in zu geringer Abundanz vertreten, um die Phytoplanktondynamik beeinflussen zu können. Generell scheint das Zooplankton-Grazing in sauren Bergbauseen eine größere Bedeutung für die Entwicklung des Phytoplanktons zu haben als bisher angenommen.

Einleitung

Die Lebensbedingungen in geogen versauerten Tagebauseen (pH >2,3) sind so extrem, dass nur wenige Arten des Meta- und Protozooplankton das Pelagial besiedeln können (Nixdorf et al. 1998, Wollmann et al. 2000). Unabhängig von der großen Variabilität der neuentstehenden Seen in Bezug auf ihre Morphologie und Trophie ist die Artenzahl und sogar die Artenzusammensetzung eng mit dem pH-Wert der jeweiligen Gewässer korreliert, was für Rotatorien und Crustaceen in einem Vergleich von 21 Seen gezeigt wurde (Deneke 2000). Die Pioniergesellschaften des Zooplankton bestehen überwiegend aus kleinen Arten ursprünglich litoral-benthischer Lebensweise, große Crustaceen und Fische fehlen in diesen Systemen. Wenige Arten können im Jahresverlauf die Gemeinschaften mit z.T. hohen Abundanzen dominieren. Dabei handelt es sich beim Metazooplankton, das Gegenstand dieser Untersuchung ist, um drei Rotatorienarten (*Cephalodella hoodi, Elosa worallii, Brachionus sericus*) und eine Crustaceenart (*Chydorus sphaericus*). Das Auftreten von charakteristischen Arten eignet sich sogar zur Klassifikation von sauren Tagebauseen: Die extrem sauren Seen (pH 2,3 – 2,9) werden durch *C. hoodi* charakterisiert, während erst ab pH 2,7 *B. sericus* und ab pH 3,0 *Ch. sphaericus* diese Seen besiedeln können und damit für weniger saure Verhältnisse und komplexere Lebensgemeinschaften typisch sind.

In dieser Untersuchung steht die Frage im Mittelpunkt, ob Zooplankton-Grazing in den sauren, artenarmen Tagebauseen überhaupt als Einflußfaktor für die Phytoplanktonentwicklung in Frage kommt. Für neutrale bis alkalische, eutrophe Seen wurde im PEG-Modell (Sommer et al. 1986) das Klarwasserstadium im Frühjahr als Teil der regelmäßigen Sukzession des Plankton betrachtet, das durch intensives Grazing verursacht wird. Da bisher *in situ* Grazing-Messungen in Tagebauseen fehlen, soll hier anhand artspezifischer Clearanceraten und der Abundanzmaxima eine erste Abschätzung zur potentiellen

Bedeutung des Faktors Grazing stattfinden. Während in den neutralen Seen große Filtrierer – vor allem Daphnien – eine zentrale Rolle spielen, steht im Bereich des Metazooplankton der Tagebauseen mit *B. sericus* eine Rädertierart im Mittelpunkt. Diese Frage ist auch von praktischer Bedeutung für die Beurteilung der Erfolgsaussichten von Strategien zur Restaurierung saurer Tagebauseen, die auf einer kontrollierten Eutrophierung, also einer Steigerung der Algenbiomasseproduktion, beruhen. Intensives Grazing als möglicherweise wichtiger Verlustfaktor für die Algenbiomasse könnte den Anstrengungen zur biologischen Alkalinitätsproduktion und Neutralisierung stark entgegen wirken.

Methoden

Den Freilanddaten liegt die Untersuchung von 21 sauren Tagebauseen im Zeitraum 1996-1998 in unterschiedlicher Intensität zu Grunde. Die Probenahme erfolgte in 1 m-Abständen mit einem 2L-LIMNOS-Vertikalschöpfer als integrierte Mischprobe aus der gesamten Wassersäule eingeengt mit einem 25 µm Planktonnetz. Nach Fixierung wurde im Labor bei 100facher Vergrößerung die Abundanz der Rotatorien und Crustaceen ermittelt und mit Hilfe selbst ermittelter konstanter Faktoren für die einzelnen Arten das Biovolumen bzw. das Trockengewicht bestimmt. Für die Umrechnung in Kohlenstoff (C) wurden folgende Faktoren verwendet: Chl a : C = 1 : 50; Trockengewicht : C = 1 : 0,5. Die Clearanceraten wurden berechnet aus den Ingestionsraten, die im Labor mit der Presence-Absence-Methode basierend auf den Unterschieden in der Zellzahl von *Chlamydomonas*-Ansätzen mit und ohne Zooplankter ermittelt wurden. Die Versuche wurden im Dunkeln bei 16°C in 4 bis 20 ml Versuchsmedium durchgeführt. Die Versuchsdauer variierte zwischen 6 und 24 Stunden, die Zellzahlen sind in Tabelle 1 angegeben. Die Ergebnisse von Weithoff (unpubl.) wurden unter vergleichbaren Bedingungen ermittelt.

Ergebnisse

Freilanduntersuchungen

Indirekte Hinweise auf den potentiellen Einfluss des Metazooplankton auf die Primärproduzenten ergeben sich aus dem Vergleich der Biomassen zwischen den beiden trophischen Ebenen, dem herbivoren Zooplankton und dem Phytoplankton.

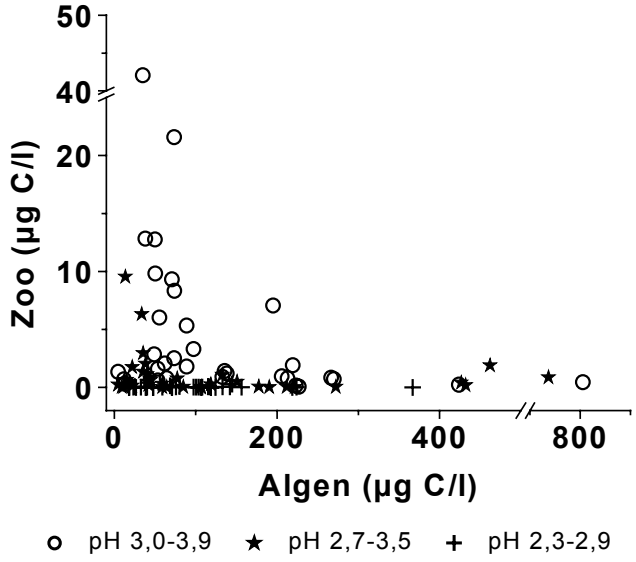


Abbildung 1: Biomassen von Phytoplankton und Zooplankton im Vergleich in 21 untersuchten sauren Tagebauseen der Lausitz unterteilt in 3 Gruppen nach dem Auftreten charakteristischer Zooplanktonarten (pH 2,3-2,9 (Kreuz): ohne *B. sericus* und *Ch. sphaericus*; pH 2,7 – 3,5 (Stern): mit *B. sericus*; pH 3,0 – 3,9 (Kreis): mit *B. sericus* und *Ch. sphaericus*). Chlorophyll a nur bezogen auf den durchmischten Bereich der Wassersäule.

In Abbildung 1 sind diese Biomassen für 21 untersuchte saure Tagebauseen, unterteilt in drei Seengruppen nach dem Auftreten charakteristischer Zooplanktonarten, gegeneinander aufgetragen. Für einen größeren Einfluss des Metazooplankton auf die Algenentwicklung sprechen nur die Werte mit einer relativ hohen Zooplanktonbiomasse bei gleichzeitig niedriger Algenbiomasse. Das ist nur selten der Fall und ausschließlich in Seen in denen *Ch. sphaericus* oder zumindest *B. sericus* vorkommen, d.h. insbesondere ab einem pH-Wert von 3,0.

Da für einen See aus dieser Gruppe, das RL 117 (Grünewalder Lauch), schon 1,5 Jahre intensiverer Untersuchung aus den Jahren 1996/97 vorliegen, wurde der saisonale Verlauf der Biomasse des Metazooplankton im Vergleich zur Algenentwicklung im Epi- und Hypolimnion betrachtet (Abb. 2). Die Biomasse des Zooplankton wird insbesondere während der Maxima von *B. sericus* dominiert, das Phytoplankton besteht aus Chrysophyceen (*Ochromonas*), Chlorophyceen (*Chlamydomonas*) und Dinophyceen (*Gymnodinium*) (Wollmann et al. 2000). Es zeigt sich - besonders von August bis Dezember 1996 – eine gegenläufige Entwicklung von Phyto- und Zooplankton (Räuber-Beute-Dynamik?). Während einer Massenentwicklung von *B. sericus* im September 1996 kommt es zu einem Zusammenbruch der Algen. Dies wird aber nur deutlich, wenn man auch die Algenbiomasse im Hypolimnion betrachtet. Hypolimnische Algenmaxima sind typisch für diesen Gewässertyp. Im Epilimnion herrschen auch schon vorher oligotrophe Bedingungen (Chl a < 2 µg/l). Umgekehrt ist im darauf folgenden Winter und Frühjahr die Algenbiomasse relativ hoch bei geringer Biomasse des Metazooplankton. Auf den Einfluß des Zooplankton-Grazing läßt sich trotzdem nicht ohne weiteres schließen, da mit dem *B. sericus*-Maximum ab September auch die Herbstzirkulation im RL 117 einsetzte. Die Beteiligung der Durchmischung an der Verminderung der Algenbiomasse durch Verdünnung und ein ungünstiges Lichtklima läßt sich also nicht ausschließen.

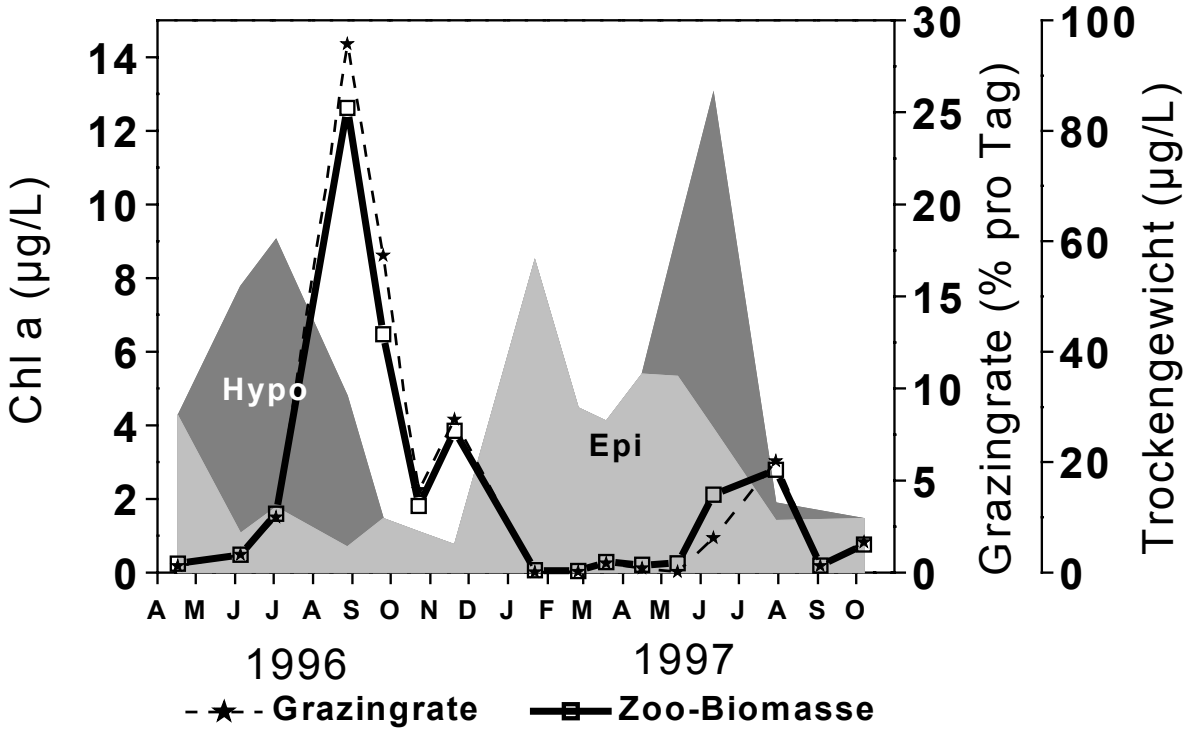


Abbildung 2: Saisonale Entwicklung der Algenbiomasse (Chlorophyll a: Chl a) und der Metazooplanktonbiomasse (Trockengewicht: Quadrate). Die hypolimnische Chl a-Konzentration (Hypo) ist als dunkle Fläche und der epilimnische Anteil (Epi) als helle Fläche dargestellt. Zum Vergleich die aus den Angaben in Tabelle 1 und den jeweiligen Abundanzen der Arten berechnete Community Grazingrate (Sterne; % pro Tag).

Laboruntersuchungen

In Tabelle 1 sind die Werte der maximalen individuellen Clearanceraten für die Pionierarten aus den sauren Tagebauseen aufgeführt. Die Untersuchungen für *B. sericus* und *Ch. sphaericus* sind noch nicht endgültig abgeschlossen, aber es zeigt sich deutlich, dass insbesondere *B. sericus* eine hohe Filtrierleistung aufweist, wobei die Werte trotz der noch ungeklärten Variabilität eher im oberen Bereich liegen. Nimmt man als Potential die in verschiedenen Seen beobachteten maximalen Abundanzen der jeweiligen Arten und multipliziert sie mit den maximalen Clearanceraten, so läßt sich für jede Art eine maximale potentielle Clearancerate berechnen. Da *B. sericus* bei beiden Einzelfaktoren die höchsten Werte aufweist, ergibt sich auch im Produkt ein entsprechend hoher Wert (Tab. 1). Summiert man die einzelnen maximalen potentiellen Clearanceraten, so ergibt sich für einen hypothetischen See eine maximale potentielle Grazingrate für das Metazooplankton in Prozent der pro Tag eliminierten Algenbiomasse. Dieser theoretische Wert beträgt 50 % pro Tag und legt damit einen potentiell großen Einfluss des Zooplankton-Grazing auf die Phytoplanktonentwicklung nahe. Tatsächlich ergibt sich im RL 117 für das Maximum im Herbst 1996 bei Verwendung der Werte aus Tabelle 1 aber maximal ein Wert von 29 % pro Tag. Der tatsächliche Einfluss des Grazing kann nur im direkten Vergleich mit der Primärproduktion ermittelt werden. Für den genannten Termin liegen solche Werte nicht vor, laufende Messungen werden hierüber weiteren Aufschluss geben können. *B. sericus* hat an der berechneten potentiellen Grazingrate einen Anteil von 90 % und ist damit der wichtigste Grazer des Metazooplankton.

Tabelle 1: Maximale Clearanceraten (µl/(Ind*h)) der Pionierarten in sauren Tagebauseen aus Laboruntersuchungen mit der Presence/Absence-Methode und Berechnung einer maximalen potentiellen Clearance- und Grazingrate aufgrund der maximalen Abundanz in mindestens einem von 21 untersuchten Seen. Die Untersuchungen der artspezifischen Clearanceraten sind z.T. noch nicht abgeschlossen.

Arten	**Maximale Clearance-rate**	**Nahrung**	**Zellzahl**	**Quelle**	**Maximale Abundanz**	**Max. potentielle Clearancerate**
(Größe; TG)	µl/(Ind*h)		Zellen/ml		Ind/L	µl/h
Cephalodella hoodi (115 µm, 11 ng)	**1,0**	*Chlamydomonas*	< 50.000	Weithoff unpubl.	**314** (April)	**314**
Elosa worallii (80 µm, 6 ng)	**2,8**	*Chlamydomonas*	< 50.000	diese Arbeit	**625** (Sept.)	**1750**
Brachionus sericus (220 µm, 193 ng)	**6,4 - 26,7**	*Chlamydomonas*	5.000/ 21.000	diese Arbeit	**697** (Juni)	**18610**
Chydorus sphaericus (332 µm, 1450 ng)	**5,7**	*Chlamydomonas*	11.000	diese Arbeit	**9** (Juni)	**51**
maximale potentielle Community Grazingrate:					**pro Tag**	**50 %**

Diskussion

Verschiedene Faktoren sprechen dafür, dass Grazing durch Metazooplankton ein wichtiger Faktor für die Sukzession des Phytoplankton sein könnte. Dies trifft insbesondere auf Seen im Bereich ab pH 3 zu, in denen Massenentwicklungen des

Rädertieres *B. sericus* im Herbst beobachtet wurden und die mit geringen Algenbiomassen korrelieren. Unter Berücksichtigung einer hohen maximalen Clearancerate kann *B. sericus* als Schlüsselart für alle Tagebauseen gelten, die nicht zur extrem sauren Kategorie (pH 2,3 – 2,9) zählen, sondern weniger sauer sind oder sich sogar im Prozeß der Neutralisation befinden. Abgesehen von der Artenzusammensetzung, also der Besiedlung durch *B. sericus*, und den jahreszeitlichen Aspekten spielen noch andere Faktoren für die Einschätzung des Grazing eine Rolle, die aber gegenwärtig erst näher untersucht werden. Hierzu zählt die Vertikalverteilung von Zooplankton und Phytoplankton. Es ist bekannt, dass sich beide Gruppen stark vertikal einschichten, aber Dauer und Dynamik dieses Verhaltens sind noch unklar. Im Einzelfall wurden zehnmal höhere Abundanzen in 8 m Tiefe im Vergleich zur Oberfläche beobachtet. Weiterhin fehlen Untersuchungen zur Populationsdynamik auf kürzeren Zeitskalen (täglich bis monatlich). Die Höhe, Häufigkeit und Dauer der Populationsmaxima des Metazooplankton bestimmt den Einfluß des Grazing auf die Algenentwicklung. Dabei wird in Zukunft die Clearancerate auch auf die Primärproduktion im See bezogen werden. Besonders wichtig sind weitere Laboruntersuchungen zum Nahrungsspektrum der Metazooplankter, da bisher nur *Chlamydomonas* als Futteralge berücksichtigt wurde, im See aber insbesondere *Ochromonas* sehr häufig vorkommt.

In den oligotrophen Tagebauseen mit einem pH <2,7 gibt es keine Crustaceen und kein *B. sericus*, andere kleine Rotatorien sind nach den bisherigen Ergebnissen in zu geringer Abundanz vertreten, um einen Einfluß auf die Phytoplanktondynamik ausüben zu können. Untersuchungen von Wölfl (2000) unter eutrophen Bedingungen zeigten aber, dass in mitteldeutschen Tagebauseen in diesem pH-Bereich das Protozooplankton (Ciliaten, Heliozoen) eine wichtige Rolle als Grazer spielen kann. Generell scheint das Zooplankton-Grazing in Bergbauseen eine größere Bedeutung für die saisonale Entwicklung des Phytoplankton zu haben als bisher angenommen wurde.

Literatur

Deneke, R., 2000. Review on rotifers and crustaceans in highly acidic environments of pH values ≤ 3. Hydrobiologia 433: 167-172.

Deneke, R., 2000. Zooplankton in sauren Gewässern – Eine neue Sichtweise durch extrem saure Tagebauseen? In A. Hamm & E. Coring (Hrsg.), Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1999 (Rostock). Eigenverlag, Tutzing: 355-356.

Nixdorf, B., K. Wollmann & R. Deneke, 1998. Ecological potentials for planktonic development and food web interactions in extremely acidic mining lakes in Lusatia. In W. Geller, H. Klapper & W. Salomons (Eds), Acidic Mining Lakes. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 147-167.

Sommer, U., Z.M. Gliwicz, W. Lampert & A. Duncan, 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Arch. Hydrobiol. 106 (4): 433-471.

Wölfl, S., 2001. Limnology of sulfur-acidic lignite mining lakes. Biological properties: plankton structure of an extreme habitat. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27.

Wollmann, K., R. Deneke, B. Nixdorf & G. Packroff, 2000. The dynamics of planctonic food webs in 3 mining lakes across a pH gradient (pH 2-4). Hydrobiologia 433: 3-14.

Danksagung

Die gegenwärtigen Forschungsarbeiten an der BTU Cottbus finden statt im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes ‚Biogene Alkalinisierung' (TP 5) (FKZ 0339746) und einer Promotion im Rahmen des DFG-Sonderforschungsbereiches 565 ‚Gestörte Kulturlandschaften'.

Chemische Veränderungen eines sauren Tagebaurestsees während der Flutung mit Flusswasser

Anja Duffek und Martin Schultze

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung Magdeburg, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, e-mail: duffek@gm.ufz.de

Keywords: Tagebausee, Flußwasserflutung, Phosphorentfernung, Eisen- und Aluminiumfällung

Einleitung

Zur Stabilisierung der Böschungen, zur Beherrschung der Versauerung infolge Pyritoxidation und zur Fernhaltung der kontaminierten Grundwässer aus der Stadt Bitterfeld wird der aus vier Teilbecken bestehende Tagebau Goitsche seit 7. Mai 1999 mit Muldewasser geflutet. Nachfolgend wird anhand ausgewählter Wasserparameter die Veränderung der Wasserbeschaffenheit im Verlauf der Flutung diskutiert. Besonderes Augenmerk wird dabei auf die mit der Neutralisierung verbundenen Fällungs- und Sorptionsprozesse gelegt. Es wird dabei insbesondere der erste Flutungsabschnitt betrachtet, bevor ein einheitlicher neutraler Wasserkörper entstanden ist.

Untersuchungsgebiet und Methodik

Die Feldstudien schließen Sinkstoff- und Wasseruntersuchungen ein, die während des Flutungsprozesses im entstehenden Goitschesee durchgeführt wurden. An den Probenahmepunkten (siehe Abbildung 1) wurden entsprechend der dort angetroffenen Schichtung Wasserproben über die gesamte Wassersäule entnommen, die auf chemische Parameter wie die Gehalte an Fe, Al, TP und SRP untersucht wurden. Zudem wurden mit Multiparametersonden Messungen u. a. von der Temperatur, dem pH-Wert und der Sauerstoffkonzentration vorgenommen.

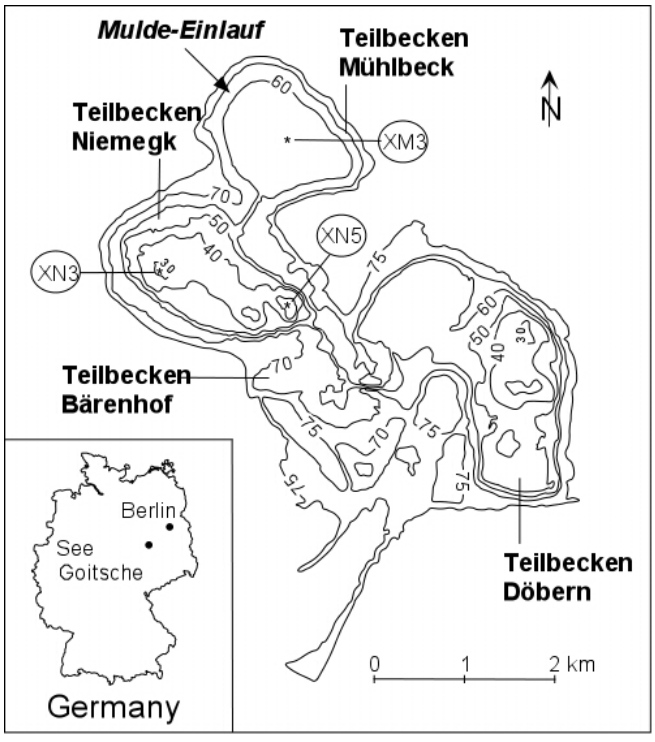


Abbildung 1 Lageplan der Meß- und Probenahmestellen für den Tagebau Goitsche mit Isohypsen-/Isobathenkarte des Tagebaues (Kartengrundlage: digitales Höhenmodell der LMBV)

Die Sinkstoffe wurden in Sinkstoff-Fallen, welche ca. 1 m über dem Sediment ausgebracht wurden, durchschnittlich in einem Zeitraum von zwei Wochen aufgefangen. An dem nassen abzentrifugierten Material wurden naßchemische Extraktionen für Eisen und Phosphor durchgeführt. Die Extraktionsmethode für Phosphor baut auf Untersuchungen von PSENNER et al. (1984) und HUPFER (1996) auf. Mit der Extraktion sollten die verschiedenen P-Spezies als NH_4Cl-, BD-(Bicarbonat/Dithionit), NaOH-, HCl-löslichen und residualen P erfaßt werden. Die Bestimmung der Verteilung der amorphen und kristallinen Eisenoxide orientierte sich an der Methode von KOSTKA und LUTHER (1994). Entsprechend diesen Autoren löst Ascorbat schlecht kristalline und Dithionit besser kristalline Fe(III)-oxide.

Ergebnisse und Diskussion

Mit dem Flutungsfortschritt ging ein zügiger Neutralisationsfortschritt einher. Neben der Wassereinleitung aus der Mulde hatte der Eintrag kalkhaltigen Materials aus den Böschungen durch Erosion oder Rutschungen einen erheblichen Anteil an der Neutralisation. Wegen der bestehenden Dichteunterschiede schichtete sich das neutrale Flutungswasser mit pH-Werten von ~7,3 über den ursprünglich sauren Wasserkörper im Restsee (pH~3) (Kühn et al. 2001). Die thermische Schichtung der Seewasserkörper stabilisierte zunächst die chemische Differenzierung zwischen Epi- und Hypolimnion. Die schrittweise Neutralisation erfolgte während der sommerlichen Schichtung nur im Epilimnion. Erst mit der winterlichen Vollzirkulation 2000/2001 kam es zur vollständigen Neutralisation.

Insbesondere das Teilbecken Niemegk enthielt vor der Flutung große Mengen an Eisen und Aluminium. Im Verlauf der Flutung mit pH-neutralem und sauerstoffreichem Wasser sanken die Eisen- und Aluminiumgehalte von 50 - 150 bzw. 15 mg/l auf < 0,1 mg/l im Oberflächenwasser. Die Vermischung mit Flußwasser resultierte in einer Verdünnung und Neutralisierung des sauren Restseewassers. Chemische Reaktionen wie Fällung und Adsorption sind damit verbunden. Schlecht kristalline Eisen-Oxyhydroxide wurden ausgefällt, wie es naßchemische Extraktionen von Sedimentfallenmaterial zeigten. Die Gehalte an Ascorbat-löslichem Fe (50 – 200 mg/g DW) als Hinweis auf schlecht kristalline Eisenoxide waren 10-20 mal größer als die an kristallinen Eisenoxide, bestimmbar in der Dithionit-Fraktion.

Als ein Beispiel zeigt Abbildung 2 einen Vergleich der theoretisch resultierenden Mischungskurve beim Zusammenfluß von Flußwasser mit Restseewasser mit real gemessenen Konzentrationen an Eisen und Aluminium für den Meßpunkt XM3 im ersten Flutungsabschnitt 1999. Dieser Vergleich gibt einen Eindruck von den neben der Verdünnung des Restseewassers durch zufließendes Flußwasser im See stattfindenden Prozesse wie Fällung und Adsorption. Die Mischungskurven als Ausdruck für theoretisch resultierende Konzentrationen beim Mischen beider Wässer repräsentieren den reinen Verdünnungsvorgang. Fallen die realen Werte unter diese Mischungslinie wird die Entfernung der wäßrigen Spezies aus der Lösung durch Prozesse wie Fällung oder Adsorption reflektiert. Die beiden Darstellungen zeigen, daß Aluminium und Eisen durch Fällung aus dem Wasser entfernt werden. Mit dem Einsetzen der Flutung fallen die gemessenen Eisenwerte unter die Verdünnungskurve. Der pH-Bereich 4 – 7 ist von einer weiteren Konzentrationsabnahme für Eisen und insbesondere für Aluminium gekennzeichnet. Für pH-Werte größer als 7 änderten sich die Konzentrationen an Eisen und Aluminium erwartungsgemäß wenig.

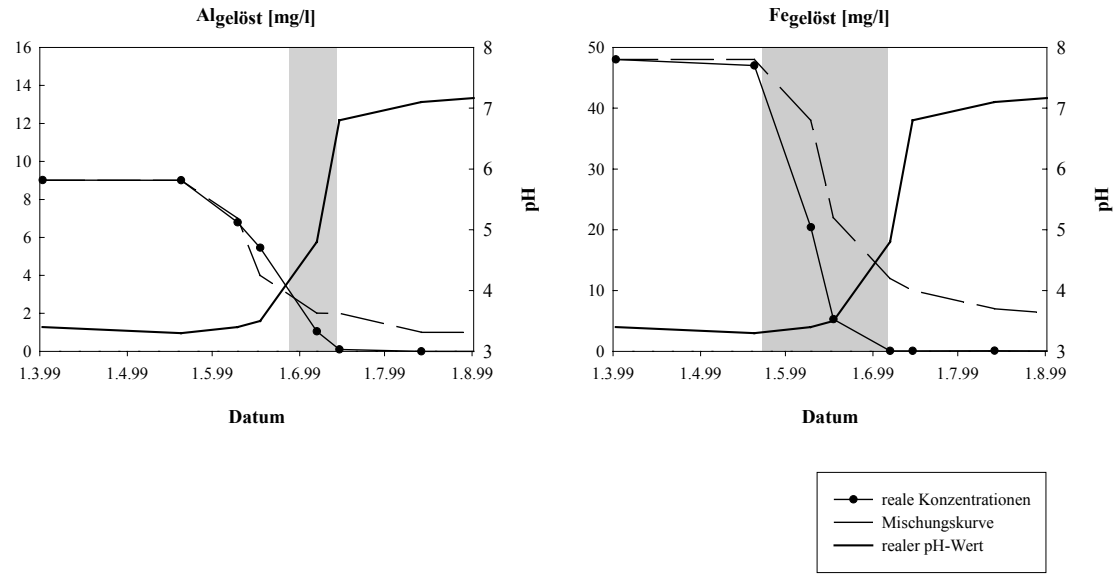


Abbildung 2 Vergleich der realen gelösten Konzentrationen an Aluminium und Eisen im Oberflächenwasser des Meßpunktes XM3 im hier dargestellten Zeitraum mit den theoretisch resultierenden Mischungskurven neben der Darstellung des pH-Verlaufes und Kennzeichnung des dominanten Fällungsbereiches (grau unterlegt)

Mit Hilfe des thermodynamischen Modellierungsprogramms PHREEQC (PARKHURST & APPELO 1999) wurden die Aktivitäten an Eisen und Aluminium für die in Abbildung 2 dargestellten Zeitpunkte und die entsprechenden Oberflächenwasserbeschaffenheiten berechnet. Der Vergleich dieser ermittelten Aktivitäten (aFe^{3+}, aAl^{3+}) mit den Löslichkeiten verschiedener relevanter Eisen- und Aluminiumverbindungen gibt einen Hinweis auf die Möglichkeit einer Bildung der dargestellten Minerale. Abbildung 3 weist auf die Bildung von Eisen- und Aluminium(hydoxy)oxiden als auch -sulfaten in Abhängigkeit von der Lösungszusammensetzung und dem pH hin.

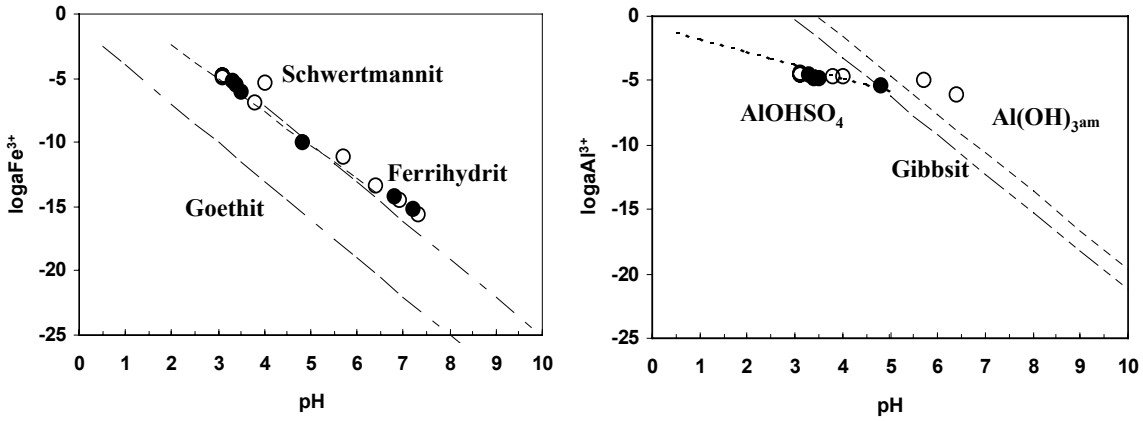


Abbildung 3 Darstellung der Fe^{3+} und Al^{3+} Aktivitäten im Oberflächenwasser gegen den pH für die Meßpunkte XM3 (schwarze Kreise) und XN3 (weiße Kreise) im Vergleich mit den Löslichkeitslinien für relevante Eisen- und Aluminiumminerale (nach BIGHAM et al. 1996)

Wie bei BIGHAM et al. (1996) beschrieben, weist die Abbildung in sulfatreichem Wasser bei pH-Werten von 2,8 bis 4,5 auf die Bildung von Schwertmannit mit Spuren von Goethit hin. Zwischen pH 4,5 – 6,5 sind Gemische aus Ferrihydrit und Schwertmannit wahrscheinlich, wogegen bei pH >

6,5 Ferrihydrit oder Ferrihydrit im Gemisch mit Goethit bevorzugt gebildet wird. Mit zunehmendem pH gewinnt das amorphe Aluminiumoxid die Kontrolle über die Aluminiumlöslichkeit. Bei pH-Werten < 4,7 scheint die Aluminiumlöslichkeit durch $AlOHSO_4$ kontrolliert zu werden.

Wie aus der Literatur bekannt, kann Phosphor über einen weiten pH-Bereich an Eisen- und Aluminiumoxide gebunden und so aus der Wassersäule entfernt werden. Dies spiegelt sich auch während der Flutung des Goitschesees in einer Abnahme der Phosphorkonzentrationen (gesamt wie gelöst) im Wasser wider. So haben nach dem Einsetzen der Flutung die TP-Konzentrationen von durchschnittlich 0,02 - 0,2 mg/l auf < 0,006 mg/l abgenommen. Die SRP-Konzentrationen nahmen von durchschnittlich 0,007 – 0,05 mg/l zu annähernd 0,002 mg/l ab. Das Wasser des Flusses Mulde ist durch SRP-Konzentrationen von 0,04 mg/l charakterisiert. Diese Konzentrationen können nur in der Nähe des Einlaufes des Muldewassers im entstehenden See widergefunden werden. Die Entfernung von P durch Bindung an Fe- und Al- oxide während der Flutung wird durch die Verteilung der P-Bindungsformen im Sedimentfallenmaterial reflektiert. An ausgewählten Proben aus den über den See verteilten Sinkstoff-Fallen wird in Abbildung 4 die horizontale Verteilung der Phosphor-Bindungsformen im Verlauf der Flutung dargestellt.

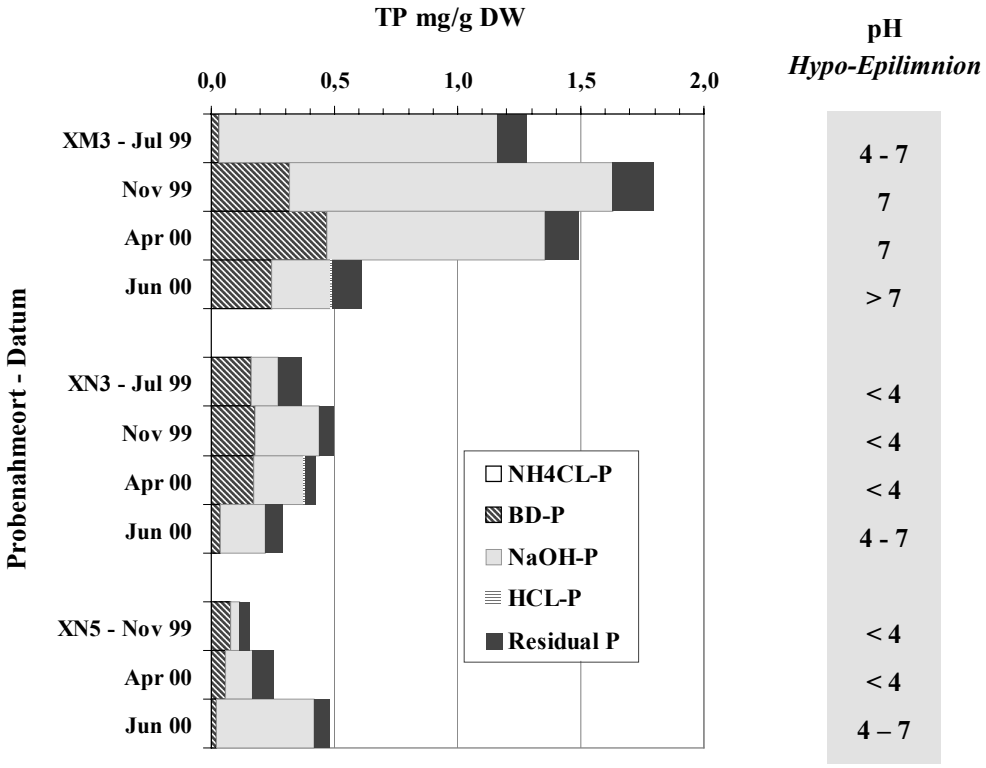


Abbildung 4 Phosphor-Bindungsformen in den Sinkstoffen im Vergleich zu den pH-Werten in der Wassersäule mit zunehmend neutralem Epilimnion

Die Gehalte an Gesamtphosphor (TP) von 0,5-1,5 mg/g sind in den Sinkstoffen im Teilbecken Mühlbeck gegenüber denen in den anderen Teilbecken von 0,1-0,4 mg/g am größten. Generell ist eine Abnahme der TP-Konzentrationen in den Sinkstoffen um annähernd 50 % im dargestellten Untersuchungszeitraum zu verzeichnen. Entsprechend dem lateralen Trend in der TP-Verteilung scheint das Teilbecken Mühlbeck als internes Vorklärbecken zu fungieren. Im untersuchten Fallenmaterial aus dem entstehenden Goitschesee dominieren entsprechend den Ergebnissen der naßchemischen Extraktionen die BD- und NaOH-Fraktion neben der residualen Fraktion. Nach PSENNER et al. (1984) spielen somit bei der Bindung des Phosphors die Mitfällung an

Eisenoxyhydroxide und die Adsorption an Oxide neben organischen Phosphorverbindungen eine entscheidende Rolle. Eine mögliche Erklärung für die unterschiedliche Wichtung dieser Prozesse zueinander ist im pH-Wert zu sehen, der entscheidend die Bildung und Eigenschaften wie Oberflächenladung der Eisen- und Aluminiumminerale und insofern die Bindung des Phosphors bestimmt. Im pH-Bereich zwischen 4 – 6,5 wird Aluminium ausgefällt und steht bevorzugt als Bindungspartner für Phosphor zur Verfügung, welches als NaOH-P bestimmbar wird. Bei niedrigem und höherem pH spielen reduktiv lösliche Eisenoxide eine dominierende Rolle bei der Bindung des Phosphors, die sich in der BD-P Fraktion quantifizieren lassen.

Zusammenfassung

Die Flutung des pyritversauerten Tagebaus Goitsche ist neben einer raschen Neutralisierung u.a. von einer starken Abnahme der hohen Eisen- und Aluminiumkonzentrationen gekennzeichnet. Neben der Verdünnung des sauren Restseewassers mit dem Flußwasser spielt dabei die Fällung von Eisen- und Aluminium(hydroxy)oxiden als auch -sulfaten eine entscheidende Rolle. An die frisch gefällten Eisen- und Aluminiumminerale wird der mit dem Flußwasser eingetragene Phosphor gebunden und somit aus der Wassersäule entfernt. Im pH-Bereich 4-7 wird der Phosphor bevorzugt an Aluminiumoxide gebunden, die in diesem Bereich gefällt werden. Bei niedrigen und höheren pH-Werten gewinnt die Bindung an Eisen an Bedeutung. So wird anhand dieser Feldstudie die enge Kopplung zwischen Eisen- und Aluminiumspeziierung und Art der Phosphorbindung in den Sinkstoffen sichtbar.

Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des BMBF (FKZ 02 WB 9984/3) und der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) gefördert.

Literatur

BIGHAM, J. M., SCHWERTMANN, U., TRAINA, S. J:, WINLAND, R. L., WOLF, M. (1996): Schwertmannite and the geochemical modeling of iron in acid sulfate waters. Geochim. Cosmochim. Acta 60: 2111-2121

HUPFER, M. (1996): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: STEINBERG, CALMANO, KLAPPER & WILKEN (Ed.): Handbuch Angewandte Limnologie: IV –3.2. Ecomed.

KOSTKA, J.E., LUTHER III, G.W. 1994: Partitioning and specitaion of solid phase iron in saltmarsh sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 58: 1701-1710.

KÜHN, B., BOEHRER, B., BÜTTNER, O. (2001): Zeitlicher Verlauf der Schichtung des Goitschesees während der Flutung mit Flußwasser. Tagungsbericht 2000 (Kiel). DGL: 498-502

PARKHURST, D. L., APPELO, C.A.J. (1999): User's guide to PHREEQC (Version 2)--a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4259, 312 p.

PSENNER, R., PUCSKO, R., SAGER, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten; Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Arch. Hydrobiol./Suppl. 70(1): 115-155.

GROßE FLÜSSE

BRUNKE, M., A. SUKHODOLOV & CH. ENGELHARDT: Sunk und Wellenschlag durch Schiffe in Wasserstraßen: Hydraulische Kräfte und Litoralfauna

SCHWARTZ, R. & H.-P. KOZERSKI: Die Buhnenfelder der unteren Mittelelbe Geschichte, Bedeutung, Zukunft

EIDNER, R., V. KIRCHESCH, H. GUHR, M. BÖHME & D. MÜLLER: Untersuchungen zum Stoffumsatz in Buhnenfeldern der Elbe

OCKENFELD, K.: Primärproduktion in Hauptstrom und Buhnenfeldern der Elbe: ein Vergleich

BÖHME, M., V. GERHARDT, S. HEIDER: Messung von Respiration und Parametern der Photosynthese-Licht-Beziehung von Phytoplankton der Elbe

HAAG, I. & B. WESTRICH: Empirische Identifikation der für den Stoffhaushalt im Neckar maßgebende Prozesse

BÄTHE, J. & E. CORING: Sauerstoffdefizite in großen Flüssen - ein gelöstes Problem ?

SCHÖL, A.; V. KIRCHESCH & D. MÜLLER: Modellgestützte Sauerstoffbilanz der deutschen Saar

Sunk und Wellenschlag durch Schiffe in Wasserstraßen: Hydraulische Kräfte und Litoralfauna

Matthias Brunke, Alexander Sukhodolov & Christof Engelhardt

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

Keywords: Turbulenz, Störung, Drift, ökologische Fließgewässerbewertung, Elbe

Einleitung

Viele große Flüsse werden als Wasserstrasse genutzt und sind durch den Ausbau hinsichtlich zahlreicher ökologischer Aspekte beeinträchtigt. Von den Fließgewässern in Deutschland sind insbesondere der Rhein, der Main, die Mosel, der Neckar und die Elbe als Schifffahrtsstraßen ausgebaut. Kilometerlange Uferbefestigungen aus z.T. toxischen Schlackesteinen und zahllose Buhnen charakterisieren die Ökomorphologie dieser Wasserstraßen. Nach den extremen Verschmutzungen dieser Gewässer gewinnt jedoch die physische Habitatqualität zunehmend an Bedeutung, um eine Wiederbesiedlung durch die autochthone Gewässerfauna zu ermöglichen.

Ein kaum beachteter Effekt der Schifffahrt auf Füssen sind schnelle Wasserstandsänderungen und stark erhöhte Fließgeschwindigkeiten im Litoral während der Passage von Schiffen (Brunke et al. in press). Lediglich eine veröffentlichte Studie berichtet über die unterschiedliche Besiedung in einem fast geschlossenem Buhnenfeld als Folge der diskontinuierlichen Strömungen verursacht durch die Schifffahrt (Tittizer & Schleuter 1991). Die Bedeutung von Wellenschlag für die Uferfauna ist hingegen für marine und lakustrine Lebensräume seit längerem erkannt worden (z.B. Barton & Carter 1981, Fleischack & de Freitas 1989), und führte zu der Abtrennung verschiedener räumlicher Zonen (’swash and surf zones’), je nach Lage zu den brechenden Wellen (Giere 1993).

In der marinen Terminologie definiert sich die ’swash zone’ als der Uferbereich, der alternierend vom Wasser überspült wird und trocken fällt. Die ’surf zone’ ist der tiefere Uferabschnitt direkt vor der ’swash zone’. In solch turbulenten marinen Lebensräumen existieren Invertebraten, die an diese Bedingungen adaptiert sind. So bewegt sich beispielsweise die räuberische Wellhornschnecke (*Bulla digitalis*) mit den Wellen als ’swash rider’ wie auch deren Beute (z.B. Quallen) und ist trotz chemosensorischer Beutewahrnehmung überraschenderweise sehr erfolgreich, - denn die hohe Turbulenz in diesem Bereich sollte alle chemischen Gradienten in kürzester Zeit auflösen (Odendaal et al. 1992).

In der Limnologie sind Adaptationen der Litoralfauna an den Wellenschlag von windexponierten Seeufern unbekannt. Allerdings zeigt die Besiedlung von Brandungsufern oft große Ähnlichkeit zur Fließgewässerfauna. An der Elbe untersuchten wir in drei Buhnenfeldern die

Bedeutung des Sunk und Wellenschlags für die räumliche Verteilung und das Driftverhalten von Invertebraten. Zudem haben wir die Wasserstandsänderungen bei Schiffsdurchfahrten erfasst und die hydraulischen Kräfte des Wellenschlags, die auf die Sohle wirken, gemessen.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Insgesamt 940 km der 1091 km langen Elbe werden von der Güterschifffahrt genutzt. Wir untersuchten drei Buhnenfelder an der Mittleren Elbe bei Flusskilometer 232,4 bis 232,6. Die Elbe hat hier ein mittleres Gefälle von 0,021%. Seit 1989 hat die Verschmutzung der Elbe deutlich abgenommen (Adams et al. 1996) und die Invertebratenfauna befindet sich in einem Erholungsprozess, der in diesem Abschnitt der Elbe relativ weit vorangeschritten ist (Schöll & Fuska 2000).

Kurzfristige Wasserstandschwankungen durch Sunk und Wellen wurden mit Druckloggern (DL/N, Fa. STS, Sirnach, Schweiz) alle 2 sec erfasst. Die mittlere Fließgeschwindigkeit wurde mit einem elektromagnetischen Sensor gemessen (Flow Mate, Fa. Marsh-Mc-Birney, Frederick, USA). Die Fließgeschwindigkeit wurde in allen drei Dimensionen in einer zeitlichen Auflösung von 25 Hz mittels eines 'acoustic Doppler velocimeter' (ADV, SonTek Inc., San Diego, USA) gemessen und in die Sohlschubspannung für drei Ebenen umgerechnet (Sukhodolov et al. 1998).

Um den Gradienten des Wellenschlags nachzuvollziehen, wurden in der Mitte eines jeden Buhnenfeldes vom Ufer ausgehend in Richtung Flussmitte in Abständen von 1, 3, 6, 12, 18 m und je nach begehbarer Wassertiefe noch in Abständen von 24 und 32 m Benthosproben genommen (1000 cm^3, 90 µm Maschenweite). Die Daten wurden mittels einer multivariaten Hauptkomponentenanalyse und Korrelationsanalysen nach Spearman ausgewertet. Die Probenahmestellen wurden zudem nach ihrer Lage in der (a) Swash und (b) Surf Zone sowie (c) der tieferen Übergangszone zwischen Buhnenfeld und dem Gerinne gruppiert. Driftmessungen mit je drei Replikaten wurden im Einström- und Ausströmbereich eines Buhnenfeldes (Fkm 232,4) durchgeführt, das aufgrund kurzer Buhnen bei Niedrigwasser keine rücklaufende Kreisströmung ausbildet. Die Driftnetze (Durchmesser 12 cm) wurden nach Voruntersuchungen für 20 min exponiert, und der Durchfluss wurde anhand von Messungen der Strömungsgeschwindigkeit direkt oberhalb des Netzes ermittelt. Die Drift wurde während des Tages an fünf Zeitpunkten gemessen sowie einmalig während der Dämmerung, um die maximale Driftrate zu erfassen (Brittain & Eikeland 1988). Zudem wurde die Driftrate während zweier Schiffspassagen gemessen. Die Gesamtmasse des gedrifteten Materials wurde als Trockenmassen (80°C für 5 h) und der organische Anteil nach Veraschung (500°C für 3 h) bestimmt. Die benthischen Erhebungen wurden im Juni, Juli und August 2000 und die Driftmessungen Anfang September 2000 durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Hydraulik

Jedes fahrende Schiff verursacht verschiedene Strömungen, die auf drei unterschiedliche Wellensysteme zurückgehen (Oebius 1998): Strömungen verursacht durch das Antriebssystem, das transversale Wellensystem und die Bugwelle; die beiden letzten überlagern sich in ihren Effekten. Durch den Formwiderstand entsteht am Bug des fahrenden Schiffes ein Druckpotential des angestauten Wasserkörpers. Das erzeugte Gefälle bewirkt eine schnelle Umströmung des Schiffskörpers. Dabei entsteht ein Absinken des Wasserspiegels um das Schiff (Sunk), wobei die höchste Wasserspiegeldifferenz mit der höchsten Strömungsgeschwindigkeit zusammen auftritt. Bei geringem Uferabstand des Schiffes pflanzen sich diese Wellensysteme bis an die Ufer fort.

Bei unseren Messungen an der Mittleren Elbe traten während der Schiffspassagen Wasserstandsänderungen im Uferbereich der Buhnenfelder auf, bei denen das Wasser aus dem Buhnenfeld herausgezogen wurde. Dabei fielen weite Areale trocken. Im Maximum sank der Wasserspiegel um 0,5 m und die Wasserkante zog sich um 10 m zurück. Während des Sunks wurde die Fließgeschwindigkeit in den Buhnenfeldern innerhalb einer Minute von -20 cm/s auf -60 cm/s deutlich erhöht. Unmittelbar anschließend strömten die Wellen in die Buhnenfelder. Das erzeugte eine sofortige Richtungsumkehr der Strömung, wobei sich die Geschwindigkeit von –60 auf +60 cm/s änderte. Diese Strömungsbedingungen dauerten etwa 10 s an, danach tendierten die verschiedenen Wellensysteme dazu, sich zu überlagern, so dass zwar noch eine hohe Strömung vorlag, aber eine mittlere, gerichtete Fließgeschwindigkeit nicht messbar war.

Diese Perioden aus Sunk und Wellen gingen einher mit extremen Turbulenzintensitäten und Turbulenzschwankungen. Es traten Schubspannungsgeschwindigkeiten zwischen 5 und 75 cm/s auf. Die hohen Reibungskräfte induzierten eine Resuspension von Sanden und abgelagertem organischen Material sowie Tieren. Die gemessenen Sohlschubspannungen lagen weit über den bekannten Toleranzen von Makroinvertebraten (z.B. Statzner & Borchardt 1994). Die Ergebnisse der Driftmessungen zeigen, dass die durch Sunk und Wellenschlag resuspendierte organische Fraktion in Suspension bleiben kann und teilweise flussab transportiert wird. Auch anorganisches Sediment wird beim Wellenschlags nicht nur kleinräumig umverteilt, sondern ebenfalls in Buhnenfelder hinein- und herausgeschwemmt.

Invertebratenfauna

Hydraulischer Stress beeinflusst als Umweltfaktor deutlich die räumliche Verteilung von Invertebraten in kleinen und auch großen Fließgewässern (Statzner et al. 1988, Rempel et al. 2000). Die Invertebratenfauna in den drei sandig-kiesigen Buhnenfeldern bestand zu 60% aus Chironomiden. Ostracoden (13%), Cyclopoiden (10%) und Oligochaeten (8%) waren weitere abundante Taxa. Abgesehen von den Chironomiden konnten andere Insektenarten und Makrocrustaceen im wesentlichen nur an dem grobkörnigen Blockwurf des Buhnenkopfes sowie

an punktuellen Totholzablagerungen im Buhnenfeld gefunden werden (Brunke et al. in press). Diese Befunde legen nahe, dass Makroinvertebraten, die auf dem Substrat leben, durch die Interaktion zwischen harschem hydraulischem Regime und geringer Korngröße mit wenig variabler Textur diese Litoralareale nicht besiedeln können. Die kurzfristig extremen hydraulischen Bedingungen stellen ein unnatürliches Störungsregime dar, dass sich bei Mangel an Refugien limitierend auf eine potentielle Fauna auswirkt.

Die vorgefundene räumliche Verteilung der Invertebraten entlang des Sunk-Wellenschlag-Gradienten war komplex. Ein direkter Bezug der Gesamtabundanz und der Abundanz einzelner Taxa zur Uferdistanz konnte nicht nachgewiesen werden. Hingegen bestand eine signifikante Korrelation zwischen der Besiedlungsstruktur und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit (gemessen in Phasen zwischen Schiffspassagen) ($r = 0{,}52$, $p < 0{,}05$, Korrelation mit site scores von Faktor 1 einer Hauptkomponentenanalyse). Eine solche Korrelation kann häufig in multivariaten Auswertungen nachgewiesen werden, überrascht hier aber unter den oben beschriebenen Umständen.

Erst der Faktor 2 der Ordination weist auf eine Rolle des Sunk-Wellenschlag-Gradienten hin. Die site scores der Ordination variierten hier mit der Gruppierung der lokalen Probenahmestellen basierend auf ihrer Lage in den (a) Swash und (b) Surf Zonen des Buhnenfeldes sowie (c) im tieferen Übergangsbereich zwischen Buhnenfeld und Gerinne. Mikrocrustaceen (Cyclopoida, Ostracoda, Cladocera) und Caenidae (Ephemeroptera) haben signifikant höhere Abundanzen in der Surf Zone als in den anderen Bereichen. Die Zusammensetzung der Invertebratenfauna zwischen der flachen Swash Zone und der tiefen Übergangszone unterschied sich hingegen nicht. Möglicherweise ist dies auf eine hohe Variabilität zurückzuführen, so dass sich statistisch schwer Unterschiede nachweisen lassen. In jedem Falle ist aber anzunehmen, dass die entscheidenden Umweltbedingungen in der pulsartig trockenfallenden Swash Zone ganz andere sein sollten als in der Übergangszone.

Eine Einbeziehung der Invertebratendrift in die Interpretationen dieser Ergebnisse der räumlichen Verteilung der Fauna weist auf dynamische Umverteilungen hin. Die Driftrate war teilweise bei Durchfahrt einzelner Schiffe extrem erhöht, z.B. bei Ostracoden um den Faktor 25 relativ zur mittleren Tagesdrift. Aber nicht jedes passierende Schiff führte zur einer Erhöhung der Drift. Offenbar müssen hydrodynamische Schwellenwerte überschritten werden um eine Resuspension der Fauna zu bewirken. Signifikante Unterschiede zwischen dem Import und Export von Invertebraten in das untersuchte Buhnenfeld konnten nicht festgestellt werden.

Schlussfolgerungen

Eine Quantifizierung der Effekte von Sunk und Wellenschlag auf die benthische Besiedlungsstruktur ist schwierig. An der Elbe fehlen Vergleichsstandorte, die sich durch ähnliche

Umweltbedingungen auszeichnen, aber nicht befahren werden. Das Ausmaß des Sunk und Wellenschlags ist von vielen Größen abhängig: u.a. der Relativgeschwindigkeit zur allgemeinen Strömung, der Fahrtrichtung, dem Passierabstand zum Ufer, der Länge sowie der Verdrängung des Schiffes und dem Wasserstand des Flusses. Die Beziehungen zwischen der Geomorphologie der Buhnenfelder und der Exposition der Fauna zum Sunk und Wellenschlag bedürfen noch weiterer ökologischer und hydrologischer Untersuchungen.

Das pulsartige hydraulische Störungsregime, verursacht durch die Schifffahrt, hat zweifelsohne eine limitierende Wirkung auf die aktuelle Besiedlung in der Elbe und wahrscheinlich auch auf das Wiederbesiedlungspotenzial nach der extremen Verschmutzung. Die Litoralareale, die vom Schiffsverkehr und der von ihm erzeugten Hydrodynamik negativ beeinflusst werden, nehmen an einem Flachlandfluss wie der Elbe große Flächen ein. Eine ökologische Fließgewässerbewertung (z.B. Braukmann et al. 2001), die auch auf Flüsse mit Schiffsverkehr anwendbar ist, wird die unnatürliche Rolle des Sunks und Wellenschlags einbeziehen müssen.

Literatur

Adams MS, Kausch H, Gaumert T, Krüger K-E 1996. The effect of the reunification of Germany on the water chemistry and ecology of selected rivers. *Environmental Conservation* 23: 35-43.

Barton DR, Carter JCH 1981. Shallow-water epilithic invertebrate communities of eastern Georgian Bay, Ontario, in relation to exposure to wave action. *Can. J. Zool*. 60: 984-993.

Brittain JE & Eikeland TJ 1988. Invertebrate drift - a review. *Hydrobiologia* 166: 77-93.

Braukmann U, Biss R, Kübler P, Pintér I, u.a. Mitarbeiter 2001. Ökologische Fließgewässerbewertung. *Tagungsbericht 2000 der DGL*, Eigenverlag, Tutzing. pp24-53.

Brunke M., Sukhodolov A., Fischer H., Wilczek S., Engelhardt C. & Pusch M. (in press.) Benthic and hyporheic habitats of a large lowland river (Elbe, Germany): influence of river engineering. *Verh. Internat. Verein. Limnol*. 28.

Fleischack PC, de Freitas AJ 1989. Physical factors influencing the zonation of surf zone benthos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28: 517-530.

Giere O 1993. *Meiobenthology*. Springer, Berlin.

Oebius H 1998. Erosion von Binnenwasserstraßen durch die Schiffahrt. AG Wasser-, Umwelt- und meeresforschung/-technik (WUM), Institut für technischen Umweltschutz, TU Berlin. 32p.

Odendaal FJ, Turchin P, Hoy G, Wickens P, Wells J, Schroeder G 1992. *Bulla digitalis* (Gastropoda) actively pursues moving prey by swash-riding. *J. Zool., Lond*. 228: 103-113.

Rempel LL, Richardson JS, Healey MC 2000. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45: 57-73.

Schöll F & Fuska J. 2000. *Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhafen*. Bundesanstalt für Gewässerkunde. 29p.

Statzner B, Borchardt D 1994. Longitudinal patterns and processes along streams: modelling ecological responses to physical gradients. In: *Aquatic Ecology. Scale, Pattern, and Process* (Giller PS, Hildrew AG, Raffaelli DG, eds) Blackwell, Oxford. pp113-140.

Statzner B, Gore JA, Resh VH 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 307-360.

Sukhodolov A, Thiele M. & Bungartz H. 1998. Turbulence structure in a river reach with sand bed. *Water Resources Research* 34: 1317-1334.

Tittizer T, Schleuter M. 1991. Über die Auswirkungen der Schiffahrt auf die biologischen Verhältnisse in den Buhnenfeldern. 29. Arbeitstagung der IAD, Kiew. pp197-200.

Die Buhnenfelder der unteren Mittelelbe Geschichte, Bedeutung, Zukunft

René Schwartz & Hans-Peter Kozerski

Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin
keywords: Elbe, Buhnenfelder, Sedimentation, Ufervegetation

Historische Entwicklung

Buhnenfelder stellen die periodisch überstauten bzw. trockenfallenden Zonen zwischen zwei Buhnen dar. Sie bilden die Grenze zwischen Fluß und Aue. Die Entstehung der in den Fluß hinein ragenden Bauwerke reicht im Bereich der unteren Mittelelbe zwischen Havelberg und Geesthacht zurück bis in die Mitte des 17. Jahrhunderts [ROHDE 1998]. In dieser Zeit noch als Stacks bezeichnet, unterschieden sie sich wesentlich in Aufbau und Funktion von den heutigen Buhnen. Errichtet aus mehreren Lagen von Faschinen (Weidenbündel), deren Zwischenlagen aus Bodenmaterial bestanden, waren sie im Gegensatz zur gegenwärtigen leicht stromaufwärts geneigten Inklination (72° - 85°) noch stromab ausgerichtet. Ihre Hauptaufgabe bestand darin, den Deichkörper (insbesondere bei Eisgang) vor den Kräften des Hochwassers zu schützen und die Abwicklung des Zollverkehrs zu erleichtern [PUDELKO & PUFFAHRT 1981]. Nach Beginn der Umsetzung der Beschlüsse des Wiener Kongresses (1815) über den einheitlichen Ausbau der mitteleuropäischen Flüsse mit dem Ziel der ganzjährigen Schiffbarkeit durch die preußische Elbstrombauverwaltung, setzte Mitte des 19. Jahrhunderts der systematische Buhnenausbau an der Elbe ein. Seitdem haben sich die betroffenen Uferbereiche stark gewandelt. Die Anzahl der Buhnen vervielfachte sich. Gab es beispielsweise 1776 zwischen den Strom-km 475 und 583 lediglich 27 Buhnen, sind es 1992 im selben Abschnitt ca. 1680 [HARMS & KIENE 1999]. Hierdurch hat sich der prozentuale Anteil an verbautem Ufer in diesem Flussabschnitt in den vergangenen gut 200 Jahren von 2,5 % auf 91,8 % erhöht. Heutzutage finden sich nur noch wenige Bereiche, die nicht mit diesen Leitbauwerken versehen sind. Ihre Funktion besteht nunmehr darin, die Wasserstände während der Niedrigwasserphasen durch Einengung des Abflussquerschnittes anzuheben. Als Nebenwirkung steigt die Fließgeschwindigkeit im verbleibenden Flussschlauch, was zu einer Eintiefung des Flussbettes führt. Aufgrund der fortschreitenden Sohlenerosion mit der damit einhergehenden Wasserspiegelabsenkung vergrößert sich als weitere Folge auch der Grundwasser-Flurabstand in den angrenzenden Auen. Gleichzeitig findet innerhalb der Buhnenfelder aufgrund der Strömungsberuhigung eine verstärkte Sedimentation statt (grobes Material saltatorisch am Gewässergrund, feines Material als Schwebstoff). Die Bauweise der Buhnen hat sich dahingehend verändert, dass sie heutzutage aus Kostengründen zumeist nicht mehr gesetzt, sondern geschüttet werden. Die hierbei größtenteils verwendeten Wasserbausteine (es handelt sich vorwiegend um Metallhütten-Schlacke) zeichnen sich durch eine sehr hohe Trockenrohdichte von 3,6 - 3,9 kg/dm³ und eine hohe mittlere Schüttdichte (2,1 - 2,2 kg/dm³) aus [JÄHRLING 1996]. Vergleicht man die topographischen Karten des Elbabschnittes von Strom-km 518 bis 520 der Jahre 1889 und 1990 zeigen sich starke Veränderungen innerhalb der Uferstrukturen [FRICKE 1992]. Zahlreiche Kleingewässer sind verschwunden oder weisen keinen Anschluss mehr an die Elbe auf. Gleichzeitig hat sich die Uferlinie stark verkürzt. Eigene Auswertungen desselben Elbabschnittes zeigen, dass im Vergleich zum Jahr 1889, in welchem bei mittleren Pegelständen innerhalb der Buhnenfelder noch 47 % Wasserfläche und 53 % Landfläche ausgewiesen wurden, sich das Verhältnis ein Jahrhundert später weit in den terrestrischen Bereich verschoben hat (1990: 37 % Wasserfläche und 63 % Landfläche).

Physikalische, chemische und hydrologische Eigenschaften

Innerhalb der Buhnenfelder kommt es aufgrund des Druckgefälles zur Ausbildung von Zirkulationsströmungen, einhergehend mit einer wesentlichen Strömungsberuhigung. Ausgehend von einer durchflussabhängigen mittleren Fließgeschwindigkeit in der Strommitte von 210 cm/s bei Hochwasser, 140 cm/s bei Mittelwasser und 110 cm/s bei Niedrigwasser, reduziert sich die Fließgeschwindigkeit innerhalb des Strömungsringes (nur wenig vom Elbwasserstand beeinflusst) im Haupteinstrombereich des Buhnenfeldes (welcher sich an der unterstromigen Buhne befindet) auf durchschnittlich 25 cm/s. Im Hauptausstrombereich (oberstromige Buhne) beträgt sie im Mittel noch 20 cm/s. Große, zentrale Bereiche weisen eine mittlere Fließgeschwindigkeit zwischen 8 und 16 cm/s auf. Je nach dem Verhältnis von Buhnenlänge zum Abstand zur nächsten Buhne kommt es in den Buhnenfeldern gegebenenfalls zur Ausbildung eines Sekundärwirbels. Dies ist der Fall, wenn der Quotient aus Länge zum Abstand kleiner als 0,5 ist [SUKHODOLOV et al. 2001]. Die Lage der beiden Wirbel zueinander ist nicht konstant. Innerhalb weniger Minuten ist eine periodische Verlagerung der Scherzone zu beobachten.

Infolge der großen Strömungsunterschiede zwischen Flußmitte und Buhnenfeld unterscheidet sich die Textur grundlegend (s. Abb. 1). Während im Elbstrom eine hohe Gleichförmigkeit in der Korngrößenzusammensetzung zu beobachten ist, wobei die größte Steigung in der Körnungssummenkurve im Mittel- und Grobsandbereich liegt (Fein- und Mittelkiesbestandteile sind nur von untergeordneter Bedeutung, Schluff- und Tonbestandteile fehlen gänzlich), ist das Körnungsspektrum in den Buhnenfeldern wesentlich breiter. Es reicht von Mittelsand dominierten Proben, die noch bis zu 20 % Grobsand enthalten können, bis nahezu sandfreien, stark schluffigen Proben, in denen der Tonanteil bis zu 25 % ausmachen kann. Mittlere Feinkornanteile stellen ein Resultat geringmächtiger Wechsellagerungen von feinkorn- bzw. sandreichen Schichten dar. Die räumliche Verteilung von feinen und groben Sedimenten innerhalb der Buhnenfelder variiert stark, wobei das Ablagerungsmuster eng an das Strömungsgeschehen gekoppelt ist. Aktuelle Sedimentationsraten feinkörnigen Materials korrelieren gut mit den an denselben Stellen festgestellten Dauerablagerungen [KOZERSKI et al. 2001].

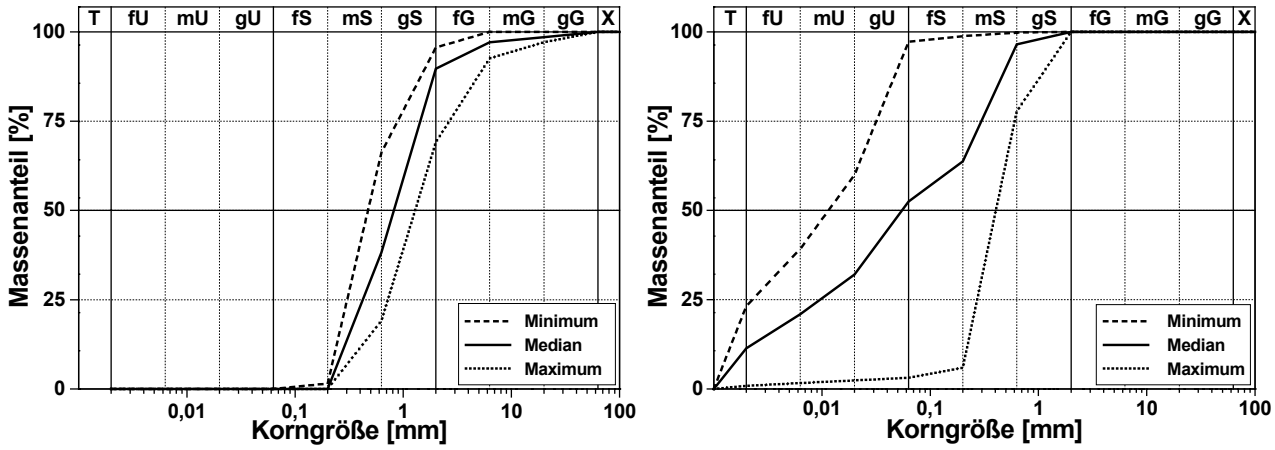


Abb. 1: Kornzusammensetzung der Elbsohle (links) und der Buhnenfelder (rechts) zwischen Stromkm 474 und 485 [Daten: SCHWARTZ et al. 2001]

Eine hoch signifikante Beziehung besteht zwischen der Körnung und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (s. Abb. 2). Dieser ist, da die Sedimente der Elbe karbonatfrei sind, als Gesamt-Kohlenstoff zu verstehen. Reinsandige Proben weisen nur geringe Kohlenstoffgehalte auf (0,1 %). Es ist eine positive Kopplung des Feinkornanteils mit der organischen Substanz festzustellen. Der $C_{org.}$-Gehalt annähernd sandfreier Proben beträgt 8,2 %. Die Korrelation von Gesamt-Stickstoff zu organischem Kohlenstoff ist ebenfalls hoch, wobei steigende Kohlenstoff-Gehalte einher gehen mit

denen des Stickstoffs. Das C/N-Verhältnis liegt bei 1:8. Analog zum Stickstoff verhalten sich Phosphor und Schwefel. Sandfreie Proben beinhalten durchschnittlich 3,7 g/kg Phosphor und 2,5 g/kg Schwefel.

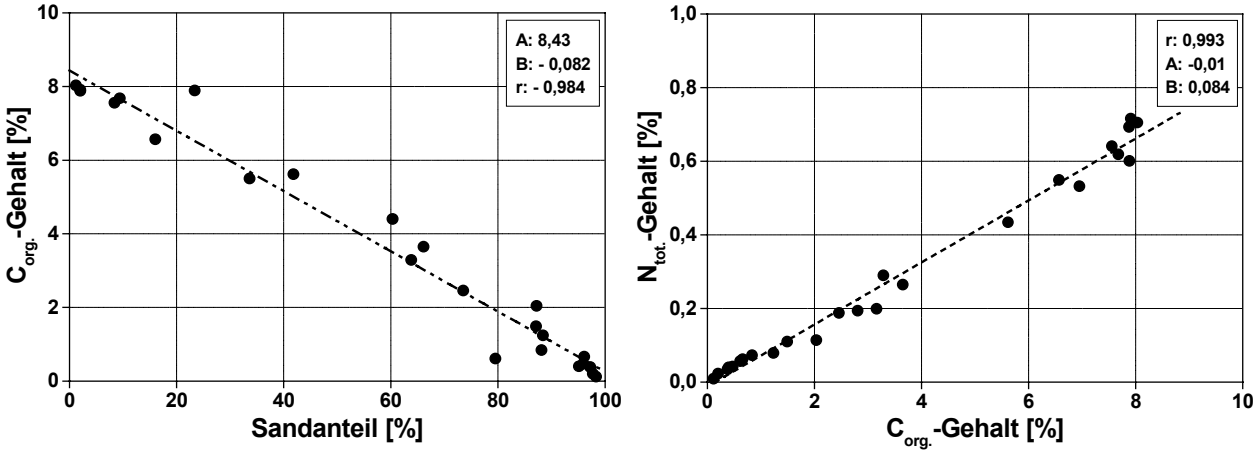


Abb. 2: Regressions-Beziehung (y = A + B * x) des organischen Kohlenstoffs zum Sandanteil (links) sowie des Gesamt-Stickstoffs zum organischen Kohlenstoff (rechts) in Buhnenfeldsedimenten zwischen Strom-km 474 und 485 [Daten: SCHWARTZ et al. 2001]

Bei den Spurenmetallen ist die elementspezifische anthropogene Schadstoffanreicherung zu berücksichtigen. Die höchste Überschreitung gegenüber der natürlich bedingten Ausgangskonzentration weist derzeit Cadmium auf. In der Reihe abnehmender Belastungsgrade folgen Zink, Quecksilber, Arsen, Blei, Kupfer, Nickel und Chrom [SCHWARTZ et al. 1999]. Stellvertretend für die Gruppe der gering angereicherten Elemente ist in Abbildung 3 die Beziehung von Nickel und für die Gruppe der stark anthropogen angereicherten Elemente, die von Zink zum organischen Kohlenstoff dargestellt. Grau unterlegt sind die Bereiche, die nach KRÜGER & PRANGE [1999] als einzugsbedingte elementspezifische Hintergrundkonzentrationen für die Kornfraktion < 20 µm angesehen werden können. Zu erkennen sind ähnlich enge Beziehungen zum organischen Kohlenstoff wie bei den Nährstoffen. Der mittlere Nickel-Gehalt für sandfreie Proben liegt bei 77 mg/kg und der von Zink bei 1650 mg/kg.

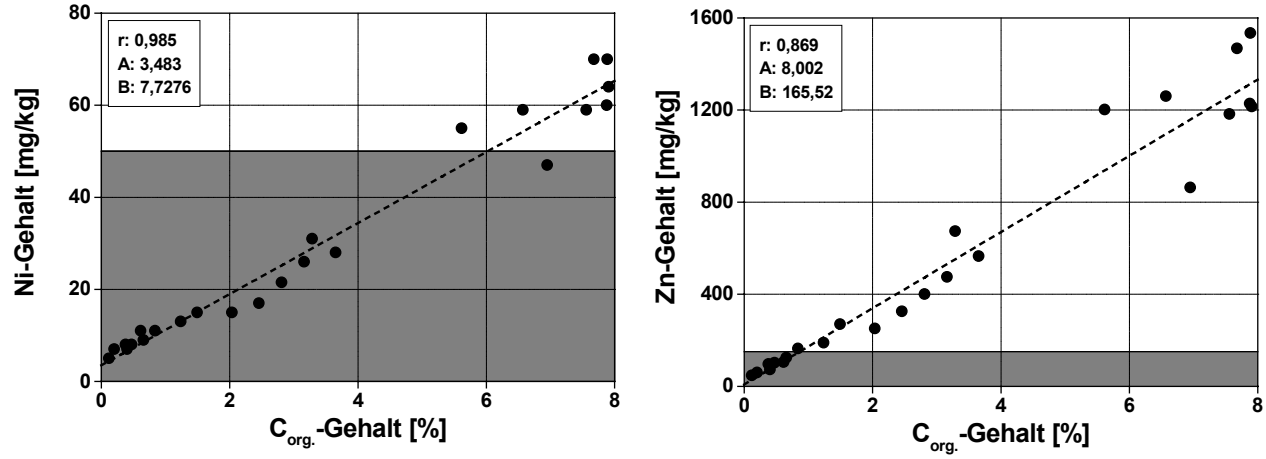


Abb. 3: Regressions-Beziehung (y = A + B * x) des Gesamt-Nickelgehaltes zum organischen Kohlenstoff (links) sowie des Gesamt-Zinkgehaltes zum organischen Kohlenstoff (rechts) in Buhnenfeldern zwischen Strom-km 474 und 485 [Daten: SCHWARTZ et al. 2001]

Aus ökologischer Sicht ist, insbesondere aufgrund der Schadstoffproblematik, die Kenntnis über die Sedimentationsbedingungen der feinkörnigen organogenen Partikel von großer Bedeutung. Die Abbildung 4 zeigt, dass im untersuchten Buhnenfeld am Strom-km 420,9 bei einer Anströmgeschwindigkeit zwischen 10 und 14 cm/s die höchsten Schwebstoff-Aussinkraten zu beobachten sind. Maximal beträgt die mittels Tellerfallen [KOZERSKI & LEUSCHNER 1999] ermittelte Trappingrate in diesem Geschwindigkeitsbereich, während einer Phase sehr hohem Schwebstoffvorkommens, 700 g TM/m²/d. Bei einer angenommenen Dichte von 1,25 g/cm³ entspräche dies einem jährlichen Sedimentzuwachs von ca. 20 cm. Da die Sestonkonzentration im Jahresverlauf phasenweise aber deutlich geringer ist, muß real von einer wesentlich geringeren maximalen jährlichen Zuwachsrate ausgegangen werden. Messungen am Ende einer langanhaltenden Niedrigwasserphase ergaben für die, aufgrund ihrer bräunlichen Färbung leicht von den älteren, schwarz gefärbten Ablagerungen unterscheidbaren frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten, einen Durchschnittswert von 5 cm/a. Außerhalb dieser bevorzugten Sedimentationszonen ist die Trappingrate in den Arealen mit niedrigerer Strömungsgeschwindigkeit aufgrund einer verminderten Nachlieferung an aussinkbaren Stoffen kleiner. In Zonen mit höheren Fließgeschwindigkeiten ist das Schwebstoffangebot zwar sehr hoch, hier verhindert aber die turbulente kinetische Energie des bewegten Wassers teilweise das Aussinken der Partikel. Darüber hinaus ist die Resuspension bereits sedimentierter Partikel denkbar.

