

DGL
DEUTSCHE GESELLSCHAFT
FÜR LIMNOLOGIE e.V.



TAGUNGSBERICHT 2002

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

Braunschweig, 30. September - 4. Oktober 2002

Band II

DGL
DEUTSCHE GESELLSCHAFT
FÜR LIMNOLOGIE e.V.



TAGUNGSBERICHT 2002

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

Braunschweig, 30. September - 4. Oktober 2002

Band II

Impressum:

Deutsche Gesellschaft für Limnologie DGL)
Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Band 2
Eigenverlag der DGL, Werder 2003

Redaktion und Layout:

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

Druck:

Hubert & Co, Göttingen

ISBN-Nr. 3-9805678-6-9

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, BAND 2	Seite
ELBEFORSCHUNG	438
TEFS, C. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Algen der Elbe in ungeahnten Tiefen. - Vergleichende Untersuchungen zur Verteilung der Algen im Längsverlauf und im Sediment der Elbe	439
KRÖWER, S. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Räumliche Verteilung der Ciliaten im Benthal der mittleren Elbe - ein Frühjahrsaspekt	443
RISSE, U. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Turbulenz und Stauung – Einfluss von Querverbauungen auf die Ciliatenverteilung im Rhithral der Elbe	449
PLANK, A., ZIMMERMANN-TIMM, H. & L. FÜREDER: Was zuckt in der Elbe? - Verteilung der Chironomidae unter besonderer Berücksichtigung der Schwebstoffdynamik	455
SCHWARTZ, R. & H.-P. KOZERSKI: Die Bedeutung von Bühnenfeldern für die Retentionsleistung der Elbe	460
KLEINWÄCHTER, M., EGGERS, T. O. & A. ANLAUF: Makrozoobenthos und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für verschiedene Buhnentypen der mittleren Elbe	466
INTERSTITIAL/GRUNDWASSER	472
IBISCH, R. B., INGENDAHL, D. & D. BORCHARDT: Dynamik von Stoffumsatzprozessen im hyporheischen Interstitial eines anthropogen belasteten Mittelgebirgsflusses	473
HAHN, H. J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Grundwassertieren – Erste Ergebnisse	479
MATZKE, D. & H. J. HAHN: Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken	485
ABGRABUNGSGEWÄSSER	491
HOFMANN, H., HEMM, M., GASSERT, E. & D. LEBMANN: Beispiel für eine GPS-Echolot-Kopplung zur Erstellung einer bathymetrischen Karte und Bestimmung morphometrischer Parameter (Tagebausee Mortka, Ostsachsen)	492
BORNSCHEIN, S., WOLLMANN, K. & D. LEBMANN: Die Makrozoobenthosbesiedlung von Tagebauseen der Lausitz	498
HÜNKEN, A. & M. MUTZ: <i>Neureclipsis bimaculata</i> (Trichoptera: Polycentropodidae) in Tagebaugewässern mit extremen Umweltfaktoren	503
WOLLMANN, K., DENEKE, R. & K. STÖBEL: Die räumliche Verteilung der Corixiden in einem sauren Tagebausee (RL 117) und ihre Rolle im Nahrungsnetz	508
JANDER, J. & B. NIXDORF: Nachweis von Auto-, Mixo- und Heterotrophie des Planktons in sauren Tagebauseen mit der Mikroautoradiographie (MARG)	513
SCHULTZE, M. & T. RUSCHE: Flutung zweier meromiktischer Tagebauseen – Entwicklung des Wasserchemismus	519
SPINDLER, J. & N. DREHER: Zooplankton auf dem Weg von sauer nach neutral - Entwicklung der Zooplanktongemeinschaft während der Flutung des Tagebaus Goitsche	524

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	<i>Seite</i>
CARMENKE, I.: Erholungsnutzung an Gewässern in der Bergbaufolgelandschaft – Fragen und Probleme aus limnologischer Sicht	529
ECKARTZ-NOLDEN, G. & M. NOLDEN: Untersuchung von stehenden Gewässern im Rahmen der Gewässergüteüberwachung NRW am Beispiel der Ville-Seen	534
MAIBAUM, J., BLÖCHL, A. & W. WEIDEMANN: Hydrobiologische Untersuchungen mit Mesokosmen in einem hypertrophen Kiesabbaugewässer in der Weseraue	538
ROTTERMUND, U.: Fischereiliche Bewirtschaftung und nachhaltige Entwicklung von Abtragungsgewässern auf Grundlage praxisnaher und nutzergeführter Erfassungen	543
ÜBERGANGSGEWÄSSER	549
KRECH, M., BIELE, S., SCHLUNGBAUM, G., FREUDENBERG, K. & B. VOIGT: Leitbildorientiertes Entwicklungskonzept für die Sanierung und Restaurierung von Übergangsgewässern am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette Ein Beitrag zur fachlichen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern	550
MINNING, M., LEIPE, T. & G. SCHERNEWSKI: Auswirkungen der regelmäßigen Kanal-Ausbaggerungen auf die Trophie des Stettiner (Oder) Haffs	554
RÖDIGER, S., SCHERNEWSKI, G. & M. ZETTLER: Die Makrozoobenthosbesiedelung des Oderhaffs vor dem Hintergrund der EU- Wasserrahmenrichtlinie	560
BIERSCHENK, A., BIERSCHENK, B. & M. SCHIRMER: Sukzession eines neu angelegten, tidebeeinflussten Seitengewässers in der Brackwasserzone der Unterweser	565
VERSALZUNG	569
LANGE, A., ZIMMERMANN-TIMM, H. & C.-J. SCHULZ: Die Versalzung der Thüringer Gewässer gestern und heute – am Beispiel der Datensammlung der AG Limnologie in Jena	570
POHLON, E., SCHUBOTZ, D., ZIMMERMANN-TIMM, H. & C.-J. SCHULZ: Auswirkungen der Versalzung auf die Nitrifikation in Nordthüringer Fließgewässern	574
ÖKOTOXIKOLOGIE	580
BERENZEN, N., HÜMMER, S., LIESS, M. & R. SCHULZ: Ökotoxikologische Beurteilung von Pflanzenschutzmittel-Peak-Belastungen aus Kläranlagen im Vergleich zu Einträgen über Runoff	581
PROBST, M., BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., LIESS, M. & RALF SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft Systemaufbau und Anwendungsmöglichkeiten	585
BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., PROBST, M., SCHULZ, H., LIESS, M. & R. SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 1. Simulation und Messung	590
BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., PROBST, M., SCHULZ, H., LIESS, M. & R. SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 2. Bewertung	596
DEMBINSKI, M., JAHN, W., HOMMEN, U., SCHÄFERS, CH. & J. F. GONZALEZ-VALERO: Untersuchung von aquatischen Makrozoen in Gräben des Obst-Anbau-Gebietes "Altes Land" zur Risikoabschätzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln.	602

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	<i>Seite</i>
POHL, B., HAMMERS-WIRTZ, M. & H. T. RATTE: Bewertung von anthropogen stark belasteten kleinen Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter ökotoxikologischer Testsysteme am Beispiel der Nette (NRW)	608
JERGENTZ, S., MUGNI, H., BONETTO, C. & R. SCHULZ: Aquatische Ökotoxikologie von Pestiziden in der argentinischen Pampa	612
RADAU, T. S., STURM, A., HAHN, T. & R. SCHULZ: Acetylcholinesterase als Biomarker für den Einfluß von Organophosphat-Insektiziden auf die Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) in einem südafrikanischen Fluß	616
SCHMITT-JANSEN, M., KÜSTER, A. & R. ALTENBURGER: Untersuchung schadstofftoleranter Aufwuchsgemeinschaften als ein Instrument zur Bewertung von Schadstoffen in Gewässern	621
MOSER, H. & U. VEIT: Ökotoxikologische Testverfahren mit Makrophyten	627
SCHWARZE-SCHARFENBERG, B., FILIPOV, E. & S. KUNST: Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen I: Abbau- und Adsorptionsverhalten im Belebungsbecken	633
PAKERT, M., FILIPOV, E. & S. KUNST: Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen II: Abbau- und Adsorptionsverhalten beim Faulprozess	639
TALSPERRENBEWIRTSCHAFTUNG	645
MAABEN, S., RÖSKE, I. & D. UHLMANN: Der Einfluss der Metallzusammensetzung auf die P-Freisetzung von Talsperrensedimenten	646
PETERS, R., SIEMENS, K. & TH. PETZOLDT: Neuronale Netze als Hilfsmittel zur Prognose der Gewässergüte in Talsperren bei veränderter Bewirtschaftung	652
PETZOLDT, T. & K. SIEMENS: Computer oder Limnologe? Anwendungsmöglichkeiten eines ökologischen Seenmodells	658
ROLINSKI, S. & T. PETZOLDT: Simulation des Einflusses der thermischen Struktur auf die Dynamik der Frühjahrsmassenentwicklung mit dem Gewässergütemodell SALMO	664
SIEMENS, K. & TH. PETZOLDT: Simulation der Gewässergüte der Talsperre Bautzen in Abhängigkeit von hydrologischem Regime und Bewirtschaftungsdruck	669
WAGNER, A., BOLLENBACH, M., HÜLSMANN, S. & J. BENNDORF: Räuber oder Beute? Die Rolle der invertierten Räuber in der top-down gesteuerten Talsperre Bautzen	675
NIESEL, V., CHORUS, I., SUDBRACK, R., WILLMITZER, H. & E. HOEHN: Das Auftreten von problematischen Phytoplanktonarten in Talsperren	681
GEWÄSSERSANIERUNG	687
KUSSEROW, R., MÄHLMANN, J., BOBSIN, U., RÖSKE, I., DUMKE, R., ARNOLD, R. & H. FUCHS: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (<i>Dreissena polymorpha</i>) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor I. Einschätzung der Kondition in verschiedenen Untersuchungsgewässern	688
MÄHLMANN, J., ARNOLD, R. & H. FUCHS: Technische Textilien für den Einsatz in der angewandten Limnologie	693
LAUNHARDT, A. & M. MUTZ: Totholz statt Steine, eine Alternative für Sohlgleiten in abflussschwachen Sandbächen	699

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	<i>Seite</i>
SANIERUNG VON STILLGEWÄSSERN	703
BRÜDERN, U., LINKE, A., ZACHER, K., WEIDEMANN, W. & S. KUNST: Eignung und Bedeutung von Makrophyten für abwasserbelastete Gewässer	704
BUCHBERGER, C., BRÜDERN, U. & W. WEIDEMANN: Bedeutung von Lemnaceae für die Biologie abwasserbelasteter Stillgewässer	708
BRUNS, S.: Tiefenwasserbelüftung Runstedter See	711
EHLERS, K. & S. BRUNS: Externe Phosphor-Elimination mit dem Bodenfiltersystem Neptun	717
GONSIORCZYK, TH., WAUER, G., CASPER, P. & R. KOSCHEL: Restaurierung des Tiefwarensee (Mecklenburg-Vorpommern), Erste Ergebnisse einer hypolimnischen Al- und CaCO ₃ -Fällung	723
WAUER, G., GONSIORCZYK, T., HILLBRECHT, B., CASPER, P. & R. KOSCHEL: Depotstoffe – Erhöhung der Phosphor-Retention durch Sedimentbehandlung	729
LEWANDOWSKI, J., SCHAUSER, I. & M. HUPFER: Untersuchungsprogramme im Vorfeld von Seenrestaurierungen	735
LÜDERITZ, V. & U. LANGHEINRICH: Entwicklung von Auenaltwässern – Möglichkeiten, Konzepte, Erfolge	741
MATTHES, M.: Wie entstehen Tiefenchlorophyllmaxima in eutrophen Gewässern? Ein Fallbeispiel	747
TROPISCHE ÖKOSYSTEME	750
GEHLHAR, M., BOLLMOHR, S., HAHN, T. & R. SCHULZ: Einfluss von Organophosphaten auf non-target Organismen in einem südafrikanischen Ästuar	751
GOLDSCHMIDT, T. & R. GERECKE: Zur Kenntnis der Wassermilbenfauna (Acari, Hydrachnidia) in Fließgewässern und Quellen auf Madagaskar.	755
REINTJES, N. & K. E. LINSENMAIR: Das aquatische System einer westafrikanischen Savanne aus der Sicht der auch- und Schwimmkäfer (Coleoptera: Noteridae, Dytiscidae) Bedeutung temporärer und permanenter Gewässer	761
SCHWAHN, J.: Zur Fischfauna des Pendjari-Nationalparks in Benin (Westafrika)	766
FREIE THEMEN	772
BÖTTCHER, G., GRÜTZMACHER, G. & I. CHORUS: Microcystinabbau unter anoxischen Bedingungen am Beispiel der Uferfiltration	773
DIENEMANN, C., DIENEMANN, H., DUDEL, G.E., BRACKHAGE, C. & L. STOLZ: Selektive Akkumulation von Radionukliden und Arsen in natürlichen Feuchtgebieten und künstlichen Fließstrecken	779
EFFENBERGER, M., SIGL, G. & C. MATTHAEI: Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität und lokaler Habitats-Parameter für die Besiedlung wirbelloser Tiere in einem Wildbach	785
HOFMANN, R.: Mehrjährige Untersuchungen an zwei Kleinbadeteichen in Sachsen	791
KUSBER, W.-H., JAHN, R. & U. GEISSLER: Datensammlung für eine Rote Liste und Florenliste der Zieralgen und Diatomeen Berlins	796

INHALT, GESAMTVERZEICHNIS NACH THEMENGRUPPEN	<i>Seite</i>
SIGL, G., MATTHAEI, C. & C. TOWNSEND: Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität für benthische Algen, Primärproduktion und benthische Bakterien im Fließgewässer	801
VIEHBERG, F. A. & G. HOFFMANN: Neueste Bestandsaufnahme der holozänen Süßwasser-Ostrakoden in Vorpommern. Eine Versuch zur Paläomilieuanalyse.	807
WILDERER, C., BOGUSCH, S. & B. KAPPUS: Funktion neu geschaffener Auebiotope an der Jagst als Planungsgrundlage für fließgewässernahe Renaturierungsmaßnahmen	812
UHLMANN, D., ESCHENHAGEN, M., LANGE, K.-P., KRANICH, J., CARMENKE, I. & C. SCHEERER: Negativer Einfluss von Feinsedimenten auf die Wasserbeschaffenheit in Tieflandflüssen am Beispiel der Weißen Elster in Leipzig	817
GESAMTVERZEICHNIS NACH ERSTAUTOREN	XV

- TEFS, C. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Algen der Elbe in ungeahnten Tiefen. - Vergleichende Untersuchungen zur Verteilung der Algen im Längsverlauf und im Sediment der Elbe
- KRÖWER, S. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Räumliche Verteilung der Ciliaten im Benthal der mittleren Elbe - ein Frühjahrsaspekt
- RISSE, U. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Turbulenz und Stauung – Einfluss von Querverbauungen auf die Ciliatenverteilung im Rhithral der Elbe
- PLANK, A., ZIMMERMANN-TIMM, H. & L. FÜREDER: Was zuckt in der Elbe? - Verteilung der Chironomidae unter besonderer Berücksichtigung der Schwebstoffdynamik
- SCHWARTZ, R. & H.-P. KOZERSKI: Die Bedeutung von Buhnenfeldern für die Retentionsleistung der Elbe
- KLEINWÄCHTER, M., EGGERS, T. O. & A. ANLAUF: Makrozoobenthos und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für verschiedene Buhnentypen der mittleren Elbe

Algen der Elbe in ungeahnten Tiefen

Vergleichende Untersuchungen zur Verteilung der Algen im Längsverlauf und im Sediment der Elbe

Cindy Tefs & Heike Zimmermann-Timm, AG-Limnologie, Institut für Ökologie,
Carl-Zeiss-Promenade 10, 07745 Jena, e-mail: cindytefs@arcor.de

1. Einleitung

Untersuchungen zum Plankton großer Fließgewässer haben über lange Zeit einen geringeren Stellenwert eingenommen. Über das Phytoplankton der Elbe gibt es nur wenige Publikationen (Krienitz 1983 a, b; Müller 1984; Krienitz 1986; Meister 1994; Karrasch 2001); Zimmermann-Timm *et. al.* unveröffentlichte Daten).

Das Vorkommen und die Abundanz der Phytoplankter wird neben den Faktoren Nährstoffverfügbarkeit (Sommer 1987), Grazing (Lampert 1988) und Turbulenz wesentlich auch von der Sedimentation beeinflusst (Sommer 1984; Henley *et al.* 2000). Diese verändert sich in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit. Die Plankter bleiben entsprechend der Sedimentbeschaffenheit auf der Oberfläche liegen oder werden in das Sediment eingetragen und dort entweder abgebaut oder zu einem späteren Zeitpunkt wieder resuspendiert. Es ist auch möglich, dass Algen überdauern und später eine Wiederbesiedlungsfunktion übernehmen. Itakura und Mitarbeiter (1997) haben dieses Phänomen in Meeressedimenten beobachtet.

Die Feststellung hoher Algenabundanzen im Sediment (Sandra Kröwer, Jena, mündliche Mitteilung), die vor allem dort lebenden Ciliaten als Nahrung dienen, veranlassten uns zu untersuchen, ob diese Algen planktischen oder benthischen Ursprungs sind. Die Verteilung der Algen im Längsverlauf der Mittel- und Unterelbe im Freiwasser und Sediment, deren Eintrag, Vitalität und Größenklassen wurden in Abhängigkeit von der Sedimenttiefe, der Fließgeschwindigkeit und der Korngrößen untersucht.

2. Material und Methoden

Probenahme:

In der Zeit vom 24.09.2001 bis 4.10.2001 wurden einmalig Phytoplanktonproben von Freiwasser und Sediment der Mittel- und Unterelbe in Dresden (Stkm 52), Coswig (Stkm 232,5), Magdeburg (Stkm 317), Havelberg (Stkm 420,5) und Geesthacht (Stkm 583), jeweils im Hauptstrom und im Uferbereich entnommen. Dabei wurden in Coswig, Magdeburg und Havelberg jeweils drei ausgewählte Stellen im Buhnenfeld (Einstrombereich, Mitte, Ausstrombereich) und im Buhnenfeld Geesthacht eine Stelle beprobt. Das Sediment wurde durchschnittlich bis in eine Tiefe von 30 cm, maximal 70 cm in Geesthacht, mit dem Sedimentstechrohr, \varnothing 6cm, Fa. Uwitech Mondsee, beprobt. Freiwasserproben wurden von der Oberfläche genommen. Im Staubereich Geesthacht wurde die Wassersäule in 2 m-Abständen bis in eine Tiefe von 4 m mit dem Wasserschöpfer, 2 l, Fa. Hydrobios Köln, beprobt. Phytoplanktonproben wurden sofort mit Lugol'schem Gemisch fixiert.

Auswertung des Probenmaterials:

Es erfolgte eine Korngrößenanalyse der Sedimente, wobei in 4 mm-, 2 mm-, 1 mm-, 0,4 mm-, 0,25 mm-, 0,072 mm-, 1,6 μ m- Fraktionen aufgetrennt wurde. Das Phytoplankton wurde qualitativ und quantitativ untersucht. Auszählungen der Arten erfolgten nach der Utermöhlmethodik (Utermöhl 1985) am Umkehrmikroskop (400x). Vitalitätsbestimmungen der Algen und

Größenklassenbestimmungen zentrischer Bacillariophyceae (<10µm, γ 10µm,φ20µm) wurden ebenfalls am Umkehrmikroskop (400x) durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Verglichen mit vorhergegangenen Längsschnittuntersuchungen der Mittelelbe zum Phytoplankton (Zimmermann-Timm *et. al.* unveröffentlichte Daten) sind deutlich geringere Phytoplanktondichten (4-fach niedriger) im Pelagial zu verzeichnen, da die Untersuchung im Anschluss an eine Hochwassersituation durchgeführt wurde (Abb.1).

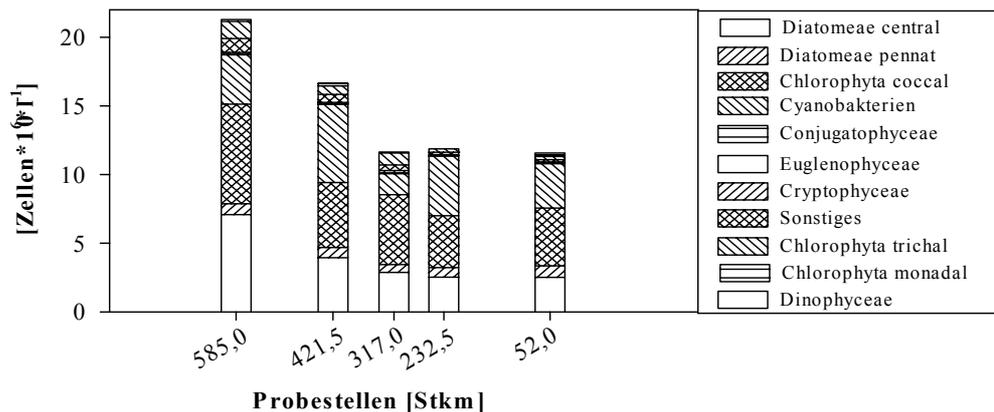


Abb.1: Phytoplanktonabundanzen [Zellen * 10⁶ l⁻¹] Pelagial im Hauptstrom, Elbe

Den größten Anteil an den Phytoplanktongruppen haben zentrische Bacillariophyceae (Freiwasser 30%, Sediment 80%), coccale Chlorophyceae (Freiwasser 40%, Sediment < 20%) und Cyanobakterien (Freiwasser bis 30%, Sediment < 5%). Weniger als 5 % nehmen die Gruppen der Conjugatophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae, monadale Chlorophyta, trichale Chlorophyta und Sonstige ein.

Offensichtlich werden Plankter in das Sediment eingetragen. Sie verbleiben dort, bis sie durch Resuspensionsvorgänge wieder in das Freiwasser gelangen. Das erklärt die allgemein hohen Dichten im Sediment. Die größten Abundanzen wurden in Dresden gefunden. Hauptsächlich sind hier grobe Sedimentfraktionen (4 mm) vertreten. Es scheinen neben der Strömung (1,4 m s⁻¹) hier vor allem auch die groben Sedimentstrukturen für die Anreicherung verantwortlich zu sein. Möglicherweise könnte auch das Öffnen von Wehren im tschechischen Elbeverlauf und somit ein massiver Eintrag von Planktern aus stehgewässerähnlichen Bedingungen, die sich im Fließgewässer dauerhaft nicht halten können, eine Ursache für die hohen Dichten im Sediment sein.

Die hohen Abundanzen im Einstrombereich des Bühnenfeldes (4 * 10¹¹ Zellen l⁻¹) werden durch die geringe Fließgeschwindigkeit in diesem Bereich erklärt. In dem muddigen Sediment (Fraktionen 0,4 mm 30%, 0,25 mm 30%, 0,072 mm 20%) werden die Plankter kaum resuspendiert. Konsumenten sind hier im Gegensatz zu Mitte- und Ausstrombereich sehr gering.

Mit zunehmender Tiefe steigt im allgemeinen auch die Abundanz der Algen, während deren Vitalität sinkt. Stromabwärts steigt die Vitalität der Sedimentbewohner, was als Hinweis auf die zunehmenden Resuspensionsprozesse mit abnehmender Strömungsgeschwindigkeit zu werten ist. Im Bühnenfeld bei Havelberg gibt es maximal 5% vitale Formen. Die in das Sediment eingetragenen Algen liegen bei Zellgrößen von 10-20 µm.

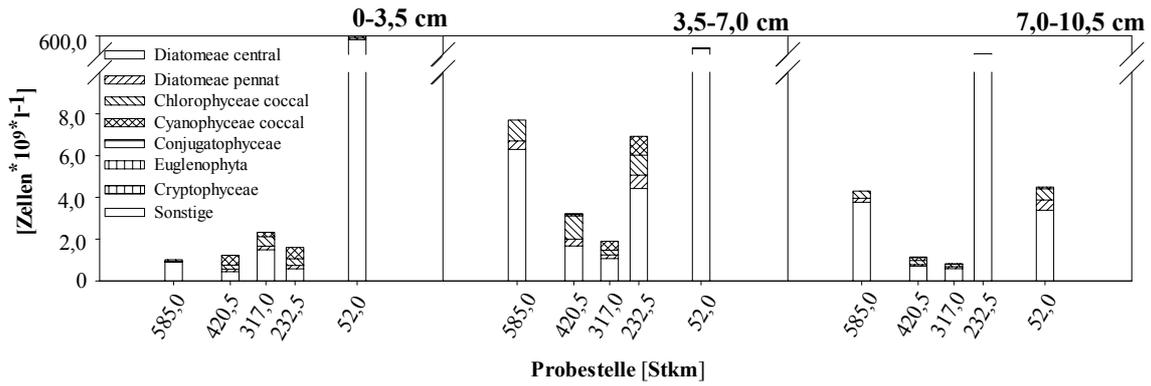


Abb.2: Phytoplanktonabundanzen [Zellen * 10⁹ * l⁻¹] im Sediment 0-10,5 cm, Hauptstrom Elbe

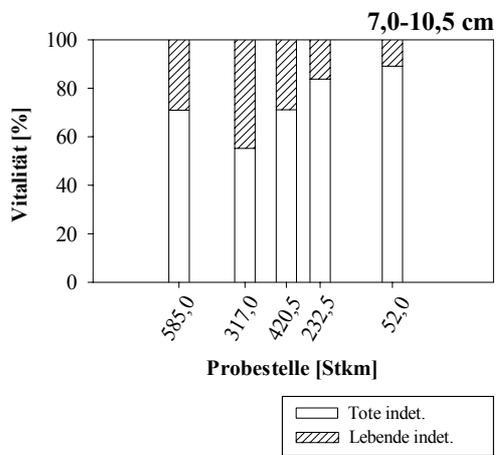


Abb.3: Vitalität [%] der Phytoplankter im Sediment 7-10,5 cm, Hauptstrom Elbe

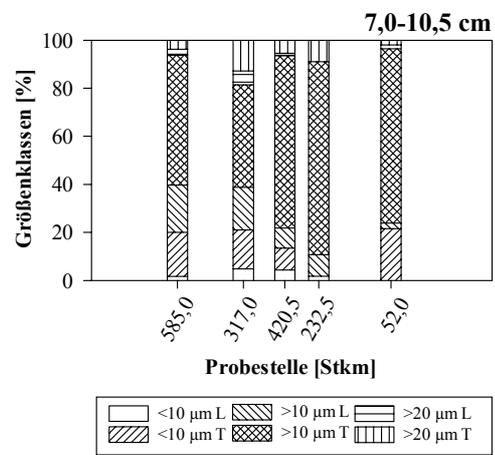


Abb.4: Größenklassen zentraler Bacillariophyceae [%] im Sediment 7-10,5 cm, Hauptstrom Elbe, (L=Lebende indet., T=Tote indet.)

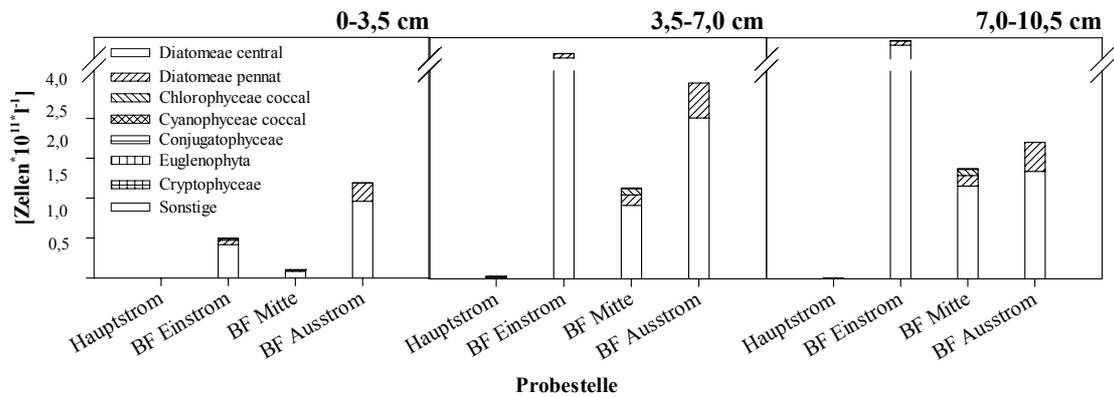


Abb.5: Phytoplanktonabundanzen [Zellen * 10¹¹ * l⁻¹] im Sediment 0-10,5 cm im Bühnenfeld (BF), Vergleich mit Hauptstrom, Havelberg (Stkm 420,0)

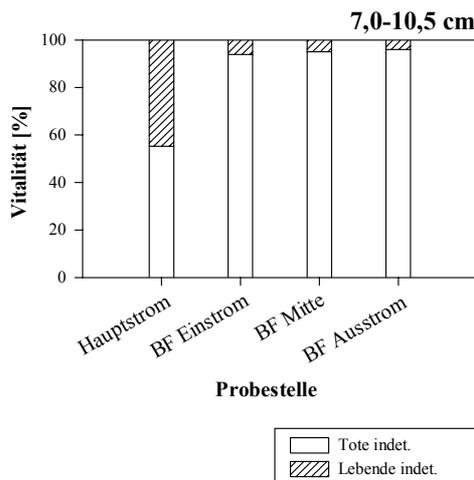


Abb.6: Vitalität [%] der Phytoplankter im Sediment 7-10,5 cm im Bühnenfeld (BF), Vergleich mit Hauptstrom, Havelberg (Stkm 420,5)

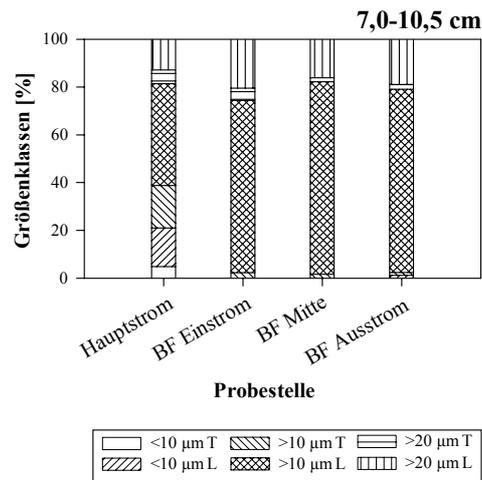


Abb.7: Größenklassen zentraler Bacillariophyceae [%] im Sediment 7-10,5 cm im Bühnenfeld (BF), Vergleich mit Hauptstrom, Havelberg (Stkm 420,5), (T=Tote indet., L=Lebende indet.)

4. Literatur

- Henley, W. F., Patterson, M.A.; Neves, R.J.; Lemly, A.D (2000). "Effects of Sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers." Reviews in Fisheries Science **8**(2): 125-139.
- Itakura, S., Imai, I., Itoh, K. (1997). "Seed bank" of coastal planktonic diatoms in bottom sediments of Hiroshima Bay, Seto Inland Sea, Japan." Marine Biology **128**: 497-508.
- Karrasch, B., Mehrens, M., Rosenlöcher, Y., Peters, K. (2001). "The dynamics of phytoplankton, bacteria and heterotrophic flagellates at two banks near Magdeburg in the river Elbe (Germany)." Limnologica **31**: 93-107.
- Krienitz, L. (1983 a). "Grünalgen der mittleren Elbe." Limnologica **21**(1): 165-231.
- Krienitz, L. (1983 b). "Einige chlorococcale Algen aus dem Gebiet der mittleren Elbe." Arch. Protistenkd. **127**: 297-305.
- Krienitz, L. (1986). "Drei neue Arten coccaler Grünalgen (Chlorellales) aus dem Plankton der Elbe." Arch. Protistenkd. **132**: 299-311.
- Lampert, W. (1988). "The relationship between zooplankton biomass and grazing: A review." Limnologica **19**: 11-20.
- Meister, A. (1994). "Untersuchungen zum Plankton der Elbe und ihrer größeren Nebenflüsse." Limnologica **24**(2): 153-171.
- Müller, U. (1984). "Das Phytoplankton der Elbe I. Jahreszyklus der Bacillariophyceae im Süßwasserbereich bei Pevestorf." Arch. Hydrobiol., Suppl. (Untersuch. Elbe-Aestuar 5) **61**: 587-603.
- Sommer, U. (1984). "Sedimentation of principal phytoplankton species in Lake Constance." J. Plankton Res. **6**: 1-14.
- Sommer, U. (1987). "Factors controlling the seasonal variation in phytoplankton species composition - A case study for a deep, nutrient rich lake." Progr. Phycol. Res. **5**: 123-178.
- Utermöhl, H. (1985). "Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik." Mitt. D. Internat. Vereinig. Limnologie **9**: 1-38.

Räumliche Verteilung der Ciliaten im Benthos der mittleren Elbe - ein Frühjahrsaspekt

Sandra Kröwer¹ und Heike Zimmermann-Timm^{1,2}

¹Institut für Ökologie, Carl-Zeiss-Promenade 10, 07745 Jena, ²Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V., Telegrafenberg, PF 601203, 14412 Potsdam.

Keywords: Ciliaten, Benthos, Sedimentstruktur, Elbe

Einleitung

Während die Bedeutung planktischer Organismen aufgrund der sinkenden Strömungsgeschwindigkeit und Turbulenz stromabwärts zunimmt, nimmt sie innerhalb der benthischen Organismen ab (VANNOTE *et al.* 1980). Diese Hypothese konnte von WÖRNER *et al.* (2002) für die planktischen Flagellaten und Ciliaten innerhalb der Mittelelbe bestätigt werden.

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen erstmalig Abhängigkeiten der Ciliaten des Benthos in ihrem Längsverlauf zu mehreren abiotischen Parametern, die diese Hypothese begründen. Zum einen ist dies die stromabwärts abnehmende Strömungsgeschwindigkeit und Turbulenz, die ein Aussedimentieren schwerer Materialien in den oberen Bereichen der Mittelelbe bewirkt, während die feinen Sedimente flußabwärts transportiert werden. Daraus entsteht ein Gradient entlang der Mittelelbe, der sich in den oberen Bereichen durch steinig/kiesige, über kiesig/sandige bis hin zu sandig/muddigen Sedimenten ausdrückt. Diese Veränderung der Sedimentqualität (Korngrößen, Sortierungsgrad, Sauerstoffgehalt und organischer Gehalt) beeinflusst in entscheidendem Maße die Verteilung der benthischen Organismen (FENCHEL 1969, GIÈRE 1993).

Der Vergleich des Hauptstromes zu den strömungsberuhigten Bühnenfeldern der Elbe, in denen Sedimentations- und Resuspensionszentren und somit Bereiche unterschiedlicher Sedimentqualität unterschieden werden können, zeigen aufgrund von Korngrößenunterschieden, Sauerstoffschwankungen und Unterschieden des organischen Gehaltes deutliche Differenzen in der Ciliatenzönose auf engem Raum auf.

Ciliaten stellen wichtige Komponenten innerhalb mikrobieller Nahrungsgewebe dar und sind somit im Sinne des Konzeptes des "microbial loop" (AZAM *et al.* 1983) ein wichtiges Bindeglied im Kohlenstofftransfer zu höheren trophischen Ebenen. Somit werden die Ciliatenzönosen ebenfalls durch biotische Parameter, wie das Vorhandensein bestimmter Nahrung beeinflusst, was die Korrelation zwischen in hohen Abundanzen auftretenden spezifischen Nahrungsorganismen, wie Diatomeen oder Bakterien, und Ciliaten, die diese als Futter aufnehmen, verdeutlicht.

Die vorliegende Arbeit überprüft erstmalig, unter besonderer Berücksichtigung der abiotischen Faktoren, die von VANNOTE *et al.* (1980) aufgestellte Aussage zur Verteilung der benthischen Ciliaten in einem großen Fließgewässer.

Material und Methoden

Die Proben wurden mit einem Sedimentstechrohr mit Ballverschluß (Fa. Uwitec), im Hauptstrom vom Boot aus und im Bühnenfeld aus einer Wassertiefe von 0,5 – 4,80 m aus dem Sediment entnommen und mit einem Coreschneider, modifiziert nach der Methode von CLEVEN (1999) in Tiefenhorizonte unterteilt.

Die Artbestimmungen der Ciliaten wurden lebend und mittels Versilberung nach FOISSNER (1991) durchgeführt. Zur Quantifizierung der Ciliaten und Diatomeen fand die quantitative

Protogolmethode (QPS - Quantitative Protargol-Staining) nach SKIBBE (1994), modifiziert nach SCHERWASS (im Druck) Anwendung. Bakterien und Flagellaten wurden mit 4'6-Diamidino-2-Phenylindol (DAPI), modifiziert nach der Methode von FISCHER (1996), gefärbt. Hierzu wurde 1 g Sediment mit dazugehörigem Porenwasser eingewogen und mit 5 ml Fixierlösung (Glutaraldehydlösung, Endkonzentration 2 %) aufgefüllt. Nach intensivem Schütteln wurde die Probe im Ultraschallbad bei 40 % Intensität 15 min. gleichmäßig beschallt und nach erneuter Verdünnung mit Fixierlösung (1:25) gefärbt. Anschließend erfolgte die Filtration der Probe auf Polycarbonat – Filter mit einer Porengröße von 0,2 µm. Bakterien und Flagellaten wurden mit Hilfe eines Epifluoreszenzmikroskopes (Axioplan) der Fa. Zeiss, quantifiziert. Für die Bakterien erfolgte die Auszählung von 25 x 5 Kleinquadraten (1,25 x 1,25 mm) einer Okularmeßplatte der Fa. Zeiss. Jeweils 100 Flagellaten wurden in verschiedener Anzahl von Großquadraten (12,5 x 12,5 mm) einer Okularmeßplatte der Fa. Zeiss gezählt.

Zur Bestimmung von Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Leitfähigkeit wurde mit Hilfe eines modifizierten Zentrifugenröhrchens dem Sediment Porenwasser entnommen und dieses mit WTW-Sonden gemessen. Die Korngrößenanalyse, Trockengewichts- und Glühverlustbestimmungen wurden in Anlehnung an GORDON *et al.* (1996) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Hauptstrom

Die abiotischen Parameter im Hauptstrom der Elbe weisen zum Teil einen Gradienten in ihrem Längsverlauf auf. Somit nimmt der Sauerstoffgehalt stromabwärts um fast die Hälfte ihres Wertes ab und die Leitfähigkeit steigt an (Tab. 1).

	Geesthacht km 583	Havelberg km 420,5	Magdeburg km 317	Coswig km 232,5	Dresden km 52
Temperatur [°C]:	19,1	16,9	17,5	19,5	18,1
Sauerstoff [mg l ⁻¹]:	3,88	4,7	6,21	5,42	6,25
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]:	945	886	756	462	458
pH:	8,13	9,02	9	8,62	8,92

Tab. 1: Sondenparameter der verschiedenen Probenahmestellen im Längsverlauf des Hauptstromes. Laut Definition ist der Längsverlauf von rechts nach links aufgetragen.

Auch bezüglich der Korngrößen konnte ein Gradient im Längsverlauf der Mittel- und Unterelbe festgestellt werden (Abb. 1a), was durch die Untersuchungen von HAUNSCHILD (1994) gestützt wird. Somit wird der Anteil der steinigen, kiesigen und grobsandigen Sedimente zugunsten der Sedimente, die kleiner als 1 mm sind, stromabwärts immer geringer. Während in Dresden, Coswig und Magdeburg noch 60-70 % der Sedimente eine Größe über 1 mm aufweist, wird der Anteil dieser Korngröße in Havelberg und Geesthacht auf 30 % bzw. 10 % reduziert. An den beiden letztgenannten Stellen dominieren Mittel- und Feinsande. In Geesthacht konnten zudem ca. 10 % Mudd nachgewiesen werden.

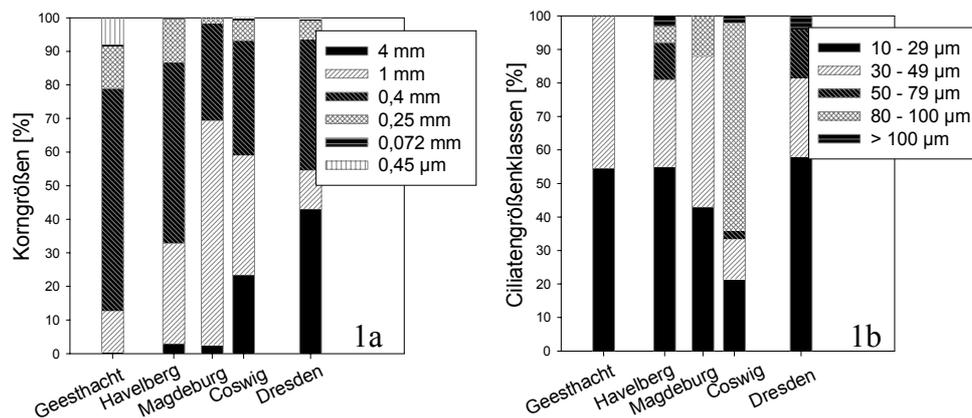


Abb 1: Korngrößen (a) und Ciliatengrößenklassen (b) der verschiedenen Probenahmestellen im Längsverlauf des Hauptstromes.

Positiv hierzu ist die Größe der Ciliaten korreliert (Abb. 1 b). Mit den stromabwärts abnehmenden Korngrößen nimmt auch die Größe der Ciliaten im Längsverlauf der Elbe ab. Während der Anteil der Ciliaten über 80 µm in Coswig bei 60 % liegt, beträgt er in Havelberg unter 20 %. In Geesthacht treten lediglich Ciliaten bis zu einer Größe von 50 µm auf. Der Anteil der Ciliaten über 100 µm ist generell im Sediment sehr gering. Bei den wenigen Individuen über 100 µm handelt es sich ausschließlich um stark kontraktile Arten, die sich durch die engen Porenräume hindurchwinden können. Somit ist die Größe der Ciliaten an die Größe des Porenraumes und somit an die im Längsverlauf unterschiedlichen Korngrößen angepasst.

Der Einfluß der abiotischen Parameter auf die Verteilung der Großgruppen im Längsverlauf und im vertikalen Profil soll im Folgenden verdeutlicht werden (Abb. 2). Die Gesamtabundanzen der Ciliaten im Hauptstrom der Elbe liegen zwischen 60 und über 550 Ind. cm⁻³. Die Anzahl unterschiedlicher Arten pro Stelle schwankt zwischen 5 und 40. Geesthacht weist im Gegensatz zu allen anderen Stellen sehr wenig verschiedene Arten auf. Der Grund hierfür ist in der Sedimentqualität (FENCHEL 1969) dieser wegen dem Einfluß des Wehres und der damit verbundenen Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit begründet, d.h. in dem stromabwärts geringer werdenden Sauerstoffgehalt, dem erhöhten organischen Gehalt und in der Zusammensetzung der Korngrößen. Geesthacht weist 10 % Mudd auf, was eine Reduktion der Größe und der Artenvielfalt bedeutet, da durch das feine Material der Porenraum und somit der Lebensraum für die Ciliaten verkleinert wird. Drei Großgruppen spielen im Sediment der Mittel- und Unterelbe eine wichtige Rolle. Die Hymenostomata, besonders die Scuticociliaten, sind an allen Probenahmestellen stabil vertreten. Sie scheinen, was ihre Habitatbedürfnisse angeht, sehr anspruchslos zu sein und haben somit auch in Geesthacht den Hauptanteil an der Gesamtabundanz. Die Cyrtophorida nehmen die Hauptabundanzen in Coswig, Magdeburg und Havelberg ein. Sie scheinen sich an die hier vorherrschenden kiesig – sandigen Mischsubstrate anzupassen. An diesen drei Beprobungsstellen wurde allgemein die größte Artenvielfalt festgestellt, was wiederum durch die Zusammensetzung der Korngrößen begründet ist. Nach SCHWOERBEL (1967) sind Mischsande und Feinkiese optimale Siedlungssubstrate. Die Peritrichia sind, mit Ausnahme von Geesthacht, ebenfalls in der gesamten Mittel- und Unterelbe vertreten, aber in Dresden am häufigsten vorzufinden. Das Flußbett in Dresden ist sehr fest und besteht aus großen Steinen in deren Poren ab ca. 7 cm Tiefe Sand abgelagert ist. Wegen ihrer sessilen Lebensweise finden die Peritrichia auf diesen großen Steinen einen optimalen Untergrund, auf dem sie siedeln können. Bei der Betrachtung des vertikalen Profils im Hauptstrom ergeben sich keine großen Unterschiede zwischen den einzelnen Tiefen im Sediment. Die Abundanzen verringern sich in den tieferen Schichten. Die lediglich geringfügigen Unterschiede in der Artenvielfalt und –zusammensetzung sind in der guten Durchlüftung der Stromsohle durch die hohe Turbulenz im Hauptstrom begründet.

Außerdem wirkt sich, neben der Sedimentqualität, das Vorhandensein bestimmter Nahrung auf die Verteilung der Ciliaten im Sediment aus (ALTMANN 1999). Somit konnten an den Beprobungsorten Dresden und Geesthacht, an denen zwei bis dreifach so hohe Bakterienabundanzen auftreten, als an den anderen Beprobungsstellen, bevorzugt Ciliaten festgestellt werden, die Bakterien ingestieren, während die Hauptabundanz der Beprobungsstellen Coswig, Magdeburg und Havelberg von Diatomeen – ingestierenden Arten der Cyrtophorida und Hymenostomata gebildet wird.

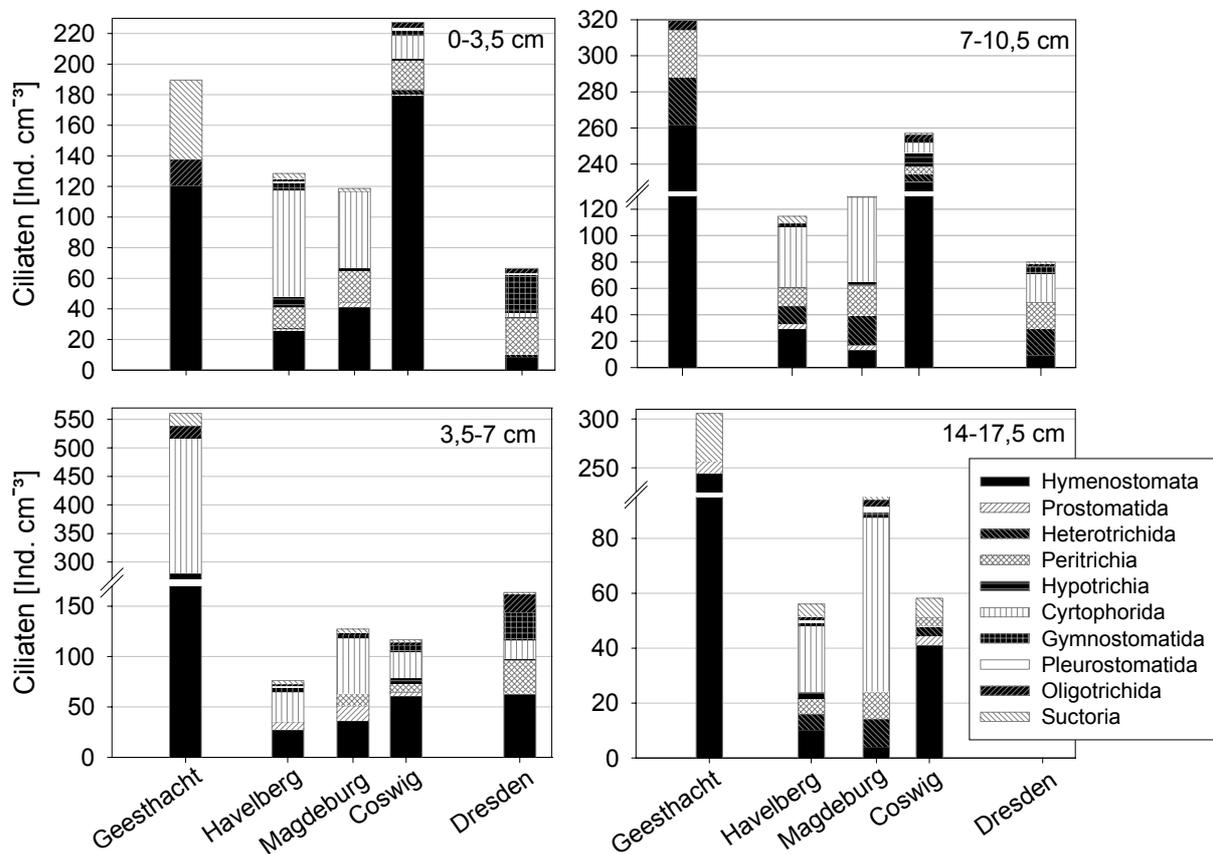


Abb. 2: Abundanzen der Ciliatengroßgruppen im longitudinalen und vertikalen Profil im Sediment des Hauptstromes der Elbe. Bei den vier Graphen handelt es sich um verschiedene Tiefen bis 17,5 cm.

Buhnenfeld

Der Vergleich der abiotischen Parameter zweier Stellen in einem Buhnenfeld und der entsprechenden Stelle im Hauptstrom der Mittel-Elbe bei Havelberg zeigt die große Heterogenität innerhalb des Buhnenfeldes und im Vergleich zum Hauptstrom (Abb. 3). Begründet ist diese Heterogenität im Strömungsmuster und in der verringerten Turbulenz im Buhnenfeld.

Probenahmestelle (1) liegt im Auslaufbereich des Buhnenfeldes und wird somit regelmäßig durchströmt, während Probenahmestelle (2), die sich hinter dem Einlauf, also in einem sehr schwach durchströmten Bereich des Buhnenfeldes befindet, relative Stillwasserbedingungen aufweist. Hier überwiegen Sedimentationsprozesse, was sich auf die Korngrößenzusammensetzung und den Sauerstoffgehalt im Sediment auswirkt. Ein hoher Anteil an Mudd im Einlaufbereich korreliert somit positiv mit einem hohen organischen Gehalt und einem niedrigen Sauerstoffwert. Im Auslauf dominiert die Korngröße zwischen 0,4 und 1 mm mit über 80 %. Der Sauerstoffgehalt liegt unter dem des Hauptstromes, was wiederum begründet ist durch die starken Turbulenzunterschiede zwischen Hauptstrom und Buhnenfeld.

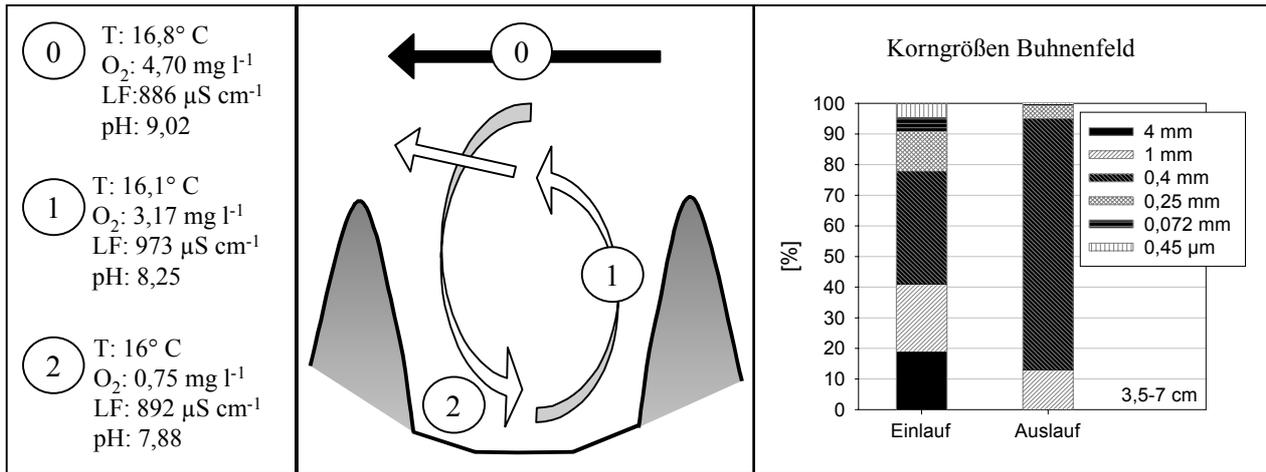


Abb. 3: Sondenparameter des Hauptstromes (1), und zweier verschiedener Stellen des Buhnenfeldes (2), (3) (linker Kasten). Strömungsmuster im Buhnenfeld mit den Probenahmestellen (1), (2) und (0) als Vergleichsstelle im Hauptstrom (mittlerer Kasten), Korngrößenverteilung an den Probenahmestellen (1) im Auslauf und (2) im Einlauf des Buhnenfeldes (rechter Kasten). T.: Temperatur, O₂: Sauerstoffgehalt, LF: Leitfähigkeit.

Der Einfluß von Turbulenz und Sedimentstruktur auf die Ciliatengemeinschaft wird durch den direkten Vergleich der Verhältnisse der drei oben genannten Probenahmestellen (Abb. 3) ersichtlich (Abb. 4).

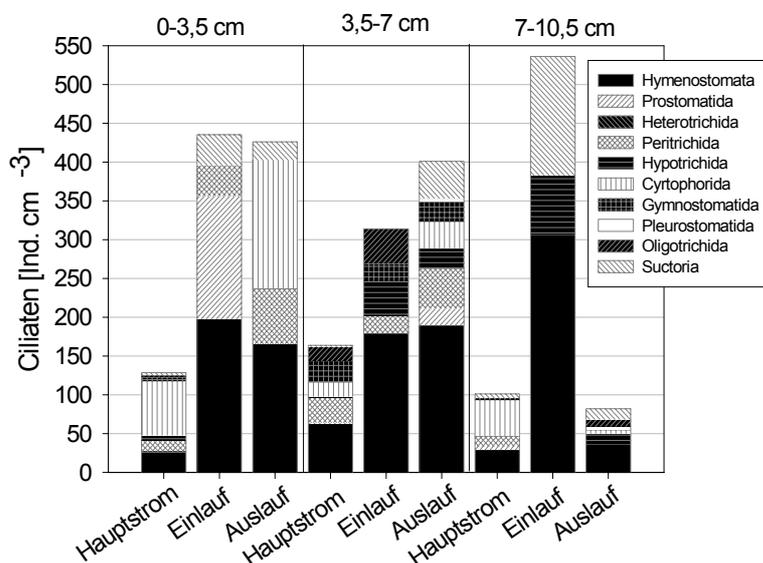


Abb. 4: Abundanzen der Ciliatengroßgruppen zweier Stellen eines Buhnenfeldes bei Havelberg im Vergleich zum Hauptstrom.

Während die Gesamtabundanzen im Hauptstrom zwischen 100 und 160 Ind. cm⁻³ liegen, steigen sie im Buhnenfeld auf bis zu 540 Ind. cm⁻³ an. Zum einen ist dies auf Korngrößenunterschiede zwischen dem muddigen Einlaufbereich und den beiden sandig/kiesigen Beprobungsstellen im Auslauf bzw. im Hauptstrom zurückzuführen, andererseits spielen die Turbulenzunterschiede und somit Resuspensionsprozesse im Hauptstrom und Sedimentationsprozesse im Buhnenfeld eine entscheidende Rolle. Die Artenvielfalt variiert zwischen beiden Stellen des Buhnenfeldes

beträchtlich und ist, wie im longitudinalen Verlauf (Abb. 2) substratabhängig (SCHWOERBEL 1967), was eine Artenarmut im mudd – geprägten Einlauf des Bühnenfeldes bedeutet. Die Betrachtung der in der Elbe dominierenden Großgruppen zeigt weitere Abhängigkeiten der Ciliatengemeinschaften zur Sedimentbeschaffenheit. Die Hymenostomata sind wie im longitudinalen Verlauf im Hauptstrom ebenfalls an jeder der Stellen im Bühnenfeld stabil vertreten. Die Cyrtophorida, die kiesig – sandige Mischsedimente bevorzugen, lassen sich im Bereich des Auslaufes, nicht aber im mudd – orientierten Einlauf des Bühnenfeldes nachweisen. Die Abundanzen der Peritrichia sind in den oberen beiden Schichten des Sedimentes im Bühnenfeld, vor allem im sandigen Auslauf, höher, als im Hauptstrom, treten jedoch im Bühnenfeld ab einer Tiefe von 7 cm überhaupt nicht mehr auf. Die niedrige Turbulenz im Bühnenfeld scheint sich günstig auf die leicht von ihrem Stiel abreißen, sensiblen Organismen auszuwirken. Die durch die Turbulenz bedingte Ausbildung von Sedimentations- und Resuspensionszentren in den Bühnenfeldern der Elbe, bewirkt, daß Bereiche unterschiedlicher Sedimentqualität innerhalb eines engen Raumes auftreten. Dies hat zur Folge, daß unterschiedliche Ciliatenzönosen auf engem Raum ausgebildet werden.

Literatur

- ALTMANN, D.(1999): Untersuchungen zur Qualität und Quantität der benthischen Nanofauna ausgewählter Süßgewässer.- Diplomarbeit Universität zu Köln
- AZAM, F., FENCHEL, T., FIELD, J.G., GRAY, J.S., MAYER-REIL, L.A. & THINGSTAD, F. (1983): The ecological role of water-column microbes in the sea.- *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **10**: 257-263.
- CLEVEN, E.-J. (1999): An improved method of taking cores in sandy sediments.- *Arch. Hydrobiol.* **147**: 65-72.
- FENCHEL, T. (1969): The ecology of marine microbenthos IV. Structure and function of the benthic ecosystem, iistchemical and physical factors and the microfauna communities with special reference to the ciliated protozoa. *Ophelia*. **6**: 1-182.
- FISCHER, H., PUSCH, M. & SCHWOERBEL J. (1996): Spatial distribution and respiration of bacteria in stream-bed sediments. *Arch. Hydrobiol.* **137 (3)**: 281-300.
- FOISSNER, W., BLATTERER, H., BERGER, H. & KOHMANN, F. (1991): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. – Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea. – Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, **1/91**: 1-478.
- GIERE, O. (1993): Meiobenthology. The microscopic fauna in aquatic sediments. – Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- GORDON N. D., MC MAHON, T.A. & FINLAYSON, B.L. (1996): Stream hydrology. An introduction for ecologists. John Wiley & Sons Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore
- HAUNSCHILD, A., SCHLICHT, R., SCHMEGG, J. & SCHMIDT, A. (1994): Kornzusammensetzung der Elbsohle von der tschechisch- deutschen Grenze bis zur Staustufe Geesthacht. – BfG Bericht 0834, Berlin.
- SCHERWASS, A., WICKHAM, A. S. & ARNDT, H. (im Druck): Determination of the abundance of ciliates in highly turbid running waters - an improved method tested for the River Rhine.- *Arch. f. Hydrobiol.*
- SCHWOERBEL, J. (1967): Das hyporheische Interstitial als Grenzbiotop zwischen oberirdischem und subteranem Ökosystem und seine Bedeutung für die Primärrevolution von Kleinsthöhlenbewohnern. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **33**: 1-62
- SKIBBE, O. (1994): An improved quantitative protargol stain for ciliates and other planktonic protists.- *Arch. Hydrobiol.* **130**: 339-347.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W. , CUMMINS K.W. , SEDELL, J.R. & CUSHING C.E. (1980): The river continuum concept.- *Can. J. Fish. Aquat. Sci* **37**: 130-177.
- WÖRNER, U., ZIMMERMANN-TIMM, H. & KAUSCH, H. (2002): Aggregate-associated bacteria and heterotrophic flagellates in the River Elbe – their relative significance along the longitudinal profile from km 46 to km 583.– *International Review of Hydrobiology* **87**, 2/3: 255-266.