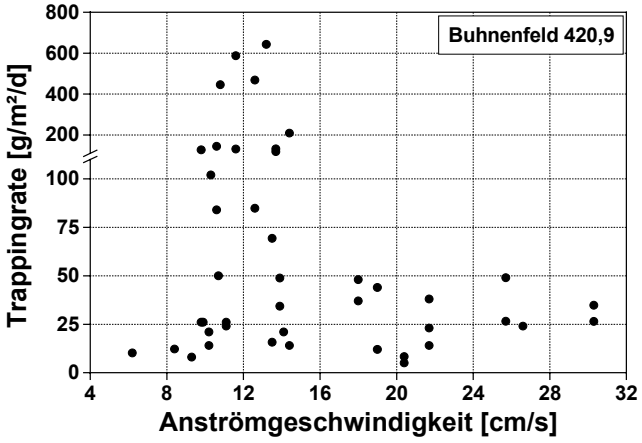


Abb. 4: Beziehung der Trappingrate feiner Sedimente zur Anströmgeschwindigkeit in einem Buhnenfeld am Strom-km 420,9

Ein weiterer wichtiger abiotischer Faktor, der in den Buhnenfeldern wirksam ist, sind die stark schwankenden Wasserstände. In der Abbildung 5 sind die monatlichen Hauptwerte (HHW = höchstes Hochwasser, HMW = höchstes Monatsmittel, MW = Monatsmittel, NMW = niedrigstes Monatsmittel, NNW = niedrigstes Niedrigwasser) des Pegels ‚Lenzen' (Strom-km 474,5) aufgetragen (Datengrundlage: Tagesmittelwerte der Jahre 1964 - 97 [GRÖNGRÖFT 1999]). Es zeigt sich, dass nur mit geringen Unterschieden in jedem Monat sowohl mit Niedrigwasser als auch Hochwasser zu rechnen ist. Erst bei Betrachtung der mittleren Wasserstände (langjähriger Mittelwasserstand: 15,5 mNN) bildet sich ein für die Elbe als Schnee-Regen-Typ charakteristischer Jahresgang mit den höchsten Pegelwerten im Frühjahr und niedrigsten Wasserständen im Spätsommer heraus. Die maximale Differenz während der einzelnen Monate variiert zwischen 4,0 und 5,3 m.

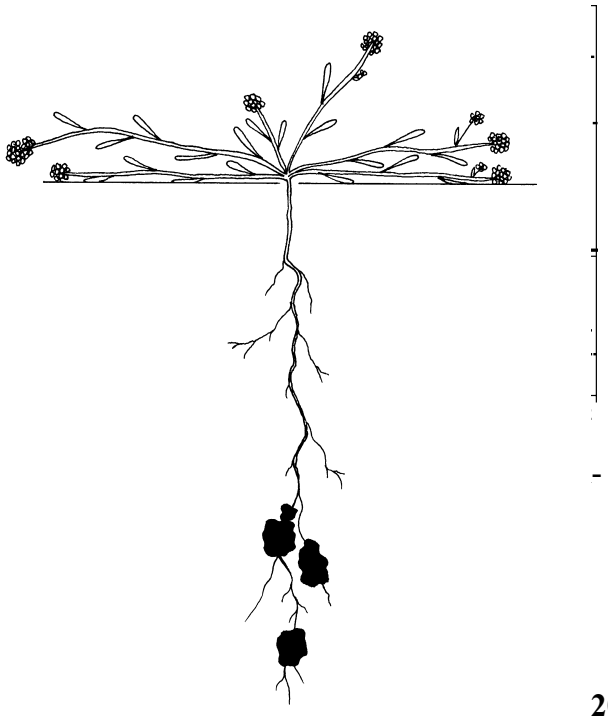


Abb. 6: Einwachsen in Schlammklumpen von *Corrigiola litoralis* [aus: NEBELSIEK 2000]

Die in der Regel während der Vegetationsperiode zurückgehende Wasserlinie

schafft innerhalb der Buhnenfelder einen Lebensraum, der zunächst frei von höheren Landpflanzen ist. Aufgrund der extremen abiotischen Verhältnisse sind an diesen Stellen nur wenige Pflanzenarten in der Lage, sich anzusiedeln und einen erfolgreichen Generationszyklus zu durchlaufen. Es handelt sich um annuelle Arten, die besondere Anpassungsstrategien aufweisen. Beispielsweise entwickeln zahlreiche Schlammbesiedler eine ausgeprägte sproßbürtige Bewurzelung, welche eine hohe Stabilität gegen Wellenschlag und Strömung bei auftretenden Sommerhochwässern gewährleistet. Darüber hinaus nutzen diese Arten mit ihren Wurzeln ausschließlich die oft nur geringmächtigen, obersten oxidierten Schlammlagen (wenige Zentimeter). Reduzierte Zonen bleiben dagegen ausgespart. Andere Arten durchlaufen ihren kompletten Generationszyklus innerhalb weniger Wochen, da sie im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode von konkurrenzstärkeren Arten verdrängt werden. Einige Besiedler weichen zur Konkurrenzvermeidung auf für das individuelle Wachstum ungünstigere, sandige Standorte aus. Hierbei ist, im Vergleich zu den artgleichen Schlammbesiedlern, häufig eine Umwandlung oder Reduktion ihrer morphologischen Strukturen (Verhältnis Sproß/Wurzel, Wuchsform) zu beobachten. Die Ausbildung einer langen Pfahlwurzel und das Durchwurzeln von kleinen, im Boden befindlichen Schlammlinsen (s. Abb. 6) sorgen an diesen Extremstandorten für eine ausreichende Wasser- und Nährstoffversorgung.

Da Lebensräume mit ausgeprägter Morpho- und Hydrodynamik hierzulande sehr selten sind, finden sich nach NEBELSIEK [2000] an den Ufern der unteren Mittelelbe zahlreiche Rote-Liste-Arten, die, je nach angrenzendem Bundesland, zumindest als gefährdet bis sogar vom Aussterben bedroht bewertet werden. Beispiele sind: Strahlender Zweizahn (*Bidens radiata*), Hirschsprung (*Corrigiola litoralis*), Wiesen Alant (*Inula britannica*), Schlammling (*Limosella aquatica*), Kleines Flohkraut (*Pulicaria vulgaris*), Igelsamige Schuppenmiere (*Spergularia echinosperma*), Roter Wasser-Ehrenpreis (*Veronica catenata*). Den trockenfallenden Uferbereichen fällt damit aus naturschutzfachlicher Sicht eine wichtige ökologische Bedeutung zu.

Zusammenfassung und Ausblick

Das Bild der Übergangszone zwischen Fluß und Aue hat sich an der unteren Mittelelbe in den vergangenen Jahrhunderten aufgrund der wasserbaulichen Maßnahmen stark gewandelt. Die Buhnenfelder als künstlich geschaffener Lebensraum stellen ein schützenswertes Sekundär-Biotop für bundesweit seltene Ufervegetationsformen dar. Der Vergleich von historischen und aktuellen Karten zeigt, das die Buhnenfelder seit dem Bau der Buhnen zu großen Teilen zusedimentiert sind, wodurch die Ausdehnung der subhydrischen und semiterrestrischen Wechselzonen erheblich zurückgegangen ist. Aus ökologischer Sicht ist es wichtig, einem weiteren Verlust solcher Areale entgegen zu wirken. Um dies zu bewirken, müssten stark verlandete Buhnen stellenweise wieder freigebaggert werden. Hierbei stellt sich aber das Problem, dass der anfallende Aushub (soweit er feinkorn- und organikreich ist) aufgrund der hohen Schadstoffbelastung deponiert werden muss. Ein Einsatz in der Landwirtschaft, wie ihn die IKSE [1995] fordert, ist nicht möglich. Angestrebt werden muss deshalb eine weitere, deutliche Verbesserung der Schwebstoffqualität der Elbe. Wünschenswert ist es, den Verlandungstendenzen innerhalb der Buhnenfelder durch ein modifiziertes Strömungssystem (Veränderung der Buhnen-Geometrie) entgegen zu wirken. Darüber hinaus sollte eine verstärkte Sohlenerosion durch weiteren Buhnenausbau bzw. die gezielte Vertiefung des Flussschlauches vermieden werden. Beides führt zu einem Absinken der Wasserlinie bei mittleren und niedrigen Wasserständen in steilere Bereiche des Flussprofils, einhergehend mit einem großen Flächenverlust der wertvollen Wechselfeuchtzone.

Literatur

GRÖNGRÖFT A. [1999]: *Die Überflutungswahrscheinlichkeit der Auen im Bereich der unteren Mittelelbe*. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 44, S. 155-170.

FRICKE D. [1992]: *Ökologische Aufwertung von Buhnenfeldern und Vorlandgewässern an der Elbe*. Informationsbroschüre des staatlichen Amtes für Wasser und Abfall, Lüneburg, 28 S.

HARMS O. & KIENE S. [1999]: *Morphologische Gewässerstrukturen der Elbe 1776 und 1992.* Fachtagung Elbe. ‚Dynamik und Interaktion von Fluß und Aue', Universität Karlsruhe, S. 97-98.

IKSE [1995]: *Die Elbe - Erhaltenswertes Kleinod in Europa*. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, Magdeburg, 64 S.

JÄHRLING K.-H. [1996]: *Ein Beitrag zum Einsatz künstlicher Wasserbausteine bei der Gewässerunterhaltung aus Sicht der Ökologie*. Informationsbroschüre des staatlichen Amtes für Umweltschutz, Magdeburg, 64 S.

KOZERSKI H.P., KUHN T. & TOTSCHE O. [2001]: *In-situ Messungen der Sedimentationsraten partikulären Materials in Buhnenfeldern der Elbe.* Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2000, Tutzing, S. 121-126.

KOZERSKI H.P. & LEUSCHNER K. [1999]: *Plate Sediment Traps for slowly moving waters.* Water Researche, Vol. 33, 13, pp. 2913-2922.

KRÜGER F. & PRANGE A. [1999]: *Ermittlung geogener Hintergrundwerte an der Mittelelbe und deren Anwendung in der Beurteilung von Unterwassersedimenten*. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 44, S. 39-51.

NEBELSIEK A. [2000]: *Die Vegetation der Buhnenfelder an der unteren Mittelelbe in Abhängigkeit von den Böden*. Unveröffentl. Diplomarbeit am Institut für Angewandte Botanik und Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, 101 S.

PUDELKO A. & PUFFAHRT O. [1981]: *Hannover und Preußen betrieben gemeinsam den Ausbau der Elbe zu einer neuzeitlichen Wasserstraße*. Jahresheft des Heimatkundlichen Arbeitskreises Lüchow-Dannenberg, 8, S. 169-181.

ROHDE H. [1998]: *Das Elbegebiet.* In: Eckoldt (Hrsg.) Flüsse und Kanäle - Die Geschichte der deutschen Wasserstraßen, DSV Hamburg, S. 173-245.

SCHWARTZ R., NEBELSIEK A. & GRÖNGRÖFT A. [1999]: *Das Nähr- und Schadstoffdargebot der Elbe im Wasserkörper sowie in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten am Meßort Schnackenburg in den Jahren 1984-1997*. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 44, S. 65-83.

SCHWARTZ R., GRÖNGRÖFT A. & MIEHLICH G. [2001]: *Probleme der Auwaldwiederherstellung und Folgen der Deichrückverlegung - Wasser- und Stoffhaushalt der Böden*. Abschlußbericht des BMBF-Verbundforschungsvorhabens ‚Auenregeneration durch Deichrückverlegung' (FKZ: 0339571), Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, 391 S.

SUKHODOLOV A., ENGELHARDT C., BUNGARTZ H., KRÜGER A. & KRÜGER H. [2001]: *Strömungsmuster in Buhnenfeldern: Ein Fallbeispiel an der Elbe.* Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 13, S. 27-34.

Untersuchungen zum Stoffumsatz in Buhnenfeldern der Elbe

Regina Eidner [1], Volker Kirchesch [1], Helmut Guhr [2], Michael Böhme [1], Dieter Müller [1]

[1] Bundesanstalt für Gewässerkunde, Schnellerstr. 140, 12439 Berlin
[2] Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung (Magdeburg)

Keywords: Buhnenfelder, Elbe, Stillwasserzonen, Stoffhaushalt, Gütemodell.

1. Einleitung

In Form von Buhnenfeldern sind auf einem 465 km langen Elbabschnitt oberhalb des Wehres Geesthacht Stillwasserzonen vorhanden, dessen Einfluss auf den Stoffhaushalt der Elbe quantifiziert werden soll. Der Beitrag behandelt Feld- und Modelluntersuchungen im Rahmen zweier Projekte aus dem BMBF-Forschungsverbund Elbeökologie, die noch nicht abgeschlossen sind. Da die schrittweise Realisierung der Modellvorstellungen und die Datengewinnung parallel laufen und sich gegenseitig ergänzen, soll durch die kritische Auseinandersetzung mit den vorläufigen Ergebnissen eine Optimierung der Methoden und die Fokussierung auf wesentliche Prozesse erreicht werden.

2. Modellvorstellungen und Stand der QSim-Buhnenfelderweiterung

Stoffumsetzungsprozesse im Fließgewässer sind so komplex, dass die Quantifizierung des Anteils der Stillwasserzonen am Gesamtstoffumsatz der Elbe ohne ein geeignetes Modell praktisch nicht durchführbar ist. Die Bundesanstalt für Gewässerkunde verfügt mit dem Fließgewässergütemodell QSim (Kirchesch et al., 1999) über ein eindimensionales Modell, welches bezüglich der Komplexität der darin integrierten Stoffumsetzungsprozesse den Anforderungen nahekommt. Stoffaustauschprozesse mit Stillwasserzonen, wie sie Buhnenfelder darstellen, sind darin zunächst nicht berücksichtigt. Zur räumlichen Erweiterung von QSim um das Kompartiment Buhnenfelder wurde das sogenannte Totzonenmodell implementiert, welches in der operativen Gewässerkunde für die Vorhersage der Ausbreitung havarieartig eingeleiteter Schadstoffe verwendet wird. Das Grundkonzept für die Elbeanwendung wurde in (Eidner et al., 1996) vorgestellt. Da zusätzlich zum Hauptstrom über den ganzen Flußlauf ein zweiter "Streifen" längs der Flußachse zu simulieren ist, war in einem ersten Schritt das Gleichungssystem zu doppeln. Die einzelnen Gütemodellbausteine können im Rahmen der verfügbaren und noch zu erarbeitenden Datenbasis funktional angepasst und validiert werden. Die Kopplung zwischen den Kompartimenten ist für jede einzelne Modellzustandsgröße durch zwei ortsabhängige Totzonenparameter eindeutig definiert, welche ihrerseits als Totzonenanteil an der Querschnittsfläche und Austauschrate zwischen Hauptstrom und Buhnenfeldern physikalisch interpretierbar sind. Diese Parameter sind aus großskaligen Tracermessungen bestimmt worden (Eidner et al., 1998) und werden nunmehr als externe Datei in das erweiterte QSim eingelesen.

Der Prototyp der QSim-Buhnenfelderweiterung umfasste im September 2001 folgende Wassergütekriterien: Wassertemperatur, BSB_5, CSB, NH_4, NO_2, NO_3, Gesamt-N, Orthophosphat, Gesamt-P, Kieselalgen, Grünalgen und Rotatorien. Defizite gibt es vor allem noch im Bereich des Schwebstoffhaushaltes und der benthischen Organismen. Bis zum Jahresende 2001 sollen wichtige kontinuierlich erfassbare Parameter wie die Sauerstoffkonzentration oder der pH-Wert - differenziert nach Hauptstrom und Stillwasserzonen - errechnet werden, welche ihrerseits die Fertigstellung der meisten anderen Gütemodellbausteine voraussetzen.

Räumlich hochaufgelöste Messungen der Wassertemperatur und Leitfähigkeit vom Juli 2001 bestätigen eindrucksvoll die Richtigkeit grundlegender Modellannahmen (Abb. 1). An einem Tag wie dem 26.7.2001 heizen sich tagsüber die Buhnenfelder mehr auf als der Hauptstom, wobei sich im Anschluss an eine starke Dynamik (mittags) letztlich eine relative Gleichverteilung im Buhnenfeld ergibt. Nachts kühlt das Wasser in den Buhnenfeldern stärker ab, weshalb sich der um 6 Uhr morgens beobachtete Querverlauf der Wassertemperatur etwa spiegelbildlich zu den 18 Uhr ermittelten Werten verhält. Die Unterschiede zwischen rechtem und linken Buhnenfeld resultieren aus der unterschiedlichen Tiefe, welche links über eine ca. 4km lange Fließstrecke (Gleithang bei km 469) im Mittel geringer ist als rechts. Bei der Leitfähigkeit fällt zunächst der Gradient vom linken zum rechten Ufer auf. Dieser wird im Totzonenmodell nicht abgebildet und weist darauf hin, dass oberhalb liegende Einleiter, hier die Nebenflüsse Saale und Havel, noch nicht vollständig eingemischt sind. Übereinstimmend mit der Philosophie des Totzonenmodells geht am 26.7. 2001 abends bei ansteigender Wasserführung infolge Verdünnung die Leitfähigkeit im Hauptstrom schneller zurück als in den Buhnenfeldern. Während die Wasserbeschaffenheit im Hauptstrom sofort die geänderten Abflussbedingungen widerspiegelt, zeigt sich in den Buhnenfeldern das längere "Gedächtnis" aufgrund der dort höheren Aufenthaltszeiten.

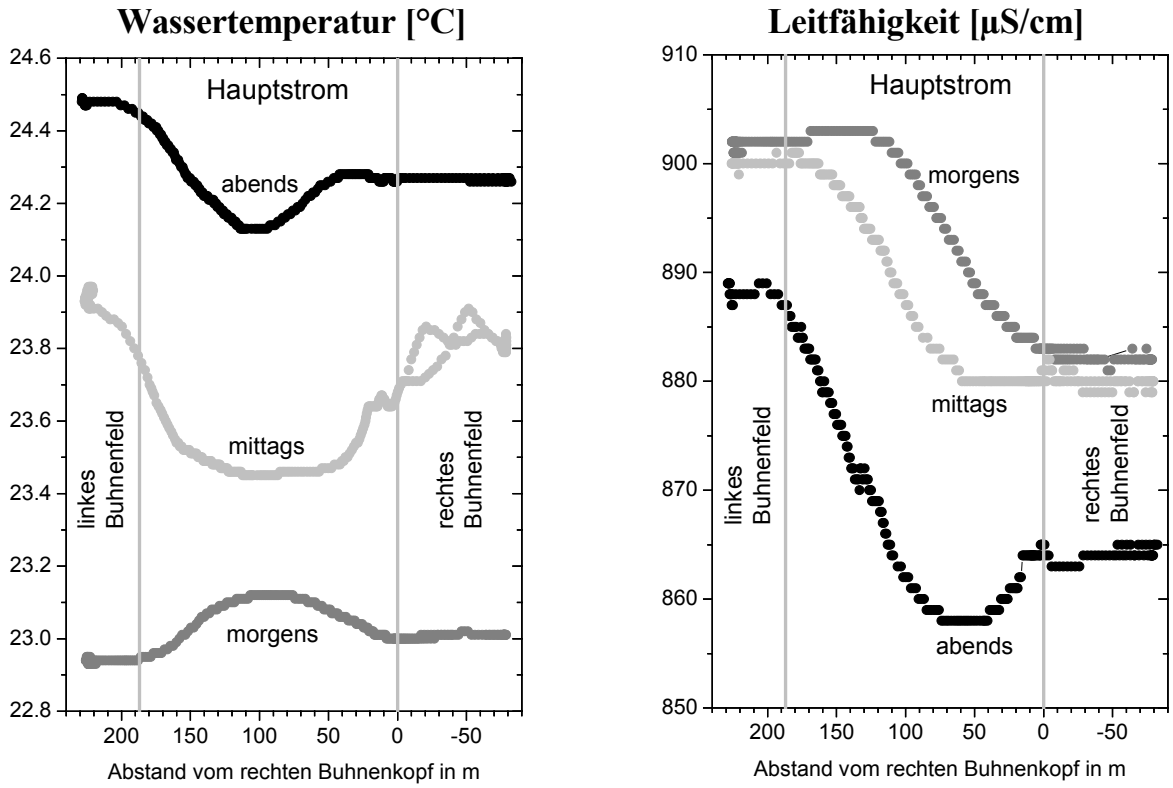


Abb. 1: Hochaufgelöste Sondenmessungen vom 26.7.2001 am Elbe-km 472.6

Beispielhaft zeigt Abb. 2 eine Längsschnittsimulation der Wassertemperatur für einen 200 km langen Abschnitt der buhnenverbauten Elbe. Die Simulation erfolgte in Anlehnung an die Daten der fließzeitkonformen Bereisung vom Sommer 2000, wobei abweichend von den tatsächlichen Verhältnissen hier konstante Schönwetterbedingungen angenommen wurden. Dadurch kann der Zusammenhang zwischen der mittleren Tiefe der Buhnenfelder (im oberen Teil der Grafik) und den Tagesamplituden der Wassertemperatur deutlicher herausgearbeitet werden. Je flacher die Buhnenfelder sind, desto höher ist die simulierte Tagesamplitude der Wassertemperatur. Die Nährstoffe und Algen wurden auf ähnliche Weise simuliert und im mündlichen Vortrag interpretiert. Da das Teilmodell zum Schwebstoffhaushalt für das Stillwasserzonen-Kompartiment noch fehlt, ist eine

Interpretation der erhaltenen Ergebnisse derzeit noch mit mehr Fragen behaftet als Antworten gegeben werden können.

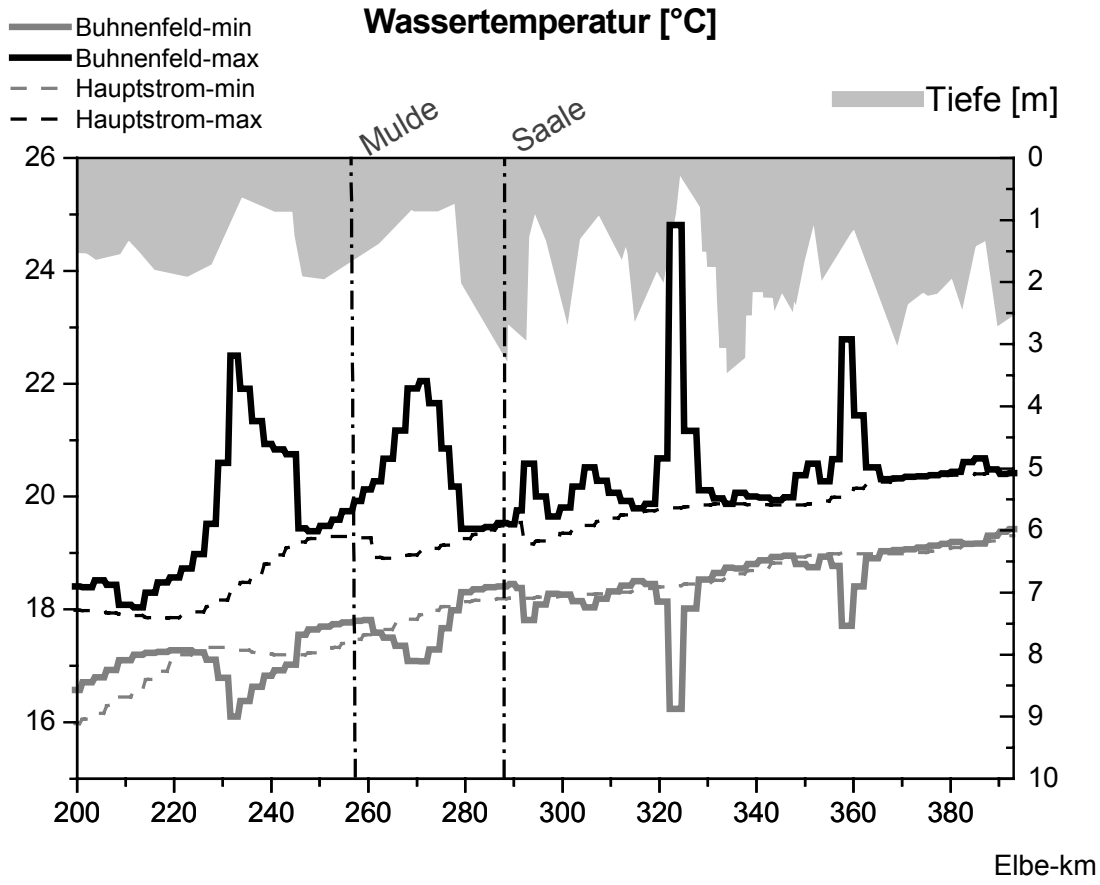


Abb. 2: Simulation der Tagesamplituden der Wassertemperatur in Buhnenfeldern im Vergleich zum Hauptstrom

3. Felduntersuchungen

Bereits bei einer fließzeitkonformen Messaktion vom 26.6.-7.7.2000 entlang der Elbe (Böhme et al., 2001) wurden Proben am linken und rechten Rand des Hauptstromes (etwa in Höhe des Buhnenkopfes), in einem anschließenden Buhnenfeld sowie in der Flussmitte entnommen. Die Messstellen waren jeweils etwa eine Tagesfließstrecke voneinander entfernt und wurden 18 Uhr sowie am nächsten Morgen 6 Uhr beprobt. Dadurch ist es neben der Gewährleistung vergleichbarer physiologischer Bedingungen für die Organismen auch gelungen, die Amplituden der Tagesschwankungen zu bestimmen. Naturgemäß kollidiert die Strategie der fließzeitkonformen Beprobung teilweise mit dem Wunsch, vollständig durchmischte Querprofile auszuwählen, was auf weiten Strecken unterhalb der Nebenflussmündungen (insbesondere Saale und Havel) nicht gegeben ist. In den nachfolgenden Betrachtungen wird jeweils die dem Buhnenfeld am nächsten gelegene Messstelle (links oder rechts) im Strom zum Vergleich herangezogen. Inwieweit dieser Messpunkt den (ungestörten) Hauptstrom charakterisiert, wird durch laufende Untersuchungen geprüft. Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse einer Intensivuntersuchung am Elbe-km 473 bei Cumlosen vom 28.5.-1.6.2001. Neben Sonderuntersuchungen, die im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter ausgeführt werden, wurden an diesem Messquerschnitt drei Tage hintereinander jeweils 6 Uhr und 18 Uhr Probenahmen im rechten Buhnenfeld, sowie in der angrenzenden Fließlamelle des Hauptstromes durchgeführt.

Tab. 1: Vergleich der Mittelwerte von Beschaffenheitsparametern zwischen buhnenfeldnaher Hauptstromlamelle (HS) und Buhnenfeld (B) an der Messstelle Cumlosen (km 473) im Zeitraum 28.05. – 01.06.01, N-Anzahl der Werte

Probestelle / Güteparameter		**6 Uhr** (N=3)			**18 Uhr** (N=3)		
		Buhne (B) rechts	Hauptstrom (HS) rechts	% Abweichung (B-HS)/HS	Buhne (B) rechts	Hauptstrom (HS) rechts	% Abweichung (B-HS)/HS
Wassertemp.	°C	18.0	18.2	**-0.9**	18.6	18.6	**0.0**
O_2	mg /l	8.3	8.5	**-2.4**	11.1	10.9	**1.5**
O_2	%	87.7	90.3	**-3.0**	118.3	116.0	**2.0**
pH - Wert	-	8.59	8.63	**-0.4**	8.96	8.95	**0.1**
Trübung	NTU	25.00	28.33	**-11.8**	22.00	27.67	**-20.5**
Leitfähigkeit	µS/cm	872.0	872.7	**-0.1**	867.3	866.3	**0.1**
Chl-a (HPLC)	µg /l	113.3	124.3	**-8.9**	134.2	144.4	**-7.1**
Phaeophytin	µg /l	54.8	60.7	**-9.7**	45.7	54.3	**-15.8**
Chl-a Fluoreszenz (bbe)	µg /l	63.0	68.8	**-8.4**	70.1	70.8	**-1.0**
Chlorophyceen	µg /l	14.41	14.20	**1.5**	15.75	14.55	**8.2**
Cyanophyceen	µg /l	1.84	2.33	**-21.1**	0.61	0.67	**-9.0**
Diatomeen	µg /l	46.43	52.26	**-11.2**	52.91	54.73	**-3.3**
Chrysophyceen	µg /l	0.35	0.03	**1279.4**	0.78	0.83	**-5.5**
CSB	mg /l	39.90	40.50	**-1.5**	37.33	161.47	**-76.9**
PO_4-P gesamt	mg /l	0.23	0.27	**-11.9**	0.24	0.27	**-10.2**
PO_4-P gelöst	mg /l	0.04	0.04	**-0.8**	0.04	0.04	**9.6**
PO_4-P ortho	mg /l	0.03	0.02	**13.2**	0.03	0.03	**6.7**
N gesamt	mg /l	4.08	4.17	**-2.3**	4.17	4.22	**-1.2**
N organisch	mg /l	1.47	1.50	**-1.7**	1.54	1.55	**-0.7**
NH_4 - N	mg /l	0.08	0.07	**16.0**	0.08	0.07	**20.5**
NO_2 - N	mg /l	0.02	0.02	**0.0**	0.02	0.02	**-11.0**
NO_3 - N	mg /l	2.6	2.6	**-2.0**	2.5	2.6	**-1.9**
Si gelöst	mg /l	0.20	0.16	**25.2**	0.15	0.15	**2.0**
m - Wert	mmol /l	1.9	1.9	**1.4**	1.9	1.9	**-1.6**
Ca 2+	mg /l	87.1	84.9	**2.6**	88.3	85.9	**2.8**
Mg 2+	mg /l	15.2	14.7	**2.9**	16.2	15.9	**1.9**
Wasserhärte	°dH	15.7	15.1	**3.7**	16.1	15.7	**2.8**
Chlorid	mg /l	147.3	143.0	**3.0**	144.7	144.7	**0.0**
Seston (AFS)	mg /l	33.5	49.3	**-32.1**	29.9	42.7	**-30.1**
Glühverlust	%	30.7	28.0	**9.8**	39.7	31.2	**27.0**
TOC	mg /l	9.4	10.4	**-9.3**	9.3	10.5	**-11.7**
DOC	mg /l	5.6	5.6	**0.6**	5.8	5.8	**0.6**
BSB_5	mg /l	4.6	5.2	**-11.5**	5.9	6.2	**-4.4**
C - BSB_5	mg /l	3.8	3.3	**13.7**	4.8	4.3	**11.7**
N - BSB_5	mg /l	0.8	1.9	**-56.7**	1.1	1.9	**-41.2**
MNSL[1]	mg /l	0.8	1.8	**-58.1**	1.4	1.7	**-19.6**

[1] Maximaler Nitrifikationssauerstoffbedarf unter standardisierten Laborbedingungen

Eine andere Probenahmestrategie wird bei wöchentlichen Untersuchungen an der Messstelle Magdeburg am Elbe-km 317 realisiert. Seit Ende Mai 2000 werden hier 2-Punkt-Untersuchungen jeweils für das in die Buhne einströmende sowie für das ausströmende Wasser um 30 Minuten zeitversetzt vorgenommen, was etwa der Zeit entspricht, die Walze des Wasserkörpers im Buhnenfeld für eine Umdrehung benötigt. Diese Messserie wurde bei nahezu konstanten Abflussverhältnissen (etwas über MNQ) bis Dezember 2000 durchgeführt. Bei den in Tabelle 2 aufgeführten Mittelwerten blieben die durch Schifffahrt beeinflussten Messergebnisse unberücksichtigt.

Tab. 2: Vergleich der Mittelwerte von Beschaffenheitsgrößen zwischen Buhnenkopf im Hauptstrom (HS=einströmendes Wasser) und Buhnenfeldauslauf (B=ausströmendes Wasser) an der Messstelle Magdeburg (km 317), N-Anzahl der Werte

Probestelle / Güteparameter		**Sommer** (23.05.-19.09.2000 mit N=12)			**Winter** (26.09.-05.12.2000 mit N=9)		
		Buhnenfeld (B) links	Hauptstrom (HS) links	rel. Abw. (B-HS)/HS %	Buhnenfeld (B) links	Hauptstrom (HS) links	rel. Abw. (B-HS)/HS %
Wassertemp.	°C	18.6	18.7	**-0.2**	9.9	9.9	**0.0**
O2	mg /l	10.5	10.0	**4.8**	10.1	10.1	**0.0**
Chl-a (HPLC)	µg /l	117	118	**-1.0**	15.1	15.5	**-2.6**
CSB	mg /l	29.8	29.7	**0.3**	17.3	17.7	**2.3**
PO4-P gesamt	mg /l	0.25	0.25	**-2.8**	0.19	0.21	**-9.5**
PO4-P gelöst	mg /l	0.07	0.07	**0.0**	0.14	0.15	**-6.7**
PO4-P ortho	mg /l	0.06	0.06	**0.0**	0.12	0.12	**0.0**
N gesamt (TNb)	mg /l	5.52	5.54	**-0.4**	6.01	6.05	**-0.7**
N-gelöst (DNb)	mg /l	4.61	4.70	**-1.9**	5.76	5.82	**-1.0**
NH4 - N	mg /l	<0,019	<0,019		0.11	0.11	**0.0**
NO2 - N	mg /l	0.020	0.020	**0.0**	0.033	0.033	**0.0**
NO3 - N	mg /l	3.7	3.8	**-2.4**	4.6	4.5	**0.9**
Si gelöst	mg /l	1.47	1.54	**-4.6**	3.74	3.72	**0.5**
Seston (AFS)	mg /l	26.0	34.0	**-23.6**	6.4	10.1	**-36.6**
PON	mg /l	1.04	1.41	**-26.2**	0.93	0.95	**-2.1**
PP	mg /l	0.15	0.16	**-9.4**	0.04	0.05	**-8.5**
POC	mg /l	5.5	5.6	**-0.7**	1.4	1.7	**-17.6**
SPL	mg /l	17	16.9	**0.4**	4.9	5.3	**-8.2**

Die Ergebnisse verschiedener Untersuchungsstrategien zeigen übereinstimmend, dass im Buhnenfeld eine Abnahme der Schwebstoffkonzentration gegenüber dem Hauptstrom erfolgt, wobei der prozentuale Glühverlustanteil am Schwebstoffgehalt in der Regel zunimmt.
Die Tagesschwankungen von Wassertemperatur und Sauerstoff sind im Buhnenfeld deutlich höher als im Hauptstrom. Bei der Mehrzahl der untersuchten Nährstoffkomponenten und Chlorophyll-a liegen die Konzentrationsänderungen entweder unter einer hier mit 5% angenommenen Fehlergrenze oder sie differieren mal in die eine und mal in die andere Richtung. Daher ist zu vermuten, dass je nach meteorologischen und sonstigen Randbedingungen jeweils unterschiedliche Teilprozesse innerhalb eines komplexen Wirkungsgefüges hervortreten. Diese werden weder über eine zeitliche noch über eine räumliche Mittelwertbildung ausreichend klar erfasst. Dagegen erscheint die hochauflösende Messung mit Sonden erfolgversprechender, um Einzelereignisse unter definierten Randbedingungen zu erfassen und diese im Modell zu simulieren. Besonders geeignet

sind abflusskonstante Tage in einer länger anhaltenden Schönwetterperiode. Vor allem ist die Sauerstoffmessung zu nennen, welche einerseits genau genug ist, um räumlich-zeitliche Unterschiede aufzuzeigen und andererseits im engen Zusammenhang mit weniger gut erfassbaren Güteparametern steht. Zwar konnte gerade wegen der komplexen Wechselbeziehungen mit fast allen anderen Modellzustandsgrößen der Sauerstoffgehalt in diesem vorläufigen Stadium der QSim-Buhnenfelderweiterung noch nicht simuliert werden. Dennoch zeichnet sich die Richtung des weiteren Vorgehens hiermit ab. Hochaufgelöste pH- und Algenfluoreszenzmessungen können ähnlich zur Validierung des erweiterten Gütemodells beitragen. Bei den Nährstoffparametern ist es wegen der hohen Prozessdynamik bei Nichtvorhandensein einer kontinuierlichen Erfassung eher unwahrscheinlich, dass signifikante Unterschiede bei den Konzentrationen im Buhnenfeld im Vergleich zum Hauptstrom aufgedeckt werden.

3. Zusammenfassung und Ausblick

Es wurde ein Totzonenmodell zur differenzierten Beschreibung der Stoffumsetzungsprozesse im Hauptstrom und in Buhnenfeldern aufgebaut und wesentliche Funktionalitäten getestet.

Zur Prozessanalyse und Modellvalidierung wurden Spezialuntersuchungen durchgeführt, deren Erfolg jeweils von bestimmten Bedingungen abhängt.

- fließzeitkonforme Elbebereisung mit Erfassung der Tagesschwankungen und Probenahmen in 8 Messquerschnitten (Buhnenfeld, links, Mitte, rechts) 26.6.-7.7.2000
- Wöchentliche 2-Punkt-Untersuchungen eines Magdeburger Buhnenfeldes (jeweils für ein- und ausströmendes Wasser) seit Ende Mai 2000. Hier: Auswertung bis Ende 2000
- Intensivmessungen in Cumlosen quer zum Elbe-km 473 vom 28.5.-1.6.2001
- Sondenmessungen quer zum Elbe km 473 vom Juli 2001 und quer zum Elbe-km 568 vom August 2001

Die QSim-Buhnenfelderweiterung umfasste zum Vortragstermin im September 2001 die Gütekriterien Wassertemperatur, BSB_5, CSB, NH_4, NO_2, NO_3, gesamt-N, ortho-PO_4, gesamt-P, Kiesel- und Grünalgen sowie Rotatorien.

Vom Modell-Prototyp bis zur Erschließung der potentiellen Möglichkeiten des neuen Prognoseinstrumentes ist es noch ein langer Weg. Obwohl also ein Teil der biologischen Prozesse noch im Detail zu klären und die QSim-Buhnenfelderweiterung noch nicht komplett ist, wurde bereits ein international bemerkenswerter Stand erreicht, da es vergleichbare Lösungen nicht gibt.

Literatur

Böhme, M., Eidner, R., Ockenfeld, K. & Guhr, H. (2001): Ergebnisse der fließzeitkonformen Elbelängsschnittbereisung 26.6.-7.7.2000, Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-1309, 206 S.

Eidner, R., Hanisch, H.-H., Hilden, M., Specht, F.-J. & Ilse, J. (1998): Simulation der Tracerversuche an der Elbe. *8. Magdeburger Gewässerschutzseminar*, 20.-23.10.1998, Karlsbad. S. 107-108.

Eidner, R., Kirchesch, V. & Müller, D. (1996): Biozönotische Modelle mit Stillwasserzonen und Quereinmischung. *7. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Vorseminar "Gewässer-Informationssysteme. Datenmanagement und Modellierung von Stromlandschaften"*, 20.-22.10.1996, Budweis. S. 60-64.

Kirchesch, V., Eidner, R. & Müller, D.: (1999). Gewässergütemodellierung in der BfG. In: *Beiträge zum Kolloquium "Mathematische Modelle in der Gewässerkunde"*, Vol. BfG-Mitteilung Nr. 19, Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz, S. 105-114.

Primärproduktion in Hauptstrom und Buhnenfeldern der Elbe: ein Vergleich

Klaus Ockenfeld
Umweltforschungszentrum Magdeburg, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg

1 Einleitung

Der vorliegende Bericht befaßt sich mit Verteilungsmustern und der Produktionsleistung des Elbe-Phytoplanktons. Ziel der während einer Längsbereisung der Elbe sowie einiger stationär über einen längeren Zeitraum durchgeführter Untersuchungen war es, die planktische Primärproduktion (PP) und Respiration (PR) zwischen den Teilkompartimenten (Buhnenfelder und Hauptstrom) der Elbe zu vergleichen und hinsichtlich des Einflusses der Stillwasserzonen auf den Hauptstrom zu bewerten.

2 Material und Methoden

Die zur Angabe von Photosyntheseleistungen wichtigen Kriterien Lichtintensität und Chlorophyll*a*-Gehalt wurden parallel zu den Produktionsmessungen bestimmt. Zur Lichtmessung im Gewässer (UW-Lichtklima) kamen zwei gleichzeitig ins Gewässer eingebrachte sphärische Quantensensoren (LI-COR, Modell SA) zum Einsatz. Zur Bestimmung der den Phytoplanktern während der Inbubationsversuche zur Verfügung stehenden Photonenflußdichte wurden Globalstrahlungswerte des Deutschen Wetterdienstes verwendet. Die Analyse der Chlorophylla-Gehalt (Chl*a*) erfolgte nach Filtration von 0,5 L Probewasser auf GF/F-Filter (Sartorius) mittels HPLC-Analysetechnik.
Die Aktivität des Phytoplanktons wurde je nach Fragestellung mit unterschiedlichen Methoden ermittelt. Für die Ermittlung wichtiger Kriterien der Photosynthese-Licht-Relationen wurde in allen Fällen das Modell von Webb et *al.* (1974) verwendet. Dieses Modell (Gleichung 1) enthält keinen Photoinhibitionstherm und wurde ausgewählt, um diversen Untersuchungen aus der Vergangenheit Rechnung zu tragen, die Fehlkalkulationen der integralen Produktion bei Berücksichtigung einer Photoinhibition in turbulent durchmischten Systemen beschreiben konnten. Nähere Erläuterungen hierzu finden sich bei Nixdorf & Behrendt (1991) und Ockenfeld (2001).
Für die spezifische Primärproduktion (P_{spez}[$mgO_2 mgChl a^{-1} h^{-1}$]) unter gegebenen Lichtbedingungen (I_{spez}[$\mu E\ m^{-2}\ s^{-1}$]) gilt:

$$P_{spez} = P_{\max}(1 - e^{(-I_{spez} / I_K)} = (1 - e^{(-\alpha * I_{spez} / P_{\max})}) \qquad (1)$$

P_{max} maximale chlorophyll*a*-spezifische Photosyntheserate ($mgO_2\ mgChla^{-1}\ h^{-1}$)
α Anfangsanstieg der Photosynthese-Licht-Relation ($mgO_2\ mgChla^{-1}\ E^{-1}\ m^2$)

Sauerstoffmethode nach Winkler
Während der fliesszeitkonformen Elbbereisung (26.06.- 07.07.2000) wurde die Primärproduktionsleistung von Hauptstrom- und Buhnenfeldwasser an den mittels Pegel-Fließzeit-Funktion vorberechneten Messpunkten unter Verwendung der Hell-Dunkel-Flaschen-Methode nach Winkler bestimmt. Das jeweils aus 0,5 m Tiefe entnommene Wasser wurde in 125 ml Winklerflaschen für 4 Stunden in 0m, 0,15m, 0,3m, 0,45m und 0,6 m statisch inkubiert. Je 2 Dunkelflaschen wurden parallel ins Wasser eingebracht. Kompensationstiefe und Kompensationslichtintensität ergaben sich

aus der linearen Extrapolation der Anfangsanstiege der Photosynthese-Licht-Relationen (P-I-Kurven). Die flächenspezifische Primärproduktion wurde als Integral der P-I-Kurven ausgewertet.

PAM-Fluorometrie

Mittels eines PAM-Fluorometers (Firma Walz, Effeltrich) wurde die Chlorophyll*a*-Konzentration und die Aktivität unterschiedlicher Algengruppen (Cyanobakterien, Chlorophyceen, Diatomeen) über die Dauer mehrerer Tage kontinuierlich aufgezeichnet. Die Untersuchungen fanden am Elbe-Km 472,4 statt und dienten dem Vergleich zwischen ufernahem Wasser (Buhnenkopf) und Haupt--stromwasser. Diese Messungen wurden im Frühjahr (27.-31.05.2001), im Sommer (23.07.-25.07.2001) und im Herbst (24.-28.09.2001) durchgeführt.

3 Ergebnisse

In Abb. 1 bis 3 werden die Resultate bzgl. des Chl*a*-Gehaltes, des UW-Lichtklimas sowie der integralen PP und PR der fließzeitkonformen Elbbereisung dargestellt. Es wurden die Messstellen

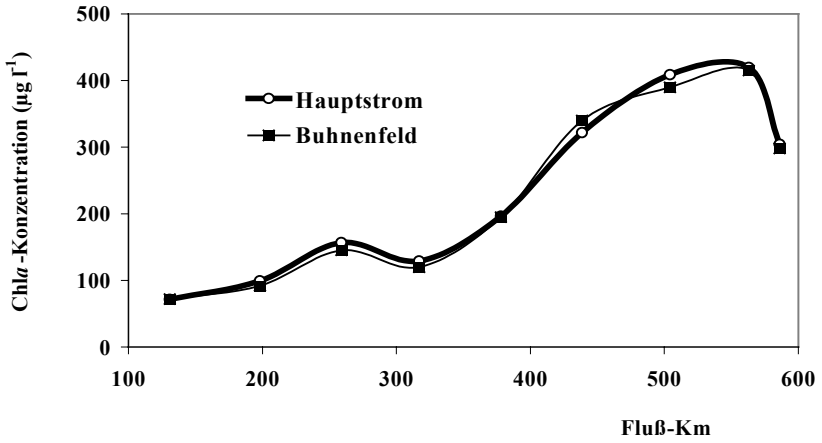


Abb. 1: Chlorophyll*a*-Gehalte entlang der fliesszeitkonform beprobten Elbe-Fliessstrecke

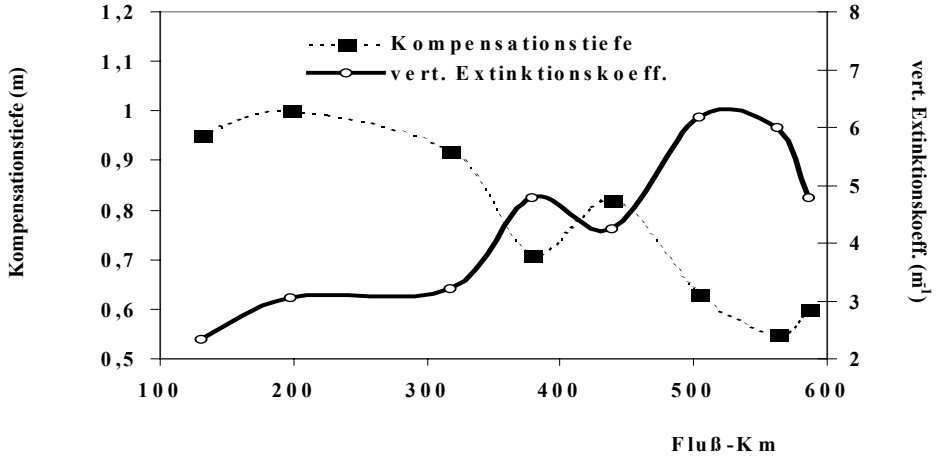


Abb. 2: Vertikale Attenuation an den jeweiligen Inkubationsstandorten entlang der Fliessstrecke; die angebenen Kompensationstiefen waren für die Wasserproben aus Hauptstrom und Buhnenfeld identisch.

Mühlberg (KM 131), Mündung Schwarze Elster (KM 198), Muldemündung (Km 258,8) [nur für Chlorophyll], Magdeburg (KM 317), Ferchland (Km 378), Havelberg (KM 438), Dömitz (KM 504), Barförde (KM 563) und Geesthacht (KM 586) beprobt.
Der Verlauf der Chlorophyll*a*-Konzentration zeugt von nahezu kontinuierlich anwachsender Phytoplanktonbiomasse im Verlauf der deutschen Elb-Fließstrecke. Ausnahmen bilden insbesondere ein starker Abfall der Konzentration unterhalb der Muldemündung, sowie eine Reduktion des Chlorophyll-Gehaltes unterhalb Barförde. Systematische Differenzen zwischen den beiden Teilkompartimenten Hauptstrom und Buhnenfeld konnten nicht nachgewiesen werden, mit Maximalwerten um 400 µg l^{-1} Chl*a* gilt die Elbe als hocheutrophes Gewässer.
Abb. 2 dokumentiert die Unterwasser-Lichtverhältnisse und in deren Abhängigkeit jene Gewässertiefe, in welcher gerade keine positive Netto-Primärproduktion mehr stattfinden konnte (Kompensationstiefe). Die vertikale Lichtschwächung im Wasserkörper nahm entsprechend des Chlorophyll*a*-Anstieges entlang der Fließstrecke fast stetig zu, war zwischen Hauptstrom und Buhnenfeld jedoch ebenfalls nicht signifikant unterschiedlich. Die Werte für den vertikalen Extinktionskoeffizienten schwankten zwischen 2,3 und 6,2 m^{-1}, die geringere Lichtschwächung war im oberen Elbabschnitt anzutreffen. Der ε-Maximalwert (6,2 m^{-1}) trat bei Fluß-Km 504 (Dömitz) auf. Die Kompensationstiefe (Nettoproduktion = 0) zeigte ein entgegengesetztes Längsprofil, reduzierte sich folglich entlang der Fließstrecke. Bis Magdeburg war der deutsche Teil der Elbe im oberen ersten Meter der Wassersäule produktiv, flußabwärts nahm die Mächtigkeit der euphotischen Zone ab und sank bis unter 0,6 m Wassersäule. Die nicht dargestellten Werte für Kompensations-Lichtintensität bzw. Lichtintensität bei ToB lagen um 10-45 µE m^{-2} s^{-1}.

Integrale Primärproduktion und Respiration:
Auch hinsichtlich Primärproduktion und Respiration waren keine systematischen Differenzen zwischen Hauptstrom und Buhnenfeldwasser feststellbar (siehe Graphik 3). Es muss jedoch beachtet werden, dass die planktische Produktion als Leistung pro Fläche, die Respiration als Volumenbezug angegeben wurde; eine bilanzierende Gegenüberstellung von Produktion und Respiration kann nur unter Zuhilfenahme einer Tiefenverteilung im Gewässer vorgenommen werden. Auf diesen noch ausstehenden Teilaspekt soll in der Diskussion vertiefend eingegangen werden.

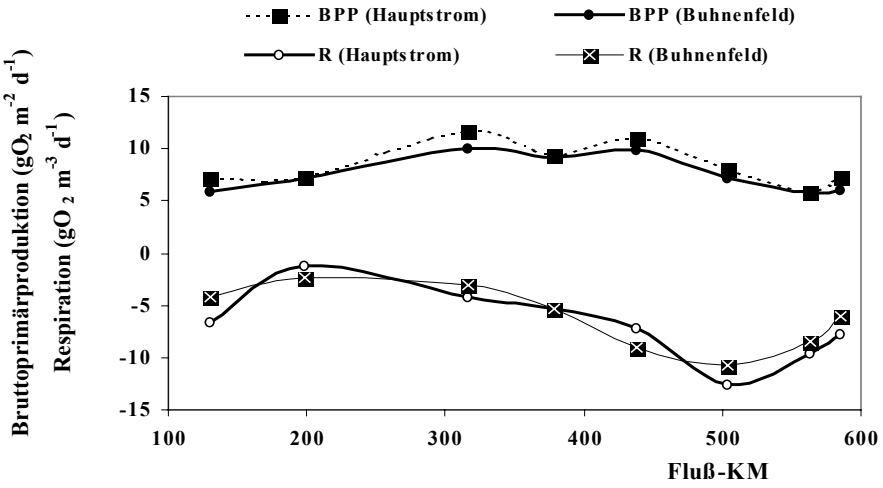


Abb. 3: Integrale BPP und Respiration entlang der Fliessstrecke. Beachte: BPP als Produktion pro Fläche, R als Leistung pro Wasservolumen angegeben.

Abb.4 zeigt den Verlauf der mittels PAM-Fluorometrie bestimmten Konzentration an Diatomeen-Chlorophyll*a* an einer ufernahen (Buhnenkopf) und einer flussmittigen Messstelle am Elbe-Km 472,4. Die Graphik verdeutlicht, dass die zeitliche Dynamik an beiden Messstellen korrelliert, im ufernahen Bereich jedoch kontinuierlich geringere Mengen Diatomeen auffindbar waren als im Hauptstrom. Der Uferbereich beinhaltet vor der Messstelle eine lange Kette von Buhnenfeldern, die Vorgeschichte der beprobten Wassermassen sollte sich also erheblich unterscheiden. Zur beprobten Jahreszeit wirkte diese Buhnenfeldkette offenbar als Senke für das Phytoplankton. Die spezifische

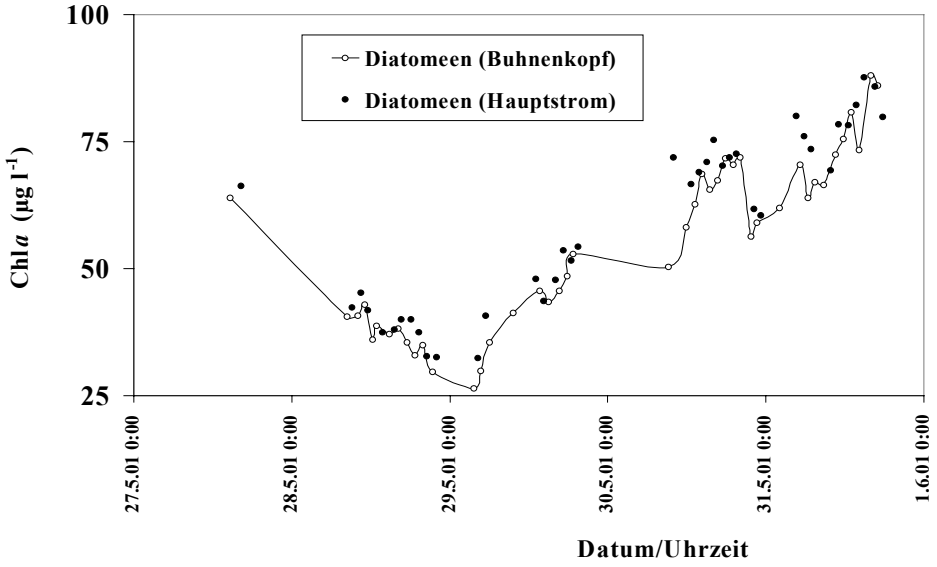


Abb. 4: Zeitlicher Verlauf der Konzentration von Diatomeen-Chlorophyll*a* in ufernahem Wasser (Buhnenkopf) und Hauptstromwasser am Elbe-Km 472,4. Gemessen wurde mit einem PAM-Fluorometer (Fa. Walz, Effeltrich).

Aktivität des Chlorophylls (gemessen als Elektronentransportraten in Abhängigkeit der verfügbaren Lichtintensität) war hingegen nicht nachweisbar verschieden. Die Resultate wurden daher nicht gesondert dargestellt. Dies gilt ebenso für die Konzentrationen und Aktivitäten des Chlorophylls *a* der Chlorophyceen und Cyanobakterien. Deren Biomasse war sehr gering, Unterschiede zwischen Buhnenkopfwasser und Hauptstromwasser waren daher nicht signifikant.

Diskussion

Im Mittelpunkt der Diskussion steht die Frage nach einer Quellen- bzw. Senkenfunktion der Buhnenfelder für den Hauptstrom der Elbe. Hierbei müssen zwei unterschiedliche Ebenen betrachtet werden. Zunächst gilt es, Homogenitäten bzw. Heterogenitäten im aktuellen Verteilungsmuster zwischen Hauptstrom und Buhnenfeld festzustellen und zu bewerten. Erst im zweiten Schritt können mögliche funktionelle Unterschiede (und deren Steuergrößen) zwischen Stillwasserzonen und Hauptstrom diskutiert werden.

Verteilungsanalyse des standing stock

Die Ergebnisse der Elbe-Längsbereisung zeigten, dass sich die longitudinale Veränderung der beprobten Wasserinhaltstoffe (Chl*a*) bzw. Umsatzraten (PP, BP) zwischen den Teilkompartimenten Buhnenfeld (Stillwasserzone) und Hauptstrom nicht systematisch unterschied. Auffällige Differenzen waren nur dann ersichtlich, wenn die beprobten Wasserkörper von externen Systemen (z.B.

grossen Zuflüsse) unterschiedlich stark beeinflusst wurden. Entweder waren die gemessenen Kriterien lateral also tatsächlich zumeist mehr oder minder homogen verteilt, oder die verwendeten Methoden (Chl*a*-Analyse mittels HPLC, PP- und PR-Messung mittels Winkler-Methode) müssen für die Frage nach Verteilungsmustern als unzureichend empfindlich angesehen werden. Da die Aufenthaltszeiten zwischen Freiwasser und Buhnenfeld auf nur wenige Stunden geschätzt werden (Baumert, pers. Mitt.; Kozerski, pers. Mitt.), bleibt für die Geschehnisse innerhalb der Buhnenfelder wenig Zeit. Wahrscheinlich trifft also eine Kombination beider Möglichkeiten zu; hohe Austauschraten sorgen für nahezu gleichförmig verteilte Konzentrationen innerhalb und ausserhalb der Buhnenfelder; Prozesse innerhalb der Buhnenfelder (Sedimentation, Resuspension, erhöhter Fraß) sind nur mittels zusätzlicher Methoden detektierbar. Dabei muss berücksichtigt werden, dass es sich bei den genannten Grössen (Chl*a*, PP, PR) um integrierende Messparameter handelt. Ähnlich hoher Chl*a*-Gehalt kann durchaus von unterschiedlicher Algenzusammensetzung geprägt werden, die spezifische Leistung (PP, PR) evtl. von völlig unterschiedlichen Organismen getragen sein. Die Bestimmung von Chl*a*-Gehalten, PP und PR kann evtl. für Hauptstrom und Buhnenfeld identische Werte liefern, obwohl Zellzahl, Biomasse und cellspezifische Umsatzraten unterschiedlich sind. Die Suche nach Differenzen muss also mit empfindlicheren Methoden erfolgen, wobei eine Differenzierung auf Gruppen- oder Artniveau (Taxonomie) erfolgen sollte. Ausserdem können die als Quelle oder Senke fungierenden Areale innerhalb eines Buhnenfeldes nur dann mit hinreichender Präzision angegeben werden, wenn eine detaillierte Verteilungsanalyse (hohe Auflösung der Konzentrationsverteilung innerhalb des Buhnenfeldes) erfolgt. Konkret bedeutet dies, dass zu vergleichende Buhnenfelder und Hauptstromabschnitte flächendeckend und zeitlich hochfrequent beprobt werden müssen, um die Zufälligkeit von Stichproben zu unterbinden. Die für eine solche Analyse erforderliche Probenzahl würde sich mit herkömmlichen Methoden (Analyse einzelner Wasserproben) nicht bewältigen lassen. Insbesondere die Aufklärung der Phytoplanktonstruktur wäre mit mikroskopischer Auswertearbeit nur stichprobenartig durchführbar. Hier macht sich also der Einsatz von zeitlich und/oder räumlich hochauflösenden Geräten erforderlich. Wie in Graphik 4 (Entwicklung des Diatomeen-Chlorophylls mittels PAM) ersichtlich, können fluorometrische Methoden durchaus bei der Analyse auch geringer Unterschiede helfen. Das verwendete PAM-Fluorometer ermöglicht einen raschen Probendurchsatz und die Analyse zahlreicher Parameter des Phytoplanktons (P-I-Kurven dreier Algengruppen [als Elektronentransportraten], Chl*a*-Gehalt dreier Algengruppen, Aktivität der Algengruppen), kann aber nur stationär verwendet werden. Für die schnelle raumauflösende Analyse (z.B. Chl*a*- oder Tracer-Verteilungsmuster innerhalb eines Buhnenfeldes) müssen hingegen *in situ*- Fluorometer verwendet werden, die vom fahrenden Boot aus hantierbar sind.

Senken- und Quellenfunktion der Buhnenfelder

Die nahezu homogene Verteilung der Wasserinhaltstoffe und Umsatzprozesse an den untersuchten Flussabschnitten legt zunächst die Vermutung nahe, dass sich Hauptstrom und Buhnenfeld in ihrer Funktionsweise sehr ähnlich sind. Diese Interpretation wäre jedoch falsch, da sich beide Teilsysteme in hydraulischen Eigenschaften wesentlich unterscheiden. Dies betrifft neben der unterschiedlich langen Aufenthaltszeit des Wassers insbesondere auch die mittlere Wassertiefe. Ein gravierendes Beispiel für die Auswirkung solcher Differenzen soll an dieser Stelle geschildert und diskutiert werden. Böhme et *al.* (2001) stellten während o.g. Elbe-Längsbereisung fest, dass sich die Amplituden des Sauerstoff-Tagesganges in Buhnenfeldern und Hauptstrom sehr deutlich unterschied. Die Tagesdynamik war in den Buhnenfelder erheblich ausgeprägter. Die entsprechenden Prozesse (Primärproduktion und Respiration) sollten also ebenfalls sehr verschieden gewesen sein, was zunächst im Widerspruch zu den hier vorgestellten Resultaten steht. Diese hatten auch für die

Produktions- und Respirationsleistung beider Teilsysteme ähnliche hohe Werte erbracht. Eine Erklärung findet sich aber bei Berücksichtigung der entsprechenden Bezugsgrößen. Während die eigene gemessene Primärproduktion als Sauerstoffentwicklung pro Fläche angegeben wurde, konnte für die Respiration lediglich eine Volumenspezifik benannt werden. Eine Umrechnung in ebenfalls flächenspezifische Respirationsraten wäre nur unter Kenntnis der genauen Tiefenverteilung des Gewässers möglich gewesen. Hierzu müssen also noch morphologische Charakteristika ermittelt werden. Grundsätzlich gilt aber, dass die mittlere Tiefe der Buhnenfelder wesentlich geringer ist als jene des Hauptstromes, unter dem Quadratmeter Wasseroberfläche also auch viel weniger Sauerstoff gezehrt wird. Als logische Konsequenz ergibt sich hieraus, dass bei gleicher Primärproduktion pro Wasseroberfläche sehr viel mehr Respiration im Hauptstrom stattfindet. Dort befinden sich die Organismen auch am Tage überwiegend in Dunkelheit (vermehrte Respiration), da die produktive Schicht sehr gering ist (0,6-1,2m), die Tiefe des Hauptstromes hingegen deutlich höher liegt (3-5m). Phytoplankter des Hauptstromes wechseln durchmischungsbedingt also auch am Helltage kontinuierlich zwischen sauerstoffproduzierenden und sauerstoffzehrenden Phasen, während die Algen im Buhnenfeld überwiegend für eine positive Sauerstoff-Bilanz ausreichenden Lichtbedingungen ausgesetzt sind. Da auch die nächtlichen Respirationsraten pro Wasservolumen annähernd gleich verteilt sein sollten, ergibt sich ein Verhältnis zwischen dem Sauerstoffsaldo des Buhnenfeldes und jenem des Hauptstromes von grösser 1. Die gegenüber dem Hauptstrom erhöhte Netto-Produktion im Buhnenfeld sollte sich eigentlich auch in Form erhöhter Algen-Biomasse bemerkbar machen. Offensichtlich führen jedoch hohe Austauschraten zwischen den Wasserkörpern zur raschen Vergleichmässigung, womit Differenzen im standing stock kaum erfassbar sind.
Das vorgestellte Beispiel belegt einen deutlichen Unterschied in der Funktionsweise von Stillwasserzonen und Hauptstrom. Bezüglich der Photosynthese-Respirations-Bilanz kann festgehalten werden, dass Buhnenfelder vermutlich ganzjährig als Quelle für den Hauptstrom fungieren. Diese Rolle wird dabei natürlich von der Frequenz und Intensität gesteuert, mit der Buhnenfeldwasser und Hauptstromwasser ausgetauscht werden. Die dokumentierte Rolle als Quelle schliesst nicht aus, dass zeitgleich Algen vermehrt im Buhnenfeld „verloren“ gehen (Fraß, Sedimentation), also Quellen- und Senkenfunktion der Stillwasserzonen koexistieren. Für präzisere Aussagen diesbezüglich sind weitere Arbeiten von Nöten.

Literatur

Böhme, M., Eidner, R. Ockenfeld, K. & Guhr, H. (2001): Ergebnisse der fliesszeitkonformen Elbe-Längsschnittbereisung 26.06.-07.07.2000. – Berichte der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz. BFG –1309

Nixdorf, B. & Behrendt, H. (1991): Discrepancies between O_2 and ^{14}C-method resulting from measurements of primary productionn under condition of vertical mixing in a shallow eutrophic lake. – Verh. Internat. Verein. Limnol. **24**: 1268-1271

Ockenfeld, K. (2001): Die Bedeutung verminderter Wasserführung für phytoplankton-gekoppelte Stoffumsetzungen und den Sauerstoffhaushalt der Krummen Spree. – Dissertation. Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Webb, W., L., Newton, M. & Starr, D. (1974): Carbon dioxide exchange of Alnus rubra: A mathematical model. - Oecologia **17**: 281-291

Messung von Respiration und Parametern der Photosynthese-Licht-Beziehung von Phytoplankton der Elbe

Michael Böhme[1)], Volkmar Gerhardt[2)], Siegfried Heider[2)]

1) Bundesanstalt für Gewässerkunde, Schnellerstrasse 140, 12439 Berlin, Tel 030/63986-309, Fax -266, boehme@bafg.de

2) Universität Regensburg, Fakultät Physik, Universitätsstr.31, 93053 Regensburg

Keywords: Respiration, Primärproduktion, Potamalplankton, Ganglinienanalyse, delayed fluorescence, Benthal

Für die Beschreibung des Stoffumsatzes in der Elbe und anderen planktonreichen Fließgewässern ist die Bestimmung des planktischen Anteils und, durch die Bestimmung der Differenz zu den Ergebnissen von Ganglinienanalysen, des benthischen Anteils an Primärproduktion und Respiration hilfreich. Deshalb wurde eine Meßanordnung gebaut, welche in der Lage ist, die elementaren Stoffumsatzgrößen Respiration und Primärproduktion bei verschiedenen Lichtintensitäten in einem den Ganglinienanalysen adäquaten Zeitmaßstab zu bestimmen.

Der Versuchsaufbau mißt neben dem Sauerstoffverbrauch im Dunkeln die Sauerstoffproduktion im Hellen und die photosynthetisch aktive Chlorophyllkonzentration[1,2)]. Er wurde im Juli 2001 in der Wassergütemeßstation Cumlosen des Landesumweltamtes Brandenburg am Elbe-km 469 installiert.

Zur Messung der Respiration wird in einem festen Takt Wasser aus der Elbe in ein abgeschlossenes dunkles Gefäß gepumpt, dort 10 Minuten unter sanft induzierter Turbulenz gehalten, und die Abnahme der Sauerstoffkonzentration alle Sekunde aufgezeichnet. So kann über den Meßzeitraum von wenigen Minuten beobachtet werden, ob die Meßwerte eine statistisch sichere Abnahme erkennen lassen. Die Abnahme der Sauerstoffkonzentration über die 10 Minuten, errechnet aus dem Steigungsmaß der linearen Regression, ergibt das Atmungsmaß.

Daran schließt sich die Aufzeichnung einer P-I-Kurve bei 3 Stufen steigender Lichtintensität an. Die höchste Lichtintensität liegt in dem Bereich, in dem Lichtsättigung nahezu erreicht ist. Höhere Lichtintensitäten waren nicht möglich wegen Problemen mit der Wärmeabfuhr. Eine Blende steuert die Lichtintensität der 50 W Halogenlampe in vier Stufen. Das in die Küvette einfallende Licht wird gemessen und ebenfalls abgespeichert.

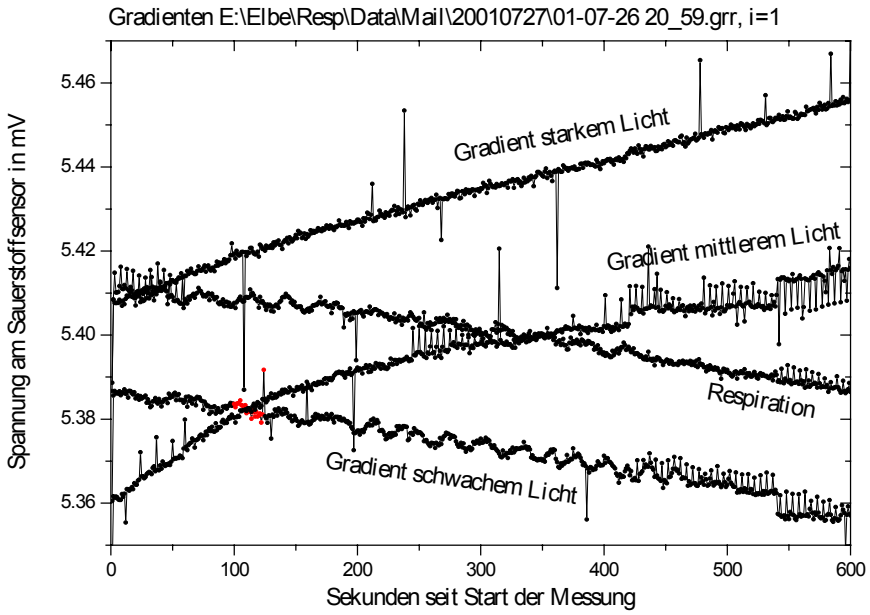
Die Küvette ist mit zwei WTW-Elektroden und einem Rührer bestückt. Die Rückwand wird mit einem starken Strom Flußwasser vollflächig temperiert. Eine Elektrode hängt an einem WTW Oxi 340, welches die Absolutwerte O_2 ausgibt. Die Spannung an der anderen Elektrode wird von einem Keithley 2000 6½-digit Multimeter gemessen.

Die Bestimmung der photosynthetisch aktiven Chlorophyll-Konzentration erfolgt über die verzögerte Fluoreszenz.

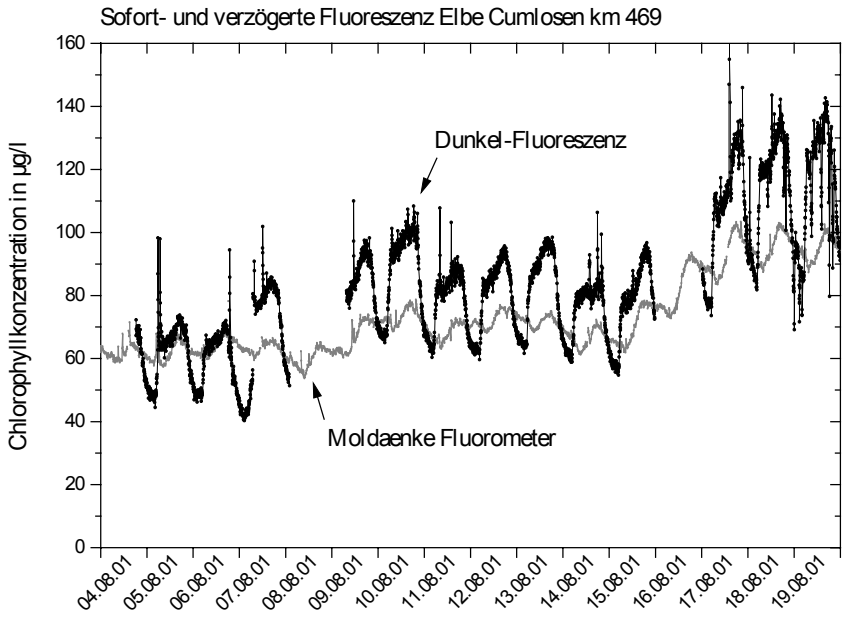
Nach erfolgter Messung wird das Gefäß entleert, mit Säure gesäubert, mit Flußwasser gespült und ein neuer Meßzyklus begonnen. Bei starker Unter- oder Übersättigung des Elbwassers wird vor dem Beginn der eigentlichen Messung die Sauerstoff-Konzentration in die Nähe der Sättigung gebracht. Ein Rührer hält nicht nur die Schwebstoffe des Elbwassers in Schwebe, sondern sorgt auch für eine optimale Anströmung der Sauerstoffsonde. Fünf Schlauchpumpen verteilen das Probenwasser zum DF-Fluorometer bzw. zur O_2-Meßkammer und pumpen Reinigungsflüssigkeit (1% bzw. 5%ige Phosphorsäure) in die Küvetten. Die Steuerung erfolgt über Mikroprozessoren. Der Programmablauf wird von einem übergeordneten PC gesteuert (TestPoint).

Die Steuerung erfolgt über PC, TestPoint. Die gewonnen Daten werden auf PC gespeichert und täglich per email an die BfG geschickt.

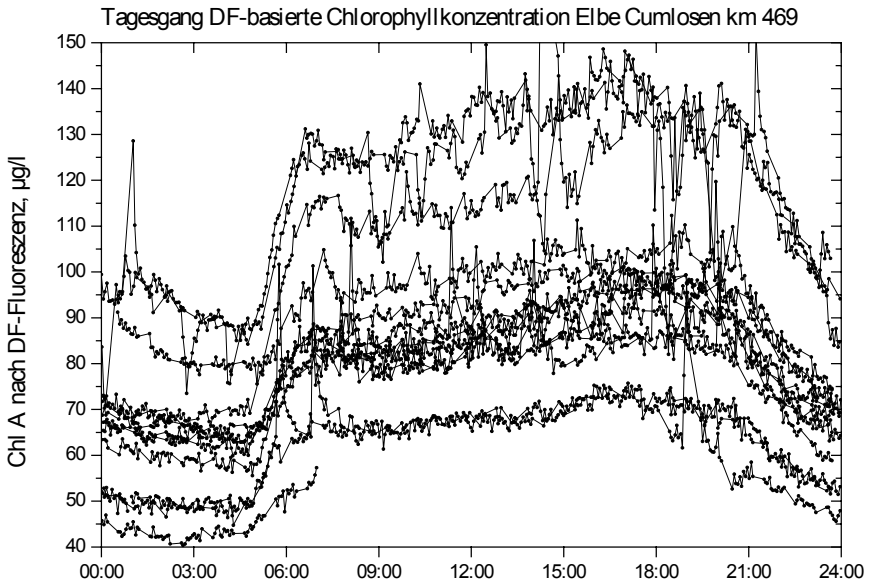
Die erste Grafik zeigt das Ergebnis eines Meßzyklus über 4 mal 10 Minuten. Die Spannung fällt im Dunkeln nahezu linear ab. Die periodischen Störungen bedürfen weiterer Klärung. Momentan wird angenommen, daß die Temperatur innerhalb des Meßzeitraumes konstant bleibt.