Turbulenz und Stauung – Einfluss von Querverbauungen auf die Ciliatenverteilung im Rhithral der Elbe

Ute Risse & Heike Zimmermann-Timm

AG Limnologie, Institut für Ökologie, Friedrich – Schiller – Universität Jena ,
Carl-Zeiss-Promenade 10, 07745 Jena; e-mail: ute.risse@gmx.net

Keywords: Ciliaten, Pelagial, Turbulenz, Querverbauungen, Elbe

Einleitung

Fließgewässer werden anhand sich kontinuierlich ändernder physikalischer Faktoren, wie Strömung, Temperatur, Sauerstoffgehalt, Wasserführung und Sedimentbeschaffenheit, unterteilt in Krenal, Rhithral und Potamal (Illies, 1961). Analog zu der dynamischen Situation der Abiotik, etablieren sich entsprechend angepasste Biozönosen (Vannote *et.al.*, 1980).

Querverbauung stören das Fließkontinuum und schaffen eine Serie von lenitischen und lotischen Bereichen (Ward & Stanford, 1983). In strömungsgeschützten Bereichen können sich planktische Organismen etablieren. Beim Passieren von Staustufen, wie Wehren oder Wasserkraftwerken, wird das Plankton erhöhtem mechanischen Stress, in Form von Turbulenz, ausgesetzt.

Turbulenz ist gekennzeichnet durch wirbelartige Bewegung, d.h. Fluktuationen der Fließgeschwindigkeit in Stärke und Richtung. Man unterscheidet "large-scale" - Turbulenz und "small-scale"-Turbulenz. "large-scale"-Turbulenz, hervorgerufen z.B. durch Wind oder Gefälle, durchmischt ein Gewässer und hält somit die pelagischen Organismen in der Wassersäule. Die Energie solcher großräumiger Turbulenzen wird kaskadenförmig abgegeben (Turbulenz-Energie-Kaskade; Richardson, 1922). Im Verlauf der Kaskade entstehen Sher-Kräfte, turbulente Bewegungen entlang sehr kurzer Distanzen (Lazier & Mann, 1989), die Organismen auf unterschiedliche Art beeinflussen können. Auswirkungen der Turbulenz bzw. der Sher-Kräfte auf die Ciliatenbiozönose im Rhithral der Elbe soll im folgenden dargestellt werden.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet: Mit einer Länge von 1091,47 km und einem Einzugsgebiet von 148 000 km² ist die Elbe einer der größten Flüsse Mittel- und Westeuropas. Das Rhithral der Elbe wird geprägt durch 2 Talsperren und 24 Staustufen. Diese Staustufen sind meist so konzipiert, dass sich der Staubereich der unterhalb gelegenen Staustufe bis zu der oberhalb liegenden erstreckt (IKSE, 1999). Somit werden annähernd lenitische Bedingungen geschaffen und der eigentliche Rhithral - Charakter des Flusses geht verloren.

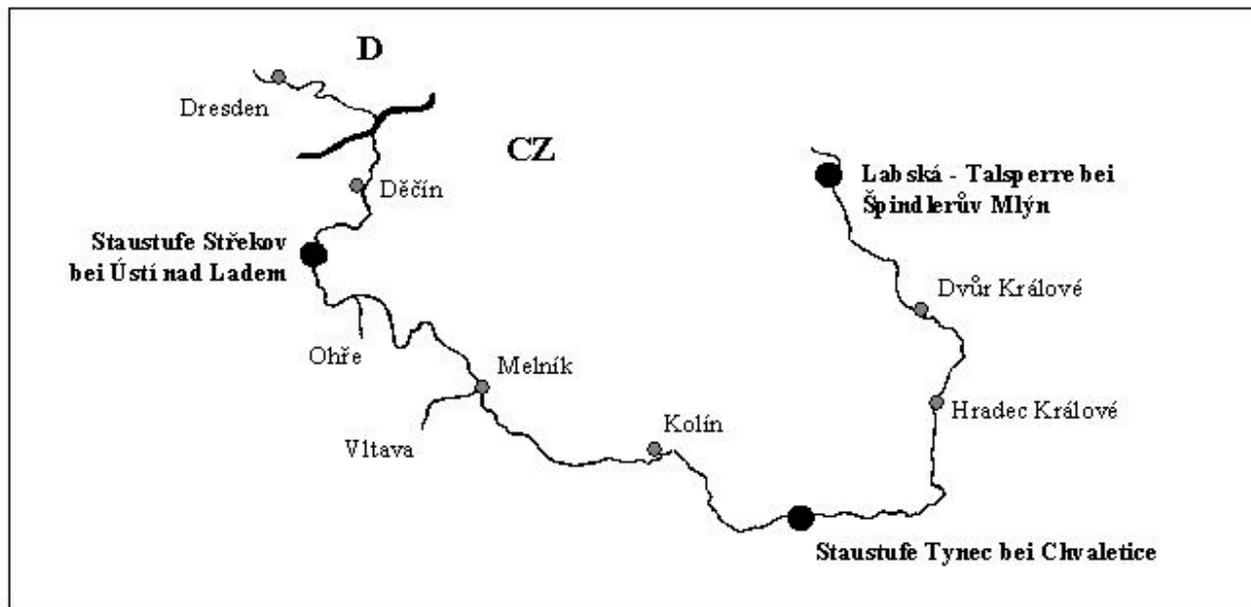


Abbildung 1: Rhithralverlauf der Elbe mit Lage der 3 untersuchten Querverbauungen (schwarze Kreise) in der Tschechien.



Abbildung 2: Untersuchte Querbauwerke in der Tschechien. Von links nach rechts: Labská - Talsperre (Stkm 358,35) bei Špindlerův Mlýn (Foto: A. Prange). Staustufe Tynec (Stkm 204,5) bei Chvaletice. Staustufe Strékov (Stkm 40,4) bei Ústí nad Ladem.

Probenahme: Anfang September 2002 wurden die 3 Querverbauungen (Abb. 1 und 2) untersucht. Proben wurden jeweils direkt vor und hinter einem Wehr entnommen. An jeder Stelle wurden drei Parallelproben á 250 ml entnommen und anschließend mit Bouin fixiert (Endkonzentration: 5 %). Des Weiteren wurden 10 l über ein Planktonsieb mit 15 µm Maschenweite filtriert und ebenfalls fixiert. Für Lebendbestimmung wurden nochmals 250 ml entnommen. Die Ciliaten wurden mit Hilfe der Quantitativen Protargol Methode (Skibbe, 1994; modifiziert nach Scherwaß *et.al.*, in press.) angefärbt und unter dem Mikroskop (Axioplan) bei 1000x Vergrößerung quantifiziert. Abiotische Parameter, wie Temperatur [°C], Sauerstoff [mg l⁻¹], Leitfähigkeit [mS cm⁻¹], pH, Trübung [NTU] und Fließgeschwindigkeit [m s⁻¹], wurden mit der portablen Multisonde der Firma HORIBA bzw. mit dem Fließgeschwindigkeitsmessgerät Flowmate 2000 aufgenommen. Drei dieser Querverbauungen sollen im folgenden vorgestellt werden.

Ergebnisse und Diskussion

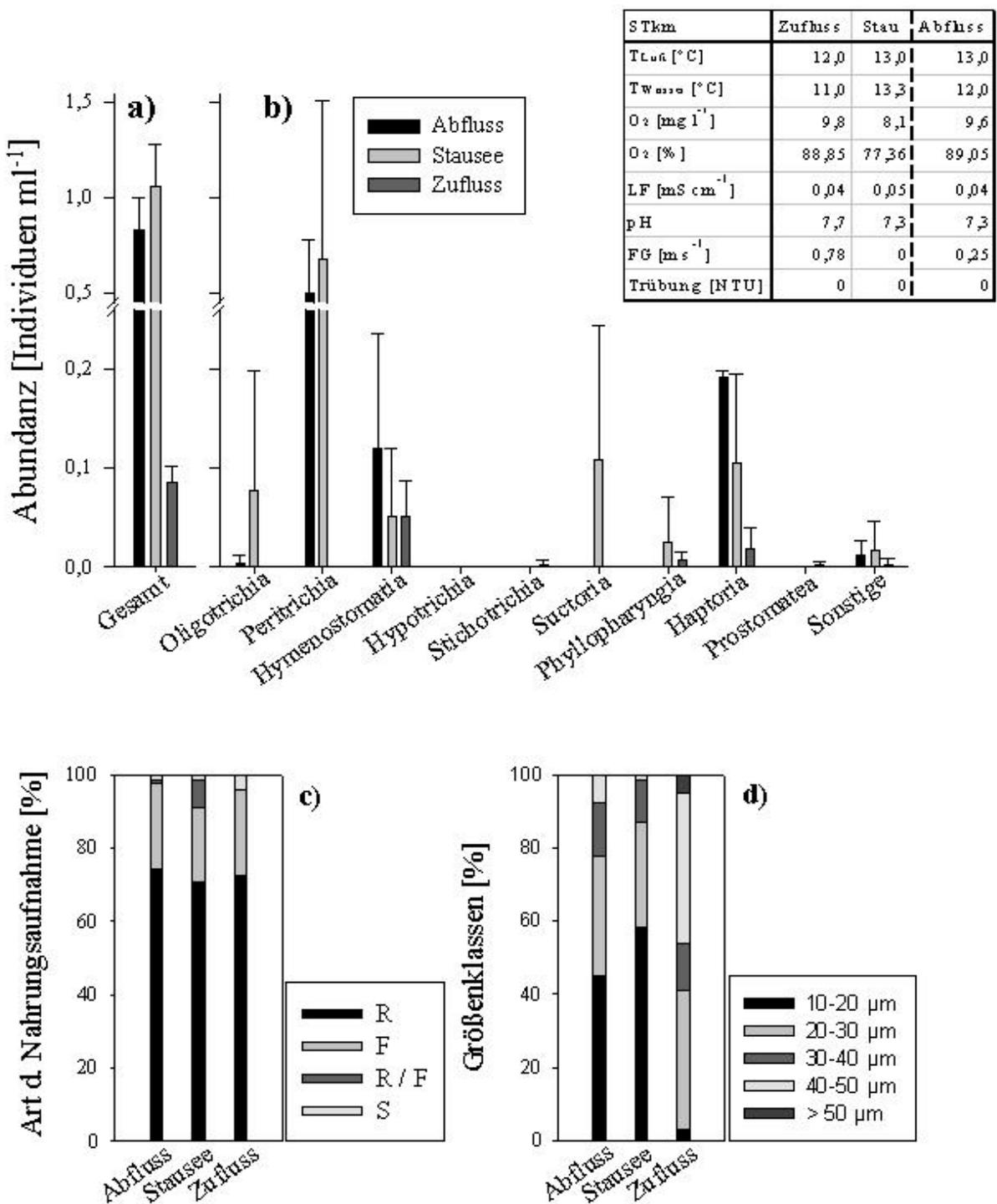


Abbildung 3: Labská-Talsperre (STkm 358,35) bei Špindlerův Mlýn. Die beigefügte Tabelle stellt die abiotischen Parameter der genannten Probestelle dar (Erklärung der Abkürzung: T – Temperatur, LF – Leitfähigkeit, FG – Fließgeschwindigkeit). a) Gesamtabundanz und b) Gruppenabundanz der Ciliaten im Zufluss, Staubeereich und Abfluss. c) Prozentuale Anteile der Ciliaten an der Art der Nahrungsaufnahme (Erklärung der Abkürzung: R – Räuber, F – Filtrierer, S – Sonstige). d) Prozentuale Anteile der Ciliaten an verschiedenen Größenklassen.

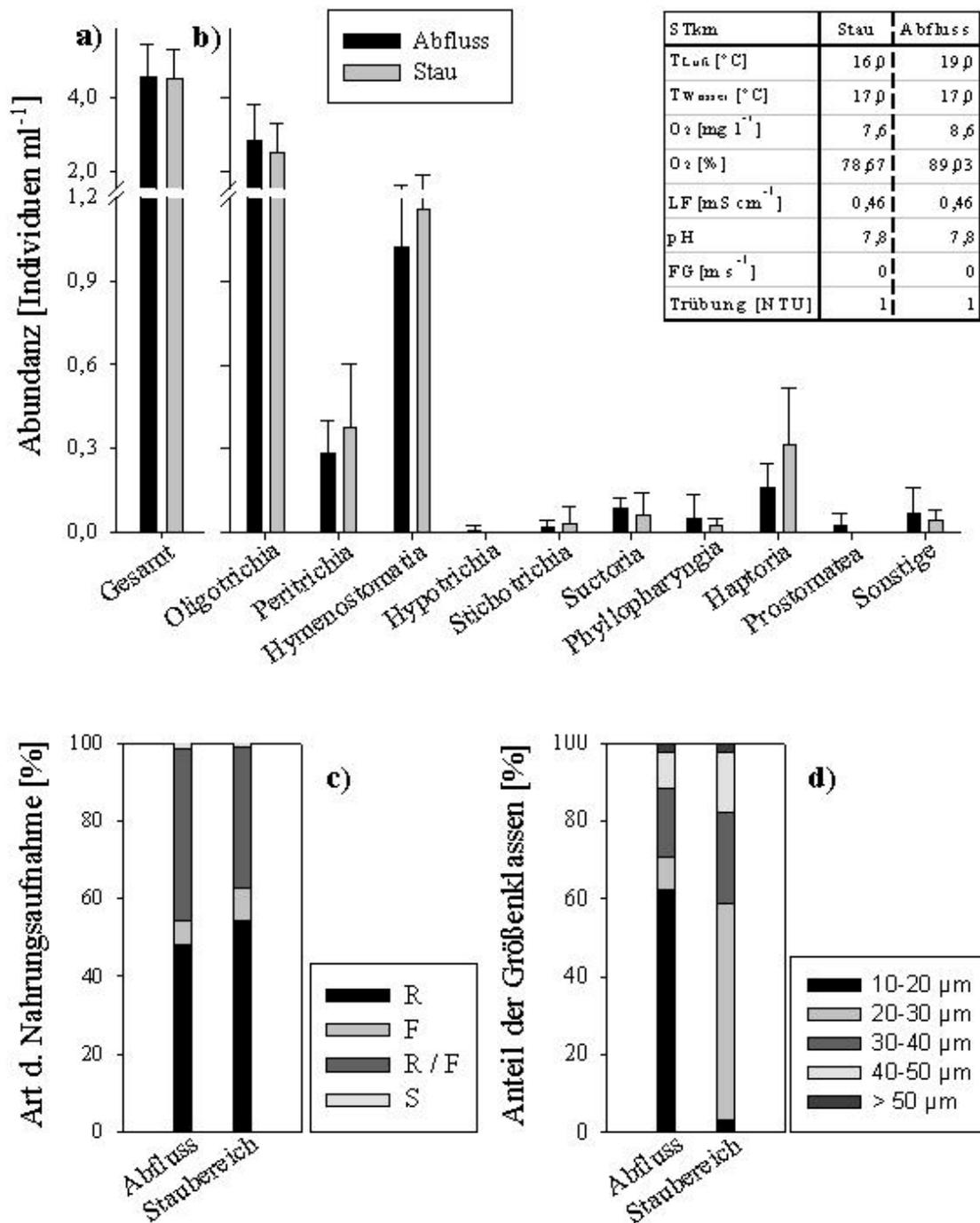


Abbildung 4: Staustufe Tyneec (STkm 204,5) bei Chvaletice. Die beigefügte Tabelle stellt die abiotischen Parameter der genannten Probestelle dar (Erklärung der Abkürzung: T – Temperatur, LF – Leitfähigkeit, FG – Fließgeschwindigkeit). a) Gesamtabundanz und b) Gruppenabundanz der Ciliaten im Staubeereich und Abfluss. c) Prozentuale Anteile der Ciliaten nach Art der Nahrungsaufnahme (Erklärung der Abkürzung: R – Räuber, F – Filtrierer, S – Sonstige). d) Prozentuale Anteile der Ciliaten an verschiedenen Größenklassen.

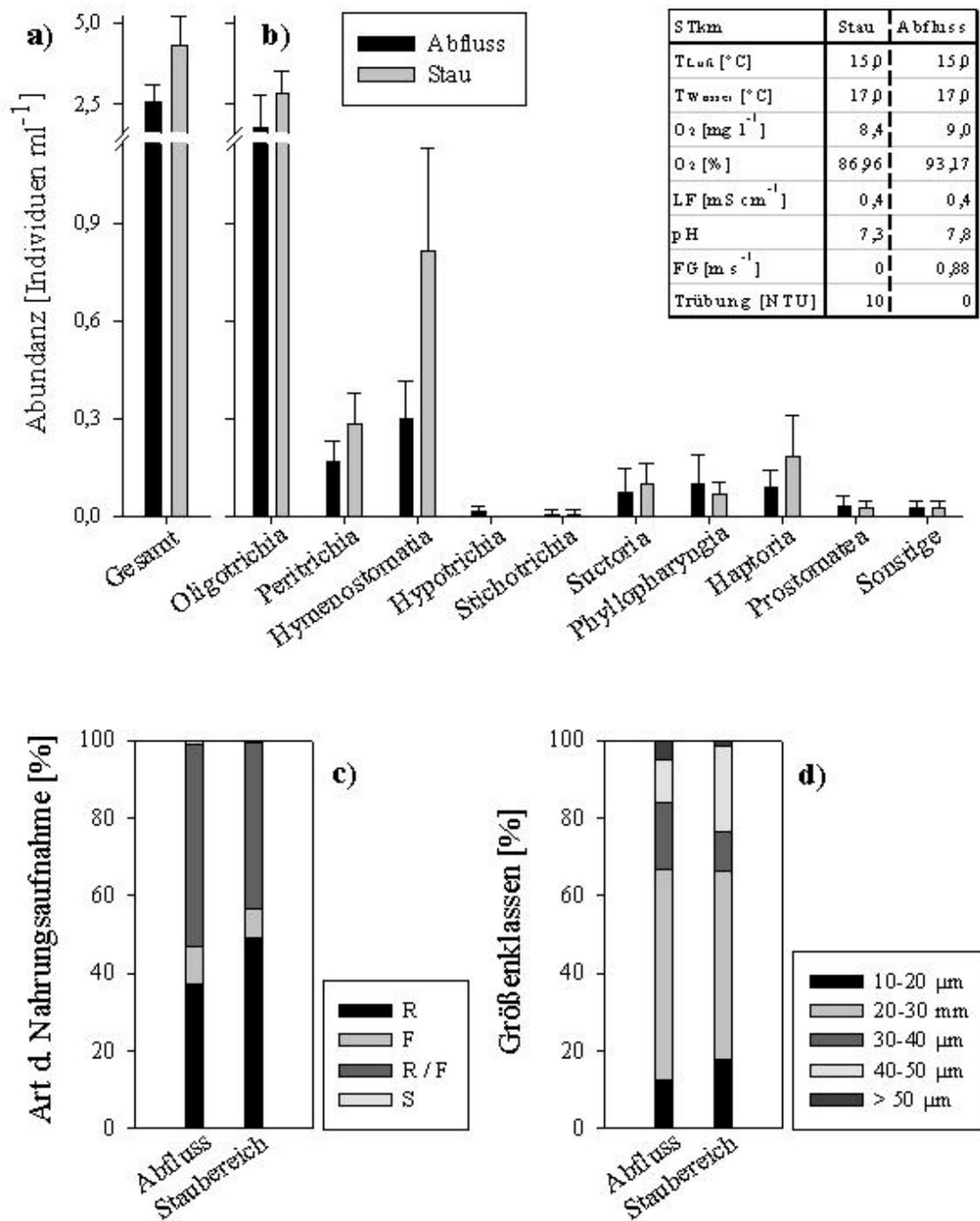


Abbildung 5: Staustufe **Střekov** (STkm 40,4) in Ústí nad Ladem. Die beigegefügte Tabelle stellt die abiotischen Parameter der genannten Probestelle dar (Erklärung der Abkürzung: T – Temperatur, LF – Leitfähigkeit, FG – Fließgeschwindigkeit). a) Gesamtabundanz und b) Gruppenabundanz der Ciliaten im Staubereich und Abfluss. c) Prozentuale Anteile der Ciliaten nach Art der Nahrungsaufnahme (Erklärung der Abkürzung: R – Räuber, F – Filtrierer, S – Sonstige). d) Prozentuale Anteile der Ciliaten an verschiedenen Größenklassen.

Ciliaten konnten an allen untersuchten Stellen nachgewiesen werden. Die Gesamtabundanz der Ciliaten reicht von 0,1 bis 4,6 Individuen ml⁻¹. In aufgestauten Bereichen sind die höchsten Ciliatenabundanzen anzutreffen (Abb. 3a, b und 5a, b). Die Staustufe Tyneec zeigt keine deutlichen Unterschiede zwischen Staubereich und Abfluss (Abb. 4a, b). Der Grund dafür ist, dass sich Tyneec innerhalb einer Staukette befindet, das heißt der Abfluss liegt im Rückstaubereich der unterhalb gelegenen Staustufe.

Zu den quantitativ häufigsten Gruppen gehören:

Oligotrichia	(0 – 2,8 Ind. ml ⁻¹)
Peritrichia	(0 – 0,4 Ind. ml ⁻¹)
Hymenostomatia	(0,1 – 1,2 Ind. ml ⁻¹)
Haptoria	(0,02 – 0,3 Ind. ml ⁻¹).

Unterschiede zeigen sich jedoch nicht nur in der Abundanz, sondern auch im Auftreten der Großgruppen. Oligotrichia, hauptsächlich vertreten durch *Strobilidium humile*, treten erst auf, wenn sich Diatomeen, ihre Nahrungsgrundlage, etabliert haben. Veränderung der chemisch-physikalischen Parameter (Nitrat, Sauerstoff, Leitfähigkeit) scheinen auf eine Zunahme der Nährstoffe hinzuweisen und begünstigen das Wachstum der Hymenostomatia, hauptsächlich vertreten durch *Dexiostoma campylum* und *Satrophilus muscorum*. Vertreter der Haptoria, wie z.B. *Enchelys gasterosteus*, sind meistens mit Nahrungsvakuloen (Flagellaten, Ciliaten) gefüllt. Bei der Klassifizierung der Ciliaten hinsichtlich Funktion und Größe zeigte sich, dass im Staubereich die Räuber dominieren und größere Individuen (40 - >50 µm) häufiger zu finden sind.

Danksagung

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des vom BMBF geförderten Elbe-Ökologie Projektes TP-0339606 "Stoffdynamik" statt. Besonderer Dank gilt Sandra Kröwer (Universität Jena) die immer ein Auge auch für pelagische Ciliaten frei hatte. Des Weiteren danken wir Linda Beyer (Berlin) und Andre Buhl (Erfurt) ohne deren Hilfe die Probenahme nicht stattgefunden hätte. Für die Möglichkeit neue Artenkenntnisse zu erwerben, danken wir Wilhelm Foissner (Universität Salzburg), Ute Wörner (Universität Hamburg), Anja Scherwaß (Universität Köln) und Bettina Sonntag (Universität Innsbruck) danken wir für zahlreich Tipps und Tricks betreffend die Färbemethode.

Literatur

- IKSE (1999). Die Elbe – Erhaltenswertes Kleinod in Europa. Eigenverlag. Magdeburg.
- ILLIES, J. (1961). Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie **46** (2): 205-213.
- LAZIER, J. R. N. und MANN, K. H. (1989). Turbulence and the diffusive layers around small organisms. Deep-Sea Research **36** (11): 1721-1733.
- RICHARDSON, L. F. (1922). Weather prediction by numerical process. Cambridge University Press. Cambridge
- SCHERWASS, A., WICKHAM, S. und ARNDT, H. (in press). Determination of the abundance of ciliates in highly turbid waters – an improved method tested for the River Rhine. Arch. Hydrobiol.
- SKIBBE, O. (1994). An improved quantitative protargol stain for ciliates and other planktonic protists. Archiv für Hydrobiologie **130** (3): 339-347.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. und CUSHING, C. E. (1980). The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **37**: 130-137.
- WARD, J. V. und STANFORD, J. A. (1983). The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: .T. D. Fontaine and S. M. Bartel (eds.). Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science Publishers. Ann Arbor. Michigan. 29-42.

Was zuckt in der Elbe? - Verteilung der Chironomidae unter besonderer Berücksichtigung der Schwebstoffdynamik

Andreas Plank¹, Heike Zimmermann-Timm¹, Leopold Füreder²

¹) Friedrich Schiller Universität Jena, Institut für Ökologie, AG Limnologie, Carl-Zeiss-Promenade 10, D 07745 Jena, andreas.plank@uni-jena.de;

²) Inst. für Zoologie und Limnologie, Technikerstraße 25, A 6020 Innsbruck

Einleitung

Leben im Sediment – so könnte man ganz grob die Gruppe der Chironomiden charakterisieren, der in unseren Gewässern eine enorme Bedeutung im Nährstoffhaushalt zugeschrieben werden darf, da sie die artenreichste und oft auch die dominante Tiergruppe in Fließgewässern ist (SCHÖNBORN, 1992). Trotz diesen Ranges gibt es wenig detaillierte Untersuchungen aus der Elbe in Verbindung mit sedimentierenden Schwebstoffen, die ihrerseits die benthale Lebensgemeinschaft stark beeinflussen. Daher wurde in dieser Arbeit die Verteilung der Chironomiden hinsichtlich Sedimenttiefe und horizontaler Verbreitung genauer untersucht.

Methodik

Mit Hilfe des Uwitec-Sedimentstechrohres (\varnothing 6 cm, Fa. Uwitec, Mondsee) wurden geschichtete Sedimentproben aus der Elbe (s.Abb.1) im Zeitraum August 2001 - Januar 2002 monatlich an je 6 Stellen mit je 5 Parallelen entnommen.

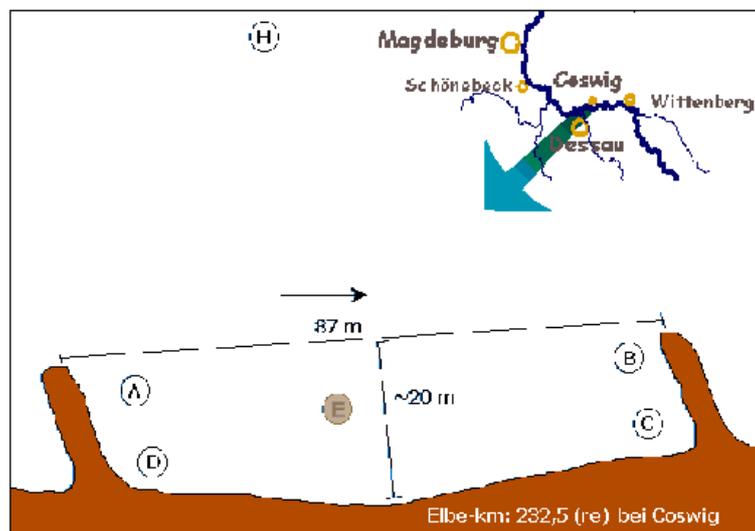


Abb.1: Untersuchungsgebiet - Mittel-Elbe, Bühnenaufsicht mit eingezeichneten Probestellen, Stellen A, B, C, D, E im Bühnengebiet, H im Hauptstrom (grau noch nicht ausgewertet), Pfeil: Fließrichtung der Elbe

Als abiotische Parameter wurden aufgenommen: sedimentierende Schwebstofffracht (mit Hilfe der Tellerfallen nach KOZERSKI und LEUSCHNER, (1998)), Leitfähigkeit, pH, O₂, Wassertemperatur, Trübung und Korngrößenverteilung.

Für die RDA-Analyse wurde eine Forwardselection durchgeführt, um wichtige Umweltvariablen zu extrahieren.

Ergebnisse & Diskussion

Die Proben lassen ein Verteilungsmuster erkennen, es zeichnet sich eine Tiefenzonierung und ein horizontales Muster ab.

In Abb.2 zeigt sich, daß die Abundanzen der Zuckmücken in Richtung Ufer zunehmen. In den Proben aus den oberen 5 cm findet man die höchste Individuendichte nahe am Ufer, wo auch die Artendiversität am höchsten ist. Hier sind beruhigte Zonen, in denen viele Nahrungspartikel und Aggregate aus dem Freiwasser sedimentieren können und die Organismen nicht durch Verdriften gefährdet sind.