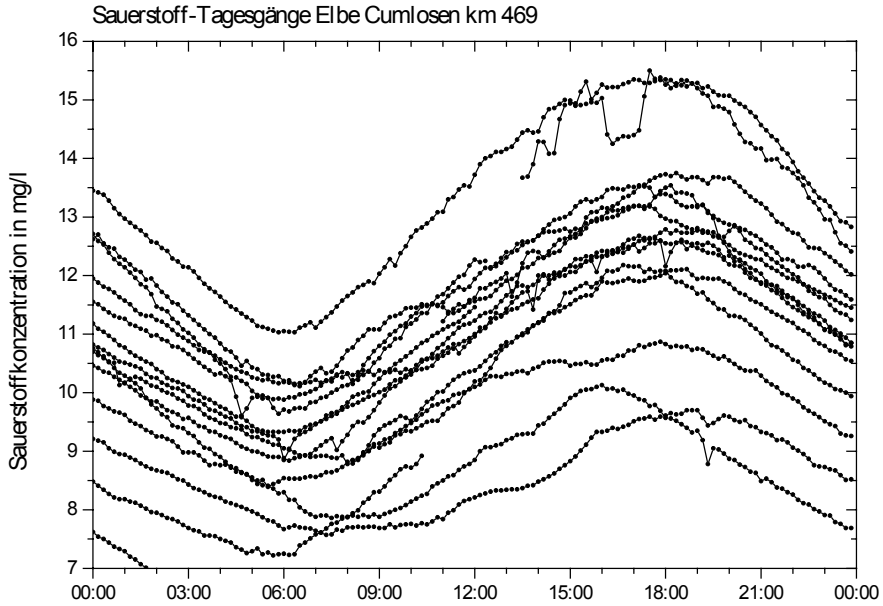
Die Konzentration der photosynthetisch aktiven Pigmente wird über das Integral der verzögerten Fluoreszenz nach definierter Vorbelichtung ca. alle 5 Minuten gemessen. Sie zeigt gegenüber der vom Moldaenke-1Hz-Gerät gemessenen prompten Fluoreszenz deutlich höhere Tagesschwankungen und eine andere Charakteristik im Tagesgang[3)]:



Die nächste Abbildung zeigt obige Wertereihe nochmals hochaufgelöst als Tagesgang über 24 Stunden:



Hier zum Vergleich die Sauerstofftagesgänge im selben Zeitraum:

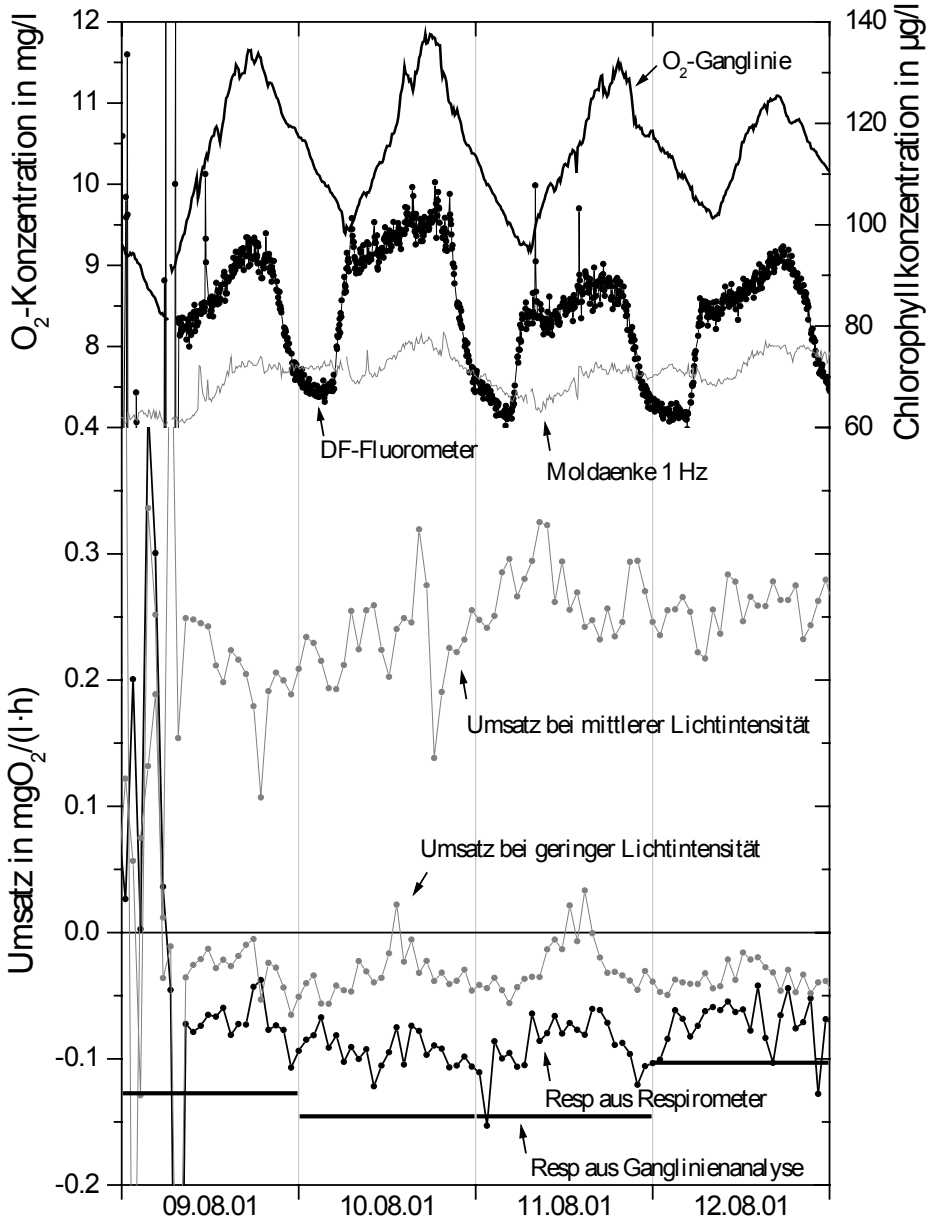


Aus den O_2-Tagesgängen wurden unter Berücksichtigung des Gasaustauschs mit der Atmosphäre Primärproduktion und Respiration des Gesamtsystems, d.h. des Benthal plus des Pelagials berechnet (die Meßwerte prompte Fluoreszenz und O_2-Konzentration wurden vom Landesumweltamt Brandenburg zur Verfügung gestellt).

Die letzte Abbildung zeigt beispielhaft die zu erwartenden Ergebnisse über 4 Tage. Oben sind die O_2-Ganglinie, sowie die Ganglinien der verzögerten Fluoreszenz und der prompten Fluoreszenz mit ihren typischen Tagesschwankungen dargestellt.

Unten die Respirationsraten im Stundentakt (aus Meßkammmer), sowie zum Vergleich die Tagesmittel der Respirationsraten, die aus den oben abgebildeten O_2-Ganglinien ermittelt wurden (SGA). Außerdem die O_2-Änderungsraten bei schwachem und bei mittlerem Licht.

Die Respirationsraten in der Meßkammer sind erwartungsgemäß geringer als die Respiration aus SGA, da in der Kammer die Atmung am Gewässergrund nicht mit gemessen wird. Die Differenz beider Werte ergibt einen Schätzwert für die O_2-Zehrung am Benthal.



1) GERHARDT, V. und BODEMER, U. (1999) Indirekte Biomassebestimmung des Phytoplanktons durch in-vivo-Fluoreszenz. – In: Tümpling, W. und Friedrich, G. (eds.): Methoden der biologischen Wasseruntersuchung, Band 2: Biologische Wasseruntersuchung, Fischer Verlag Jena/Stuttgart/Lübeck/Ulm: 375-398.

2) FRIEDRICH, G., GERHARDT, V., BODEMER, U., POHLMANN, M. (1998): Phytoplankton composition and chlorophyll concentration in freshwaters: Comparison of delayed fluorescence excitation spectroscopy, extractive spectrometric method and Utermöhl method. Limnologica 28(3): 223 –228.

3) GERHARDT, V. and BODEMER, U. (2001): Delayed fluorescence: an in-vivo method for electron transport studies and on-line applications in limnology. – In: PS2001 The 12th Internatinal Congress on Photosynthesis, Brisbane, Australia 18-23 August 2001.

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002

EMPIRISCHE IDENTIFIKATION DER FÜR DEN STOFFHAUSHALT IM NECKAR MAßGEBENDEN PROZESSE

Ingo Haag und Bernhard Westrich
Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, 70550 Stuttgart, Email: ingo.haag@iws.uni-stuttgart.de

Keywords: Sauerstoffhaushalt, Eutrophierung, Sekundärbelastung, Hauptkomponentenanalyse

Zusammenfassung: Dank enormer Erfolge beim technischen Gewässerschutz konnte die Belastung des staugeregulierten Neckars mit Zehr- und Nährstoffen in den vergangenen Jahrzehnten drastisch reduziert werden, wodurch sich auch der Sauerstoffhaushalt weitgehend stabilisierte. Nach wie vor treten jedoch vereinzelt kritische Situationen mit Sauerstoffkonzentrationen deutlich unter 6 mg/L insbesondere unterhalb des Ballungsraums Stuttgart auf. Um geeignete Maßnahmen hiergegen ableiten zu können, müssen zunächst die für den Stoffhaushalt maßgebenden Prozesse identifiziert und hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Sauerstoffgehalt bewertet werden. Hierzu wurden die von der LfU Baden-Württemberg an sechs Stationen routinemäßig erhobenen Güteparameter mit Hilfe von Hauptkomponentenanalysen näher untersucht. Hierbei stellte sich heraus, dass die Sauerstoffsättigung im gesamten staugeregulierten Bereich des Neckars in erster Linie durch die gegenläufigen Prozesse planktischer Photosynthese einerseits und Respiration bzw. mikrobiellen Abbau größtenteils algenbürtiger organischer Substanz andererseits gesteuert wird. Die enge Verknüpfung zwischen der Dynamik des Phytoplanktons und dem Sauerstoffhaushalt wird durch die Analyse des Jahresganges von Chlorophyll-a und Sauerstoff untermauert. Um zukünftig ausgeprägte Sauerstoffuntersättigungen aber auch die ökologisch ebenfalls bedenklichen hohen Übersättigungen zu vermeiden, sollte daher langfristig die Eutrophierung bekämpft werden.

1 EINLEITUNG

Die Analyse und Interpretation kontinuierlich erhobener hydrobiologischer und hydrochemischer Parameter ermöglicht die Dokumentation zeitlicher Veränderungen der Gewässergüte. Zudem sind die im Rahmen von Monitoringprogrammen gewonnenen Daten nach wie vor unabdingbar für ein verbessertes Verständnis der für die Wasserqualität maßgeblichen Prozesse sowie für die Kalibrierung und Validierung numerischer Simulationsmodelle. Allerdings sind die aus Monitoringprogrammen resultierenden multivariaten Datensätze oftmals so komplex, dass sie sich einer einfachen Interpretation entziehen. Um diese Datensätze umfassend zu analysieren bieten sich folglich Verfahren aus der multivariaten Statistik, wie die Hauptkomponenten- oder Faktorenanalyse an (Reyment und Jöreskog, 1993; Petersen et al., 2001). Mit Hilfe dieser statistischen Verfahren können häufig die maßgeblichen Einflussfaktoren extrahiert werden, was eine zielgerichtete weitere Analyse der Datensätze ermöglicht. Darüber hinaus erlauben diese explorativen Methoden auch Schlüsse hinsichtlich der Ursachen von beobachteten Gütedefiziten.

In der vorliegenden Arbeit wird die Hauptkomponentenanalyse verwendet, um routinemäßig erhobene Gewässergütedaten des staugeregulierten Neckars zu analysieren. Hierdurch sollen die für den Stoffhaushalt maßgeblichen Prozesse identifiziert und hinsichtlich ihres Einflusses auf den Sauerstoffhaushalt bewertet werden. Auf der Grundlage der Ergebnisse wird eine zielgerichtete Analyse der für den Sauerstoffhaushalt relevanten Prozesse durchgeführt. Zudem werden Hinweise auf geeignete Simulationsmodelle und erfolgversprechende Maßnahmen zur weiteren Stabilisierung des Sauerstoffhaushalts gegeben.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Der Neckar entwässert ein Einzugsgebiet von 14,000 km^2, das mit einer Einwohnerdichte von nahezu 700 Einw./km^2 insbesondere im mittleren Neckarraum sehr dicht besiedelt ist. An seiner Mündung in den Rhein beträgt der mittlere Abfluss ca. 147 m^3/s, was einer relativ geringen Abflussspende von ca. 10,5 $L/km^2/s$ entspricht. Aufgrund der geringen Abflussspende und hohen Besiedlungsdichte besteht insbesondere bei Niedrigwasser ein Großteil des Abflusses aus Abwasser. Auf seinen unteren 203 km zwischen Plochingen und der Mündung bei Mannheim wurde der Neckar mit Hilfe von 27 Stauanlagen schiffbar gemacht. Hierdurch wurden Fließgeschwindigkeit und Turbulenz drastisch reduziert, so dass der Gasaustausch mit der Atmosphäre sehr gering ist. Infolge dieser schlechten Rahmenbedingungen kam es bis in die 70er Jahre immer wieder zu extremen Sauerstoffmangelsituationen und in deren Folge zu Fischsterben; sowohl die pelagische als auch die benthische Biozönose wurde von unempfindlichen Ubiquisten dominiert (Alf, 1991; Wnuck, 2000). In den letzten drei Jahrzehnten konnte diese extreme Situation vor allem durch den massiven Neu- und Ausbau von Kläranlagen weitgehend entschärft werden. Insbesondere die Zehrstoffkonzentrationen (BSB_5, NH_4) und

damit die Primärbelastung aber auch die Nährstoffkonzentrationen wurden auf einen Bruchteil der Konzentrationen in den 70er Jahren reduziert (Haag et al., 2001). Hierdurch wurde auch der Sauerstoffhaushalt wesentlich verbessert, was sich in einer positiven Entwicklung der aquatischen Biozönose niederschlug (Wnuck, 2000). Allerdings wurde der von der LAWA vorgegebene Zielwert für Sauerstoff von 6 mg/L in den 90er Jahren durchschnittlich an ca. 5 % der Tage unterschritten, wobei vereinzelt minimale Tagesmittelwerte knapp unter 4 mg/L auftraten.

3 DATENGRUNDLAGE

Im Rahmen der routinemäßigen Gewässerüberwachung erhebt die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) an mehreren Stationen entlang des Neckars regelmäßig Gütedaten. Diese Daten sind in Form einer CD-ROM öffentlich verfügbar (Hertel und Lehmann, 2000). Für die hier vorgestellte Analyse wurden die von der LfU an sechs Gütestationen entlang des staugeregulierten Neckars erhobenen Daten sowie Abflusswerte der Bundesanstalt für Gewässerkunde und der LfU verwendet. Alle Daten wurden gepoolt und gemeinsam analysiert. Im einzelnen gingen folgende 11 Parameter in die Analyse ein: Abfluss (Q), Chlorophyll-a (Chl-a), Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB_5), spezifische Leitfähigkeit (Lf), pH, Wassertemperatur (WT), Ammonium-Stickstoff (NH_4), Nitrit-Stickstoff (NO_2), Nitrat-Stickstoff (NO_3), Gesamtphosphat (PO_4), Sauerstoff (O_2). Die Stoffkonzentrationen wurden anhand zumeist zweiwöchentlicher Einzelproben mit Standardverfahren nach DIN bzw. EN ermittelt (Lehmann, persönliche Mitteilung). Die O_2-Konzentrationen wurden vor der Analyse in O_2-Sättigungen umgerechnet, um die inhärente Korrelation zwischen Sauerstoffkonzentration und WT zu eliminieren. Die Datenanalyse konzentriert sich auf den Zeitraum ab 1993, da auf der Grundlage von Zeitreihenanalysen der Stoffhaushalt im Neckar seit diesem Zeitpunkt als weitgehend stationär betrachtet werden kann (Haag et al., 2001).

4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

4.1 Hauptkomponentenanalyse

Die Hauptkomponentenanalyse der gepoolten Originaldaten wurde mit SPSS durchgeführt. Es wurden nur Hauptkomponenten mit Eigenwerten größer 1 extrahiert (Kaiser-Guttmann-Kriterium). Die so erhaltene Ladungsmatrix wurde gemäß dem Varimaxkriterium optimal rotiert. Die wesentlichen Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tab. 1: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse. Ladungen < 0,3 sind nicht dargestellt; Ladungen > 0,6 sind fett gedruckt.

Parameter	HK1	HK2	HK3	HK4	Durch die 4 HK erklärter Varianzanteil des Parameters (in %)
Chl-a	**0,60**		**0,65**		84,4
BSB_5				**0,83**	83,9
Lf		**0,83**			74,5
NH_4			-0,53	**0,66**	75,1
NO_2				**0,63**	54,6
NO_3		**0,80**	-0,39		79,1
PO_4	**-0,65**	0,38			63,0
pH	**0,69**				48,7
WT	-0,35		**0,85**		85,3
O_2-sat	**0,89**				80,6
Q		**-0,75**			64,9
Eigenwert der HK	2,36	2,23	1,70	1,65	Durch die 4 HK erklärter Varianzanteil aller Parameter (in %)
Durch die HK erklärter Varianzanteil aller Parameter (in %)	21,5	20,3	15,5	15,0	72,3

Die vier extrahierten Hauptkomponenten (HK) erklären zusammen 72,3 % der beobachteten zeitlichen Varianz aller 11 verwendeten Parameter. Für jeden Parameter, mit Ausnahme von NO_2 und pH werden über 60 % der beobachteten Varianz durch die 4 HK erklärt. Der relativ geringe Erklärungsgrad dieser beiden Parameter ist darauf zurückzuführen, dass beide nur sehr geringen zeitlichen Schwankungen unterliegen und die NO_2-Konzentrationen zudem nahe der

Nachweisgrenze liegen. Folglich ist ein Großteil der für pH und NO_2 dokumentierten Varianz vermutlich auf analytische Ungenauigkeiten zurückzuführen, die nicht mit zugrundeliegenden physikalischen Prozessen erklärt werden können (Haag und Westrich, 2001). Die vier extrahierten Hauptkomponenten können relativ eindeutig Prozessen bzw. Prozesskombinationen zugeordnet werden:

HK1 – Mit 21,5 % erklärt HK1 den größten Varianzanteil. Diese HK wird von O_2-sat, pH und Chl-a signifikant positiv geladen, während sie PO_4 signifikant negativ lädt. Die Sauerstoffsättigung wird offensichtlich direkt durch die gegenläufigen Prozesse der Photosynthese und Respiration gesteuert. Im gut gepufferten Neckar sind auch pH-Schwankungen in erster Linie an diese beiden Prozesse gebunden: Bei starker Produktion führt der CO_2-Verbrauch zur Erhöhung des pH, wohingegen bei dominierender Respiration die Freisetzung von CO_2 eine Absenkung des pH bedingt. Offensichtlich wird auch die Konzentration des Nährstoffes PO_4 maßgeblich durch diese beiden gegenläufigen Prozesse beeinflusst, wobei hier eine hohe Produktion mit der Bindung von Phosphor in Biomasse und folglich einer Reduktion der gelösten Konzentration verbunden ist. Dies bedeutet jedoch nicht, dass die Primärproduktion durch die Phosphorverfügbarkeit limitiert sein muss, vielmehr weisen die während „Algenblüten" gemessenen PO_4-Konzentrationen auf eine ausreichende P-Versorgung hin (Haag und Westrich, 2000). Im recht tiefen und stark verbauten Neckar ist die Primärproduktion zum aller größten Teil an das Freiwasser gebunden. Folglich ist die Produktion auf ausreichend hohe Phytoplanktongehalte angewiesen, was die positive Ladung von Chl-a für HK1 erklärt. HK1 steht somit für zwei gegenläufige Prozesse: Einerseits für die überwiegend durch Phytoplankton bewerkstelligte Primärproduktion (hohe Faktorwerte) und andererseits die Algenrespiration bzw. den mikrobiellen Abbau planktonbürtiger aber auch allochtoner organischer Substanz (kleine Faktorwerte). Zusammenfassend und stark vereinfachend kann HK1 daher als **biologische Komponente** bezeichnet werden. Hervorzuheben ist, dass diese HK alleine über 79 % der Varianz von O_2-sat erklärt, die biologische Komponente also entscheidend für den Sauerstoffgehalt im Gewässer ist.

HK2 – Die zweite Hauptkomponente erklärt 20,3 % der Varianz aller 11 Parameter. Diese HK wird vom Abfluss signifikant negativ, von Lf und NO_3 signifikant positiv geladen. Hohe Abflüsse sind also mit kleinen Faktorwerten verbunden. Leitfähigkeit, Nitrat- und in geringerem Maße Phosphatkonzentrationen sind negativ mit dem Abfluss korreliert. HK2 beschreibt somit das Abflussgeschehen und die Verdünnung der Summe gelöster Substanzen sowie von NO_3 und PO_4 durch erhöhte Abflüsse. Zusammenfassend kann daher von einer **Abflusskomponente** gesprochen werden.

HK3 – Diese HK erklärt 15,5 % der beobachteten Varianz und wird von der Wassertemperatur und Chl-a positiv geladen. Damit steht HK2 für die saisonale Dynamik. Erhöhte Chl-a-Konzentrationen treten lediglich im Sommerhalbjahr auf, wenn die Wassertemperaturen und die photosynthetisch aktive Strahlung das Phytoplanktonwachstum ermöglichen. Ammonium verhält sich gegenläufig zu WT, da die Nitrifikation (im Gewässer und in Kläranlagen) bei erhöhten Temperaturen wesentlich rascher abläuft. Das der Temperatur gegenläufige Verhalten von Nitrat kann dadurch erklärt werden, dass Stickstoff während der Vegetationszeit in terrestrischen Ökosystemen zurückgehalten wird, während es im Winterhalbjahr verstärkt ausgewaschen werden kann. HK3 kann somit als **saisonale Komponente** beschrieben werden.

HK4 – Die vierte HK erklärt 15 % der Varianz. Sie wird von BSB_5, NH_4 und NO_2 signifikant positiv geladen. Diese drei Parameter weisen auf den direkten Einfluss ungeklärten bzw. unzureichend geklärten Abwassers hin. Somit repräsentiert die HK4 vermutlich Mischwasserentlastungen, die bei Starkregenereignissen dazu führen können, dass Abwasser ohne ausreichende Reinigung direkt in den Neckar gelangen. HK4 wird daher als **Abwasserkomponente** bezeichnet.

In einer detaillierten Analyse zeigen Haag und Westrich (2001), dass die extrahierten Hauptkomponenten nach Elimination externer meteorologischer Einflüsse dieselben Muster aufweisen. Zudem können aus reduzierten Datensätzen dieselben Prozesskombinationen als maßgebend identifiziert werden. Folglich kann davon ausgegangen werden, dass die extrahierten Hauptkomponenten stabil und interpretierbar sind (Haag und Westrich, 2001; Petersen et al., 2001). Die Analyse von Haag und Westrich (2001) verdeutlicht zudem, dass an allen sechs untersuchten Stationen dieselben Prozesse vorherrschen. Die Abfluss- und die saisonale Komponente wirken dabei zeitgleich im gesamten 200 km langen staugeregulierten Bereich, während die Abwasserkomponente lokal zu unterschiedlichen Zeiten wirksam wird (Mischwasserentlastung durch lokale Starkregen ?). Die biologische Komponente hat eine Reichweite, die zwischen diesen Extremen liegt. Offenkundig wird die für den Sauerstoffhaushalt maßgebende Phytoplanktondynamik also auch durch regionale Einflüsse (z.B. Verdünnung oder Anreicherung durch Nebenflüsse, unterschiedlicher Fraßdruck in den einzelnen Stauhaltungen, Variationen der Globalstrahlung, etc.) mit bestimmt (für eine detaillierte Datendarstellung und Diskussion siehe Haag und Westrich 2001). Die Hauptkomponentenanalyse ermöglicht auch einen Vergleich zwischen der früheren und er momentanen Situation. Dieser ebenfalls in Haag und Westrich (2001) vorgenommene Vergleich verdeutlicht, dass der Sauerstoffhaushalt in den 70er Jahren eindeutig durch die Primärbelastung, d.h. durch die Einleitung abbaubarer organischer Substanz dominiert wurde. Im Gegensatz dazu ist während der 90er Jahre die Phytoplanktondynamik und die damit verbundene Sekundärbelastung für den Sauerstoffhaushalt maßgebend.

4.2 Sauerstoff- und Chlorophylljahresgang

Die Bedeutung der durch die Hauptkomponentenanalyse abgeleitete enge Beziehung zwischen Phytoplankton und Sauerstoffhaushalt soll hier exemplarisch an einem Beispiel aufgezeigt werden. Abbildung 1 zeigt den Jahresgang der Chl-a und der O_2-Konzentrationen an der Gütestation Poppenweiler (Neckar-km 164,9) für das Jahr 1997. Die Sauerstoffgehalte werden hier durch die LfU kontinuierlich aufgezeichnet, während Chl-a in zweiwöchentlichen Intervallen bestimmt wird. Aus der Abbildung wird deutlich, dass sich von April bis Mitte Juni eine große Phytoplanktonpopulation aufgebaut hat. Im selben Zeitraum konnte auch ein deutlicher Rückgang der Phosphat- und Silikatkonzentrationen ermittelt werden (Daten nicht dargestellt), wobei jedoch keiner der Nährstoffe auf Konzentrationen absank, die das Phytoplanktonwachstum merklich limitieren (Haag et al., 2000). Wenngleich für 1997 keine Bestimmung der Algenspezies vorliegt, weist der Konzentrationsgang von Silikat darauf hin, dass (wie in früheren Jahren; vgl. Backhaus und Matthias, 1997) das Phytoplankton durch Kieselalgen dominiert wurde. Infolge der intensiven Primärproduktion kam es im Mai und Juni zu sehr hohen Sauerstoffkonzentrationen mit deutlichen Übersättigungen. Durch das Wechselspiel der bei Tageslicht dominierenden Photosynthese und der nachts vorherrschenden Respiration, ergaben sich in dieser Zeit ausgeprägte Tag-Nacht-Schwankungen der Sauerstoffgehalte (Abb. 1). Mitte Juni kam es zu einem Witterungseinbruch, in dessen Folge sich Licht- und Temperaturverhältnisse für das Algenwachstum deutlich verschlechterten. Modellsimulationen weisen zudem darauf hin, dass zu dieser Zeit der Fraßdruck durch das nachwachsende herbivore Zooplankton stark zugenommen hatte. Hierdurch kam es zum Zusammenbruch der Algenpopulation, in dessen Folge die Respiration und der mikrobielle Abbau der algenbürtigen organischen Substanz zu einem drastischen Absinken der Sauerstoffkonzentration führte: Die Tagesmittelwerte der O_2-Konzentrationen sanken hierbei auf Werte unter 4 mg/L. Auch bei dem lokalen Sauerstoffminimum im Oktober scheint ein Zusammenhang mit der Entwicklung des Phytoplanktons gegeben.

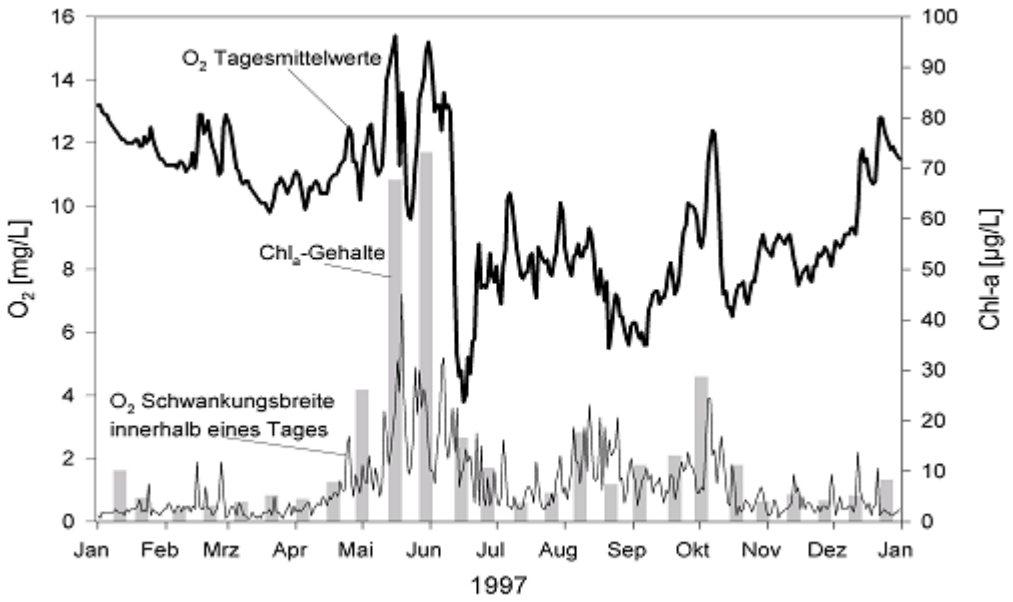


Abb. 1: Tagesmittelwerte und Schwankungsbreite der Sauerstoffgehalte sowie Chlorophyll-a-Konzentrationen im Neckar bei Poppenweiler 1997.

Dieses Beispiel aus dem Jahr 1997 verdeutlicht, dass der über lange Zeiträume stabile Sauerstoffhaushalt infolge seiner engen Kopplung an die Phytoplanktondynamik kurzzeitig instabil werden kann. Hierbei erscheint nicht nur der rasche Abfall auf Sauerstoffgehalte deutlich unter den LAWA Zielwert von 6 mg/L sondern auch die starke Übersättigung während der „Algenblüte“ ökologisch bedenklich. Allerdings ist zu beachten, dass die O_2-Konzentrationen nahe der Wasseroberfläche ermittelt wurden. Da bei geringen Abflüssen durchaus vertikale Sauerstoffgradienten mit den höchsten Werten nahe der Oberfläche auftreten können, sind in größeren Tiefen keine so hohen Übersättigungen zu erwarten. Bislang wurde auch über keine Schädigung der Fischfauna berichtet, die auf die Gasblasenkrankheit zurückzuführen ist.

Die Bedeutung der Sekundärbelastung wird dadurch unterstrichen, dass die Chl-a-Gehalte und die an den selben Proben ermittelten BSB_1-Werte signifikant positiv korreliert sind. Aus einer Regression ergibt sich, dass 100 µg/L Chl-a im Mittel zu einer Erhöhung des BSB_1 um 2,4 mg/L führen (Haag et al., 2000). Zusammenhänge zwischen Chl-a und BSB_5 mit ähnlichen Steigungen wurden für weitere mitteleuropäische Flüsse unterschiedlichster Größe berichtet (z.B. Guhr et

al., 1998). Auf der Grundlage des Zusammenhangs zwischen BSB und Chl-a kann der Anteil der Sekundärbelastung an der gesamten Belastung mit sauerstoffzehrenden Stoffen abgeschätzt werden. Demnach war die algenbürtige Sekundärbelastung Mitte Juni 1997 für über zwei Drittel der gesamten BSB-Belastung im Neckar verantwortlich. Der Großteil der Algenbiomasse ist sehr leicht abbaubar (Backhaus und Matthias, 1997). Deshalb kann es nach dem Zusammenbruch einer „Algenblüte“ zu einem raschen und intensiven Einbruch der Sauerstoffkonzentrationen kommen, wie das Beispiel aus Abbildung 1 veranschaulicht.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse konnten aus multivariaten Gewässergütedatensätzen des Neckars die für den Stoffhaushalt maßgeblichen Prozesse identifiziert und bezüglich ihrer Bedeutung für den Sauerstoffhaushalt bewertet werden. Demnach ist vor allem die Dynamik des Phytoplanktons von entscheidender Bedeutung für die Sauerstoffsituation in dem staugeregelten Fluss. Dieser Befund wird durch den Jahresgang von Chl-a und Sauerstoff in 1997 untermauert. Um den Sauerstoffhaushalt des Neckars nachhaltig zu stabilisieren sollte daher ein übermäßiges Algenwachstum unterbunden werden. Ob dies am besten über die weitere Reduktion der Nährstoffbelastung (insbesondere Phosphor) erfolgen kann oder ob eine Biomanipulation Aussichten auf Erfolg hat, kann auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse nicht beurteilt werden. Kurzfristig kann Sauerstoffmangelsituationen durch künstliche Belüftung (Wehrüberfall, Turbinenbelüftung) begegnet werden, wobei dies selbstverständlich nur eine Behandlung der Symptome nicht der Ursachen ist. Die Erfolgsaussichten sowohl der langfristigen, nachhaltigen als auch der kurzfristigen Maßnahmen sollten mit Hilfe numerischer Simulationen quantitativ abgeschätzt werden. Die vorliegenden Ergebnisse verdeutlichen, dass es hierbei unabdingbar ist, die Dynamik des Phytoplanktons in adäquater Weise in den Modellsimulationen mit zu erfassen. Daher müssen für die Simulationen in jedem Fall relativ komplexe ökologische Modell wie das ATV-FGSM (ATV, 1998) oder QSIM (Kirchesch und Schöl, 1999) zum Einsatz kommen.

Literatur:

Alf, A., 1991. Die biologisch-ökologische Zustandsentwicklung des Neckars seit 1970. In: G. Müller (Hrsg.), 3. Neckar-Umweltsymposium. *Heidelberger Geowissenschaftliche Abhandlungen,* Band **48**, Heidelberg, 74 - 84.

ATV, 1998. ATV Gewässergütemodell - Handbuch, Abwassertechnische Vereinigung, Hennef.

Backhaus, D. und Matthias, U., 1997. Biologische Freiwasseruntersuchungen Rhein - Neckar - Donau. Berichtsjahre 1995 - 1996. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

Guhr, H. et al., 1998. Nährstoffangebot und Chlorophyllentwicklung in der Elbe. *Vom Wasser*, **91**: 195 - 205.

Haag, I., Kern, U. und Westrich, B., 2000. Modellgestützte Optimierung des Einsatzes finanzieller Mittel bei der Gewässergütebewirtschaftung des Neckars. In: F. Horsch (Hrsg.), Statuskolloquium BWPLUS - Diskussionskreis Wasser und Boden, Karlsruhe, Online unter: http://bwplus.fzk.de/.

Haag, I., Pinter, I. und Westrich, B., 2001. Die Entwicklung des Sauerstoffhaushalts in der Bundeswasserstraße Neckar - 1975 bis 1998. *Vom Wasser*, eingereicht.

Haag, I. und Westrich, B., 2001. Processes governing river water quality identified by Principal Component Analysis. *Hydrological Processes*, eingereicht.

Hertel, R. und Lehmann, M., 2000. Beschaffenheit der Fließgewässer Baden-Württemberg - Jahresdatenkatalog 1998 (CD-ROM). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.

Kirchesch, V. und Schöl, A., 1999. Das Gewässergütemodell QSIM-Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktondynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, **43**(6): 302-312.

Petersen, W., Bertino, L., Callies, U. und Zorita, E., 2001. Process Identification by Principal Component Analysis of River Water-Quality Data. *Ecological Modelling*, **138**(1-3): 193-213.

Reyment, R. und Jöreskog, K.G., 1993. Applied Factor Analysis in Natural Sciences. University Press, Cambridge, 371 pp.

Wnuck, H., 2000. Wandel der Fischartengemeinschaft im mittleren Neckar - ein Beispiel für anthropogen bedingte Veränderungen der Ichthyozönose in unseren Flüssen im 19. und 20. Jahrhundert. *Wasserkalender* 2000: 45 - 71.

Dank:
Wir danken der LfU Baden-Württemberg (insbesondere den Herren Pinter, Hertel und Lehmann) für die Erhebung und Bereitstellung der hier untersuchten Daten. Das vorgestellte Projekt wurde unter dem Förderkennzeichen BWSW 99002 durch das Programm BWPLUS vom Land Baden-Württemberg finanziert.

Sauerstoffdefizite in großen Flüssen - ein gelöstes Problem?*

Jürgen Bäthe & **Eckhard Coring**, ECO RING Lange Str. 40, D-37181 Hardegsen
Keywords: Sauerstoffdefizit, Mittelweser, Makrozoobenthos, Sekundärverschmutzung

1 EINFÜHRUNG

Mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie rückt die Biologie bei der Beschreibung und Bewertung eines Gewässerzustandes in den Mittelpunkt des Interesses. Die Bewertung des ökologischen Zustandes der Fließgewässer erfolgt einzugsgebietsbezogen und stellt die Wasserwirtschaftsverwaltungen unseres föderalen Systems vor eine große Herausforderung. Ebenso sind zahlreiche Untersuchungs- und Überwachungsmethoden in der Bundesrepublik Deutschland noch nicht aufeinander abgestimmt und die daraus resultierenden Bewertungen noch nicht harmonisiert. Ungeachtet dieser fachlichen wie administrativen Findungsphase, treten in großen Flüssen unseres Landes Probleme auf, die gelöst zu sein schienen. Zu nennen sind hier Sauerstoffdefizite, deren zeitliche und räumliche Erstreckung zum Problem für die aquatischen Lebensgemeinschaften wird.

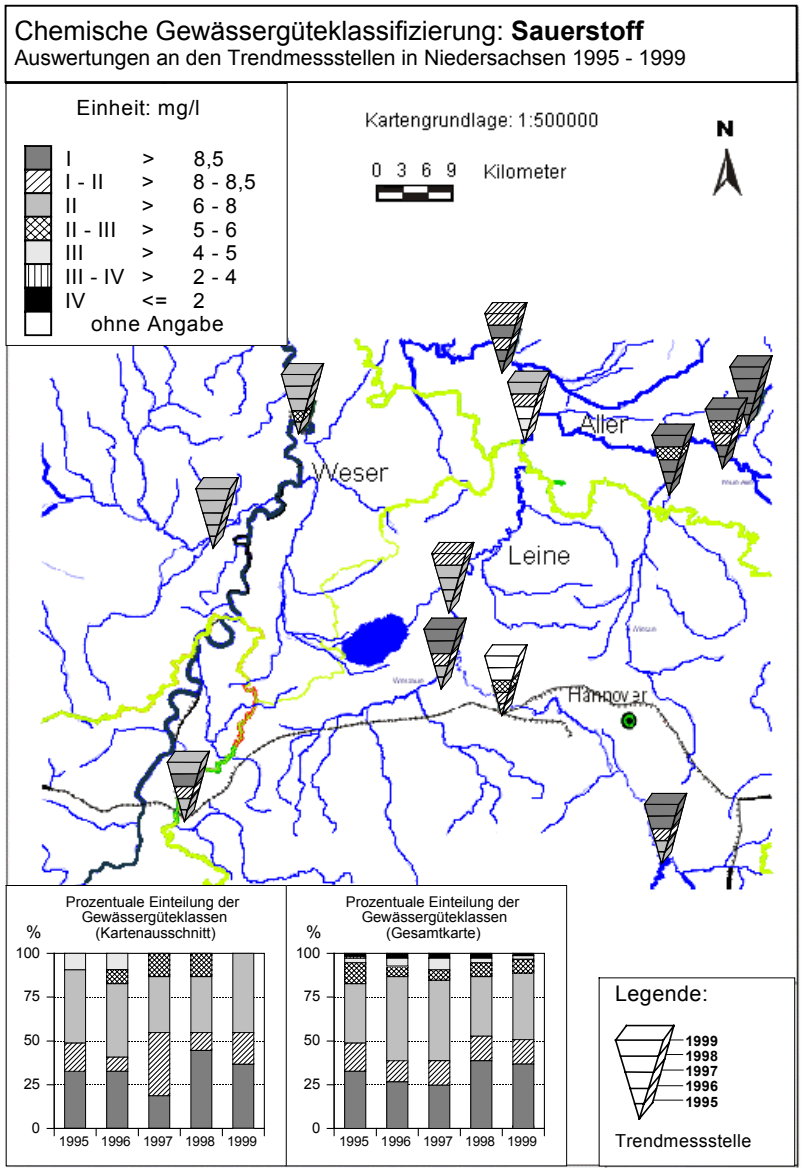


Abbildung 1: Chemische Güteklassifizierung Sauerstoff im Bereich der Mittelweser (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE 2001)

2 DER SAUERSTOFFHAUSHALT GROßER FLÜSSE IM SPIEGEL DER GÜTEBEWERTUNG

Die Sauerstoffsituation von Fließgewässern wird in der Regel anhand der stoffbezogenen chemischen Gütebewertung nach LAWA 1998 dargestellt (Abb.1). Das aus dem Sauerstoffgehalt eines Fließgewässers resultierende biologische Zustandsbild wird mit dem Saprobienindex nach DIN 38410 ermittelt.

Im Sinne einer einheitlichen Bewertung werden - analog zur Bewertung der "Biologischen Gewässergüte" - für die chemische Klassifizierung ebenfalls vier Haupt- und drei Nebenklassen definiert (Abb. 2).

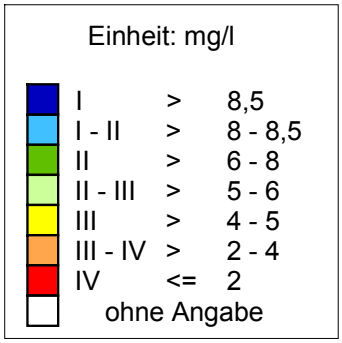


Abbildung 2: Chemische Klassifizierung nach der Gütebewertung der LAWA 1998 für den Parameter Sauerstoff

Die Erhebung der hierfür erforderlichen Daten erfolgt zumeist im Abstand von jeweils zwei Wochen aus 14-Tages Mischproben (vgl. NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE 2001, HESSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT 2001). Entscheidend für die anschließende Bewertung sind die 10-Perzentilwerte aus den Messreihen. Der 10-Perzentilwert ist derjenige Zahlenwert, der von 10 % der vorliegenden Messungen einer Messstelle unterschritten wird. Für die Bewertung des Sauerstoffgehaltes wird dieser Wert herangezogen, da Güteprobleme bzw. negative Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft immer durch geringe Sauerstoffkonzentrationen verursacht werden. Die Minimalkonzentrationen sind daher entscheidend für die Bewertung.

Anhand kontinuierlicher Langzeitmessungen werden jedoch, wie am Beispiel der Weser, regelmäßig wiederkehrende Sauerstoffdefizite sichtbar (Abb. 3, Abb. 4). Solche Pessimalphasen werden durch die Güteklassifizierung nach LAWA (1998) nicht oder nur unzureichend wiedergegeben.

Vor allem in Verbindung mit lang anhaltenden, hochsommerlichen Witterungsbedingungen, können sich in staugeregulierten Flüssen sauerstoffarme Perioden über mehrere Wochen hinweg erstrecken.

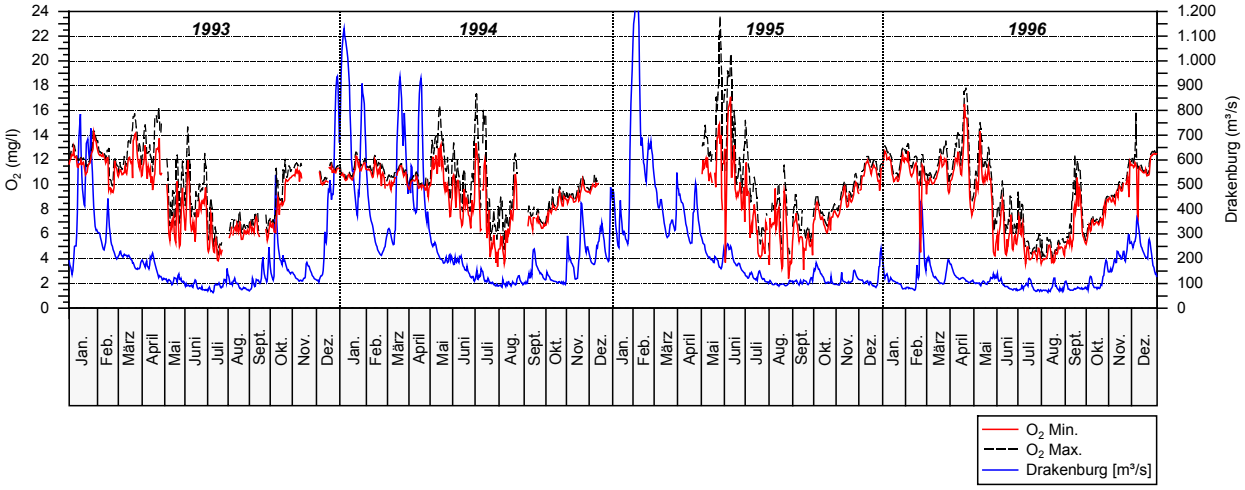


Abbildung 3: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l) und Abflussmengen (m³/s) in der Mittelweser (Messstation: Drakenburg, Weser-km 277,750) 1993-1996

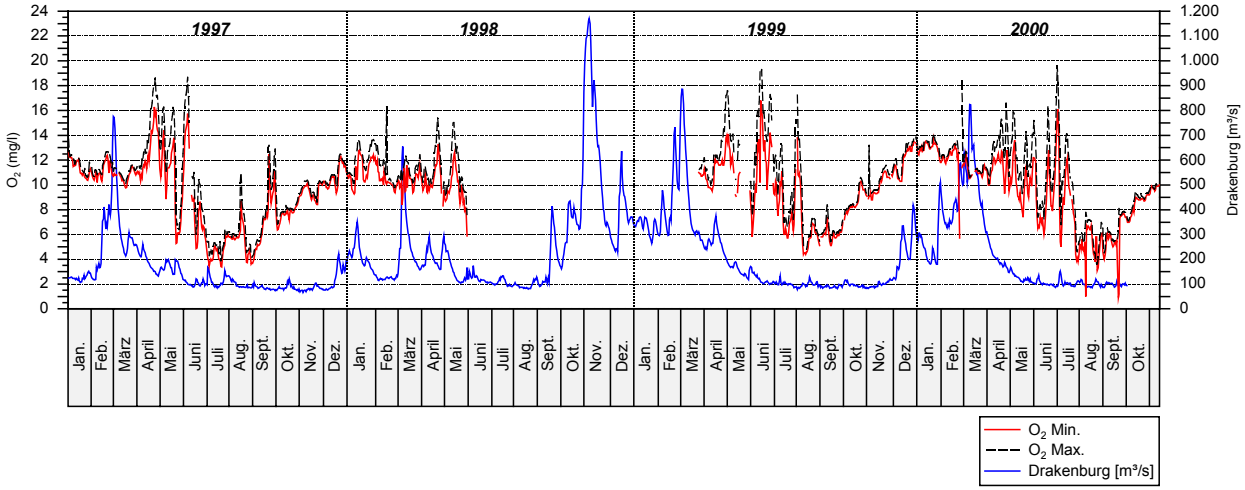


Abbildung 4: Sauerstoffkonzentrationen (mg/l) und Abflussmengen (m³/s) in der Mittelweser (Messstation: Drakenburg, Weser-km 277,750) 1997-2000

2.2 Nährstoffe und Primärproduktion

Untersuchungen im Zusammenhang mit der Reduzierung der Salzbelastung in Werra und Weser zeigten, dass der Eintrag von Phytoplankton in stauregulierte Flussabschnitte Auslöser für die Sauerstoffkalamitäten sein kann (Bäthe 2001). Die Phytoplanktonzellen benötigen eine Mindestströmung, um ihren Schwebezustand in der durchlichteten Zone des Flusses aufrechterhalten zu können. Vor einem Stauwehr wird jedoch die Strömungsgeschwindigkeit eines Flusses so weit reduziert, dass die Algenzellen zu sedimentieren beginnen. Der Sedimentation schließt sich eine bakterielle Zersetzung des organischen Materials an, deren Zehrungsprozesse im Flusswasser messbar sind.

In einigen Abschnitten der Mittelweser wurden aufgrund dieser Effekte in den Monaten von Juli bis September Sauerstoffkonzentrationen von maximal 6-7 mg/l und minimal von 1 mg/l gemessen. Die Sauerstoffkonzentrationen in den oberen Sedimentschichten sind zudem um ca. 3 mg/l geringer als die im Wasserkörper gemessenen Werte.

Für das Makrozoobenthos sind derartige Entwicklungen von ausschlaggebender Bedeutung. Empfindliche Arten vermögen einen solchen Sauerstoffschwund nicht zu tolerieren und sind daraufhin nicht mehr in der Lebensgemeinschaft präsent. Diese Situation ist in der Weser stärker ausgeprägt als in anderen Flüssen, da die Primärproduktion hier ein sehr hohes Niveau erreichen kann (Herbst 1996, 2000).

Bei den Pflanzennährstoffen ist ein Trend zu etwas geringeren Konzentrationen zu beobachten. In den Jahren von 1990 bis 1999 war eine geringe Abnahme der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen in der Weser zu verzeichnen, wobei dieser Pflanzennährstoff zu keiner Zeit limitierend auf das Pflanzenwachstum wirkte (Abb. 5, Abb. 6). Eine deutliche Reduktion war bei den Phosphorkonzentrationen zu beobachten. Insbesondere der aus der Werra stammende Phosphoreintrag verminderte sich im Jahresmittel zwischen 1990 und 1996 von 0,6 mg/l auf 0,25 mg/l, was sowohl ein Effekt der Phosphatersatzstoffe in Waschmitteln als auch der Verbesserung der thüringischen Klärwerksleistungen ist. Der Trend der rückläufigen Phosphorkonzentrationen ist auch in der Ober- und Mittelweser nachweisbar, eine limitierende Wirkung auf das Phytoplankton ist jedoch nicht gegeben (vgl. Nusch 1999). Das in großem Maße in die Stauhaltungen der Mittelweser eingetragene Phytoplankton verursacht vor allem in den Sommermonaten eine erhebliche Sekundärverschmutzung.

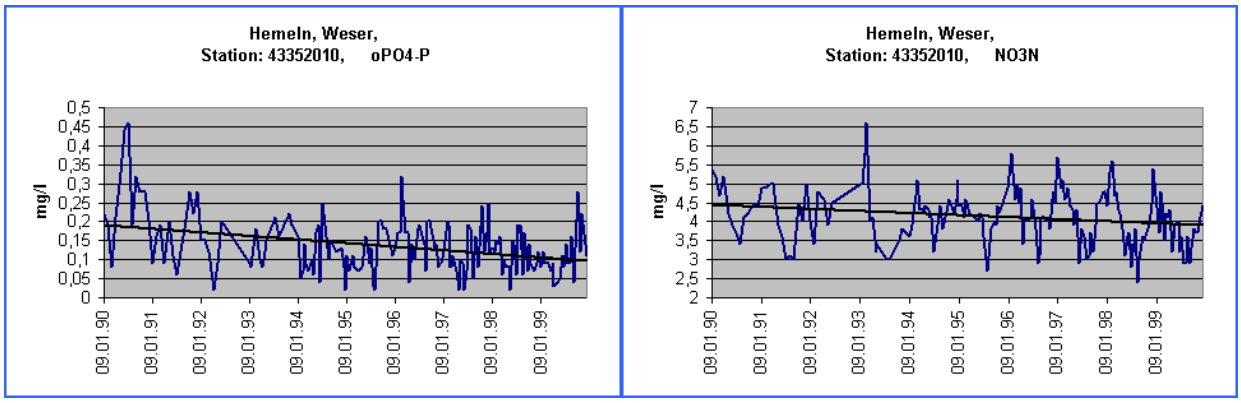


Abbildung 5: Konzentrationen der pflanzenverfügbaren Nährstoffe Orthophosphat und Nitratstickstoff an der Messstation Hemeln (Weser-km 11,7) (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE 2001)

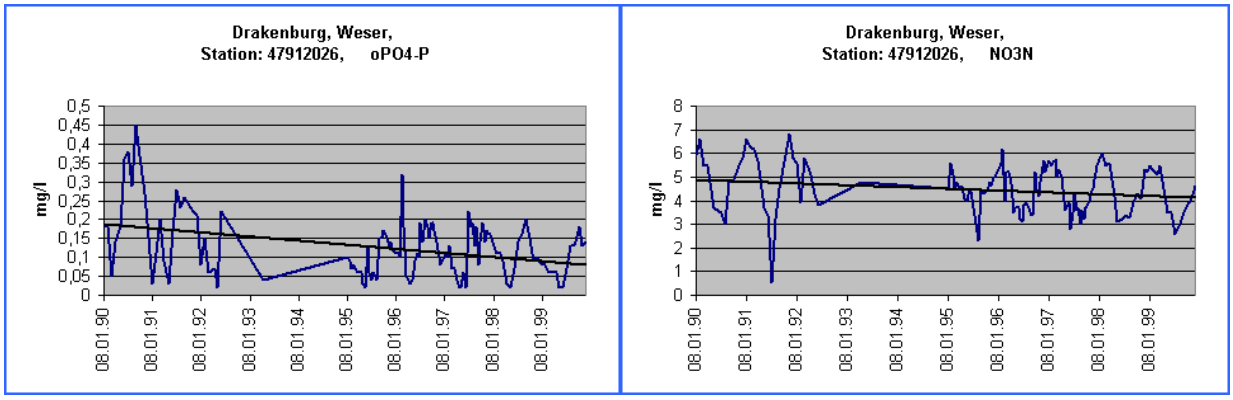


Abbildung 6: Konzentrationen der pflanzenverfügbaren Nährstoffe Orthophosphat und Nitratstickstoff an der Messstation Drakenburg (Weser-km 277,750) (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE 2001)

2.2 SEKUNDÄRVERSCHMUTZUNG AM BEISPIEL DER MITTELWESER

Die biozönotische Relevanz des Sauerstoffmangels in phytoplanktonbelasteten Stauhaltungen, wurde in den Jahren 1999-2001 anhand verschiedener Untersuchungen des Makrozoobenthos sichtbar. In der Mittelweser wurde zwischen Minden (Weser-km 205) und Bremen (Weser-km 362) eine fortschreitende qualitative und quantitative Degradation der benthischen Zoozönose festgestellt. Besonders betroffen war der Bereich zwischen Nienburg (Weser-km 260) und Bremen in den Monaten von Juli bis September der Jahre 2000 und 2001.

Im Vergleich mit vorangegangenen Jahren ist eine Tendenz zu teilweise dramatisch reduzierten Besiedlungsdichten und strukturellen Veränderungen der benthischen Lebensgemeinschaften zu erkennen (Tab. 1). Zu diesem Vergleich wurden Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 1995, 2000 und 2001 gegenübergestellt. Die biologisch wirksamen Salinitätsverhältnisse in der Weser zeigen für die betrachteten Zeiträume große Ähnlichkeiten. 1994 und 1995 waren abflussreiche Jahre mit entsprechend hohem Verdünnungseffekt, seit dem Spätsommer 1999 kommt das Salzreduzierungskonzept der Kali-Industrie zum Tragen (Bäthe 2000). Aus den Zoozönosen sind seit 2000 alle Ephemeroptera und Trichoptera verschwunden, Populationen der seit 1993 expandierenden Flusskahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* fehlen seit 1999 wieder. Die sensibleren Formen mit längeren Entwicklungszyklen wurden ersetzt durch r-Strategen, denen eine Wiederbesiedlung des Benthals nach akuten Sauerstoffmangelsituationen kurzfristig möglich ist. Zu nennen sind hier insbesondere die Schlickkrebse *Corophium curvispinum* und *Corophium lacustre* sowie der Flussflohkrebs *Dikerogammarus villosus*.

Tabelle 1: Gegenüberstellung der faunistischen Besiedlungstabellen für Weser-km 326,5 aus den Jahren 1995 und 2001.

FAUNISTISCHE BESIEDLUNGSTABELLE BESIEDLUNGSDICHTE: (Ind./m²) UNTERSUCHUNGSBEREICHE:			
	12.09.1995	16.08.2001	16.08.2001
Fluss-km	326,500	326,500	326,500
Lage im Querprofil	li 3	li 4	li 2
Tiefe (m)	2,30	2,00	2,20
Substrat (%):			
GROBSTEIN	70	100	90
MITTELSTEIN	0	0	10
FEINSTEIN	0	0	0
KIES	10	0	0
SAND	20	0	0
SCHLUFF	0	0	0
	Ind. je m²	Ind. je m²	Ind. je m²
SPONGILLIDAE (%)			
Ephydatia fluviatilis	10	10	
HYDROZOA			
Cordylophora caspia	10	10	
TRICLADIDA			
Dugesia lugubris/polychroa	8		
GASTROPODA			
Ancylus fluviatilis		128	
Bithynia tentaculata	32		
Radix ovata/peregra	8		
LAMELLIBRANCHIATA			
Corbicula fluminea			16
Dreissena polymorpha	104	56	64
POLYCHAETA			
Hypania invalida		352	
OLIGOCHAETA			
Oligochaeta non det.	424		
CRUSTACEA			
Corophium curvispinum	177456	5512	13056
Corophium lacustre	2800	8	792
Corophium multisetosum	16		
Dikerogammarus villosus		96	952
Gammarus tigrinus	2080		
TRICHOPTERA			
Ecnomus tenellus (L)	432	400	16
Hydropsyche bulgaromanorum (L)	2112		
Tinodes waeneri (L)		8	
DIPTERA			
Chironomidae non det.	11104	1608	1496
Taxazahl	**13**	**11**	**12**
Gesamtbesiedlungsdichte	**194464**	**8188**	**16454**

Auch die Sedimente, der Lebensraum der Makroinvertebrata, wiesen deutliche Veränderungen auf. Sowohl in den Uferbereichen als auch an der Flusssohle waren schwarze Verfärbungen der Sedimentoberflächen, bzw. anoxische Verhältnisse direkt unter der obersten Substratschicht vorhanden. Das Lückensystem im kiesigen und steinigen Geschiebe erwies sich als weitgehend besiedlungsfeindlich. Während in den Stauhaltungen Landesbergen und Drakenburg neben geringer werdenden Abundanzen und Artenzahlen, vermehrt abgestorbene Makrozoen zu finden waren, gestaltete sich der Nachweis von Wirbellosen in den folgenden Stauhaltungen Dörverden, Langwedel und Hemelingen zunehmend schwieriger. Trotz intensiver Nachsuche gelang in einigen Abschnitten der unteren Mittelweser kein Lebendnachweis benthischer Besiedlung.

Die Sauerstoffdefizite wurden von den zuständigen Behörden bestätigt. Da jedoch die Konzentration von 3 mg/l O_2 nicht längerfristig unterschritten wurde, unterblieb eine Reaktion der zuständigen Stellen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESBETRIEBSGESELLSCHAFT FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KÜSTENSCHUTZ 2001, schriftliche Mitteilung).

3 SAUERSTOFFDEFIZITE UND GEWÄSSERGÜTE

Die akute Bedrohung des benthischen Lebensraumes durch temporäre Sauerstoffdefizite wird in Deutschland durch Routineuntersuchungen in der Regel nicht ausreichend erfasst. Weder die chemische noch die biologische Güteklassifikation visualisieren dieses Gütedefizit in ausreichendem Maße. Ursächlich verantwortlich für diese Erscheinungen sind hohe trophische Belastungen in Kombination mit strukturellen Degradationen (CORING & HAMM 1998). Das Zusammenwirken von diffusen Nährstoffeinträgen und der Stauregulierung von (großen) Fließgewässern stellt in unverän-

dertem Maße ein zentrales Güteproblem dar. Dieser Tatsache ist auch bei der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) durch entsprechend angepasste Monitoringprogramme Rechnung zu tragen.

In Norddeutschland sind von dieser Problemkombination unter anderen die Flüsse Ems, Hunte, Mittelweser und Leine betroffen. Wasserwirtschaft und Wasserbau bilden in Hinsicht auf die EU-WRRL eine untrennbare Einheit als Wirkungsgefüge mit weitreichenden Konsequenzen für die Gewässer- und Wasserqualität. Wasserbauliche Maßnahmen sollten daher unbedingt in ihren Auswirkungen auf die Wassergüte und damit auf die jetzt geforderte "gute ökologische Qualität" geprüft werden. Die Tatsache, dass Wasserbau und Wasserwirtschaft miteinander verwoben sind und auf ein Fließgewässerökosystem einwirken, ist lange bekannt. Mit der Umsetzung der EU-WRRL muss das kooperative Handeln dieser beiden Nutzungs- und Verwaltungseinheiten gestärkt werden, denn anders sind die für europäische Flussökosysteme gesteckten Ziele nicht zu erreichen.

5 LITERATUR

BÄTHE, J. (2000): Die Salzbelastung in Werra und Weser. - In: Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser (Hrsg.): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. - Fachtagung: Salz in Werra und Weser, Maßnahmen, Folgen, Zukunft; Wassergütestelle Weser, 39 S., Hildesheim

BÄTHE, J. (2001): Salinitätsbedingte Beeinflussung der Primärproduktion durch Makroinvertebrata.- In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2000, Hubert & Co., Göttingen, S. 233-237

CORING, E. & A. HAMM (1998): Trophiebewertung und Trophieindikation in Fließgewässern. - Wasserkalender 1999, S.73-102, Erich Schmitt Verlag, Berlin, Bielefeld, München, ISBN 3-503-05057-4.

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1998): Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. – Bonn, 196 S.

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (2001): Gewässergütebericht 2000. - Oberirdische Gewässer, 13/2001, Hildesheim, 40 S., CD-Rom

NIEDERSÄCHSISCHE LANDESBETRIEBSGESELLSCHAFT FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KÜSTENSCHUTZ (2001): Schriftliche Mitteilung über die Sauerstoffkonzentrationen in der Weser an der Messstelle Drakenburg vom 09.2001

HERBST, V. (1996): The Weser - Salinity Decrease and Initial Reactions of the Phytoplankton. - Archiv für Hydrobiologie, Supplement Large Rivers

HERBST, V. (2000): Wasser als Lebensraum: Flusslandschaften und ökologische Zusammenhänge. - In: Hülster, A.; K. Kraemer u. M. Lange (Hrsg.): Wasser - Nachhaltiges Management einer natürlichen Ressource. - Zentrum für Umweltforschung der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Vorträge und Studien, Heft **10**, S. 15-33, ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg

HESSISCHES LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND UMWELT (2001): Hessischer Gewässergütebericht 1997, Fortschreibung (Daten) 1999. - CD-Rom

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland -Chemische Gewässergüteklassifikation- , herausgegeben von der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, 1. Auflage, Berlin August 1998, ISBN 3-88961-224-5. Bezug: Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Sprosserweg 3, D-12351 Berlin.

NUSCH, E.A. (1999): Wann nehmen die Algen endlich unsere Eutrophierungsstudien zur Kenntnis ? - In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1998, Hubert & Co., Göttingen, S. 473-477

* Ergebnisse stammen zum Teil aus dem F&E Vorhaben «Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem» des NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESAMTES FÜR ÖKOLOGIE. Beauftragt durch den DEUTSCHEN VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) und gefördert durch die ARBEITSGEMEINSCHAFT ZUR REINHALTUNG DER WESER (ARGE-Weser).

Modellgestützte Sauerstoffbilanz der deutschen Saar

Andreas Schöl, Volker Kirchesch & Dieter Müller
Bundesanstalt für Gewässerkunde, Postfach 200253, 56002 Koblenz
e-mail: schoel@bafg.de

Einleitung

Der deutsche Abschnitt der Saar von Güdingen (km 92) bis Kanzem (km 0) ist durch 6 Wehre staureguliert. Der Sauerstoffhaushalt der Saar ist durch Abwassereinleitungen stark belastet. Besonders zu abflussarmen Zeiten im Sommer werden Sauerstoffgehalte von 4 mg O_2/l über längere Zeiträume unterschritten. Als Stützungsmaßnahme für den Sauerstoffhaushalt wird zu diesen Zeiten mittels Wehrüberfall der Sauerstoffgehalt der Saar angehoben. Für die Jahre 1997 bis 1999 wurden mithilfe des Gewässergütemodells QSIM der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Kirchesch & Schöl, 1999) Sauerstoffeintrag und -verbrauch bilanziert sowie die Bedeutung der Wehrbelüftung ermittelt.

Datengrundlage und Modellierung

Der Sauerstoffgehalt und die Wasserbeschaffenheitsparameter der Saar und ihrer Nebenflüsse werden 14-tägig bzw. 4 wöchentlich durch das Landesumweltamt des Saarlandes (LUA) und das Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (LfW) beprobt. Zusätzlich überwachen Sonden im Ober- und Unterwasser der Wehre kontinuierlich den Sauerstoffgehalt und bestimmen so die tatsächlichen O_2-Tagesminima. Basierend auf den Eingabedaten (=Messdaten) an den Modellrändern bei Güdingen (km 92) und den 4 bedeutensten Nebenflüssen Rossel, Bist, Prims und Nied (siehe Abb. 1) wurde der Sauerstoffhaushalt vom 1. März bis 31. Oktober der Jahre 1997 bis 1999 simuliert. Ausgehend von der Modellierung des Ist-Zustandes der Saar für die Jahre 1997 bis 1999 (Abb. 2 und 3) wurden die Auswirkungen der Wehrbelüftung untersucht. Die Modellbetrachtungen belegen, dass der Wehrüberfall zur Erhöhung des Sauerstoffgehaltes in der Saar erfolgreich beigetragen hat. Dabei entspricht eine Sauerstoffanreicherung am Wehr von 1 mg O_2/l in etwa der Menge an Sauerstoff, die durch die physikalische Belüftung innerhalb von 1 bis 2 Tagen eingetragen wird. Die Auswirkungen der Wehrbelüftung reichen somit zeitweise bis in das Oberwasser der unterliegenden Stauhaltung (Abb. 3).

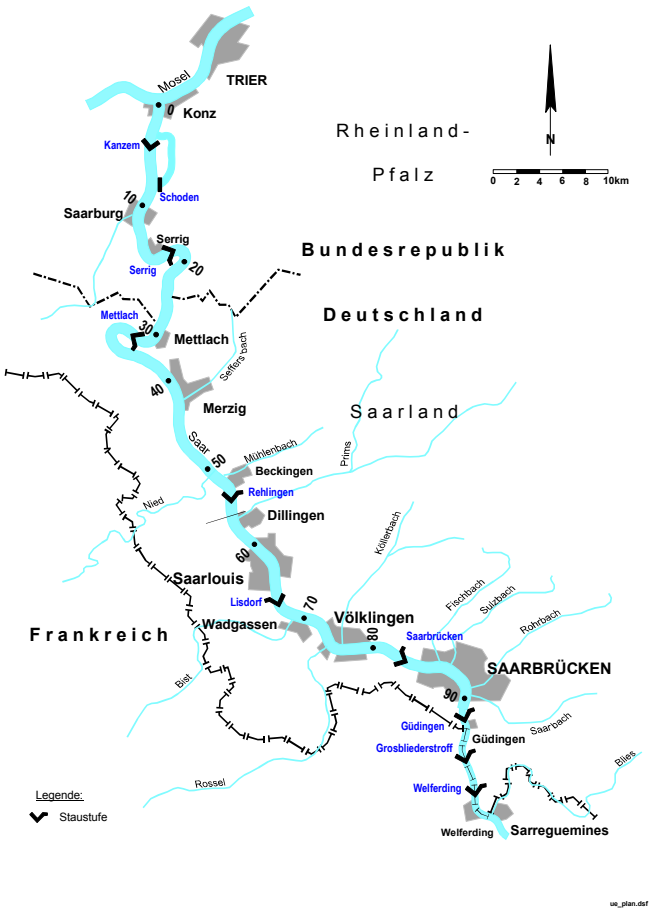


Abb. 1: Deutscher Abschnitt der Saar

Die Saar weist in der Stauhaltung Rehlingen einen deutlich höheren

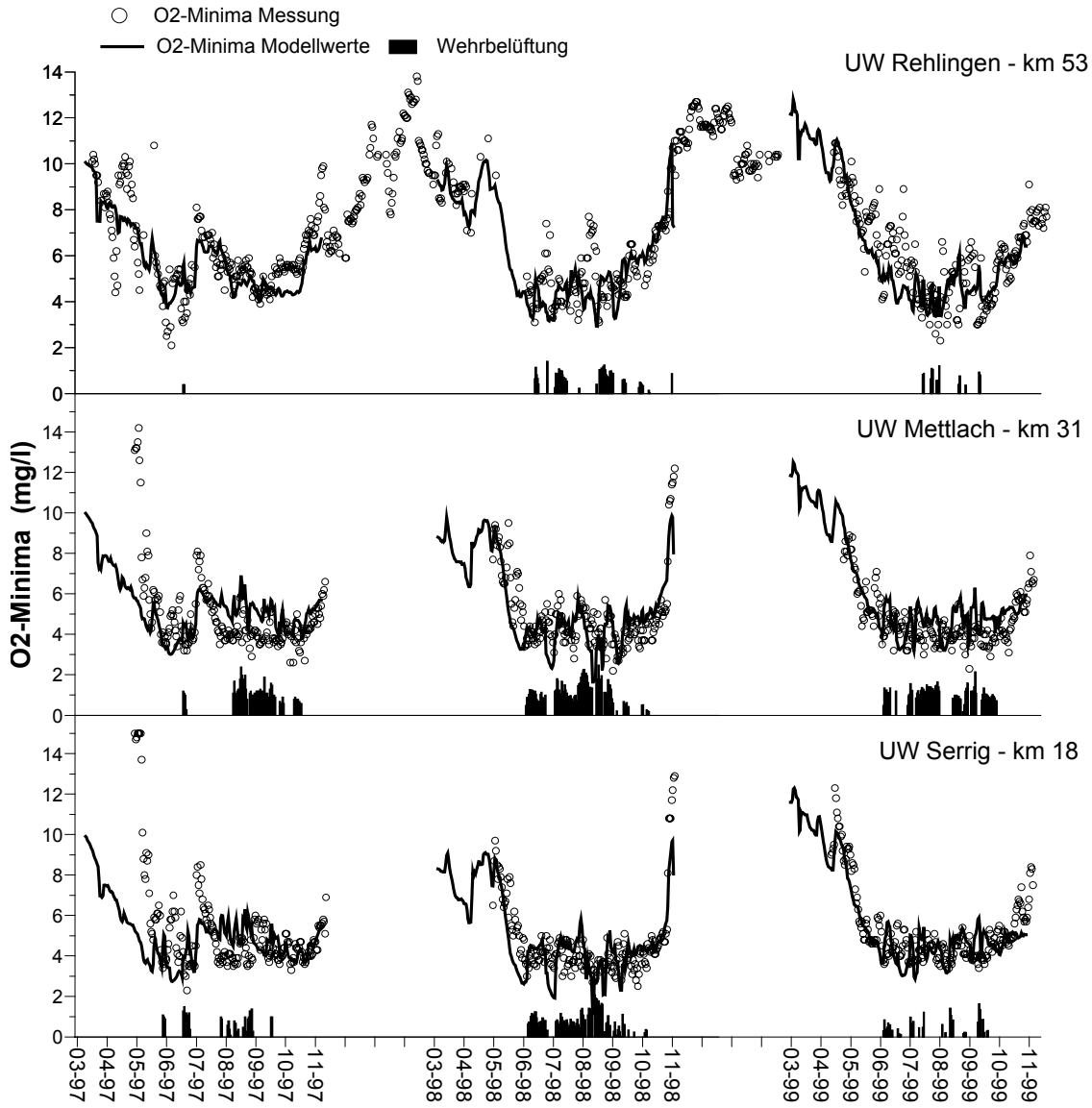


Abb. 2: Messungen und Modellwerte der O_2-Tagesminima im Unterwasser (UW) der Wehre Rehlingen, Mettlach und Serrig sowie relativer Sauerstoffeintrag durch Wehrbelüftung.

Sauerstoffumsatz als im Bereich der Stauhaltungen Mettlach und Serrig auf (Abb. 4). Der damit an dieser Stelle auch größere Sauerstoffverbrauch von 0,05 - 0,075 mg O_2 $l^{-1}h^{-1}$ im Jahresmittel 1997-1999 bewirkt einen starken Rückgang der Sauerstoffgehalte. In der Bilanz konnten bei Saar-km 56 im Jahresmittel 1997-99 ca. 50 % des Sauerstoffverbrauches durch physikalischen und biogenen Eintrag ausgeglichen werden, während dieser Anteil bei Saar-km 38 in der Stauhaltung Mettlach im selben Zeitraum mit 59-78 % erheblich höhere Werte erreichte (Abb. 4 Mitte). Deutlich ungünstiger war die Bilanz in der Stauhaltung Serrig (Saar-Km 23), wo nur 45-50 % des Sauerstoffverbrauches eingetragen wurden. In den beiden großen Stauhaltungen Mettlach und Serrig wird der Sauerstoffhaushalt mit mittleren Tiefen von 4,1 bzw. 5,3 m durch die hier herrschenden ungünstigen Wiederbelüftungsverhältnisse, die sommerlichen Schichtungstendenzen und den dann nur oberflächennahen biogenen Sauerstoffeintrag beeinträchtigt. Als Folge der weiterhin hohen Ammoniumbelastung von 1,5 -0,2 mg NH_4-N/l in der Saar ist der Sauerstoffverbrauch durch nitrifizierende Bakterien

wesentlich für die Ausprägung der Sauerstofffminima verantwortlich. Dabei hatte der Nitrifikationssauerstoffverbrauch in den 1997-99 einen Anteil von 41-57 % am Gesamtsauerstoffverbrauch.