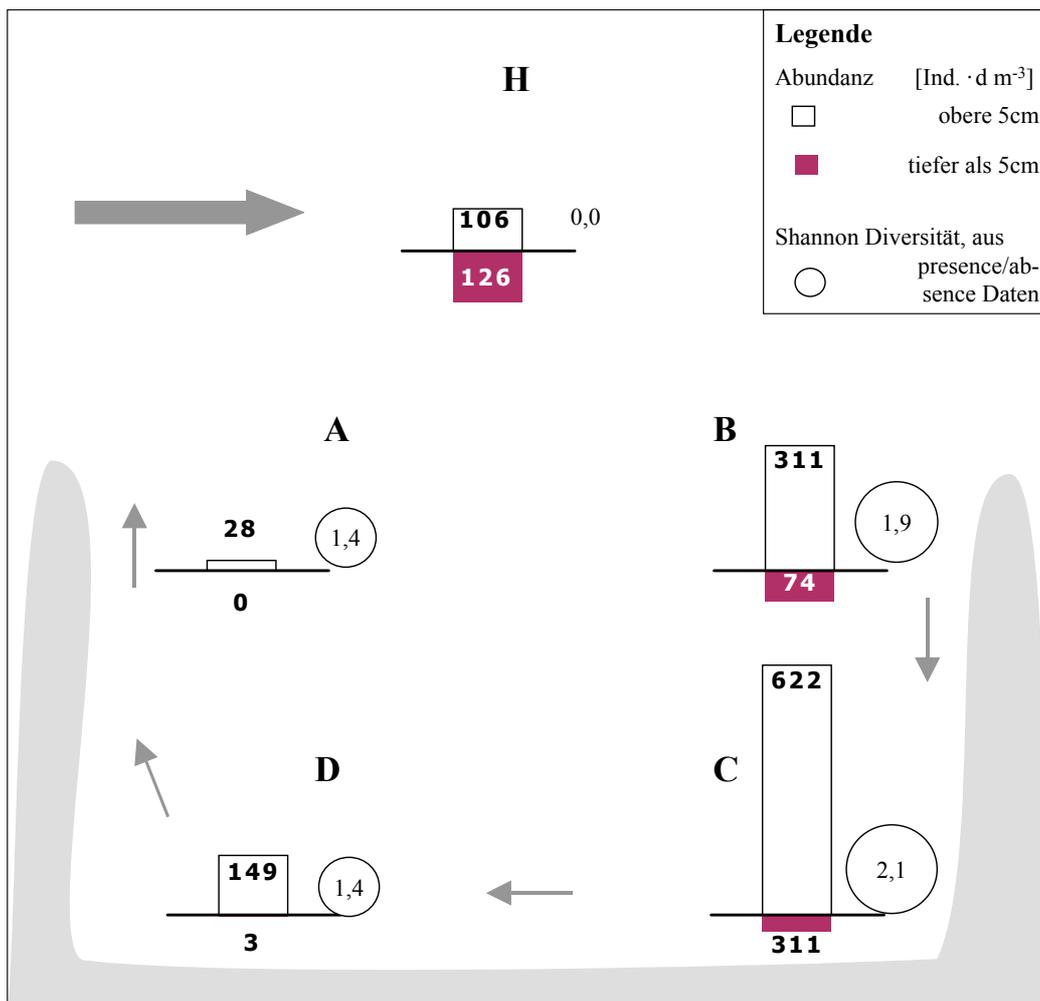


Abb.2: Bühnenaufsicht: Gesamtabundanzen 30.Okt.2001 als Balkendiagramm (obere 5 cm – tiefer als 5 cm), sowie Artendiversität als Kreise von den einzelnen Probestellen A, B, C, D im Bühnenfeld und H im Hauptstrom; Diagramme räumlich angeordnet; Pfeile geben Fließrichtung der Elbe und im Bühnenfeld an

Das vertikale Profil zeigt, daß die Abundanzen ab 5 cm Tiefe im Bühnenfeld abnehmen. Umgekehrt ist dies im Hauptstrom der Fall. Hier, wo etliche Tonnen Sand das Flußbett hinunterbefördert werden, nimmt die Individuendichte mit der Tiefe zu, und als einzige Art hält sich hier nur *Robackia demeijerei* (KRUSEMANN, 1933). Sie ist sehr gut an diesen Lebensraum angepaßt. Durch ihre sehr schlanke Körperform und die sehr langen hinteren

Scheinfüßchen (vordere fehlen oft!) kann sie sich sehr gut durch das Sediment, meist nur Sand, bewegen. (s.auch Abb.3)

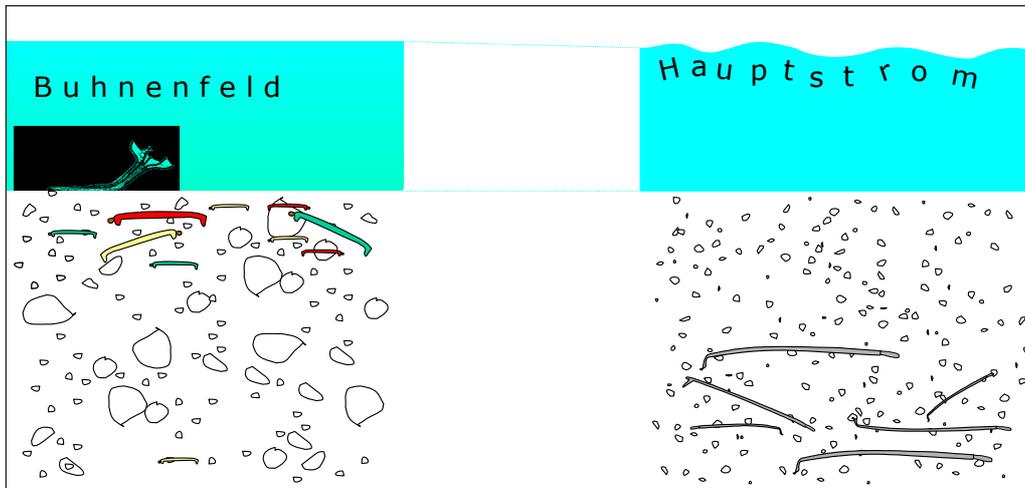


Abb.3: Schematische Verteilung der Chironomidae bei Coswig-Anhalt an der Elbe,

Von der Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung her sind Ein- und Ausstrombereich im Buhnenfeld (Stelle B und A) vergleichbar (s.Abb.4), während sich weit davon die Stelle im Hauptstrom absondert und von allen Probestellen verschieden ist.

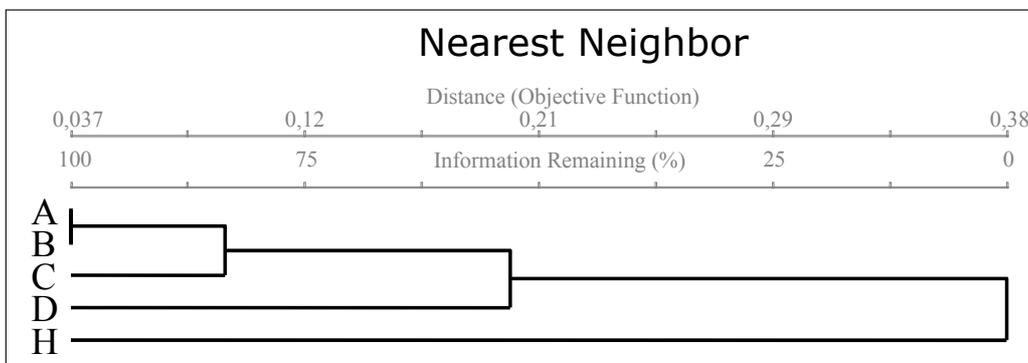


Abb.4: Ähnlichkeitsanalyse der einzelnen Probestellen durch Clusterverfahren nearest neighbor mit presence/absence Daten, Probestellen A – D im Buhnenfeld, H im Hauptstrom

Ähnlich zusammengefaßt und komprimiert zeigt Abb.5 die Zusammenhänge der Gattungen mit den Probestellen sowie den wichtigsten Umweltvariablen als Vektendarstellung im Ordinationsraum.

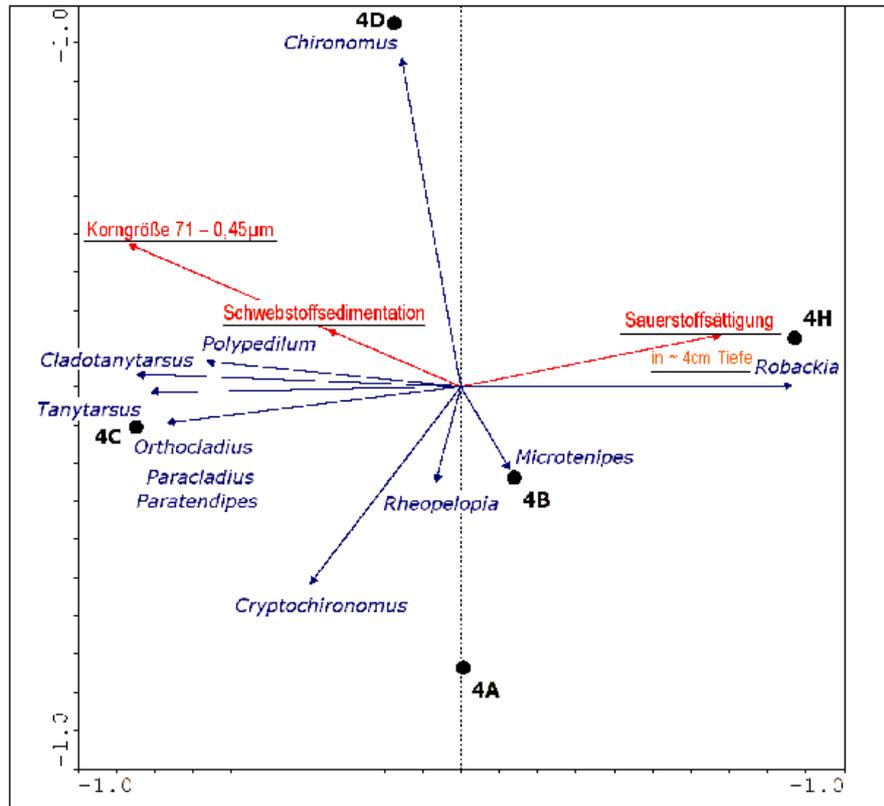


Abb.5: RDA Plot der 4.Probenahme (30.Okt.2001). *Gattungsvektoren kursiv, wichtigste Umweltvariablen unterstrichen* (nach Forwardselektion), **Probstellen schwarz**. A – D im Bühnenfeld H im Hauptstrom. Vektoren, die in dieselbe Richtung weisen, korrelieren stark, Vektoren senkrecht aufeinander korrelieren nicht, Vektoren in entgegengesetzter Richtung sind entgegengesetzt korreliert. Aufgetragen sind Achse 1 gegen Achse 3, Eigenvalues: 0.687, 0.259, 0.002

Klassifiziert man die Probstellen den Ernährungstypen entsprechend (nach Moog 1995), vgl.Abb.6, so findet man nur im Bühnenfeld auch Arten, die aktiv einen Wasserstrom erzeugen und schwebendes FPOM (fine particulate organic matter) sowie Mikrobeute herbeistrudeln. Im Unterschied dazu dominiert die Stelle im Hauptstrom mit dem Ernährungstyp der Detritusfresser.

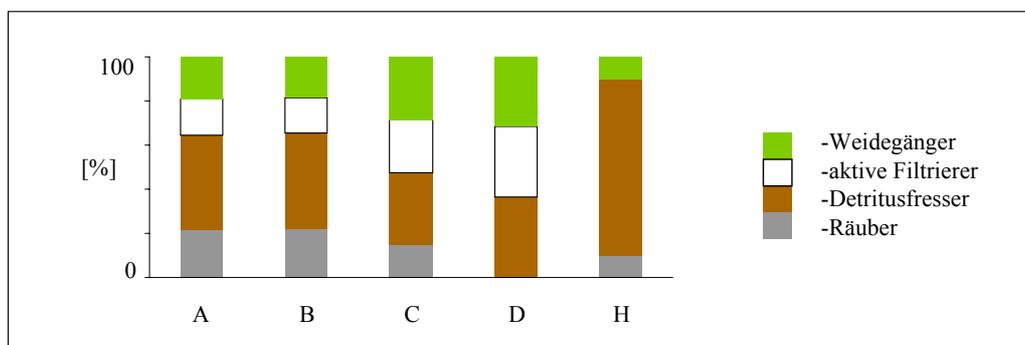


Abb.6: Prozentanteile der Ernährungstypen der einzelnen Probstellen A, B, C, D im Bühnenfeld und H im Hauptstrom am 30.Okt.2001, (nach Moog 1995)

Es sei an dieser Stelle aber auch darauf hingewiesen, daß sich nur wenige Arten einer einzigen Ernährungsweise bedienen und viele mehrere Futterquellen nutzen. Ebenso wechseln einige Organismen im Laufe ihrer Ontogenie die Futterquellen.

Danksagung

Unser Dank gilt Sandra Kröwer, Ute Risse, Volkmar Haus und Cindy Tefs für die kräftige Hilfe bei der Probennahme, Leopold Füreder für anregende Diskussionen sowie Hans-Peter Kozerski für die Bereitstellung der Tellerfallen, dem WSA Coswig-Anhalt für die Bereitstellung der Schiffe und nicht zuletzt Ulrich Siegel für die finanzielle Unterstützung im richtigen Augenblick & ΑΩ. Die Untersuchung fand im Rahmen des vom BMBF geförderten Elbe-Ökologie Projektes (0339606) statt.

Referenzen

- KOZERSKI, H. P. und LEUSCHNER, K. (1998) BMBF Bericht: Entwicklung von Methoden zur Messung der Partikelsedimentation in Gewässern unter Wirkung der Bodenschubspannung
- MOOG, O. (1995), Fauna Aquatica Austriaca, Katalog zur Autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs, Wien
- SCHÖNBORN, W. (1992), Fließgewässerbiologie Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart

Die Bedeutung von Bühnenfeldern für die Retentionsleistung der Elbe

René Schwartz & Hans-Peter Kozerski

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin

Keywords: Mittelbe, Sedimentation, Schwebstoffgehalt, Mudde, Stoffdepot

Einleitung

Buhnen, das sind annähernd senkrecht in den Strom hineinragende steinerne Bauwerke, gibt es im Tieflandbereich der Elbe bereits seit Mitte des 17. Jahrhunderts. Seit dieser Zeit haben sich die Bau- und Funktionsweise stark verändert [SCHWARTZ & KOZERSKI 2002a]. Waren früher vor allem Deichschutz, Landgewinnung und eine leichtere Zollabwicklung entscheidende Gründe für deren Herstellung und Unterhaltung, steht heutzutage die Verbesserung der Schiffbarkeit des Flusses bei Niedrigwasser im Vordergrund. Im Gegensatz zur großen Anzahl und weiten Verbreitung (aktuell machen die ca. 6.900 Buhnen im Bereich der Mittelbe ungefähr 92 % der Uferbereiche aus), sind die Kenntnisse zu den indirekten Auswirkungen (z.B. auf die Flora und Fauna sowie den Stoffhaushalt von Fluss und Aue) noch gering. Im folgenden werden einzelne, diesen Beitrag betreffende Arbeiten mit Bezug auf die Mittelbe beispielhaft aufgeführt: Die Strömungsverhältnisse innerhalb der Bühnenfelder (d.h. dem Raum zwischen zwei Buhnen) sowie die daraus resultierenden Verweilzeiten des Wassers und deren Modellierung stehen bei den Arbeiten von SUKHODOLOV et al. [2001], WIRTZ & ERGENZINGER [2002] sowie KOZERSKI & SCHWARTZ [2002] im Mittelpunkt. Mit der Quantifizierung der feinpartikulären Schwebstoffablagerungen befassen sich die Arbeiten von KOZERSKI et al. [2001] und SCHWARTZ & KOZERSKI [2002b]. Dass die Bühnenfelder nicht nur eine wesentliche Stoffsenke darstellen, sondern auch als Ort für eine verstärkte Planktonproduktion dienen können, zeigen EIDNER et al. [2002] und OCKENFELD [2002]. Die Bedeutung der Bühnenfelder als wichtiges Ersatzhabitat für die Fauna und Flora behandeln FRICKE [1992], ANLAUF & HENTSCHEL [2002] sowie NEBELSIEK [2000]. Im Mittelpunkt dieser Veröffentlichung steht die Frage nach der Bedeutung der Bühnenfelder für die Retentionsleistung der Elbe. Dazu werden zunächst die an einem Muster-Bühnenfeld gemessenen aktuellen Schwebstoffeinträge mit dem an dieser Stelle vorhandenen Stoffdepot verglichen. In einem zweiten Schritt erfolgt die Kombination dieser Ergebnisse mit den Schwebstoffdaten der Wassergütestelle Elbe und der Bundesanstalt für Gewässerkunde. Hierdurch wird eine Extrapolation der Punktmessungen auf einen größeren Flussabschnitt ermöglicht. Darüber hinaus wird, um die zeitliche Entwicklung in der Schwebstoffführung der Elbe diskutieren zu können, auf die Entwicklung der Partikelkonzentration und deren physikalische Eigenschaften eingegangen.

Untersuchungsgebiet / Methoden

Die präsentierten Ergebnisse (Eigen- und Fremddaten) stammen aus einem gut 100 km langen Abschnitt der Mittelbe zwischen den Strom-km 420 (Havelberg) und 523 (Hitzacker). Der Untersuchungsschwerpunkt der eigenen Erhebungen liegt im linksseitigen Bühnenfeld am Strom-km 420,9 nahe der Ortschaft Räbel. Das ausgewählte Bühnenfeld ist hinsichtlich seiner Maße typisch für den ausgewählten Flussabschnitt: Die das Bühnenfeld an zwei Seiten begrenzenden Buhnenschüttungen weisen einen mittleren Abstand von 80 m auf, die Buhnen ragen ungefähr 60 m in den Strom hinein und die durchschnittliche Wassertiefe beträgt bei Mittelwasser 2,0 m. Die Sedimentsondierung erfolgte mittels Peilstange, wobei die exakte Position innerhalb des Bühnenfeldes über an den Buhnen eingemessenen Festpunkten mit Hilfe eines skalierten Seiles

gewährleistet werden konnte. Die Volumenberechnung und die graphische Darstellung wurde mit dem Programm ‚Surfer‘ durchgeführt. Die Bestimmung der aktuellen Sedimentationsraten innerhalb des Bühnenfeldes geschah an vier Terminen im Jahr 2001 bei mittleren bis niedrigen Durchflüssen und unterschiedlichen Sestonkonzentrationen an jeweils acht Messpunkten (s. SCHWARTZ & KOZERSKI [2002b]). Für die Ermittlung der effektiven Sedimentationsraten kamen Tellerfallen zum Einsatz, die ca. 40 cm oberhalb des Gewässergrundes exponiert wurden. Sie sollen die Sedimentationsbedingungen am Gewässergrund simulieren. Eine ausführliche Methodenbeschreibung hierzu findet sich bei KOZERSKI & LEUSCHNER [1999]. Für die Extrapolation der Ergebnisse bezüglich des partikulären Stoffrückhaltes aus dem untersuchten Muster-Bühnenfeld auf einen größeren Flussabschnitt bieten sich die Daten der Dauerbeobachtungsstellen der Wassergütestelle Elbe und der Bundesanstalt für Gewässerkunde an. Um den Einfluss von einmündenden Nebenarmen auf die Schwebstoffführung zu minimieren, wurde ein 68 km langer Flussabschnitt unterhalb der Einmündung der Havel zwischen den Strom-km 455 und 523 ausgewählt. In diesem Abschnitt münden lediglich kleinere Gewässer (Seege, Löcknitz, Elde, Jetze) ein, die durch ihre geringe Wasserführung und stoffliche Belastung keinen wesentlichen Einfluss auf den Gesamtdurchfluss oder die Schwebstoffkonzentration der Elbe haben. Aus diesem Grund sind die Änderungen in der Schwebstofffracht innerhalb dieses Flussabschnittes (zumindest bei niedrigen und mittleren Wasserständen) allein auf flussinterne Prozesse (z.B. Sedimentation, Nettoprimärproduktion) zurückzuführen. Die Bedeutung der Mineralisation wird an dieser Stelle nicht berücksichtigt. Da die Fließzeit der Elbe für die 68 km lange Strecke zwischen den beiden Messstellen (je nach Wasserführung) ungefähr 19 Stunden beträgt, wurde der Tagesmittelwert der Schwebstofffracht der oberen Messstelle (Wittenberge) mit den Werten des darauf folgenden Tages von der unteren Messstelle (Hitzacker) verglichen. Insgesamt wurden tägliche Frachtdifferenzen für drei hydrologische Jahre (01.11.96 - 31.10.99) ausgewertet. Unter zugrunde Legung der bei SCHWARTZ [2001] ermittelten hochwasserengebundenen Stoffeinträge in die rezente Aue und der Ermittlung der Fläche der hochwasserrelevanten Vordeichsbereiche innerhalb des ausgewählten Flussabschnittes anhand der Daten der IKSE, erfolgt abschließend eine Abschätzung des partikulären Schwebstoffrückhaltes in Bühnenfeldern und Aue im Vergleich zur Gesamtschwebstofffracht der Elbe.

Ergebnisse / Diskussion

In der Elbe ist hinsichtlich der Sestonkonzentration und deren Zusammensetzung ein Jahrgang festzustellen. Aus dem linken Teil der Abbildung 1, welche die Entwicklung des Gehaltes an abfiltrierbaren Stoffen am Strom-km 470 (Cumlosen) in den Jahren 1996 bis 2000 zeigt, ist zu entnehmen, dass es über den Beobachtungszeitraum speziell in den Sommermonaten zu einer deutlichen Zunahme an abfiltrierbaren Stoffen im Elbwasser gekommen ist.

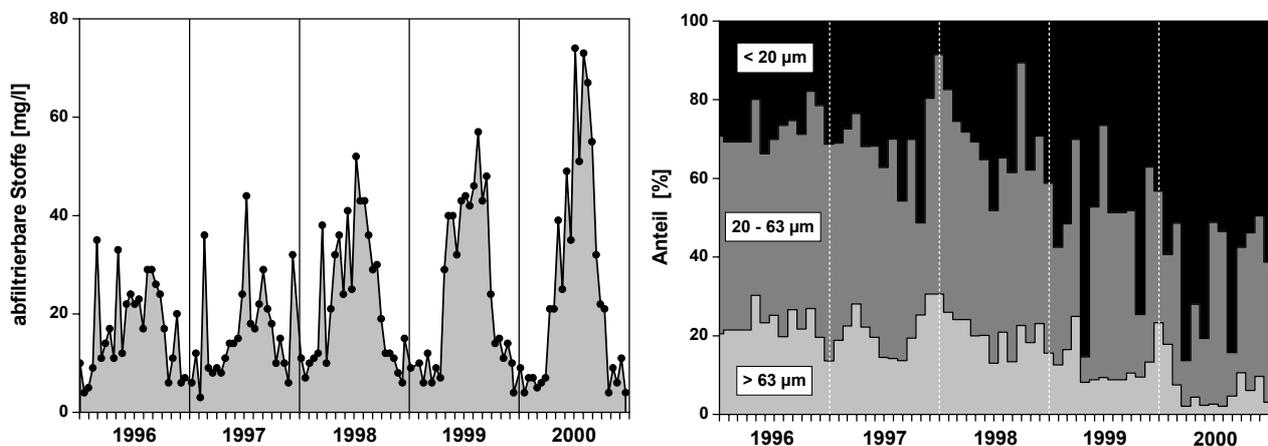


Abb. 1: Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen (links) sowie Größenfraktionsanteile (rechts) in der Elbe am Strom-km 470. Daten: Arge-Elbe, Hamburg

Ausgehend von Höchstwerten im Jahr 1996 von ca. 35 mg/l hat sich dieser Gehalt in den vier darauf folgenden Jahren nahezu kontinuierlich bis auf 75 mg/l gesteigert. Im Gegensatz dazu hat sich während der Wintermonate das Niveau der minimalen Werte (ca. 5 mg/l) kaum verändert. Bei der Betrachtung der rechten Graphik, die die prozentuale Entwicklung der Schwebstoff-Größenfraktionen darstellt, wird deutlich, dass es während des Beobachtungszeitraumes zu einer Minderung der groben ($> 63 \mu\text{m}$) und mittleren ($20 - 63 \mu\text{m}$) Feinkornfraktion zugunsten der feinsten Fraktion ($< 20 \mu\text{m}$) gekommen ist. Hierbei handelt es sich jedoch nicht um einen absoluten sondern lediglich um einen relativen Rückgang. Da der Anstieg der kleinen Bestandteile sehr gut mit der Zunahme an abfiltrierbaren Stoffen korreliert und dieser wiederum mit dem Chlorophyll-a Gehalt einher geht (hier nicht dargestellt), liegt die Vermutung nahe, dass die Ursache für die veränderte Schwebstoffführung biogenen Ursprungs ist. Möglicherweise führt die verringerte Schadstoffbelastung der Elbe bei gleichzeitig weiterhin hohen Nährstoffkonzentrationen [s. SCHWARTZ et al. 1999] zu wesentlich verbesserten Wachstumsbedingungen für die überwiegend zentrischen Kieselalgen bzw. coccalen Grünalgen [s. HOLST et al. 2001]. Dies erklärt auch, warum in den Wintermonaten, in denen das Algenwachstum aufgrund der niedrigen Wassertemperaturen und der geringen Lichtmenge reduziert ist, die Sestonkonzentrationen annähernd konstant geblieben sind.

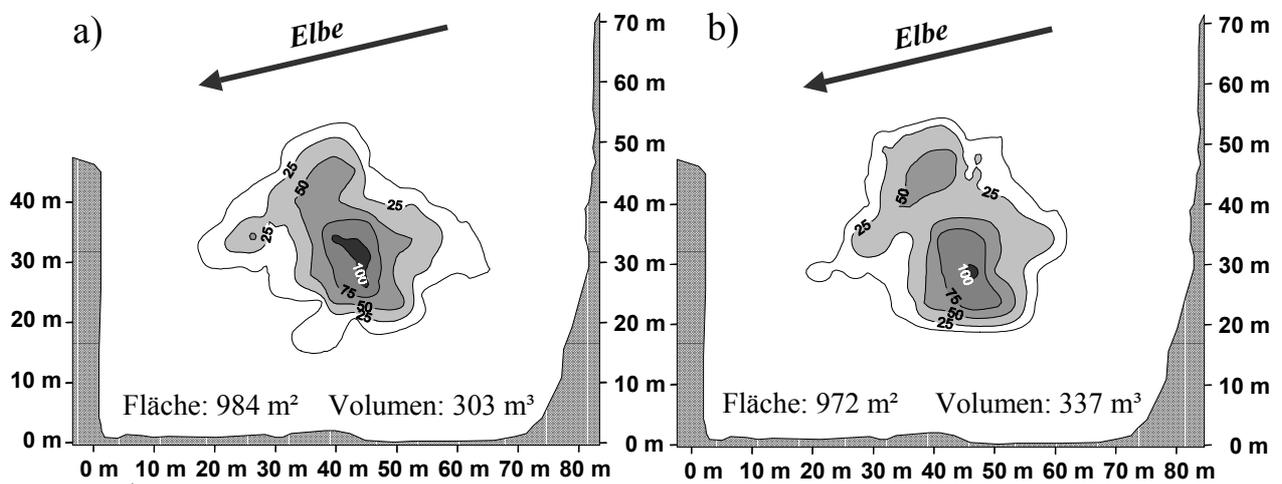


Abb. 2: Muddevorkommen im linksseitigen Bühnenfeld am Strom-km 420,9 am 20.11.01 (a) und am 10.07.02 (b)

Innerhalb des untersuchten Bühnenfeldes lassen sich bezüglich der Ablagerung von frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten (vereinfacht) drei unterschiedliche Zonen differenzieren. Das erste Areal umfasst die Bereiche, in denen die mittlere Anströmgeschwindigkeit an den Sedimentationfallen oberhalb von 15 cm/s liegt und gleichzeitig eine große Varianz in den Einzelwerten, d.h. kurzzeitig sehr hohe Fließgeschwindigkeiten ($> 25 \text{ cm/s}$) zu beobachten sind. Dies sind die kompletten Randbereiche des Bühnenfeldes. Die durchschnittliche effektive Sedimentationsrate liegt hier unter $20 \text{ g TM/m}^2/\text{d}$ (s. SCHWARTZ & KOZERSKI [2002b]). Dass sich an diesen Stellen keine feinkörnigen Dauerablagerungen nachweisen lassen (s. Abb. 2), liegt vermutlich daran, dass während der Hochwasserzeiten das zuvor abgelagerte feinkörnige, organikreiche Material aufgrund der dann besonders in diesen Zonen erhöhten Fließgeschwindigkeiten (bzw. der daraus resultierenden Turbulenzen) und der schwachen Bindung an den sandigen Gewässergrund in Kombination mit seiner geringen Dichte zum größten Teil wieder remobilisiert wird. Innerhalb des zweiten, direkt angrenzenden Areals variieren die mittleren Anströmgeschwindigkeiten (bei deutlich verringerten Spannweiten) zwischen 10 - 15 cm/s. Die durchschnittliche effektive Sedimentationsrate reicht hier von $40 \text{ g TM/m}^2/\text{d}$ bis $120 \text{ g TM/m}^2/\text{d}$. Die höheren Aussinkraten führen dazu, dass feinkörnige Dauerablagerungen bis zu einer Mächtigkeit von 50 cm innerhalb des untersuchten Bühnenfeldes zu beobachten sind. In den Zonen, in denen mittlere Anströmgeschwindigkeiten unterhalb von 10 cm/s vorherrschen und gleichzeitig

nur wenige Extremwerte festzustellen sind, kommt es (gegenüber den schneller durchflossenen Arealen) verstärkt zum Aussinken von feinstpartikulärem, organischem Material aus dem Elbwasser. Die durchschnittliche effektive Sedimentationsrate beträgt hier 485 g TM/m²/d. Vereinzelt werden aber auch Spitzenwerte bis zu 1600 g TM/m²/d erreicht. Langfristiges Resultat dieser sehr hohen Sedimentationsraten ist eine maximale Muddemächtigkeit von 1,2 m im Bühnenfeldzentrum. Die Mudde ist, zumindest was Ausdehnung und Volumen betrifft, auch über einen längeren Zeitraum annähernd konstant. Über eine Spanne von 230 Tagen (einschließlich einer dazwischen stattgefundenen ausgedehnten Hochwasserphase) hat sich die Grundfläche auf der sich die Muddeablagerung befindet nur geringfügig verändert und das Gesamtvolumen ist leicht angestiegen (+ 34 m³).