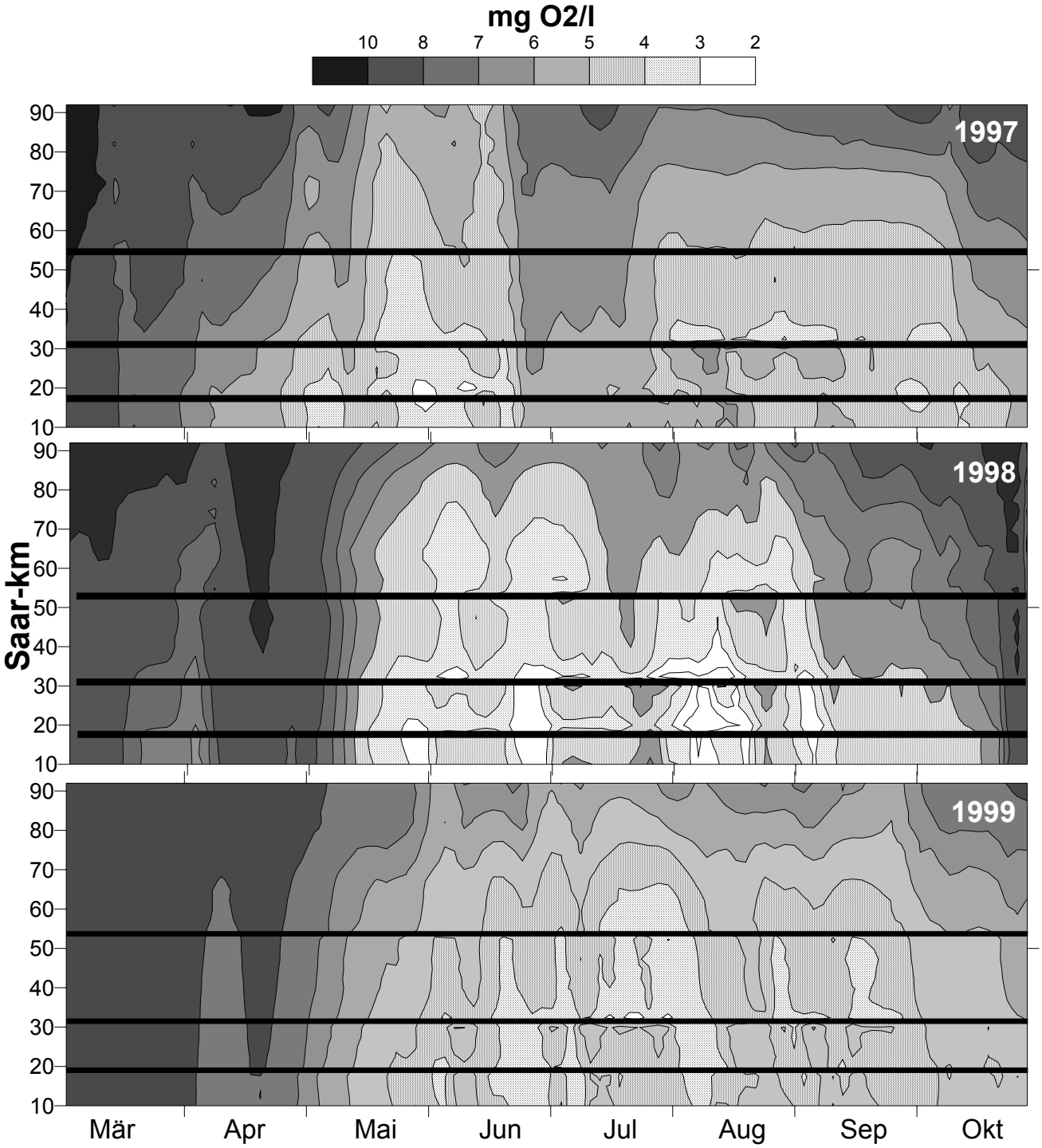


Abb. 3: Modellergebnisse zur saisonalen und räumlichen Verteilung der Sauerstoffminima in der Saar 1997-1999. Die schwarzen Balken zeigen die Lage der Wehre (Rehlingen km 53, Mettlach km 31 und Serrig km 18).

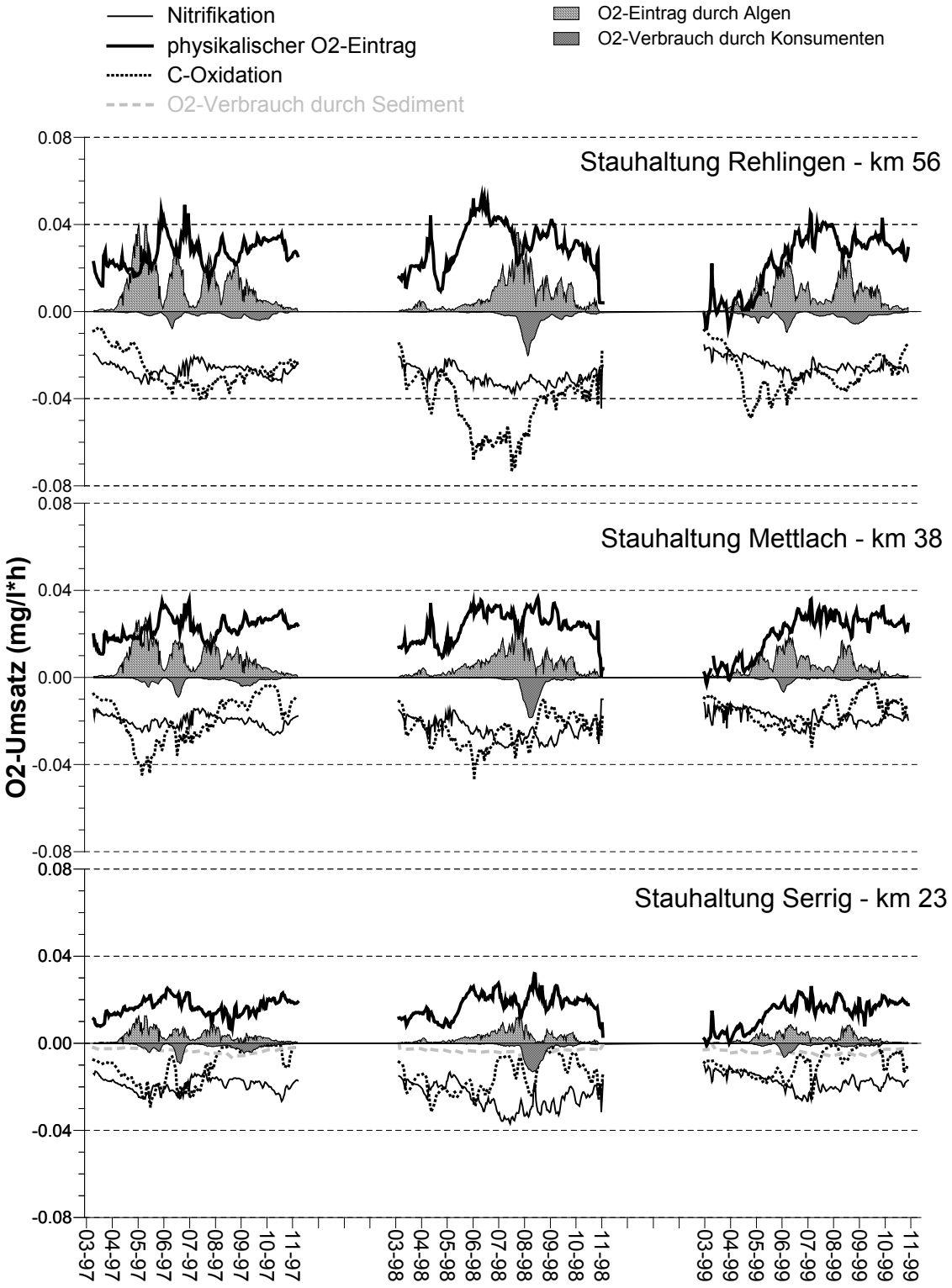


Abb. 4: Quantifizierung der sauerstoffeintragenden und –verbrauchenden Prozesse für Teilabschnitte der Saar.

Literatur

Kirchesch, V. & Schöl, A. (1999): Das Gewässergütemodell QSIM – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktondynamik von Fließgewässern. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 43 (6): 302-309.

Schöl, A., V. Kirchesch, T. Bergfeld & D. Müller (1999): Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Mosell and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. – Hydrobiologia 410: 167-176.

FLIEßGEWÄSSER DES NORDDEUTSCHEN TIEFLANDES

KLEUCKER, R. & M. SCHIRMER: Die Chironomiden-Fauna des Vorder- und Hinterwerders in den Jahren 1998 bis 2000

KÖHLER, J.: Auswirkungen von Änderungen in Durchfluss und Morphometrie auf Sauerstoffhaushalt und Planktondynamik der unteren Spree - Modellrechnungen

BANGEL, H., G. SCHERNEWSKI & M. WIELGAT: Spatial, seasonal and long-term changes of phosphorus concentrations in the Oder estuary

KASTEN, J.: Überschwemmungsbeeinflussung versus Gewässerhistorie die Dynamik der Phytoplanktonzönosen des Fluss-Auen-Systems Unteres Odertal - Brandenburg

MÖLLGAARD, M, J. KASTEN & W.-H. KUSBER: Limnologische Charakterisierung dreier Überschwemmungsflächen nach dem Frühjahrshochwasser der Oder 1996

Die Chironomiden-Fauna des Vorder- und Hinterwerders in den Jahren 1998 bis 2000

- die Entwicklung eines Tidegewässers an der Unterweser in Bremen -

Robert Kleucker & Michael Schirmer
Universität Bremen, FB 2, AG Aquatische Ökologie, Pf 330440, 28334 Bremen,
fon: (0421) 218-4173, mail: robert.kleucker@gmx.de

keywords: Chironomidae, Makrozoobenthos, Sukzession, Tidegewässer, Unterweser

Zusammenfassung

Die Zusammensetzung der Chironomiden-Fauna des Vorder- und Hinterwerders, einer tidebeeinflußten Ausgleichsmaßnahme an der Unterweser in Bremen, wurde für die Monate Mai, Juli und Oktober der Jahre 1998 bis 2000 bestimmt. Die Unterfamilien Tanypodinae, Orthocladiinae, Tanytarsini und Chironomini wurden in verschiedenen und im Untersuchungszeitraum stark wechselnden Anteilen gefunden; innerhalb der Chironomini fanden sich neben anderen auch Vertreter der Chironomus-plumosus- und Chironomus-thummi-Gruppen. Die Zusammensetzung unterscheidet sich deutlich von Untersuchungen anderer Gewässer, selbst im Vergleich mit der ökologisch ähnlichen Pastorengate an der anderen Weserseite. Die zeitliche Entwicklung der jeweiligen Anteile der Unterfamilien und Gruppen läßt kein Muster erkennen, vielmehr schwanken die Anteile stark; dieses Ergebnis stimmt mit den zum Vergleich betrachteten Untersuchungen anderer Gewässer überein und scheint typisch für Chironomiden zu sein. Korrelationen der Veränderungen mit ökologischen Parametern sind nicht zu erkennen, eine Interpretation in diesem Sinn ist vor allem aufgrund der geringen Kenntnis der Autökologie der Chironomiden und der Zusammenfassung zu ökologisch nicht einheitlichen Gruppen und Unterfamilien schwierig. Eine weitere Ursache für die im Vorder- und Hinterwerder – und in der Pastorengate – festgestellten Schwankungen sind die geringe Zahl an Probenahmen und die wechselnden Probenahme-Termine, da die Zusammensetzung stark von der zeitlichen Entfernung zu den von Art zu Art verschiedenen Emergenzen (Flugzeiten) abhängig ist. Abhilfe kann eine häufigere Probenahme und die Beobachtung des Gewässers über einen längeren Zeitraum schaffen.

Einleitung

Chironomiden stellen einen sehr großen Teil der wirbellosen Makrozoobenthos-Fauna in Süßgewässern. So waren in dem untersuchten Vorder- und Hinterwerder circa 30 % der Benthos-Individuen Chironomiden [4] [8], z.B. für den Esrom-See in Dänemark werden sie mit 34 % angegeben [2] und für den Vortsjärv-See in Estland mit über 60 % [3]. Daten über die Veränderungen der Chironomiden-Fauna könnten Rückschlüsse auf Veränderungen und Sukzessionen des Gewässers allgemein erlauben. Die Zusammensetzung der Chironomiden-Fauna des Vorder- und Hinterwerders, einer tidebeeinflußten Ausgleichsmaßnahme an der Unterweser in Bremen wurde für die Monate Mai, Juli und Oktober anhand der nachbestimmten Proben aus den Begleituntersuchungen in 1998 und 2000 und den Ergebnissen einer Diplomarbeit in 1999 [4] betrachtet.

Über die Dynamik von Chironomiden-Populationen in Süßgewässern des nördlichen Mitteleuropas gibt es nur sehr wenige Untersuchungen. Sie beziehen sich entweder auf das Makrozoobenthos allgemein und geben daher die Chironomiden als Gesamttaxon an, wie bei [3], oder es werden nur einzelne der im untersuchten Gewässer gefundenen Chironomidenarten ausführlich diskutiert, wie bei [2], so daß wiederum keine Aussagen über die Chironomiden insgesamt gemacht werden oder nachvollzogen werden können. Die verschiedenen Gruppen und Unterfamilien der Chironomiden im Vergleich werden nicht betrachtet. Des weiteren liegen fast nur Untersuchungen über Fließ- oder Stillgewässer vor, die Flachwasserbereiche der Tieflandflüsse, zumal die unter Tideeinfluß stehenden, sind hinsichtlich der Chironomidae so gut wie nicht untersucht. Die einzige vergleichbare Arbeit ist die von Meyerdirks ([5], [6], [7]) über die Pastorengate, eine ebenfalls tidebeeinflußte Ausgleichsmaßnahme auf der dem Vorder- und Hinterwerder gegenüberliegenden Weserseite.

Untersuchungsgebiet

Der Vorder- und Hinterwerder (VHW) ist ein ehemaliger Sommerpolder bei Unterweser-km 12, der 1996 in die Flußdynamik der Unterweser (UW) wieder mit einbezogen wurde.
Durch teilweise Absenkung des Sommerdeiches kann das Weserwasser bei Flut und Ebbe in die 22 ha große Fläche ein- und auslaufen. Bei Niedrigwasser bleibt ein circa 5 ha großer, größtenteils 0,2-0,5 m flacher Tidetümpel stehen. Ein Drittel der Fläche wurde auf 2,60 m Tiefe ausgebaggert. Der Tidehub im VHW beträgt ungefähr 0,5 m (gegenüber 3,80 m in der Weser) und entspricht damit ungefähr dem, der vor dem großen Weserausbau Ende des 19. Jahrhunderts in diesem Weserabschnitt herrschte.
Für die Hauptzeit des Ein- und Ausstroms – von ca. 90 min vor bis 90 min nach Hochwasser – herrschen im Ein- und Ausstrombereich sehr starke Strömungen. Während der ca. 9 h bis zum nächsten Einstrom ist das Biotop als ‘stehend bis langsam fließend’ zu bezeichnen. Der VHW ist daher maximal 6 h am Tag ein ‘Fließgewässer‘ mit wechselnder Strömungsrichtung und mindestens 18 h am Tag ein 'Stillgewässer'. Für eine ausführliche Beschreibung siehe [4].

Methoden

In Sub- und Eulitoral wurden in den Monaten Mai, Juli und Oktober der Jahre 1998, 1999 und 2000 an drei unterschiedlich der Strömung exponierten Stationen Proben genommen (Kescher, Sieb, Aufsammlung). Die Proben aus 1999 wurden überwiegend repräsentativ aussortiert und die Tiere lebend bestimmt. Allen anderen Proben wurden sämtliche Chironomiden entnommen und mit 70-prozentigem Alkohol fixiert, nur sehr umfangreiche Proben wurden in Unterproben geteilt. Die Bestimmung erfolgte anhand des Bestimmungsschlüssels für die Saprobier-DIN-Arten des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft [1] unter dem Binokular bis auf das Niveau der dort genannten Gruppen und Unterfamilien. Die Probenahme war qualitativ ausgerichtet. Für die bessere Vergleichbarkeit der einzelnen Monate und Jahre werden die Anteile der einzelnen Taxa prozentual und nicht als absolute Zahlen dargestellt.

Ergebnisse

Die Unterfamilien Tanypodinae, Orthocladiinae, Tanytarsini und Chironomini wurden in verschiedenen und stark wechselnden Anteilen gefunden; innerhalb der Chironomini fanden sich neben anderen auch Vertreter der Chironomus-plumosus- und Chironomus-thummi-Gruppen. Am stärksten vertreten waren Chironomini und Tanypodinae (Abb. 1 und 2).

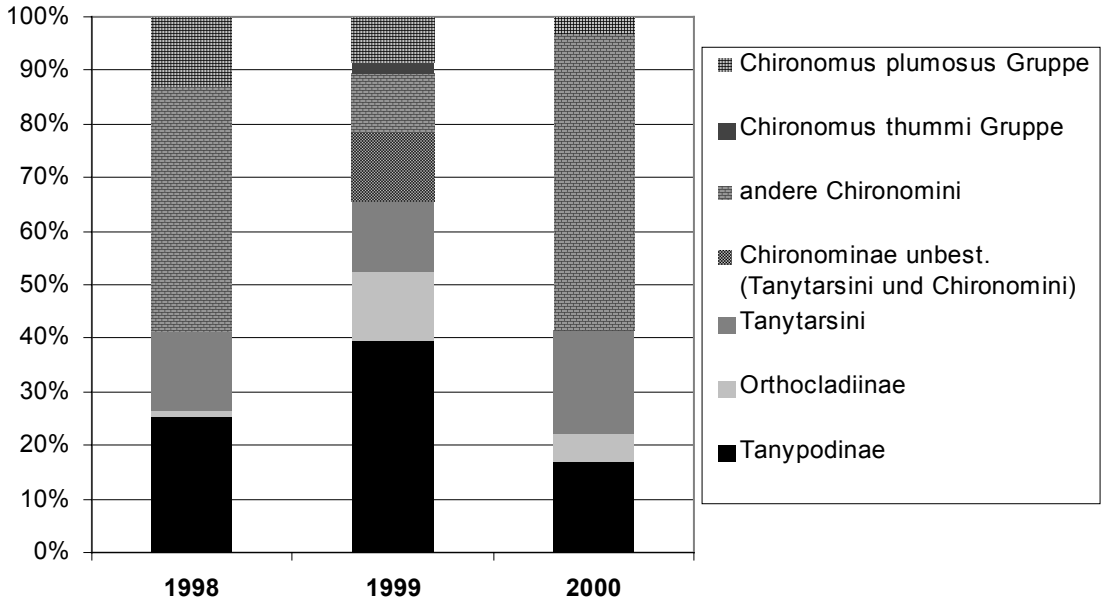


Abb. 1: Chironomiden-Taxa im Vorder- und Hinterwerder – Prozentuale Anteile 1998-2000

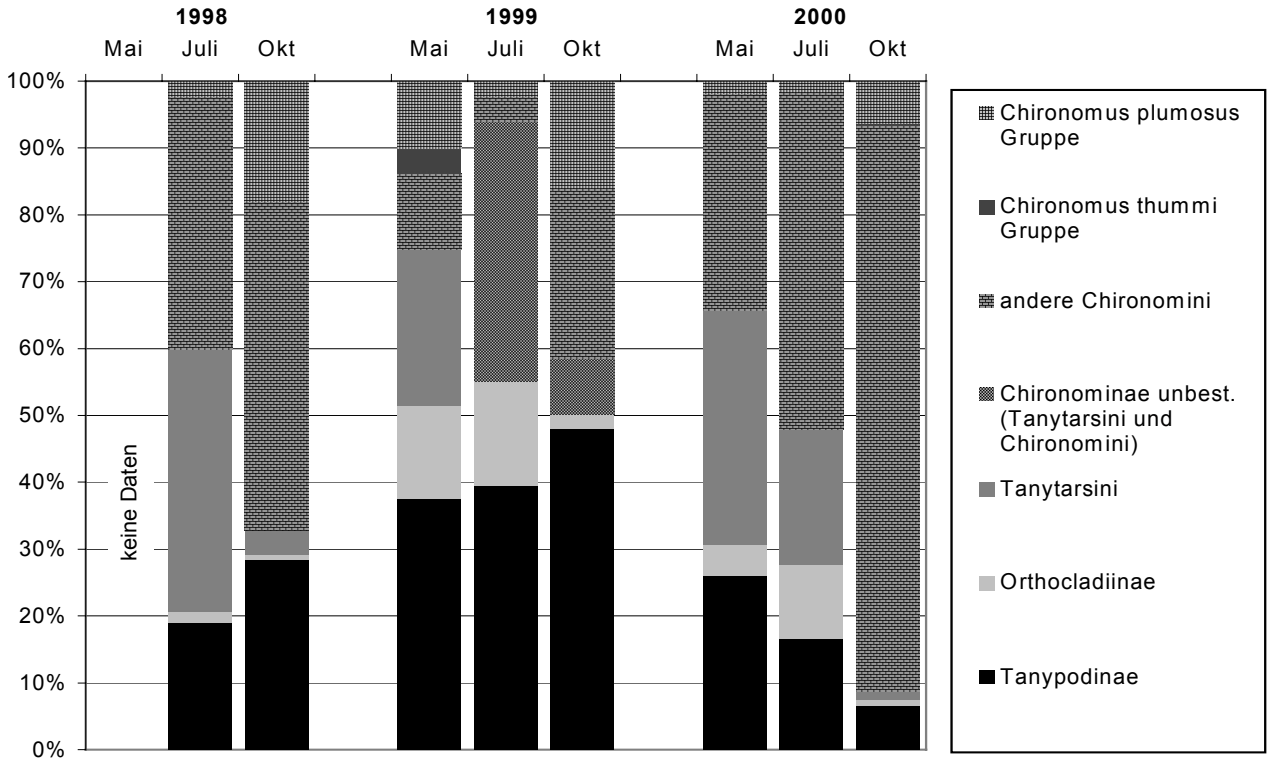


Abb. 2: Chironomiden-Taxa im Vorder- und Hinterwerder – Prozentuale Anteile in den Monaten Mai, Juli, Oktober in 1998-2000

Vergleich mit anderen Gewässern

Die Zusammensetzung unterscheidet sich deutlich von Untersuchungen anderer Gewässer – im dänischen **Esrom-See** finden sich zu 83 % Tanytarsini, 12 % Chironomini, 5 % Tanypodinae [2] und im estnischen **Vortsjärv-See** *Chironomus plumosus* mit wechselnden Anteilen von unter 10 bis fast 80 % in den Jahren 1973 bis 1996, dazu weitere Vertreter der Chironomini sowie der Tanytarsini und Tanypodinae [3]. Selbst im Vergleich mit der **Pastorengate**, einer bis auf einen höheren Tidenhub ökologisch sehr ähnlichen Ausgleichsmaßnahme an der anderen Weserseite, sind deutliche Unterschiede zu erkennen (Abb. 3 und 4).

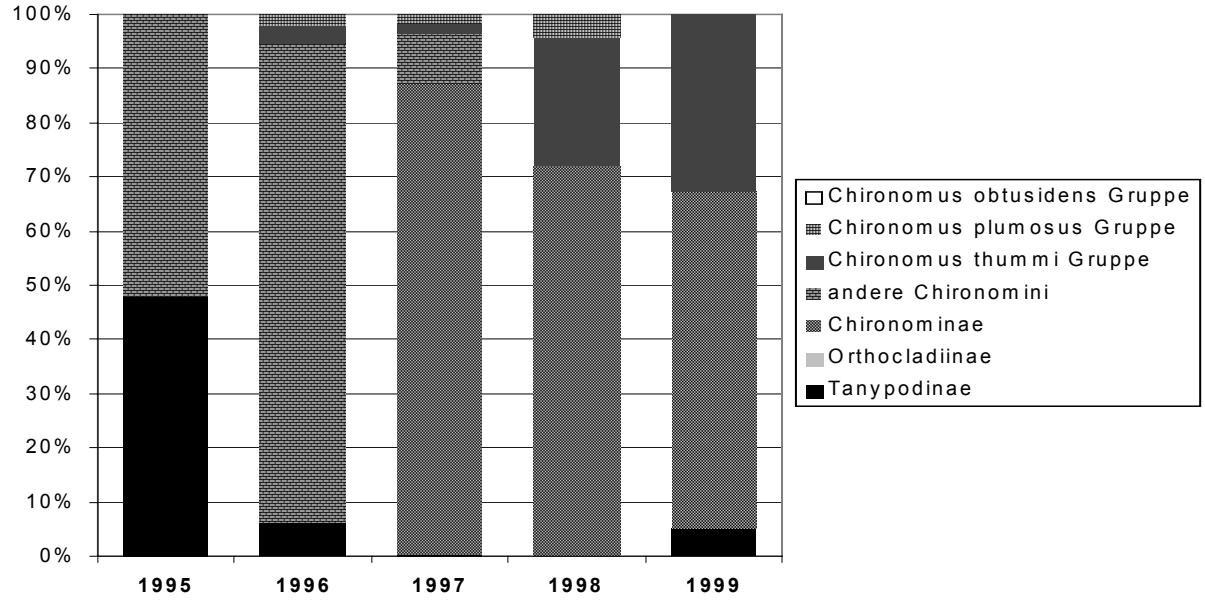


Abb. 3: Chironomiden-Taxa in der Pastorengate – Prozentuale Anteile 1995-1999 (nach [5], [6], [7])

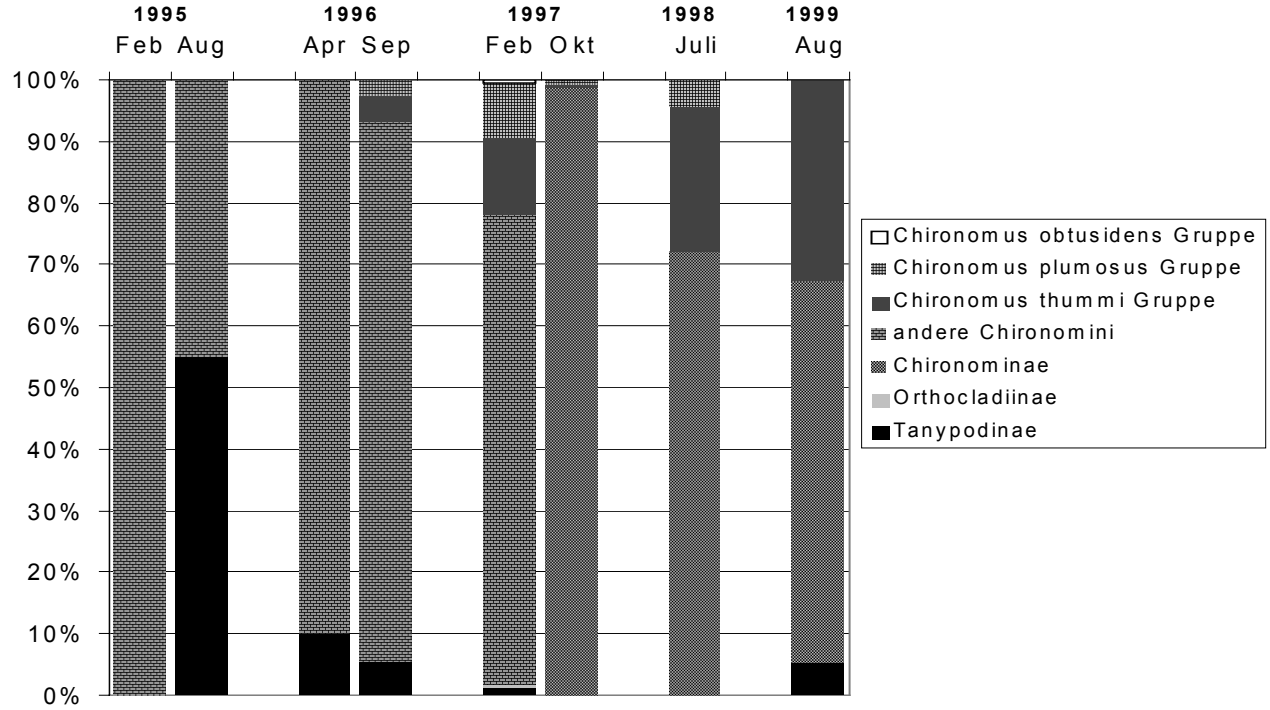


Abb. 4: Chironomiden-Taxa in der Pastorengate – Prozentuale Anteile in den beprobten Monaten in 1995-1999 (nach [5], [6], [7])

Interpretation der Veränderungen

- ✘ Die zeitliche Entwicklung der jeweiligen Anteile der Unterfamilien und Gruppen lässt kein Muster erkennen, vielmehr schwanken die Anteile stark; dieses Ergebnis stimmt mit den drei zum Vergleich betrachteten Untersuchungen überein und scheint typisch für Chironomiden zu sein (siehe v.a. [3]).
- ✘ Korrelationen der Veränderungen mit den gemessenen ökologischen Parametern sind nicht zu erkennen: z.B. steigen die Sauerstoffwerte für 1998 und 1999 in beiden Jahren zum Herbst hin an ([4], [8]), die Anteile der für sauerstoffreiche Gewässer typischen Tanytarsini nehmen aber ab. Ebenso sind aufgrund der geringen Kenntnis der Chironomiden-Autökologie und vor allem der Zusammenfassung zu ökologisch nicht einheitlichen Gruppen und Unterfamilien solche Korrelationen schwierig nachzuvollziehen.
- ✘ Die jeweilige aktuelle Zusammensetzung ist stark von der zeitlichen Entfernung zu den von Art zu Art verschiedenen Emergenzen (Flugzeiten) abhängig und damit von den (wechselnden) Probenahme-Terminen.
- ✘ Für die adulten Chironomiden könnten sich die jährlich anderen Windverhältnisse zum Zeitpunkt der Emergenz und der Eiablage bedeutend auf die Besiedlung eines Gewässers auswirken.

Schluss

Die Ergebnisse für den Vorder- und Hinterwerder bestätigen das Bild, das die Daten zu Pastorengate, Esrom- und Vortsjärv-See geben: die Chironomiden-Fauna eines Gewässers kann sich in beträchtlichem Maße von Jahr zu Jahr in der taxonomischen Zusammensetzung bzw. in den Anteilen der einzelnen Taxa unterscheiden. Eventuelle Entwicklungen, das heißt Verschiebungen in der Zusammensetzung, laufen in größeren Zeiträumen ab und sind aufgrund der Schwankungen mit Untersuchungen über wenige Jahre hinweg nicht zu erkennen.
Den Unterschieden in der taxonomischen Zusammensetzung zwischen dem Vorder- und Hinterwerder und Gewässern wie dem Esrom- oder Vortsjärv-See liegt die Verschiedenartigkeit der Biotope zu Grunde; sie sind daher nicht unerwartet. Nicht in diesem Maße erwartet sind die Unterschiede im Vergleich zur ökologisch ähnlichen Pastorengate. Für die Chironomiden sind vermutlich die Unterschiede in den aktuellen ökologischen Gegebenheiten bedeutend genug. Außerdem dürften drei weitere Umstände eine Rolle spielen:

- ✘ unterschiedliche Ausgangsbedingungen, also die Verhältnisse zum Zeitpunkt der Renaturierung;
- ✘ die jeweilige unmittelbare Umgebung, die für die Besiedlung eines neuen Biotopes unterschiedliches Potential bietet;
- ✘ und das Mikroklima: bei dem sehr ungeschützt liegenden Vorder- und Hinterwerder sind die bereits angesprochenen Windverhältnisse sicherlich anders als bei der mit Bäumen bewachsenen Umgebung der Pastorengate.

Fazit

Um die Veränderungen in der Chironomiden-Fauna eines Gewässers, hier speziell des Vorder- und Hinterwerders, beurteilen zu können, müssen die Untersuchungen über längere Zeiträume laufen und möglichst umfangreich das Abiozön einschließen; vermutlich ist auch ein zeitlich dichteres Probenahme-Raster notwendig, um die Abhängigkeit der Ergebnisse von den Emergenz-Zeitpunkten berücksichtigen zu können.

Literatur

[1] Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 2/88.

[2] Jónsson, E. (1985): Population dynamics and production of Chironomidae (Diptera) at 2 m depth in Lake Esrom, Denmark. Archiv für Hydrobiologie Supplement,70: 239-278.

[3] Kangur, K., Timm, H., Timm, T., Timm, V. (1998): Long-term changes in the macrozoobenthos of Lake Vortsjärv. Limnologica 28 (1): 75-83.

[4] Kleucker, R. (2000): Stand und Dynamik der Makrozoobenthos-Besiedlung einer renaturierten, tidebeeinflussten Flachwasserzone. Das an die Unterweser angeschlossene Tidebiotop Vor- und Hinterwerder. Diplomarbeit am FB 2, Biologie/Chemie, Universität Bremen.

[5] Meyerdirks, J. (1997): Begleituntersuchung zur Entwicklung ”Ersatzmaßnahme Pastorengate” – Zwischenbericht für den Untersuchungszeitraum 1995 bis Frühjahr 1997 für die Stahlwerke Bremen. Unveröff. Bericht, Bremen.

[6] Meyerdirks, J. (1998): Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Bodenfauna der Süßwasserwatten verschiedener Seitengewässer der Unterweser. Diplomarbeit am FB 2, Biologie/ Chemie, Universität Bremen.

[7] Meyerdirks, J. (2000): Begleituntersuchung zur Entwicklung ”Ersatzmaßnahme Pastorengate” – Zwischenbericht für den Untersuchungszeitraum 1997 bis 1999 für die Stahlwerke Bremen. Unveröff. Bericht, Bremen.

[8] VHW (1998): Erfolgskontrolle der angestrebten Entwicklungsziele für das Tidebiotop Vorder- und Hinterwerder. Gewässerkundliche Aspekte. Ergebnisse Untersuchungsjahr 1998. BIOCONSULT Schuchardt & Scholle und Uni Bremen - AG Aquatische Ökologie. Unveröff. Bericht, Bremen.

Auswirkungen von Änderungen in Durchfluss und Morphometrie auf Sauerstoffhaushalt und Planktondynamik der unteren Spree - Modellrechnungen

Jan Köhler
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, e-mail: koehler@igb-berlin.de

Schlagworte: Flussökologie, Renaturierung, Sauerstoff, Phytoplankton, Modell

1. Einleitung

Flachlandflüsse wie die Spree wurden in den letzten Jahrhunderten begradigt, vertieft und staureguliert. Das hydrologische Regime wurde durch Speicherbau und Ausleitungen verändert. Dadurch wurde die Diversität der Lebensräume und damit der Organismengemeinschaften drastisch reduziert und die Selbstreinigungsleistung der Flüsse verringert. Aus dynamischen, hoch strukturierten Ökosystemen, in denen die eingetragenen Stoffe umgebaut und zu einem großen Teil zurückgehalten wurden, entstanden Fließrinnen, die dem raschen Abtransport von Wasser, Nähr- und Schadstoffen dienen.

In den letzten Jahren wurde begonnen, die Strukturvielfalt von Flussabschnitten wieder zu erhöhen, die Tiefenerosion zu stoppen oder rückgängig zu machen, Wehre zu legen und den Fluss wieder mit seiner Aue zu verbinden. Diese Maßnahmen sind nicht nur teuer, sie stehen teilweise auch im Konflikt mit anderen Nutzungsanforderungen an Fluss und Umland. Ihre Wirkungen auf das komplex strukturierte Flussökosystem sind oft nicht einmal in der Tendenz vorhersagbar. So kann etwa die Anhebung der Flusssohle zu einer Verbesserung der Sauerstoff-Versorgung durch erhöhten Eintrag aus der Atmosphäre und durch geförderte Produktion von sessilen Algen und höheren Wasserpflanzen führen, aber auch zur Verschärfung von Sauerstoffmangel durch erhöhten Partikelrückhalt durch Muscheln sowie durch nächtliche Atmung und herbstlichen Abbau von Wasserpflanzen. Analogieschlüsse sind sehr unsicher, die Methode „Versuch und Irrtum“ sollte bei teuren Baumaßnahmen nicht riskiert werden. Zur Prognose der Effekte von Renaturierungsmaßnahmen bieten sich Scenarioanalysen mit mathematischen Modellen an, sofern die Datenbasis zur „Fütterung“ des Modells vorhanden ist.

In zwei Abschnitten der unteren Spree ist geplant, den Hauptstrom wieder durch Altarme zu leiten, die Flusssohle anzuheben und die Gerinnebreite zu erhöhen. Weiterhin sollen Speicher und Ausleitungsstrecken so bewirtschaftet werden, dass ein minimal notwendiger Durchfluss ganzjährig gewährleistet wird. Ziele sind die Erhöhung der Retention von Nährstoffen und Phytoplankton, die Vermeidung von Sauerstoffmangel und die Förderung flusstypischer Organismen. In diesem Beitrag wird versucht, mit Hilfe des Fließgewässergütesimulationsmodells der Abwassertechnischen Vereinigung (ATV-Modell) am Beispiel dieser gut untersuchten Spreeabschnitten folgende Fragen zu beantworten:

- Welcher minimale Durchfluss ist unter den aktuellen Bedingungen notwendig, um Sauerstoffmangel zu verhindern ?
- Wie ändern sich Sauerstoffgehalt und Planktonentwicklung durch Veränderung der Stauhöhe eines Wehres ?
- Welche Wirkungen hat die Anhebung der Flusssohle und die Verbreiterung des Gerinnes ?
- Welche Wirkungen hat die Remeandrierung eines Flussabschnittes ?

2. Untersuchungsgebiet

Die Spree fließt über 380 km durch Sachsen, Brandenburg und Berlin. Unsere Untersuchungsabschnitte liegen im Unterlauf zwischen Spreewald und Berlin. Die Krumme Spree (Fluss-km 227-245) wird begrenzt durch Neuendorfer See und Schwielochsee, die Müggelspree (Km 302-332) durch Oder-Spree-Kanal und Dämeritzsee. Die Krumme Spree wird bei km 236 aufgestaut. Die Flussabschnitte sind bei Mittelwasser etwa 20-40 m breit und 1,5 – 2,5 m tief. Die mittlere Fließgeschwindigkeit liegt bei 0,2–0,5 m/s. Der mittlere Durchfluss wird über Jahrzehnte durch den Wasserbedarf der Bergbau-Folgelandschaften im Mittellauf reduziert, er sank am Beginn der Krummen Spree von 24,4 (1976-1989) auf 14,2 m³/s (1995-99). Durch mehrere Speicherbecken und den Dahme-Umflutkanal wird der Durchfluss gesteuert und vergleichmäßigt. Eine Übersicht über das Spreesystem geben Köhler et al. (2002).

3. Das verwendete Modell

Das ATV-Modell koppelt ein eindimensionales hydraulisches Modell und ein Ökosystemmodell. Es erlaubt die Simulation der für die Dynamik von Nährstoffen, Sauerstoff, planktischen und benthischen Organismengruppen wesentlichen Transport- und Umsetzungsprozesse. Das Modell wurde vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft und der Bundesanstalt für Gewässerkunde unter Mitwirkung anderer Institutionen entwickelt und von der TU München rechentechnisch umgesetzt. Die erste Version war 1995 fertig, seither wird das Modell ständig ergänzt und verbessert. Es wurde bisher u.a. an Main, Saar, Lippe, Erft und Elbe eingesetzt. Das Modell erfordert eine digitale Gewässerkarte, detaillierte Angaben zur Flussmorphometrie, der Dichte von Muscheln und Makrophyten, der Ufervegetation, von Durchfluss und Konzentration an Nährstoffen, Sauerstoff, BSB, Phyto- und Zooplankton für den Startort und alle wichtigen Zuflüsse sowie zur Validierung Konzentrationsmessungen entlang des Flusses.
Da der Sauerstoffhaushalt bei hohen Wassertemperaturen besonders angespannt ist, werden nachfolgend einige Simulationsergebnisse für eine typische Sommersituation beschrieben (1.-4. August, 25 °C). Eingangsdaten sind die Mittelwerte der in den letzten Sommern gemessenen Konzentrationen: 7,5 mg/L O_2, 15 µg/L Chla, 20 (40) µg/L SRP, 500 (300) µg/L NO_3-N, 200 (100) µg/L NH_4-N (Werte in Klammern für Müggelspree). Zeit- und Ortschrittweite der Simulation waren 1 Stunde bzw. 100 m Fließstrecke.

4. Ergebnisse

Abhängigkeit vom Durchfluss: In der Krummen Spree wurden minimale Sauerstoffgehalte in den Morgenstunden im Aufstaubereich und am Ende der Fließstrecke kalkuliert. Während bei Mittelwasser die O_2-Konzentrationen nicht unter 5,5 mg/L fielen, wurden bei Niedrigwasser (5 m³/s) minimale Sauerstoffkonzentrationen von 3,5 (Aufstau) und 4,5 mg/L (Ende der Strecke) berechnet. Um überall O_2-Minima unter 4 mg/L zu verhindern, müssen Durchflüsse über 7 m³/s gewährleistet werden. Der Rückhalt an Phytoplankton auf der Fließ-strecke stieg mit fallendem Durchfluss. Während sich der Chla-Gehalt auf der Fließstrecke bei Mittelwasser um 50 % verringerte, betrug die Abnahme bei Niedrigwasser 80 %.
Abhängigkeit von der Stauhöhe: Mit zunehmender Stauhöhe verlängerte sich die Fließzeit und nahm die O_2-Konzentration im Staubereich ab. Durch eine Absenkung des Stauzieles um 40 cm würde bei Niedrigwasser die minimale O_2-Konzentration am Oberpegel um 0,5 mg/L steigen. Am Ende der Krummen Spree hat die Stauhöhe keinen Effekt mehr, bei Mittel- und Hochwasser hat sie auf den Staubereich wenig Einfluss.

Anhebung der Flusssohle: In unserem Szenario gingen wir von einer im Vergleich zum Ist-Zustand um 50 cm angehobenen Flusssohle der Krummen Spree aus. Unter Sommerbedingungen (7 m³/s Durchfluss, 25 °C) bewirkte diese Maßnahme durch verringerte Wassertiefe (-23 %) und erhöhte Fließgeschwindigkeit (+21 %) bei konstanter Dichte an Muscheln und Makrophyten eine Anhebung der minimalen Sauerstoff-Konzentrationen um 0,3-0,4 mg/L. Wenn die Benthosorganismen durch die Sohlanhebung ausgeschaltet werden, verringert sich der Planktonrückhalt drastisch und die minimalen Sauerstoff-Konzentrationen steigen um etwa 2 mg/L. Vermutlich werden sich die Muscheln auf der neuen Flusssohle wieder etablieren und die Makrophyten durch die bessere Lichtversorgung ihre Biomasse gegenüber dem aktuellen Zustand steigern. Eine nach Sohlanhebung verdoppelte Makrophyten-Biomasse würde zu deutlich höheren Tagesschwankungen des O_2-Gehaltes führen, die Minima würden etwa den heutigen entsprechen. Das Phytoplankton würde durch die Sohlanhebung etwas mehr produzieren, bei wieder etablierter Benthosgemeinschaft aber auch höheren Verlusten unterliegen als heute, so dass sich die Biomasse am Ende der Fließstrecke kaum ändern würde.

Remeandrierung: Für die Müggelspree wurde angenommen, dass der Flusslauf wieder durch drei Altarme führt. Als Tiefe dieser Flussschlingen wurde die der mineralischen Sohle angesetzt, also von einer vorherigen Ausspülung der organischen Sedimente ausgegangen. Durch den Altarm-Anschluss würde sich die Fließstrecke um etwa zwei Kilometer verlängern, entsprechend würde das Wasser etwa zwei bis drei Stunden länger fließen. Im Sommer würden die Verluste des Phytoplanktons durch Sedimentation und durch Zoobenthos-Fraß seine Produktion übersteigen, damit würde der Altarm-Anschluss zur weiteren deutlichen Abnahme des Phytoplanktons führen. Der damit verbundene Verbrauch von Sauerstoff würde durch die zusätzliche Makrophytenbiomasse etwa ausgeglichen. Bei Niedrigwasser wurden leicht erhöhte und bei Mittelwasser leicht verringerte O_2-Konzentrationen nach Remeandrierung kalkuliert.

5. Diskussion

Die für den aktuellen Zustand kalkulierten Konzentrationen an Sauerstoff und Chlorophyll lagen am Ende beider Fließstrecken im Bereich der Messwerte der letzten Jahre. Auch die Scenario-Ergebnisse scheinen in ihrer Tendenz plausibel. So stimmten die mittels Modell und aus kontinuierlichen Messungen am Ende der Krummen Spree (Ockenfeld 2001) abgeleiteten Beziehungen zwischen Durchfluss und O_2-Minimum gut überein. Auch die berechneten und die in Tracerexperimenten gefundenen Fließzeiten waren fast identisch. Trotz vereinfachender Modellannahmen (Hydraulik nur eindimensional, Beschreibung der Organismendynamik nur auf Gruppenniveau) werden also die wesentlichen Eigenschaften dieses komplexen Systems richtig beschrieben. Für typische Situationen können hydraulische Parameter und wesentliche Stoffumsetzungen in Fließgewässern quantifiziert sowie Effekte menschlicher Eingriffe in Hydrologie, Morphologie und Nährstoffkonzentrationen auf die Wasserqualität vorhergesagt werden. Die Berechnung von Jahresgängen ist möglich, aber umständlich. Nicht möglich war die Prognose der Benthosbesiedlung unter veränderten Bedingungen. Hier konnten lediglich die Effekte veränderter Benthos-Biomasse für plausible Bereiche (völlige Auslöschung bis verdoppelte Biomasse nach Sohlanhebung) berechnet werden. Das Modell kann bei der Datenverdichtung und bei der Optimierung von Messprogrammen helfen, es ersetzt aber keine Messungen. Es erfordert im Gegenteil detaillierte Kenntnisse wesentlicher Zustände und Prozesse im betrachteten Flussabschnitt.

Danksagung

Die Eingangsdaten wurden von einer Vielzahl von IGB-Mitarbeitern erhoben. Die Durchflüsse wurden vom Landesumweltamt Brandenburg gemessen. Axel Siegemund bereitete die morphologischen Daten mit auf.

Literatur

Köhler, J., Gelbrecht, J., Pusch, M. (Eds.): Die Spree - Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten.- Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung 2002 (in Druck)

Ockenfeld, K.: Die Bedeutung der verminderten Wasserführung für phytoplanktongekoppelte Stoffumsetzungen und den Sauerstoffhaushalt der Krummen Spree.- Dissertation, BTU Cottbus, 2001, 127 Seiten.

Baltic Sea Research Institute Warnemünde

Spatial, seasonal and long-term changes of phosphorus concentrations in the Oder estuary

Helge Bangel[1)], Gerald Schernewski[1)] & Magdalena Wielgat [2)]

1) Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW), Seestraße 15, D-18119 Rostock, Germany.
2) Sea Fisheries Institute, Gdynia, Poland; Guest scientist at [1)].

Background

The large Oder river catchment is located at the German-Polish border. With a surface area of 120,000 km^2 and a population of about 13 Mio inhabitants it causes the heavy nitrogen and phosphorus load of the Oder river. In recently, about 63,000 t total N/a and 3,500 t total P/a were transported with the Oder towards the Baltic Sea. The river therefore is the most important source of eutrophication and pollution for the south-western Baltic Sea. The respective coastal zones, especially the Szczecin (Oder) Lagoon, suffer from severe eutrophication, heavy algal blooms of potentially toxic species, high water turbidity and hygienic water quality problems.
Goals of our work about the Szczecin Lagoon are the provision of processed information and models for water quality management and to support the regional implementation of the Water Framework Directive. For this purpose we analysed the spatial and temporal course of nutrient concentrations, carried out transport simulations and applied a simple eutrophication box model. Some results with respect to phosphorus are presented. The results are based on compiled data supplied by the Landesamt für Umwelt und Natur (LUNG), Güstrow, the StAUN Ueckermünde, and the Westpomeranian Inspectorate of Environmental Protection in Szczecin (WIOS).

Spatial gradients

The Szczecin Lagoon is a large (687 km²) and shallow (average depth 3.8 m) coastal flow lake with a theoretical water exchange time of about 2 months. The lagoon consists of the Kleines Haff on the German side and the Wielki Zalew located on Polish territory. The Wielki Zalew is dominated by the influx of the Oder river, with an average annual discharge between 300 and 700 m^3/s. The P-load of the Oder causes pronounced spatial gradients which are, to a varying degree, modified by internal processes. The comparison between the periods 1980-91 and 1992-99 show lower concentrations and weaker gradients due to reduced P-load of the Oder river (Fig. 1).

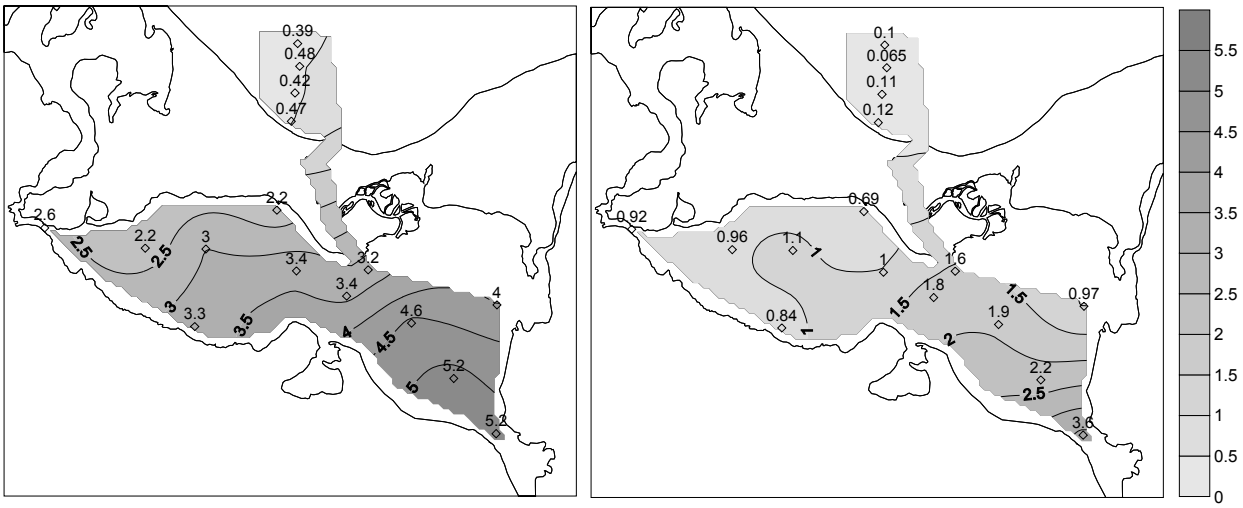


Figure 1: Median concentration of phosphate [µmol PO4-P/l] in June after the spring bloom of diatoms. Period 1980-91 (left) compared to 1992-99 (right). Data provided by LUNG (Güstrow), StAUN (Ueckermünde) and WIOS (Szczecin).

Long-term eutrophication

Phosphorus concentrations in the lagoon were already high in the 1980's. In the western part, the Kleines Haff, an increased concentration in early 90's is followed by a steady decrease (Fig.2). In wet years the P and N load in the Oder river can be up to twice as high compared to dry years. The pronounced reduction in nutrient loads in early 90's is an effect of the warm, dry years and cannot be attributed to anthropogenic nutrient load reductions (Schernewski & Wielgat 2001). The Oder

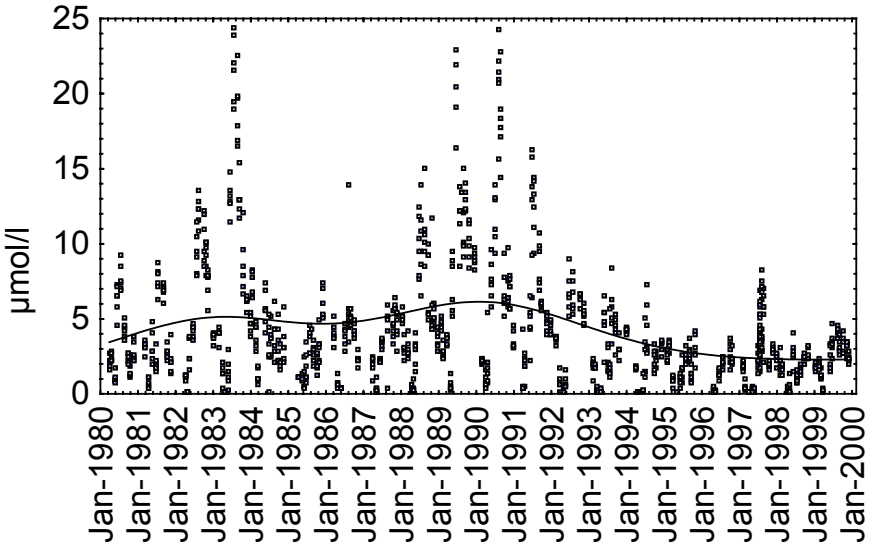


Figure 2: Time series of the phosphate concentration in the Kleines Haff (Data supplied by Landesamt für Umwelt und Natur (LUNG), Güstrow)

load controls the nutrient dynamic in the Szczecin Lagoon to a high degree, but the reduced load of the Oder river in early 90's is not reflected in the concentrations inside the lagoon (Kleines Haff) (Fig.2). It is very likely, that the decrease of concentrations in the Kleines Haff at the end of the century (Fig. 2) is already a result of improvements in sewage treatment around the lagoon and in the Oder catchment.

Annual dynamics

The annual course of phosphate concentrations (Fig. 3) show minimum values during spring and maximum values in the summer months. The spring minimum is a result of the diatom bloom, when phosphorus is taken up by algal. In some years a P-depletion is observed. High concentrations in summer clearly indicate that phosphorus is not a limiting nutrient during that time. Instead, nitrogen plays the most important role in summer. High phosphate concentrations in the inflowing Oder waters alone cannot explain the summer maximum. Fast mineralisation and, in some years, phosphorus release from anoxic sediments plays an important role, too. Due to internal processes, the quantitative changes in phosphate concentrations between the periods 1980-91 and 1992-99 are most pronounced in summer.

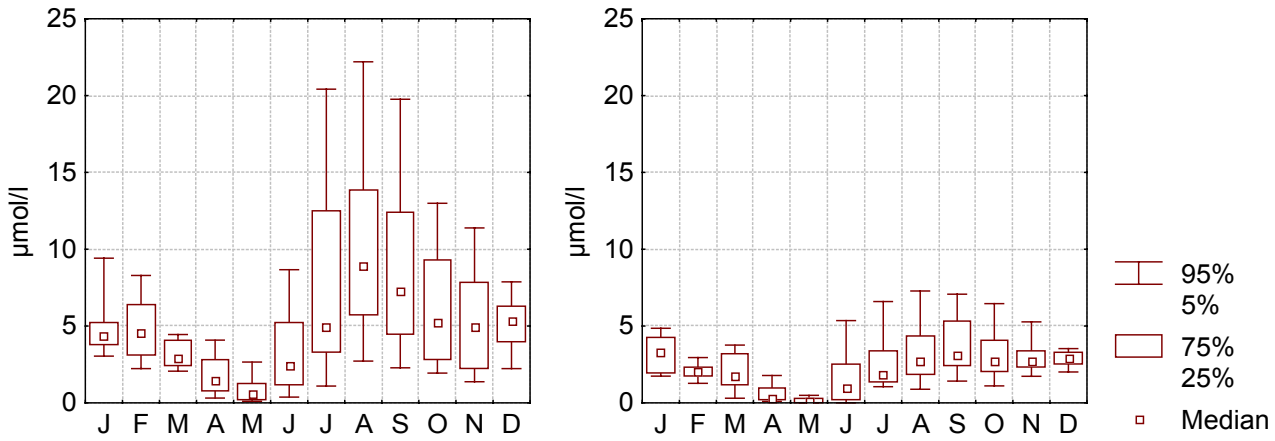


Figure 3: Annual variability of the phosphate concentration in the Kleines Haff

Modelling the Oder lagoon

The simple box-model at this stage consists of 7 state variables, namely: DIN, PO4, detritus (suspended organic matter) nitrogen and detritus phosphorus, nitrogen and phosphorus in the sediment as well as one phytoplankton group (Schernewski & Wielgat 2001). The phytoplankton state variable is expressed only in nitrogen units which can be converted to phosphorus using the Redfield N:P-ratio of 16:1. The model covers the dominant internal nutrient transformation processes in the estuary: nutrient uptake by phytoplankton, mineralisation, sedimentation, denitrification of nitrogen from water and sediment and loss to the atmosphere as well as burial of nutrients in sediment. The model is driven by external forces such as the seasonal changes of light and temperature, the nutrient loads discharged with the Oder river and from point sources in the immediate lagoon drainage area. In order to make long-term simulations possible, the internal time scale of the model is one day.

Figure 4 shows a comparison between monitoring-data (sub-surface measurements in central Wielki Zalew) and model simulations (solid lines). The model does not take into account temporary, local inflows of Baltic Sea water.

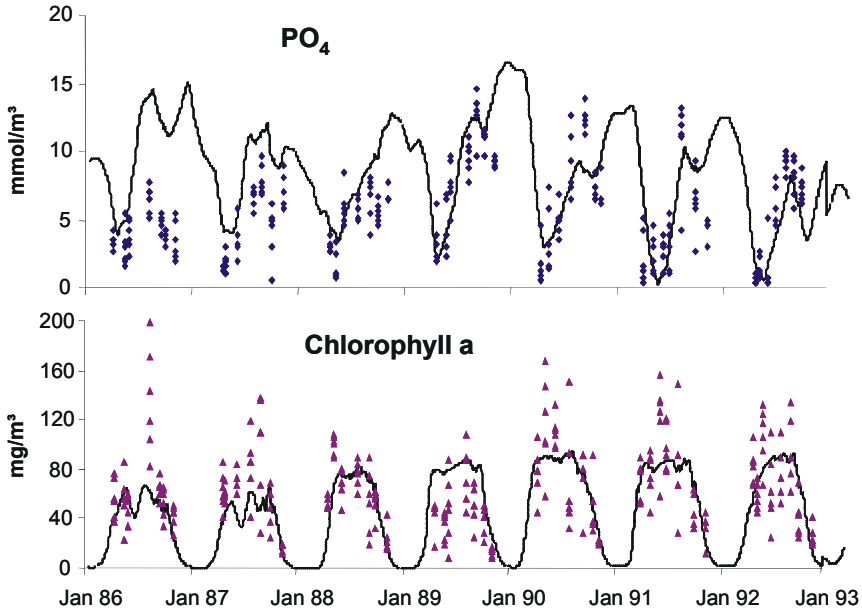


Figure 4: Comparison between model simulations (solid lines) and monitoring data supplied by the Westpomeranian Inspectorate of Environmental Protection Szczecin (points).

The long term model simulations of nutrient cycling in the lagoon will allow to get more insight into the processes taking place in the lagoon and espacially to quantify the magnitude of internal versus external processes. The first application shows, that the model results are well in agreement with measurements. A problematic aspect are the outstanding high P-concentrations in summer between 1989 and 1992. Neither the nutrient load nor mineralisation processes are able to explain these values. A process, which is not included in the model so far, obviously plays a role in these years.

Internal eutrophication: P-release from the sediments

In the warm years between 1989 and 1992 steep, short-term increases in dissolved phosphorus concentrations were found during June and August. Figure 5 shows the sub-surface concentrations of dissolved phosphorus at 6 locations in the Kleines Haff. The black bars indicate concentrations on 8.6.89, 11.7.90 and 18.6.91. The white bars indicate the increased values 4-5 weeks later (11.7.89, 16.8.90, 16.7.91). During rare and short calm summer periods a stratification and oxygen depletion above the sediment can take place in deeper parts of the shallow lagoon. Coarse calculations on the basis of model-simulations and data indicate an anoxic P-release from sediments of up to 10 µmol P $m^{-3}d^{-1}$. During short-term anoxic conditions in summer, up to 400-600 t P can be released from the sediments into the entire lagoon. These situations are restricted to several days and occur only in a few years. Wind with a daily average velocity above 2-3 m/s causes vertical water mixing and puts an end to anoxic P-release. Compared to a monthly summer load of 100-150 t P by the Oder river, this internal eutrophication in the lagoon is quantitatively important. It causes altered spatial gradients (Fig. 6) and an increased release of phosphorus into the Baltic Sea. Internal P-release from the sediments have no pronounced effect on biology, because P is not the limiting element for primary production during the summer months (Fig. 3). Internal eutrophication counteracts measures to reduce P-load and might become a problem for water quality management.

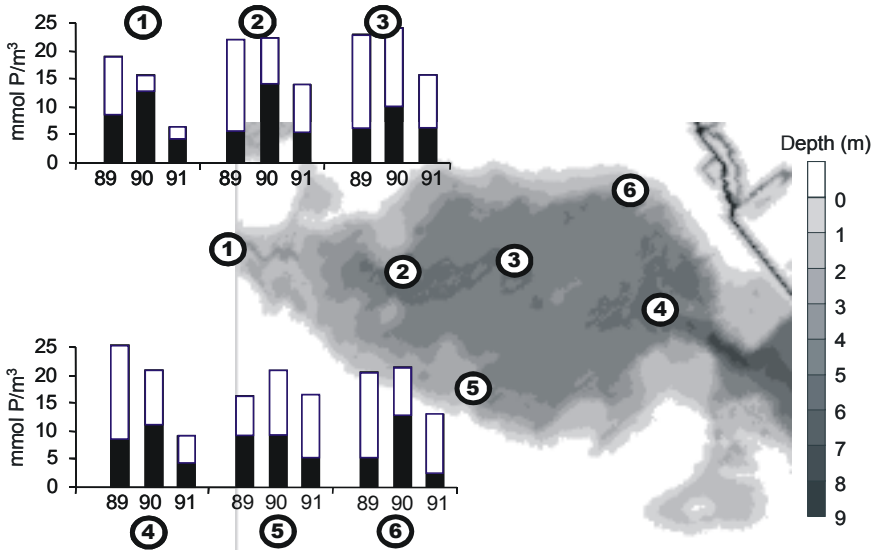


Figure 5: Increase of P-concentration due to P-release from the sediment in the years 1989 – 1991 (Schernewski & Wielgat 2001)

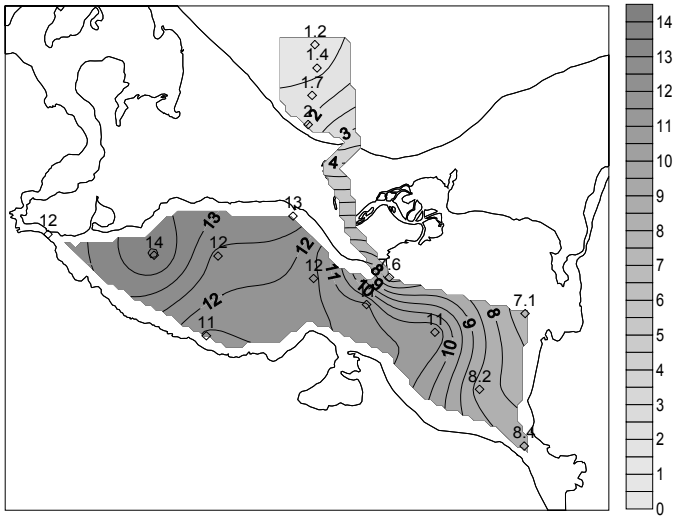


Figure 6: Median concentration of phosphate [µmol PO_4-P/l] in August influenced by anoxic P-release from the sediment in the Kleines Haff (1989 – 1991).

References

Bangel, H: (in prep.): Der Gewässerzustand des Oderästuars vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Kiel.

Schernewski, G. & M. Wielgat (2001): Eutrophication of the shallow Szczecion Lagoon (Baltic Sea): modeling, management and the impact of weather. In: Brebbia, C.A. (ed.): Coastal Engineering V: Computer Modelling of Seas and Coastal Regions. Witpress, Southampton: 87-98.

Überschwemmungsbeeinflussung versus Gewässerhistorie

die Dynamik der Phytoplanktonzönosen des Fluss-Auen-Systems Unteres Odertal - Brandenburg

Juliane Kasten

Freie Universität Berlin - Institut für Biologie - Systematische Botanik und Pflanzengeografie - Altensteinstr. 6 - 14195 Berlin - e-mail: jukasten@zedat.fu-berlin.de

Keywords: Phytoplankton, Centrales, Bacillariophyceae, Unteres Odertal, Überschwemmung, Dauerstadien

Einleitung

Die Nasspolderflächen des Unteren Odertales werden - anthropogen gesteuert - nur während der Winter- und Frühjahrsmonate (Nov. - April / Mai) überschwemmt. Neben grossen Nährstofffrachten wird somit jahreszeit- und fliessgewässertypisch eine von solitären centrischen Bacillariophyceen (scBac) dominierte Potamoplanktonzönose aus der Oder in das Gebiet eingetragen und je nach Überschwemmungsintensität verteilt.

Dreijährige Untersuchungen des Phytoplanktons nach der Überschwemmung verbleibender Alt- und Restgewässer zeigen, dass die Dominanz der scBac überschwemmungsbeeinflusster Standorte bis weit in die Isolationsphasen hinein (Ende Juni) anhält und bereits ab September erneut in Erscheinung tritt. Alle standortspezifischen Biovolumenmaxima (bis 68 $mm^3\ l^{-1}$) werden durch scBac aufgebaut. Als Hauptbiovolumenbildner sind *Stephanodiscus hantzschii* GRUNOW und *Cyclotella meneghiniana* KÜTZ. zu nennen.

Allein zwischen Juli und September - zumeist jedoch maximal zwei Monate lang - werden die Gewässer durch andere Algengruppen dominiert. Sind es an den unbeschatteten, windexponierten Standorten Cyano- und Dinophyceen (s. Beispiel Abb.1), finden sich an den beschatteten, windgeschützten Standorten Crypto-, Synuro- und Euglenophyceen (detaillierte Angaben zur Phytoplanktonentwicklung sowie den abiotischen Gewässerbedingungen s. KASTEN 1999, 2000).

Fragestellung

Auengewässer verlieren mit jeder Überschwemmung ihren eigenständigen Charakter, werden Teil des Überschwemmungswasserkörpers und separieren sich erneut nach Abfluss des Hochwassers. Werden damit alljährlich „die Karten neu gemischt“? Oder lässt sich auch in diesen stark exogen beeinflussten Gewässern eine gewässerhistorische Komponente, wie man sie aus dauerhaft isolierten Standgewässern kennt, ausmachen, die das Phytoplankton der Auengewässer während der Isolationsphase überschwemmungsunabhängig charakterisiert?

Dieser Frage wurde sowohl auf der Basis der Entwicklung der Biovolumenbildner (A), als auch anhand der Nachweismuster nicht biovolumenrelevanter Taxa (B) innerhalb des gesamten Artenspektrums nachgegangen.

Methoden

Probenahme: Mai 1993 - November 1995 - Probestellen: Die Probestellen unterschieden sich in ihrer Entfernung zur Oder, mit Einfluss auf die Überschwemmungsintensität während der Flutungsphasen. Während der Isolationsphasen zeigten sich standortspezifische Unterschiede bei den Durchmischungs- und Lichtverhältnissen sowie der Nährstoffverfügbarkeit. Phytoplankton: Bestimmung des Arteninventars mit LM, REM, TEM - Bestimmung der Phytoplanktonbiovolumina nach der Utermöhl-Methode (ROTT 1981) - Bestimmung

der relativen Häufigkeiten der Bacillariophyceae anhand von Schalenpräparaten quantitativer Proben - Bestimmung der Chlorophyll *a*- und Phaeopigmentgehalte - Erfassung abiotischer Gewässerparameter: Temperatur, pH, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und -sättigung - Nährstoffanalysen der Stickstoff- (NH_4, NO_2, NO_3), Phospor- (SRP) und Siliziumkomponenten (DSi) nach den Deutschen Einheitsverfahren.

Ergebnisse und Diskussion

A. Phytoplanktonentwicklung eines windexponierten Auengewässers

Im folgenden werden die Phytoplanktonentwicklungen von Auengewässern während der Überschwemmungs- und Isolationsphase am Beispiel eines windexponierten Standortes dargestellt (Abb.1). Der Wechsel zwischen überschwemmungsbeeinflusster und gewässereigener Entwicklung wird in Abb.2 schematisch dargestellt und im Text erläutert:

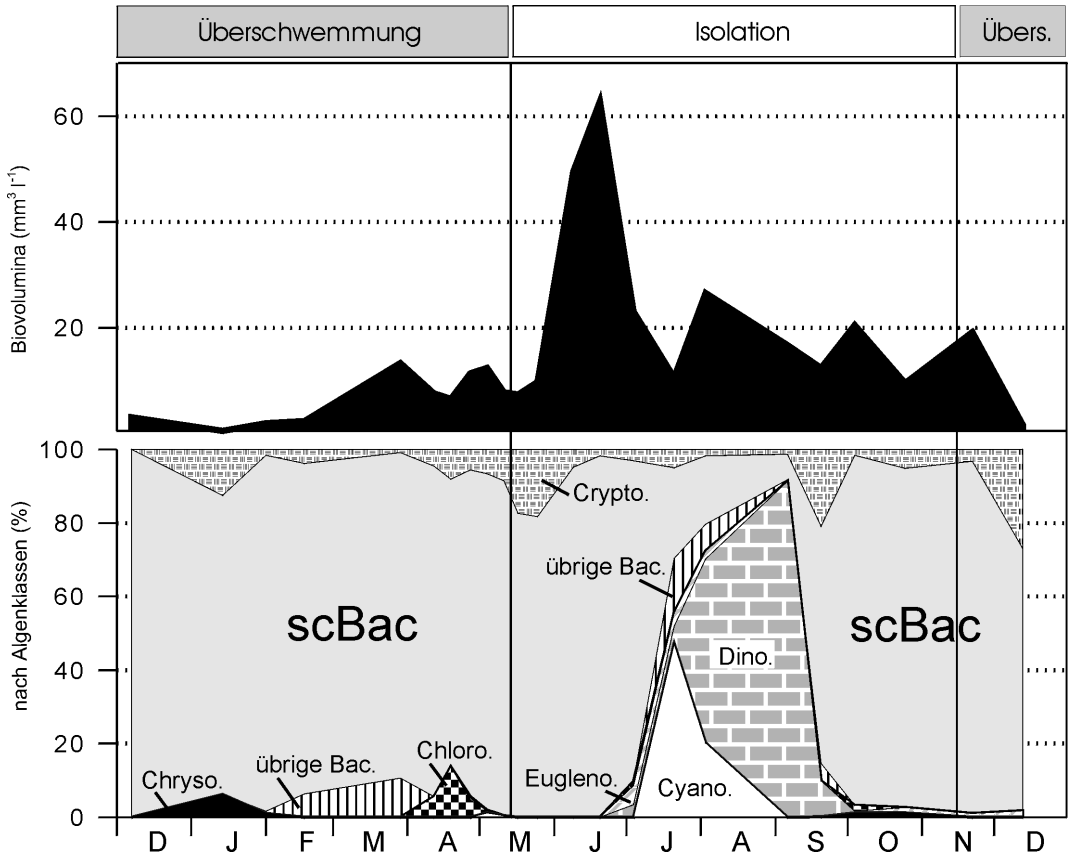


Abb.1: Phytoplanktonentwicklung eines Altarmstandortes (AO.1) im Nasspolder des Unteren Odertales zwischen Dez. 1993 und Dez. 1994 (oben: Phytoplanktonbiovolumina, unten: prozentuale Verteilung der biovolumenbildenden Algenklassen; Abkürzungen: scBac = solitäre centrische Bacillariophyceae, übrige Bac. = fädige, centrische und pennate Bacillariophyceae, Crypto. = Cryptophyceae, Chryso. = Chrysophyceae, Chloro. = Chlorophyceae, Eugleno. = Euglenophyceae, Cyano. = Cyanophyceae, Dino. = Dinophyceae).

Ende der Isolationsphase (ab September):

Dominanz solitärer centrischer Bacillariophyceae (scBac) während windbedingter, herbstlicher Durchmischungsphasen (Abb.2-1).

Überschwemmungsphase (Mitte November bis April / Mai):

Pegelabhängiger Eintrag von Fliessgewässertaxa sowie Ausspülung autochthoner Plankter der Poldergewässer. Bei starker Durchströmung kann es weiterhin zur Verdriftung zuvor aussedimentierter Dauerstadien kommen (Abb.2-2).

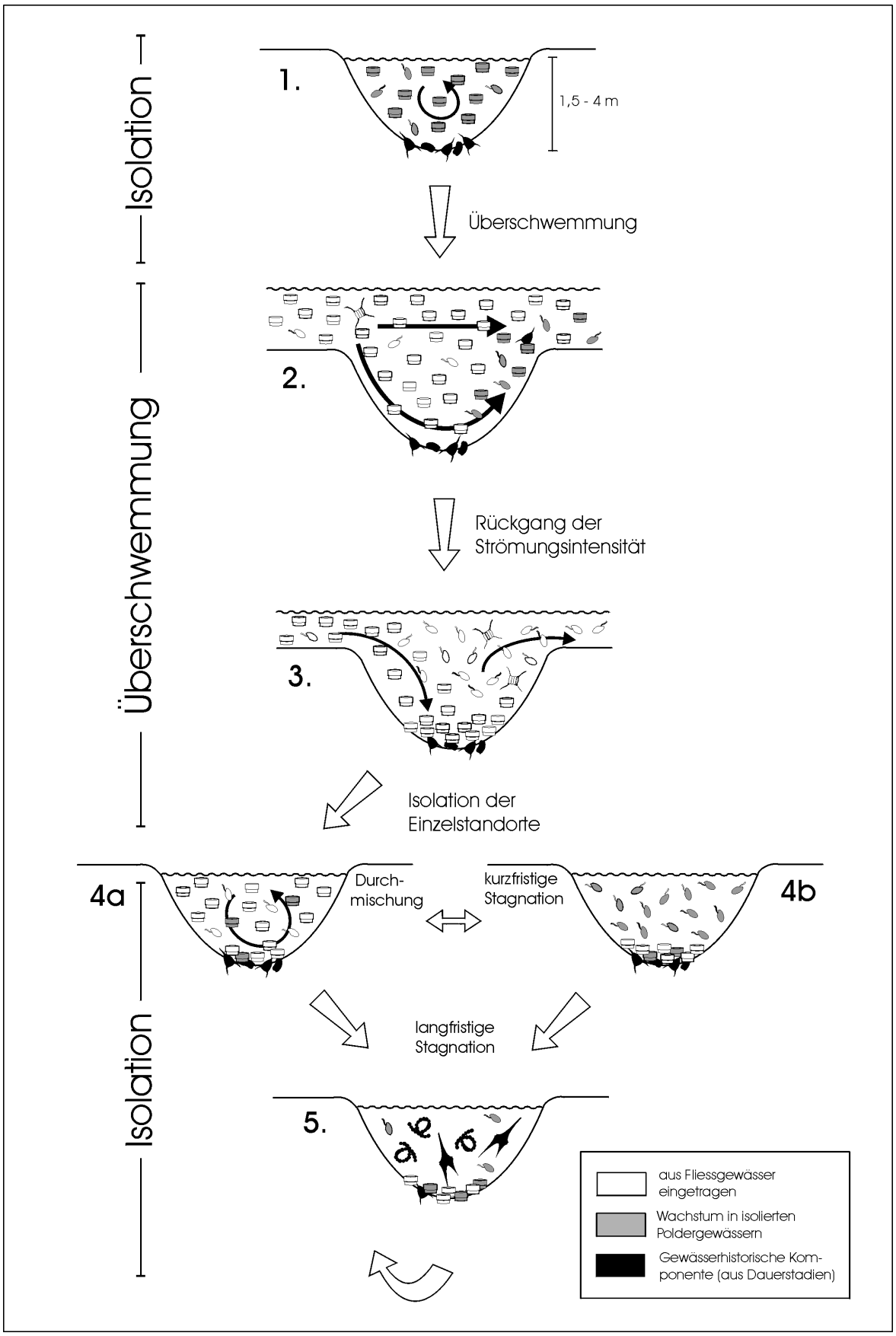


Abb.2: Schematische Darstellung der Phytoplanktonentwicklung eines überschwemmungsbeeinflussten Auengewässers während der Überschwemmungs- und Isolationsphasen (Erläuterung s. Text).

Bedingt durch ihr deutlich höheres Gewicht unterliegen Bacillariophyceen stärker als leichtere oder eigenbewegliche Taxa den Sedimentationsprozessen in wenig oder gar nicht durchmischten Wassersäulen. Diese Prozesse, die sich in geschichteten Gewässern häufig als Konkurrenznachteil erweisen, dienen in der Aue als Vorteil. Durch die erhöhte Sedimentation wird die Auswaschungsrate der Bacillariophyceen aus dem Auenbereich während der Überschwemmungsphase herabgesetzt. Anders als stets suspendierte Taxa (Crypto-, Chloro- oder Chrysophyceae s.l.) können sie sich damit im Überschwemmungsgebiet akkumulieren. Vergleichbare Prozesse, die der Verlängerung der Verweilzeit dienen, beschreibt KÖHLER (1991) auch aus langsam fliessenden Flussabschnitten. Die Adaptation der Bacillariophyceen an Schwachlichtbedingungen (REYNOLDS 1988) ermöglicht es ihnen darüber hinaus nicht nur im Sedimentbereich zu überdauern, sondern sogar zu wachsen (Abb.2-3).

Input-output-Untersuchungen durch ENGELHARDT ET AL. (1999) bestätigen, dass die Nasspolderflächen des Unteren Odertales während der Überschwemmung allein für die Bacillariophyceen eine Senke darstellen. Alle übrigen Phytoplankter werden in vergleichbaren Abundanzen ein- wie ausgespült.

Isolationsphase (April / Mai bis Mitte November):

Durchmischungsphasen mit Resuspension zuvor sedimentierter scBac. Die hohe Abundanz suspendierter wie sedimentierter Bacillariophyceen in den verbleibenden Alt- und Restgewässern bedingt als Konkurrenzvorteil, der als „Hase-und-Igel-Effekt“ bezeichnet werden kann, die ausgeprägten und lang anhaltenden Dominanzen dieser Algengruppe (Abb.2-4a).

Während kurzfristiger Stagnationen dominieren an einigen Standorten mit Cryptophyceen ebenfalls r-selektierte, jedoch eigenbewegliche Phytoplankter (Abb.2-4b).

Erst langfristige, sommerliche Schichtungsphasen während windstiller Perioden führen zu einem anhaltenden Aussinken der scBac. Die erhöhten Wassertemperaturen begünstigen die Entwicklung von Cyano- und Dinophyceen aus Dauerstadien. Auf der Basis der Biovolumenentwicklung kann allein diese Phase als standorttreue Entwicklung und damit als historische Komponente des Gewässers angesehen werden (Abb.2-5).

B. Auswertung der überschwemmungsbeeinflussten und -unabhängigen Artenspektren

Tab. 1: Gegenüberstellung des Gesamtartenspektrums der Überschwemmungs- und Isolationsphase sowie der Taxa, die ausschliesslich während der Isolationsphase zu beobachten waren (in klassenspezifischer Verteilung).

		Überschwemmungs- und Isolationsphase	ausschliesslich Isolationsphase	Isolationsphase / Gesamt
I.	Bacillariophyceae	90	17	19%
	Chrysophyceae	24	7	29%
	Chlorophyceae	137	51	37%
	Cryptophyceae	8	3	38%
II.	Dinophyceae	10	4	40%
	Prymnesiophyceae	2	1	50%
	Cyanophyceae	29	16	55%
	Euglenophyceae	67	40	60%
	Synurophyceae	7	5	71%
	Zygnematophyceae	22	16	73%
	Xanthophyceae	21	16	76%
	GESAMT	**417**	**176**	**42%**

Im Nasspolder konnten während der Überschwemmung und Isolation zusammen 417 Algentaxa nachgewiesen werden (klassenspezifische Verteilung s. Tab.1). Aus dieser Gruppe traten 176 Taxa - überschwemmungsunabhängig - ausschliesslich während der Isolationsphase auf.

Algenklassen, deren Vertreter Entwicklungsschwerpunkte zum einen während der Sommermonate und zum anderen eher in Stand- als in Fliessgewässern zeigen (II.), weisen einen deutlich höheren Anteil am Artenspektrum der Isolationsphase auf, als Klassen mit typischen Vertretern des Potamoplanktons sowie der Wintermonate (I.). Innerhalb des Spektrums der Isolationsphasen sind neben schwach abundanten Taxa auch Biovolumenbildner wie *Anabaena solitaria* f. *planctonica* (Brunnth.) Komárek und *Ceratium furcoides* (Levander) V.H. Langhans zu finden.

Anhand der gewässerspezifischen Nachweismuster konnte für einige Taxa der Isolationsphasen über das gebietstreue Auftreten hinaus ein standorttreues Auftreten beobachtet werden, das auf Überdauerung im Sedimentbereich des Alt- oder Restgewässers hindeutet (Tab. 2).

Tab. 2: Beispielhafte Nennung einiger Taxa, die ausschliesslich während der Isolationsphasen im Nasspolder nachgewiesen werden konnten und deren Nachweismuster auf ein standorttreues Auftreten hindeuten (**x** = in hoher Probenpräsenz nachgewiesen, Punkt = nicht nachgewiesen). Die Standorte sind von links nach rechts durch zunehmende Beeinflussung durch die Oder während der vorangegangenen Überschwemmungsphase gekennzeichnet.

		Restgewässer			Altgewässer							
		GE			AO.1			AO.S		AO.2		
Taxon	Klasse	93	94	95	93	94	95	94	95	93	94	95
Phacus longicauda (Ehrenb.) Dujard.	Euglenophyceae	**x**	**x**	**x**	**x**	**x**	**x**	.	.	.	.	.
Coelastrum reticulatum (P.A. Dang.) Senn var. *reticulatum*	Chlorophyceae	.	.	.	.	.	.	.	**x**	**x**	**x**	**x**
Cosmarium cf. *margaritiferum* Menegh. ex Ralfs var. *margaritiferum*	Zygnematophyceae	.	.	.	.	.	.	.	**x**	**x**	**x**	**x**

Literatur

ENGELHARDT, C., A. KRÜGER, B. KARRASCH & M. BABOROWSKI (1999): Input-output Balances of Nutrients and Plankton in a Flooded Area of the Lower Odra. Acta hydrochimica et hydrobiologica **27(5)**: 325-330.

KASTEN, J. (1999): Die überschwemmungsbedingte Dynamik der Phytoplanktoncoenosen in Altwässern des Unteren Odertales. In: W. DOHLE, R. BORNKAMM, G. WEIGMANN (eds): Das Untere Odertal - Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten. Limnologie aktuell **9**: 241-258.

KASTEN, J. (2000): Das Phytoplankton des Unteren Odertales - Struktur - Dynamik - Diversität. Tagungsbericht 1999 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL). Rostock 27. September bis 01. Oktober 1999. Eigenverlag der DGL, Tutzing: 549-553.

KÖHLER, J. (1991): Wachstum, Produktion und Verluste des Phytoplanktons in einem Flachlandfluß (Untere Spree). Dissertation an der Fakultät für Bau-, Wasser- und Forstwesen. Dresden, Technische Universität: 138pp.

REYNOLDS, C.S. (1988): Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: C.D. SANDGREN (ed.): Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press: 388-433.

ROTT, E. (1981): Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. **43(1)**: 34-62.

Limnologische Charakterisierung dreier Überschwemmungsflächen nach dem Frühjahrshochwasser der Oder 1996

Möllgaard, M.[1]; J. Kasten[1] & W.-H. Kusber[1,2]

[1]Freie Universität Berlin, Institut für Biologie – Systematische Botanik und Pflanzengeographie, Altensteinstr. 6, D-14195 Berlin,
[2]Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin, Königin-Luise-Straße 6-8, D-14191 Berlin
e-mail: margmoel@web.de, jukasten@zedat.fu-berlin.de, kusberwh@zedat.fu-berlin.de

Keywords: Phytoplankton, flood plain, Desmidiales, Unteres Odertal, Überschwemmung

1. Einleitung

Der Nationalpark Unteres Odertal ist durch seine vielfältigen Gewässer geprägt: die Strom-Oder mit ihren Altarmen (Kasten 1999) und zahlreiche Kleingewässer (Möllgaard et al. 1999). Ziel unserer Untersuchung war, semiterrestrische Standorte nahe der Strom-Oder, die sich wenige Monate lang aufgrund periodischer Hochwasserereignisse in flache Gewässer wandeln, limnologisch zu charakterisieren. Es wurden drei Überschwemmungsflächen vor dem Deich (=VD) zwischen Flusskilometer 682,5 (VD 1) und 686,5 (VD 3) untersucht. VD 1 (Abb. 1 a, b) ist eine mit *Phalaris arundinacea* bestandene Bodensenke, etwa 50 m von der Strom-Oder entfernt, VD 2 ein zeitweise überstautes Auwaldfragment (Abb. 1 c, d) und VD 3 eine flach überstaute Wiesenfläche (Abb. 1 e, f). Alle Standorte hatten im Untersuchungszeitraum mehrfach Kontakt zur Strom-Oder ohne von dieser durchflossen zu werden.

2. Material und Methoden

Der Untersuchungszeitraum umfasste 15 Probenahmetermine zwischen Anfang April und Mitte Juni 1996. Nährstoffanalysen und Messung der physikalisch-chemischen Parameter nach der üblichen Methodik (siehe Möllgaard et al. 1999). Die Bestimmung der Taxa aus Netzfängen (30 µm Maschenweite) erfolgte überwiegend nach Ettl (1983), Förster (1982), und Huber-Pestalozzi (1955, 1968).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Abiotik

Die Wassertiefe (Abb. 3) folgte im Wesentlichen den Pegelständen der Oder (Abb. 2). Die Leitfähigkeit zeigte nur Mitte April eine Beeinflussung durch Niederschlagswasser in VD 1, sonst entsprachen die Leitfähigkeitswerte denen der Oder. Eine Erhöhung der Werte ergab sich bei zurückgehenden Wasservolumina der Überschwemmungsflächen (Abb. 9). Die gemessenen pH-Maxima zwischen 8,5 und 9,3 waren mit den Werten anderer Gewässer des Unteren Odertales (Oder, Alte Oder, siehe Kasten 1999) vergleichbar, die Minima lagen mit Werten zwischen pH 7,0 und 7,2 vergleichsweise niedrig. Die hohen Stickstoffwerte spiegelten die Oderbeeinflussung wider (hohe DIN-Werte bei Odereinfluss, sinkende DIN-Werte bei Isolation). Reziprok verhielt es sich bei den SRP-Werten (Abb. 8). Diese lagen bei Oderbeeinflussung auf deutlich geringerem Niveau als während der Isolation, was zu hohen bis sehr hohen N:P-Verhältnissen (80:1 bis 600:1) unter Odereinfluss führte. Hohe Konzentrationen gelösten Phosphors im Juni in VD 1 und VD 2 (Abb. 7) bei starkem Rückgang der Sauerstoffsättigung (Abb. 5) sowie sinkenden Wasserständen deuten auf P-Rücklösungsprozesse hin.

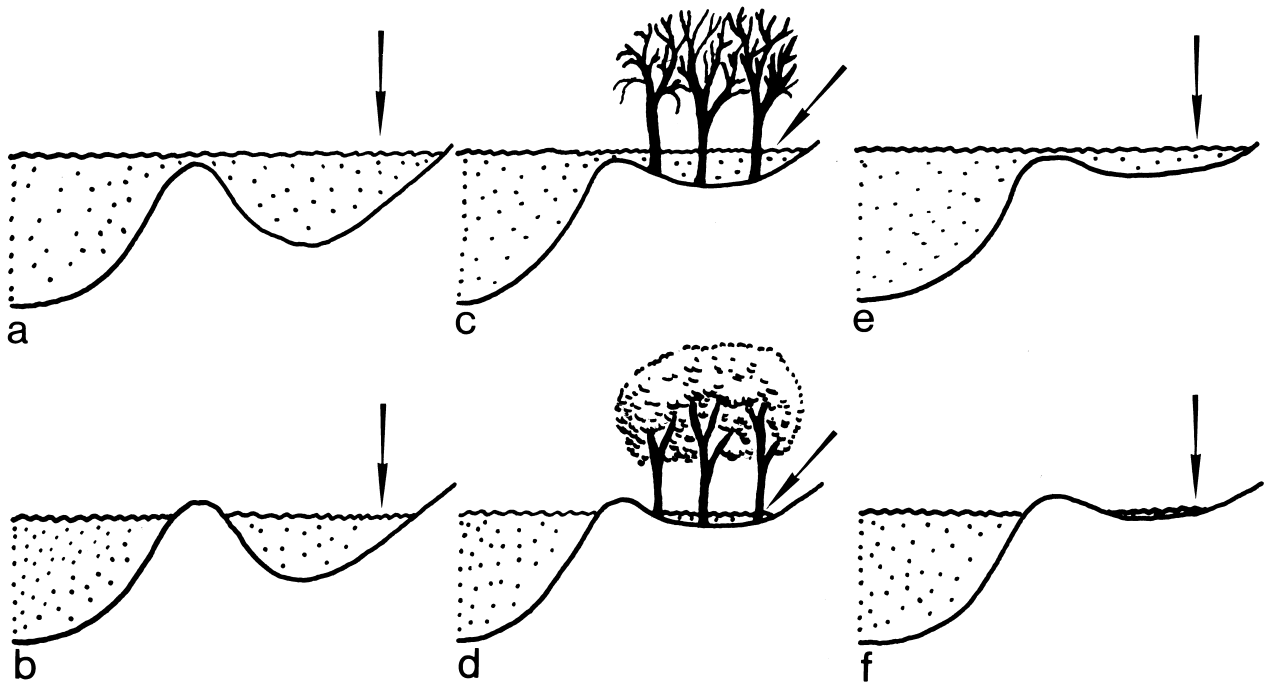
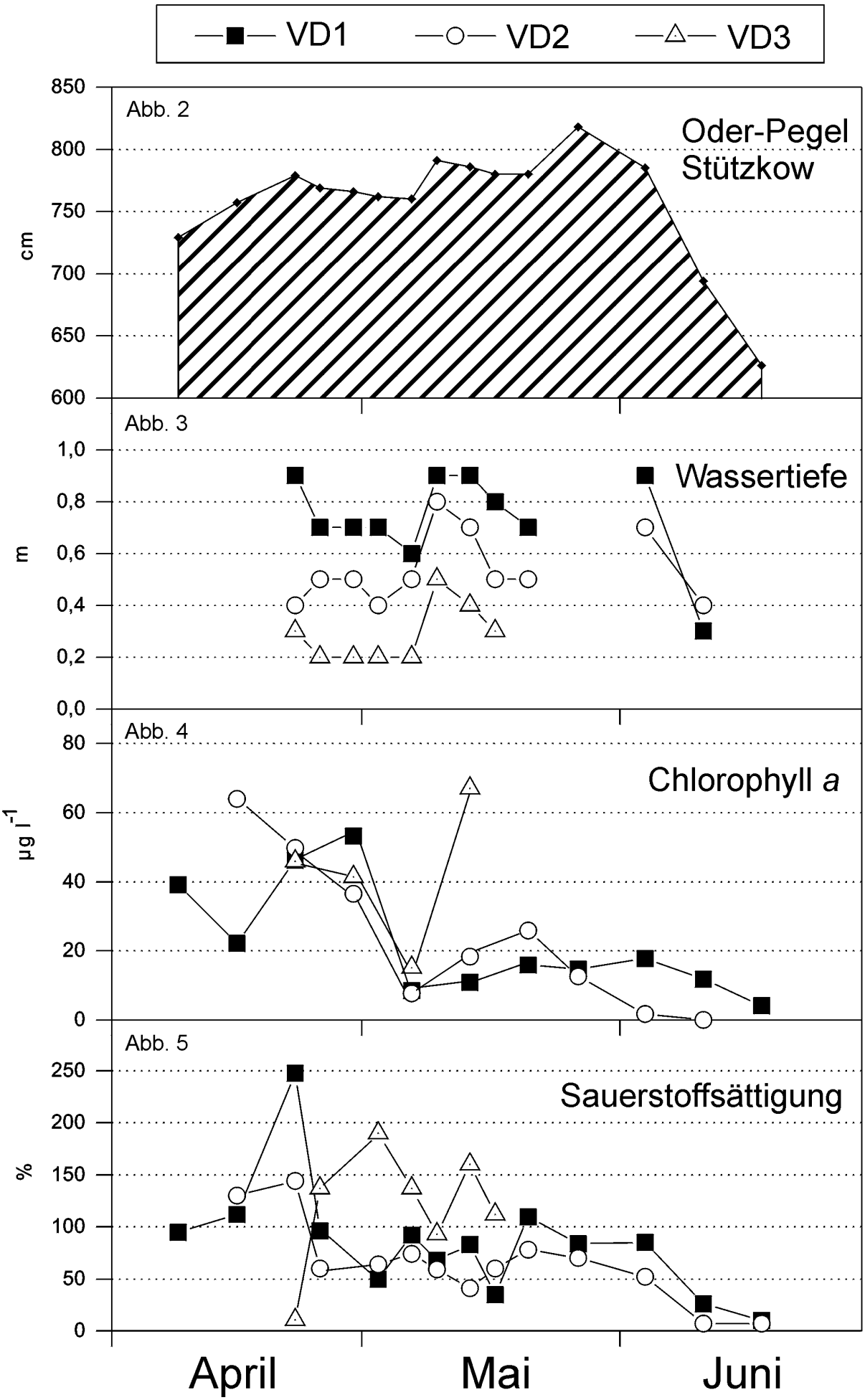
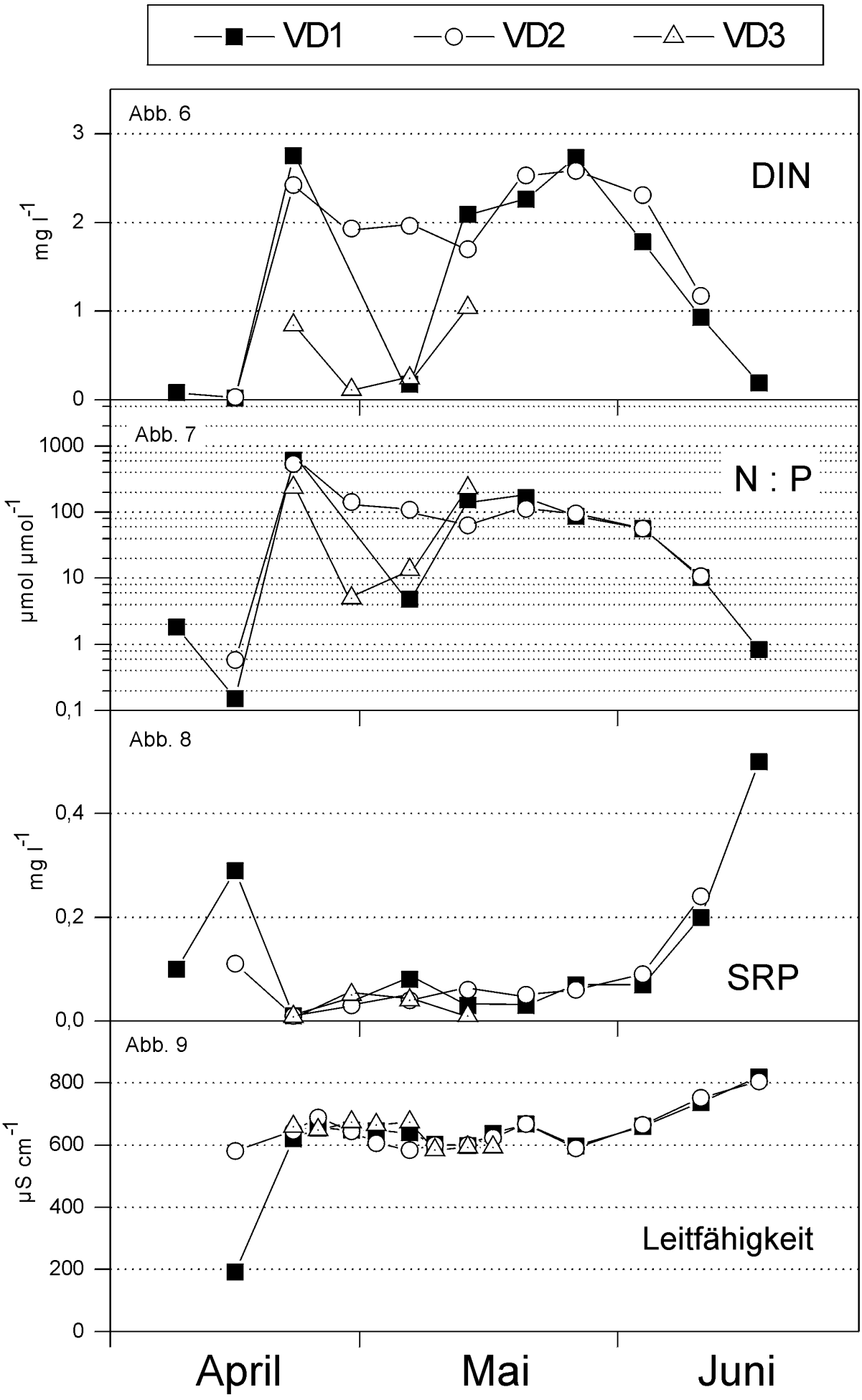


Abb. 1. Schematischer Querschnitt durch das Untersuchungsgebiet (nicht maßstäblich). Obere Reihe: Frühes Frühjahr; die Strom-Oder (jeweils links) ist in Kontakt mit den Überschwemmungsflächen; untere Reihe: Spätes Frühjahr (Probenahmestellen siehe Pfeil), die Oder-Deiche liegen rechts außerhalb der Skizze.
1a-b. VD1, 1c-d. VD2, (1d. Auwaldfragment nach Kronenschluss). 1e-f. VD3.

Tab. 1. Phytoflagellaten, die im Deichvorland der Oder während des Frühjahrshochwassers 1996 nachgewiesen wurden.
1 = VD 1, 2 = VD 2, 3 = VD 3

T a x a	23.4.	26.4.	30.4.	3.5.	7.5.	10.5.	14.5.	17.5.	21.5.	28.5.	4.6.	11.6.	18.6.
CRYPTOPHYCEAE													
***Cryptomonas curvata* Ehrenb.**	3	3	3	123	23	123	123	123	12	1		2	
***Cryptomonas erosa* Ehrenb.**	3	3	3	2	23	123	123	123	12	12	1	2	
***Cryptomonas marssonii* Skuja**	3	3	3	123	23	123	123	23	12	12	12	2	1
***Cryptomonas pyrenoidifera* Geitler**	3			23			1	13	1				
***Cryptomonas tetrapyrenoidosa* Skuja**				2				12	12	12			
EUGLENOPHYCEAE													
***Cylindriopsis acus* Korshikov**							3						
***Euglena agilis* Carter**	3	3	3	123	123	123	123	23	2	12	2		
***Euglena spathirhyncha* Skuja**		3	3	123	13	123	123	123	12	12			
***Phacus striatus* Francé (= *P. aenigmaticus* Drezep.)**		3	3	3	3	3	123	23		1			
***Trachelomonas intermedia* P.A. Dang.**		3	3	123	123	123	123	123	1	2	2	12	1
***Trachelomonas obovata* var. *klebsiana* Deflandre (= *T. reticulata* Klebs)**				3	3								
***Trachelomonas volvocinopsis* Svirenko**				2	13				1				1
PRASINOPHYCEAE													
***Nephroselmis olivacea* F.Stein**		3	3				3						
***Scherffelia dubia* (Scherff.) Pascher**	3					2							


VD1
VD2
VD3
Abb. 2
Oder-Pegel
Stützkow
cm
850
800
750
700
650
600
Abb. 3
Wassertiefe
m
1,0
0,8
0,6
0,4
0,2
0,0
Abb. 4
Chlorophyll a
µg l-1
80
60
40
20
0
Abb. 5
Sauerstoffsättigung
%
250
200
150
100
50
0
April
Mai
Juni


VD1
VD2
VD3
Abb. 6
DIN
mg l-1
3
2
1
0
Abb. 7
N : P
µmol µmol-1
1000
100
10
1
0,1
Abb. 8
SRP
mg l-1
0,4
0,2
0,0
Abb. 9
Leitfähigkeit
µS cm-1
800
600
400
200
0
April
Mai
Juni

3.2 Biotik

Die Phytoplanktongemeinschaften dieser drei flachgründigen Standorte wurden anhaltend durch photoautotrophe Flagellaten (siehe Tab. 1), besonders durch die für Überschwemmungsflächen charakteristischen Cryptophyceae (vgl. Pithart 1999), bestimmt. Es wurden insgesamt 132 Taxa nachgewiesen. Chlorophyceae waren mit den größeten Taxazahlen vertreten (42, davon 8 Volvocales und 33 Chlorococcales). Euglenophyceae (31 Taxa), stellten die diverseste Flagellatengruppe dar, mit gehäuftem Vorkommen von *Euglena* und *Trachelomonas* Sippen und vereinzeltem Auftreten farbloser Taxa wie *Trachelomonas obovata* var. *klebsiana*. Innerhalb der Bacillariophyceae wurden 20 überwiegend pennate Taxa gefunden, die nach Schalen- und Protoplastenmerkmalen bestimmt wurden. Centrische Diatomeen, wie sie im vergleichbaren Zeitraum das Oderplankton dominieren (Kasten 1999) traten in den untersuchten Gewässern in ihrer Häufigkeit zurück. Für Chrysophyceae im weiteren Sinne (7 Taxa) und Cryptophyceae (7 Taxa), wurden relativ geringe Taxazahlen nachgewiesen, letztere mit hohen Individuenzahlen und vergleichsweise hohen Stetigkeiten (siehe Tab. 1). Die Aussage, daß Cryptophyceae für Überschwemmungsflächen besonders charakteristisch seien (Pithart 1999), konnte nach unseren Befunden bestätigt werden. Cyanophyceae (3 Taxa) traten sowohl qualitativ als auch quantitativ in den Hintergrund.

Tab. 2. Ausgewählte Zieralgen-Taxa, die im Deichvorland der Oder während des Frühjahrshochwassers 1996 nachgewiesen wurden.
1 = VD 1, 2 = VD 2, 3 = VD 3

T a x a	23.4.	26.4.	30.4.	3.5.	7.5.	10.5.	14.5.	17.5.	21.5.	28.5.	4.6.	11.6.	18.6.
Closterium acerosum **(Schrank) Ehrenb. ex Ralfs var. *acerosum***					2			1					
Closterium acutum **var. *linea* (Perty) Westet G.S.West**										1			
Closterium acutum **var. *variabile* (Lemmerm.) Willi Krieg.**	3				1								
Closterium ehrenbergii **Menegh. ex Ralfs**													1
Closterium leibleinii **Kütz. ex Ralfs**					1					2			1
Closterium limneticum **Lemmerm. var. *limneticum***	3	3	3	3	3	3	3	12	12	12			
Closterium ehrenbergii **Menegh. ex Ralfs**													1
Closterium moniliferum **(Bory) Ehrenb. ex Ralfs var. *moniliferum***									12		12	1	1
Closterium **spec.**		3		23	1	2		3	1	12			
Cosmarium biretum **Bréb. in Ralfs var. *biretum***													1
Cosmarium laeve **Rabenh.**													1
Cosmarium obtusatum **(Schmidle) Schmidle**													1
Cosmarium **spec.**											1		1
Staurastrum punctulatum **Bréb. in Ralfs var. *punctulatum***											1		1

Bei den Zygnematophyceae (14 Taxa) mit den Zieralgen (Desmidiales) konnten zwei Verteilungsmuster des Vorkommens festgestellt werden. Das erste Muster betraf planktische

Vertreter, wie *Closterium limneticum*, die aus der Strom-Oder stammten und überwiegend im ersten Teil der Untersuchung gefunden wurden. Das zweite Muster zeigte sich zum Ende der Untersuchungsperiode, bei dem benthische Zieralgen auftraten, besonders *Closterium moniliferum*, *Cosmarium obtusatum* und *C. biretum*, letztere mit vielen Teilungsstadien. Da es sich bei diesen Taxa um vergleichsweise große Algen (K-selektierte Organismen) handelt, wird vermutet, dass sich die Populationen eher aus auskeimenden Dauerzellen des Vorjahres aufbauen als vegetativ durch Teilung aus vereinzelt aus der Oder eingeschwemmten Zellen. Damit hätten auch Überschwemmungsflächen, neben der Abhängigkeit von der Strom-Oder, eine gewässerhistorische Komponente, wie dies für Altarme der Oder diskutiert wird (Kasten 2002).

Die relativ hohen Anfangswerte der Chlorophyll-*a* Konzentrationen an den Standorten wurden durch eingeschwemmtes Oderplankton gebildet. Eine starke Erhöhung der Chlorophyll-*a* Werte in VD 3 Mitte Mai scheint bei verbesserten Nährstoffbedingungen auch auf eine Planktonvermehrung auf der Überschwemmungsfläche selbst zurück zu gehen. Die relativen Anteile am Netzplankton (ausgewertete Individuen, n = 216) betrugen für monadale Chlorophyceae 43 %, Cryptophyceae 32 %, Bacillariophyceae 14 % (überwiegend Centrales), Chlorococcales 7 % und Chrysophyceae 3 %. Der Rückgang der Chlorophyll-*a* Werte ab Ende Mai hatte komplexe Gründe: Die Stickstoffgehalte (DIN, Abb. 6) gingen durch Zehrung und ab diesem Zeitpunkt fehlende Nachlieferung aus der Oder stark zurück. Die vorhandenen Phytoplanktonbestände wurden durch Grazing großer Crustaceen-Plankter stark dezimiert (vgl. auch Abb. 4). Im Auwaldfragment VD 2 kam es Anfang Juni zum Kronenschluss (vgl. Abb. 1 d) und damit zu einer zusätzlichen Lichtlimitation. Charakteristischste Veränderung in den Algengemeinschaften der besonnten Senke VD 1 (Abb. 1 b) war die Verschiebung von überwiegend planktischen Taxa am Beginn der Untersuchung zu Gemeinschaften mit benthischen Zieralgen und pennaten benthischen Kieselalgen gegen Ende der Untersuchungsperiode.

Fazit

Flach überstaute Überschwemmungsflächen sind temporäre flächenhafte Erweiterungen der Flußufer. Ihre Mikroalgenzusammensetzung unterscheidet sich von der des Flusses, bei Rückgang der (potamo-) planktischen Algen und Vermehrung der benthischen Algen.

Literatur

ETTL, H. (1983): Chlorophyta 1. Phytomonadina. – In: ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. & D. MOLLENHAUER (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa **9**. Stuttgart & New York.

FÖRSTER, K. (1982): Conjugatophyceen, Zygnematales und Desmidiales. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (ed.): Das Phytoplankton des Süßwassers **8 (1)**. Stuttgart.

HUBER-PESTALOZZI, G. (1955): Euglenophyceen. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (ed.): Das Phytoplankton des Süßwassers **4**. Stuttgart.

HUBER-PESTALOZZI, G. (1968): Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae. – In: HUBER-PESTALOZZI, G. (ed.): Das Phytoplankton des Süßwassers **3** (2. Auflage). Stuttgart.

KASTEN, J. (1999): Die überschwemmungsbedingte Dynamik der Phytoplanktoncoenosen in Altgewässern des Unteren Odertales. – In: DOHLE, W., R. BORNKAMM & G. WEIGMANN (eds): Das Untere Odertal. Stuttgart. S. 241-258.

KASTEN, J. (2002): Überschwemmungsbeeinflussung versus Gewässerhistorie – In: Tagungsbericht 2001 (Kiel) der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL).

MÖLLGAARD, M., B. STEEN & W. DOHLE (1999): Entwicklung des Phyto-und Zooplanktons in Kleingewässern der Flußaue des Unteren Odertales: Nährstoffeinfluß, Fraßdruck, Konkurrenz. – In: DOHLE, W., R. BORNKAMM & G. WEIGMANN (eds): Das Untere Odertal. Stuttgart. S. 259-284.

PITHART, D. (1999): Phytoplankton and water chemistry of several alluvial pools and oxbows after the flood event - a process of diversification. – Algol. Stud. **95**: 93-113.

HYPORHËISCHES INTERSTITIAL

WAWRA, B.; I. SEYDELL & N. SAENGER: Kritische Betrachtung von Naturversuchen zum hydraulischen Austausch zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone

HAHN, H.-J.: Grundwasserfaunistische Forschung als Grundlage für den Arten- Biotopschutz und die Eingriffsregelung

SÜß, J.; E. - J. CLEVEN & H. ARNDT: Erstaunliche Vielfalt der Protozoengemeinschaften in ausgewählten Grundwasserleitern Deutschlands

KRANICH, J. & K.-P. LANGE: Das Interstitial der Elbe – Verbindung zwischen Grund- und Oberflächenwasser

KLOEP, F. & I. RÖSKE: Transport von Algen im hyporheischen Insterstitial der Elbe

Kritische Betrachtung von Naturversuchen zum hydraulischen Austausch zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone

Ben Wawra, Ina Seydell, Nicole Saenger

Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU- Darmstadt, Rundeturmstraße 1, 64283 Darmstadt

Keywords: Interstitial, hyporheische Zone, hydraulischer Austausch, Variabilität, Lahn

Einleitung

Die hydraulischen Austauschprozesse im hyproheischen Interstitial mit dem Oberflächen- und dem Grundwasser bestimmen dessen organische Besiedelung und die Stoffumsetzung. So werden die Sedimentbereiche, die in schneller Wechselwirkung mit dem Oberflächenwasser stehen, eine gute Versorgung mit Sauerstoff und Nährstoffen aus dem Oberflächenwasser aufweisen. Bereiche mit geringer Austauschgeschwindigkeit sind geprägt durch biologische Stoffumsetzungprodukte, was sich besonders durch die Sauerstoffzährung bemerkbar macht. Die Schichten der hyporheischen Zone, die vom Grundwasser geprägt werden, ähneln stofflich dem örtlichen Grundwasser.

Die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen morphodynamischen Kenngrößen, hydraulischem Austausch sowie Transport- und Umsetzungsprozessen in Fließgewässer und Interstitial steht im Mittelpunkt des von der DFG geförderten Teilprojektes „Hydraulische Austauschvorgänge zwischen Interstitial und fließender Welle“ im interdisziplinären Forschungsvorhaben „Ökosystemare Zusammenhänge im Hyporhithral eines Fließgewässers“. Die experimentelle Erfassung der maßgebenden Prozesse, eine Modellbildung sowie eine konsistente Parametrisierung sind die Voraussetzung für eine quantitative Analyse von Durchmischung und Umsetzung in der hyporheischen Zone.

Untersuchungsgebiet

Untersucht wird eine Pool Riffel Sequenz an der Oberen Lahn. Die 400 m lange Strecke liegt nördlich von Marburg, 53 km stromab der Quelle. Der Mittelwasserabfluss liegt bei MQ=7,3 m³/s, der MNQ ist 0,567 m³/s (Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet, Teil III, 1993). Das mittlere Gefälle der Oberen Lahn liegt bei 2,4 $^{0}/_{00}$. In diesem Flussabschnitt bildet sich nach Hochwässern schnell eine natürliche Sohlpflasterung mit flachen Steinen aus, deren Fugen mit feinerem Sediment gefüllt werden. Bei der untersuchten Flussstrecke handelt es sich um eine Infiltrationsstrecke. Durch den im allgemeinen tieferen Grundwasserstand wird das Grundwasser mit dem Flusswasser angereichert. Im stromabwärtigen Bereich der Riffle finden sich trotzdem auch ausströmende Verhältnisse.

Hydraulische Austauschmechanismen

Das Interstitialwasser wird besonders stark in den oberen Sedimentschichten mit Flusswasser ausgetauscht. Es lassen sich dabei verschiedene Mechanismen unterscheiden. Auf einer großen Skala

gibt es eine Interaktion zwischen dem Grundwasser und dem Oberflächenwasser. Ein höherer Grundwasserstand verursacht eine Exfiltration in den Fluss und umgekehrt. Auf einer mittleren Skala bewirken Heterogenitäten im Flussbett wie Pool-Riffel-Sequenzen, Buhnen, Totholz, Stufen u.ä. eine Durchströmung im Interstitial (s. Abbildung 1). Alle diese Elemente wirken sich auf den Flusswasserspiegelgradienten und damit auch auf die Potenzialverteilung entlang des Flussbettes aus. Die Potenzialunterschiede entlang des Flussbettes wiederum bewirken eine Durchströmung der hyporheischen Zone. Auf einer kleinen Skala wirken sich in die Strömung ragende Steine, Sohlriffel oder ähnliche in die Strömung ragende Wiederstände aus. Diese führen zu einem Druckfeld in ihrer Umgebung, das wiederum zu einer kleinräumigen Unterströmung führt. Auch die Turbulenz bedingt einen kleinräumigen Austausch.

Die Durchströmung des Interstitials hängt stark von den Eigenschaften des Sediments ab. Diese verändert sich über das Jahr durch Kolmation und Dekolmation des Flussbettes.

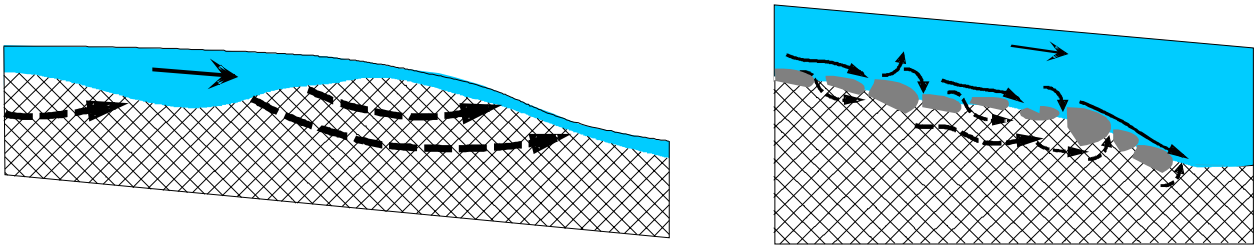


Abbildung 1: Mittelräumiger (links im Fall einer Poole-Riffel-Sequenz) und kleinräumiger (rechts) hydraulischer Austausch

Untersuchungsmethoden

Zur Bestimmung des hydraulischen Austausches kommen vor allem speziell entwickelte Multilevel-Sonden zum Einsatz (Lenk et al. 2000). Es handelt sich hierbei um Rammsonden mit 4 Filterebenen, die eine tiefenbezogene Porenwasserentnahme oder die Messung des hydraulischen Potentials ermöglichen. Diese Multilevel-Sonden werden auch zur Durchführung von Tracerversuchen eingesetzt. Dabei wird Uranin als Tracer dem Oberflächenwasser oder dem Interstitialwasser zugegeben und Wasserproben im Oberflächenwasser und im Interstitial über den Sonden entnommen und hinsichtlich ihrer Tracerkonzentration analysiert. Zur Durchführung der Tracerversuche werden gebündelte Teflonschläuche an den Sonden angeschlossen und an speziellen Unterdruckkästen zusammengeführt. Damit lässt sich eine gleichzeitige Beprobung mehrerer Sonden durchführen. Es ist ein Messnetz von insgesamt 65 Sonden in der Untersuchungsstrecke installiert. Von diesem kann jedoch jeweils nur eine Auswahl beprobt werden.

Temperaturganglinien werden mit Temperaturfühlern, die untereinander in unterschiedlichen Sedimenttiefen eingebaut sind, erhoben. Durch die Phasenverschiebung und Amplitudendämpfung der Temperaturganglinien lässt sich ebenfalls auf den hydraulischen Austausch schließen (Lenk et al. 2000).

Zur Analyse des Flussbettsediments wurden Proben mittels Gefrierkerntechnik gezogen (Bretschko & Klemens 1986). Die zeitliche Dynamik der Einlagerungs- und Erosionsprozesse wird durch den Abfluss und die Schwebstofffracht gesteuert. Diese Zustandsgrößen werden für die Untersuchungsstrecke in Form einer Abfluss- und Trübungsmessung für die Sommermonate (Niedrig- bis Mittel-

wasserphasen) kontinuierlich aufgezeichnet. Zur Analyse der Einlagerung von Schwebstoffen in die Gewässersohle wurden Matrixfallen entwickelt (Seydell 2000). Sie werden regelmäßig beprobt und die eingelagerten Schwebstoffe im Labor analysiert (Masse und Korngrößenzusammensetzung des eingelagerten Materials, Bestimmung des organischen Anteils). Um kurzfristige Dekolmationserscheinungen zu beobachten, wurden verschieden große Steine aus der Deckschicht mit Magneten markiert und deren Lageänderung nach Hochwässern beobachtet.

Numerische Modellierung wird eingesetzt, um die Messergebnisse der Tracerexperimente und der Potenzialmessungen zu interpretieren und auf andere Abflusssituationen schließen zu können. Es wird mit einem gekoppelten 2D-Modell gearbeitet, das die Austauschprozesse auf den verschiedenen Skalen untersucht. Mit einem vertikal ebenen Strömungsmodell wird die großräumige Strömung im Riffle abgebildet, die durch den Fluss- und Grundwasserspiegel entlang des Riffellängsschnitts angetrieben wird. Der Stofftransport wird mit hochaufgelösten, kleinräumigen Modellen simuliert, die jeweils die Umgebung einer Sonde abbilden. Dabei wird das Geschwindigkeitsfeld, das aus großräumigen Effekten resultiert, von dem Strömungsmodell des Riffles übernommen. Zusätzlich werden in den kleinräumigen Modellen die Austauschprozesse der oberen Sedimentschichten - z.B. durch auf der Sohle exponierte Steine - durch die Verwendung eines tiefenabhängigen Austauschfaktors integriert. Die Kalibrierung erfolgt simultan im groß- und im kleinräumigen Modell anhand der beobachteten Potentialverteilungen und der Tracerverteilung im Interstitial.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Feldversuche finden sich unter anderem in Saenger 2000. Im folgenden soll verstärkt auf die Problematik von Untersuchungen im Interstitial eingegangen werden. Diese basiert auf der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität im Interstitial. Die räumliche Variabilität wird dabei durch die auf den verschiedenen Skalen wirkenden Austauschmechanismen und der heterogenen Sedimentzusammensetzung geprägt. In Abbildung 2 ist ein Beispiel einer Messung des hydraulischen Potenzials im Längsschnitt eines Riffels dargestellt.

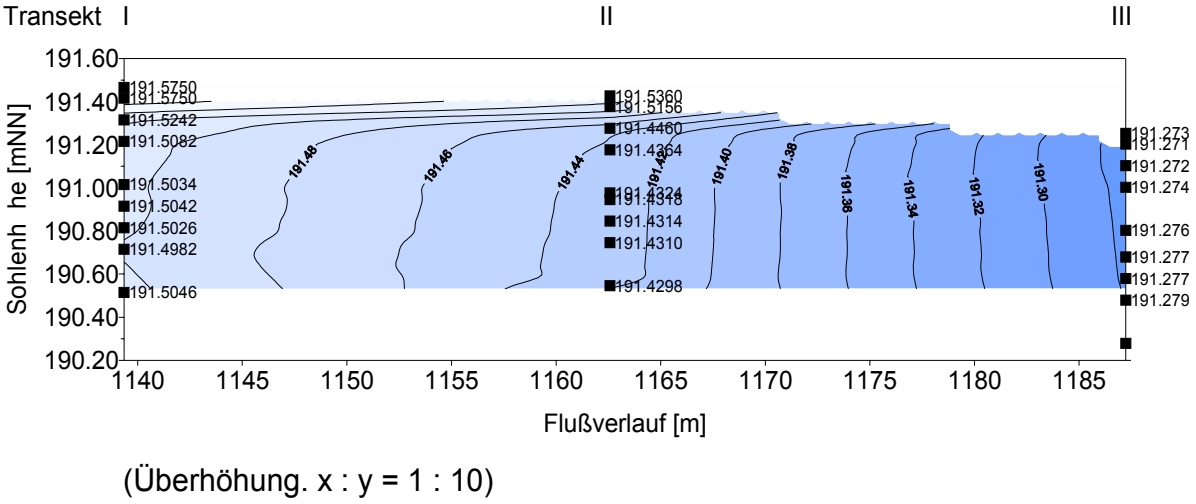


Abbildung 2: Potenzialverteilung im Längsschnitt eines Riffels

Die Strömung verläuft von hohen zum niedrigen Potenzial. Es lässt sich deutlich ein Einströmbereich (Infiltrationsstecke) bei Transekt I und II ausmachen. Der hohe Potenzialgradient in den oberen Sedimentschichten wird auf Kolmationsprozesse zurückgeführt. In diesen Bereich dringt Was-

ser vorwiegend vertikal in das Interstitial ein, während in tieferen Regionen die Strömung horizontal verläuft. Im Transekt III kann hingegen ein leichtes Ausströmen beobachtet werden, wobei eine longitudinale Durchströmung vorherrscht.

Mit den Tracerversuchen lässt sich anhand hoher Tracerkonzentrationen im Einströmbereich eine schnelle Versorgung der oberen Sedimentschichten (ca. 20 cm) mit freiem Oberflächenwasser nachweisen. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Tracerkonzentrationen schnell ab. Im Transekt III ist der Austausch mit dem freien Oberflächenwasser deutlich geringer bis nicht vorhanden. Dass in den oberen Sedimentschichten teilweise auch unter ausströmenden Verhältnissen ein intensiver Austausch mit dem frei fließendem Flusswasser beobachten werden konnte, liegt an den kleinräumigen Austauschmechanismen, die durch Druckfelder infolge der Umströmung von Widerständen (d.h. Deckschichtsteinen, Störsteinen, Totholz etc. vgl. auch Hutchinson & Webster 1998) und Sohlunebenheiten (Mulden, Hügel, Stufen) und Turbulenz begründet sind. Dieser kleinräumige Austausch verursacht eine sehr hohe räumliche Variabilität in cm-Bereich. Um diese zu illustrieren, sind in Abbildung 3 die Tracerduchgangskurven von drei benachbarten Sonden (Abstand 3m) gegenübergestellt. Die Sonden befinden sich im Ausströmbereich und es ist die Konzentration in 15 cm Tiefe und im freien Flusswasser dargestellt. Aufgrund der kleinräumigen Strömungen unterscheiden sich die Ergebnisse erheblich.

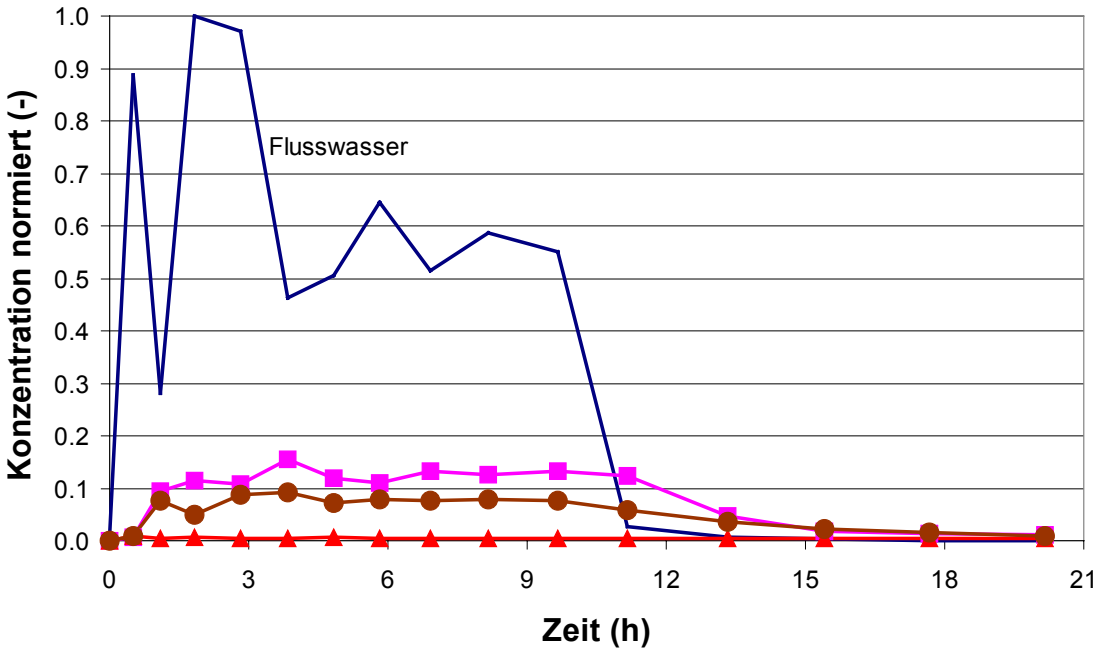


Abbildung 3: Tracerdurchgänge in 15 cm Tiefe von drei benachbarten Sonden

Die hohe zeitliche Variabilität hängt nicht nur mit hydraulischen Randbedingungen (Abfluss, Grundwasserstand) zusammen sondern auch mit Veränderungen im Sediment (Kolmation und Dekomation). Besonders ein Hochwasser kann zu einer radikalen Umgestaltung des Flussbettes führen. Da sich die zeitliche Veränderung des Sediments an der Einlagerung von Feinsediment in den Matrixfallen wider spiegelt, sind in Abbildung 4 als Beispiel zwei Fallen (Transekt I und III) dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Einlagerung nicht nur vom Abfluss abhängig ist, sondern auch von der Lage der Fallen.

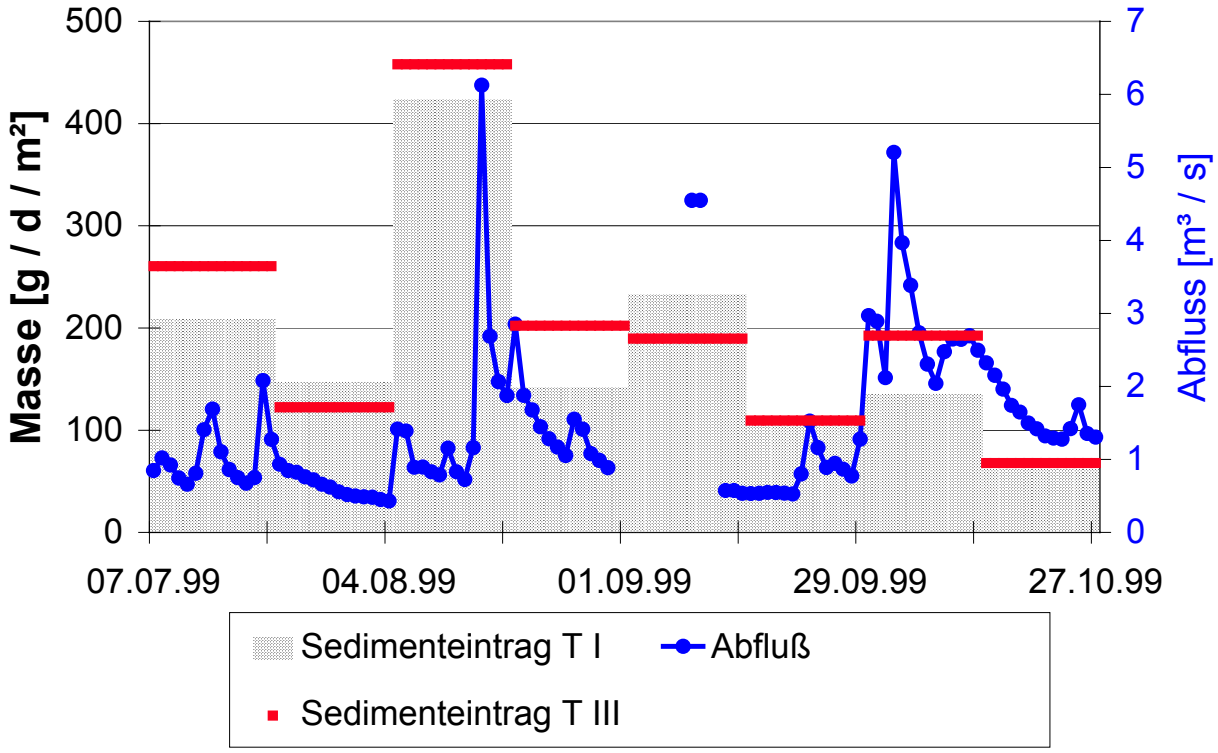


Abbildung 4: In Matrixfallen innerhalb von 2 Wochen infiltriertes Feinsediment (< 0,125 mm)

Zusammenfassung

Die Art des hydraulischen Austausches im Interstitial ist ökologisch relevant. Diese wird durch verschiedene Mechanismen, die auf unterschiedlichen Skalen wirken, verursacht und ist daher räumlich und zeitlich hoch variabel. Die Naturversuche an der Oberen Lahn haben gezeigt, dass in verschiedenen Tiefen und Bereichen (In- und Exfiltrationsbereich) des Riffles unterschiedliche Transportrichtungen dominieren. Eine zeitliche Variabilität ist dabei nicht nur durch die Dynamik der hydraulischen Randbedingungen sondern auch durch die morphologischen Veränderungen im Sediment gegeben. Aufgrund der Variabilität muss bei Messungen im Interstitial der Stichprobencharakter bedacht werden.

Es erweist sich als sinnvoll, möglichst einfache und zeitsparende Methoden anzuwenden, da Beobachtungen im Interstitial ein hohe Probeanzahl erfordern. Bei Untersuchungen im Interstitial empfiehlt sich insbesondere die Messung von Potenzialen, um sich einen Überblick über die hydraulische Situation zu schaffen.

Literatur

Borchardt, D., J. Fischer (2000): Three-dimensional patterns and processes in the RIVER LAHN (Germany): Variability of abiotic and biotic conditions. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27, pp. 393-397.

Bretschko, G. & W. E. Klemens (1986): Quantitative Methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. Stygologia 2 (4).

Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet, Teil III, 1993.

Hutchinson P.A. & I.T. Webster (1998): Solute uptake in aquatic sediments due to current-obstacle interactions. Journal of Environmental Engineering, May 1998, pp. 419-426

Lenk, M., N. Saenger, K. Träbing, F. Killich, J. Fischer & D. Borchardt (1999): Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methode zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten. In: DVWK Schriften 128. pp. 150-157.

Saenger, N. (2000): Identifikation von Austauschprozessen zwischen Fließgewässer und Interstitial. Dissertation. Mitteilungen 115 / 2000, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt.

Seydell, I. (2000): Effects of morphology and sediment transport on riverbed permeability, Gravel Bed Rivers Workshop 2000, Christchurch, Newzealand. CD Entry

GRUNDWASSERFAUNISTISCHE FORSCHUNG ALS GRUNDLAGE FÜR DEN ARTEN- UND BIOTOPSCHUTZ UND DIE EINGRIFFSREGELUNG

Hans Jürgen Hahn

Zusammenfassung

Mit mindestens 2000 bisher bekannten Tierarten ist das europäische Grundwasser ein reich besiedelter Biotop und wohl auch einer der ältesten und größten Lebensräume überhaupt. Umso überraschender ist es deshalb, daß das Grundwasser und seine Fauna weder im Arten- und Biotopschutz noch in der Eingriffsregelung Berücksichtigung findet. Eine Ursache dafür dürfte die Tatsache sein, daß das Grundwasser bisher überwiegend als Ressource und nicht als Lebensraum gesehen wird. Ein weiterer, wesentlicher Grund ist der Mangel an faunistischen und ökologischen Daten.
Maßnahmen des Arten- und Biotopschutzes setzen autökologische Kenntnisse genauso voraus wie das Wissen um die naturraum- und habitattypischen Lebensgemeinschaften des Grundwassers und um mögliche Gefährdungen ihres Lebensraums. Zur Eingriffsregelung gehört die Bewertung des Lebensraumes, die Abschätzung der Eingriffsfolgen und die Formulierung von Vorschlägen zum Ausgleich bzw. zur Minimierung des Eingriffs, wozu es ebenfalls einer entsprechenden Datengrundlage bedarf.
Bislang sind die Faktoren, die das Auftreten stygobionter Tiere beeinflussen, nur ungenügend verstanden. Auch ist die Verbreitung der meisten Arten kaum bekannt, und Rote Listen für das Grundwasser fehlen. In diesem Beitrag soll der aktuelle Stand der faunistisch-ökologischen Grundwasserforschung skizziert und Vorschläge für zukünftige Forschungen diskutiert werden.

Einleitung

Biotop- und Artenschutz beinhaltet vor allem allgemeine, vorbeugende Konzepte und Maßnahmen zum Erhalt der biologischen Vielfalt. Diese orientieren sich an Leitbildern oder bestimmten, im Einzelfall zu formulierenden Zielen. Grundlage dafür ist die Kenntnis der zu schützenden Arten und Biotope, d.h. ihrer Verbreitung und Ökologie, ihrer Einbindung in die Landschaft sowie möglicher Gefährdungen. Besonders gefährdete bzw. geschützte Arten und Biotope sind in den verschiedenen Naturschutzgesetzen bzw. ihren Ausführungsbestimmungen auf EU-, Bundes- und Landesebene aufgeführt.
Die Eingriffsregelung dient im konkreten Einzelfall der Vermeidung bzw. Minimierung von Eingriffen und deren Folgen und ist gesetzlich geregelt (z. B. § 8 BNatSchG, UVPG). Eingriffe in Natur und Landschaft sind definiert als „Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen, die die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes oder das Landschaftsbild erheblich oder nachhaltig beeinträchtigen“ (Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz 1999).

Das o.g. Vermeidungsgebot verlangt die Prognose der vom jeweiligen Eingriff ausgehenden Wirkungen auf den Naturhaushalt und setzt die Erfassung und Beurteilung von Natur und Landschaft voraus. Letztendlich ist dann von der Genehmigungsbehörde aufgrund eines Abwägungsprozesses über die Zulassungsfähigkeit des Eingriffs zu entscheiden. Voraussetzung ist, wie beim Arten und Biotopschutz, die genaue Kenntnis der betroffenen Arten und Biotope.
Die Eingriffsregelung wird routinemäßig auf alle oberirdischen Biotope angewandt, nicht jedoch auf das Grundwasser. Auch im Arten- und Biotopschutz spielt das Grundwasser keine Rolle. Es gibt keine roten Listen gefährdeter Grundwasserarten. Grundwasserarten und -lebensräume sind auch nicht in den Anhängen zur FFH-Richtlinie enthalten und im § 20c BNatSchG fehlen Grundwasserbiotope vollständig. Auch in der neuen Wasserrahmenrichtlinie wird das Gundwasser als eigenständiger Lebensraum nicht berücksichtigt.
Bisher wurde noch kein einziges NSG zum Schutz der Grundwasserfauna ausgewiesen.
Dies verwundert umso mehr, als das Grundwasser der wohl größte limnische Lebensraum Europas ist, besiedelt von mindestens 2000 Tierarten. Gleichzeitig stellt das Grundwasser auch unsere wichtigste Ressource dar, und seine Gefährdung durch Stoffeinträge und Grundwasserabsenkungen ist allgemein bekannt (DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1998).
Warum also diese Ignoranz? Dafür sind vor allem zwei Gründe zu nennen: Zum einen gilt Grundwasser immer noch in erster Linie als Ressource und nicht als Lebensraum. Der zweite Grund läßt sich den rheinland-pfälzischen Hinweisen zum Vollzug der Eingriffsregelung (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ 1999) entnehmen. Dort heißt es lapidar: „Auf die Funktion des Grundwassers als Lebensraum für eine unmittelbar im Grundwasser lebende Tierwelt wird aufgrund unzureichender Erkenntnislage nicht weiter eingegangen“.
Tatsächlich ist ein eklatanter Mangel an grundlegenden Daten zur Grundwasserfauna festzustellen. In diesem Beitrag soll, bezugnehmend auf die Erfordernisse des Arten- und Biotopschutzes und der Eingriffsregelung, offene Fragen der faunistisch-ökologischen Grundwasserforschung augezeigt und Vorschläge für zukünftige Forschungen diskutiert werden.

Stand der Forschung

Systematik und Taxonomie

Erste faunistische Grundwasseruntersuchungen begannen Ende des 19. Jhd. Dabei handelte es sich meist um Stichproben, weniger um systematisch angelegte Studien. Ziel war zunächst die Beschreibung der im Grundwasser lebenden Arten, eine Arbeit, die bis heute noch nicht abgeschlossen ist. Zwischen 1978 und heute hat sich die Zahl der in Europa bekannten Stygobionten von etwa 1000 (ILLIES 1978) auf 2000 (SKET 1999) verdoppelt. Ein sehr großes Problem ist der Mangel an Taxonomen für die verschiedenen Tiergruppen.
Abbildung 1 ist beispielhaft für die derzeitige Situation. Seit den 1920er Jahren steigt die Anzahl der bekannten Arten der Gattung *Elaphoidella* (kummulierte Anzahl neuer Arten) kontinuierlich an, ein deutlicher Hinweis, daß noch längst nicht alle Arten dieser Gattung bekannt sind. Auffällig sind auch die starken Schwankungen bei der Anzahl der je Dekade neu beschriebenen Arten. Sie lassen

erkennen, daß sich nur eine sehr geringe Anzahl von Bearbeitern mit dieser Gruppe befaßt. Scheidet einer dieser wenigen Spezialisten aus dem Berufsleben aus oder wendet sich anderen Aufgaben zu, sinkt die Zahl der Neubeschreibungen rapide ab. Befaßt sich dagegen ein neuer Bearbeiter mit dieser Gattung, steigt die Zahl der neubeschriebenen Arten sofort wieder an.

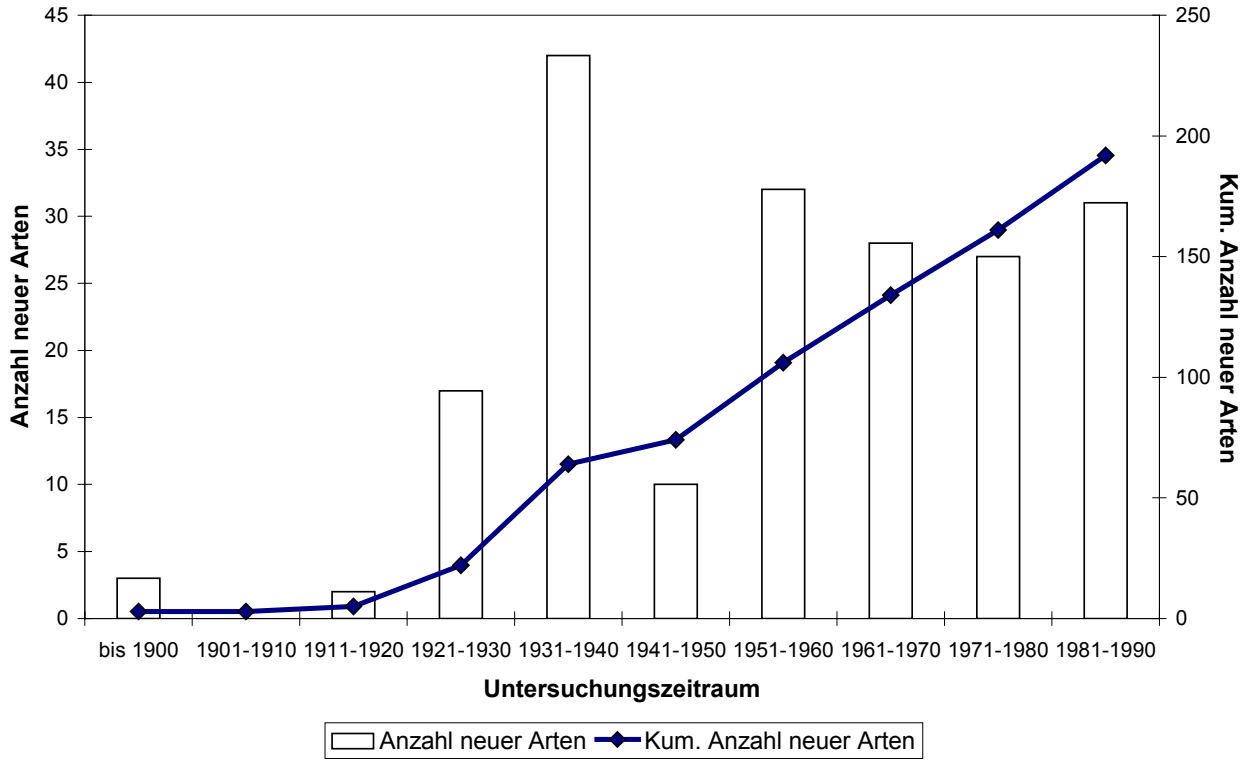


Abb. 1: Beschreibung neuer Arten der Harpacticoidengattung *Elaphoidella*. Verändert nach STOCH (1995)

Verbreitung und Gefährdung

Nur wenige Untersuchungen haben sich über lokale Studien hinaus mit der regionalen Verbreitung der Grundwasserfauna befaßt. Verbreitungskarten, sofern sie überhaupt vorliegen, spiegeln daher weniger das tatsächliche Vorkommen der Tiere wieder, als vielmehr die Arbeitsorte von Grundwasserbiologen. Ebensowenig sind naturraumtypische Lebensgemeinschaften - Stichwort: Regionale Leitbilder - aus dem Grundwasser beschrieben, was bedeutet, daß auch keine Referenzen für unbelastete Grundwasserlebensräume verfügbar sind. Auch über die Gefährdung der verschiedenen Arten ist entsprechend wenig bekannt.

Ökologie

Noch sehr viel schlechter als bei der Taxonomie ist die Datenlage bei Fragen zur Ökologie der Grundwasserfauna (DVWK 1988, DANIELOPOL 1989, HAHN & FRIEDRICH 1999). Die Untersuchung des Grundwassers als Lebensraum ist mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden, und dies dürfte mit ein Grund für den schlechten Bearbeitungsstand sein. Tatsächlich existiert bis heute keine

eingeführte, standardisierte Methode zur Besammlung der Grundwasserfauna. Daher lassen sich die verschiedenen Untersuchungen auch kaum miteinander vergleichen.
Die das Auftreten einzelner Arten bzw. Artengemeinschaften regulierenden Faktoren sind kaum bekannt. Es gibt begründeten Anlaß zu der Vermutung, daß Grundwassertiere tolerant gegenüber bestimmten Umweltfaktoren wie Sauerstoff- oder Nahrungsmangel sind, jedoch sehr empfindlich auf interspezifische Konkurrenz, insbesondere mit Oberflächenarten, reagieren. Auf jeden Fall sind stygobionte Organismen als hochangepaßte Spezialisten und K-Strategen einzustufen, eine wesentliche Voraussetzung für die Entwicklung von faunistisch begründeten Methoden zur Umwelt- und Eingriffsbewertung im Grundwasser. Voraussetzung dafür ist allerdings die Verfügbarkeit entsprechender Daten.

Hypothesen und Ansätze für zukünftige Untersuchungen

Das Verständnis der ökosystemaren Zusammenhänge im Grundwasser aber auch der Verbreitung der Grundwasserfauna setzt die Annäherung auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen und unter unterschiedlichen Fragestellungen voraus. Die folgende Abbildung **(Abb. 2)** sei als Anregung und Diskussionsgrundlage verstanden, wobei hier nicht auf die unbedingt erforderliche weitere Unterteilung in die verschiedenen Grundwasser- und grundwassergeprägten Lebensräume wie Quellen und hyporheisches Interstitial eingegangen werden soll.

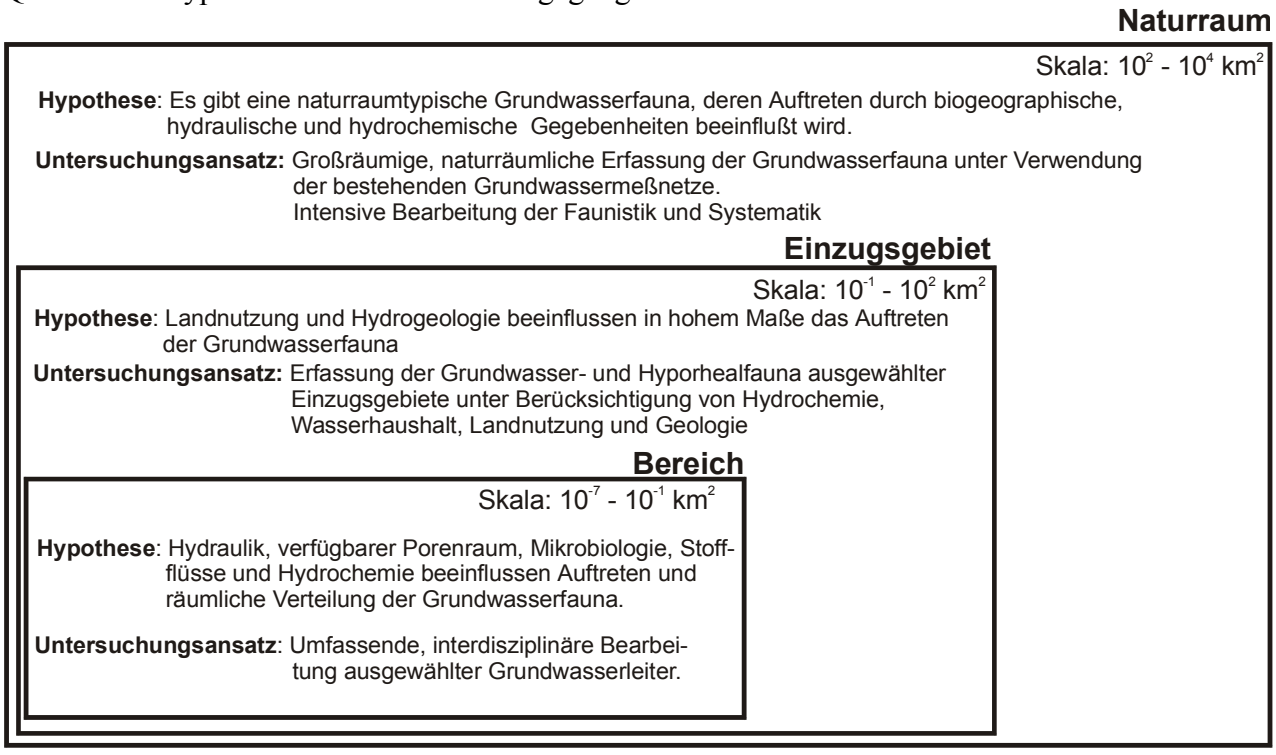


Abb. 2: Hypothesen und Untersuchungsansätze für zukünftige grundwasserfaunistische Studien

Solche Untersuchungen müssen langfristig angelegt und wohlkoordiniert sein. Durch einzelne Arbeitsgruppen sind sie kaum zu bewältigen. Was wir in Deutschland – und nicht nur hier – brauchen, ist die Bündelung und Abstimmung der grundwasserfaunistischen und –ökologischen Forschung, verbunden mit einer intensiven Öffenlichkeits- und Lobbyarbeit. Nur so besteht Aussicht

auf die Finanzierung der erforderlichen Studien und vor allem auch auf die Integration der Ergebnisse in faunistisch begründete Schutzkonzepte und Bewertungsansätze für das Grundwasser.
Dazu möchte ich, wie bereits auf der gestrigen Mitgliederversammlung, die Ausrichtung eines Statusseminars zum Stand der ökologischen Grundwasserforschung, evtl. mit dem Ziel der Gründung eines eigenen DGL-Arbeitskreises, vorschlagen. Wer Interesse hat, sich daran zu beteiligen, möge mich doch bitte kontaktieren. Über Ihre Mitwirkung würde ich mich dabei sehr freuen.

Literatur

BNatSchG: Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) vom 7. März 1987 (BGBl. I, S. 889), zul. geä. d. Drittes Gesetz zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes vom 26. August 1998 (BGBL. I S. 2481);Bonn.

DANIELOPOL, D. (1989): Groundwater fauna associated with riverine aquifers - J. N. Am. Benth. Soc. **8**, 18-35

DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung.- Sondergutachten, 210 S., Metzler-Poeschel;Stuttgart.

DVWK Deutscher Verband für Wasser und Kulturbau (1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers.- DVWK Schriften **80**, 322 S. ; Parey Verlag;Hamburg.

FFH-Richtlinie: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.5.1992 zum Erhalt der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen

HAHN H. J. & E. FRIEDRICH, E. (1999):Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring und was kann es leisten? - Grundwasser **4**, 147-154

ILLIES, J (1978): Limnofauna europaea - 2. Aufl., 532 S., G. Fischer Verlag Stuttgart

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ (1999): Hinweise zur Eingriffsregelung – Oppenheim/Rh.

SKET, B (1999): The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered - **8**, 1319-1338

STOCH, F. (1995): The ecological and historical determinantes of crustacean diversity in groundwaters, or: why are there so many species? - Mem. Biospeol. **12**, 139-160

UVPG: Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) vom 12. Februar 1990, BGBl. I, S. 205, zul geä. d. Art. 7 des Gesetzes zur Änderung des BauGB und zur Neuregelung des Rechts der Raumordnung (Bau- und Raumordnungsgesetz 1988 – BauROG) vom 18. August 1997 (BGBl. 5, S. 2081), Bonn.

Anschrift:
Dr. Hans Jürgen Hahn, Institut für Biologie der Universität Koblenz-Landau, Abt. Landau, Im Fort 7, D-76829 Landau, Tel.: 06341/280-143, Fax: 06341/280-367, e-mail: hjhahn@uni-landau.de

Erstaunliche Vielfalt der Protozoengemeinschaften in ausgewählten Grundwasserleitern Deutschlands

Jacqueline Süß, Ernst - J. Cleven, Hartmut Arndt

Zoologisches Institut der Universität zu Köln, Abteilung Allgemeine Ökologie und Limnologie, Weyertal 119, 50931 Köln
e-mail: jaeci@gmx.de

Einleitung

Das Grundwasser stellt den ausgedehntesten limnischen Lebensraum der Erde dar (Gibert et al. 1994). Ökologische Studien konzentrierten sich bisher hauptsächlich auf die Gemeinschaft der Bakterien und Metazoen während Protisten sehr stark vernachlässigt wurden. Untersuchungen in Oberflächengewässern zeigten die bedeutende Rolle der Protisten als Hauptkonsumenten der bakteriellen Produktion (Arndt et al. 2000, Sanders 1991, Sherr & Sherr 1987). Durch die top-down Kontrolle der Protisten werden die Bakterien in ihrer exponentiellen Wachstumsphase gehalten, wodurch es zu einem verstärkten Abbau organischen Materials kommt (Azam et al. 1983, Berninger et al. 1991). Es ist anzunehmen, daß diese trophischen Interaktionen (microbial loop) in Aquiferen von großer Bedeutung sind und insbe-sondere in Selbstreinigungsprozessen des Grundwassers eine große Rolle spielen. Durch verschiedene Studien (z.B. Sinclair et al.1993, Zarda et al.1998) wurden erhöhte Protistendichten in organisch kontaminierten Grundwasserleitern belegt. Auch in sauberen Aquiferen sind Protisten, hauptsächlich Flagellaten und Rhizopoden, weit verbreitet (z.B. Sinclair et al. 1989, Ellis et al. 1998). Da sich die meisten dieser Untersuchungen fast ausschließlich quantitativen Aspekten widmeten, sind nur sehr wenige qualitative Daten verfügbar, die von Novarino (1997) in einem Review weitestgehend zusammengestellt wurden. Dort sind 11 Arten heterotropher Flagellaten, sieben Gattungen der Rhizopoden und 38 Ciliatenarten erwähnt. Der Vergleich zu der Anzahl der aus Aquiferen bekannten Metazoen (ca. 2000 Arten) macht deutlich, daß hinsichtlich der Protisten, besonders der heterotrophen Flagellaten und Rhizopoden, ein großer Forschungsbedarf besteht.