Addiert man die Schwebstoffeinträge aus den drei Sedimentationszonen unter Berücksichtigung ihrer jeweiligen Flächenanteile, ergibt sich für das gesamte Bühnenfeld (4.800 m²) ein mittlerer Schwebstoffeintrag im Jahr 2001 von 151 kg/d. Aus dem elementspezifisch unterschiedlich hohen Belastungsniveau in den Tiefenprofilen analysierter Sedimentkerne mit Konzentrationsspitzen im unteren Kernbereich die weit über den Elementkonzentrationen in den aktuellen schwebstoffbürtigen Sedimenten liegen, ist zu schließen, dass es sich um ältere Sedimente handeln muss, die sich nicht erst nach dem letztem Hochwasser gebildet haben können. Der Vergleich der Spurenmetallgehalte mit den natürlich bedingten, geogenen Hintergrundkonzentrationen zeigt weiterhin, dass der Großteil der in den Bühnenfeldern lagernden Nähr- und Schadstoffe anthropogenen Ursprung ist, sie in diesem Ausmaß somit frühestens gegen Ende der Industrialisierung (um 1900) in die Elbe gelangt sein können (s. SCHWARTZ & KOZERSKI [2002b]).

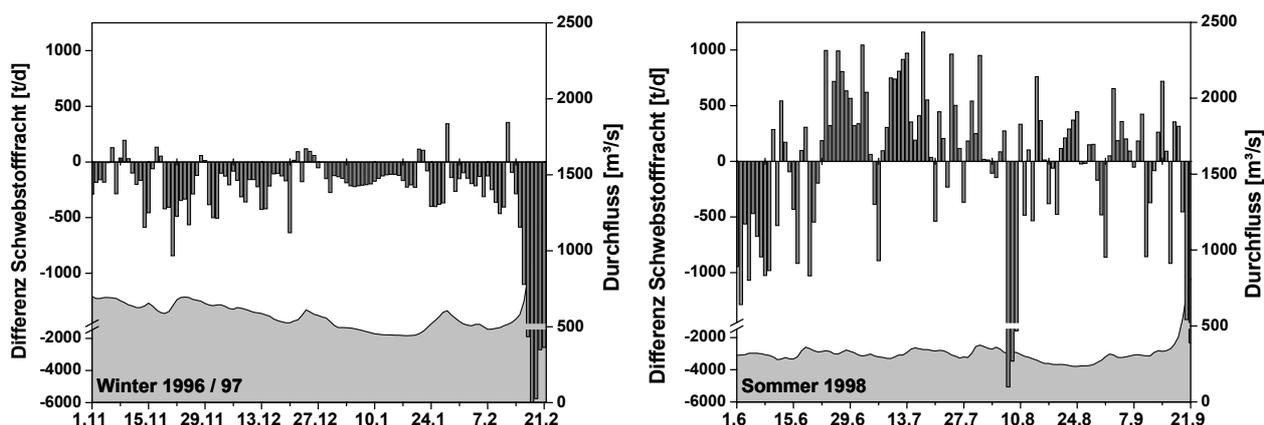


Abb. 3: Vergleich der Schwebstofffracht-Differenzen zwischen den Strom-km 455 und 523 im Winter 1996/97 (links) und im Sommer 1998 (rechts). Daten: BfG, Koblenz

Die beiden Graphiken der Abbildung 3 zeigen (jeweils für einen Zeitraum von 112 Tagen) die täglichen Differenzen der Schwebstofffracht zwischen den Messorten Wittenberge (Strom-km 465) und Hitzacker (Strom-km 523). Positive Werte bedeuten eine Zunahme der Schwebstofffracht entlang der ausgewählten Fließstrecke, negative eine Verringerung. Gegenübergestellt ist eine Winter- und eine Sommersituation. Das besondere ist, dass der Durchflussverlauf in den zwei ausgewählten Zeiträumen annähernd gleich ist. In beiden Fällen kommt es im Anschluss an eine langandauernde Niedrigwasserphase gegen Ende des Beobachtungszeitraumes zu einem sprunghaften Anstieg der Wasserführung, einhergehend mit einem Ausufer der Elbe und Überflutung der angrenzenden Aue. Bei der Interpretation der einzelnen Daten muss berücksichtigt werden, dass sie das Ergebnis (mindestens) zweier gegenläufiger Prozesse darstellen. Geringe Differenzen sagen lediglich etwas über das Verhältnis von Sedimentation und Nettoprimärproduktion aus, nichts jedoch über die absoluten Beträge.

Während der eigentlichen Niedrigwasserphase im Winter 1996/97 vom 01.11.96 bis 14.02.97 kommt es zwischen den beiden Messstationen an 89 von 106 möglichen Tagen zu einer Reduzierung der Schwebstofffracht. Insgesamt beträgt sie 19,6 kt. In den verbleibenden 15 Tagen ist der Tagesdurchschnittswert der Schwebstofffracht in Hitzacker größer als in Wittenberge. Es verbleibt in der Bilanz ein partikulärer Stoffrückhalt von 17,7 kt. Dies bedeutet für einen Kilometer Fließstrecke einen mittleren Netto-Schwebstoffrückhalt von 2,5 t am Tag. Mit Beginn des Hochwassers am 15.02.97 steigen die Frachtdifferenzen stark an. Innerhalb von nur einer Woche beträgt die Schwebstoff-Differenzsumme für den 68 km langen Flussabschnitt 20,6 kt. Dies bedeutet einen Netto-Stoffrückhalt von 43,4 t/km/d. Der rechte Teil der Abbildung 3 zeigt, dass in den Sommermonaten das Verhältnis von Stoffrückhalt und Biomasseproduktion komplizierter ist. Hier überwiegen die Tage, in denen die Schwebstofffracht zwischen den Strom-km 465 und 523 ansteigt. Summiert man die Schwebstofffracht-Differenzen der 69 Tage mit einem positiven Wert, ergibt sich ein Betrag von 28,0 kt. Demgegenüber steht jedoch ein negativer Wert von 34,4 kt in den verbleibenden 44 Tagen. In der Stoffbilanz überwiegt wiederum die Senken- oberhalb der Quellenfunktion. Es findet ein Netto-Stoffrückhalt von 6,4 kt bzw. 0,8 t/km/d statt.

Betrachtet man den Gesamtzeitraum der drei hydrologischen Jahre, zeigt sich, dass es in den Jahren 1997 und 1999 zu einem deutlichen Netto-Schwebstoffrückhalt kommt, im Jahr 1998 die Bilanz jedoch nahezu ausgeglichen ausfällt (s. Abb. 4). Außerdem wird deutlich, dass die in Abbildung 3 aufgezeigte Beziehung der Reduzierung des Sestongehaltes zur Jahreszeit bzw. Wasserführung (leider) nicht so eindeutig ist. Insgesamt beläuft sich die Schwebstofffracht-Differenzsumme über die drei Jahre auf 464 kt bzw. 155 kt/a. Berücksichtigt man lediglich die Jahre 1997 und 1999 erhöht sich der durchschnittliche Netto-Rückhalt auf 220 kt/a.

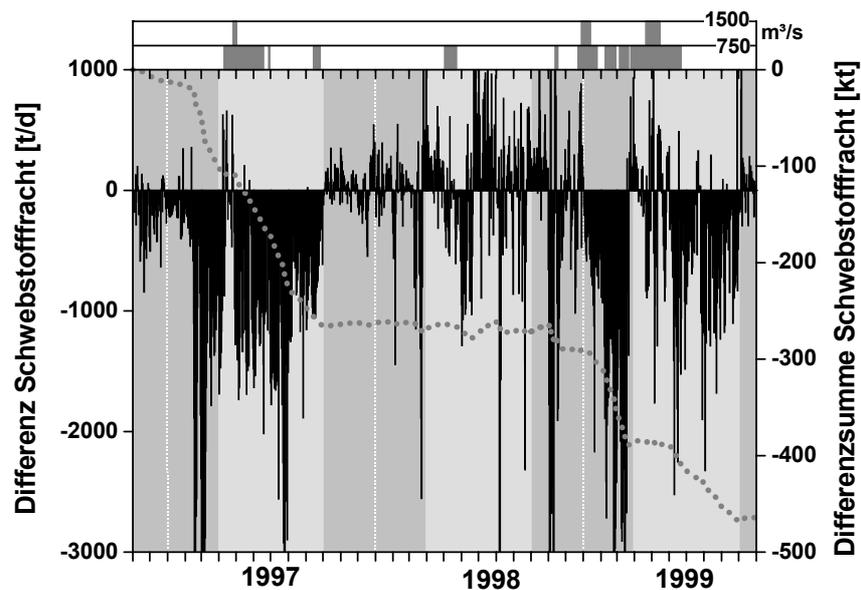


Abb. 4: Tageswerte und Differenzsumme der Schwebstofffracht-Differenz zwischen den Strom-km 455 und 523 in den hydrologischen Jahren 1997 bis 1999. Daten: BfG, Koblenz

Der durchschnittliche Nettorückgang der Schwebstofffracht aller winterlichen Niedrigwasserphasen des Beobachtungszeitraumes beträgt innerhalb der ausgewählten Fließstrecke 62 kt/a. Dieser Wert deckt sich sehr gut mit der aus dem Muster-Buhnenfeld für den gesamten Flussabschnitt hochgerechneten effektiven Sedimentationsrate von 75 kt/a. Annahme hierbei ist, dass sich alle 1360 Buhnen wie das Muster-Buhnenfeld verhalten. Aus der von SCHWARTZ [2001] mittels Kunstrasenmatten ermittelten durchschnittlichen Sedimentationsrate für mittelhoch gelegene Vordeichsbereiche der Mittelelbe von 0,5 - 1,5 kg/m²/a ergibt sich bei einer Ausdehnung der rezenten Aue innerhalb der Strom-km 465 und 523 von 12.200 ha ein jährliche Stoffrückhalt in der Aue zwischen 61 kt und 183 kt. Addiert man die Spannen beider Sedimentationsräume (Buhnenfeld

und Aue) ergibt dies einen Netto-Stoffrückhalt für die 68 Strom-km von 123 - 258 kt/a. Die gesamte Schwebstofffracht, die in den drei hydrologischen Jahren an den beiden Messstellen vorbei geflossen ist, betrug in Wittenberge 2085 kt und in Hitzacker 1620 kt. Es hat demnach in diesem Flussabschnitt einen Netto-Stoffrückhalt von insgesamt 464 kt (Jahresdurchschnitt 155 kt/a) gegeben. Dies entspricht einer Reduktion von 22 %. Unter Vernachlässigung des Jahres 1998 steigt dieser Wert auf 30 % (Jahresdurchschnitt 218 kt/a) an. Beide Werte passen sehr gut zu den unabhängig hiervon ermittelten Sedimentationsmengen in Buhnenfeld und Aue. Demnach variiert in Abhängigkeit von Höhe, Dauer, Häufigkeit und Zeitpunkt von Hochwasserereignissen der Anteil des partikulären Stoffrückhalts in den Buhnenfeldern der Mittel- und Unterelbe zwischen 25 - 50 % und in der unteren Aue zwischen 50 - 75 %.

Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des BMBF - Bundesministerium für Bildung und Forschung (Förderkennzeichen: 0339602) gefördert.

Literatur

ARGE-ELBE [1996 - 2000]: *Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See*. Zahlentafeln. Wassergütestelle Elbe, Hamburg. **ANLAUF A. & HENTSCHEL B. [2002]:** *Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Buhnenformen auf die Lebensräume in Buhnenfeldern der Elbe*. In: GELLER et al. (Hrsg.): *Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements*. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Teubner, Stuttgart, ISBN 3-519-00420-8, S. 199-202. **BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE [2002]:** *Schwebstoffdaten der Elbe in den Jahren 1996 - 2000*. Unveröffentlichte Rohdaten. **EIDNER R., KIRCHESCH V., GUHR H., BÖHME M. & MÜLLER D. [2002]:** *Untersuchungen zum Stoffumsatz in Buhnenfeldern der Elbe*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001-I (Kiel), Tutzing, S. 423-434. **FRICKE D. [1992]:** *Ökologische Aufwertung von Buhnenfeldern und Vorlandgewässern an der Elbe*. Informationsbroschüre des staatlichen Amtes für Wasser und Abfall, Lüneburg, 28 S. **HENTSCHEL B. & ANLAUF A. [2002]:** *Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe*. In: MAZIJK VAN, A. & WEITBRECHT V. (Hrsg.): *Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse an Buhnenfeldern*. Tagungsband, ISBN 90-9015916-9, Karlsruhe (D) / Delft (NL), 2002, S. 121-133. **HOLST H., ZIMMERMANN-TIMM H. & KAUSCH H. [2001]:** *Zeitliche und räumliche Dynamik planktischer Rotatorien im Potamal der Elbe*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2000, Tutzing, S. 135-140. **KOZERSKI H.P. & LEUSCHNER K. [1999]:** *Plate Sediment Traps for slowly moving waters*. *Water Research*, Vol. 33, 13, pp. 2913-2922. **KOZERSKI H.P., KUHN T. & TOTSCHKE 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. & SCHWARTZ R. [2002]:** *Tracerversuche in Buhnenfeldern - Auswertung einer numerischen Simulation zur Optimierung von Feldversuchen*. In: MAZIJK VAN, A. & WEITBRECHT V. (Hrsg.): *Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse an Buhnenfeldern*. Tagungsband, ISBN 90-9015916-9, Karlsruhe (D) / Delft (NL), 2002, S. 31-40. **NEBELSIEK A. [2000]:** *Die Vegetation der Buhnenfelder an der unteren Mittel- und Unterelbe in Abhängigkeit von den Böden*. Diplomarbeit am Institut für Angewandte Botanik und Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, 101 S. **OCKENFELD K. [2002]:** *Primärproduktion in Hauptstrom und Buhnenfeldern der Elbe: ein Vergleich*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001-I (Kiel), Tutzing, S. 429-434. **SCHWARTZ R. [2001]:** *Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung*. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten*, 48, 391 S. **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. & KOZERSKI H.P. [2002a]:** *Die Buhnenfelder der unteren Mittel- und Unterelbe - Geschichte, Bedeutung, Zukunft*. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2001-I (Kiel), Tutzing, S. 417-422. **SCHWARTZ R. & KOZERSKI H.P. [2002b]:** *Die Buhnenfelder der Mittel- und Unterelbe - Schad- und Nährstoffsенke oder -quelle?* In: Geller et al. (Hrsg.): *Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements*. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Teubner, Stuttgart, ISBN 3-519-00420-8, S. 191-195. **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. **WEITBRECHT V. & HINTERBERGER C. [2002]:** *Ergebnisse von physikalischen und numerischen Experimenten an umströmten Buhnenfeldern*. In: MAZIJK VAN, A. & WEITBRECHT V. (Hrsg.): *Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse an Buhnenfeldern*. Tagungsband, Karlsruhe (D) / Delft (NL), ISBN 90-9015916-9, S. 63-78. **WIRTZ C & ERGENZINGER P. [2002]:** *Feldversuche zu instationären Strömungen in Buhnenfeldern mit durchbrochenen und reparierten Buhnen*. In: MAZIJK VAN, A. & WEITBRECHT V. (Hrsg.): *Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse an Buhnenfeldern*. Tagungsband, Karlsruhe (D) / Delft (NL), ISBN 90-9015916-9, S. 17-32.

Makrozoobenthos und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für verschiedene Buhntypen der mittleren Elbe

Meike Kleinwächter¹, Thomas Ols Eggers² und Andreas Anlauf³

¹Zoologisches Institut, TU Braunschweig, Spielmannstr. 8, 38092 Braunschweig, meike.kleinwaechter@tu-bs.de

²Zoologisches Institut, TU Braunschweig, Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, t.eggers@tu-bs.de

³Bundesanstalt für Gewässerkunde, Postfach 200253, 56002 Koblenz, anlauf@bafg.de

keywords: Mittelelbe, Buhne, Hydro-Morphologie, Makrozoobenthos, Laufkäfer, Indikatororganismen

Einleitung

Im Rahmen des interdisziplinären Projektes „Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) (ANLAUF & HENTSCHEL 2002) wird u.a. die Auswirkung der Buhnenform auf die Makrozoobenthos- und Laufkäferzönose im Uferbereich untersucht. Die Elbe ist in weiten Streckenabschnitten durch Buhnen stromtechnisch geregelt. Schäden an den Buhnen führen örtlich zu einer höheren Strukturvielfalt und ökologisch hochwertigen Uferbereichen (z.B. Uferabbrüche, Sandbänke). Die defekten Buhnen werden allerdings den hydraulischen Ansprüchen i.d.R. nicht mehr gerecht, so dass Sanierungsmaßnahmen anstehen bzw. schon durchgeführt wurden. Dabei werden zunehmend naturverträgliche Konzepte gefordert (vgl. IKSE 1994). Ziel dieses Projektes ist es daher, eine ökologisch optimierte Gestaltung von Buhnen unter Wahrung des planfestgestellten hydraulischen Regelungsziels zu entwickeln (vgl. ANLAUF & HENTSCHEL 2002). Im Vordergrund steht die Erhöhung der hydro-morphologischen Dynamik in den Buhnenfeldern und die damit potenziell verbundene Förderung flussgebietstypischer Biotope und Arten.

Wasserbauliche Maßnahmen

Für das Projekt wurden am orographisch linken Ufer der unteren Mittelelbe zwei Untersuchungsgebiete ausgewählt, je eins bei Schönberg und Scharpenlohe (Sachsen-Anhalt, Elb-km 439-446, 53°26' N/ 11°50' O). Im Winter 2000/01 wurden bei Schönberg zwei verschiedene Versuchsbuhntypen gebaut. Vier Buhnen mit Schäden am Buhnenkopf und Durchrissen wurden zu Knickbuhnen umgestaltet (Versuchsbuhntyp I), einem von der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) entwickelter Buhntyp. Bei zwei durchbrochenen Buhnen erfolgte die definierte Absenkung und Sicherung am Buhnenkörper unterhalb Mittelwasserniveau (Versuchsbuhntyp II). Im Herbst 2001 begannen die Bauarbeiten an drei Buhnen des Versuchstyps II bei Scharpenlohe. Die inklinante Form der sogenannten Regelbuhne an der Elbe führt langfristig zu einer Verlandung der dazwischen liegenden Buhnenfelder, da hier während der Niedrig- und Mittelwasserperioden eine Sedimentation stattfindet und bei Hochwasser die Buhnen so überströmt werden, dass es zu keiner nennenswerten Erosion kommt (Abb. 1). Durch die beiden Versuchsbuhntypen soll sich die Dynamik in den angrenzenden Buhnenfeldern erhöhen. Bei Versuchsbuhntyp I wird durch die Abflussbündelung am Knick der überströmten Buhne während der Hochwasserphasen eine Erosion in den Buhnenfeldern erwartet, die der Sedimentation bei Niedrig- und Mittelwasser entgegenwirkt (Abb. 1). Der Durchriss bei Versuchsbuhntyp II bewirkt eine Durchströmung des Buhnenfeldes bei Mittelwasser (Abb. 1). Die Auswirkungen der veränderten hydro-morphologischen Prozesse werden u.a. anhand der Makrozoobenthos- und der Laufkäferzönose untersucht. Als Referenzflächen dienen instandgesetzte Regelbuhnen.

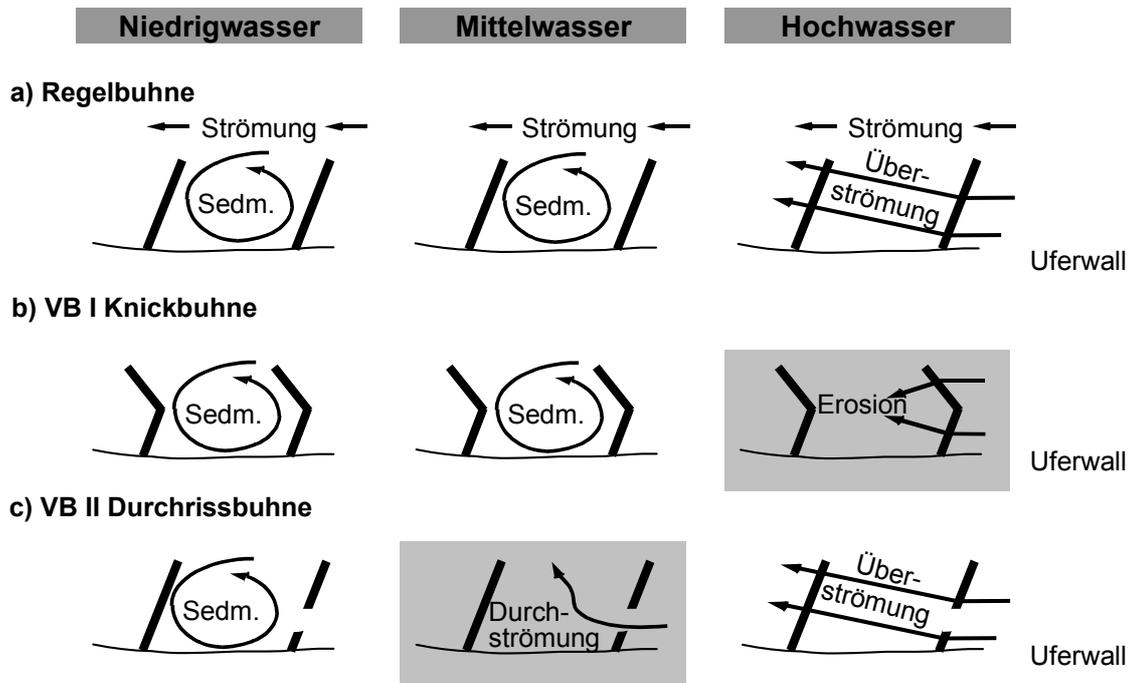


Abb. 1: Auswirkung der Buhnenform auf die hydro-morphologischen Prozesse bei verschiedenen Wasserständen in den dazwischen liegenden Buhnenfeldern: **a)** Regelbuhne, **b)** Knickbuhne (VB I: Versuchsbuhnentyp I), **c)** Durchrissbuhne (VB II: Versuchsbuhnentyp II). Grau unterlegt sind die Phasen, in denen sich die Dynamik in den Buhnenfeldern durch die Versuchsbuhnen im Vergleich zu den Regelbuhnen erhöht. Sedm. = Sedimentation.

Monitoring

Im Herbst 1999 und im Jahr 2000 erfolgte eine Istzustandserhebung zur Charakterisierung der Lebensgemeinschaften vor Beginn der Bauarbeiten. Seit dem Frühjahr 2001 nach Abschluss der Buhnumgestaltung bei Schönberg laufen die mehrjährigen Erfolgskontrollen. Im folgenden werden zunächst die Methoden genauer dargestellt und anschließend erste Ergebnisse aus den Untersuchungsjahren 1999- 2001 präsentiert und diskutiert.

Makrozoobenthos

Für die Makrozoobenthosermittlung wurden insgesamt 15 Buhnenfelder (9 Versuchsfelder und 6 Referenzfelder) ausgewählt und im Frühsommer und Herbst mit Hilfe eines standardisierten Rasters untersucht. Pro Buhnenfeld wurden insgesamt 26 Proben entlang von 2 ufer- und 2 buhnenparallelen Transekten sowie an den Buhnenflanken genommen (Abb. 2). Je nach Dimensionierung des Buhnenfeldes betragen die Abstände zwischen den uferparallel verlaufenden Längstransekten 12-16 m, die zwischen den Quertransekten 13-18 m. An allen zum Zeitpunkt der Probennahme mit mehr als 5 cm Wassertiefe überfluteten Rasterpunkten wurde eine Probe genommen, die je nach Wassertiefe und damit Zugänglichkeit zu Fuß, unter Zuhilfenahme eines Kajaks oder in den stromnahen Bereichen mit Hilfe eines Baggerschiffes des Wasser- und Schifffahrtsamtes Magdeburg, Außenbezirk Wittenberge, erreicht wurden. Als Probennahmegerät für Weichsubstrate kam ein VANVEEN-Greifer (SCHWOERBEL 1966) mit 0,025 m² Grundfläche zur Anwendung. Die genaue Lage der Probenstelle wurde von Land aus gegengepeilt. Die Probennahme vom Baggerschiff aus ist der Methode von TITTIZER & SCHLEUTER (1986) entlehnt. Aus der Baggerschaufel (ca. 1m³) wurde zur quantitativen Makrozoobenthosbestimmung je eine Unterprobe mit 0,022 m²-Grundfläche aus einem möglichst ungestörten Oberflächenbereich des Sediments aufgenommen. Alle quantitativen Weichsubstrat-Proben wurden drei mal aufgeschlämmt, der Überstand jeweils durch ein Sieb mit Maschenweite 1 mm abgesehen. Feinsandige und schlackige Proben wurden vollständig durch das Sieb geschickt. An Probenstellen mit Steinschüttung (Buhnen) wurde ein Bedek-

feldern die Chironomiden das häufigste Taxon sind. Die Häufigkeit der Malacostraca ist hier deutlich erhöht. An den Probenahmestellen mit Hartsubstrat (Schüttsteine) dominieren neben den Chironomiden die beiden Amphipoden *Corophium curvispinum* und *Dikerogammarus villosus*. Je nach Strömungsbild kommt es zu kleinräumigen Verbreitungsmustern der zumeist neozoischen Malacostraca (EGGERS 2003).

Tab. 1: Absolutwerte und prozentualer Anteil der mittleren Abundanz und der mittleren Biomasse der häufigsten Taxa auf verschiedenen Substratypen.

	Abundanz						Masse					
	Buhne				Buhnenfeld		Buhne				Buhnenfeld	
	Hartsubstrat		Weichsubstrat		Weichsubstrat		Hartsubstrat		Weichsubstrat		Weichsubstrat	
	n m ⁻²	%	n m ⁻²	%	n m ⁻²	%	g m ⁻²	%	g m ⁻²	%	g m ⁻²	%
Chironomidae-Larven	1683,6	40,6	1160,1	40,5	1048,4	35,3	1,415	13,0	2,016	53,1	2,881	66,7
Oligochaeta	235,1	5,7	1478,2	51,7	1853,2	62,5	0,012	0,1	0,737	19,4	1,133	26,2
<i>Jaera istri</i>	49,8	1,2	10,8	0,4	2,0	0,1	0,032	0,3	0,011	0,3	0,001	0,0
<i>Corophium curvispinum</i>	1439,3	34,7	56,0	2,0	18,9	0,6	2,622	24,0	0,228	6,0	0,055	1,3
<i>Dikerogammarus villosus</i>	676,4	16,3	135,8	4,7	14,9	0,5	6,825	62,5	0,763	20,1	0,118	2,7
<i>Gammarus tigrinus</i>	58,9	1,4	20,3	0,7	29,7	1,0	0,021	0,2	0,042	1,1	0,130	3,0
Summe	4143,1		2861,3		2967,1		10,927		3,797		4,319	

Neben den Unterschieden zwischen der Besiedlung von Hart- und Weichsubstraten bestehen auch starke jahreszeitliche Unterschiede. Im Herbst ist der Anteil an Oligochaeten wesentlich größer als im Frühsommer (Abb. 3). Die mittlere Abundanz der Weichsubstratbesiedler ist über die Jahreszeiten relativ stabil. Die Hartsubstrate weisen im Herbst eine niedrigere, im Frühsommer hingegen eine höhere Besiedlungsdichte als die Weichsubstrate auf. Im Jahr 1999/2000 war die Besiedlungsdichte der vergleichbaren Jahreszeiten höher als im Jahr 2001. Dieses könnte unter Umständen mit den bei den Beprobungen im Jahr 2001 höheren Pegelständen zusammenhängen.

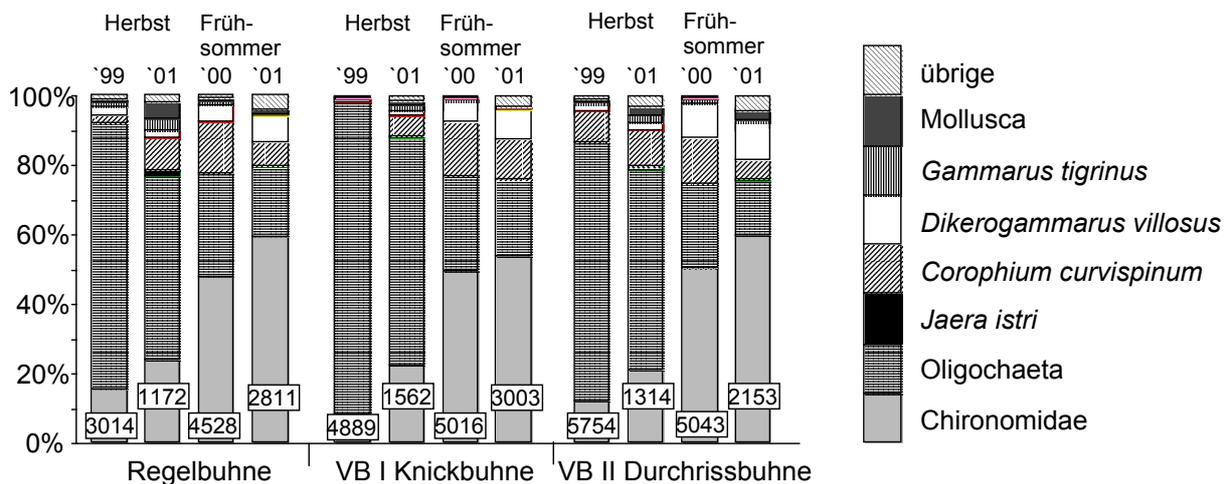


Abb. 3: Verteilung der mittleren Abundanz der häufigsten Taxa auf die verschiedenen Buhnentypen. Datengrundlage Probenkampagnen 1999-2001.

Die Buhnentypen zeigen bisher noch keine Auswirkung auf die Zusammensetzung der Taxa in den Buhnenfeldern. Auch bei differenzierter Betrachtung der Buhnentypen treten stärkere Unterschiede durch den unterschiedlichen Zeitpunkt der Probenahme auf als durch den Einfluss des Buhnentypes (Abb. 3). Wir vermuten, dass sich die Veränderungen in der Substratzusammen-

setzung im Bühnenfeld aufgrund der veränderten hydraulischen Wirkung der neugestalteten Bühnen erst im Laufe der Zeit einstellen wird.