Methoden

Im gesamten Gebiet von Deutschland wurden neun Grundwasserbrunnen, eine Schüttquelle und drei Trinkwasserstandorte hinsichtlich ihrer Artenvielfalt an Protisten untersucht. Dazu wurden Proben von je zwei Litern entnommen und organisch angereicherte Flüssigkulturen der Proben über einen Zeitraum von 12 Wochen lichtmikroskopisch beobachtet.

Um erste Informationen über die ökologische Rolle der Protisten in den untersuchten Aquiferen zu erhalten, sollten außerdem deren Abundanzen bestimmt werden. Dazu wurde eine modifizierte Version der Liquid Aliquot Methode (LAM) nach Butler & Rogerson (1995) ausgewählt. Zusätzlich wurden Direktzählungen Glutaraldehyd fixierter und DAPI gefärbter Proben durchgeführt (Porter & Feig 1980). Diese Methode erlaubte auch die Bestimmung der Bakterienabundanzen, wodurch ein erster Einblick in eventuelle trophische Interaktionen zwischen Protisten und Bakterien in den untersuchten Aquiferen gegeben werden sollte.

Ergebnisse und Diskussion

Artenvielfalt und Abundanz von Protisten in Grundwasserleitern

Tab. 1. Liste der gefundenen Gattungen, Artenzahlen in Klammern.

"Flagellaten"		"Rhizopoden"		Ciliaten	"Heliozoen"
Mastigamoeba	*cf. Cafeteria*	*Vahlkampfia*	*Acanthamoeba* (3)	*Aspidisca*	*Actinophrys*
Hexamita	*Ciliophrys*	*Naegleria*	*Echinamoeba*	cf. *Oxytricha*	*Acanthocystis* (3)
Anisonema	*Actinomonas*-ähnliche Art	*Adelphamoeba*	*Filamoeba spec.*	unbest. großer Stichotrichid	*Raphidiophrys* (2)
Khawkinea	*Amastigomonas*	*Willaertia*	*Cochliopodium*	*Coleps* (2)	
Petalomonas (3)	*Apusomonas*	*Rosculus*	*Cryptodifflugia* (2)	*Chilodonella*	
Ploeotia	*Thaumatomonas*	*Chaos*	*Nuclearia* (2)	*Drepanomonas*	
Bodo (5)	*Protaspis* (2)	*Hartmannella* (2)	*Arachnula*	*Glaucoma* (2)	
Cryptaulax	*Bodomorpha* (2)	*Saccamoeba* (2)	*Gymnophrys*	*Tetrahymena*	
Rhynchomonas	*Cercomonas*	*Vannella* (3)	*Trinema*	*Cyclidium* (2)	
kleiner Bodonide	*Helkesimastix*	*Platyamoeba*	unbestimmte Rhizopode	*Cinetochilum*	
Parabodo-ähnliche Art	*Monosiga*	*Dactylamoeba*		kleiner Scuticociliat	
Chilomonas	*Salpingoeca*	*Mayorella* (4)		*Colpoda*	
Goniomonas	*Codosiga*	*Thecamoeba* (3)		*Cyrtholophosis*	
Spumella	*Ancyromonas*	*Vexillifera* (3)		*Pseudocyrtolophosis*	
Bicosoeca	*Allantion*	*Paraflabellula*		*Pseudoplatyophrya*	
cf. Pseudobodo	*Kiitoksia*	*Flabellula*			

Untersuchungen der Artenvielfalt ergaben eine Gesamtzahl von 124 verschiedenen Taxa in den untersuchten Proben. Die Abundanzbestimmungen (LAM) ergaben sehr geringe Protistendichten (0,7 bis 3,8 Ind./ml) in den beprobten Aquiferen, die im Bereich von Literaturangaben lagen. Die Dominanz lag bei heterotrophen Nano-flagellaten und Rhizopoden (90% der Gesamtgemeinschaft). Die Gemeinschaft der Flagellaten umfaßte 51 Arten aus 12 Familien und wurde durch substratassoziierte kleine Formen dominiert. Ubiquitär vorkommende Arten (*Bodo designis*, *Spumella spec.*, *Goniomonas truncata*) waren in den untersuchten Aquiferen weit verbreitet. Dagegen kamen z.B. größere Vertreter der Eugleniden hauptsächlich in Grund-wasserleitern vor, die einem möglichen Einfluß nahe gelegener Flüsse unterliegen. Mit einer Ausnahme (C*ryptaulax spec.*) sind alle registrierten Flagellaten durch eine bakterivore Lebensweise gekennzeichnet. Insgesamt 25 der 52 gefundenen Arten wurden bis jetzt nicht in Grundwasserstudien erwähnt. Sehr kleine, nicht identifizierbare Formen traten in allen Grund- und Trinkwasserproben auf.

Die Gemeinschaft der Rhizopoden umfaßte 43 Arten aus 18 Familien. Dabei handelte es sich mit Ausnahme von 4 beschalten Arten um nackte Rhizopoden. Die Dominanz lag bei lobosen und heterolobosen Formen. Gattungen, die in Böden weitverbreitet sind (*Acanthamoeba, Naegleria, Vahlkampfia* und *Vanella*), wurden in nahezu allen untersuchten Grundwasserleitern registriert. In den Proben wurden sowohl sehr kleine (5µm), bakterivor lebende als auch sehr große (200µm), omnivor lebende Rhizopoden beobachtet. 21 der 43 gefundenen Arten waren bisher aus dem Grundwasser nicht bekannt.

Der Anteil der Ciliaten lag bei maximal 2% der Protistengemeinschaft. Es wurden 18 verschiedene Arten gefunden. Die meisten dieser Arten waren typische terrestrische bzw. semiterrestrische hymenostomatide und colpodide Formen (<50µm), die durch eine bakterivore Lebensweise gekennzeichnet sind. Einige der beobachteten Arten können sich allerdings auch omnivor, saprophytisch und kannibalisch ernähren. Neun der 18 Arten waren vorher nicht aus Aquiferen bekannt.

An vier Untersuchungsstandorten wurden Heliozoen gefunden, deren Anteil an der Gesamtgemeinschaft immer unter 1% lag. Aufgrund ihrer omnivoren Lebensweise kommen Heliozoen als potentielle Räuber innerhalb von Aquiferen in Betracht. Vertreter der Gattung *Raphidiophrys* wurden vorher nicht in Grundwasserhabitaten gefunden.

Autotrophe Organismen traten in sieben der Grundwasserproben und in einer Trinkwasserprobe auf und erreichten einen Anteil von bis zu 7% an der Protistengemeinschaft. Das Erscheinen von autotrophen Organismen in Grundwasserproben deutet auf eine hydrogeologische Verbindung zu Oberflächengewässern und – sedimenten hin.
Zusammenfassend ist festzuhalten, daß durch unsere Untersuchungen die Anzahl der bisher registrierten Arten aus dem Grundwasser verdoppelt werden konnte. Aber selbst diese Zahl scheint nur einen Bruchteil der wirklichen Artenvielfalt wider-zuspiegeln, da die Mikrofauna, hauptsächlich Ciliaten, nur unzureichend erfaßt wurde und die Untersuchung von angereicherten Flüssigkulturen stark selektiv ist. Der große Anteil an substratassoziierten Formen in den untersuchten Grundwasserleitern läßt darauf schließen, daß Protisten des Grundwassers hauptsächlich in Biofilmgemeinschaften leben.

Methodische Studien
In den Flüssigkulturen wurde innerhalb der Inkubationsperiode eine Sukzession beobachtet. Diese hatte eine Zunahme der kumulativen Artenzahlen und Abun-danzen innerhalb des Beobachtungszeitraumes um das Doppelte bis Fünffache zur Folge. Für das Erscheinen heterotropher Protisten konnte kein genereller Trend beobachtet werden. Dagegen erschienen autotrophe Organismen erst am Ende der Inkubationsperiode.

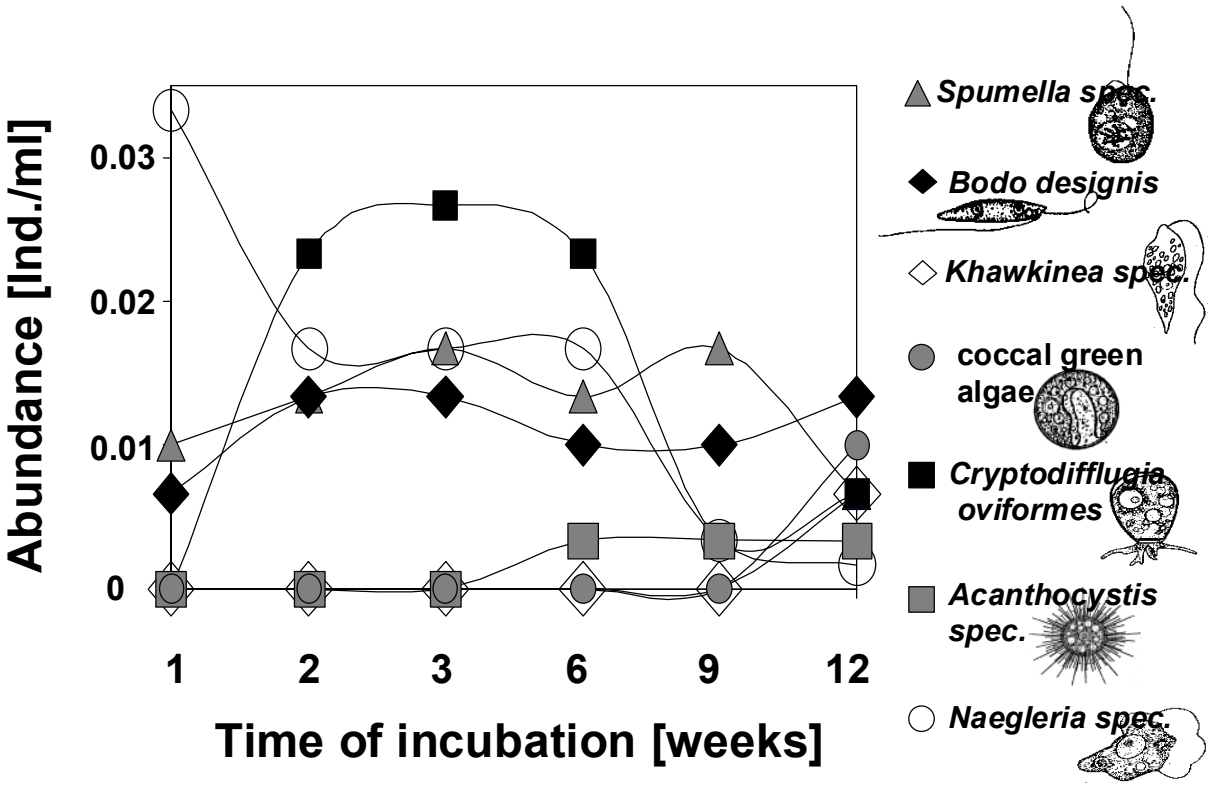


Abb. 1. Beispiel für den Sukzessionsprozess in angereicherten Grundwasserkulturen über einen Zeitraum von 12 Wochen.

Die Ausbildung von Cysten wurde für eine Vielzahl von Protisten beobachtet. Es ist jedoch auszuschließen, daß sich alle von uns gefundenen Arten aus dormanten Zellen entwickelt haben, denn bei den Direktzählungen der fixierten Proben konnten Flagellaten und teilweise auch Ciliaten eindeutig identifiziert werden. Die Beobachtung der Kulturen über einen so langen Zeitraum erlaubte die Registrierung seltener und sich langsam entwickelnder Arten.

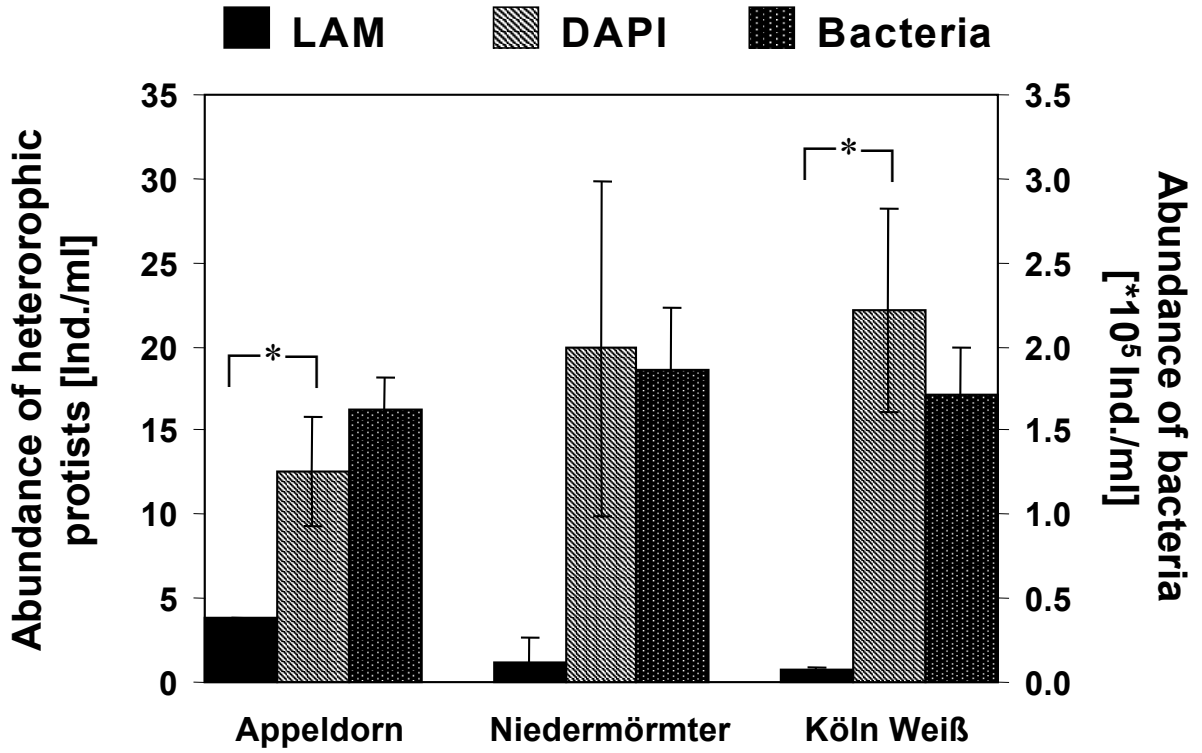


Abb. 2. Abundanzbestimmungen heterotropher Protisten mit Hilfe der modifizierten LAM und durch DAPI-Direktzählungen an drei Standorten. Signifikante Unterschiede sind mit * gekennzeichnet. Zusätzlich DAPI-Direktzählungen der Bakterien an den drei Standorten.

Der Vergleich zu den Direktzählungen zeigte, daß die aus der LAM resultierenden Abundanzen der Protisten deutlich unterbestimmt waren. Im Vergleich zu Literatur-daten (z.B. Caron et al. 1989) schien der Anteil der durch die LAM erfaßten Protisten jedoch relativ hoch zu sein (3-30%). Die wichtigsten Gründe dafür dürften der hohe Anteil benthischer und bakterivorer Formen in den untersuchten Aquiferen sein.

Trophische Interaktionen zwischen Protisten und Bakterien in Aquiferen

Die durch die Direktzählungen ermittelten Abundanzen ergaben ein Verhältnis von Protisten zu Bakterien von $1:10^4$ (siehe Abb.2.). Es erwies sich jedoch als sehr schwierig, genaue Aussagen über die Bedeutung dieses Verhältnisses zu machen, da nur sehr wenig über die Produktion und Verfügbarkeit der Bakterien in Aquiferen bekannt ist. Nicht zuletzt muß berücksichtigt werden, daß Brunnenproben Orga-nismen aus mehreren Horizonten enthalten, die sich hinsichtlich der Konzentration an Nährstoffen, Bakterien und Protisten und den daraus resultierenden trophischen Interaktionen stark unterscheiden können.

Die Dominanz von bakterivoren Formen deutet darauf hin, daß Bakterien die Haupt-kohlenstoffquelle für Protisten in Aquiferen darstellen. Das Erscheinen von omnivo-ren und räuberisch lebenden Formen läßt vermuten, daß auch zwischen Vertretern der Nano- und Mikrofauna eine Reihe trophischer Interaktionen stattfinden. Somit lie-

ferte unsere Studie erste Anhaltspunkte für die Existenz komplexer mikrobieller Nahrungsgewebe in Grundwasserleitern.

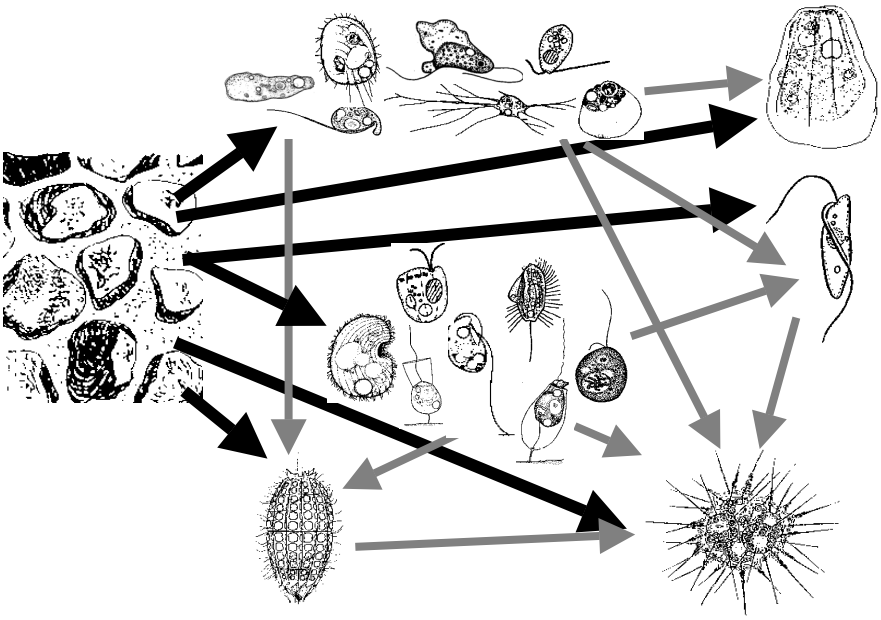


Abb.3. Mögliche trophische Interaktionen zwischen Bakterien, heterotropher Nano- und Mikrofauna in Grundwasserleitern.

Referenzen

Arndt, H., Dietrich, D., Auer, B., Cleven, E.-J., Gräfenhan, T., Weitere, M., Mylnikov, A. P. Functional diversity of heterotrophic flagellates in aquatic ecosystems in: Leadbeater, B.S.C.& Green, J.C. (eds.): The Flagellates. Taylor & Francis, London, p.240-268, 2000

Azam, F., Fenchel, T., Field, J. G., Meyer-Reil, L.- A. and Thingtad, F. The ecological role of watercolumn microbes in the sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 10, 257-263. 1983.

Berninger, U.-G. Protozoan control of bacterial abundances in freshwater. Limnol. Oceanogr. 36(1), 139-147. 1991.

Butler, H. and Rogerson, A. Temporal and spatial abundance of naked amoebae (Gymnamoebae) in marine benthic sediments of the Clyde Sea area, Scotland. J. Euk. Microbiol. 724-730. 1995.

Caron, D. A., Davis, P. D. and Sieburth, J. McN. Factors responsible for the differences in cultural estimates and direct microscopical counts of populations of bacterivorous nanoflagellates. Microbial Ecology 18, 89-104. 1989.

Ellis, B. K. and Stanford, J. A. Microbial assemblages and production in alluvial aqufers of the Flathead River, Montana, USA. Journal of the North American Benthological Society 17,382-402.1998

Gibert, J., Danielopol, D. L. and Stanford, J. A. Groundwater Ecology. Acadamic Press , 571p. 1994

Novarino G. Protistan communities in aquifers: a review. FEMS Microbiology Reviews , 261-275.1997.

Sanders, R. W. Trophic strategies among heterotrophic flagellates. In: Patterson D. J., Larsen J. (eds) The biology of free living heterotrophic flagellates. Systematics Association Spec. Vol. No. 45, Clarendon Press, Oxford, 21-38. 1991.

Porter, K. G. and Feig, Y. S. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. Limnol. Oceanogr. 943-948. 1980.

Sherr, B. F. and Sherr, E. B. High rates of consumption of bacteria by pelagic ciliates. Nature 325, 710-711. 1987.

Sinclair, J. L. and Ghiorse, W. C. Distribution of aerobic Bacteria, Protozoa, Algae and Fungi in deep subsurface sediments. Geomicrobiology Journal 7, 15-31. 1989.

Sinclair, J. L., Kampbell, D. H., Cook, M. L. and Wilson, J. T. Protozoa in subsurface sediments from sites contaminated with aviation gasoline or jet fuel. Applied and Environmental Microbiology , 467-472. 1993.

Zarda, B., Mattison, G., Hess, A., Hahn, D., Höhener, P. and Zeyer, J. Analysis of bacterial and proto-zoan communities in an aquifer contaminated with monoaromatic hydrocarbons. Microbial Ecology 27, 141-152. 1998.

Das Interstitial der Elbe – Verbindung zwischen Grund- und Oberflächenwasser

Kranich, Johannes & Lange, Klaus-Peter
ECOSYSTEM SAXONIA GmbH, Thomas-Müntzer-Platz 5, 01307 Dresden
Tel. 0351/21119-0, Fax 0351/21119-11, ECODrLange@aol.com

Keywords: hyporheisches Interstitial, Stofftransport, Exfiltration, Infiltration, Elbe

Einleitung

Das hyporheische Interstitial ist der Lebensraum der gesättigten Zone im Porenraum des Sediments unterhalb der Flusssohle und in den Sohlbänken, der sowohl durch das Flusswasser als auch das Grundwasser beeinflusst wird. Neben der Bedeutung als Lebensraum stellt das Interstitial eine Gewässerzone dar, in der ein wesentlicher Anteil an Stoffumsetzungen der Fließgewässer erfolgen kann. Die Ausgangshypothese geht davon aus, dass insbesondere im oberen Flussverlauf der Elbe mit grobkörniger Sedimentstruktur verstärkte Stoffumsetzungen zu erwarten sind.
Das Projekt „Untersuchung und Bilanzierung des Nährstofftransportes und -umsatzes im Interstitial der Elbe“ wird im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes Elbe-Ökologie im Auftrag der BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (BfG) durchgeführt. Die Ergebnisse zu dem Kompartiment Interstitial sollen in das Fließgewässermodell QSIM einbezogen werden. Dafür werden in Kooperation mit der HYDROMOD GbR Modellansätze entwickelt.

Methoden / Untersuchungsstelle

Seit September 2000 finden an der Elbe in Dresden-Übigau (Fluss-km 62,1) und Meißen-Siebeneichen (Fluss-km 80,4) regelmäßige Untersuchungen statt. Diese Probenahmestellen unterscheiden sich vor allem durch ihre unterschiedliche Sedimentstruktur und sollten entsprechend der Hypothese unterschiedliche Eigenschaften in Stofftransport und –umsatz aufweisen. Aufgrund der Projekterkenntnisse wurde eine weitere Messstelle in Dresden-Altübigau (Fluss-km 60,5) eingerichtet und der Einsatz des Taucherschachtes des WSA Magdeburgs für Untersuchungen in der Flussmitte mit der BfG initiiert. Von den umfangreichen Ergebnissen werden hier beispielhaft einige von der Messstelle Dresden-Übigau (Fluss-km 62,1) vorgestellt.
Für die physikalisch-chemischen Analysen wurden horizontal eingebaute, geschlitzte Filterrohre (Abb.1) in mehreren Tiefen im Sediment installiert. Damit konnten vertikale Kurzschlussströmungen ausgeschlossen und auch Beprobungen bis zu normalem Hochwasser durchgeführt werden. Der Einsatz von Temperatur-Datenloggern dient zur Ermittlung von Transportparametern. Zur Analyse des Fluss-nahen Grundwassers wurden im Uferbereich Grundwasserpegel eingebaut.

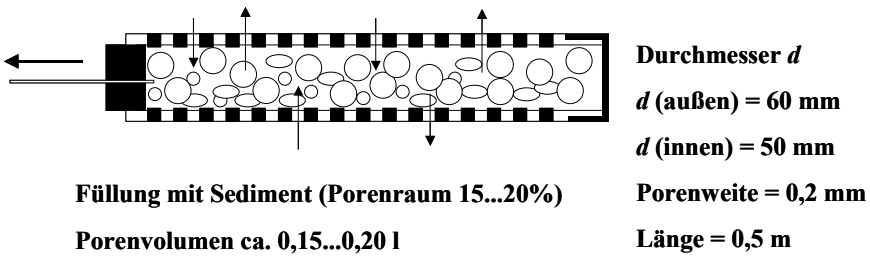


Abb.1 Probenahmeeinrichtung: horizontal eingebaute, geschlitzte Filterrohre

Die Analyse der physikalischen und chemischen Parameter erfolgte nach Standardmethoden. Zur Ermittlung von Druckgradienten wurde ein spezifisches Manometer verwendet. Die Wasserstandsdaten (15-min Werte Pegel Dresden) wurden durch das WSA Dresden zugearbeitet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass in Abhängigkeit der Abflusssituation drei charakteristische Zustände auftreten (Abb.2). Bei deutlichem Wasserstandsanstieg (Abb.2) kommt es zu **INFILTRATION** von Oberflächenwasser bis in Tiefen des Interstitials von > 40 cm. Eine massive **EXFILTRATION** tritt bei schnellem, deutlichen Wasserstandsrückgang auf. Die offensichtlich häufigste Phase ist die **WECHSELPHASE** (meist leichte Exfiltration) in der kleine Wasserstandsänderungen dominieren und der diffusive nicht durch den advektiven Stofftransport überlagert wird. Da das Grundwasser an der Messstelle eine sehr hohe Leitfähigkeit besitzt, können die drei Situationen an den vertikalen Gradienten deutlich erkannt werden (Abb.3). So liegt bei der Exfiltration das Grundwasser bis in < 13 cm Tiefe (Leitfähigkeit ca. 800 µS cm^{-1}) an. Während der Wechselphase verschiebt sich die Vermischungszone. Während an kleineren Gewässern wie an der Lahn (BORCHARDT UND FISCHER 2000) die Stofftransportprozesse im Hyporhithral im mesoskaligen Bereich durch die „riffle – pool – Sequenz" bestimmt werden, treten diese Prozesse im untersuchten Bereich der Elbe nicht auf. Hier sind als wesentliche Einflussgrößen die Wasserstandsänderung und die Verbindung zum Grundwasser zu nennen. Erst im weiteren Flusslauf der Elbe ist z.B. bei Sandbänken im Bereich von Buhnen mit diesen Effekten zu rechnen.

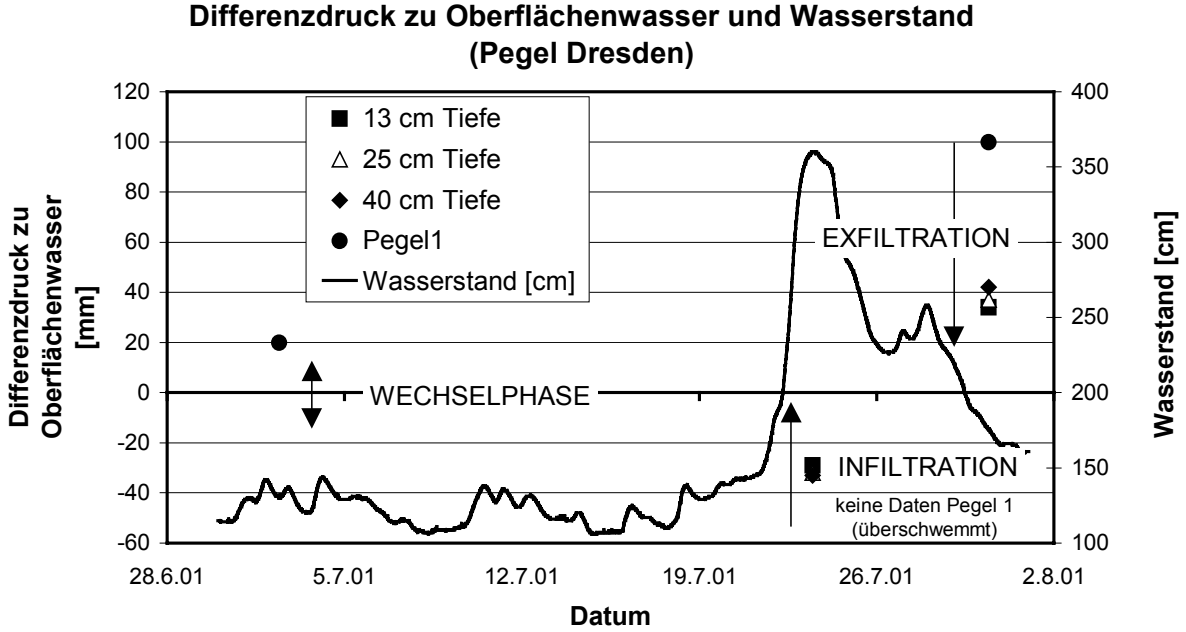


Abb.2 Wasserstandsganglinie und Druckdifferenzen für Situationen mit WECHSELPHASE, INFILTRATION und EXFILTRATION

Die stärksten Stoffumsetzungen erfolgen in der obersten Schicht des Interstitials. Auch bei der Infiltration ist der Sauerstoffverbrauch - bei den vorliegenden Temperaturen - schneller, als die Nachlieferung aus dem Oberflächenwasser (Abb.3). Dieser Gradient wird durch einen Verbrauch des CSB um 5-6 mg l^{-1} in der obersten Zone des Interstitials bestätigt.

Der N-Haushalt an der Messstelle wird durch hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser geprägt. Die Gradienten verhalten sich dementsprechend analog zur Leitfähigkeit (Abb. 3 und 4). Der Sauerstoffgehalt sinkt meist nicht unter 2 mg l^{-1}, sodass eine deutliche Denitrifikation nicht zu erwarten ist. Die Konzentrationen an Nitrit und Ammonium sind an der Stelle im Sommer sowohl im Oberflächenwasser als auch im Interstitial sehr gering. Ein Umsatz des Nitrits und Ammoniums ist auch bei der Infiltration in der obersten Zone zu beobachten. An der Messstelle Meißen-Siebeneichen - nicht grafisch dargestellt - konnten N-Stoffumsätze einschließlich des Nitratabbaus während der Wechselphase beobachtet werden, wobei auch hier die oberste Sedimentschicht < 13 cm als Zone des Stoffumsatzes dominiert. Die Beschaffenheitsverhältnisse der Elbe bei Torgau

während der Infiltration wurden von NESTLER, NITZSCHE UND KRÜGER (1996) untersucht. Sie weisen darauf hin, dass zwischen Flusswasser mit ca. 5 mg l^{-1} NO_3-N und Infiltrat mit 2,5 ... 4,5 mg l^{-1} NO_3-N eine eindeutige Denitrifikation nachweisbar ist. Eine durch die Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse in der Elbe befürchtete Verschlechterung der Denitrifikationsleistung war nicht eingetreten. Die Beobachtung des Nitratabbaus bei Torgau entspricht unserem Nachweis des Nitratabbaus im Interstitial in Meißen-Siebeneichen.

Die Aufnahme von Temperaturganglinien ermöglicht die Ermittlung Transport-spezifischer Parameter. Als Einflussgrößen sind sowohl die zeitliche Verschiebung der Temperaturkurven als auch die Dämpfung der Amplitude hervorzuheben. Durch Vergleich der einzelnen Temperaturkurven miteinander kann man einen Blockparameter p_T [-] ermitteln, der die Veränderung der Wärmeleitung zwischen den einzelnen Tiefen wiederspiegelt (BAUMERT et al. 2001). Für die einzelnen Werte p_T der Tiefen (13, 25 und 40 cm) im Vergleich zur Oberflächentemperatur kann für die Messstelle Übigau eine negative lineare Korrelation zur Tiefe des Interstitials festgestellt werden. Damit wird ein stetiger Transport von der Oberfläche bis in 40 cm Tiefe nachgewiesen, der nicht durch Kolmation oder ein unterschiedliche vertikale Sedimentstruktur vermindert oder erhöht wird. Nach SCHÄCHLI (1993) liegt die Kolmationsschicht in einer Sedimenttiefe von

$$D_{\text{Kolmation}} = 3\ D_{\text{m}} + 0{,}1\ [\text{m}].$$

Auf die Messstelle am Ufer der Elbe übertragen würde diese Zone bei ca. 14 cm und damit innerhalb der untersuchten Tiefenstufen liegen. Die Änderung des Parameters p_T für die Dämpfung des Wärmetransports von der Oberfläche bis in die Tiefe von 40 cm für die Messstelle Übigau wurde im September/Oktober 2000 (Ausschnitt s. Abb.5) mit einem Wert von $\delta p_T / \delta z$ von 0,76 m^{-1} und im Juni 2001 mit einem Wert von 0,84 m^{-1} bestimmt.

Abb.3 Tiefengradienten der Sauerstoffkonzentration, Temperatur und Leitfähigkeit bei INFILTRATION, WECHSELPHASE und EXFILTRATION

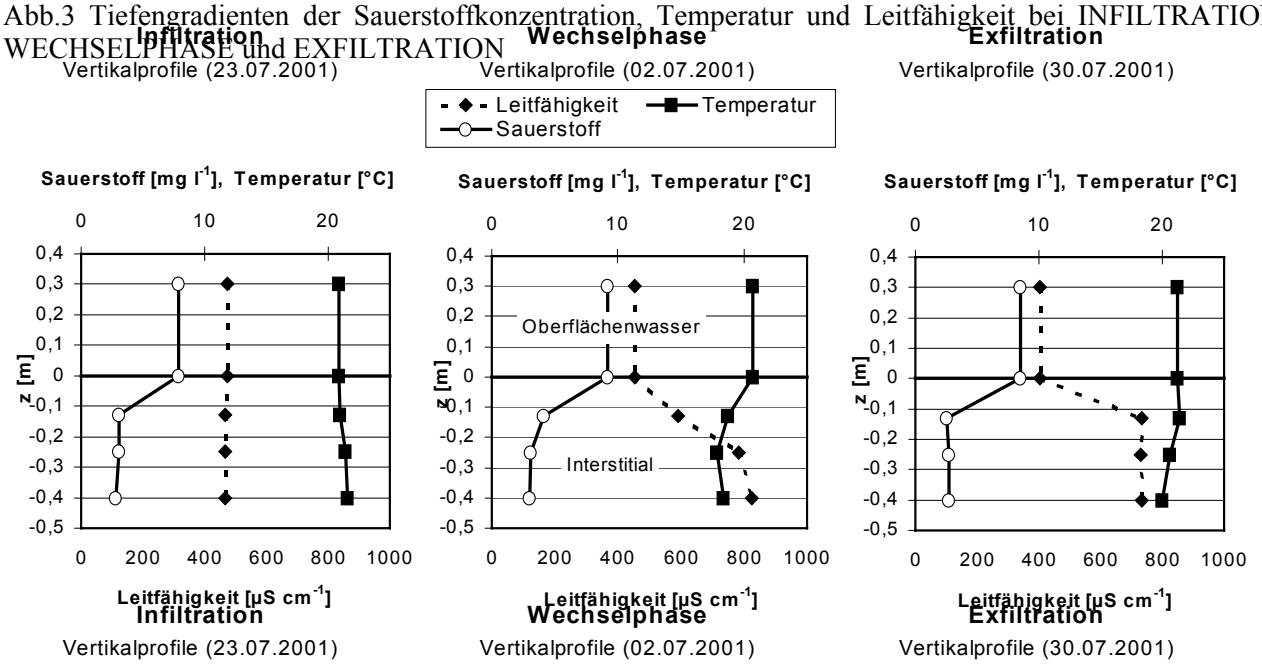
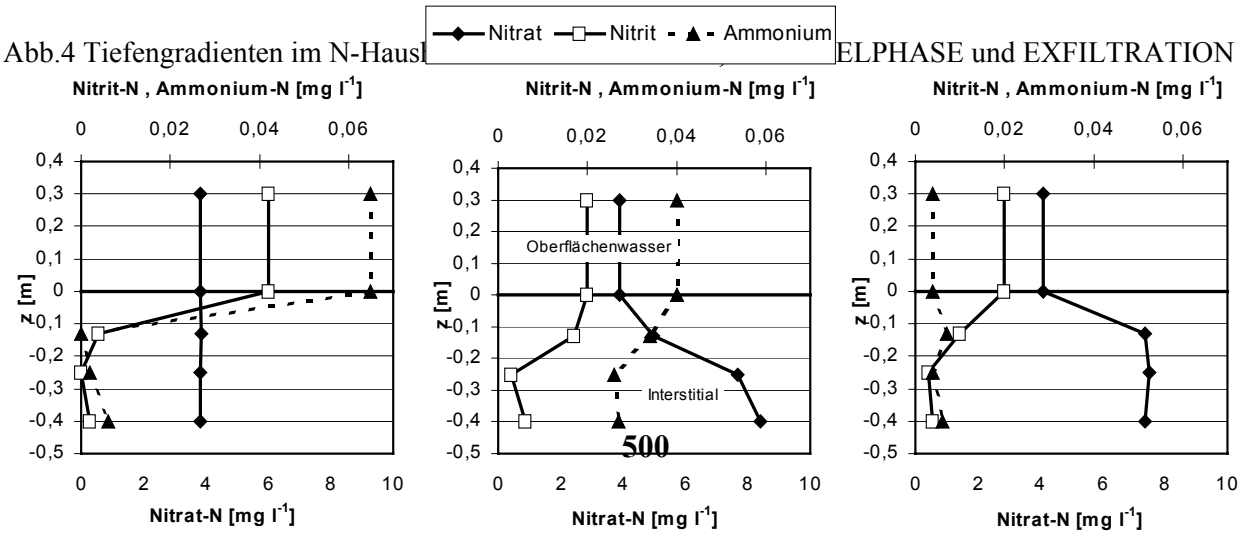


Abb.4 Tiefengradienten im N-Haus[illegible]ELPHASE und EXFILTRATION



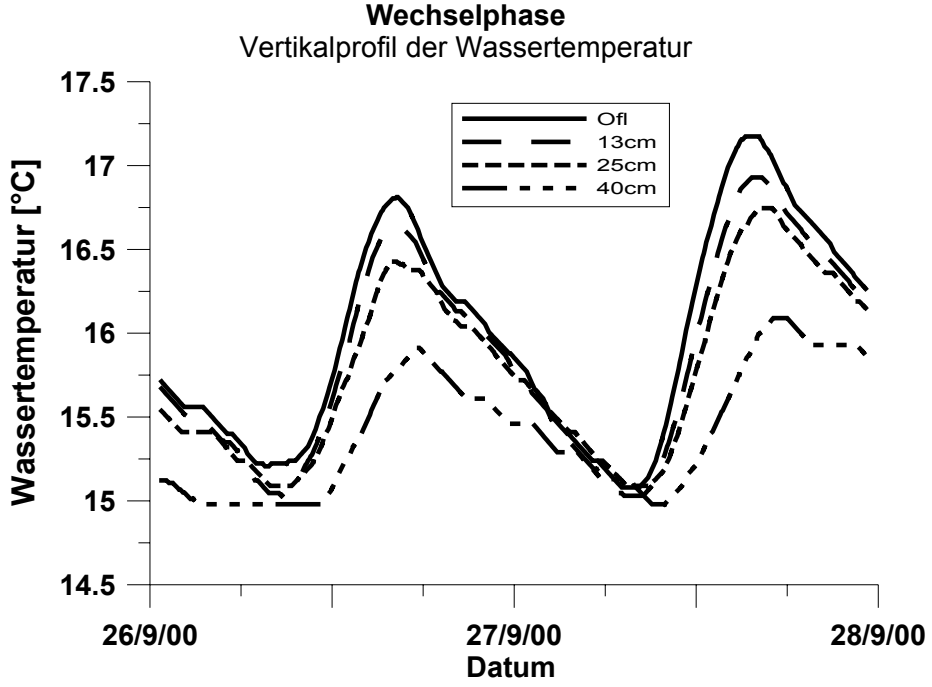


Abb.5 Temperaturganglinien (2 Tage) im Oberflächenwasser und im Interstitial bei geringer Wasserstandsänderung (WECHSELPHASE) (Anpassung digitaler Messsprünge mit gleitendem Mittelwert)

Zusammenfassung

Die Beschaffenheit und Funktion des Interstitials steht in Abhängigkeit zur hydrologischen Situation insbesondere zur Wasserstandsänderung, wobei drei charakteristische Zustände INFILTRATION, EXFILTRATION und eine WECHSELPHASE (geringe Änderung) auftreten. Bei Infiltration und Exfiltration dominiert der advektive Transport. Diffusiver Transport ist vor allem in der Wechselphase von Bedeutung.
Stoffumsätze (Sauerstoff- und Stickstoffhaushalt) sind vor allem in der obersten Zone des Interstitials zu beobachten. An der Messstelle Dresden-Übigau sind Veränderungen im Nitrat-Haushalt durch den Konzentrationsgradienten zwischen Grund- und Oberflächenwasser geprägt. Ein Abbau organischer Substanz unter Sauerstoffverbrauch ist auch noch bei Infiltration zu beobachten. Ein Nitratabbau im Interstitial konnte in Meißen-Siebeneichen beobachtet werden.
Charakteristische Temperaturganglinien ermöglichen im folgenden wichtige Transportparameter im Interstitial zu bestimmen. Hierzu wurde als erstes der Blockparameter p_T für einzelne Tiefen bestimmt, der an der Messstelle Übigau negativ linear mit der Tiefe korreliert, sodass der Anstieg $\delta p_T / \delta z$ ermittelt werden konnte. Dieser Zusammenhang lässt den Rückschluss zu, dass hier weder eine deutliche Kolmationsschicht noch vertikal unterschiedliche Sedimentstrukturen mit der Folge eines unsteten Wärmetransportes in das Interstitial vorliegen.

Literatur

BAUMERT, H.; DUWE, K.; LEVIKOV, S.; PIERI, C.; STOYAN, G.; STRAUBER, G. (2001): Ergebnisse zur Dynamik der Totzonen / Buhnenfelder und des Interstitials / Parafluvials der Elbe. BMBF-Förderschwerpunkt Elbe-Ökologie: Projekt: Bedeutung der Stillwasserzonen und des Interstitials für die Nährstoffelimination in der Elbe, unveröff. Arbeitsbericht II, HYDROMOD Wissenschaftliche Beratung GbR, Wedel.

BORCHARDT, D and FISCHER, J. (2000): Three-dimensional patterns and processes in the River Lahn (Germany): variability of abiotic and biotic conditions. Verh. Internat. Verein. Limnol. **27**: 393-397

NESTLER, W., NITZSCHE, I. und KRÜGER, M. (1996): Untersuchungen zur Beschaffenheit des Uferfiltrats in den Torgauer Talgrundwasserleitern. Gas- und Wasserfach **137** (9): 480 – 486.

SCHÄCHLI, U. (1993): Die Kolmation von Fließgewässersohlen: Prozesse und Berechnungsgrundlagen. Mitt. der Versuchsanstalt für Wasserbau , Hydrologie und Glazialogie (VAW), ETH Zürich, **124**: 1 –273.

Danksagung

Das Projekt wird im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Rahmen der „Elbe-Ökologie“ des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) durchgeführt (Fördernummer 0339603). Weiterhin wird für die Unterstützung durch das WSA Dresden gedankt.

Direkte Projektpartner: BfG Außenstelle Berlin, HYDROMOD GbR Wedel
Kooperationspartner: TU Dresden, IGB Berlin u.a.

Transport von Algen im hyporheischen Insterstitial der Elbe

F. Kloep, I. Röske

Institut für Mikrobiologie, TU Dresden
Mommsenstr. 13, 01069 Dresden
kloep@rcs.urz.tu-dresden.de

Einleitung

Das hyporheische Interstitial der Elbe wird sowohl indirekt als auch direkt vom Phytoplankton beeinflußt. Der indirekte Einfluß des Phytoplanktons ist bedingt durch die photosynthetische Aktivität. Diurnale Sauerstoffamplituden verschieben die Nitrifikations-Denitrifikationsgrenze im hyporheischen Interstitial im Tagesverlauf (Kloep und Röske 2000). Die Infiltration von Algenzellen kann direkt zu Änderungen der hydrodynamischen Prozesse führen sowie zur Bereitstellung von organischem Material durch absterbende Algenzellen. Diese Kohlenstoffquelle dient vermutlich der aeroben und anaeroben Respiration im Hyporheal. Ein Schwerpunkt des vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens "Bedeutung der Biofilme im Interstitial der Elbe für die Stoffdynamik, die Sohlpermeabilität und die Nährstoffelimination" ist die Untersuchung des advektiven Transportes von Algen durch poröse Medien wie dem hyporheischem Interstitial der Oberen Elbe bei Dresden. Obwohl die Anwesenheit von Algen in Sedimenten mehrfach beobachtet wurde (Poulicková et al. 1998, Huettel and Rusch 2000, Rusch and Huettel 2000) und mit Kolmation von oberflächlichen Sedimenten in Verbindung gebracht wurden (Battin and Sengschmitt 1999), ist dies unseres Wissens die erste Studie zum Transport von morphologisch unterschiedlichen Algen in heterogenen Sedimenten.

Material und Methoden

Zur Ermittlung der Algenzellzahlen im hyporheischem Interstital der Oberen Elbe wurde ein Tiefenprofil (beschrieben in Kloep und Röske 2000) wöchentlich beprobt.

Der Transport von morphologisch unterschiedlichen Algen wurde in Filtersäulen (Länge: 100 mm; ∅ 32 mm) durchgeführt. Diese wurden mit Sediment aus dem Infiltrationsbereich des Wasserwerkes Dresden-Saloppe gefüllt. Ein Impuls an Algen wurde der Säule zugeführt. In regelmäßigen Abständen wurde die Algenzellzahl des Abflusses der Säule ermittlet wurde und folgende Kenngrößen bestimmt: Durchlässigkeitsbeiwert k_f (Darcy-

Gesetz), Retention und Retardation. Die Algenzellzahl wurde nach Padisák et al. (2000) bestimmt. Folgende Algen wurden untersucht: *Chlorella* sp. (∅ 5-10 µm), *Scenedesmus acuminatus* (Länge 18-25 µm, Breite 4-6 µm) und *Desmodesmus communis* (2-zellig ∅ 37-42 µm, 4-zellig ∅ 47-52 µm).

Ergebnisse und Diskussion

Die Ermittlung der Algenzellzahlen im hyporheischen Interstitial der Elbe bei Dresden ergab sehr hohe saisonale Variationen (Abb. 1). Auffällig waren die Algenzellzahlen im Mai 2000 mit bis zu 7000 Zellen ml^{-1} in 25 cm Tiefe.

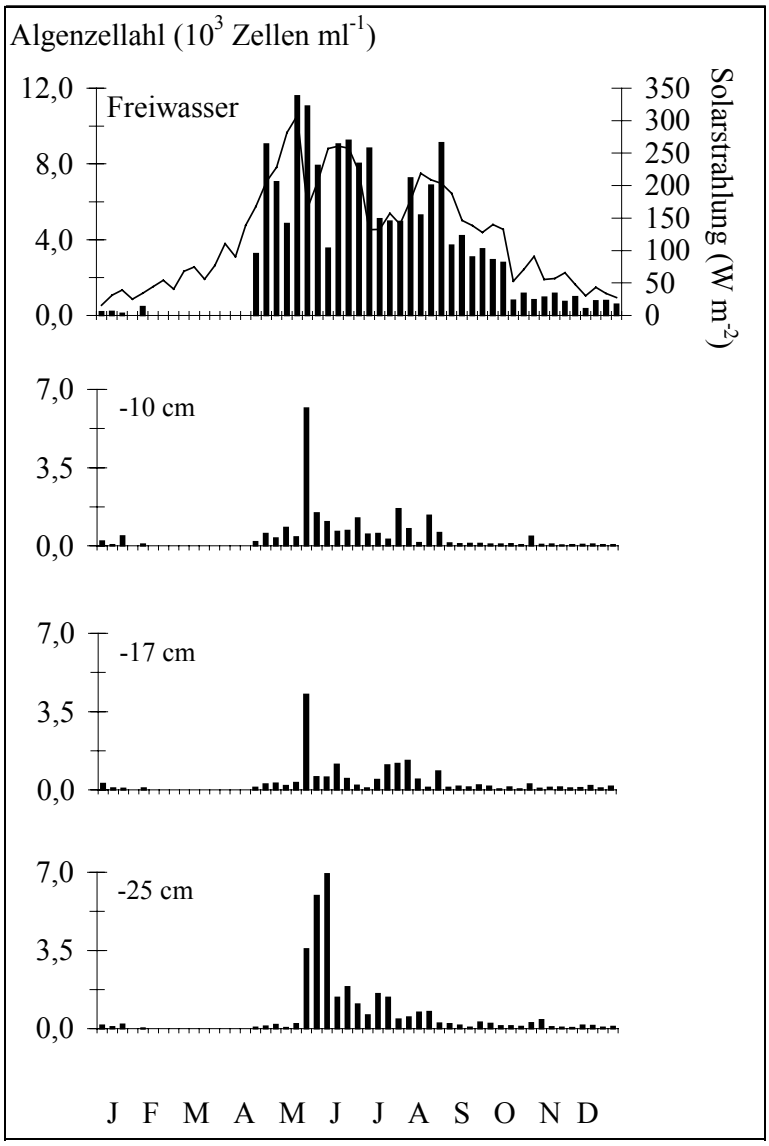


Abb. 1 Algenzellzahlen eines Tiefenprofils im Infiltrationsbereich des Wasserwerkes Dresden-Saloppe. Jahresgang 2000.

Diese Beobachtung konnte nicht mit hydrologischen Daten erklärt werden. Vermutlich wurden die interstitiellen Porenräume im heterogenen Sediment der Elbe kurzzeitig durch eine Störung (z.B. Schiffsverkehr) geöffnet. In 25 cm Tiefe wurden weitere zwei Wochen erhöhte Algenzellzahlen beobachtet. Dies deutete auf eine lokale Unterströmung hin, was durch weiterhin höhere Zellzahlen in 25 cm Tiefe gestützt wurde.

Das beobachtete Artenspektrum im Hyporheal mit Diatomeen und Grünalgen unterschied sich nicht vom Freiwasser. Auch große Algen wie *Pediastrum* sp. konnten gefunden werden.

In Abb. 2 ist je Alge exemplarisch eine Durchbruchskurve mit k_f-Wert, Retention und Retardation für den jeweiligen Versuch dargestellt. *Desmodesmus communis* wurde in seiner 2- und 4-zelligen Form sehr stark

zurückgehalten mit Retardationsfaktoren >2. Auffällig ist der zweigipfelige Kurvenverlauf von *Scenedesmus acuminatus*, die ausschließlich in 1-zelliger Form kultiviert wurde. Vermutlich wurde *S. acuminatus* zuerst in seiner länglichen, schlanken Form durch die Säule transportiert. Dies konnte in modifizierten Folgeversuchen (ohne Abb.) verdeutlicht werden.

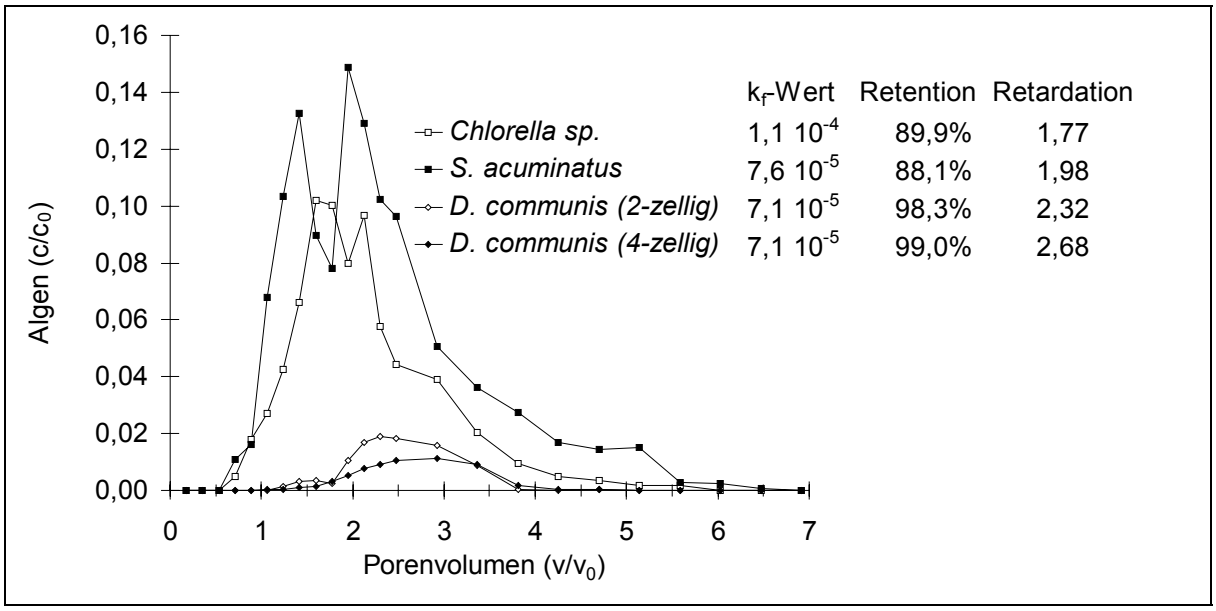


Abb. 2 Exemplarische Algen-Durchbruchskurven

Die Retention, d.h. der Anteil an Algen, der durch die Versuchssäule zurückgehalten wurde, war signifikant abhängig vom Durchlässigkeitsbeiwert k_f (Abb. 3). Bei niedrigem k_f-Wert ($5{,}0\ 10^{-5}$) war bei den getesteten Algen die Retention am größten mit maximal 99,6% bei *D. communis*. *S. acuminatus* wurde bei einem k_f-Wert von $2{,}0\ 10^{-4}$ zu 77,5% zurückgehalten.

Der Retardationsfaktor ergibt sich durch den Quotient aus dem Zeitpunkt des Algenmaximums im Kurvenverlauf (Abb. 2) und dem Zeitpunkt eines mittleren Wasserteilchens (Verweilzeit in der Säule). Mit Erhöhung des k_f-Wertes erniedrigte sich allgemein der Retardationsfaktor für die morphologisch unterschiedlichen Algen (Abb. 4). Der Transport von *S. acuminatus* wurde maximal um einen Faktor von 3,9 verzögert. Die geringste Abhängigkeit der Retardation zum k_f-Wert zeigte der Transport von *D. communis.*

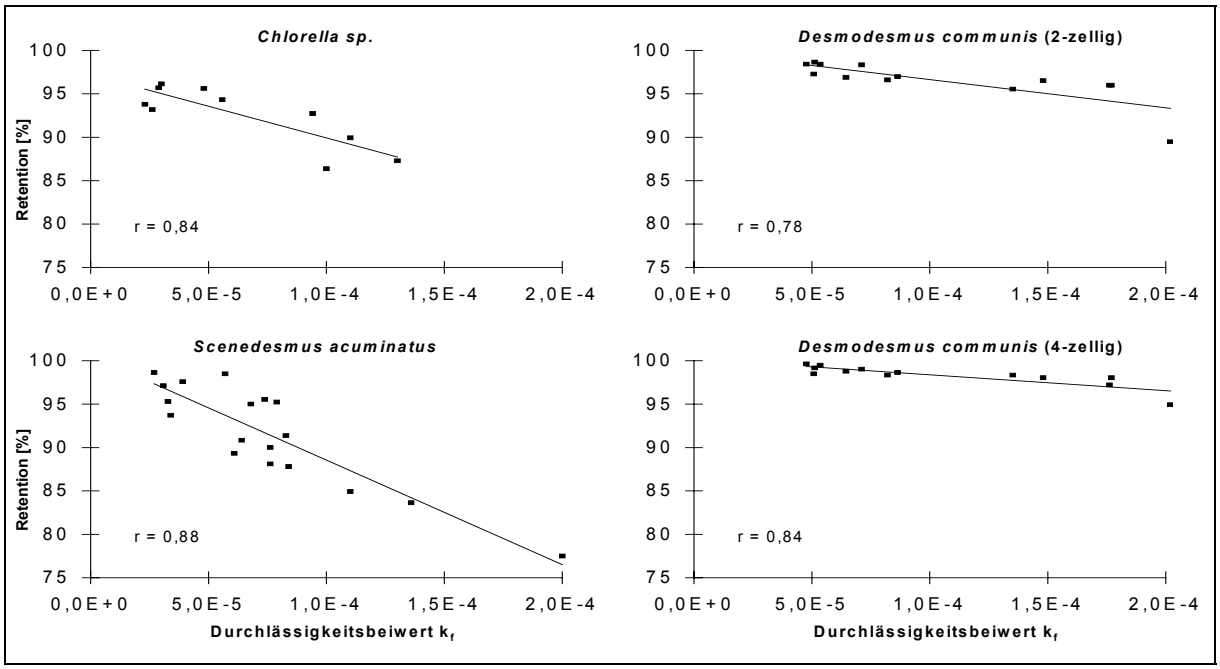


Abb. 3 Retentionen von morphologisch unterschiedlichen Algen in Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f

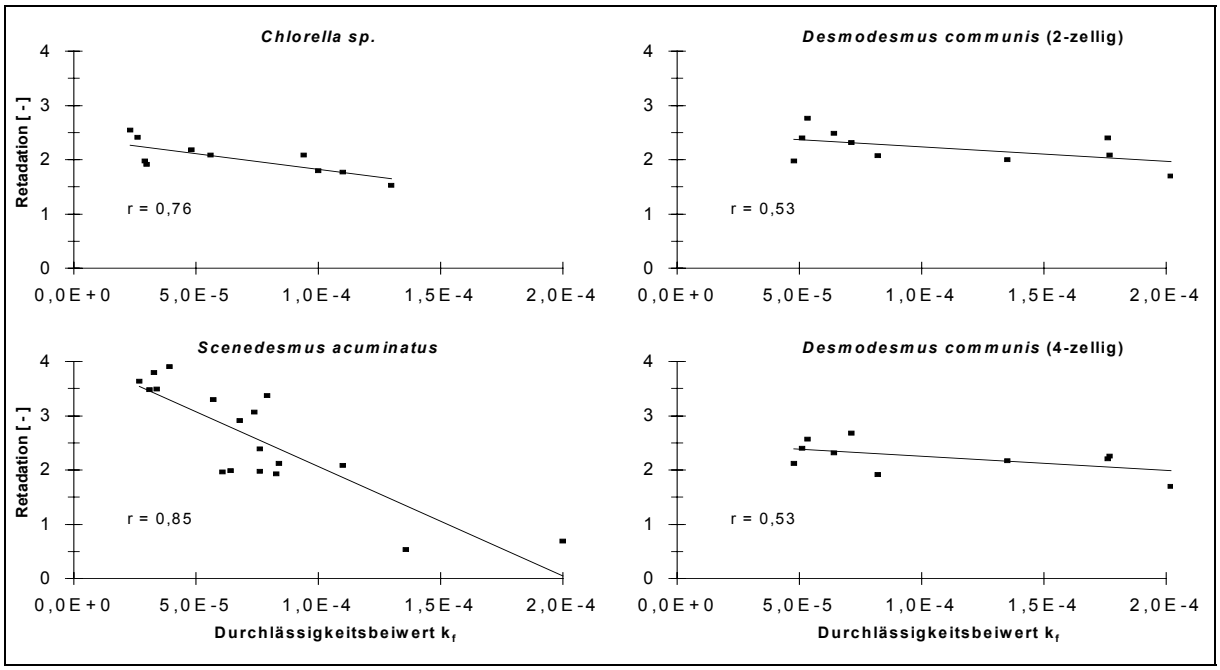


Abb. 4 Retardation von morphologisch unterschiedlichen Algen in Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f

Zusammenfassung

Durch eine Abundanzbestimmung von Algen in einem Tiefenprofil des hyporheischen Interstitials im Infiltrationsbereich des Wasserwerkes Dresden-Saloppe ergab sich die Frage nach Transporteigenschaften von morphologisch unterschiedlichen Algen in porösen Medien. Allgemein wurde in Säulenversuchen festgestellt, daß mit Erhöhung des k_f-Wertes sowohl die Retention als auch die Retardation von Algen sinkt.

Danksagung: Die Arbeiten wurden mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (Fkz. 03396049) gefördert.

Literatur

Battin, T.J. and Sengschmitt, D. (1999) Linking sediment biofilms, hydrodynamics, and river bed clogging: Evidence from a large river. Microb. Ecol. 37: 185-196

Huettel, M. and Rusch, A. (2000) Transport and degradation of phytoplankton in permeable sediments. Limnol. Oceanogr. 45: 534-549

Kloep F. und Röske I. (2000) Saisonale und diurnale Stickstoffdynamik im hyporheischen Interstitial der Oberen Elbe bei Dresden. DGL Tagungsbericht 2000

Poulicková, A., Duchoslav, M. and Hanel L. (1998) Diatoms inside the sediments of small streams with recent and past occurence of lamprey species. Algological Studies 90: 119-137

Rusch, A. and Huettel, M. (2000) Advective particle transport into permeable sediments - evidence from experiments in an intertidal sandflat. Limnol. Oceanogr. 45: 525-533

Padisák J., Krienitz L. and Scheffler W. (1999) *In* Tümpling W. v. & Friedrich G. [eds.], *Biologische Gewässeruntersuchung-Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung,* Gustav Fischer, Jena, Germany.

SPEZIELLE GEWÄSSERTYPEN

KIEL, E. & D. MATZKE: Hochmoor-Renaturierung aus gewässerökologischer Sicht: Untersuchungen zur Wiederbesiedlung aquatischer Lebensräume im Hochmoor

WITTHÖFT-MÜHLMANN, A., K. O. ROTHHAUPT & W. TRAUNSPURGER: Meiobenthische Lebensgemeinschaften im Flussmündungsgebiet der Schussen, Bodensee. Ansätze zur Anwendung der Intermediate Disturbance Hypothesis

SCHINDLER, H. & H. J. HAHN: Ansatz einer faunistisch begründeten Leitbildentwicklung für Quellen in Rheinland-Pfalz

REMY, D.: Gräben und Grabensysteme Mitteleuropas - Grundzüge einer Typologie

HAIDEKKER, A. & D. HERING: Untersuchungen zum Temperaturhaushalt zweier Fließgewässertypen im Mittelgebirge

BRETHAUER, B. & M. MUTZ: Prozesse der laubgebundenen mikrobiellen Respiration in einem natürlich sauren Gewässer

BÖDER, N. & M. SCHIRMER: Kleingewässer in den Borgfelder Wümmewiesen

Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002

Hochmoor-Renaturierung aus gewässerökologischer Sicht: Untersuchungen zur Wiederbesiedlung aquatischer Lebensräume im Hochmoor

Ellen Kiel & Dirk Matzke
Institut für Naturschutz und Umweltbildung, Hochschule Vechta, Driverstr. 22, 49377 Vechta

Keywords: Hochmoorregeneration, Wiederbesiedlung, aquatische Makroivertebraten, Sukzession, Hochmoorbindung, Bewertung.

1. Einleitung

Knapp 2% der Fläche der Bundesrepublik sind Hochmoore (NDS. LANDESVERWALTUNGSAMT 1990). Ihr regional begrenztes Vorkommen und die besondere Tier- und Pflanzenwelt machen sie zu einzigartigen Lebensräumen mit besonderem naturschutzfachlichen Wert. Allerdings kann heute keines der großflächigen Hochmoore im Norddeutschen Tiefland noch als ungestört gelten (EIGNER 1998, VOGTMANN 2001).

Mit 7% der Landesfläche (=190.253 ha) hat Niedersachsen unter allen Bundesländern den höchsten Hochmooranteil, allerdings werden heute noch 11% der Flächen industriell genutzt, d.h. abgetorft (NDS. UMWELTMINISTERIUM 1997). Das Niedersächsische Moorschutzprogramm (MELF 1981) sieht vor, ca. 30.000 ha Hochmoorfläche zu renaturieren. Entsprechende Maßnahmen werden seit etwa 20 Jahren durchgeführt. Während die technischen Voraussetzungen und die naturschutzrechtlichen Rahmenbedingungen für diesen langwierigen Prozeß als sehr weitgehend erarbeitet gelten können (NDS. LANDESVERWALTUNGSAMT 1997), konnte das Management bisher nicht mit gesamtökologischer Perspektive durchgeführt werden. Obgleich Hochmoore natürlicherweise zu mehr als 90% aus Wasser bestehen, kann z.B. das Indikationsgewicht aquatischer und semiaquatischer Tiergruppen derzeit nicht in die Bewertung einbezogen werden, da deren Re-Etablierung kaum oder nur für ausgewählte Gruppen (z.B. Odonata) dokumentiert ist. Sofern naturschutzfachliche Kriterien bei der Bewertung des Regenerationserfolges berücksichtigt werden, stehen entweder Pflanzen im Vordergrund oder Tiergruppen, die mehrheitlich an terrestrische Standorte gebunden sind (z.B. Spinnen-, Schmetterlings- oder Vogelarten). Nur wenige hydrophile oder eng an Hochmoore gebundene Arten (z.B. unter den Carabidae) gehen in die Bewertungen ein. Dadurch besteht die Gefahr, die (semi-) aquatischen Lebensräume relativ unspezifisch abzubilden und die Werteskala bzw. das Leitbild an relativ trockenen Standorten zu orientieren. Unklar ist, und hier setzten unsere Untersuchungen an, wie das Leitbild aus (gewässer-)ökologischer Sicht aussehen und über welche Sukzessionsschritte es sich entwickeln kann.

Folgende Fragen standen bei dieser Untersuchung deshalb zunächst im Vordergrund:

- Welche aquatischen Makroinvertebraten besiedeln Hochmoor-Regenerationsflächen?
- Unterscheiden sich die Biozönosen unterschiedlich alter Regenerationsflächen?
- Lässt sich eine Entwicklung feststellen?
- Welche ökologischen Ansprüche und Habitatbindungen haben die vorhandenen Taxa?
- Kommt es zur Ansiedlung von Arten mit enger Hochmoorbindung?

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Goldenstedter Moor ist ein 180 km^2 großer Moorkomplex im Raum Vechta (Niedersachsen). Diese Landschaft war ursprünglich weiträumig von Mooren geprägt. Die meisten der noch nicht durch Trockenlegung und landwirtschaftliche Nutzung degradierten Flächen wurden (oder werden noch in den nächsten Jahrzehnten) industriell abgetorft. Auf bereits abgetorften Flächen wurden bereits Regenerationsmaßnahmen eingeleitet. Die Flächen wurden planiert, mit Wällen umgeben und wiedervernäßt. Im Weiteren soll die Eigenentwicklung abgewartet werden; Pflegemaßnahmen und Dauereingriffe sind nicht vorgesehen (NICK 2001, EIGNER & SCHMATZLER 1991).

Tab. 1: ‚Alter' und Zustand der ausgewählten Regenerationsflächen im Goldenstedter Moor.

	Flächen					
	A2J	A3J	A4J	A10J	B10J	B20J
Zeit seit Regenereations-beginn	2 Jahre	3 Jahre	4 Jahre	10 Jahre	10 Jahre	20 Jahre
Größe [m^2]	14'688	14'076	9'180	3'672	21'420	22'644
Kennzeichen	Wasserfläche	primär Wasserfläche, z.T. Torf anstehend	strukturreiche Wasserfläche mit unterschied-lichen Tiefen	strukturreich, z.T. Bulten-Schlenken-Bildung	strukturreich, z.T. Bulten-Schlenken-Bildung	strukturreich, z.T. Bulten-Schlenken-Bildung
Wassermanagement	permanent überstaut	teilweise austrocknend	teilweise austrocknend	teilweise austrocknend	teilweise austrocknend	teilweise austrocknend

3. Methoden

Im Zeitraum April bis Ende September 1999 wurden im 14tägigem Rhythmus sechs solcher Regenerationsflächen beprobt (Angaben zu den Flächen vgl. Tab.1). Es wurde eine halb-quantitative faunistische Datenaufnahme durchgeführt, d.h. Kescherfänge im Freiwasserbereich, am Grund und in den Schlenken sowie Torfmoosproben von 1000ml Nass-Volumen. Die Proben wurden unter

dem Binokular aussortiert, die Moose außerdem einer Nass-Berlese unterzogen. Parallel wurden u.a. die in Tab. 2 und Abb. 1 genannten abiotischen Parameter erfaßt.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die pH-Werte (Tab. 2) liegen in fast allen Flächen zwischen pH 3,6 und 4,0. Sie sind damit in einem für Hochmoore typischen Bereich (SUCCOW & JESCHKE 1990) und stützen die Aussagen einer vegetationskundlichen Arbeit (BOCKLAGE 1999), welche die Entwicklung der Flächen in der Tendenz als positiv bewertet. Lediglich in der Fläche B20J traten signifikant höhere Werte auf (pH 4,0-4,4; one-way-ANOVA), ohne das die Ursache dafür geklärt werden konnte. Die Leitfähigkeiten lagen zwischen 49 und 229 µS/cm, wobei in der Fläche B20J die niedrigsten Werte auftraten. Die Temperaturen und die Sauerstoffsättigungen (jeweils in den oberen 10 cm der Wassersäule gemessen) wiesen die für Hochmoorflächen typischen Schwankungen auf, mit starken Zehrungen (Sättigungen oft <20%) und hohen Tagestemperaturen (≥24°C).

Tab. 2: Minima und Maxima der physiko-chemischen Eckdaten in ausgewählten Regenerationsflächen des Goldenstedter Moores für den Zeitraum April bis September 1999.

physiko-chemische Eckdaten						
	A2J	**A3J**	**A4J**	**A10J**	**B10J**	**B20J**
pH	3,6 - 4,0	3,6 - 3,9	3,7 - 4,3	3,7 - 4,1	3,6 - 4,0	4,0 - 4,4
µS/cm	102 - 125	93 - 172	139 - 229	88 - 136	65 - 100	49 - 69
° C	17,0 - 22,7	13,5 - 25,0	13,8 - 26,2	14,1 - 24,0	13,5 - 24,9	13,6 - 25,8
Sauerstoff [%]	61 -176	15 - 114	46 - 136	42 - 127	53 - 138	56 -120

Wenngleich die in der Literatur genannten Stickstoff-Grenzwerte weit auseinander gehen (SUCCOW & JESCHKE, 1990: 0,25 mg/l Ges.-N; WEBER, 1964: 2,7 mg/l Ges.-N), müssen alle Flächen als deutlich eutrophiert eingestuft werden: Insbesondere die Fläche A3J wies mit 12 mg/l Ges.-N extreme Werte auf.

Insgesamt wurde 54 Arten bzw. Taxa höherer Ordnung erfaßt, wobei innerhalb der Diptera nur in einzelnen Gruppen bis zur Art bestimmt werden konnte. Vertreten waren Araneae (1 Art), Ephemeroptera (1 Art), Odonata (11 Arten), Heteroptera (19 Taxa), Coleoptera (12 Taxa), Trichoptera (2 Arten), Megaloptera (1 Art) und Diptera (7 Taxa). In den einzelnen Wiedervernässungsflächen wurden 27 bis max. 34 Taxa gefunden. Weder die Gesamtartenzahl noch die regelmäßige vertretenen Taxa zeigten einen deutlichen Bezug zum Flächenalter.

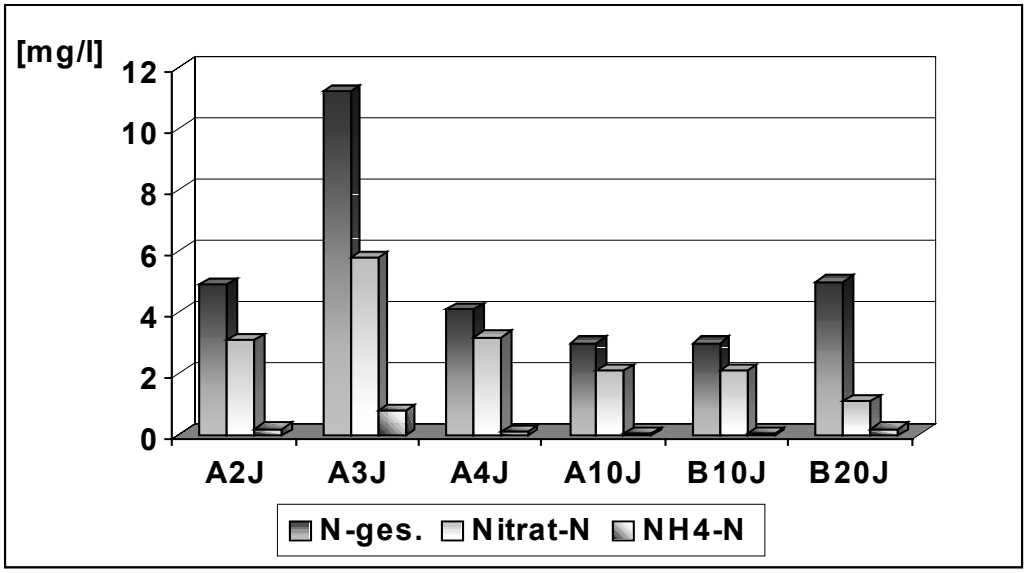


Abb. 1: Stickstoffwerte in ausgewählten Regenerationsflächen des Goldenstedter Moores. Mittelwerte der Monate April bis September 1999.

Tab. 3: Artenidentität (Sörensen-Index) im Vergleich der verschiedenen Regenerationsflächen des Goldenstedter Moores – hier bezogen auf die regelmäßig auftretenden Taxa.

	A2J	A3J	A4J	A10J	B10J
A2J					
A3J	68				
A4J	42	50			
A10J	50	30	53		
B10J	47	41	46	78	
B20J	40	35	51	59	79

Der in allen Flächen hohe Anteil an Einzelfunden (10-20%) läßt die Annahme zu, dass der Regenerationsprozeß auch nach bis zu 20 Jahren durch eine hohe Invasion und Extinktion geprägt ist. Die Ähnlichkeitsindices nach Sörensen (Tab. 3) belegen für regelmäßig auftretende Arten allerdings auch eine hohe Artenidentität (78-79%) unter den älteren Flächen. Diese wird als Entwicklung, hin zu einer typischeren Besiedlungsstruktur gewertet.

Die Analyse der Habitatbindungen (Abb. 2) weist in den jüngeren Flächen einen Anteil von rd. 15-40% als Litalbesiedler aus, während in den älteren Flächen Phytalpräferenz vorherrscht (rd. 70%). Mit rd. 70-90% (Abb. 3) stellten die Arten mit breiter ökologischer Potenz in allen Flächen den größten Anteil. Der Anteil stenotoper Hochmoorarten (Tyrphobionte) war demgegenüber in allen Flächen sehr niedrig. Höchste Anteile traten in der seit 4 Jahren wiedervernäßten Fläche auf (A4J: rd. 8%).