Bei der Determination des Makrozoobenthos aus den Probenkampagnen 2001 wurde neben der Abundanz auch das Gewicht der einzelnen Taxa bestimmt. In Bezug auf die Biomasse werden besonders die Oligochaeten überrepräsentiert, wohingegen die Amphipoden eher unterrepräsentiert sind (Tab. 1). Das Fests substrat der Bühnen weist durch die hohe Abundanz der Amphipoden die höchste Produktivität der untersuchten Probenstellen auf.

Laufkäfer

Während der ersten Fangperioden der Istzustandserfassung und der ersten Erfolgskontrolle wurden insgesamt 13.000 Laufkäfer aus 91 Arten erfasst, davon 8.168 Individuen aus 74 Arten im Jahr 2000 und 4.832 Individuen aus 74 Arten im Jahr 2001. Der SÖRENSEN-Quotient, der dem einfachen Vergleich der Artengemeinschaften dient, ist mit 77 % relativ hoch (Tab. 2). Während das Artenspektrum beider Fangperioden also vergleichbar ist, lassen sich Wechsel in den Dominanzen feststellen. Insgesamt nimmt die Fangrate im Jahr 2001 um 40% im Vergleich zum Vorjahr ab. Die RENKONENSCHEN Zahl, eine Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften, die auch als Dominantenidentität bezeichnet wird, ist mit 63 % niedriger als der SÖRENSEN-Quotient. Der Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN, bei dem nicht nur die gemeinsamen Arten, sondern auch ihre relativen Häufigkeiten berücksichtigt werden, beträgt beim Vergleich der gesamten Zönosen 41.

Tab. 2: Faunenähnlichkeit der in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 erfassten Laufkäferzönosen. VB = Versuchsbuhmentyp. QS = SÖRENSEN-Quotient, Re = RENKONENSCHEN Zahl, K_w = WAINSTEINindex (vgl. MÜHLENBERG 1993).

Indices	gesamte Zönosen	uferparallele Transekte, Schönberg		
		Regelbuhne	VB I Knickbuhne	VB II Durchrissbuhne
QS [%]	77	75	80	75
Re [%]	63	62	54	66
K_w	41	37	36	39

Der Einfluss des Buhmentyps wird zunächst anhand der uferparallelen Transekten bei Schönberg untersucht, da hier die Bauarbeiten an den Bühnen vor der Erfolgskontrolle abgeschlossen waren. Anhand der Indices lassen sich nur geringfügige Unterschiede zwischen den Buhmentypen feststellen (Tab. 2). Die Werte des WAINSTEIN-Indexes beider Versuchsbuhmentypen liegen im Bereich des Indexes der Referenzbuhnenfelder. Unterschiede in den Zönosen lassen sich daher nicht unmittelbar auf die Bühnenumgestaltung zurückführen. Dies wird auch bei der Gruppierung aller Transektstandorte aus beiden Untersuchungsjahren mittels einer TWINSPAN-Analyse (vgl. HILL 1979) deutlich. Aufgrund von Häufigkeitsklassen der erfassten Arten bilden sich acht Gruppen, die sich jedoch nicht nach dem Buhmentyp clustern (Abb. 4). Die Auftrennung der Standorte erfolgt als erstes nach dem Untersuchungsgebiet, dann nach dem Untersuchungsjahr und schließlich nach der Bodenart. Potentielle Auswirkungen der Versuchsbühnen auf die Laufkäfergemeinschaft in den Bühnenfeldern werden im ersten Kontrolljahr durch populationsdynamische Schwankungen überlagert. Die enge Substratbindung vieler Carabidenarten (vgl. ASSMUTH & BOHLE 2000, BONN & KLEINWÄCHTER 1999) weist aber darauf hin, dass sich Veränderungen in der Morphologie der Bühnenfelder auf die Uferzönose auswirken. Die Erfassungen der nächsten Jahre werden hier genauere Rückschlüsse zu lassen.

INTERSTITIAL/GRUNDWASSER

- IBISCH, R. B., INGENDAHL, D. & D. BORCHARDT: Dynamik von Stoffumsatzprozessen im hyporheischen Interstitial eines anthropogen belasteten Mittelgebirgsflusses
- HAHN, H. J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Grundwassertieren – Erste Ergebnisse
- MATZKE, D. & H. J. HAHN: Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasser-leitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken

Dynamik von Stoffumsatzprozessen im hyporheischen Interstitial eines anthropogen belasteten Mittelgebirgsflusses

Ralf B. Ibisch, Detlev Ingendahl & Dietrich Borchardt

Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Universität Kassel, Kurt-Wolters-Straße 3,
34125 Kassel, ibisch@uni-kassel.de

Einleitung

Das hyporheische Interstitial hat hohe Bedeutung für die Stoffretentionsleistung von Fließgewässersystemen, da es als durchflossener Festbettreaktor aufgefasst werden kann. Die Relevanz ergibt sich aus der großen interstitiellen Aufwuchsfläche des Gewässerbettes für aktive Biofilme und der langen Kontaktzeit des Wassers mit dem Sediment. Der Stoffflux eines Parameters lässt sich als eine Funktion von Umsatzleistung und Austauschrate beschreiben. Das Verhältnis dieser beiden Größen zueinander und die Richtung des biochemischen Umsatzes bestimmen, ob das hyporheische Interstitial als Stoffsenke oder -speicher fungiert (BORCHARDT ET AL. 2001).

Die hyporheische Gesamtrespiration (HCR, „hyporheic community respiration“ sensu PUSCH and SCHWOERBEL 1994) ist ein Maß für Stoffumsatzprozesse, die als Summenparameter über alle Sauerstoff produzierenden und verbrauchenden Prozesse integriert. Da die HCR nicht direkt messtechnisch zugänglich ist, werden häufig kleinskalige experimentielle Modellsysteme zur Bestimmung eingesetzt (PUSCH & SCHWOERBEL 1994, JONES ET AL. 1995, INGENDAHL ET AL. 2002). PUSCH (1996) untersuchte Unterschiede in der HCR zwischen Riffle und Pool-Sequenzen in der Steina (Schwarzwald) und verwendete hierzu sedimentbefüllte Röhren. Es konnten signifikant höhere Respirationsraten in Riffle-Bereichen gefunden werden, die auf erhöhten hydraulischen Austausch und verbesserte Nährstoffversorgung zurückzuführen sind. Die Untersuchungen von INGENDAHL im Interstitial der Lahn (INGENDAHL ET AL. 2002) belegen eine Steigerung von Respirationsraten bei Zugabe von reduzierten Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrit), was als Indiz für eine Stickstoff-Limitierung des Systems interpretiert werden muss.

Die Größe aller bisher eingesetzten Messsysteme birgt die Gefahr von Artefakten, die sich aus hydraulischen Gesetzmäßigkeiten ableiteten. Um die Übertragbarkeit der experimentiellen Ansätze auf natürliche Fließgewässersohlen zu gewährleisten und um verschiedene Untersuchungen vergleichen zu können, ist die Beachtung der hydraulischen Randbedingungen daher von besonderer Bedeutung.

Die vorliegende Untersuchung zielt daher auf a) die Analyse der zeitlichen und räumlichen Variabilität der HCR entlang einer Pool-Riffle-Sequenz in einem Mittelgebirgsfluss, b) die Evaluierung von klein- und mesoskaligen Messmethoden und deren Randeffekte, c) die Bedeutung unterschiedlicher k_f -Werte (Kolmation) und d) die Auswirkung erhöhter Nährstofffrachten über Kläranlageneinleitungen auf Stoffumsatzprozesse im Hyporheischen Interstitial.

Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet wurden zwei Riffle-Pool-Riffle Sequenzen eines hyporhithralen Gewässerabschnittes an der oberen Lahn bei Marburg (Hessen) ausgewählt. Der MQ am Lahn-Pegel Sarnau beträgt $7,3 \text{ m}^3/\text{s}$, der MNQ $0,475 \text{ m}^3/\text{s}$. Einzelheiten zum Untersuchungsgebiet beschreibt SAENGER (2000). Die untersuchten Abschnitte des hier etwa 15 m breiten Fließgewässers sind gekennzeichnet durch die Abwassereinleitungen der Kläranlagen Elmshausen (Ausbaugröße 20.000 EW) und Sarnau-Göttingen (Ausbaugröße 24.000 EW), die beide dem Stand der Technik entsprechen. Im untersuchten Streckenabschnitt der Lahn beträgt der abwasserbürtige Anteil am Niedrigwasserabfluss zwischen 26 % (oberhalb Sarnau-Göttingen) und 31 % (unterhalb Sarnau-Göttingen).

Methoden

Zur Messung der räumlichen Variabilität der HCR im untersuchten Fließgewässerabschnitt wurden sedimentbefüllte Plexiglasröhren verwendet (Länge: 15 cm, \emptyset innen: 8,2 cm), die in stationären Boxen an verschiedenen Bereichen im Gewässerbett inkubiert wurden (Methode nach PUSCH 1996, verändert). Es wurden Bereiche ausgewählt, die eindeutig als Infiltrations- und Exfiltrationsbereiche identifiziert wurden (SAENGER 2000). Nach mindestens dreimonatiger Inkubation wurden die Röhren geborgen und im Labor in einer Apparatur zur Messung der HCR eingespannt (Details zur Methode siehe INGENDAHL ET AL. 2002). Zur Vermeidung von Kreislaufeffekten (kontinuierliche Sauerstoff- und Nährstoffabnahme) wurde die experimentielle Anlage im Durchfluss (mit einer Abstandsgeschwindigkeit von 0,44 m/h bis 1,33 m/h) betrieben. Es wurde sowohl die Grundrespiration (O_2 -Messung in Zu- und Ablauf) mit unbehandeltem Standortwasser, als auch Veränderungen der Respiration nach Dotation mit Ammonium (Sättigungswert: $5 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$) und Nitrit ($5 \text{ mg/l NO}_2\text{-N}$) gemessen.

Eine hohe zeitliche Auflösung zur Messung der hyporheischen Respiration erforderte den Einsatz von online-Methoden in einem Sedimentkörper als mesoskaliges Modell für das Interstitial der Lahn (Länge: 60 cm, \emptyset innen: 56 cm). Der experimentielle Aufbau war in einem mobilen Laborcontainer im Freiland untergebracht und wurde über ein By-Pass-System kontinuierlich mit Lahnwasser beschickt. Der Aufbau ermöglichte unter den variablen Bedingungen von Kolmation

und Dekolmation die kontinuierliche Aufzeichnung von Respirationswerten (O_2 -Messung in Zu- und Ablauf), Temperaturen, k_f -Werten und eingetragenen suspendierten Schwebstoffen (Details zur Methode siehe IBISCH and BORCHARDT in print). Die kontinuierlichen Messungen erfolgten über einen Zeitraum von mehreren Monaten. An einzelnen Terminen wurden Dotationen mit Ammonium (Sättigungswert: 5 mg/l NH_4 -N) durchgeführt.

Ergebnisse

Kleinskalige Röhrenversuche

Der Mittelwert der gemessenen Hyporheischen Gesamtrespiration im Interstitial der Lahn lag bei $1,64 \text{ mg } O_2 \text{ h}^{-1} \text{ dm}^{-3}$ (bei einer Abstandsgeschwindigkeit von 1,33 m/h). Die HCR wurde durch die Einleitung von Abwässern signifikant beeinflusst (Abb.1). Unter standardisierten Bedingungen konnten signifikante Unterschiede der HCR zwischen Proben, die oberhalb und unterhalb den beiden Kläranlageneinleitungen inkubiert waren, gemessen werden ($p < 0,01$, $n = 15$ oKA, $n = 20$ uKA, Kruskal-Wallis-Test, Mann-Whitney-U-Test). Die Unterschiede waren sowohl in der undotierten Grundrespiration, als auch bei Dotation von Ammonium oder Nitrit nachweisbar. Bei Zugabe der reduzierten N-Verbindungen zu den Proben unterhalb wurde eine signifikante Steigerung der HCR gemessen, im Gegensatz dazu wurde oberhalb der Einleitung keine signifikante Zunahme beobachtet (Abb.1).

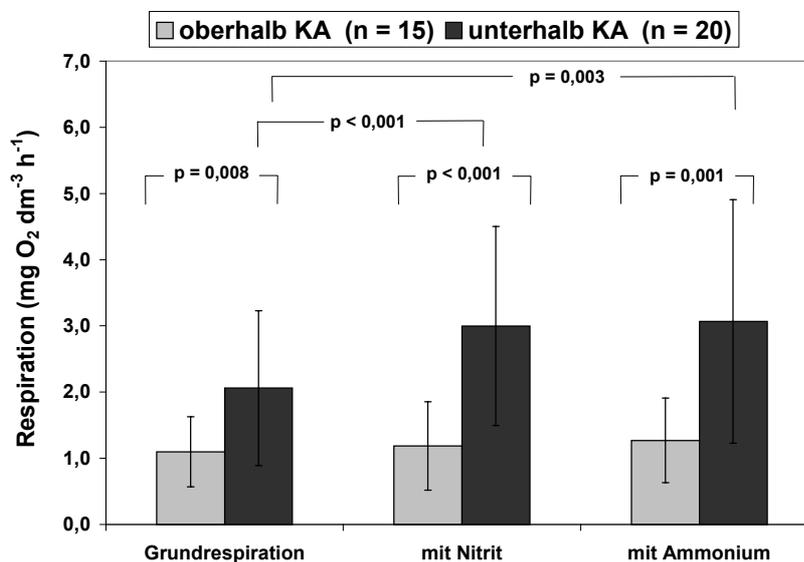


Abb. 1: Räumliche Verteilung der Hyporheischen Gesamtrespiration im Interstitial der Lahn (bei $v_a = 1,33 \text{ m/h}$), sowie p-Werte der zweiseitigen Mann-Whitney-U- und Wilcoxon-Tests.

Mesoskaliges Sedimentkörperexperiment

Mit den angewandten online-Messmethoden in einem mesoskaligen Sedimentkörperexperiment konnte gezeigt werden, dass die Hyporheische Gesamtrespiration erheblicher, zeitlicher

Variabilität unterliegt. Bedingt durch die Veränderlichkeit der regulativen Umweltvariablen wurde in einem Versuchsdurchgang von Sept. 00 bis Dez. 00 eine Spannweite von $0,09 \text{ mg O}_2 \text{ h}^{-1} \text{ dm}^{-3}$ bis $3,60 \text{ mg O}_2 \text{ h}^{-1} \text{ dm}^{-3}$ (Mittelwert: $1,20 \pm 0,84 \text{ mg O}_2 \text{ h}^{-1} \text{ dm}^{-3}$) gemessen. Es konnte eine signifikante Korrelation zur mittleren Tagestemperatur des Oberflächenwassers nachgewiesen werden ($p < 0,001$, $n = 103$, Spearman-Rank-R = $0,677$). Eine direkte Beziehung zu eingelagerten Schwebstoffen (Fracht-Bilanzierung über Trübungsmessungen, AFTG der Schwebstoffe und einem angenommenen C-Gehalt von 50 %) konnte nicht nachgewiesen werden. Mit zunehmender Kolmation des Korngerüstes (Verringerung der k_f -Werte) wurden geringere Respirationsraten gefunden (Abb. 2). Es war möglich eine signifikante Beziehung mit einer Hyperbelfunktion anzupassen ($\text{HCR} = \text{HCR}_{\text{max}} * k_f / (k_s + k_f)$, mit $\text{HCR}_{\text{max}} = 1,497$ und „Halbsättigungskonstante“ $k_s = 0,0015$). Diese Beziehung beschreibt eine strenge Limitierung der Respirationsraten bis zu k_f -Werten von etwa $3 \cdot 10^{-3}$ bis $4 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$. Bei größeren k_f -Werten (höherer Durchfluss, aber geringere spezifische Oberfläche und geringere Aufenthaltszeit) findet keine Limitierung mehr statt.

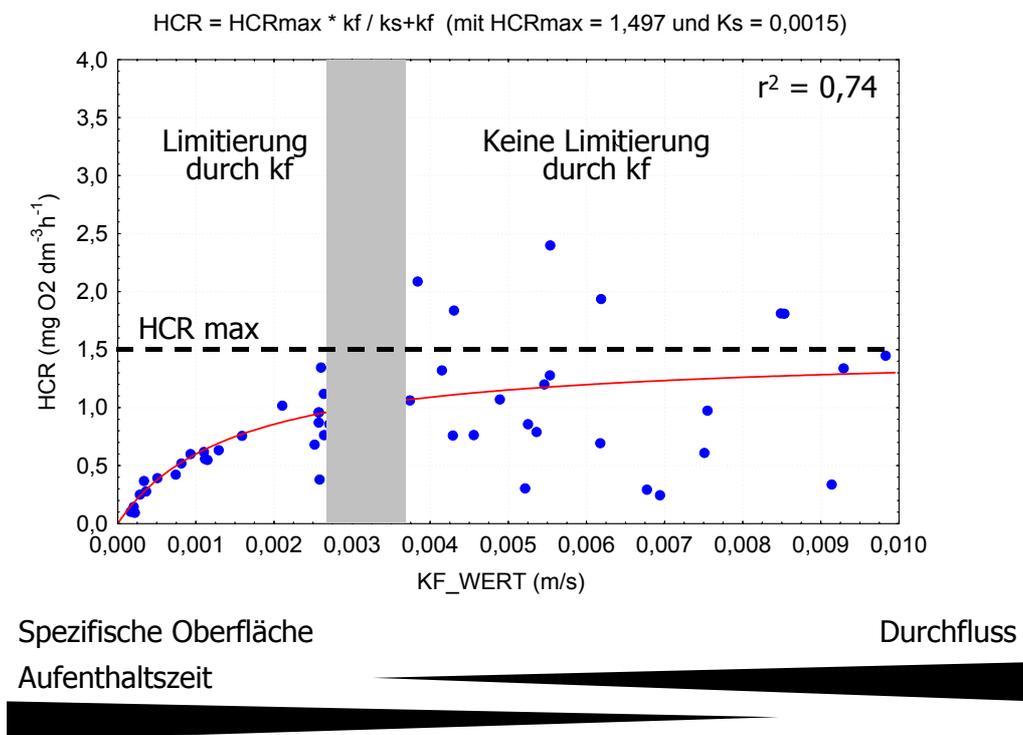


Abb. 2: Limitierung der HCR durch k_f -Werte in einem mesoskaligen Sedimentkörper.

Vergleich der beiden experimentiellen Ansätze

Bei Analyse der mit unterschiedlichen Methoden gewonnenen Respirationsraten wurde eine gute Vergleichbarkeit der unterschiedlichen experimentiellen Ansätze gefunden (Grundrespiration: $1,05 \text{ mg O}_2 \text{ h}^{-1} \text{ dm}^{-3}$ versus $1,33 \text{ mg O}_2 \text{ h}^{-1} \text{ dm}^{-3}$, $n = 3$; HCR unter Ammonium-Zugabe: $1,87 \text{ mg O}_2 \text{ h}^{-1} \text{ dm}^{-3}$ versus $1,71 \text{ mg O}_2 \text{ h}^{-1} \text{ dm}^{-3}$, $n = 2$). Dazu war jedoch eine Normierung auf vergleichbare hydraulische Randbedingungen, Temperaturen und auf die im Interstitial der Lahn gemessenen Abstandsgeschwindigkeiten ($0,2 - 0,6 \text{ m/h}$, SAENGER 2000) notwendig.

Diskussion

In der vorliegenden Untersuchung konnte eine signifikante Beeinflussung der Stoffumsatzprozesse im Hyporheischen Interstitial durch Kläranlageneinleitungen (Stand der Technik) festgestellt werden. Die dauerhafte Beschickung des Gewässers mit gelösten Nährstoffen und DOC aus der Einleitung führt zu erhöhter Bakterienbiomasse in den interstitiellen Biofilmen. Dies ergeben die Auswertungen des lose assoziierten organischen Materials (LAPOM) in den Versuchsröhren. Für LAPOM ist eine positiv signifikante Korrelation zur HCR in der Literatur bekannt (PUSCH 1994, INGENDAHL 2002). Weiterhin ist von erheblicher Speicherfähigkeit gelöster Nährstoffe im oberflächlichen Schleim (Glycocalix) der interstitiellen Biofilme auszugehen, der wie ein Ionenaustauscher-Harz geladene Stoffe bindet und Ort intensiver hydrolytischer Enzymaktivität ist (LOCK ET AL. 1984; LEICHTFRIED 1991). Durch die Kläranlageneinleitungen in Fließgewässer ist zudem eine Veränderung der Zusammensetzung der Bakterienpopulationen möglich. Spezifische Mikroorganismen der Abwasserreinigungsanlagen können ausgespült werden, gelangen in die fließende Welle und über Austauschprozesse auch in das hyporheische Interstitial (BRION & BILLEN 2000; TER HASEBORG ET AL. SUBMITTED). Dort können sie sich vermutlich etablieren und die Aktivitäten der Biofilme erhöhen. Eine Verringerung der Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff in den Porensystemen ist daraus abzuleiten. Im Interstitial der Lahn war unterhalb der Kläranlageneinleitung eine Erhöhung kleinräumiger Variabilität der O₂-Gehalte („concentration patchiness“) feststellbar (BORCHARDT & FISCHER 2000). Inwieweit eine Veränderung der Aktivitäten interstitieller Biofilme Einfluss auf die Funktionalität der hyporheischen Zone hat, muss Gegenstand zukünftiger Forschung sein.

In der hier vorgestellten Untersuchung konnte mit einem mesoskaligen Sedimentkörper gezeigt werden, dass Stoffumsatzprozesse im Interstitial dynamisch sind und signifikant mit Temperatur, Stickstoffzufuhr und Kolmationsprozessen korrelieren. Die zeitliche Dynamik von Stoffumsatzprozessen im Interstitial ist bisher kaum untersucht (FISCHER & BORCHARDT 2001), in der Regel ist der Fokus der Forschung auf laterale Gradienten (CRAFT ET AL. 2002), oder vertikale Verteilungen gerichtet (FISCHER ET AL. 2002). Ob die zeitliche Komponente die räumlichen Unterschiede überlagert, muss ebenfalls in zukünftiger Forschungsarbeit geklärt werden. Wie die vorgestellten Untersuchungen zeigen, ist beim Vergleich unterschiedlicher methodischer Ansätze eine Normierung auf hydraulische Leitfähigkeiten notwendig, da eine strenge k_f -Wert-Limitierung bis zu einem Grenzwert von etwa $3 \cdot 10^{-3}$ bis $4 \cdot 10^{-3}$ m/s gezeigt werden konnte. In der Literatur werden Abhängigkeiten gemessener Stoffumsätze von LAPOM-Gehalten diskutiert (PUSCH 1996, INGENDAHL 2002), inwieweit sich die Variabilitäten durch unterschiedliche k_f -Werte erklären lassen ist folglich zu überprüfen.

Literatur

- Borchardt, D. & Fischer, J. (2000): Three-dimensional patterns and processes in the River Lahn (Germany): variability of abiotic and biotic conditions. - *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 27: 393-397.
- Borchardt, D., Fischer, J. & Ibsch, R. B. (2001): Struktur und Funktion des Hyporheischen Interstitials in Fließgewässern. - *Wasser & Boden* 53(3): 5-10.
- Brion, N. & Billen, G. (2000): Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: The case of the River Seine downstream from Paris. - *Water Research* 34: 3213-3221.
- Craft, J. A., Stanford, J. A. & Pusch, M. (2002): Microbial respiration within a floodplain aquifer of a large gravel-bed river. - *Freshwater Biology* 47: 251-261.
- Fischer, H., Wanner, S. C. & Pusch, M. (2002): Bacterial abundance and production in river sediments as related to the biochemical composition of particulate organic matter (POM). - *Biogeochemistry* 61(1): 37-55.
- Fischer, J. & Borchardt, D. (2000): Three-dimensional patterns and processes in the River Lahn (Germany): variability of abiotic and biotic conditions. - *Verhandlungen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 27: 393-397.
- Fischer, J. & Borchardt, D. (2001): Einsatz von Optoden zur kontinuierlichen Sauerstoffmessung im hyporheischen Interstitial. *Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Magdeburg, Eigenverlag der DGL, Tutzing: 316 - 320.*
- Ibsch, R. B. & Borchardt, D. (in print): Effects of periphyton biomass and suspended solids on river bed permeability and hyporheic oxygen balances. - *Verhandlungen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie.*
- Ingendahl, D., ter Haseborg, E., Meier, M., van der Most, O., Steele, H. & Werner, D. (2002): Linking hyporheic community respiration and inorganic nitrogen transformations in the River Lahn (Germany). - *Archiv für Hydrobiologie* 155(1): 99-120.
- Jones, J. B., Fisher, S. G. & Grimm, N. B. (1995): Nitrification in the hyporheic zone of a desert stream ecosystem. - *Journal of the North American Benthological Society* 14(2): 249-258.
- Leichtfried, M. (1991): POM in bed sediments of a gravel stream (Ritrodat-Lunz study area, Austria). - *Verhandlungen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24: 1921-1925.
- Lock, M. A., Wallace, R. R., Costerton, J. W., Ventullo, R. M. & Charlton, S. E. (1984): River epilithon: toward a structural-functional model. - *Oikos* 42: 10-22.
- Pusch, M. (1996): The metabolism of organic matter in the hyporheic zone of a mountain stream, and its spatial distribution. - *Hydrobiologia* 323: 107-118.
- Pusch, M. & Schwoerbel, J. (1994): Community respiration in hyporheic sediments of a mountain stream (Steina, Black Forest). - *Archiv für Hydrobiologie* 130: 35-52.
- Saenger, N. (2000): Identifikationen von Austauschprozessen zwischen Fließgewässer und hyporheischer Zone. - *Dissertation, TU Darmstadt: 1-110.*
- ter Haseborg, E., Meier, M., Ingendahl, D. & Werner, D. (submitted): Denitrifying bacterial populations in the hyporheic zone of the River Lahn (Germany): temporal variability and the significance of external inputs. - *Archiv für Hydrobiologie. Supplements.*

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung des Projektes.

Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Grundwassertieren – Erste Ergebnisse

Hahn, Hans Jürgen

Institut für Biologie der Universität Koblenz-Landau, Abt. Landau, Im Fort 7, 76829 Landau, Tel.: 06341/280-211, Fax.: 06341/280-367, e-mail: hjhahn@uni-landau.de

Keywords: Stygofauna, Grundwasserfauna, hydrological exchange, hydrologischer Austausch

Einleitung

Das Grundwasser ist von einer arten- und oft auch individuenreichen Fauna besiedelt. Allerdings sind die Tiere nicht überall in gleicher Dichte im Grundwasserleiter anzutreffen, sondern ihre Verteilung erscheint oft extrem geklumpt. Dicht besiedelte Bereiche und unbesiedelte Zonen wechseln kleinräumig miteinander, und einander direkt benachbarte Meßstellen unterscheiden sich meist sehr stark in ihrer Besiedlung. Ganz offensichtlich spiegelt die Vielfalt der Besiedlung die Heterogenität des Lebensraums Grundwasser wider.

Saisonale Rhythmen scheinen für Grundwassertiere nur eine nachgeordnete Rolle zu spielen, da Temperaturveränderungen und Verschiebungen der Tageslängen sich im stabilen Grundwasserraum kaum oder gar nicht bemerkbar machen. Interaktionen mit dem Oberflächenwasser und benachbarten Grundwasserleitern sowie Schwankungen der Grundwasserstände mit den damit zusammenhängenden Veränderungen wie Sauerstoff- und Nahrungsversorgung sind wohl die einzigen nennenswerten saisonalen Rhythmen im Grundwasser. Tatsächlich scheint der hydrologische Austausch ein Schlüsselfaktor für das Verständnis von Grundwasserlebensgemeinschaften zu sein.

Beides, räumliche Verteilung und zeitliche Dynamik der Grundwasserfauna, ist bisher kaum untersucht. Mit dem vorliegenden Beitrag sollen erste Ergebnisse einer Studie zur kleinräumigen Verteilung und zu zeitlichen Veränderungen der Grundwasserfauna vorgestellt werden.

Material und Methoden

Seit Juli 2001 wird in mehreren Bachtälern der Pfalz (Abb. 1 A, B) an insgesamt 16 Meßstellen monatlich die Grundwasserfauna besammelt sowie Proben zur Keimzahlbestimmung und zur Wasseranalytik entnommen. Die Beprobung erfolgt mit speziellen Fallen, die unbeködert in drei verschiedenen Tiefen (A, B, C) in jeder Meßstelle installiert sind (Abb. 1 C). Zur Beprobung wird der Falleninhalte über Schläuche abgepumpt.

Im folgenden werden erste Ergebnisse zweier ausgewählter, repräsentativer Meßstellen vorgestellt: Die Meßstelle Klammtal HB3 liegt südlich von Kaiserslautern, im Übergangsbereich zwischen der alluvialen Talfüllung der Hirschalb und dem Kluftgestein des umgebenden Buntsandsteins. Letzterer ist typisch für das Einzugsgebiet und den gesamten Pfälzerwald. HB3 wird sowohl durch das Talgrundwasser als auch durch das Kluftwasser der benachbarten Felszonen beeinflusst. Die drei Fallen wurden in folgenden Tiefen unter Gelände ausgebracht: HB3/A = 1,62 m, HB3/B = 2,82 m, HB3/C = 3,82 m).

Die Meßstelle Modenbachtal MB4 befindet sich im Bereich des Oberrheingrabenrandes, des sog. Haardtrands (Abb. 1 B). Die direkt am Modenbach gelegene Meßstelle MB4 liegt zwar im Einflußbereich des Talgrundwassers, steht aber offensichtlich in engem Austausch mit dem Wasser des Modenbaches. Die drei Fallen von MB4 wurden in folgenden Tiefen unter Gelände ausgebracht: MB3/A = 2,20 m, MB3/B = 3,40 m, MB3/C = 7,40 m.