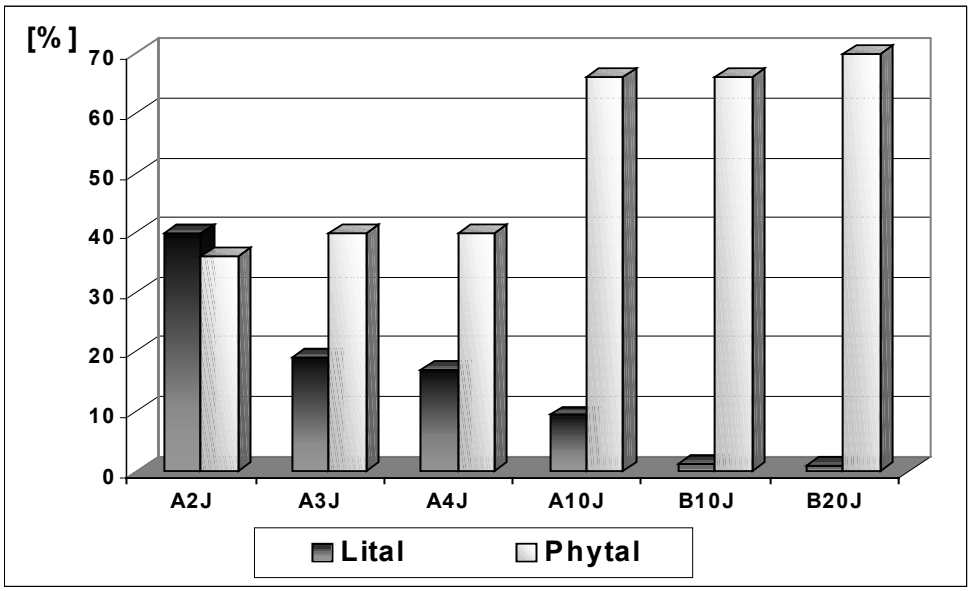


Abb. 2: Substratpräferenzen der Taxa in ausgewählten Wiedervernässungsflächen des Goldenstedter Moores. Anteile der Taxa mit Phytal- bzw. Litalpräferenz.

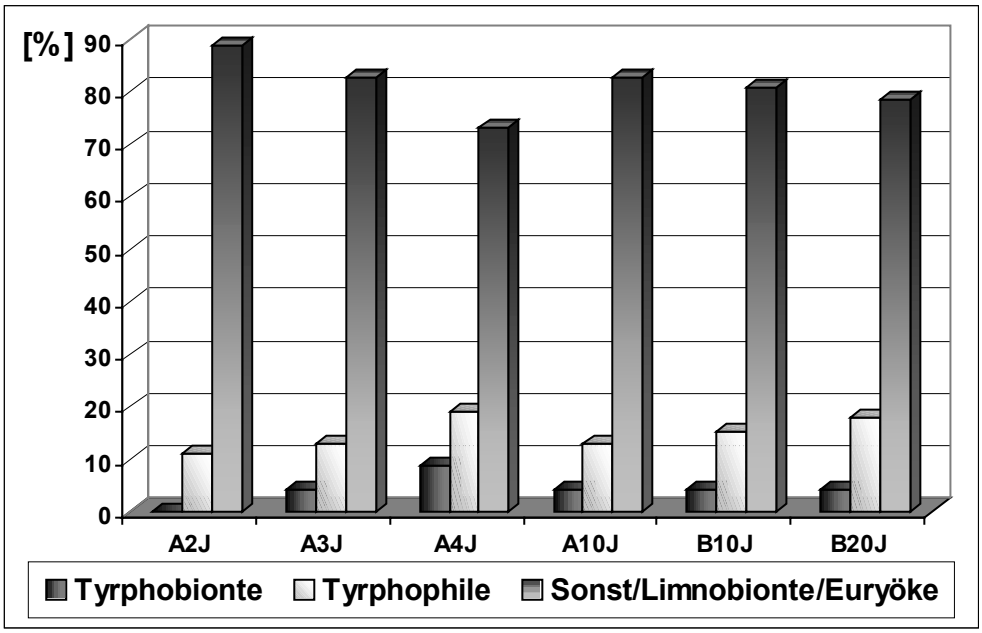


Abb. 3: Habitatbindung der Fauna in ausgewählten Wiedervernässungsflächen des Goldenstedter Moores. Anteile der Taxa in den Kategorien ‚tyrphbiont', ‚tyrphophil' und ‚sonstige Präferenzen' (hier ausschließlich euryöke Limnobionte).

Dieser Anteil war höher als in der ältesten Renaturierungsflächen (B20J: rd. 4%). Tyrphophile Arten (d.h. moorliebende Arten, die aber auch in anderen Lebensräumen auftreten können) waren hier ebenfalls am häufigsten (A4J: rd. 19%, B20J: rd. 18%), stellten in den anderen Flächen aber nur etwa 10% der Fauna. Allerdings sind diese Einstufungen unter Vorbehalt zu betrachten: Von umfassenderen Arbeiten zu Coleopteren und Odonaten abgesehen, liegen aktuelle Angaben zur Moorbindung nur für wenige Taxa vor. Die meisten Angaben basieren nicht auf autökologischen

Untersuchungen, sondern sind Rückschlüsse aus faunistischen Erhebungen in einzelnen Mooren, die z.T. aus zoogeographischen Gründen nur bedingt auf hiesige Regionen übertragbar sind.

3. Literatur

BOCKLAGE, R. (1999): Die Pflanzengesellschaften des Goldenstedter Moores in Abhängigkeit vom Alter der Abtorfungen dargestellt am Beispiel einer ausgewählten Versuchsfläche im Goldenstedter Moor. Diplomarbeit, Institut für Naturschutz und Umweltbildung, Hochschule Vechta.

EIGNER, J. (1998): Einführender Überblick. In: Irmler, U., Müller, K. u. Eigner, J., Das Dosenmoor – Ökologie eines regenerierenden Hochmoores. Kiel: Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft, 13-24.

EIGNER, J & SCHMATZLER, E. (1991): Handbuch des Hochmoorschutzes Bedeutung, Pflege und Entwicklung. Greven: Kilda-Verlag. 2. Aufl.

MELF (1981): Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1981): Niedersächsisches Moorschutzprogramm – erster Teil, 37 S. + Karten. Hannover.

NICK, K.-J. (2001): Ergebnisse und Erkenntnisse aus der Wiedervernässung des Leegmoores. - Moorregeneration im Legmoor/Emsland nach Schwarztorfabbau und Wiedervernässung. - Angewandte Landschaftsökologie 38 (Kap. 8): 163-204.

NDS. LANDESVERWALTUNGSAMT (HRSG.) (1990): Entwicklung von Hochmoorflächen nach Torfabbau. Informationsdienst 3/90, Naturschutz in Niedersachsen.

NDS. UMWELTMINISTERIUM (1997): Umweltmonitoring von Zustand und Nutzung der Hochmoore. 45 S. + Karten. Hannover.

SUCCOW, M. & JESCHKE, L. (1990): Moore in der Landschaft. Leipzig, Jena, Berlin: Urania-Verlag.

VOGTMANN , H. (2001): Moorregeneration im Legmoor/Emsland nach Schwarztorfabbau und Wiedervernässung - Vorwort. Angewandte Landschaftsökologie 38: 7.

Meiobenthische Lebensgemeinschaften im Flussmündungsgebiet der Schussen, Bodensee. Ansätze zur Anwendung der "Intermediate Disturbance Hypothesis"

André Witthöft-Mühlmann[1], Karl Otto Rothhaupt[2], Walter Traunspurger[3]

[1]Institut für Seenforschung (ISF), Abt. Hydrobiologie, 88085 Langenargen, email: andre.witthoeft @lfula.lfu.bwl.de; [2]Universität Konstanz, Limnologisches Institut, 78457 Konstanz; [3]Universität Bielefeld, Tierökologie, 33615 Bielefeld

Seit Sommer 1998 werden im Rahmen des SFB 454 "Bodenseelitoral" verschiedene Aspekte der Flachwasserzonen des Bodensees bearbeitet. Die vorliegende Untersuchung zielt auf ein besseres Verständnis der Prozesse im Bereich der Einmündung von Flüssen in das Litoral ab.

Untersuchungsgebiet

Die Schussen ist für Bodenseeverhältnisse ein stärker belasteter Fluss (Gewässergüte ~3). Der Abfluss spiegelt die Regensituation im Einzugsgebiet wider und variiert zwischen 5 – 120 m³/s (Mittel: 10,7 m³/s), entsprechend saisonal entwickelt sich die Qualität der Stofffrachten. Der Windfetch auf dieses Mündungsgebiet reicht über 20 km und führt zu häufigen Resuspensionen des Sedimentes bereits bei mittleren Windstärken (ab 4-5 m/s). Das Gebiet ist flach. Die Wassertiefe schwankt durch natürliche Pegelschwankung zwischen 0 und 4 Meter.

Beide Kräfte wirken auf die Flachwasserzone. Die Einschichtung der Schussen ist korreliert mit Windstärke und- richtung und abhängig vom Abfluss. Entsprechend variabel ist das raum-zeitliche Depositionsmuster der Schwebstoff-frachten im Mündungsgebiet.



Abb. 1: Die Flachwasserzone im Einflussbereich der Schussenmündung. ▤ = Probenareale **H1** (zuflussnah), **R1** (zuflussfern) ; 🕮 = weitere Probenareale. Wassertiefe H1 und R1: 0,5 - 1,8 m. **ST** = Position der Sedimentfalle.

Für die Untersuchungen wurden folgende **Arbeitshypothesen** postuliert:

- Die Depositionsmuster in der Flachwasserzone führen zu unterschiedlichen Stoffverteilungen in den Sedimenten.
- Wind-induzierte Störungen führen zu Umlagerungen.
- Die benthische Lebensgemeinschaft spiegelt die entstehenden Gradienten zwischen zufluss-nahen und zufluss-fernen Bedingungen wider.

Methodik

Von Januar 1999 bis Januar 2000 wurden monatlich Sedimentproben (PVC-Rohr, ∅ 58 mm, 4 Replikate, Einstech-Tiefe 40-70 cm) an sechs Arealen entnommen (Abb. 1). Fünf dieser Areale liegen im näheren Einzugsbereich des Flußwassers, während das Areal R1 3 km entfernt liegt und damit deutlich weniger von Flußwasser berührt wird. Korngrößen und Wassertiefen sind ähnlich. R1 wurde daher in diesen Untersuchungen als Vergleichsareal herangezogen.

Jeder Kern wurde längs geschnitten, je eine Hälfte für die abiotischen bzw. biotischen Analysen genutzt. Die Sedimentologie sollte Hinweise auf mögliche Umlagerungseffekte geben, die chemischen Analysen schussen-bürtige Stoffablagerungen aufzeigen. Innerhalb der biotischen Parameter lag der Schwerpunkt erstmals auf der Erfassung der meiobenthischen Lebensgemeinschaften, innerhalb dieser funktionellen Gruppe werden die Nematoden auf Artniveau ausgewertet (Tab. 1). Jeder Kern wurde in den obersten 10 cm in 5 Schichten beprobt (0-3mm, 4-13mm, 14-23mm, 24-53mm und 53-103mm), wobei in den Schichten tiefer 13 mm die Analyse auf die Sedimentologie sowie Meiofauna beschränkt wurde. Synchron wurden Schussen-Schwebstoffe aus Sedimentfallen (ST) analysiert.

Tab. 1: Übersicht der Analyseparameter. R = monatlich, U = unregelmäßig (abhängig von Detailfragestellung). H1, R1 = Probenareale, ST = Sedimentfalle in der Schussen

Parameter	H1	R1	ST
a) Abiotische Parameter:			
Leitfähigkeit, Temperatur, Windstärke, Windrichtung, Sauerstoff, Albedostrahlung (PAR),	U	U	U
Stratigraphie	R	R	R
Korngrößen > 63 µm	U	U	U
Korngrößen < 63µm	R	R	R
Calcit	R	R	R
Quarz	R	R	R
Dolomit	R	R	R
Schwefel	R	R	R
P-gesamt	U	U	U
P- wasserlöslich (= bioverfügbar)	R	R	R
C anorg	R	R	R
C org	R	R	R
Kohlenhydrat	R	R	R
Protein	R	R	R
ATP	R	R	R
b) Biotische Parameter:			
Algenpigmente (HPLC)	R	R	R
Algenzählung (semiquantitativ)	R	R	R
Bakterien (DAPI)	R	R	R
Gesamtkeimzahl	R	R	R
E.coli	R	R	R
Meiobenthos (Gruppenniveau): Nematoda, Rotatoria, Oligochaeta, Tardigrada, Copepoda, Cladocera, Ephippien, Ostracoda, Gastrotricha, Insecta allg., Chironomida, Arachnida	R	R	U
Nematoden (Artniveau)	R	R	U
Protozoen (Flagellaten)	R	R	R

Ergebnisse

Die Ergebnisdarstellung beschränkt sich auf die Areale H1 und R1 und damit auf den Vergleich zwischen zuflußnahen (H1) und zuflußfernen (R1) Bedingungen.

Organischer Kohlenstoff, bioverfügbarer Phosphor (H_2O-extrahierbare Fraktion) und Proteingehalt der Sedimente bewegen sich für beide Stellen auf vergleichbaren Niveau mit einem Trend zu höherer Nährstoff-konzentrationen am zuflußfernen Areal R1. Die Spannbreite der vorgefundenen Werte im Jahresverlauf schwanken am zuflußnahen Areal deutlicher (Abb. 2).

Escherichia coli ist ein Tracer für junge Schussenschwebstoffe (aus dem Einzugsgebiet v.a. über Kläranlagen eingetragen). Das Areal R1 ist kaum belastet mit diesem Fäkalkeim, während H1 hohe Spitzenwerte (über EU-Grenzwert) erreicht (Abb.2).

Der Chlorophyll a-Gehalt als Maß für benthische Aufwuchsalgen entwickelt sich konform mit den Nährstoffparametern. Der Chl. a-Gehalt ist an R1 zweifach höher. Beide Areale zeigen ähnlich Spannbreiten (Abb. 2).

Korngrößenanalysen, Mineralogie und Stratigraphie (hier nicht gezeigt) belegen feinsandige Sedimente, die in den obersten ~ 10 cm kaum Schichtungen aufweisen, sondern relativ homogen aufgebaut sind.

Die meiobenthischen Lebensgemeinschaften unterscheiden sich an beiden Arealen deutlich (Abb.3). Die Nematoda im Areal H1 zeigen Maxima in Früh- und Spätsommer sowie Herbst, in Areal R1 nehmen die Abundanzen erst im Herbst zu. Im Jahresverlauf dominiert dieses Taxon mit 57 % der Gesamtabundanz. Bei den Rotatorien bricht die Population im Areal R1 im April rapide zusammen und stabilisiert sich dann auf einem vergleichbaren Niveau wie in H1. Die Tardigradenentwicklung

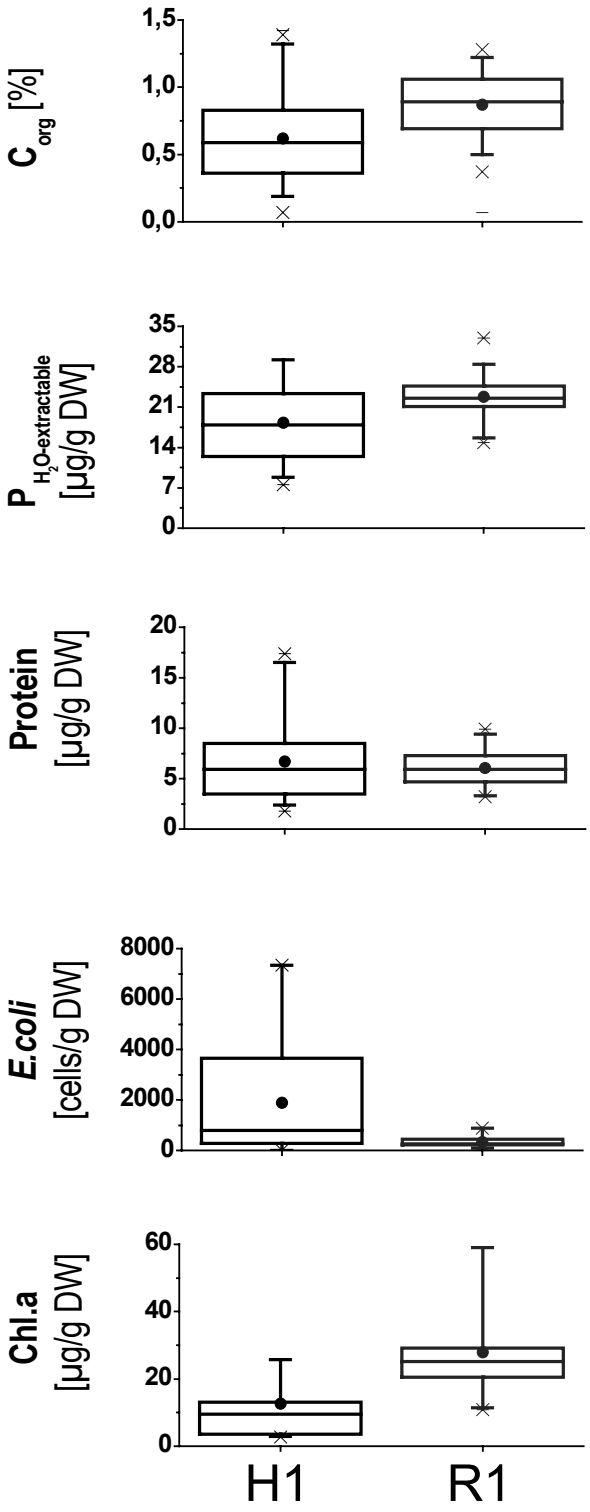


Abb. 2: Spannbreite und Variabilität für ausgewählte Parameter für die Stellen H1 (zuflußnah) und R1 (zuflußfern) in 1999.
Die Nährstoffverhältnis sind vergleichbar. E.coli tritt mit hohen Schwankungen bei H1 auf. Der Chlorophyll a-Gehalt ist bei R1 doppelt hoch.
(Box-Whisker-Plots: Box: 25-75%, Whisker: 5-95%, • = Mittelwert)

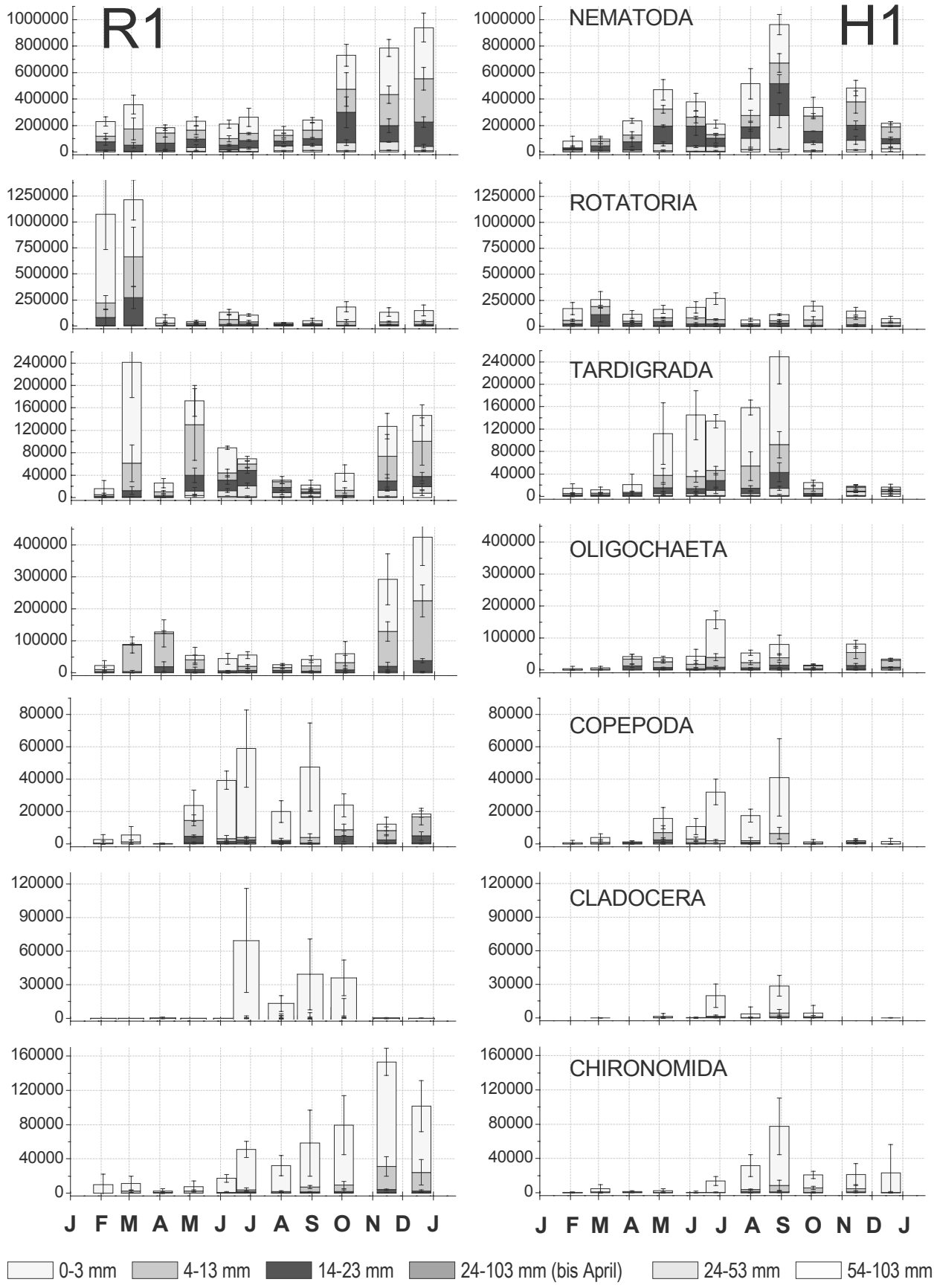


Abb.3: Entwicklung des Meiobenthos in den ersten 10,3 cm Sediment von Febr. 1999 bis Jan. 2000. Abundanzen in Ind./m² * cm Sediment ± SD. Die Dynamik zwischen beiden Stellen ist mit Ausnahme der Crustaceen unterschiedlich. Vertikale Präferenzen können unterschieden werden.

verläuft an beiden Arealen invers mit Maxima im Sommer bei R1 bzw. Minima bei H1.
Die Oligochaeten und Chironomiden zeigen verschobene Maxima mit einem späteren Anstieg im Areal R1.
Crustacea sind in beiden Arealen vergleichbar. In R1 stabilisiert sich die Copepodenpopulation auf einem niedrigen Niveau während des Winters, während sie bei H1 zusammenbricht.

Die vertikalen Präferenzen sind für beide Areale ähnlich. Nematoden verhalten sich ubiquitär und nehmen erst unter 5 cm rapide ab. Tardigraden und Oligochaeten bevorzugen die Kontaktzone Sediment:Wasser, sind aber bis 2,3 cm Tiefe abundant. Crustaceen und Chironomiden bevorzugen besonders die Kontaktzone.

Die Gesamtabundanz des Meiobenthos als funktionelle Gruppe zeigt unterschiedliche Entwicklungen. Im Areal R1 steigt die Abundanz im Frühjahr rapide durch die Dominanz der Rotatorien, nimmt dann ab und steigt erneut im Oktober durch die Zunahme bei Nematoden, Tardigraden, Oligochaeten und Chironomiden (Abb. 3 + 4). Im Areal H1 ist der Verlauf anders: die Maxima in Mai, September und Dezember sind dominiert von Nematoden und Tardigraden (Abb. 3 + 4). Die Diversität ist mit Ausnahme des Frühjahres im Areal R1 höher (Abb. 4).

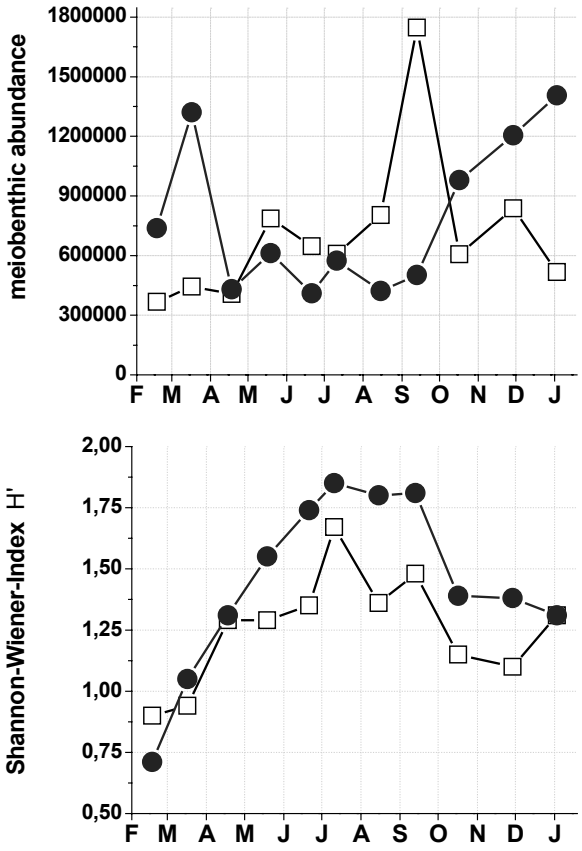


Abb.4: Gesamtabundanz des Meiobenthos und Entwicklung der Diversität auf Basis der taxonomischen Gruppen wie in Tabelle1 von Febr. 1999 – Jan. 2000. ● = R1 (zuflußfern); □ = H1 (zuflußnah). Abundanz in Ind./m²*cm Sediment.

Diskussion

Der Vergleich *abiotischer* Habitatbedingungen zwischen zuflußfernen (R1) und zuflußnahen (H1) Areal zeigte verhältnismäßig geringe Unterschiede. Diese Befunde sind unerwartet, da hinsichtlich der Einschichtungsdynamik die Schussen sich häufiger in Richtung H1 ausrichtet als in Richtung Areal R1. Dagegen weist die Abwesendheit von *E.coli* im Areal R1 auf eine geringe Beeinflußung durch die Schussen hin.
Unmittelbar im Mündungsgebiet sind die Nährstoffverhältnisse nicht erhöht im Vergleich zum mehr als 3 km entfernten Areal R1. Im unmittelbaren Mündungsbereich wurden erhöhte Werte erwartet. Einen Erklärungsansatz liefern die sedimentologischen Parameter. Diese weisen auf regelmäßige Umlagerungen der oberen Sedimentschichten hin, die sekundär zu einer homogeneren Verteilung primärer Depositionsmuster flußbürtiger Stoffe führen können. Insgesamt muss das Areal R1 zuflußfern, aber nicht zuflußfrei eingestuft werden.

Die höhere Variabilität aller gemessener Parameter (vergl. Tab. 1, Abb. 2) im Areal H1 kann ein Indiz für eine erhöhte Störfrequenz im Vergleich zu R1 sein. Da die windinduzierten Effekte in beiden Arealen relativ ähnlich wirken, sollte das Abfluß- und Stofffracht-Regime der Schussen hierfür verantwortlich sein. Zukünftig wird diese These besser überprüfbar sein durch Berücksichtigung der vier - hier nicht dargestellten - Areale (vergl. Abb. 1).

Tab. 2: Mittelwerte Meiobenthos und prozentualer Anteil der Nematoden

Areal	Gesamtabundanz Meiobenthos 1999 (Mittelwert) [Ind./m²]	Anteil Nematoden an Meiobenthos
R1	781800	48 %
H1	706300	66 %

Die *biotischen* Parameter zeigen dagegen deutliche Unterschiede zwischen beiden Arealen mit erhöhten Werten im zuflußfernen Areal sowohl beim Meiobenthos, Chlorophyll a (vergl. Tab. 2), als auch der meiobenthischen Diversität. Letztere kann als Hinweis auf ein geringere Intensität von Störungen gewertet werden. Die Ergebnisse der meiobenthischen Untersuchungen lassen vermuten, daß die Zusammensetzung dieser Lebensgemeinschaft abhängt von der Fähigkeit, kurzzeitige Depositionen von Fluß-Schwebstoffen zu mobilisieren, unter dem Einfluß des Windes als Störparameter.

Ausblick



Abb. 5.: Blick auf das Untersuchungsgebiet bei einer typischen Sturmsituation (Windgeschw.: ~ 7m/s).

Die Nematoden dominieren die meiobenthische Lebensgemeinschaft. Die taxonomische Auflösung auf Artniveau ermöglicht die Klassifizierung von Ernährunsgtypen. Diese werden im sog. “Maturity Index“ als Indikator für Umwelt-belastungen (BONGERS & FERRIS, 1999) genutzt.

Das Untersuchungsgebiet stellt einen Gradienten aus einer Kombination von physikalischer Störung (windinduzierter Sturm mit Wellenbildung, vergl. Abb. 5) und flußbürtigen Depositionen (z.T. gekoppelt mit physikalischen Auswascheffekten bei Flut-Ereignissen). Unter diesen natürlichen Bedingungen biete es sich an, die Anwendbarkeit der ″Intermediate Disturbance Hypothesis″ (CONNEL 1978) durch Verwendung des “Maturity Index“‘ zu überprüfen.

Diese Arbeit wurde durchgeführt im Rahmen des SFB 454, finanziell unterstützt durch die DFG.

References:

BONGERS, T & FERRIS, H (1999): Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. TREE, **14**, 224-228

CONNEL, J.H. (1978): Diversity in tropical rainforests and coral reefs. Science 109, p. 1304

Ansatz einer faunistisch begründeten Leitbildentwicklung für Quellen in Rheinland-Pfalz

Holger Schindler, Hans Jürgen Hahn
Institut für Biologie, Universität Koblenz-Landau, Im Fort 7, 76829 Landau

Einleitung

Quellen gehören zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen Mitteleuropas. Sie sind nach BNatSchG §20c und den Naturschutzgesetzen der meisten Bundesländer a priori geschützt (z.B. § 24 LPflG Rheinl.-Pfalz). In der Limnologie finden sie jedoch erst seit etwa zehn Jahren größeres Interesse. Quellen sind Lebensräume einer hochspezialisierten Fauna, die sich an die Konstanz von Temperatur, Hydrochemie und Nahrungsverhältnisse sowie an das kleinräumige Mosaik von Habitatstrukturen und Feuchtegradienten angepasst hat. Die Gesamtartenzahl in Quellen beträgt etwa 1500 (ZOLLHÖFER 1997). Die Zusammensetzung der Zoozönose wird durch die Geologie, die Hydrochemie, die Schüttungsverhältnisse, die Landnutzung im Einzugsgebiet sowie die Strukturvielfalt an der Quelle beeinflusst. Wie bei Bächen ist auch bei Quellen von naturraumtypischen Artengemeinschaften auszugehen. Insgesamt ist die Datenlage jedoch noch sehr ungünstig.

Vor diesem Hintergrund hat das Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz in Zusammenarbeit mit dem Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND), Landesverband Rheinland-Pfalz und der Universität Koblenz-Landau eine landesweite Kartierung repräsentativer Quellen durchgeführt (SCHINDLER & HAHN 2000). Zuvor wurden im Rahmen eines Pilotprojektes im Biosphärenreservat Pfälzerwald 143 Quellen durch den BUND untersucht (FIEDLER-WEIDMANN & HAHN 1996, BUND 1999, SCHINDLER 2000). Ziel der Arbeit war die Beschreibung regionaler Lebensgemeinschaften, der wasserchemischen und strukturellen Verhältnisse sowie der Gesamtsituation der Quellen in Rheinland-Pfalz. In diesem Beitrag sollen Ergebnisse aus dieser Studie sowie Ansätze zu einer Leitbildentwicklung vorgestellt werden.

Material und Methoden

Die Kartierung in Gesamt-Rheinland-Pfalz erfasste den Zustand und die Besiedlung von 181 repräsentativen Quellen in den wichtigsten Naturräumen. Die beprobten Quellen stellen dabei einen sehr geringen Anteil der Quellen in Rheinland-Pfalz dar (unter 1 %). Insgesamt wurden 10 Grundwasserlandschaften beprobt, wobei der Schwerpunkt auf den Mittelgebirgen lag (Abb. 1). Parallel finden ergänzende Untersuchungen mit regionalen Zielsetzungen statt. Hauptziel der weiteren Arbeit ist die Ableitung regionaler Quelltypen auf der Grundlage noch auszuwählender Referenzquellen. Der Schwerpunkt der Untersuchung lag auf Hydrochemie, Fauna und Struktur der Quellen, wobei lediglich stärker schüttende, vorzugsweise perennierende Quellen erfasst wurden. Eingesetzt wurden Feldsonden für die Parameter Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit, während genauere Laboranalysen zweimalig zusätzliche Parameter ermittelten (Summe Erdalkali., NH_4, NO_2, NO_3, Cl, SO_4, P, CSB, B, K, Na, Mg, Ca, Fe, Mn, Al, As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zi). Das Makrozoobenthos wurde einmalig halbquantitativ erfasst. Stammdaten wie Lage und Morphologie ergänzten die Strukturdaten, die mittels eines Quellerfassungsbogens erhoben wurden. Die Quellen wurden nach ökologischen Schädigungen beurteilt und durch den Bearbeiter bewertet.

Erste Ergebnisse

Bei den ungefassten Quellen dominierten Sickerquellen (58 %), gefolgt von 32 % Sturz- und 10 % Tümpelquellen. Bei gefassten Quellen konnte oft kein Quelltyp mehr zugeordnet werden. Der

durchschnittliche Abfluss der Quellen lag bei 2,3 l/s, wobei die Schüttung im Frühjahr höher war als im Herbst. Die Temperatur der Quellen lag im Schnitt bei 9,7 °C, im Herbst war sie 1 °C höher als im Frühjahr. Die Quellen wiesen im Mittel einen Sauerstoffgehalt von 8 mg/l, eine Sättigung von 75 % und eine Leitfähigkeit von 45,8 mS/cm auf, wobei die Hydrochemie pro Quelle nur sehr geringen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen war. In den verschiedenen Naturräumen differierten aber, abhängig vom Gestein, die chemischen Parameter recht stark. So reichen die pH-Mittel von pH 7,7 im Schichtstufenland bis pH 5,5 im Südlichen Hunsrück (Gesamt-pH: 6,6).

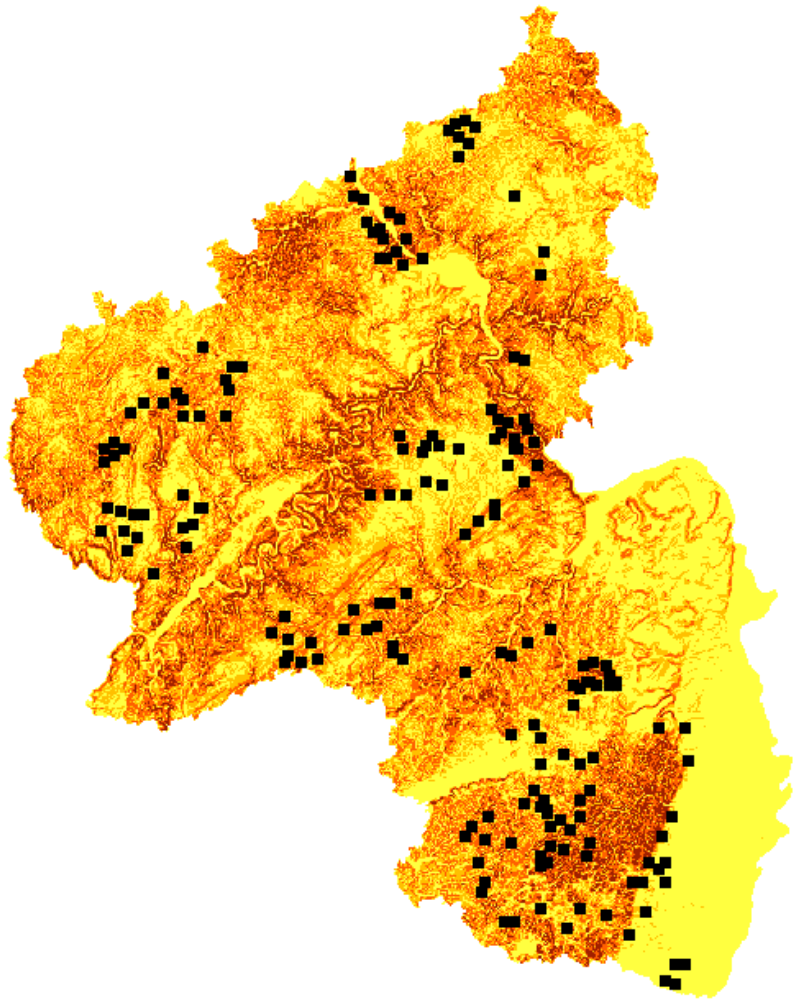


Abb. 1: Verteilung von 181 untersuchten Quellen in Rheinland-Pfalz (SCHINDLER & HAHN 2000).

Bei der Untersuchung wurden insgesamt 229 Arten bzw. höhere Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen. Ein erheblicher Teil dieser Tiere ist auf Quellen und deren Abflüsse spezialisiert. Insgesamt fanden sich 17 krenobionte und 39 krenophile Taxa (Tab. 1). Der Anteil der quellassoziierten Fauna an der Gesamtfauna lag bei etwa 25 %. Aufgrund ihrer Seltenheit bemerkenswerte Arten sind *Hydraena subimpressa, Chaetopterygopsis maclachlani, Austropotamobius torrentium* und *Rhadicoleptus alpestris*. Besondere, krenobionte Arten sind *Diplectrona felix, Ernodes articularis, Rhyacophila laevis* sowie *Simulium crenobium*. Weitere krenobionte Taxa sind z.B. *Crenobia alpina, Bythinella dunkeri, Pisidium personatum, Niphargus sp., Crunoecia irrorata, Thaumalea sp*. oder *Salamandra salamandra*. Im Schnitt fanden sich 11 Taxa pro Quelle. Hinsichtlich der Lebensgemeinschaften wurden erhebliche Unterschiede zwischen den Naturräumen festgestellt, wobei die Ergebnisse nahe legen, dass naturraumtypische Quell-Artengemeinschaften existieren, welche als Grundlage für die Definierung regionaler Quell-Leittypen herangezogen werden können.

Tab. 1: Quellassoziierte Arten aus der Gesamtartenliste (SCHINDLER & HAHN 2000), Ökologische Wertzahlen nach FISCHER (1996): krenobiont = ÖWZ 16, krenophil = ÖWZ 8

Quelltaxon	Rote-Liste BRD	ÖWZ
Crenobia alpina		16
Polycelis felina		8
Bythinella dunkeri	RL 3	16
Galba truncatula		8
Pisidium milium	V	8
Pisidium cf. obtusale	V	8
Pisidium personatum		16
Psidium sp.		8
Asellus cavaticus		16
Niphargus sp. / Niphargidae		16
Diura bicaudata		8
Nemoura cf. marginata		8
Nemurella pictetii		8
Siphonoperla cf. neglecta	RL 2	8
Agabus guttatus		8
Agabus melanarius		8
Anacaena globulus		8
Elmis latreillei		8
Hydraena nigrita		8
Hydraena subimpressa	RL 2	8
Hydroporus longulus	RL 3	16
Hydroporus melanarius		8
Hydroporus planus		8
Hydroporus pubescens		8
Beraea maurus		16
Beraea pullata		8
Beraeidae indet.		8
Chaetopterygopsis maclachlani		-
Chaetopteryx major	RL 3	8
Crunoecia irrorata		16
Diplectrona felix	RL 2	16
Ernodes articularis	RL 2	16
Hydropsyche fulvipes		8
Lithax niger		8
Micropterna lateralis		8
Plectrocnemia geniculata		8
Potamophylax nigricornis		8
Ptilocolepus granulatus		16
Rhadicoleptus alpestris	RL 3	-
Rhyacophila laevis	RL 2	16
Rhyacophila pubescens		8
Sericostoma cf. personatum		8
Sericostoma sp.		8
Stenophylax vibex	RL 3	8
Tinodes unicolor		8
Wormaldia occipitalis		8
Dolichopeza albipes		8
Oxycera sp.		16
Pedicia rivosa		16
Pedicia sp.		8
Pericoma trifasciata-Grp.		8
Satchelliella mutua		8
Simulium crenobium		16
Simulium cryophilum		8
Thaumalea sp.		16
Ulomyia fuliginosa		8
Ulomyia sp.		8
Salamandra salamandra	V	16

Beeinträchtigungen an Quellen als Einschränkungen für die Auswahl der Referenzquellen

Um Referenzquellen herauszufiltern, wurden Beeinträchtigungen und deren Auswirkung auf die Taxazahl von Quellen untersucht. Von allen Quellen waren 60 % gefasst, was eine negative Auswirkungen auf die Taxazahl hatte. Weitere Schädigungen, die eine Verminderung der Taxazahl zur Folge hatten, sind verschiedene Formen des Verbaus wie Verrohrungen (31 % der Quellen) und Verlegungen (47 % d. Qu.). Verbau fand sich an insgesamt 68 % der Quellen. Es zeigte sich, dass Schädigungen an Quellen sehr vielfältig sind. So wirken sich Trittschäden und Ablagerungen wie z.B. Hausmüll ebenfalls auf die Taxazahl aus (an jeweils 30 % d. Qu.). Schäden wie Fassungen und Verbau sind in landwirtschaftl. Regionen besonders typisch und gravierend. Im Forst sind Quellen vor allem durch Fichtenmonokulturen, Grundwasserabsenkungen und Tourismus geschädigt. Strukturell unveränderte und unversauerte Quellen besitzen im Schnitt höhere Taxazahlen, die positiv mit der Zahl der Substrate und Strömungszustände korrelieren. Dagegen verursachen Quellfassungen Folgeprobleme wie die Verminderung der Substratzahlen und Mikrohabitate. Statistisch belegt werden konnte durch eine Varianzanalyse der große Einfluss der Substratzahlen auf die Taxazahl (Abb. 2). Insgesamt können aber aus dem komplexen Faktorengefüge der untersuchten Parameter einzelne Faktoren nur schlecht für eine Bewertung herausgegriffen werden.

Neben strukturellen Beeinträchtigungen ist auch die Versauerung ein beschränkender Faktor. Hier wurden die beiden am stärksten betroffenen Naturräume verglichen: Südlicher Hunsrück und Pfälzerwald. Im Südlichen Hunsrück wurden fünf Quellbäche zusätzlich beprobt, um die Auswirkung der Versauerung näher beurteilen zu können. Die Quellen beider Naturräume sind vor allem in den Hochlagen stark sauer, was sich in verminderten Taxazahlen äußert (Abb. 3).



Abb. 2: Taxazahl pro Quelle und Anzahl der Substrattypen von 181 Quellen mit Trendlinie (SCHINDLER & HAHN 2000).

Besonders unterhalb einem pH von 5,5 fallen säureempfindliche Arten wie *Gammarus fossarum* oder *Bythinella dunkeri* aus. Ist der pH-Wert sehr niedrig, kommt es in Quellen zu hohen Konzentationen versauerungskorrelierter Ionen wie Aluminium oder Mangan. Wie sich zeigte, sind die Quellbäche im Südlichen Hunsrück stark sauer, während sie im Pfälzerwald wegen des Zustroms neutralen, tieferen Grundwassers unversauert sind. Allerdings gibt es auch Hinweise dafür, dass viele Quellorganismen an eine gewisse Versauerung angepasst sind (HAHN 2000).

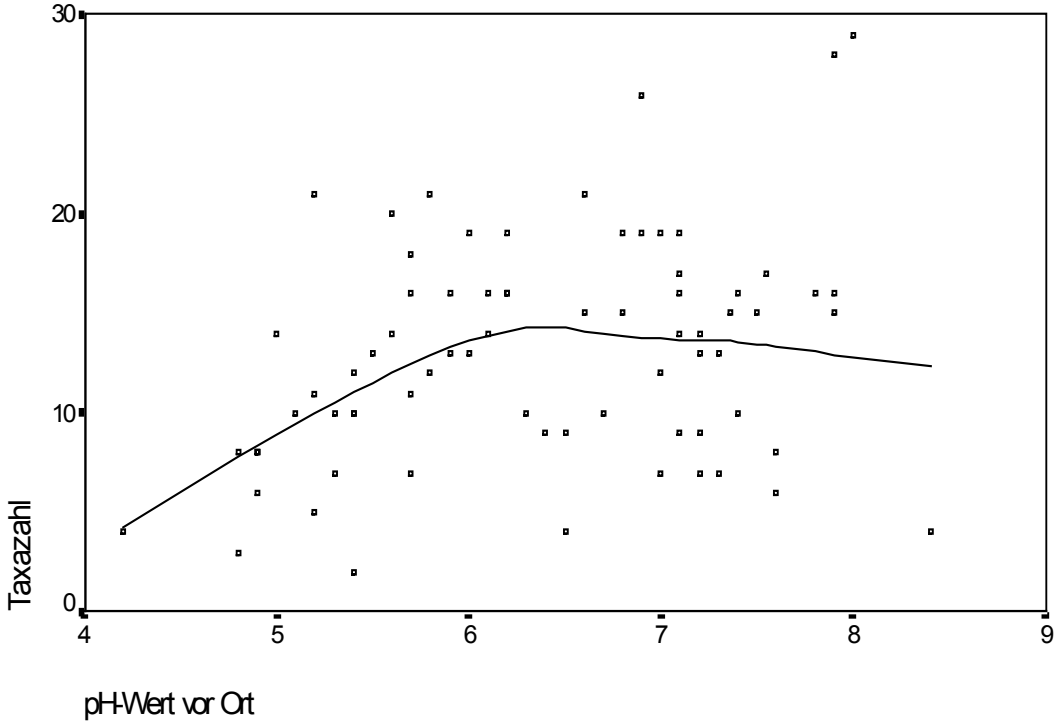


Abb. 3: Taxazahl pro Quelle und pH-Wert von 73 ungefassten Quellen mit Trendlinie (SCHINDLER & HAHN 2000).

Die Auswertung der Umfeldkartierung ergab, dass lediglich 15 % der Quellen noch ein naturnahes Umfeld besaßen. Generell lässt sich festhalten, dass sich sehr viele Quellschädigungen mit der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung in Verbindung bringen lassen. Demzufolge konnte gezeigt werden, dass die Schädigung der Quellen in Naturräumen mit hohen Waldanteilen wie Donnersberg, Pfälzerwald oder Westerwald weniger gravierend ist. Insgesamt hatten 60 % der beprobten Quellen vorwiegend Waldeinzugsgebiete. Trotz des hohen Bewaldungsgrades befanden sich nach dem Gesamteindruck des Kartierers nur noch etwa 14 % der Quellen in einem naturnahen Zustand. In waldreichen Naturräumen lag dieser Anteil bei 22 %, in waldarmen, landwirtschaftlich geprägten Räumen bei lediglich 8 %. 37 % der Quellen waren nach dem Gesamteindruck mäßig beeinträchtigt, 29 % geschädigt und 20 % stark geschädigt.

Ausblick

Nach Auswahl der Referenzquellen folgt die Entwicklung regionaler Leitbilder und eines Struktur-Bewertungsverfahrens für Quellen in Rheinland-Pfalz. Hier sollen die Arbeiten eine Forschungslücke schließen. Die Referenzquellen werden strukturell und biozönotisch ausgewertet. Zur Zeit wird ein Quelltypenatlas für Rheinland-Pfalz bearbeitet, in dem die Referenzquellen morphologisch in Quelltypen mit bestimmten Eigenschaften unterschieden werden. Darauf aufbauend wird eine biozönotische Quelltypologie angestrebt, die vermutlich stärker geochemisch geprägt sein wird. Die Festlegung von Referenzzönosen für bestimmte Quelltypen ist dann der nächste Schritt. Mit Hilfe von statistischen Methoden werden die verschiedenen Naturräume faunistisch differenziert (Abb. 4). So existieren bestimmte Artenkombinationen in verschiedenen Naturräumen, während es z.B. beim Artenpaar *Crenobia alpina* und *Polycelis felina* fast komplementäre Vorkommen gibt.

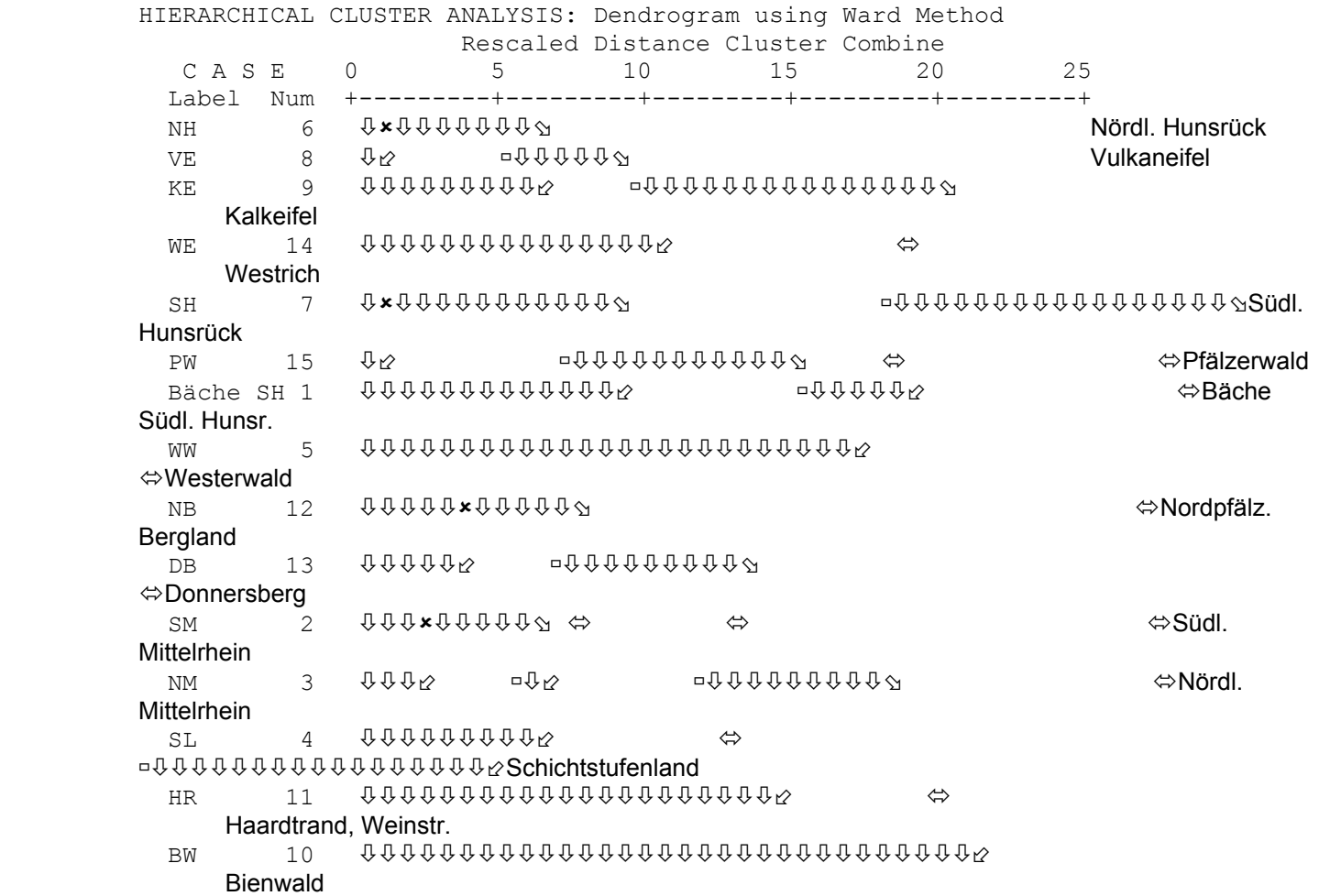


Abb. 4: Clusteranalyse der faunistischen Daten (SCHINDLER & HAHN 2000, n = 186).

Letztlich sollen die Arbeiten eine Bewertung von Quellbiotopen als Vorraussetzung für die ökologische Aufwertung von Quellen ermöglichen. Neben der Renaturierung geschädigter Quellen ist insbesondere der Schutz noch intakter Quellbiotope anzustreben (inklusive verfallener Quellfassungen). Problematisch ist, dass bereits viele Quellbiotope zerstört sind, naturnahe Quellen liegen also weit auseinander. In solch isolierten Inselbiotopen ist die Wiederbesiedlung nach Störungen stark erschwert.
Wünschenswert ist eine besondere Gewichtung der Quellspezialisten für Bewertungsfragen im Quell- und Quellbachbereich. Hier ist ein KTI-Index (Krenon-Typie-Index) in Analogie zum RTI-Index (BRAUKMANN et al., 2001) zu fordern, ähnlich einem vorherigen Ansatz von FISCHER (1996). So dürfen Quellen bei einer integrierten Fließgewässerbewertung nicht ausgespart bleiben, auch wenn die EU-WRRL für das Einzugsgebiet eine Grenze von 10 km^2 nennt. Gerade Quellen bieten als Schnittstelle zwischen Grund- und Oberflächenwasser sowie als Monitore ihrer Einzugsgebiete die Möglichkeit, einen Beitrag zur geforderten Nachhaltigkeit im Sinne der EU-WRRL zu leisten.

Zusammenfassung

In Rheinland-Pfalz wurden 181 repräsentative Quellen in 10 Grundwasserlandschaften stichprobenhaft untersucht. Erfasst wurde die Hydrochemie, die Fauna und die Struktur von stärker schüttenden, vorzugsweise perennierenden Quellen in den Mittelgebirgslandschaften. Dabei konnte die Hypothese einer naturraumtypischen Quellfauna bestätigt werden. Es zeigte sich, dass die Morphologie der Quellen in den verschiedenen Naturräumen stark differierte. Es wurden insgesamt 229 Arten bzw. höhere Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen. Der Anteil der quellassoziierten Fauna an der Gesamtfauna lag bei ca. 25 %. Im Hunsrück und im Pfälzerwald waren viele Quellen der Hochlagen versauert, was sich in einer verminderten Taxazahl äußerte. Insgesamt war die Schädigung der Quellen in Naturräumen mit hohem Waldanteil weniger gravierend. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Regionen waren die Quellen stark geschädigt. Strukturell unveränderte und unversauerte Quellen besaßen im Schnitt höhere Taxazahlen als verbaute bzw. versauerte Quellen. Erstere werden für die Leitbildentwicklung als Referenzquellen herangezogen, wobei die Auswertung noch nicht abgeschlossen ist.

Literatur

BRAUKMANN, U., BISS, R., KÜBLER, P.& PINTER, I. (2001): Ökologische Fließgewässerbewertung.- In: DGL-Tagungsbericht 2000, Tutzing.

BUND (1999): Quellen im Biosphärenreservat Pfälzerwald.- Faltblatt des BUND (Landesverb. Rheinl.-Pfalz e.V.), Ministerium für Umwelt u. Forsten Rheinl.-Pfalz, Biospärenreservat Naturpark Pfälzerwald, Mainz

FIEDLER-WEIDMANN, B. & HAHN, H. J. (1996): Quellbiotopkartierung im Buntsandsteingebiet des Pfälzerwaldes.- Fachgutachten des Bund für Umwelt u. Naturschutz Dtschl., Landesverb. Rheinl.-Pfalz e.V. im Auftrag des Ministeriums für Umwelt u. Forsten Rheinl.-Pfalz, Mainz

FISCHER, J. (1996): Bewertungsverfahren zur Quellfauna.- Crunoecia 5, 227-240. Verlag Natur und Wissenschaft, Solingen

HAHN, H. J. (2000): Studies on classifying of undisturbed springs in Southwestern Germany by macrobenthic communities.- Limnologica 30, 247-259

SCHINDLER, H. & HAHN, H. J. (2000): Quellbiotopkartierung Rheinland-Pfalz.- Fachgutachten des Bund für Umwelt u. Naturschutz, Landesverb. Rheinl.-Pfalz im Auftrag des Ministerium für Umwelt u. Forsten Rheinl.-Pfalz, Mainz.

SCHINDLER, H. (2000): Die Quellen im Pfälzerwald und ihre tierische Besiedlung – eine Übersicht. In: Wasser im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald – Ergebnisse der interdisziplinären Fachtagung vom 10. bis 12. Juni 1999 an der Universität in Landau, 100-114, Landau.

ZOLLHÖFER, J. (1997): Quellen – die unbekannten Biotope: erfassen, bewerten, schützen.- Bristol-Stiftung, Bristol-Schriftenreihe Band 6, Zürich

Gräben und Grabensysteme Mitteleuropas - Grundzüge einer Typologie

Dominique Remy
Universität Osnabrück, FB5/Ökologie, Barbarastraße 11, 49076 Osnabrück
keywords: Typisierung, Gräben, Grabensysteme, Hydrophyten

Summary
To some extent, ditches display a structural diversity and biodiversity comparable to lowland brooks, and are correspondingly important for protecting endangered species. While various typologies of smaller watercourses from the point of view of nature and countryside conservation exist, there are none for ditches. Typologically relevant anthropogenic, biogenic andgeogenic charakteristics and factors have been derived for ditches and systems of ditches. The result is a multilevel classification of ditches and ditch systems that takes differing scale levels and complexes of characteristics into account. The first level is the classification of functional types, the second level is the classification of complexity. The other classification levels are based on ecologically important site factors. The hydraulic connection of ditches is of significance for large-area typology. From the combination of various classification characteristics, wide-area and local-area ditch types can be derived.

Einleitung
Insbesondere in den ausgeräumten Agrar- und Industrielandschaften des Flachlandes, aber auch in breiten Sohlentälern der Mittelgebirge und des Voralpenraumes, sind natürliche bzw. naturraumtypische Gewässer oft kaum noch oder nicht mehr vorhanden. So gingen aquatische und semiaquatische Primärbiotope verloren bzw. sind hinsichtlich ihrer Quantität und Qualität stark beeinträchtigt. Andererseits zeigen Untersuchungen, dass Gräben in gewissem Umfang eine mit Bächen des Flachlandes vergleichbare Struktur- und Artendiversität aufweisen. Damit können bereits einzelne Gräben als sekundäre, lineare Lebensräume in der Kulturlandschaft fungieren. Gräben gewinnen dann bei guter bis ausreichender Wasserqualität und Wasserführung zunehmend Refugialfunktion für die Wasser- und Sumpfbiozönosen potamaler Fließgewässer und kleinerer Stillgewässer. Grabensysteme sind darüber hinaus als vernetzte, lineare Ökosysteme aufzufassen, denen eine Bedeutung im Biotopverbund zukommt. Unter diesen Aspekten sind insbesondere Restitutionsmaßnahmen im Bereich der Niedermoore kritisch zu betrachten, wenn bei ihrer Umsetzung in größerem Umfang Gräben zugeschüttet werden, ohne dass im Vorfeld die potentielle Funktion der Gräben als Refugialstandort überprüft wurde.

Bearbeitungen einzelner Gräben oder Grabensystemen, die u.a. vegetations- bzw. standortkundliche Aspekte berücksichtigen, fanden erst in den vergangenen Jahrzehnten verstärkt Niederschlag in Publikationen (u.a. LANGE 1975, SCOTTER et al. 1977, KESEL & CORDES 1985, EBER 1987, GANZERT et al. 1990, WEISS et al. 1992, HOHMANN 1993, BEST et al. 1995, DIEDERICH et al. 1995).

Während für kleinere Fließgewässer unter Gesichtspunkten des Natur- und Landschaftsschutzes diverse Typisierungen vorliegen, fehlen solche für Gräben (s. POTT & REMY 2000). Auf Grundlage eigener (REMY 1998) sowie in der Literatur verfügbarer Daten wurden für Gräben und Grabensysteme typologisch relevante anthropo-, bio- und geogene Merkmale bzw. Faktoren erarbeitet. Diese Merkmale wurden hinsichtlich ihrer Bedeutung für unterschiedliche Skalen-Ebenen (überregional bis lokal) gewichtet. Das Ergebnis ist eine mehrstufige Klassifizierung für Gräben und Grabensysteme, unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Skalen-Ebenen und Merkmalskomplexe. Sie mündet in der

abschließend dargestellten Zusammenstellung überregionaler und regionaler Graben-Typen, mit Angaben zu typischen Wasserpflanzenarten oder Wasserpflanzengesellschaften, die eine Ansprache erleichtern sollen. Eine Typisierung auf lokaler, oft sukzessionsbedingter Ebene ist einer weitergehenden Bearbeitung vorbehalten.

Klassifizierungsebenen

In der vorliegenden Kurzveröffentlichung kommen nur einige zentrale Klassifizierungsebenen bzw. Merkmalskomplexe zur Darstellung. Die ersten beiden Klassifizierungsebenen sind formaler Natur und differenzieren hinsichtlich Nutzung und Komplexität.

Da Gräben immer unter dem Aspekt von Funktion bzw. Nutzung entstehen, bilden funktionale Typen die erste Ebene der Klassifizierung. Es lassen sich **vier** nutzungsorientierte Grundtypen wasserführender Gräben und Grabensysteme differenzieren, von denen eine Vielzahl von Subtypen abzuleiten sind, die sich u.a. durch Herkunft und Verbleib des Wassers unterscheiden. Die wesentlichen Funktionen der nutzungsorientierten Typen sind:

1. die Regulierung des Wasserhaushaltes als Maßnahme zur Melioration (**Be- und Entwässerungsgräben**, z.T. in Kombination)
2. die Nutzung der Reliefenergie als Antriebsenergie u.a. für Mühlen, Turbinen oder Schöpfräder (**Energiegräben**)
3. die Nutzung des Auftriebs (**Transportgräben**)
4. die Begrenzung (**Grenzgräben**).

Weiterhin sind Gräben in der Regel Bestandteile von Grabensystemen, die vernetzte, lineare Ökosysteme darstellen. **Komplexität** und Ausdehnung von Grabensystemen, die in engem Zusammenhang mit der Funktion bzw. mit der Geomorphologie stehen, bilden daher eine weitere Differenzierungsebene. Die geringste Komplexität besitzen solitäre Gräben mit kleiner räumlicher Ausdehnung. Mit zunehmender Ausdehnung und Dichte der Grabensysteme erhöht sich die Komplexität. Sehr komplexe Grabensysteme werden immer von Gräben unterschiedlicher Ordnung und oft auch unterschiedlicher Funktion aufgebaut. Die einzelnen Bestandteile solcher Systeme sind mehr oder weniger streng geometrische bzw. rechtwinklig angeordnet. Ausgedehnte Grabensysteme lassen darüber hinaus immer deutliche Gradienten zwischen zentralen und peripheren Bereichen erkennen. Diese Gradienten beruhen u.a. auf Unterschieden im Grundwasserflurabstand und in der Art der Wasserführung.

Weitere Klassifizierungsebenen basieren auf ökologisch wichtigen Standortfaktoren. In diesem Zusammenhang ist zu unterscheiden, ob es sich um Merkmale handelt, die eher für eine überregionale/regionale oder eher für eine lokale Typisierung von Bedeutung sind. Von überregionaler Bedeutung für eine Typologie sind **hydro(geo)logische und hydrochemische Merkmale**, wie das das **Wasserregime**. Dies ist in jedem Fall anthropo-geogen, es sei denn, die Grabennutzung wurde völlig aufgegeben. Neben der Steuerung von Ab- und Zuflüssen, hängen der zeitliche Umfang und die Art der **Wasserführung** von der hydraulischen Anbindung der Gräben an das Grund- oder Oberflächenwasser ab. Der zeitliche Umfang und die Art der Wasserführung sind die zwei Faktoren, die als die wesentlichen Standorteigenschaften jedes Grabens anzusehen sind. Abflussmenge und Fließrichtung sind abhängig von der Funktion des jeweiligen Grabens. Zu unterscheiden sind regulierbare von nicht bzw. kaum regulierbaren Systemen sowie monodirektional bzw. bidirektional durchflossene Gräben oder Grabenabschnitte. Die **Wasserbewegung** in Gräben variiert von überwiegend stagnierend bis ganzjährig stark strömend. Strömung und **Wellenschlag** führen in Gräben mit schlammigem, wenig konsolidiertem Substrat zu anhaltender Trübung durch Schwebstoffe bzw. durch Aufwirbeln von

minerogenem oder biogenem Schlamm, die ein dauerhaftes Aufkommen von Hydrophyten durch die Verschlechterung der Lichtqualität und Sedimentüberlagerung verhindert (vgl. REMY 1993).

Die Dauer der **Hydrophase** kann permanent, periodisch (temporär, jahres- bzw. tidezyklisch) oder episodisch sein. Art und Umfang der Wasserführung eines Grabens sind weiterhin abhängig von seiner Position innerhalb des jeweiligen Grabensystems, also auch von dessen Komplexität (s.o). So sind periphere Abschnitte eines Grabensystems eher periodisch bis episodisch wasserführend (**periodische Gräben**), da sie meist höher liegen als die zentralen Abschnitte mit überwiegend permanenter Wasserführung (**permanente Gräben**). Periodisch wasserführende Gräben können tiefgründig austrocknen oder durch kapillaren Grundwasseraufstieg zumindest eine wassergesättigte Grabensohle aufweisen.. Neben permanent und periodisch wasserführenden Gräben existieren ausschließlich episodisch wasserführende, überwiegend vom Oberflächenabfluss abhängige Gräben, die analog zum Begriff des Trockentals, als **Trockengräben** zu bezeichnen sind.

In engem Zusammenhang mit der Wasserführung steht die **Wasserqualität**, die von der ionaren Zusammensetzung der Zuflüsse abhängt. Dabei sind Dränagesysteme, die funktionsbedingt zumindest periodisch bis in das Grundwasser reichen, wesentlich von der Qualität des Grund- und Sickerwassers abhängig, während Bewässerungs- und Energiegräben durch zugeführtes Oberflächenwasser qualitativ beeinflusst werden. Reine Abwassergräben stellen hinsichtlich der Wasserqualität einen Extremfall dar. Tendenziell ist das Grundwasser aufgrund der Bodenpassage und der dort ablaufenden Umsetzungsprozesse nährstoff- sowie trübstoffärmer als Oberflächenwasser. Zu höheren Trübstofffrachten (s. Lößgräben) kann es auch durch chemische Ausfällungen kommen (s. Ockergräben), die, ebenso wie hohe Konzentrationen von Huminstoffen (s. Hochmoorgräben), den Lichthaushalt negativ beeinflussen. Die wichtigsten hydrochemischen Parameter sind die Wasserhärte sowie die Salz- und Huminstoffkonzentrationen, die jeweils durch die Konzentration trophierelevanter Ionen modifiziert werden.
Das **Trophie-Spektrum** von Gräben ist sehr weit, je nach dem ob sie von nährstoffarmen Hochmooren, nährstoffreicheren Niedermoorstandorten, von Oberflächengewässern oder auch von Kläranlagen gespeist werden. Neben z.T. hypertrophen Gräben in Gebieten intensiver landwirtschaftlicher Nutzung überwiegen eutrophe Grabenstandorte mit meist guter Basensättigung. Dagegen sind oligo- bis mesotrophe Gräben selten, wie beispielsweise die Quellgräben mit Zustrom nährstoffarmen Wassers in grobkiesigen bis grobsandigen Alluvionen mit hoch anstehendem Grundwasser. Relativ häufiger sind dys-oligotrophe Gräben in ehemaligen Hochmoorlandschaften. Im Küstengebiet und lokal im Binnenland treten Gräben mit salzhaltigem Wasser auf.

Für die Ausbildung der Grabenvegetation ist die Art der Wasserführung der wesentliche Faktor. Aus der Kombination der Wasserführung mit der **regional** bis **lokal** wechselnden chemischen Beschaffenheit des Wassers, läßt sich eine **potentielle Grabenvegetation** ableiten. Art und Umfang der Wasserführung steuern in diesem Zusammenhang die Anteile aquatischer, amphibischer und terrestrischer bzw. rhithraler oder potamaler Arten oder Lebensformen. Von der ionaren Zusammensetzung des Wassers hängen wiederum die Ausbildung einer Hart-, Weich- oder Brackwasservegetation ab sowie deren nährstoffbedingte Zusammensetzung.
Inwieweit sich in einem Grabenabschnitt tatsächlich Vegetation etablieren kann, hängt von weiteren Faktoren ab, wie Dimension, Strömung, Lichtgenuss, angrenzende Nutzung oder Art der Grabenunterhaltung. Diese Faktoren sind eher lokal wirksam bzw. wechseln kleinräumig und können daher vielfach nur für eine Gliederung auf lokaler Ebene Bedeutung erlangen.

Maßnahmen zur Grabenunterhaltung wirken abhängig von der angewandten Methode, der zeitlichen und räumlichen Intensität, dem Zeitpunkt und dem Zeitintervall, indirekt durch kurz- bis mittelfristige Veränderungen von Standortfaktoren (u.a. Licht-, Sauerstoffhaushalt) und direkt durch Entnahme bzw. Zerstörung unterschiedlich auslesend auf bestimmte Arten oder Lebensformtypen. Grabenunterhaltung ist der Faktor, der letztendlich die reale Sukzession in einem Graben steuert, die eingeschränkt, zyklisch oder progressiv verlaufen kann (vgl. REMY 1998).
Aus der Kombination unterschiedlicher Merkmale lassen sich überregionale und regionale Grabentypen mit teilweise spezifischen Standortgefügen und typischen Hydrophyten bzw. Hydrophytengesellschften ableiten. So lassen sich neben überregionalen Grabentypen, das sind unspezifischere Typen mit großräumigerer Verbreitung, wie der `gewöhnlicheA Entwässerungsgraben (*Fossa officinalis*) überwiegend regional verbreitete Grabentypen ableiten, wie z.B. Tidegräben. Die Tabellen 1 und 2 geben eine Übersicht über die wichtigsten Grabentypen Mitteleuropas.

Literatur

BEST, E.P.H., SCHAAF, S. VAN DER & OOMES, M.J.M. (1995): Responses of restored grassland ditch vegetation to hydrological changes 1989-1992. - Vegetatio 116: 107-122. **DIEDERICH, A., NEUMANN, D. & BORCHERDING, J.** (1995): Flora und Fauna in Gräben einer niederrheinischen Auenlandschaft - Auswirkungen von Grabenräumungen. - Nat. Landschaft 70 (6): 263-268. **EBER, W.** (1987): Die Bedeutung natürlicher und anthropogener Standortfaktoren für die Feuchtgebiete der westlichen Wesermarsch. - Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Wissenschaftliche Beiträge 25 (P28): 216-234, Halle. **GANZERT, C., SCHWAB, U. & PFADENHAUER, J.** (1990): Auswirkungen der Agrarstrukturen auf die Vegetation der Gräben am Beispiel der Loisach-Kochelsee-Moore. - Zeitschr. Kulturtechnik Landentwicklung 32: 157-167, Parey, Berlin u. Hamburg. Freiburg. **HOHMANN, J.** (1993): Flora und Vegetation der Gräben im Langenauer Ried bei Ulm. - Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 2: 89-104. **KESEL, R. & CORDES, H**. (1985): Verbreitung und Gefährdung von Wasserpflanzengesellschaften im Bremer Blockland. - Verh. GfÖ 13: 183-189, Göttingen. **LANGE, L. DE** (1975): Ecological aspect of stand of macrophytes in ditches. - Acta Bot. Neerl. 24: 358-358. **POTT, R. & REMY, D.** (2000): Gewässer des Binnenlandes. - Stuttgart: Ulmer. **REMY, D.** 1993: Auswirkungen von Strömung und Schwebstofführung auf die Verbreitung und Verteilung von Fließgewässermakrophyten. - Verh. Ges. f. Ökologie **22**: 279-284, Freising-Weihenstephan. **REMY, D.** (1998): Gräben, lineare Strukturen und Refugialbereiche in der Dümmerniederung (Niedersachsen).- In Brandes, D. (ed.) Vegetationsökologie von Habitatisolaten und linearen Strukturen. - Braunschweiger Geobotanische Arbeiten **5**: 221-238, Braunschweig. **SCOTTER, C.N.G., WADE, P.M., MARSHALL, E.J.P. & EDWARDS, R.W.** (1977): The Monmouthshire Level's drainage system: Its ecology and relation to agriculture. - J. Environmental Management 5: 75-86. **WEISS, G., POSCHLOD, P. & KOHLER, A.** (1992): Die Vegetation der Gräben im Wurzacher Ried und ihre Abhängigkeit von Grabenräumung, Wasserchemismus, Vegetation und Nutzung der Kontaktflächen; Naturschutzforum 5/6: 7-43.

Tabelle 1 Grabentypen überregionaler Verbreitung mit Angaben zu speziellen Charakteristika und typischer Vegetation

Grabentypen überregionaler Verbreitung			
Typ	**spezielle Faktoren Charakteristika**	**Hauptverbreitung**	**Typische Vegetation bzw. Kennarten**
"gewöhnlicher" Entwässerungsgraben	- permanent wasserführend - stagnierend bis schwach fließend	- Flachland/Niederungen	-diverse Hydrophyten der Stillgewässer - Lemna spp. - Stratiotes aloides
durchflossener Be- und Entwässerungsgraben	- permanent wasserführend - meist schwach fließend	- Flussmarschen	- *Ranunculus peltatus* - *Potamogeton pectinatus* - Bachröhrichte
Energiegräben	- permanent wasserführend-potamal bis rhithral - Bypass zu Bächen/Flüssen	- Berg- und Hügelland - seltener in Niederungen	- *Ranunculus fluitans* - *Potamogeton pectinatus* - *rheotolerante Arten*
Trübstoffreiche Gräben (Löß- und Lehmgräben)	- permanent wasserführend - tonig, schwebstoffreich - natürlicher Überstau	- Flussmarschen/-auen - Lösslandschaften	- *Sparganium emersum* - Schwimmblattpflanzen - Pleustophyten
Talrandgräben/ Fanggräben	- permanent wasserführend-Hangdruckwasser - klar, oft kaltstenotherm	- an Terrassenkanten - Geest/Hügelland	- *Ranunculus peltatus* - *Hottonia palustris*
Qualmwassergräben	- permanent/periodisch - Qualmwasser - klar	- an Deichfüßen	- *Hottonia palustris* - Pleustophyten
Burg- / Schloßgräben	- permanent, tief - Sapropel	- allgemein verbreitet	- *Nuphar lutea* - *Potamogeton natans* - Pleustophyten
Abwassergräben	- Sapropel	- allgemein verbreitet	- veralgt/vegetationsfrei - fädige Bakterien - *Ceratophyllum demersum*
Trockengräben	- episodisch	- allgemein verbreitet	- oft.unspezifische Grünlandvegetation

Tabelle 2 Grabentypen regionaler Verbreitung mit Angaben zu speziellen Charakteristika und typischer Vegetation

Grabentypen regionaler Verbreitung			
Typ	**spezielle Faktoren Charakteristika**	**Hauptverbreitung**	**typische Vegetation bzw. Kennarten**
(Hoch-)Moorgräben (im Torfkörper verlaufend)	-oft dys-oligotroph - niedrige pH-Werte - huminstoffreich/dunkel	- Hochmoorgebiete	- *Potamogeton alpinus* - *Potamogeton polygonifolius* - *Utricularia spec.* - *Sphagnum cuspidatum*
Quellgräben	- permanenter Grundwasserzustrom - frostfrei (kaltstenotherm) - oligo- bis mesotroph	- grobschottrige Alluvionen	- *Potamogeton coloratus* - *Groenlandia densa*
Hanggräben	- strömungsreich	- (Kalk-)Flachmoore im Hügelland	- *Groenlandia densa*
Tiefendränagegraben (Ockergräben)	- Ocker-Ablagerungen - z.T. niedriger pH-Wert	- Flachland - sandige Geest/Moorgeest	- *Sparganium emersum* - *Potamogeton alpinus* - *Glyceria fluitans*
Bergbaugräben (Ockergräben)	- Ocker-Ablagerungen - z.T. niedriger pH-Wert - hohe Leitfähigkeit	- Bergbaugebiete	- *Potamogeton pectinatus* - *Zannichellia palustris* - *Juncus bulbosus*
Solgräben	-Brackwasser	- Binnen-Salzstellen - Ostseeküste	- *Zannichellia palustris* - *Potamogeton pectinatus* - *Ceratophyllum demersum* - *Enteromorpha spp.*
Tidegräben	- bidirektional, z.T. stark durchströmt - brackig/wechselhalin - schwebstoffreich	- Seemarschen - Flußmarschen	- im Tidestrom nur Algen - im Tideeinfluss: oft makrophytenfrei oder *Potamogeton crispus*
Rieselwiesengräben (Zuleiter)	- kurze periodische Wasserführung	- Hügelland - Sohlentäler	- oft ohne Hydrophyten - Röhrichte

Untersuchungen zum Temperaturhaushalt zweier Fließgewässertypen im Mittelgebirge

ALEXANDRA HAIDEKKER, DANIEL HERING

Universität Essen, Abteilung Hydrobiologie, 45117 Essen, Tel.: 02 01 / 1 83-24 42, Fax: 02 01 / 1 83-44 42, email: Alexandra.Haidekker@t-online.de

Keywords: Temperatur, Rheinisches Schiefergebirge

1. EINLEITUNG

Neben der Strömung wird die Wassertemperatur allgemein als Faktor angesehen, der die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften von Fließgewässern maßgeblich bestimmt. Die Wassertemperatur hat einen erheblichen Einfluss auf physikalisch-chemische Parameter im Gewässer, zum Beispiel auf chemische Prozesse oder auf den Gashaushalt. Auf organismischer und ökosystemarer Ebene sind Produktivitätsparameter wie Wachstum, Entwicklungszeiten und Lebenszyklus vieler Arten von der Temperatur bestimmt (SWEENY 1984; GREGORY et al. 2000; GILLOOLY et al. 2000). Zudem wurde die Wassertemperatur vielfach als Kriterium zur Abgrenzung regionaler Fließgewässertypen und von Zonen im Längsverlauf von Fließgewässern verwendet (ILLIES et al. 1963).