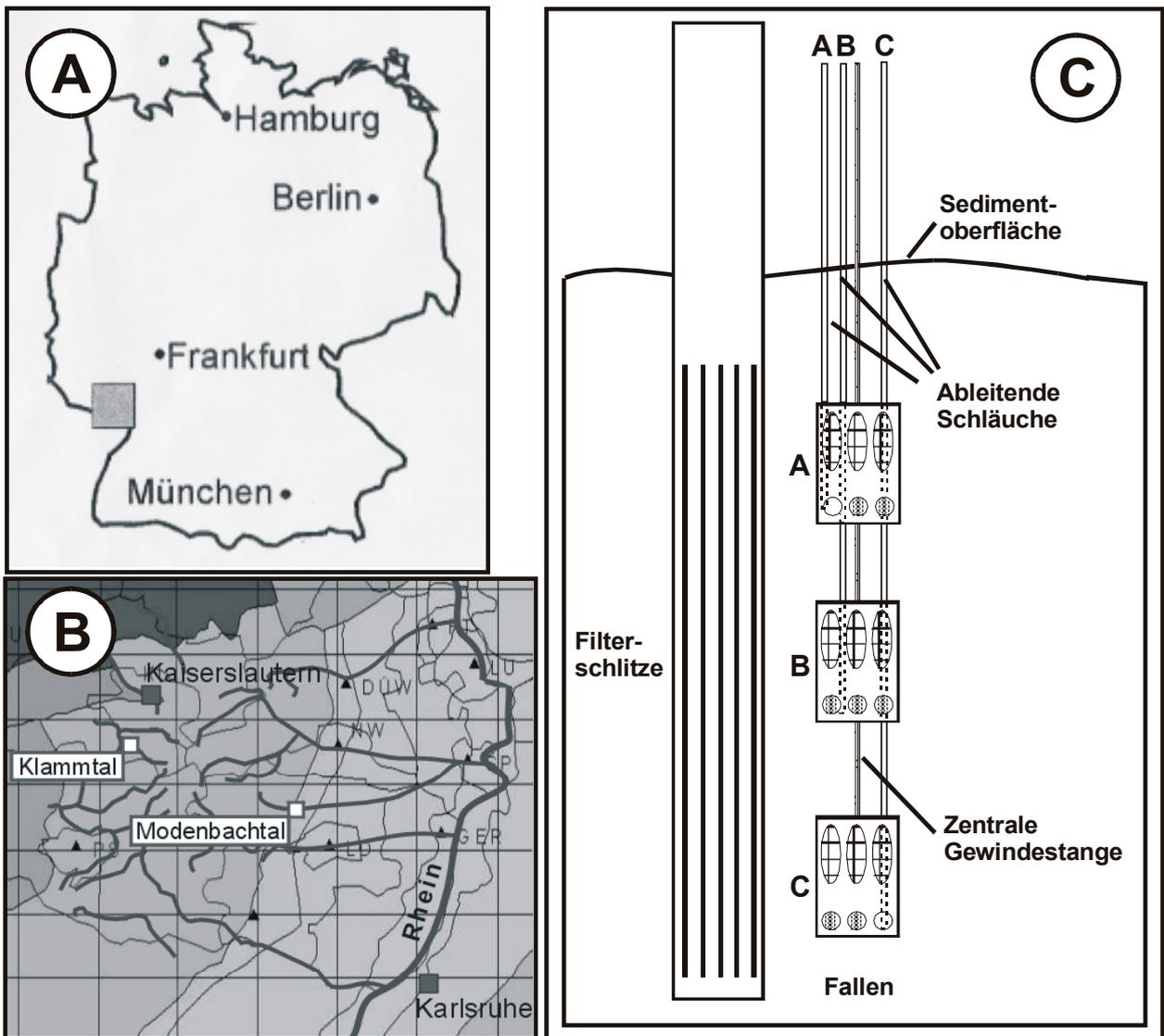


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet (A, B) und die zum Sammeln der Grundwasserfauna eingesetzten Fallen (C). Vollständig abgebildet sind nur die zum Rhein hin entwässernden Bäche (B).

Ergebnisse

An allen der insgesamt 16 untersuchten Meßstellen zeigten sich grundsätzlich ähnliche Verteilungsmuster von Fauna und Bakterien (Abb. 2): Die arten- und individuenreichste Besiedlung fand sich in der Nähe der Grundwasseroberfläche. Mit zunehmender Tiefe gingen Individuenzahlen und Keimzahlen kontinuierlich zurück. Weniger ausgeprägt war der Rückgang der Taxazahlen. Die Grundwassertemperatur wies in der obersten Schicht die größten Schwankungen auf und wurde mit zunehmender Tiefe immer konstanter.

Erhebliche Unterschieden zwischen den Meßstellen ergaben sich dagegen in der taxonomischen Zusammensetzung und den zeitlichen Veränderungen der Besiedlung, wie beispielhaft an den Meßstellen HB3 und MB4 aufgezeigt werden soll.

Meßstelle HB3, Klammtal: Der Abfluß der Hirschalb folgt in seinem Verlauf mit etwa vierwöchiger Verzögerung den Grundwasserständen (Abb. 3). Die meisten Bächen des Pfälzerwaldes werden vor allem aus diffusem Grundwasserzustrom, dessen Anteil etwa 60 % beträgt, gespeist (HAHN & SCHINDLER 2001), was offensichtlich auch für die Hirschalb zutrifft.

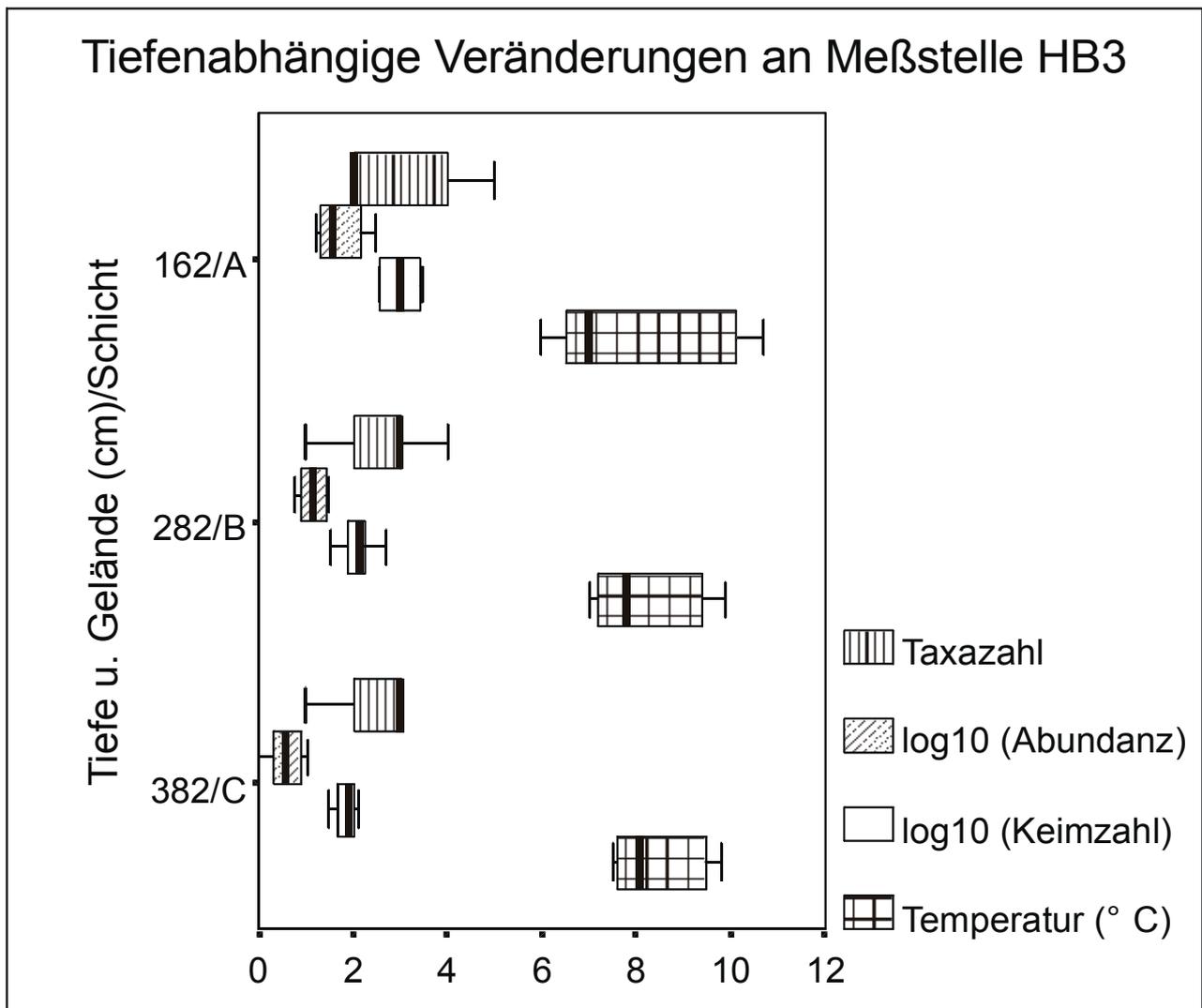


Abb. 2: Tiefenabhängige Veränderungen von Fauna, Keimzahlen und Temperatur an der Meßstelle HB3

Die Besiedlung der Probestelle HB3/A war vor allem durch Cyclopoiden (Crustacea) und Canthocamptiden (Harpacticoida, Crustacea) geprägt. Andere Taxa, wie Parastenocariden (Harpacticoida, Crustacea) spielten nur eine nachgeordnete Rolle (Abb. 3).

Die Cyclopoidenabundanz folgte dabei weitgehend dem Grundwasserflurabstand, wie sehr gut an der gestrichelten Trendlinie in Abbildung 3 Diagramm HB3/A zu erkennen ist. Die höchsten Besiedlungsdichten wurden jeweils im Herbst 2001 und 2002, zu Zeiten der niedrigsten Grundwasserstände, erreicht. Canthocamptiden traten vor allem im Sommer 2001 in hohen Abundanzen auf, danach nur noch sporadisch.

An der Probestelle HB3/B, 1,20 m tiefer als HB3/A gelegen, zeigte sich ein ähnliches Bild, jedoch waren die Abundanzen sehr viel niedriger als an HB3/A (Abb. 3). Auch an HB3/B erreichten die Cyclopoiden während der Grundwassertiefststände ihre höchste Dichte. Canthocamptiden kamen dagegen nur noch in geringen Individuenzahlen vor. Daneben fanden sich, anders als an HB3/A, auch einige Syncariden.

Die tiefste Probestelle HB3/C war nur dünn besiedelt, wobei alle in den beiden darüber gelegenen Probestelle vorkommenden Taxa angetroffen wurden (Abb. 3). Ein Zusammenhang zwischen Abundanz und Grundwasserstand war nicht zu erkennen.

Meßstelle MB4, Modenbachtal: Entgegen der Situation an der Hirschalb beeinflusst der Abfluß des Modenbaches die Grundwasserstände der Meßstelle MB4, wie die Messungen im August und September 2001 zeigten (Abb. 3). Die Verzögerung zwischen Anstieg des Abflusses und der Grundwasserstände betrug maximal einen Monat.

Dominantes Taxon an Probestelle MB4/A waren die Cyclopoiden, die Individuenzahlen bis über 2000 Tiere je Liter Wasser erreichten (Abb. 3). Daneben traten noch Oligochäten, Nematoden und Ostrakoden in teilweise hohen Abundanzen auf. Fast alle nachgewiesenen Tiere scheinen epigäischen, also grundwasserfremden Arten anzugehören.

Klammtal: Meßstelle HB3

Modenbachtal: Meßstelle MB4

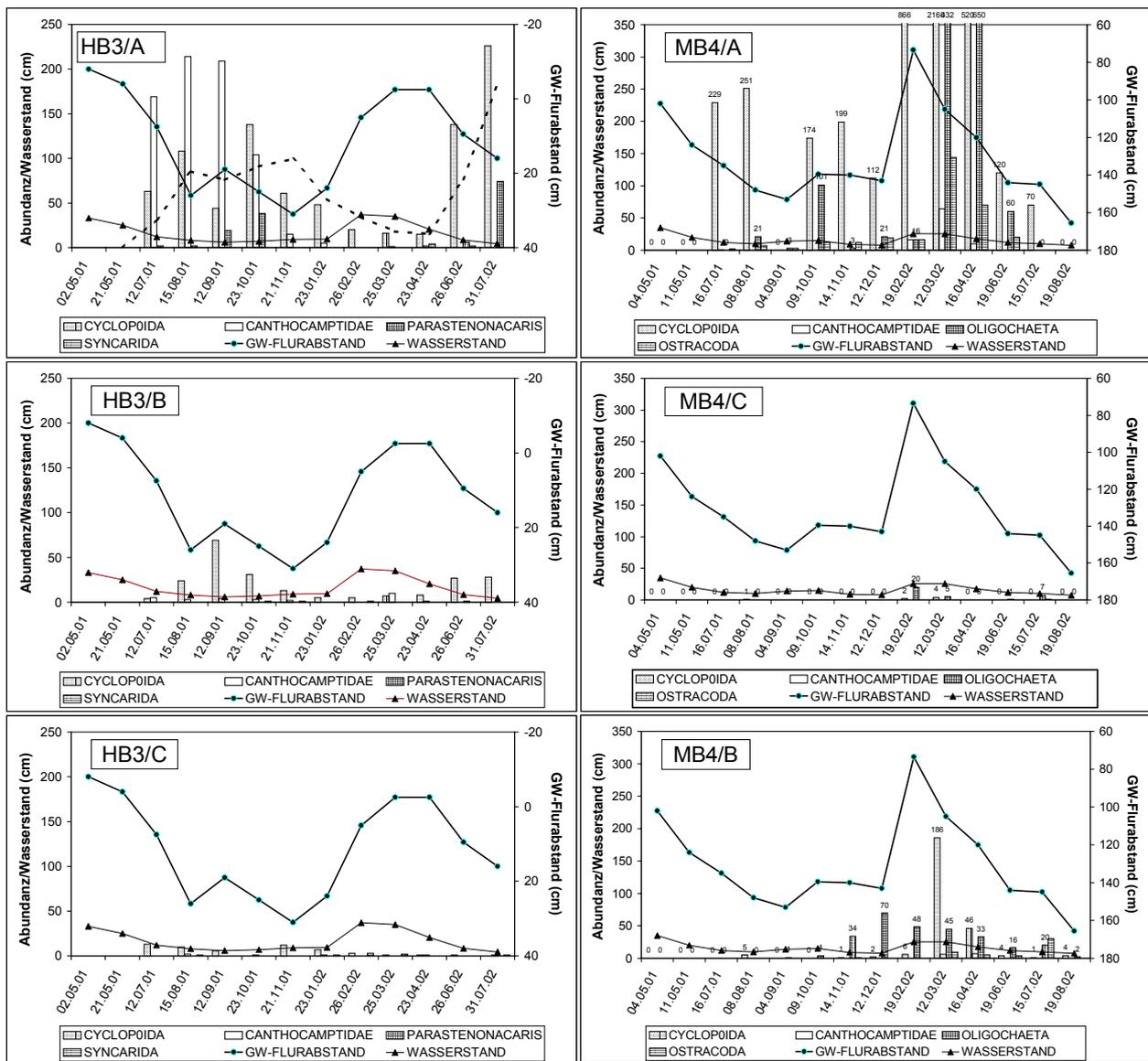


Abb. 3: Zeitliche und räumliche Veränderungen von Fauna und Hydrologie im Klammtal (linke Spalte, Meßstelle HB3; Tiefe der Probenahme unter Gelände: HB3/A = 1,62 m, HB3/B = 2,82 m, HB3/C = 3,82 m) und im Modenbachtal (rechte Spalte, Meßstelle MB4; Tiefe der Proben unter Gelände: MB3/A = 2,20 m, MB3/B = 3,40 m, MB3/C = 7,40 m).

Die gestrichelte Linie in Diagramm HB3/A ist die Trendlinie der Cyclopoidenabundanz.

Anders als im Klammtal war die Besiedlungsdichte starken Schwankungen unterworfen. So fehlten Cyclopiden am 4.9.2001 und am 19.8.2002, zu Zeiten der niedrigsten Grundwasserstände, vollständig, und auch die anderen Taxa waren nur spärlich vertreten. Dagegen erreichten die Individuenzahlen während der höchsten Abflüsse und Grundwasserstände ihre höchsten Werte. Bemerkenswert ist, daß zu diesem Zeitpunkt auch Ostrakoden, Canthocamptiden und Oligochäten ihr Maximum hatten. Die Spitze der Abundanz war etwa vier Wochen nach den Abfluß- und Grundwasserhöchstständen erreicht.

Die Verhältnisse an Probestelle MB4/B entsprachen denen an Probestelle MB4/A, jedoch waren die Abundanzen sehr viel niedriger (Abb. 3). Auch hier wurden die Abundanzmaxima im Bereich der Abflußspitzen und der Grundwasserhöchststände erreicht.

Die Probestelle MB4/C war fast unbesiedelt (Abb. 3). Meiofauna wurde vor allem im Zeitraum der Abflußspitzen und der Grundwasserhöchststände gefunden.

Diskussion

Die beobachtete Verteilung der Besiedlung deckt sich mit den Befunden anderer Bearbeiter, die die höchste Besiedlungsdichte im Grundwasser in der Nähe der Grundwasseroberfläche bzw. im Einflußbereich von Oberflächengewässern feststellten (s. a. MÖSSLACHER 1998, GIBERT 2001). Wesentlicher Grund für dieses Verteilungsmuster dürfte das bessere Angebot an Nahrung in Form von Detritus und Bakterien sein, welche von der Erdoberfläche ins Grundwasser eingetragen wird und mit zunehmender Tiefe abnimmt. Tatsächlich sind Keimzahlen und Detritusmenge an den beiden Meßstellen HB3 und MB4 höchst signifikant negativ mit der Tiefe und höchst signifikant positiv mit der Abundanz korreliert.

Dies bedeutet, daß dem hydrologischen Austausch tatsächlich eine Schlüsselrolle bei der Besiedlung des Grundwassers zukommt. Je tiefer eine Meßstelle gelegen ist, umso schwächer wird der hydrologische Austausch. Deshalb sind in den tiefsten Schichten die im Bereich der Grundwasseroberfläche zu beobachtenden Veränderungen kaum noch erkennbar. Was die Art dieses hydrologischen Austauschs anbelangt, gibt es allerdings sehr große Unterschiede zwischen den Meßstellen HB3 und MB4:

HB3 ist nicht durch den Eintrag von Oberflächenwasser der Hirschalb beeinflusst. Vielmehr dürfte die Nahrung vor allem im Bereich der Grundwasseroberfläche aus den torfigen Gleyböden des Talgrundes ausgewaschen werden. Dies zeigt sich vor allem in der Cyclopoidenabundanz der Fallen, die proportional den Grundwasserflurabständen folgte. Die höchsten Cyclopoidendichten dürften deshalb im Bereich des Grundwasserspiegels auftreten. Sinkt dieser und nähert sich dadurch der Falle, steigt entsprechend auch die Anzahl der gefangenen Tiere und umgekehrt.

Daneben läßt sich jedoch auch der Einfluß des Kluftgrundwassers, insbesondere am Auftreten der Canthocamptiden, erkennen. Diese Harpacticoidengruppe besiedelt, wie auch aktuelle Untersuchungen von MATZKE & HAHN (2002) zeigen, überwiegend das oberflächennahe Kluftgrundwasser sowie das Lückensystem von Bächen und Quellen. Die Canthocamptiden erreichten ihr Maximum im Sommer 2001 und verschwanden mit dem Trockenfallen der direkt benachbarten Talrandquelle im Herbst 2001. Ungeklärt bleibt, warum die Tiere nach dem Wiederanstieg des Kluftgrundwasserspiegels im Frühjahr 2002, was sich u. a. im Einsetzen der Quellschüttung manifestierte, nur noch vereinzelt auftraten. Der Einfluß tieferen Kluftgrundwassers wird durch das Auftreten der stygobionten Syncariden deutlich. Diese Tiere wurden regelmäßig, aber in wenigen Exemplaren, in der tiefsten Schicht HB3/C gefunden.

An der Meßstelle MB4 überwiegt dagegen eindeutig der Einfluß infiltrierten Oberflächenwassers aus dem Modenbach, was auch der Wasserchemismus belegt. An dieser Meßstelle wurden zur Zeit der Abflußspitze überwiegend epigäische Cyclopiden, Canthocamptiden, Ostrakoden und Oligochäten angetroffen. Stygobionten scheinen nur eine nachgeordnete oder gar keine Rolle zu spielen.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die hier vorgestellten, ersten Ergebnisse die Hypothese einer zentralen Bedeutung des hydrologischen Austauschs für die Grundwasserfauna nachhaltig stützen. Weiterhin scheint, auch darauf weisen diese Ergebnisse hin, die Grundwasserfauna tatsächlich ein Indikator für die Herkunft eines Wassers zu (s. a. HAHN & Friedrich 1999, HAHN 2002).

Danksagung

Gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Az. 20000/001

Literatur

- GIBERT, J. (2001): Basic attributes of groundwater ecosystems. - In Griebler, C., Danielopol, D., Gibert, J., Nachtnebel, H. P. & Notenboom, J. (eds.): Groundwater ecology, a tool for management of water resources. Office for Official Publications of the European community, Luxemburg 39 - 52
- HAHN, H. J. (2002): Distribution of the aquatic meiofauna of the Marbling Brook catchment (Western Australia) with reference to landuse and hydrogeological features. - Arch. Hydrobiol. Suppl. **139/2**, Monogr. Stud., 237-263.
- HAHN, H. J. & FRIEDRICH, E. (1999): Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring und was kann es leisten? - Grundwasser **4**: 147-154.
- HAHN, H. J. & SCHINDLER, H. (2001): Wasser im Pfälzerwald als Lebensraum, Wirtschafts- und Kulturgut – Annales scientifiques **9**, 39-61, La Petite-Pierre (Lützelstein).
- MATZKE D. & HAHN, H. J. (2002): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken. – unveröff. Bericht an die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Az. HA 3214 / 1-1.
- MÖSSLACHER, F. (1998): Subsurface-dwelling crustaceans as indicators of hydrological conditions, oxygen concentrations and sediment structure in an alluvial aquifer. - Int. Rev. Ges. Hydrobiol. **83**, 349-364.

Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken

Dirk Matzke, Hans Jürgen Hahn

Institut für Biologie, Universität Koblenz-Landau, Im Fort 7, 76829 Landau

Einleitung

Das Grundwasser ist Lebensraum einer artenreichen, hochangepaßten Fauna. In Mitteleuropa dürfte die Artenzahl durchaus mit derjenigen der Fließgewässer vergleichbar sein (Hahn & Friedrich 1999).

Zahlreiche Untersuchungen lassen vermuten, daß die Fauna alluvialer Lockergesteinsaquifere deutlich arten- und individuenreicher ist als die Tiergemeinschaften kluftiger Grundwasserleiter (HAINÉ 1945, NOLL & STAMMER 1953, HUSMANN 1956, STEENKEN 1998). Der Schwerpunkt der (wenigen) grundwasserfaunistischen Studien liegt deshalb heute eindeutig im Bereich des Talauengrundwassers, während für Kluftgrundwasserleiter, mit Ausnahme einiger Karstlandschaften, kaum Daten verfügbar sind.

Es stellt sich jedoch die Frage, ob die für die Kluftgrundwasserleiter festgestellte Artenarmut und die meist niedrigen Abundanzen tatsächlich habitat- oder auch methodenbedingt sind. Während nämlich in alluvialen Lockergesteinsaquiferen in der Regel das Grundwasser mit den Tieren aus den Meßrohren bzw. dem umgebenden, wassergesättigten Sediment abgepumpt wird, geschieht die Besammlung des Kluftgrundwasser meist durch Ausfiltern der Trift (und damit selektiv) aus dem Wasser von Quellen (STEENKEN 1998). Damit ist eine Vergleichbarkeit der Besiedlung von Lockergesteins- und in Kluftleitern kaum gegeben.

Ziel dieses Vorhabens ist der Vergleich der tierischen Besiedlung zweier Typen von Grundwasserleitern innerhalb einheitlicher Naturräume, darüber hinaus der Naturräume Pfälzerwald und Rheinebene selbst. Wesentliche Fragen dabei sind,

- a) inwieweit die Fauna im Inneren einer Grundwassermeßstelle repräsentativ für das umgebende Grundwasser ist,
- b) ob die mit Netzsammler und Pumpen aus der Meßstelle gewonnen Fänge qualitativ und quantitativ miteinander vergleichbar sind und
- c) inwieweit die als Trift aus Quellen gewonnenen Tiere die Verhältnisse innerhalb des Grundwasserleiters widerspiegeln.

Material und Methoden

Der Pfälzerwald ist mit einer Ausdehnung von 1770 km² eine der größten geschlossenen Waldlandschaften Deutschlands. In weiten Teilen des Gebietes dominieren die Schichten des mittleren Buntsandsteins. Zwei Typen von Grundwasserleitern sind im Pfälzerwald zu unterscheiden: die Aquifere der Felszonen (Kluftgrundwasserleiter) und die Lockergesteinsgrundwasserleiter der Kastentäler. Bis auf eine Ausnahme konzentrierten sich im Pfälzerwald alle Untersuchungsstellen südlich und südwestlich der Stadt Kaiserslautern.

Die pfälzische Rheinebene ist Bestandteil des Oberrheinischen Tieflandes. Auf Grund ihres fruchtbaren Bodens wurde die pfälzische Rheinebene von je her landwirtschaftlich genutzt. Vier in die Untersuchung aufgenommene Meßrohre befinden sich entweder auf dem Gelände des Gruppenwasserwerkes Bornheim (Nähe Landau) oder in dessen unmittelbarer Umgebung.

Die Beprobungen im Pfälzerwald wurden zwischen dem 28.01.2002 und dem 20. 03. 2002 im 14-tägigen Rhythmus durchgeführt. Dabei wurde jede Grundwassermeßstelle abwechselnd mit dem

Netzsammler und der pneumatischen Kolbenhubpumpe (zuerst Rohrsumpf, dann freies Grundwasser) beprobt. Die Beprobung der Quellen erfolgte jeweils im wöchentlichen Wechsel mit den anderen Methoden. Insgesamt wurde so jedes Grundwassermeßrohr 2 mal mit jeder Methode beprobt, jeder Quellstandort wurde 4 mal beprobt.

Die Beprobung der Grundwassermeßstellen der Rheinebene erfolgte zwischen dem 04.04.2002 und dem 21.05.2002 im selben Rhythmus und derselben Verfahrensweise.

Im Zuge der Untersuchung wurden folgende Meßstellen und Quellen beprobt:

- 8 Meßstellen in Kluftgesteinsaquiferen im Pfälzerwald
- 8 Meßstellen in Lockergesteinsaquiferen im Pfälzerwald
- 8 Quellen im Pfälzerwald, davon 4 gefaßte Quellen und 4 ungefaßte Quellen
- 4 Meßstellen im Lockergestein der Rheinebene

Zur Erfassung der Grundwasserfauna wurden folgende Methoden eingesetzt:

a) eine pneumatische Kolbenhubpumpe mit Doppelpackern nach NIEDERREITER (FA. UWITEC). Eine ausführliche technische Beschreibung wird in DANIELOPOL & NIEDERREITER (1987) gegeben. Die Pumpe erlaubt die Anwendung von zwei verschiedenen Methoden zur Erfassung der Grundwasserfauna.

- das Abpumpen des Rohrinneeren („des Sumpfes“), indem die Pumpe ohne Doppelpacker, aber mit einem speziellen Saugkopf auf den Grund der Meßstelle abgesenkt wird.
- das Abpumpen des „freien Grundwassers“, also des die Grundwassermeßstelle umgebenden Grundwassers. Dazu wurde der Saugkopf abgeschraubt und durch den eigentlichen „Doppelpacker“ ersetzt. Dabei handelt es sich um zwei aufblasbare Manschetten, die eine Fixierung der Pumpe in beliebiger Tiefe ermöglichen.

b) Vergleichend zu den zuvor beschriebenen Methoden mit Kolbenhubpumpe wurde ein Netzsammler nach FUCHS & HAHN (unveröff.) mit einer Maschenweite von 74 µm eingesetzt. Nach dem Absinken des an einer Angel befestigten Netzsammlers auf den Meßrohrgrund wurde die Angel ruckartig 10 mal um jeweils ca. 1 m angehoben und wieder abgesenkt.

c) Zur faunistischen Beprobung der Quellen wurde das Wasser der ausgewählten Quellen mit sogenannten Quellnetzen nach FUCHS & HAHN (unveröff.), mit einer Maschenweite von 74 µm filtriert. Die Expositionszeit in den Quellen betrug ca. 20 h.

Im Labor wurden die faunistischen Proben zunächst auf höherem taxonomischen Niveau vorsortiert und die Crustaceen anschließend auf Artniveau bestimmt.

Begleitend zur faunistischen Beprobung wurde eine umfangreiche physiko-chemische Beprobung der Grundwassermeßstellen und Quellstandorte durchgeführt. Dazu wurde jeweils eine Wasserprobe entnommen, aus der folgende Parameter bestimmt wurden: Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitrat, Gesamthärte, Säurebindungsvermögen, Gesamteisen.