Durch anthropogene Eingriffe sind neben der Wasserqualität und der Gewässerstruktur auch die Temperaturverhältnisse von Fließgewässern nachhaltig modifiziert (SPONSELLER et al. 2001, LEBLANC et al. 1997). Gravierende Veränderungen des natürlichen Temperaturregimes der Gewässer sind beispielsweise auf den Tiefenwasserablass von Talsperren oder das Kühlwasser von Wärmekraftwerken zurückzuführen. Auch die Veränderung der Ufergehölze und die Modifikation des Grundwasserhaushaltes haben vermutlich einen Einfluss auf die Wassertemperatur.

Trotz der großen Bedeutung für die Biozönose findet die Wassertemperatur praktisch keine Verwendung bei der ökologischen Bewertung von Fließgewässern. Zum Beispiel wird die Temperatur in einem Entwurf zur chemischen Güteklassifizierung der Fließgewässer (Landesumweltamt NRW 1996) nicht berücksichtigt. Lediglich in den Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA 1991) des Landes Nordrhein-Westfalen findet die Temperatur als Kenngröße Verwendung. Demgegenüber berücksichtigt die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zur Beurteilung des ökologischen Zustandes der Gewässer neben den biologischen Komponenten, wie etwa der Zusammensetzung und Abundanz der benthischen Wirbellosenfauna, auch physiko-chemische Parameter, welche die thermischen Bedingungen einschließen (WRRL Anhang V 1.1).
Obwohl der Temperaturhaushalt von Fließgewässern in Zukunft für Bewertungszwecke eingesetzt werden soll, fehlen bislang die Grundlagen für eine solches Bewertungssystem.
Ziel der hier dargestellten Untersuchung ist die Charakterisierung des Temperaturhaushaltes zweier Fließgewässertypen im Mittelgebirge unter Berücksichtigung folgender Fragestellungen:

- Worin unterscheidet sich der Temperaturhaushalt von Mittelgebirgsflüssen und Mittelgebirgsbächen?
- Welche Variationsbreite hat der Temperaturhaushalt innerhalb der Gewässertypen?
- Welche Ursachen – auch anthropogenen Ursprungs – können Unterschieden im Temperaturhaushalt zugrunde liegen?

2. PROBESTELLEN UND METHODIK

Es wurden zwei Gewässertypen untersucht: *Mittelgebirgsbäche* mit Einzugsgebietsgrößen zwischen 6 und 26 km² und *Mittelgebirgsflüsse* mit Einzugsgebietsgrößen zwischen 150 und 530 km².
Die Probestellen liegen zwischen 250 und 450 m.ü. NN. im Rheinischen Schiefergebirge, in der Eifel, sowie im westlichen Sauerland und im Rothaargebirge. Die Temperaturaufnahme erfolgte mittels Datenlogger (Gemini Data Loggers: Tinytag Plus. Messgenauigkeit: ± 0,2° C), die auf eine halbstündliche Probenahme eingestellt wurden.
Der hier vorgestellte Untersuchungszeitraum umfasst ein Jahr, von Juni 2000 bis Juni 2001.

Zur Charakterisierung des Temperaturhaushaltes wurden zum einen Parameter untersucht, die auf Mittelwerten basieren, d. h. Monatsmittel, Jahresmittel, Temperatursummen und saisonale Mittelwerte; zum anderen wurden Parameter herangezogen, die auf Extremwerten basieren, d. h. Minima, Maxima, Tagesamplituden und Jahresamplituden.

3. ERGEBNISSE

3.1 Vergleich der Temperaturhaushalte von Mittelgebirgsbächen und Mittelgebirgsflüssen

Mittelgebirgsbäche und Mittelgebirgsflüsse weisen in einigen Temperaturparametern deutliche Unterschiede auf, während sie sich in anderen ähneln. Vergleicht man die maximalen Tagesamplituden, die Bäche und Flüsse im Mai 2001 erreichten, so ist (wie auch in den übrigen Monaten des Untersuchungszeitraumes) kein signifikanter Unterschied zwischen beiden Fließgewässertypen zu erkennen (Abb. 1). Dagegen haben die Flüsse in dem Untersuchungsjahr signifikant höhere Jahresamplituden als die Bäche (Abb. 2).

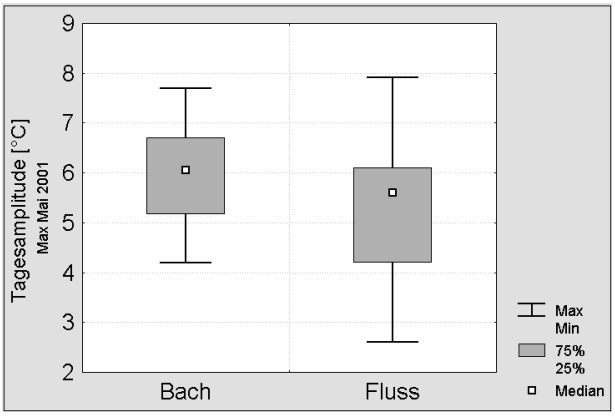


Abb. 1: Vergleich der maximalen Tagesamplitude im Mai 2001 zwischen Mittelgebirgsbächen (n = 11) und -flüssen (n = 10). Der Unterschied zwischen den Gewässern ist mit p = 0,21 nicht signifikant.

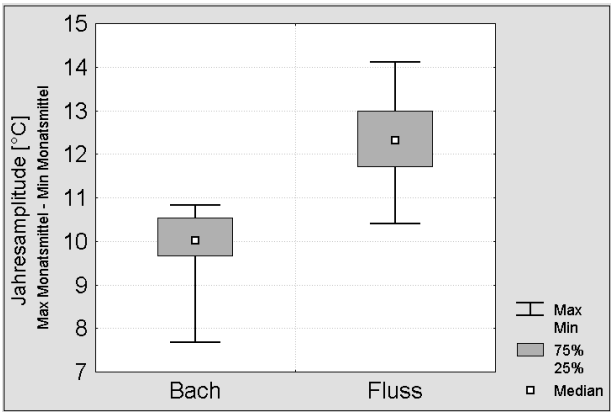


Abb. 2: Vergleich der Jahresamplitude (Juni 2000 bis Juni 2001), errechnet aus der Differenz zwischen maximalem und minimalem Monatsmittel. Vergleich von Mittelgebirgsbächen (n = 10) und -flüssen (n = 9). Die Flüsse haben signifikant höhere Jahresamplituden als die Bäche (p < 0,001).

Die Mittelgebirgsflüsse erreichten in den Sommermonaten Juni bis August 2000 deutlich höhere Mittelwerte der Temperatur als die Bäche, wohingegen sich das Temperaturregime in den Wintermonaten nicht signifikant voneinander unterschied (Abb. 3 und 4).

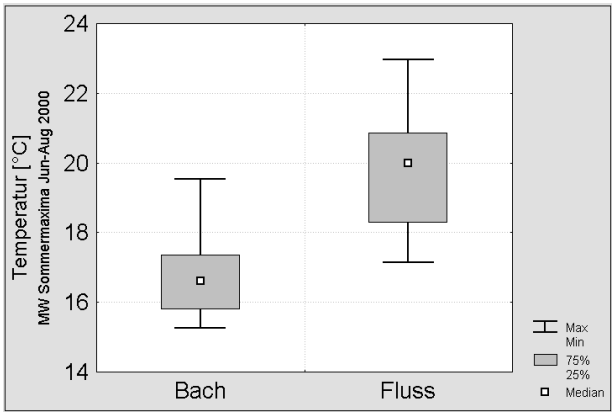


Abb. 3: Vergleich der Mittelwerte der maximal erreichten Temperaturen in den Sommermonaten Juni bis August 2000 zwischen Bächen (n = 10) und Flüssen (n = 7). Die Flüsse erreichen deutlich höhere Temperaturen als die Bäche, der Unterschied ist signifikant (p < 0,01).

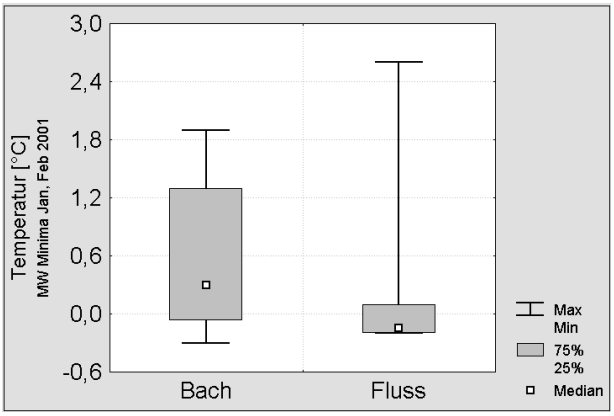


Abb. 4: Vergleich der Minima im Januar und Februar 2001 zwischen Bächen (n = 11) und Flüssen (n = 10). Es kann kein signifikanter Unterschied im Temperaturhaushalt in den Wintermonaten festgestellt werden (p = 0,55).

Ob ein signifikanter Unterschied beim Vergleich der Mittelgebirgsbäche und Mittegebirgsflüsse vorliegt, wurde mittels t-Test für alle Parameter geprüft und anhand einiger Beispiele in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Vergleich der Mittelwerte unterschiedlicher Temperaturparameter zwischen Bächen und Flüssen. Das Signifikanzniveau gibt an, ob und in welchem Maße sich die Bäche und Flüsse anhand der angegebenen Parameter unterscheiden.

Temperatur-Parameter	**p**	
Mittel Mai 00	0,000021	
Mittel Aug. 00	0,000035	
Jahresamplitude (Mittelwerte)	0,000087	**p < 0,001**
Wärmesumme Jun.-Aug. 00	0,000189	
Max Jun. 00	0,000482	
Max Mai 01	0,000726	
Mittel Sommermaxima	0,001379	**p < 0,01**
Jahreamplitude (Max.–Min.)	0,004317	
Tagesamplitude Mittel Mai 01	0,047157	**p < 0,05**
Jahres-Mittelwert	0,058032	
Tagesamplitude Max. Mai 01	0,210572	
Wärmesumme Jan./Feb. 01	0,395725	**nicht signifikant**
Tagesamplitude Jahresmittel	0,401402	
Mittel Winter-Minima	0,553393	
Min Jan. 01	0,870011	

3.2 Variationen des Temperaturhaushaltes innerhalb der Typen Mittelgebirgsbach und Mittelgebirgsfluss

Innerhalb der hier untersuchten Bäche und Flüsse unterschieden sich die Temperaturfaktoren bis um mehrere Grad Celsius. Während im Sommer der kühlste Bach maximal 16° C erreichte, erwärmte sich der wärmste auf 20° C. Der kühlste Fluss erreichte maximal 18° C, wohingegen der wärmste sich im Sommer bis auf 25° C aufwärmte. Im Mittelwert unterschieden sich diese Gewässer im gleichen Zeitraum um 3° C zwischen dem kühlsten

und dem wärmsten Bach (12-15° C), und um 2° C zwischen dem kühlsten und dem wärmsten Fluss (15-17° C).
Hinter diesen Unterschieden in Mittelwerten und Maxima verbirgt sich eine deutlich unterschiedliche Temperaturverteilung in den Gewässern.

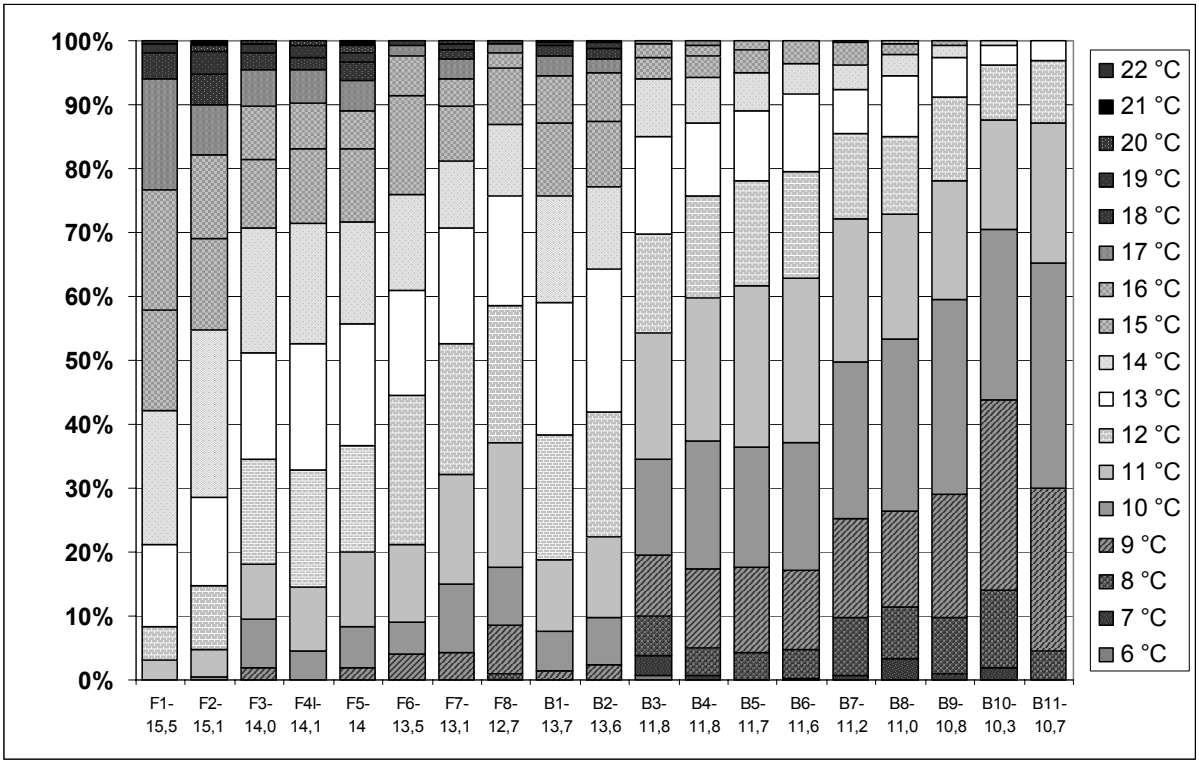


Abb. 5: Prozentuale Temperaturverteilung im Mai 2001 in acht Flüssen (F1-F8) und 11 Bächen (B1-B11) in 1° C-Intervallen. Unterste Zeile der Beschriftung ist die mittlere Temperatur [°C] der Gewässer im untersuchten Zeitraum.

Aus Abb. 5 ist erkennbar, wie unterschiedlich das Temperaturregime der Gewässer auch innerhalb eines Gewässertyps ist: F8, der kühlste Fluss, erreicht in weniger als 30 % des betrachteten Zeitraumes (Mai 2001) höhere Temperaturen als 13° C, der wärmste Fluss F1 ist dagegen schon zu 80 % der Zeit wärmer. Der kühlste Bach B11 erreicht in dem Monat nie höhere Temperaturen als 13° C, während der wärmste Bach im gleichen Zeitraum schon knapp 40 % der Zeit wärmer als 13° C ist.
Der Fluss F6, mit einem Mittelwert von 13,5° C, hat in diesem Monat 21 Stunden lang höhere Temperaturen als 18° C. Der Fluss F1 mit 15,5° C Mittelwert erwärmt sich dagegen schon 75 Stunden über 18° C.

3.3 Einflussfaktoren auf den Temperaturhaushalt

Für die Mittelgebirgsbäche wurden alle vorab genannten Temperaturparameter auf Korrelationen mit möglichen Einflussfaktoren geprüft. Einige der Faktoren zeigten keine Korrelation mit den gemessenen Temperaturparametern: Zu diesen Faktoren zählen die Höhe der Probestelle, die Fließrichtung (und somit die Exposition zur Sonne), die Region (Eifel, westliches Sauerland oder Rothaargebirge) und die Anzahl der Querbauten und Stauungen oberhalb der Probestelle.
Wie zu erwarten, hat die Lufttemperatur den größten Einfluss auf die Wassertemperatur, mit einem Bestimmtheitsmaß von immer über 90 %. Die verbleibende Streuung des Tem-

peraturhaushaltes der Fließgewässer innerhalb der gleichen klimatischen Bedingungen lässt sich zum einen durch die unterschiedliche Einzugsgebietsgröße (Abb. 6 b), zum anderen durch die Quellentfernung (Abb. 6 a) erklären: Es bestätigt sich, dass die sommerlichen Temperaturen mit steigender Quellentfernung ($r^2 = 0,48$; $p = 0,03$) und steigender Einzugsgebietsgröße ($r^2 = 0,45$; $p = 0,03$) zunehmen.

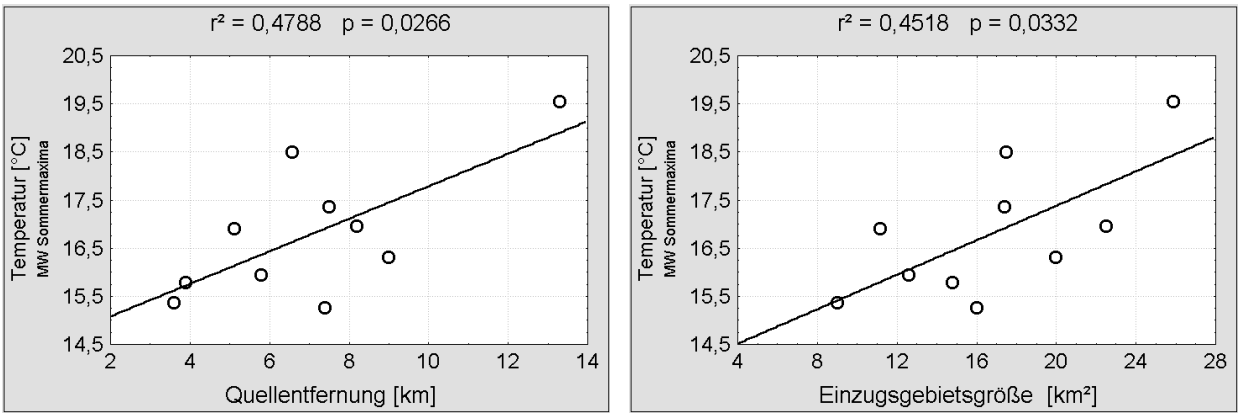


Abb. 6 a und b: Korrelation zwischen der Quellentfernung (a) sowie Einzugsgebietsgröße (b) und den maximalen Wassertemperaturen im Sommer (Juni-August 2000) in Bächen (n = 10).

Dagegen weisen die Beschattung an der Probestelle und der Waldanteil in der Aue (Abb. 7 a), bemessen auf eine Strecke von 250 m oberhalb der Probestelle, keine Korrelation mit den sommerlichen Temperaturen der Bäche auf. Jedoch sinken mit zunehmendem Waldanteil im Einzugsgebiet die maximalen Temperaturen in den Bächen ($r^2 = 0,52$; $p = 0,02$) (Abb. 7 b).

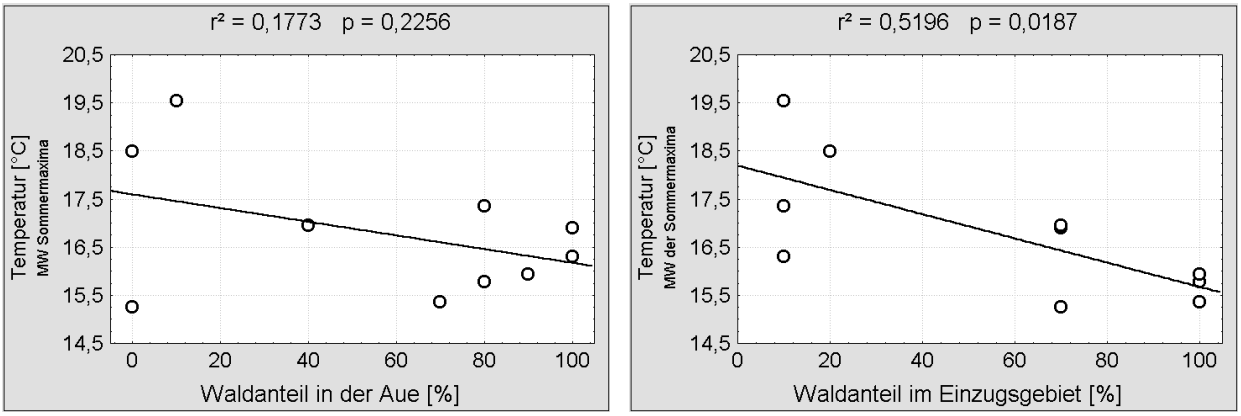


Abb. 7 a und b: Zusammenhang zwischen prozentualem Waldanteil in der Aue und im Einzugsgebiet und den maximalen Temperaturen im Sommer (Juni-August 2000) in Bächen (n = 10).

Die Untersuchung hat zum einen gezeigt, dass sich der Temperaturhaushalt von Mittelgebirgsbächen und Mittelgebirgsflüssen im Sommer signifikant unterscheidet, dass aber auch die Temperaturverteilung innerhalb eines Fließgewässertyps stark variieren kann. Neben dem Einfluss der Lufttemperatur, der Einzugsgebietsgröße und der Quellentfernung auf die Wassertemperatur kann sich auch die Landnutzung im Einzugsgebiet auf den Temperaturhaushalt des Gewässers auswirken.
In der Literatur wird immer wieder hervorgehoben, dass der Faktor Temperatur nach der Strömung der wichtigste besiedlungsbestimmende Parameter für das Makrozoobenthos im Fließgewässer ist. Ob sich auch bereits kleine Änderungen im Temperaturhaushalt, wie sie z. B. durch veränderte Landnutzung entstehen, auf Arten oder Biozönosen auswirken können, sollte Ziel weiterer Untersuchungen sein.

Danksagungen

Dieses Projekt wird gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Die technischen Geräte wurden finanziert durch AQEM (The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates; gefördert von der Europäischen Kommission, 5. Forschungsrahmenprogramm, Energy, Environment and Sustainable Development, Key Action Water, Contract no. EVK1-CT1999-00027; www.aqem.de).

Literatur

ILLIES J., BOTOSANEANU L. (1963): Problèmes et méthodes de la classification et la zonation écologique des eaux courantes, considerées surtout du point de vue faunistique. – Mitt. Int. Ver. Limnol. 12 : 1-57.

GILLOOLY J.F. & DODSON S.I. (2000): The relationship of eggsize and incubation temperature to embryonic development time in univoltine and multivoltine aquatic insects. – Freshwater Biol., 44: 595-604.

GREGORY J.S., BEESLEY S.S. & VAN KIRK R.W. (2000): Effect of springtime water temperature on the time of emergence and size of *Pteronarcys california* in the Henry´s Fork catchment, Idaho, USA. - Freshwater Biol., 45: 75-83.

LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL Nordrhein-Westfalen (LWA) (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren.

LEBLANC R. T., BROWN R. D. & FITZGIBBON J. E. (1997): Modeling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. – J. of Environmental Management, 49: 445-469.

SPONSELLER R. A., BENFIELD E. F. & VALETT H. M. (2001): Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. – Freshwater Biol., 46: 1409-1424.

SWEENEY B.W. (1984): Factors influencing life-history patterns in aquatic insects. In: Ecology of Aquatic Insects (eds. V.H. RESH & D.M. ROSENBERG), pp 56-100. Praeger Scientific Publishers, New York.

WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 22.12.2000, L327: 72S.

Prozesse der laubgebundenen mikrobiellen Respiration in einem natürlich sauren Gewässer

BJÖRN BRETHAUER und MICHAEL MUTZ

BTU Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz, Seestraße 45, D-15526 Bad Saarow
mail: bjoern.brethauer@bigfoot.de

Key words: microbial respiration, microbial colonization, leaf litter breakdown, leaf decomposition, acidification, respiration chamber

Zusammenfassung

In einem natürlich sauren Verlandungssee Brandenburgs (pH 5,4) wurden für 65 Tage Birkenlaubpakete exponiert. Wöchentlich wurde die Gesamtrespiration der laubgebundenen mikrobiellen Biozönose in einer durchflossenen Respirationskammer gemessen. Mit 0,267 µgO_2 cm^{-2} h^{-1} wurde am 14. Expositionstag ein Maximum in der Dynamik der Respiration verzeichnet und mit 0,198 µgO_2 cm^{-2} h^{-1} am 28. Tag ein relatives Minimum. Nach einem zweiten Anstieg stellte sich ab dem 35. Tag ein Plateau ein. Besiedlungsprozesse von Pilz und Bakterienbiozönose auf dem exponierten Laub sind hier anhand der Respiration zu erkennen. Im Bereich geringer Fließgeschwindigkeiten (<22 cm/min) wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen Blattumströmung und Respiration festgestellt. Daneben wurde die besondere Bedeutung der Substratqualität für die mikrobielle Respiration mit der Exposition von Laubimitaten bestätigt. Die in einem neutralen Referenzgewässer (pH6,9) gemessenen Respirationsraten waren entgegen den Erwartungen bis zu 23 Prozent geringer als auf dem im sauren See exponierten Laub.

Einleitung

Die anthropogen bedingte Versauerung von Gewässern, verursacht durch eine Deposition versauernder Substanzen, ist unvermindert ein weitverbreitetes ökologisches Problem. Besonders in schwach gepufferten Gewässern bewirken versauernde Substanzen komplexe Veränderungen der Wasserchemie und ein Absinken des pH-Wertes mit negativen Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften (Allard and Moreau 1986; Chamier 1987; Dangles and Guerold 2000; Steinberg and Jüttner 2000).

In saurem Milieu ist auch ein verlangsamter Laubabbau dokumentiert (Chamier 1987; Kok and Van der Velde 1991). Dies ist von besonderer Bedeutung, da allochtones Falllaub die wesentliche Energie- und Kohlenstoffquelle in vielen Gewässern ist (Dangles and Guerold 1998; Kok and Van der Velde 1991). Durch die Prozesse des Abbaus *leaching*, *mikrobial conditioning* und *fragmentation* wird CPOM zu FPOM und DOM umgewandelt und dem Nahrungsnetz zur Verfügung gestellt. Eine Verlangsamung dieser Prozesse verändert Energie- und Stoffhaushalt und damit die Effizient der betroffenen aquatischen Ökosysteme (Allard and Moreau 1986; Dangles and Guerold 2000).

Als Ursachen des reduzierten Laubabbaus im Sauren gelten die fehlenden Zerkleinerer unter den Makroinvertebraten sowie der erheblich verminderte mikrobielle Abbau durch laubassoziierte Bakterien und Pilze (Allard and Moreau 1986; Hill and Perrotte 1995). Diese Mikroorganismen setzen das Blattsubstrat durch ihren Stoffwechsel einerseits direkt um, andererseits mazerieren Pilze die Blattmatrix und fördern so die Zerkleinerung des Materials. Gleichzeitig erhöht die mikrobielle Besiedlung die Attraktivität des Laubes für die konsumierenden Makroinvertebraten (Chamier 1987; Gessner, et al. 1999; Suberkropp and Klug 1979).

Die meisten bisherigen Studien zum Laubabbau in sauren Gewässern beschränkten sich auf die Ermittlung der Abbauraten verschiedener Laubarten (Kaushik and Hynes 1971; Kimmel, et al. 1985; Kok, et al. 1992; Mackay and Kersey 1985; Mulholland, et al. 1992; Sabetta, et al. 2000). Die am Abbau beteiligten Mikroorganismen, deren Interaktionen und Stoffumsatzprozesse wurden bislang wenig beachtet.

Ziel unsere Untersuchung war es, den mikrobiellen Stoffumsatz auf Birkenlaub in einem sauren Verlandungssee durch Messung der Respirationsrate zu ermitteln. Dabei sollte die Dynamik der Respiration im Verlauf der Besiedlungsphase nach der Exposition der Blätter, der Einfluss der Blattumströmung sowie der Einfluss der Substratqualität untersucht werden. Als Referenz wurden Messungen an Laub aus einem neutralen Gewässer durchgeführt.

Methoden

Untersuchungsgewässer
Die beiden durch Abschmelzen großer Toteisbrocken entstandenen Untersuchungsgewässer Großer (pH 6,9) und Kleiner (pH 5,4) Milasee bilden den Kern eines 116 ha großen Naturschutzgebietes. Es befindet sich ca. 50 km südöstlich von Berlin im brandenburgischen Landkreis Oder-Spree und ist Bestandteil des Großschutzgebietes Naturpark Dahme-Heideseen.
Der natürlich saure Kleine Milasee ist ein mesotropher verlandender Moorweiher mit geringen Nährstoffkonzentrationen, geringer Leitfähigkeit und einem hohen DOC-Gehalt (Kleeberg 1999). Der etwa neutrale Große Milasee ist aufgrund ähnlicher wasserchemischer Parameter ein geeignetes Referenzgewässer. Tabelle 1 zeigt die wesentlichen Kenndaten beider Seen.

Tabelle 1: Ausgewählte Kenndaten der beiden Gewässer, in denen Laubpakete exponiert wurden

Parameter	**Einheit**	**Kleiner Milasee**			**Großer Milasee**		
		min	**Mittelwert**	max	Min	**Mittelwert**	max
Max. Tiefe	**m**		**4,5**			**7**	
Oberfläche	**ha**		**ca. 6**			**Ca. 25**	
PH		5,1	**5,4**	5,7	6,2	**6,9**	7,4
Leitfähigkeit	**µS/cm**	62	**63**	64	110	**116**	121
Chlorophyll a	**µg/l**	1,2	**45,3**	288,9	2,7	**6,5**	11,9
Sichttiefe	**m**	1,8	**2,9**	4,2	2,0	**4,3**	6,4
DOC	**mg/l**	4,3	**6,1**	8,2	5,0	**6,4**	8,2
TP	**µg/l**	11,0	**24,6**	63,0	12,0	**19,3**	37,0
DIP	**µg/l**	1,2	**3,3**	9,4	0,6	**3,2**	10,2
TN	**mg/l**	1,1	**1,7**	2,3	2,2	**2,5**	3,1
NO_3-N	**µg/l**	1,5	**64,8**	159,2	43,5	**67,8**	100,2
NH_4-N	**µg/l**	0,05	**0,7**	1,7	1,2	**2,0**	3,6

Laubexposition
Im Dezember 2000 wurde Falllaub der Birke (*Betula pendula*) gesammelt, bei Raumtemperatur luftgetrocknet und bis zur Exposition im Mai 2001 gelagert. Laubpakete (20 cm x 30 cm x 7 cm, Maschenweite 1mm) mit je 20 g Laubtrockenmasse wurden im sauren Kleinen Milasee für 9, 14, 21, 28, 35 und 65 Tage, im Referenzgewässer für 28 und 65 Tage exponiert. Gleichzeitig

wurden im sauren See für die Untersuchung des Substrateinflusses auf die mikrobielle Respiration Pakete mit Laubimitaten aus Kunststoff für 35 Tage exponiert.

Laborarbeiten
Im Vorfeld der Exposition wurde von zehn repräsentativen Proben der Birkenblätter Blattfläche, Trockengewicht (TG, 105 °C) und aschfreies Trockengewicht (AFDW, 550 °C) ermittelt und die Blattflächen-AFDW-Relation bestimmt.
Nach der Probenahme und dem Transport der zuvor exponierten Blätter in einem mit Seewasser gefülltem Weithalsfass ins Labor wurden sie vorsichtig mit Seewasser abgespült und von Sediment und Invertebraten befreit. Teilproben wurden für eine spätere C/N- sowie Pilzbiomassebestimmung bei –20 °C eingefroren.

Respirationsmessung
Die mikrobielle Respiration an dem abgespülten Laub wurde in einer kontinuierlich durchflossenen Kammer ermittelt. Diese war mit einer Sauerstoffmesszelle, einer Pumpe und einer Entlüftungseinrichtung durch PE-Schläuche zu einem Kreislauf verbunden (Abb. 1). Ein Wasserbad, das Kammer und Sauerstoffmesszelle umgab, gewährleistete während der Messung eine gleichbleibende Temperatur von 15 °C. Zur Dreifachbestimmung der Respirationsraten nahm das Wasserbad 3 parallele Systeme auf. Die Konzentrationsabnahme des Sauerstoffs wurde in zwei Systemen wie dargestellt mit Membranelektrolytsonden (Fa. Syland), im dritten System mit einer Sauerstoff-Optode (Fa. PreSens) gemessen und kontinuierlich aufgezeichnet.
Um den Einfluss der Umströmung der Blätter (z. B. durch Wellenschlag) zu ermitteln, wurden für die Versuche drei unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten in den Kammern eingestellt (7, 22 und 56 cm/min) und zusätzlich die laubgebundene Respiration in einem ruhenden Rundkolben gemessen.

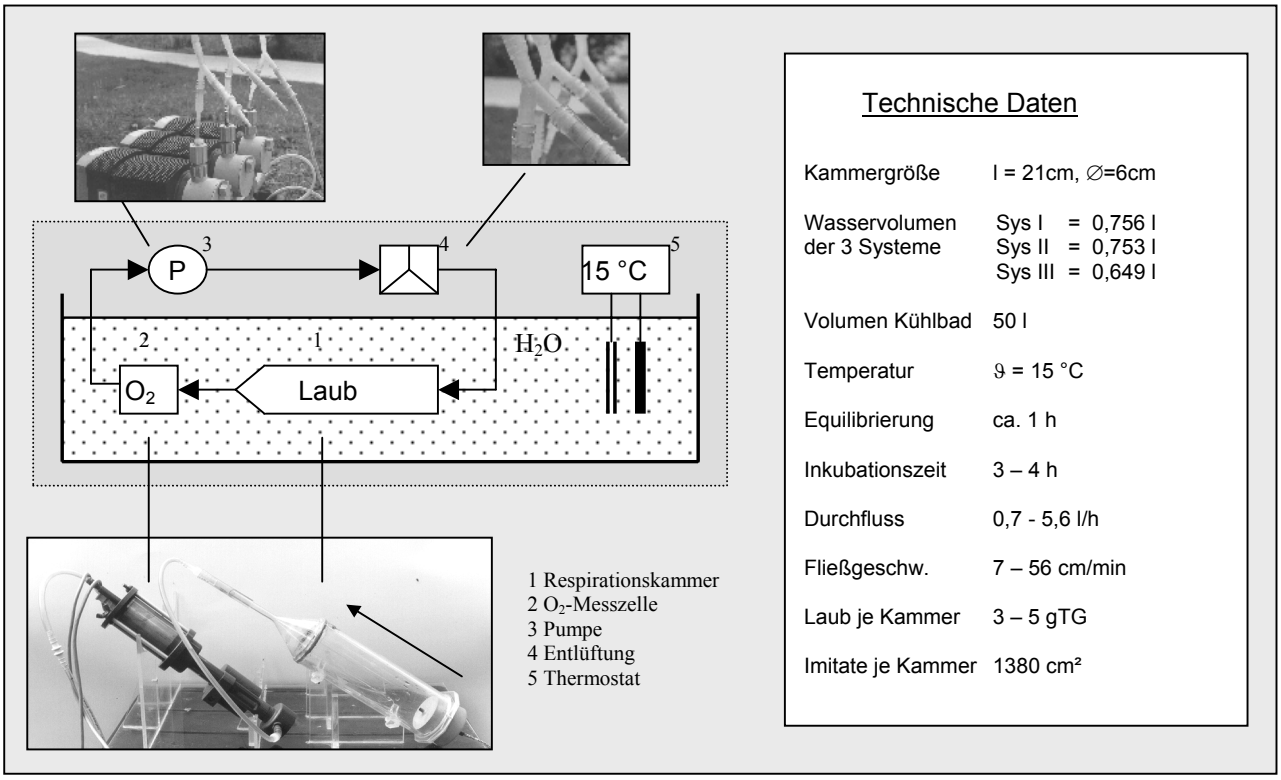


Abb. 1: Respirationsanlage, Aufbau und technische Daten

Im Anschluss an die 3 bis 4-stündige Inkubation in den Kammern (1-2 h in den Kolben) wurde das Laub getrocknet (60 °C, 48 h) und über die zuvor ermittelte Trockengewichts-Blattflächenrelation die flächenbezogene Respirationsrate in $\mu gO_2/(cm^2\ h)$ berechnet.

Ergebnisse

Dynamik der Respirationsraten während der Kolonisation

Die mikrobiellen Respirationsraten an Birkenlaub aus dem sauren Kleinen Milasee zeigten bis zum 35. Expositionstag einen dynamischen Verlauf, nachfolgend stellte sich ein Plateau ein (Abb. 2). Maximale Respirationsraten wurden nach 14 Tagen gemessen (0,267 $\mu gO_2\, cm^{-2}\, h^{-1}$), ein lokales Minimum am 28. Expositionstag (0,198 $\mu gO_2\, cm^{-2}\, h^{-1}$).

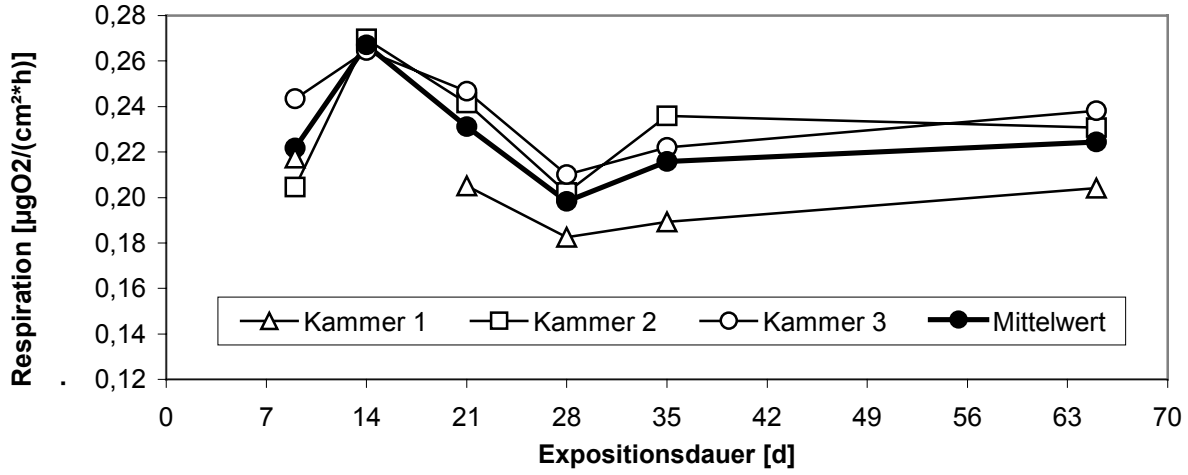


Abb. 2: Dynamik der Respirationsraten der laubgebundenen Bakterien und Pilze auf Birkenlaub nach Exposition im Kleinen Milasee (pH 5,4). Die Gesamtrespiration wurde dreifach bestimmt.

Vergleich der Respiration an Laubpaketen aus dem sauren und dem neutralen Gewässer

Die Respirationsraten im sauren Kleinen Milasee lagen deutlich über denen des neutralen Referenzgewässers (Abb. 3). Dies galt für beide geprüfte Zeitpunkte innerhalb der Kolonisationsdynamik (28 d und 65 d) wobei auch in der neutralen Referenz die Respiration nach 65 Tagen Exposition größer war als nach 28 Tagen. (Abb. 3).

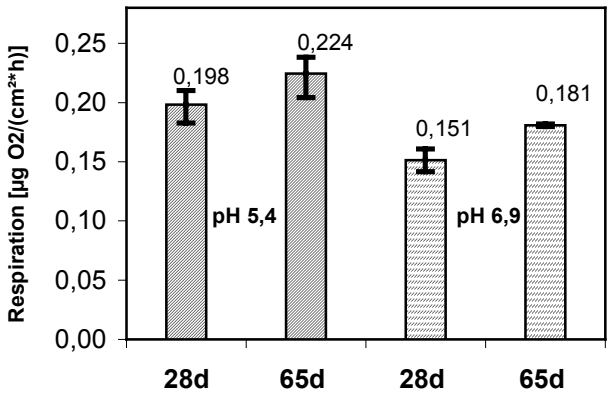


Abb. 3: Vergleich der mittleren Respirationsraten auf Birkenlaub im sauren Kleinen (KMIL) und als Referenz im neutralen Großen Milasee (GMIL) nach 28 und 65 Tagen Exposition. Die Fehlerbalken zeigen den kleinsten und den größten Wert (N=3).

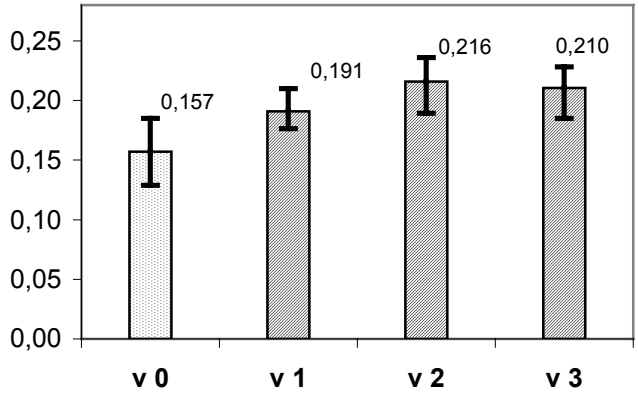


Bild 4: Vergleich der Respirationsraten bei unterschiedlicher Umströmung. v0= ruhender Standkolben, v1= Respirationskammer 7 cm/min, v2= 22 cm/min, v3= 56 cm/min. Die Laubpakete waren für 35 Tage im sauren Kleinen Milasee exponiert. Die Fehlerbalken zeigen den kleinsten und den größten Wert (N=3; bei v0 N=2)

Einflüsse der Blattumströmung auf die mikrobielle Respiration
Unterhalb von 22 cm/min ergab sich eine deutliche Reduktion der Respiration mit abnehmender Blattumströmung (Abb. 4). Die bei 22 und 56 cm/min gemessenen Respirationsraten deuten auf eine konstante maximale Respiration von ca. 0,213 $\mu gO_2\ cm^{-2}\ h^{-1}$ hin.

Respiration auf Laubimitaten aus Kunststoff
Die mikrobielle Respiration auf dem 35 Tage im sauren See exponierten Laub war mit 0,216 $\mu gO_2\ cm^{-2}\ h^{-1}$ signifikant höher als auf dem ebenso lang exponierten Laubimitat (0,032 $\mu gO_2\ cm^{-2}\ h^{-1}$). Die auf den Imitaten gemessenen Raten lagen nur knapp über dem Blindwert des Seewassers. Auch optisch war nur ein - verglichen mit den Blättern - äußerst geringer Biofilm auf den Imitaten zu finden.

Diskussion

Die im Verlauf der ersten sieben Wochen der Blattbesiedlung im sauren Kleinen Milasee gemessene Dynamik der Respirationsraten lässt sich mit der in verschiedenen Studien dokumentierten Abfolge einer schnell einsetzenden Pilzbesiedlung und der nach wenigen Wochen folgenden Besiedlung durch Bakterien erklären (Baldy, et al. 1995; Kaushik and Hynes 1971).
Die am 14. Tag gegenüber der Plateauphase nach dem 35. Tag deutlich höheren Respirationsraten weisen auf den gegenüber Bakterien höheren Stoffumsatz dieser schnell besiedelnden Pilze hin und entsprechen der in der Literatur postulierten bedeutenderen Rolle der Pilze für den mikrobiellen Laubabbau (Kaushik and Hynes 1971; Sabetta, et al. 2000).

Ein qualitativ ähnlicher Verlauf der laubgebundenen Respiration in einem neutralen Gewässer wurde von Hill und Perrotte (1995) berichtet. Die Respirationsraten erreichten dort ein erstes Maximum nach 7 Tagen, ein Minimum am 21. Tag und nachfolgend bis zum 33. Tag der Exposition einen weiteren Anstieg.

Die durch uns gemessenen Respirationsraten liegen in vergleichbaren Größenordnungen mit Literaturdaten von Fuss and Smock (1996) (0,39 $\mu gO_2\ cm^{-2}\ h^{-1}$) und Groom und Hildrew (1989) (0,86 $\mu gO_2\ cm^{-2}\ h^{-1}$). Die von Hill und Perrotte (1995) an Ahornlaub aus einem Fließgewässer gemessenen Raten waren jedoch eine Größenordnung höher.

Wie die sehr geringen Stoffumsätze auf den Laubimitaten zeigten hat die Qualität der Blätter als Substrat eine entscheidende Bedeutung für die mikrobielle Respiration. Für einen besseren Vergleich mit Literaturdaten wäre daher mindestens auch die Kenntnis der C/N-Raten, also des Nährwertes der eingesetzten Blätter erforderlich.

Die entgegen den Erwartungen durch uns gemessenen deutlich höheren Respirationsraten im sauren See widersprechen auch den Resultaten von (Groom and Hildrew 1989) die im Sauren eine ca. 50 prozentige Reduktion der Respiration fanden. Genaue Ursachen für unseren Befund sind noch nicht gefunden, die derzeit noch ausstehenden Ergebnisse der Pilzbiomassebestimmung können hier vielleicht weiteren Aufschluss geben.

Bei geringer Blattumströmung zeigte sich eine erhebliche Abhängigkeit der mikrobiellen Respiration von der Strömungsgeschwindigkeit. Dieses Ergebnis unterstreicht den Einsatz einer durchströmten Kammer, in der erforderliche Mindestströmungen gewährleistet werden können. Gerade im Hinblick auf die Abschätzung des mikrobiellen Stoffumsatzes *in situ,* wo insbesondere im Uferbereich von Stand- aber auch in strömungsberuhigten Bereichen von Fließgewässern solche geringe Strömungen vorkommen können, erscheint uns der Zusammenhang von Blattumströmung und Respiration von großer Bedeutung.

Literatur

Allard, M. and Moreau, G. (1986): Leaf decomposition in an experimentally acidified stream channel. Hydrobiologia 139: 109-117.

Baldy, V.; Gessner, M. O.; Chauvet, E. (1995): Bacteria, fungi and the breakdown of leaf-litter in a large river. Oikos 74: 93-102.

Chamier, A.-C. (1987): Effect of pH on microbial degradation of leaf litter in seven streams of the English Lake District. Oecologia 71: 491-500.

Dangles, O. J. and Guerold, F. A. (1998): A comparative study of beech leaf breakdown, energetic content, and associated fauna in acidic and non-acidic streams. Archiv für Hydrobiologie 14: 25-39.

Dangles, O. J. and Guerold, F. A. (2000): Structural and functional response of benthic macroinvertebrates to acid precipitation in two forested headwater streams (Vosges Mountains, northeastern France). Hydrobiologia 418: 25-31.

Gessner, M. O.; Chauvet, E.; Dobson, M. (1999): A perspective in leaf litter breakdown in streams. Oikos 85: 377-384.

Groom, A. P. and Hildrew, A. G. (1989): Food quality for detrivores in streams of contrasting pH. J.Anim.Ecol. 58: 863-881.

Hill, B. H. and Perrotte, W. T. (1995): Microbial colonization, respiration, and breakdown of maple leaves along a stream-marsh continuum. Hydrobiologia 312: 11-16.

Kaushik, N. K. and Hynes, H. B. N. (1971): The fate of dead leaves that fall into streams. Archiv für Hydrobiologie 68: 465-515.

Kimmel, W. G.; Murphey, D. J.; Sharpe, W. E.; DeWalle, D. R. (1985): Macroinvertebrate community structure and detritus processing rates in two southwestern Pennsylvanian streams acidifid by atmospheric deposition. Hydrobiologia 124: 97-102.

Kleeberg, A. (1999): Faunistisch bemerkenswerte Funde von Kurzflügelkäfern im NSG "Milaseen" (Dahme-Seengebiet, Brandenburg). Märkische Entomologische Nachrichten 1: 55-61.

Kok, C. J.; Haverkamp, W.; Van Der Aa, H. A. (1992): Influence of pH on the growth and leaf-maceration ability of fungi involved in the decomposition of floating leaves of *Nymphaea alba* in an acid water. Journal of General Microbiology 138: 103-108.

Kok, C. J. and Van der Velde, G. (1991): The influence of selected water quality parameters on the decay rate and exoenzymatic activity of detritus of Nymphaea alba L. floating leaf blades in laboratory experiments. Oecologia 88: 311-316.

Mackay, R. J. and Kersey, K. E. (1985): A preliminary study of aquatic insect communities and leaf decomposition in acid streams near Dorset, Ontario. Hydrobiologia 122: 3-11.

Mulholland, P. J.; Driscoll, C. T.; Elwood, J. W.; Palumbo, A. V. (1992): Relationship between stream acidity and bacteria, macroinvertebrates, and fish: a comparison of north temperate and south temperate mountain streams, USA. Hydrobiologia 239: 7-24.

Sabetta, L.; Costantini, M. L.; Maggi, O.; Persiani, A. M.; Rossi, L. (2000): Interactions between detrivores an microfungi during the leaf detritus decomposition in a volcanic lake (Lake Vico central Italy). Hydrobiologia 439: 49-60.

Steinberg,C.E.W. and Jüttner,I. (2000): Belastung von Gewässern durch saure Depositionen. In: Guderian ; Gunkel: Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 3. Aquatische Systeme. A.Grundlagen - Physikalische Belastungsfaktoren - Anorganische Stoffeinträge, Springer Berlin Heidelberg. 338-352; ISBN 3-540-66187-5

Suberkropp, K. and Klug, M. J. (1979): The maceration of deciduous leaf litter by aquatic hyphomycetes. Can.J.Bot. 58: 1025-1031.

Kleingewässer in den Borgfelder Wümmewiesen

Noreen Böder & Michael Schirmer
Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Abteilung Aquatische Ökologie
Universität Bremen, FB 2, 28334 Bremen, e-mail: nboeder@uni-bremen.de

NSG Borgfelder Wümmewiesen, Kleingewässer

1.EINLEITUNG

Das Naturschutzgebiet Borgfelder Wümmewiesen am nordöstlichen Stadtrand Bremens (TK2819) repräsentiert als großräumiges Feuchtwiesengebiet eine ehemals prägende Kulturlandschaft Nordwestdeutschlands (ARKENAU, 1992). Regelmäßig auftretende winterliche Überschwemmungen, ein kleinräumig vielfältiges Geländerelief sowie das Nebeneinander von Niedermoor- und Sandböden begründen eine große Zahl verschiedener Feuchtgrünlandttypen. Die Auenlandschaft zeichnet sich durch ein Mosaik aus Feuchtwiesen und –weiden, Teichen, Gräben und Stillgewässern aus (BUND-Bremen-Internetseite).
Da die Zahl der Stillgewässer jahrzehntelang nicht annähernd früheren auetypischen Verhältnissen entsprach, stellte die Anlage von Kleingewässern einen Maßnahmenschwerpunkt im Pflege- und Entwicklungsplan NSG Borgfelder Wümmewiesen von 1994 dar. Im Rahmen einer Diplomarbeit wurden die Makroinvertebratenzönosen und Wasserparameter der Kleingewässer untersucht.

2. METHODEN

Die Untersuchungsgewässer wurden von Juli bis Oktober 1999 beprobt. Die Makroinvertebraten wurden durch Kescherungen erfasst, die Wasserparameter durch Sondenmessungen. In Tabelle 1 sind die Untersuchungsgewässer aufgeführt und charakterisiert.

Tabelle 1: Charakteristik der Untersuchungsgewässer. Aus: EIKHORST (1999), KESEL (1998), KESEL (2000)

Gewässer Nr.	Entstehung	Sohl-Substrat	Größe [m^2]	Überstauung Winter1998/99 [Tage]	Vegetation
15	1996	Sand	710	91 bis 150	Keine Wasserpflanzen. Einige *Typha latifolia* (vermutlich Ausbreitung).
16	1996	Sand	530	91 bis 150	Keine Wasserpflanzen. Einige *Typha latifolia* (vermutlich Ausbreitung).
17	1996	Sand	300	91 bis 150	Keine Wasserpflanzen. Einige *Typha latifolia* (vermutlich Ausbreitung).
7	1994	Sand	750	91 bis 150	Keine Wasserpflanzen. Gute Röhrichtentwicklung (*Glyceria maxima, Typha latifolia*), am Ostufer große Sumpfquendelbestände.
8a	1994	Torf	900	>150	Keine Wasserpflanzen. Flachwasser: Wenig Röhricht (*Glyceria maxima*), Pionierrasen. Uferschluß Großseggen.
8b	1994	Torf	900	>150	Keine Wasserpflanzen. Flachwasser: Wenig Röhricht (*Glyceria maxima*), Pionierrasen. *Callitriche hamulata* - Saum am Südufer. Uferschluß der Großseggen.
18	1996	Sand	700	11 bis 30	Wasserpflanzen vorhanden (Laichkraut, *Eleocharis palustris*). 2 Röhrichtbestände. Flachufer: Gliederbinsen-Pionierflutrasen.
19	1996	Sand	600	11 bis 30	Wasserpflanzen vorhanden (Laichkraut, *Eleocharis palustris*), Röhrichtbestand, Flachufer: Gliederbinsen-Pionierflutrasen.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1. ABIOTISCHE PARAMETER

3.1.1. Wassertemperatur

Während des Untersuchungszeitraums folgen die Wassertemperaturen der Kleingewässer grundsätzlich der umgebenden Lufttemperatur (r=0,98). Die mittleren Wassertemperaturen der einzelnen Kleingewässer weisen keine signifikanten Unterschiede auf.

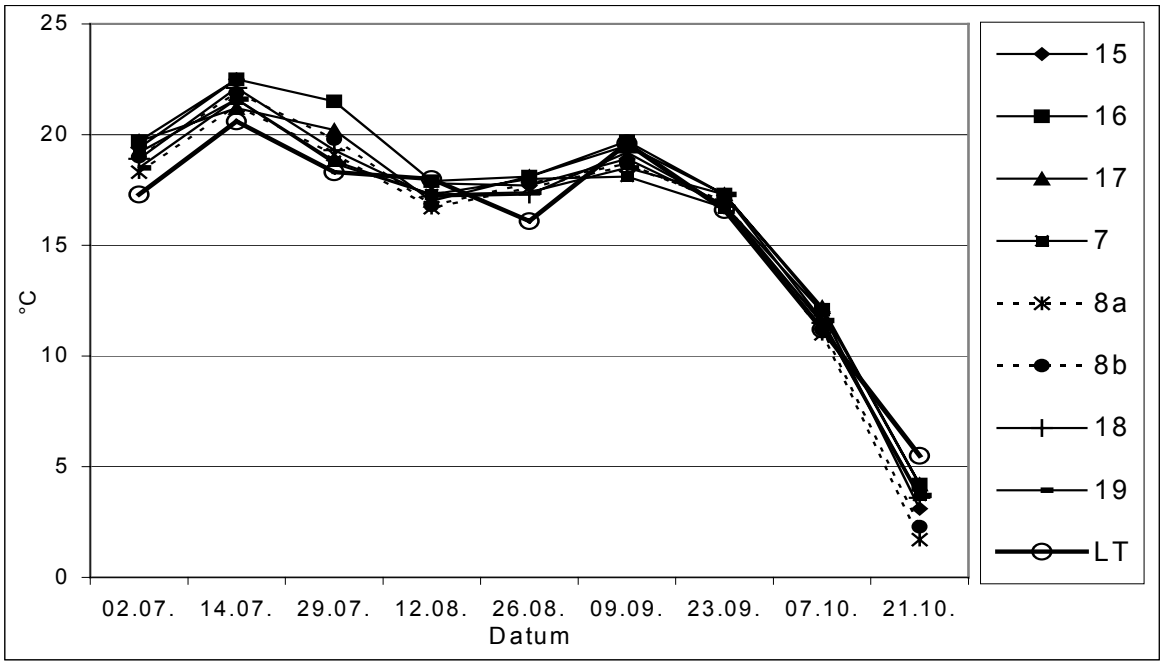


Abbildung 1: Wassertemperaturen der Kleingewässer und Lufttemperatur (LT) im Untersuchungszeitraum. Lufttemperatur-Daten aus: Deutscher Wetterdienst (1999)

Tabelle 2: Mittlere Wassertemperatur der einzelnen Kleingewässer im Zeitraum 02.07. bis 21.10.1999

Kleingewässer-Nr.	**15**	**16**	**17**	**7**	**8a**	**8b**	**18**	**19**
Wassertemperatur	16,0	17,0	16,6	16,1	15,7	16,0	16,2	16,1

3.1.2. Elektrische Leitfähigkeit

Insgesamt ist der Elektrolytgehalt der Kleingewässer als mäßig anzusehen (<500µS/cm). Beim Vergleich der mittleren Leitfähigkeiten ergeben sich überwiegend signifikante Unterschiede zwischen den Kleingewässern. Nur die Gewässer 15, 16, 17 und 7 untereinander sowie die Gewässer 8a und 8b untereinander zeigen ähnliche Werte. Die Unterschiede im Elektrolytgehalt der Kleingewässer sind durch unterschiedliche bzw. ähnliche winterliche Überschwemmungsdauern (siehe Tabelle 1) bedingt. Die Gewässer 8a und 8b mit der längsten Überschwemmungsdauer von über 150 Tagen weisen der Wümme ähnliche Leitfähigkeitswerte auf. Die Leitfähigkeitswerte der übrigen Gewässer liegen signifikant niedriger. Dabei weisen die Gewässer 18 und 19 die kürzeste Überschwemmungsdauer sowie die niedrigsten Leitfähigkeitswerte auf.

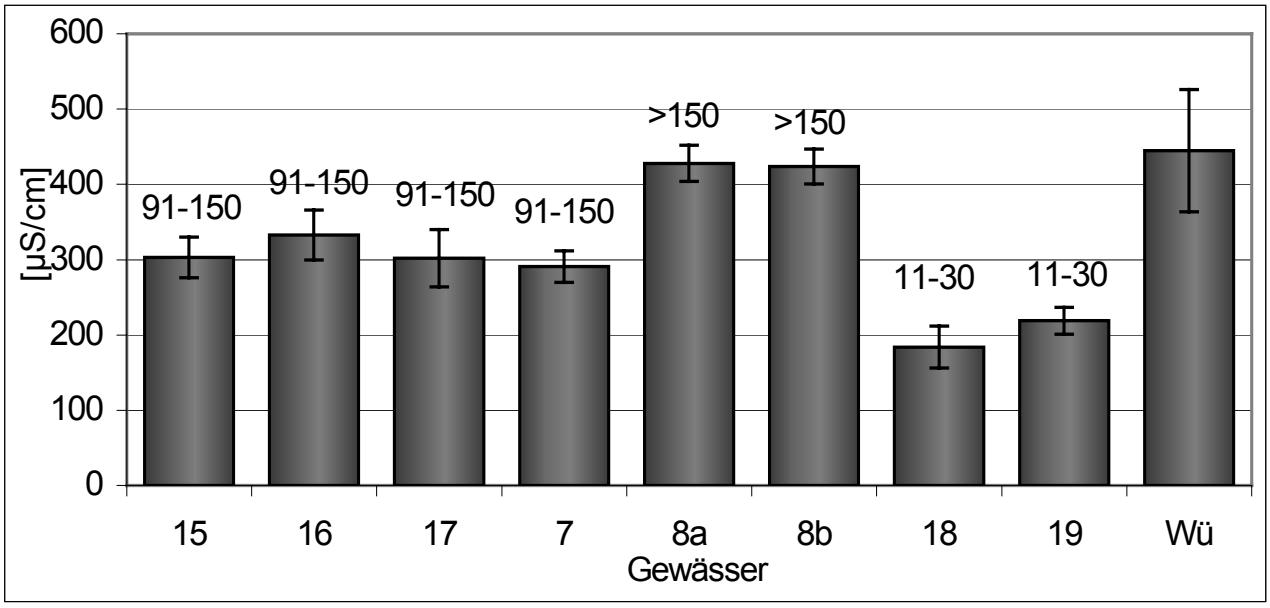


Abbildung 2: Leitfähigkeitsmittelwerte der Kleingewässer und der Wümme, Überschwemmungsdauer in Tagen. Wümme-Daten aus: NLWK (1999), Überschwemmungsdauer aus: EIKHORST (1999)

3.2. MAKROZOOBENTHOS

Insgesamt wurden in den untersuchten Kleingewässern 82 Makroinvertebratentaxa durch 5379 determinierte Individuen nachgewiesen.

Die hinsichtlich der Artenzahl dominierenden Organismengruppen sind die Heteroptera und Coleoptera (jeweils 18 Arten). Die Dipteren sind mit 9 Taxa erfaßt. Die Trichoptera sind mit 6 Arten vertreten, sowie die Gastropoda und Odonaten mit je 5 Arten. Ephemeroptera und Crustacea sind mit 3 bzw. 2 Arten vertreten, sowie die Arachnida mit einer Art und einer Gattung. Hirudinea, Megaloptera und Bivalvia wurden mit je einer Art bzw. einer Gattung erfaßt. Zudem wurden Oligochaeta und Hydrachnella erfaßt, die nicht weiter determiniert wurden.

3.2.1. Dominanzverhältnisse der Klassen und Ordnungen

Das eudominante Auftreten der Dipteren in allen Kleingewässern, welches vorwiegend auf hohen Individuenzahlen der Chironomiden beruht, ist in den Gewässern 15, 16, 17 und 8b besonders deutlich: Diese Ordnung stellt hier über 60% der Individuen.

In den Gewässern 8a, 18 und 19 treten die Ephemeropteren eudominant auf. In den Gewässern 8a und 19 stellen sie, bedingt durch hohe Individuenzahlen der ubiquitären Art *Cloeon dipterum*, über 50% der Individuen. In Gewässer 18 beruht die Eudominanz auf hohen Individuenzahlen der Arten *Caenis luctuosa* und *Caenis horaria*.

In sechs der acht Kleingewässer treten die Heteropteren mit über 5% Individuenanteil auf.

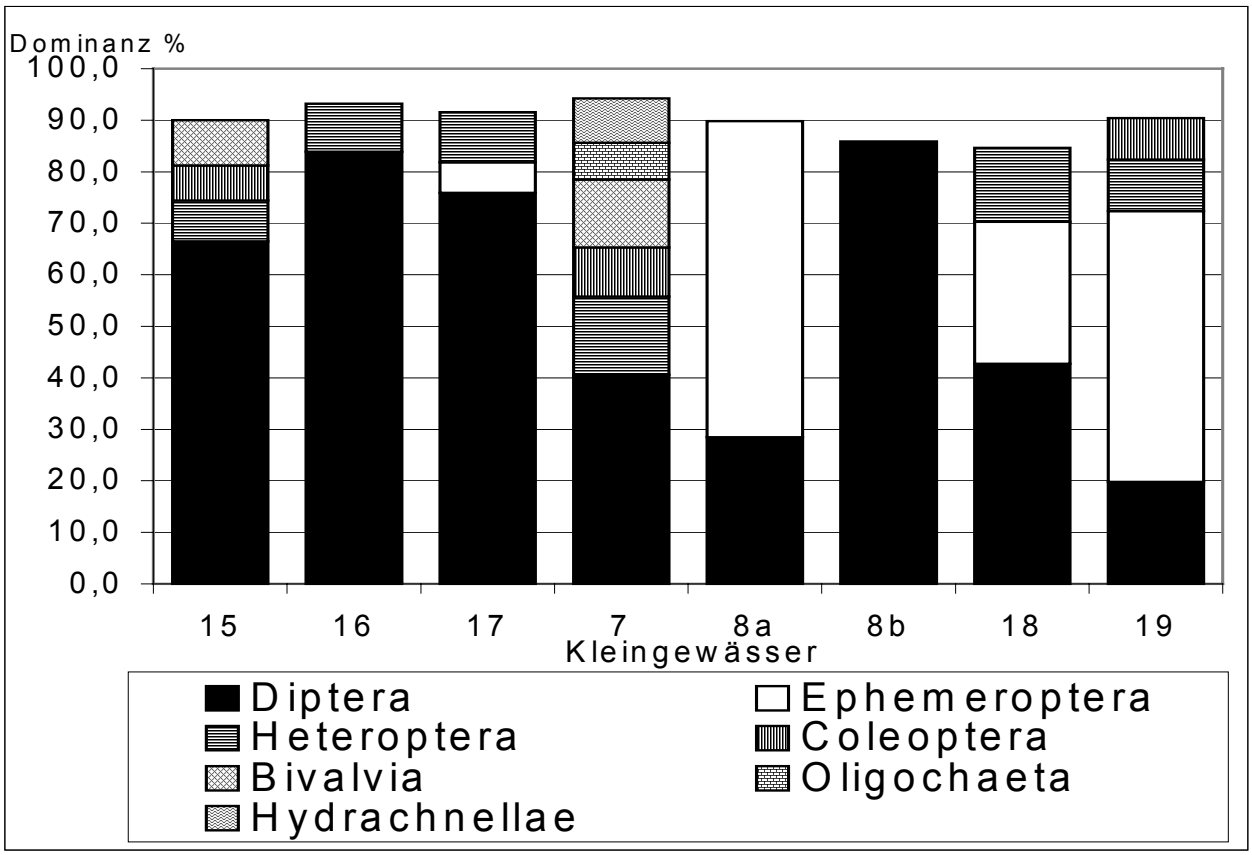


Abbildung 3: Ordnungen und Klassen mit mehr als 5% Dominanz in den einzelnen Kleingewässern

3.2.2. Diversität und Evenness

Die Kleingewässer 7, 18 und 19 weisen die höchsten Diversitäten auf. Die Werte der übrigen Gewässer liegen deutlich niedriger, Gewässer 16 weist den niedrigsten Wert auf.

Die Verteilung der Individuen auf die Taxa ist ebenfalls bei den Gewässern 7, 18 und 19 am gleichmäßigsten ausgeprägt, während Gewässer 16 den niedrigsten Evenness-Wert aufweist.

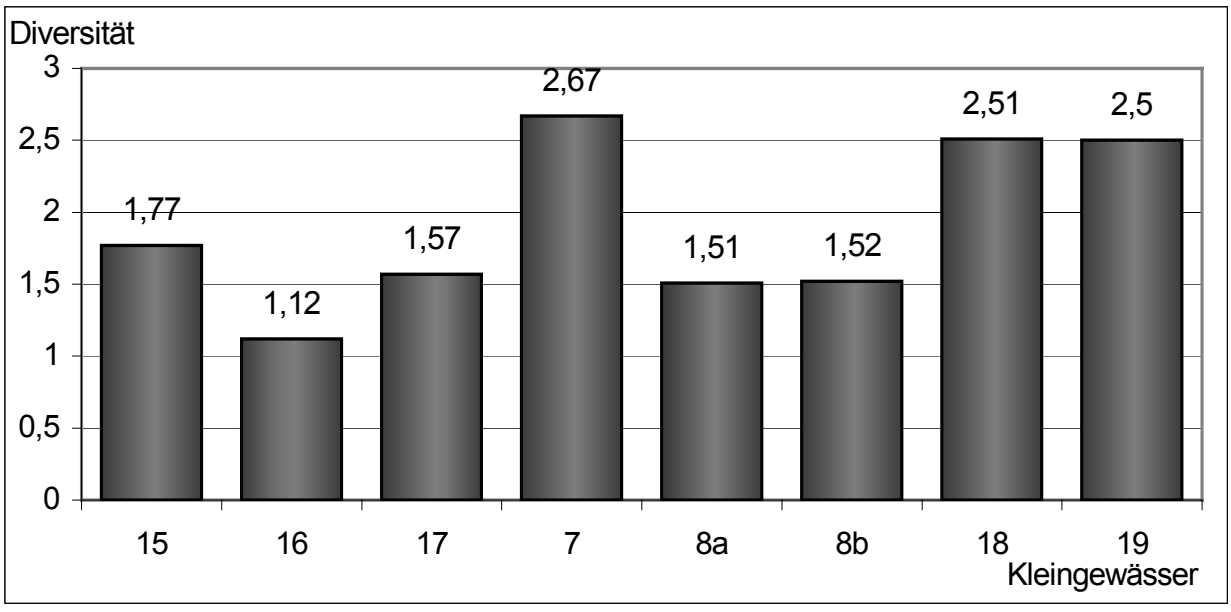


Abbildung 4: Diversität der einzelnen Kleingewässer

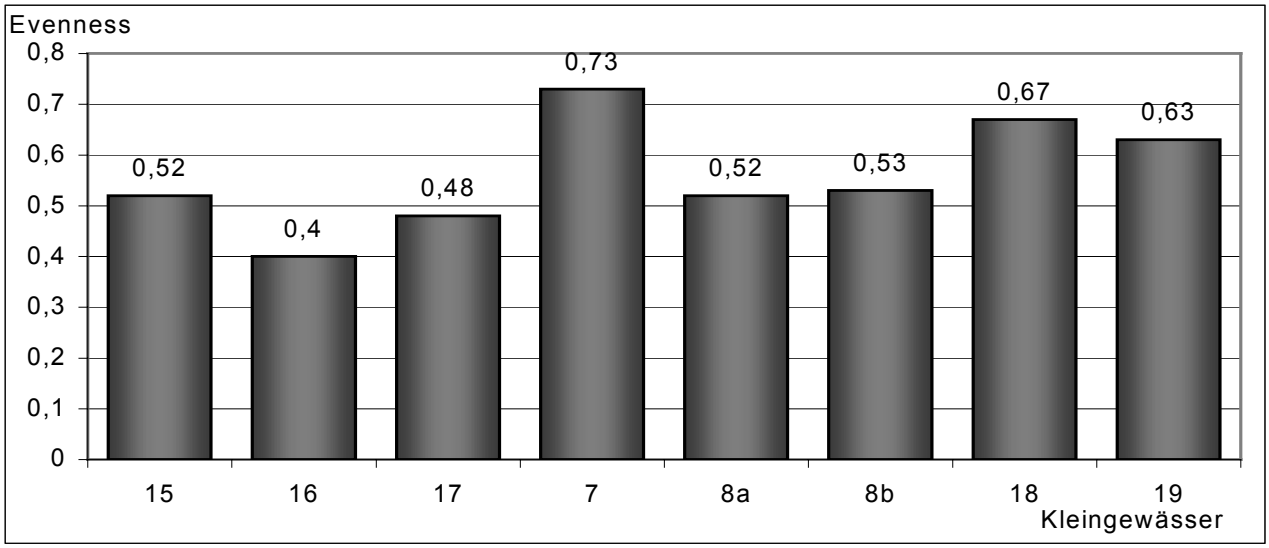


Abbildung 5: Evenness der einzelnen Kleingewässer

3.2.3. SUKZESSION

Das Artenspektrum der Wirbellosengemeinschaft ist abhängig vom Sukzessionsstadium des jeweiligen Gewässers. Ausdruck des jeweiligen Stadiums ist v.a. die Entwicklung der submersen Vegetation, wobei deren Dichte und Struktur die Ausprägung der Makrozoobenthosgemeinschaft wesentlich beeinflussen (SCHOLLE, 1998). Der Einfluß der Vegetation überwiegt hier über Einflüsse der chemisch-physikalischen Wasserparameter. Die im Vergleich zu den übrigen Kleingewässern relativ weit fortgeschrittene Sukzession der Gewässer 7, 18 und 19 (siehe Tabelle 1) begründet deren hohe faunistische Diversitäts- und Evenness-Werte. Insgesamt befinden sich die untersuchten Kleingewässer (Alter <10Jahre) in relativ frühen Sukzessionsstadien. Dementsprechend ist die Makrozoobenthosgemeinschaft der Kleingewässer vorwiegend durch flugfähige und relativ ausbreitungsstarke Dipteren, Ephemeropteren und in geringerem Maß durch Heteropteren dominiert. In Bezug auf die Artenzahl dominieren die für junge Gewässer typischen Coleopteren und Heteropteren. Die für ältere Gewässer typischen Gastropoden und Trichopteren sind noch in relativ geringen Individuenzahlen vertreten (Individuenanteil jeweils <5%).

4. QUELLENVERZEICHNIS

ARKENAU, Thomas (1992): Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. Natur und Landschaft, 67.Jg., Heft7/8.

BUND-Internetseite: http://bund-bremen.webmen.de/NSG/Bremen/Borgfeld.htm

DEUTSCHER WETTERDIENST (1999): Witterungsreport, Hefte Juli bis Oktober

EIKHORST (1999): Wümmeniederung, Karte der Überschwemmungsdauer 1998/99.

KESEL, Raimund (1998): Gewässerzustandsbericht 1998, NSG Borgfelder Wümmewiesen. Im Auftrag des WWF Projektbüros Wümmewiesen, Bremen.

KESEL, Raimund (1999): Gebietskarte mit Kleingewässern

KESEL, Raimund (2000): Gewässerzustandsbericht 2000, NSG Borgfelder Wümmewiesen, Ergebnisse und Bewertung.

NLWK-Verden (1999): Übermittlung von Wümme-Meßdaten 1999 durch A.Austen.

PLANUNGSGRUPPE GRÜN-Köhler, Storz und Partner (1994): Pflege- und Entwicklungsplan NSG Borgfelder Wümmewiesen

SCHOLLE, Jörg (1998): Gewässerkundliche Untersuchungen im NSG Borgfelder Wümmewiesen, Ergebnislisten. Auftraggeber: WWF-Projektbüro Wümmewiesen, Bremen.

ISBN 3-9805678-5-0