Ergebnisse der Wasseranalytik

Das Grundwasser des Pfälzerwaldes zeichnet sich durch Elektrolytarmut, niedrige pH-Werte und relativ hohe Sauerstoffgehalte aus (HEITELE et al. 1987, HAHN 1998). Dies wurde durch die aktuelle Untersuchung bestätigt. Im Grundwasser des Pfälzerwaldes waren keine methodenbedingten Unterschiede der physiko-chemischen Meßwerte festzustellen. Zwischen den hydrogeologischen Formationen Kluft und Aue wurden nur geringe Unterschiede festgestellt. Jedoch unterschieden sich die Meßwerte der meisten der untersuchten Parameter in den Grundwassermeßstellen signifikant von den in den Quellen ermittelten Daten (H-Test; $p < 0,05$; $n > 120$). Das Quellwasser ist nicht repräsentativ für das Grundwasser.

Das Grundwasser der Rheinebene, als landwirtschaftlich intensiv genutzter Naturraum, zeichnet sich durch hohe Nitratkonzentrationen, hohe Leitfähigkeitswerte, sowie hohe Gesamthärte- und sehr

gutes Säurebindungsvermögen aus. Im Grundwasser der Rheinebene waren mit Ausnahme der Gesamthärte, die in den Aqua-Samplerproben niedriger waren, keine methodenbedingten Unterschiede der physiko-chemischen Meßwerte festzustellen; (H-Test, $p < 0,05$; $n = 24$).

Die MDS (Abb.1) unterscheidet deutlich zwischen Pfälzerwald und Rheinebene. Innerhalb des Naturraums Pfälzerwald wurden die Quellen klar abgetrennt, die hydrogeographischen Einheiten Kluft und Aue wurden hingegen nur unscharf getrennt, allerdings lassen sich die verockerten Meßstellen klar unterscheiden. Bei einigen Meßstellen führten erhöhte Eisengehalte zu teilweise starken Verockerungen. Die Meßstellen und Quellen im Pfälzerwald waren kälter als die Meßstellen der Rheinebene und waren u.a. durch hohe Sauerstoffgehalte gekennzeichnet.

Auch die Ergebnisse der MDS zeigen, daß die Methoden keinen Einfluß auf die Ergebnisse der Wasseranalytik hatten. Viel entscheidender waren offensichtlich die tatsächlichen Bedingungen vor Ort.

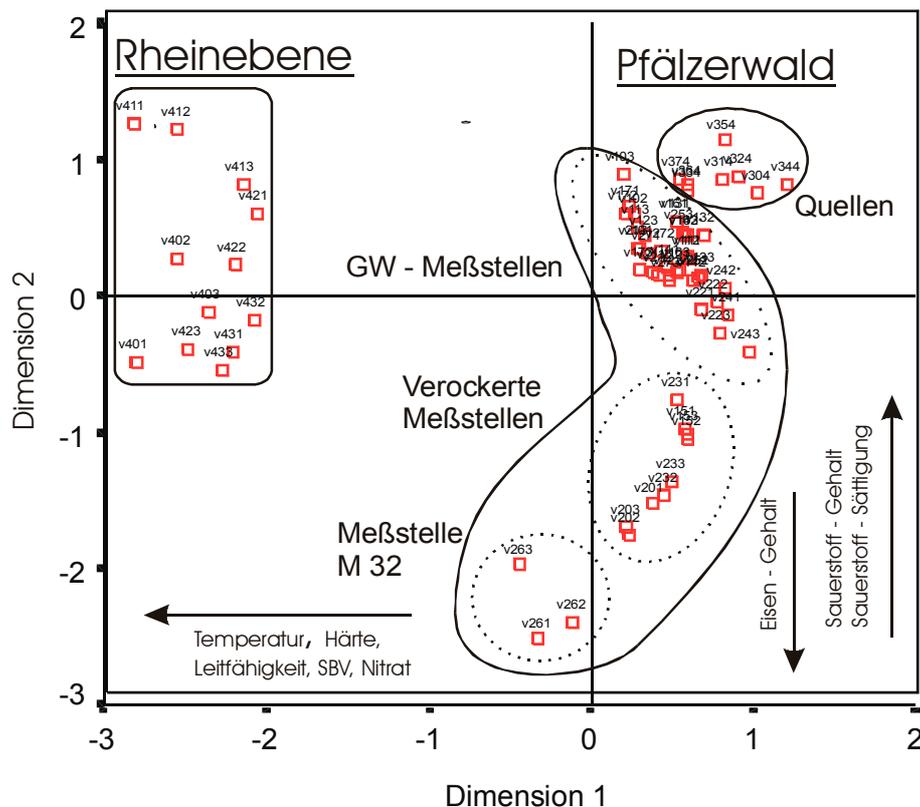


Abbildung 1: Multidimensionale Skalierung (MDS) der physiko-chemischen Parameter in den Naturräumen Rheinebene und Pfälzerwald. Einbezogen sind alle Meßrohre und Quellen; Abstandsmaß: Euklidischer Abstand, Stress: 0,09859, RSQ: 0,98079
Erläuterung der Meßpunkte: Die dreistellige Ziffernfolge gibt die Bezeichnung der Probenahmestelle (ersten beiden Ziffern) und die Methode der Beprobung (letzte Ziffer) wieder, wobei folgende Einteilung für die Probenahmestellen vorgenommen wurde:

Bezeichnung der Probenahmestelle (erste zwei Ziffern):

- | | | | |
|-------|------------------------------------|-------|-------------------------------------|
| 10-17 | Meßstellen der Kluftgesteinsleiter | 20-27 | Meßstellen der Lockergesteinsleiter |
| 30-37 | Quellen | 40-43 | Meßstellen der Rheinebene |

Bezeichnung der Methodik (dritte Ziffer):

- | | | | |
|---|-------------------------|---|-------------------------------|
| 1 | – Meßrohr, Sumpf | 2 | – Meßrohr, freies Grundwasser |
| 3 | – Meßrohr, Aqua-Sampler | 4 | – Quellnetz / Schöpfprobe |

Faunistische Ergebnisse

A) Ergebnisse des Methodenvergleiches

Während des Untersuchungszeitraums wurden mit 151 Beprobungen insgesamt 6097 Individuen aus 25 Arten und insgesamt 17 höheren Taxa erfaßt. Diese Gesamtzahl verteilt sich mit 3775 Individuen ($n = 127$) in 24 Arten und 17 höhere Taxa auf den Naturraum Pfälzerwald und 2322 Individuen ($n = 24$) in 2 Arten aus 9 höheren Taxa auf den Naturraum Rheinebene.

Im Pfälzerwald waren bei 127 Beprobungen 82 besiedelt, was einem Anteil von 64,6 % entspricht. In der Rheinebene wurden 24 Beprobungen durchgeführt, die alle besiedelt waren.

Im Naturraum Rheinebene wurden im freien Grundwasser die meisten Tiere (1012) gefangen, gefolgt vom Rohrsumpf (888). Die wenigsten Tiere wurden mit dem Netzsammler (422) gefangen. Weder bei der Gesamtzahl der Individuen noch bei der Artenzahl und den Anteilen/Abundanzen der verschiedenen Arten/Taxa wurden jedoch signifikante Unterschiede zwischen den Methoden gefunden (H-Test, $p < 0,05$; $n = 24$). Die Abbildung 2 stellt die prozentuale Verteilung der Großgruppen nach den verschiedenen Methoden dar.

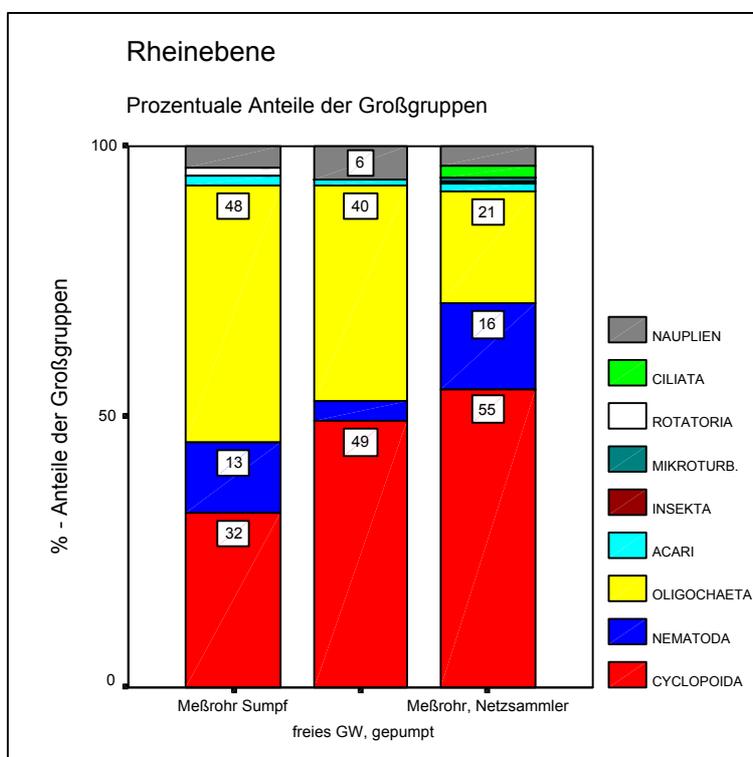


Abbildung 2: Prozentuale Verteilung der Großgruppen nach verschiedenen Methoden im Naturraum Rheinebene

Im Naturraum Pfälzerwald wurden die meisten Tiere (1948) in den Quellen gefangen, wobei andere Arten und Taxa als im Grundwasser dominierten. Entgegen der Rheinebene wurden mit der Kolbenhubpumpe im Sumpf der Meßstellen mehr Individuen (1084) gefangen als im freien Grundwasser (672). Die deutlich niedrigsten Fangergebnisse wies aber der Netzsammler mit 71 Exemplaren auf. Der Vergleich der Methoden auf Großgruppenniveau führte zu einer signifikant höheren Anzahl an Amphipoda und Nematoden im Rohrsumpf (H-Test, $p < 0,05$; $n = 95$).

B) Vergleich der Grundwasserleiter und Naturräume

Die MDS (Abb. 3) zeigt, daß die Unterschiede zwischen den einzelnen Probestellen sehr groß sind, dennoch lassen sich die Naturräume Pfälzerwald und Rheinebene gut trennen. Die Rheinebene wird separiert über die Art *Graeteriella unisetigera* (Crustacea, Cyclopoida), die im Naturraum Pfälzerwald nicht vorkam.

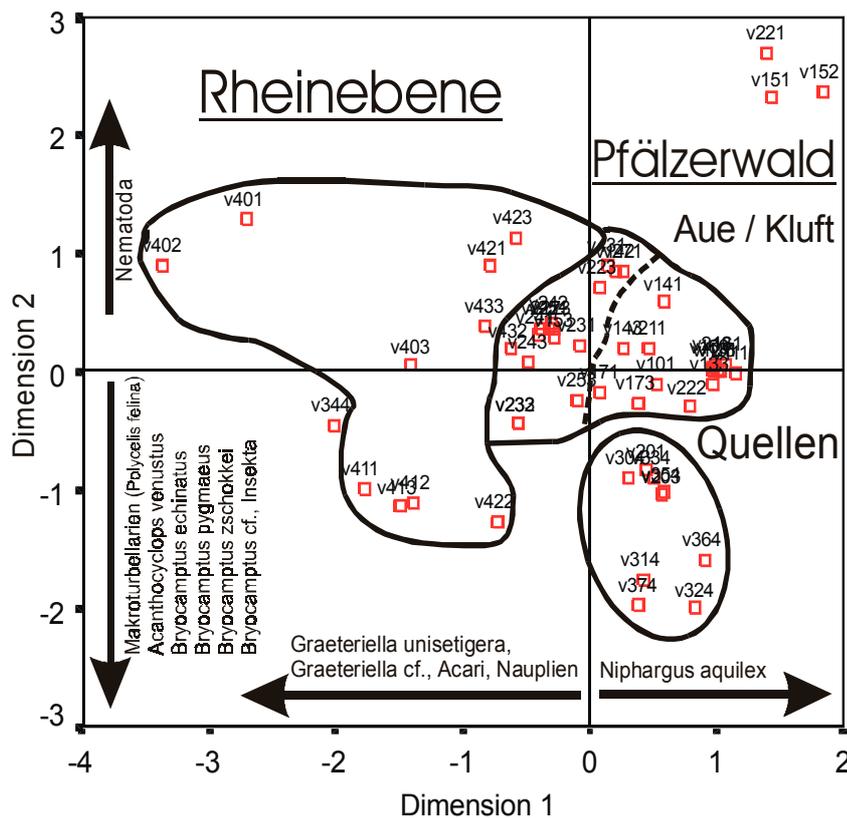


Abbildung 3: Multidimensionale Skalierung (MDS) der Methoden zur Erfassung der Fauna der Naturräume Rheinebene und Pfälzerwald. Berücksichtigt sind nur die besiedelten Meßstellen und Quellen, die Daten wurden vorher aggregiert; Abstandsmaß: Chi-Quadrat, Stress: 0,28200, RSQ: 0,70831; Erläuterung der Meßpunkte: Die dreistellige Ziffernfolge gibt die Bezeichnung der Probenahmestelle (ersten beiden Ziffern) und die Methode der Beprobung (letzte Ziffer) wieder, wobei folgende Einteilung für die Probenahmestellen vorgenommen wurde:
Bezeichnung der Probenahmestelle (erste zwei Ziffern):
 10-17 Meßstellen der Kluftgesteinsleiter 20-27 Meßstellen der Lockergesteinsleiter
 30-37 Quellen 40-43 Meßstellen der Rheinebene
Methodik (dritte Ziffer):
 1 – Meßrohr, Sumpf 2 - Meßrohr, Freies Grundwasser
 3 – Meßrohr Netzsammler 4 – Quellnetz

Innerhalb des Naturraumes Pfälzerwald werden die Quellen deutlich abgetrennt, was besonders auf die Canthocamptiden (Crustacea, Harpacticoida), Insekten und Turbellarien (*Polycelis felina*) zurückzuführen ist, die ausschließlich und oft in hohen Abundanzen in den Quellen nachgewiesen wurden (vgl. negative Dimension 2). Die Trennung der Kluftgrundwasserleiter und Lockergesteinsgrundwasserleiter ist relativ unscharf. Bedingt wird diese Trennung (Dimension 1) durch *Niphargus aquilex* (Crustacea, Gammaridae) der fast ausschließlich und recht stetig in den Kluftgesteinsmeßstellen vorkam. Die in der rechten oberen Ecke der MDS angeordneten Meßpunkte (v 151, v 152 und v 221) stellen Massenfänge an *Niphargus aquilex* (Crustacea, Amphipoda) und *Parastenocaris germanica* (Crustacea, Harpacticoida) dar, wobei auch immer eine hohe Anzahl an Nematoden mitgefangen wurde.

Zusammenfassung

Die Hydrochemie der Quellen unterschied sich signifikant von den Grundwassermeßstellen im Naturraum Pfälzerwald. Quellwasser eignet sich daher nicht zur Charakterisierung des Grundwassers. Die Hydrochemie des Grundwassers wies keine nennenswerten Unterschiede, weder zwischen den angewendeten Methoden noch zwischen dem Standwasser im Rohrsumpf und dem freien Grundwasser auf.

Im Pfälzerwald konnten 25 Arten aus 17 Taxa nachgewiesen werden, in der Rheinebene 2 Arten aus 9 Taxa.

Dabei zeigte sich in den Quellen eine eigenständige Fauna, die v.a. durch Insekten, Makroturbellarien (*Polycelis felina*) und Cantocamptiden (Harpacticoida) charakterisiert wurde. Die Quellfauna war nicht repräsentativ für die Fauna der benachbarten Kluftgrundwasserleiter.

Die Grundwassermeßstellen des Pfälzerwaldes waren sehr unstedt besiedelt. Hinsichtlich der Abundanzen und Taxazahlen gab es jedoch keine Unterschiede zwischen Kluft- und Lockergesteinsleitern. Typische stygobionte Art des Kluftgrundwassers war *Niphargus aquilex* (Crustacea, Amphipoda), des Lockergesteinsgrundwassers *Parastenocaris germanica* (Crustacea, Harpacticoida). Die Grundwassermeßstellen der Rheinebene zeichneten sich durch eine stete Besiedlung aus und wurden charakterisiert durch *Graeteriella unisetigera* (Crustacea, Cyclopoida), *Diacyclops languidoides* (Crustacea, Cyclopoida), Nematoden und Oligochaeten.

Im Rohrsumpf war die Besiedlungsdichte um ein Vielfaches höher als im freien Grundwasser. Sehr geringe Unterschiede wurden zwischen Rohrsumpf und freiem Grundwasser in der taxonomischen Zusammensetzung der Fänge gefunden. Die durchschnittliche Besiedlungsdichte in den Quellen war umgerechnet auf 1 m³ Wasser dagegen sehr viel niedriger als im Rohrsumpf und im freien Grundwasser.

Alle Methoden lieferten qualitativ vergleichbare Ergebnisse. Zwischen den verschiedenen Methoden wurden in der Rheinebene keine Unterschiede, weder in der Taxazahl noch in den Abundanzen, oder den Anteilen der verschiedenen Taxa gefunden, im Pfälzerwald nur geringe. Im Gegensatz zum Abpumpen des Rohrsumpfes bzw. des freien Grundwassers können mit dem Netzsammler offensichtlich Massenvorkommen bestimmter Arten nicht zufriedenstellend erfaßt werden. Gegenüber den üblichen Pumpmethoden ist der Netzsammler hinsichtlich der Kosten deutlich günstiger bei vergleichbaren Ergebnissen. Er ist überall dort zu empfehlen, wo eine hohe Beprobungszahl verlangt wird und Fragen nach der Vertikalverteilung der Fauna nachrangig sind. Dagegen empfiehlt sich der Einsatz der Kolbenhubpumpe mit Doppelpacker überall dort, wo bestehende Grundwassermeßstellen in definierter Tiefe beprobt werden müssen.

Danksagung

Gefördert durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), Az: HA 3214 / 1-1.

Literatur

- DANIELOPOL, D. & NIEDERREITER, R. (1987): A sampling device for groundwater organisms and oxygen measurement in multilevel monitoring wells. - Stygologia **3**: 252 - 263.
- HAHN, H. J., PREUSS, G., FRIEDRICH, E. (1998): Wie sauer ist das Wasser im Pfälzerwald tatsächlich? Betrachtungen zum Versauerungsgeschehen im Pfälzerwald - Mitt. d. Pollichia **85**: 19 - 34
- HAHN, H. J. & FRIEDRICH, E. (1999): Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring und was kann es leisten - Grundwasser **4**: 147 – 154
- HAINÉ, E. (1945): Die Fauna des Grundwassers von Bonn mit besonderer Berücksichtigung der Crustaceen. – Dissertation der Universität Bonn, 143 S.; Bonn.
- HEITELÉ, H., KOTTKE, D., FISCHER, H. (1987): Das Grundwasser und seine Nutzung – In: GEIGER, M., PREUB, G., ROTHENBERGER, K.-H.: Der Pfälzerwald – Porträt einer Landschaft, 253-262, Verlag Pfälzische Landeskunde, Landau in der Pfalz
- HUSMANN, S. (1956): Die Besiedlung des Grundwassers im südlichen Niedersachsen. – Beitr. Naturk. Niedersachsens **104**: 87-96
- NOLL, W. & STAMMER, H. J. (1953): Die Grundwasserfauna des Untermaingebietes von Hanau bis Würzburg unter Berücksichtigung des Spessarts – Mitt. Naturw. Mus. Aschaffenburg **6**, 1-77
- STEENKEN, B. (1998): Die Grundwasserfauna Baden-Württembergs – ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften – ecomed, Landsberg am Lech, 160 S.

ABGRABUNGSGEWÄSSER

- HOFMANN, H., HEMM, M., GASSERT, E. & D. LEBMANN: Beispiel für eine GPS-Echolot-Kopplung zur Erstellung einer bathymetrischen Karte und Bestimmung morphometrischer Parameter (Tagebausee Mortka, Ostsachsen)
- BORNSCHEIN, S., WOLLMANN, K. & D. LEBMANN: Die Makrozoobenthosbesiedlung von Tagebauseen der Lausitz
- HÜNKEN, A. & M. MUTZ: *Neureclipsis bimaculata* (Trichoptera: Polycentropodidae) in Tagebaugewässern mit extremen Umweltfaktoren
- WOLLMANN, K., DENEKE, R. & K. STÖBEL: Die räumliche Verteilung der Corixiden in einem sauren Tagebausee (RL 117) und ihre Rolle im Nahrungsnetz
- JANDER, J. & B. NIXDORF: Nachweis von Auto-, Mixo- und Heterotrophie des Planktons in sauren Tagebauseen mit der Mikroautoradiographie (MARG)
- SCHULTZE, M. & T. RUSCHE: Flutung zweier meromiktischer Tagebauseen – Entwicklung des Wasserchemismus
- SPINDLER, J. & N. DREHER: Zooplankton auf dem Weg von sauer nach neutral - Entwicklung der Zooplanktongemeinschaft während der Flutung des Tagebaus Goitsche
- CARMENKE, I.: Erholungsnutzung an Gewässern in der Bergbaufolgelandschaft – Fragen und Probleme aus limnologischer Sicht
- ECKARTZ-NOLDEN, G. & M. NOLDEN: Untersuchung von stehenden Gewässern im Rahmen der Gewässergüteüberwachung NRW am Beispiel der Ville-Seen
- MAIBAUM, J., BLÖCHL, A. & W. WEIDEMANN: Hydrobiologische Untersuchungen mit Mesokosmen in einem hypertrophen Kiesabbaugewässer in der Weseraue
- ROTTERMUND, U.: Fischereiliche Bewirtschaftung und nachhaltige Entwicklung von Abgrabungsgewässern auf Grundlage praxisnaher und nutzergeführter Erfassungen

Beispiel für eine GPS-Echolot-Kopplung zur Erstellung einer bathymetrischen Karte und Bestimmung morphometrischer Parameter (Tagebausee Mortka, Ostsachsen)

Hilmar Hofmann¹, Mike Hemm¹, Egbert Gassert², Dieter Leßmann¹

¹Lehrstuhl Gewässerschutz und ²Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft,
Brandenburgische Technische Universität Cottbus, PF 101344, 03013 Cottbus;
E-Mail: hofmanh@tu-cottbus.de

Keywords: Vermessung, GPS, Echolot, GIS, Tagebausee

Einleitung

Die Technik einer GPS-Echolot-Kopplung dient zur Vermessung und Bestimmung morphometrischer Parameter, wobei Datensätze, bestehend aus Position und Tiefe, als Ausgangsdaten für die Implementierung und weitere Bearbeitung im GIS bereitgestellt werden. Neben einer bathymetrischen Karte kann der betrachtete See als DHM (Digitales Höhenmodell) in 3D dargestellt werden. Das DHM kann für die Berechnung sich temporär ändernder Füllstände und morphometrischer Parameter genutzt werden und erleichtert diese Berechnungen wesentlich. Der Beitrag soll beispielhaft am Tagebausee (TBS) Mortka die aktuellen technischen Möglichkeiten zur Seevermessung aufzuzeigen.

Untersuchungsgebiet

Der Tagebausee Mortka (Teilsystem des Speichersystems Lohsa I) befindet sich rund 50 km südlich von Cottbus am Rand der Gemeinde Lohsa im Freistaat Sachsen und entstand durch Flutung des ehemaligen Braunkohlentagebaus Lohsa I im Jahr 1971 mit Oberflächenwasser (Abb. 1). Das Speichersystem Lohsa I besteht aus dem flachen, als Badesee genutzten Ostteil, dem TBS Friedersdorf, auch „Silbersee“ genannt, und dem fischereiwirtschaftlich genutzten Westteil, dem TBS Mortka. Beide sind durch einen Kanal miteinander verbunden und werden durch die Talsperrenverwaltung Sachsen als Speicher genutzt. Beide Tagebauseen dienen sowohl dem Hochwasserschutz als auch zur Gewährleistung eines Mindestabflusses in Trockenperioden für die „Kleine Spree“ und nachfolgend die „Spree“ selbst, als bestimmenden Fluss der Region. Seit der Flutung im Jahr 1971 wurden bisher keine bathymetrischen Vermessungen des Sees durchgeführt, die exakte Berechnungen des Seevolumens und der sich daraus ergebenden morphometrischen Parameter erlauben.

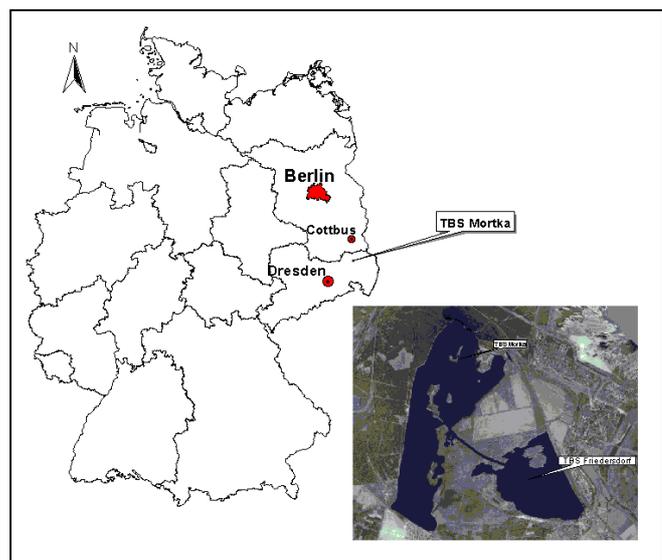


Abb. 1: Geographische Lage des TBS Mortka.

Verwendete Technik

GPS

- NAVSTAR- GPS
- mit Referenzempfänger → DGPS
- Genauigkeit liegt im dm- Bereich
- 1 Positionssignal pro Sekunde
- Ausgabe von Polarkoordinaten (WGS84)
- Hersteller: TRIMBLE



Abb. 2: DGPS.

Echolot

- Zwei-Frequenz-Echolot: (NF=70 kHz und HF=180 kHz)
- Länge: 260 mm
- Durchmesser: 50 mm
- Stromaufnahme: 0,3 A bei 12 V
- Messtiefe: 0,1 (0,5) bis 100 m
- Eindringtiefe: bei 70 kHz 0,1-7,0 m
bei 180 kHz 0,1-3,0 m
- Streuwinkel: 5° bis 10°
- Genauigkeit: 0,1-0,3 m
- 10 Signale pro Sekunde
- Hersteller: SOSO Jena



Abb. 3: Zwei-Frequenz-Echolot.

Beide Geräte werden durch serielle Schnittstellen miteinander verbunden und verschneiden die jeweils aufgenommenen Daten, bestehend aus Tiefe, Echolotstärke und Position, miteinander.

Messdurchführung

Die gesamte Messkampagne wurde an 2 Tagen, dem 1. und 2. August 2001, für den Tagebausee Mortka durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt betrug das Niveau des Seespiegels 122,88 mNN. Der See wurde in Süd-Nord-Richtung mit einem Boot, auf dem die GPS-Echolot-Kopplung installiert war, vermessen. Der Abstand der Echolotspuren betrug zwischen 30 und 60 m.

Messdaten

Insgesamt wurden ca. 77.000 Datensätze bestehend aus Position (Polarkoordinaten), Tiefe und der dazugehörigen Echolotstärke aufgenommen. Da für die weitere Auswertung das Arbeiten in einem metrischen Koordinatensystem vorteilhaft ist, wurden die Polarkoordinaten in Gauß-Krüger-Koordinaten, projiziert auf den 5. Meridianstreifen (Ellipsoid Bessel), umgewandelt.

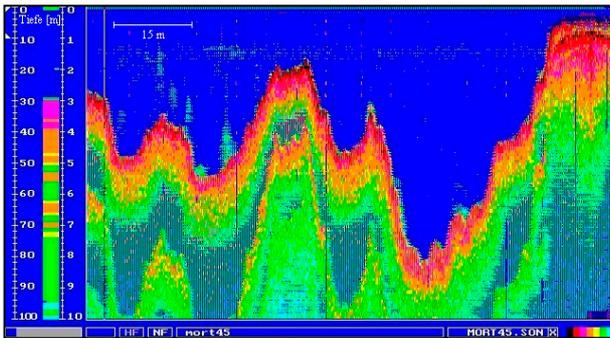


Abb. 4: Echlotbild im Bereich der Flugkippe Nordosten des TBS Mortka.

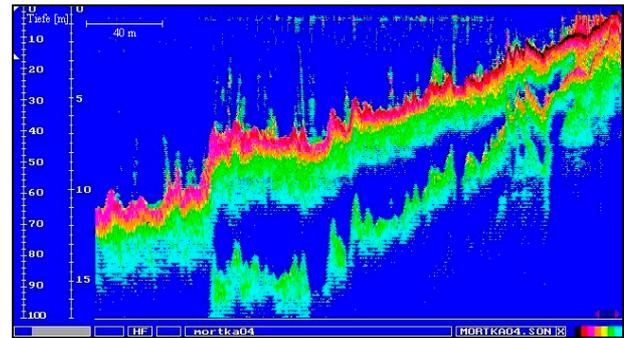


Abb. 5: Echlotbild im Bereich einer Rutschungsfläche mit Baumstubben im Südosten des TBS Mortka.

Die durch das Zwei-Frequenz-Echolot erzeugten Echlotbilder können zur detaillierten Interpretation, z.B. der Seemorphometrie und -sediments, herangezogen werden. Beispielhaft dargestellt sind in Abb. 4 die Flugkippe im Nordosten und in Abb. 5 eine Rutschungsfläche mit Baumstubben im Südosten des Tageausees.

Aufbau des DHM (Digitales Höhenmodell)

Die gewonnenen Datensätze wurden durch Triangulation in ein TIN (Triangular Irregular Network) umgewandelt. Ein solches TIN ist eine auf Vektordaten basierende, aus Punkten interpolierte Oberfläche, die als DHM (Abb. 6) gezeigt werden kann (ESRI 1998 & 2000).

Für den Aufbau des TIN wurden die See- und Inselumrisse aus dem Orthofoto (Abb. 1) digitalisiert (Büttner 1996).

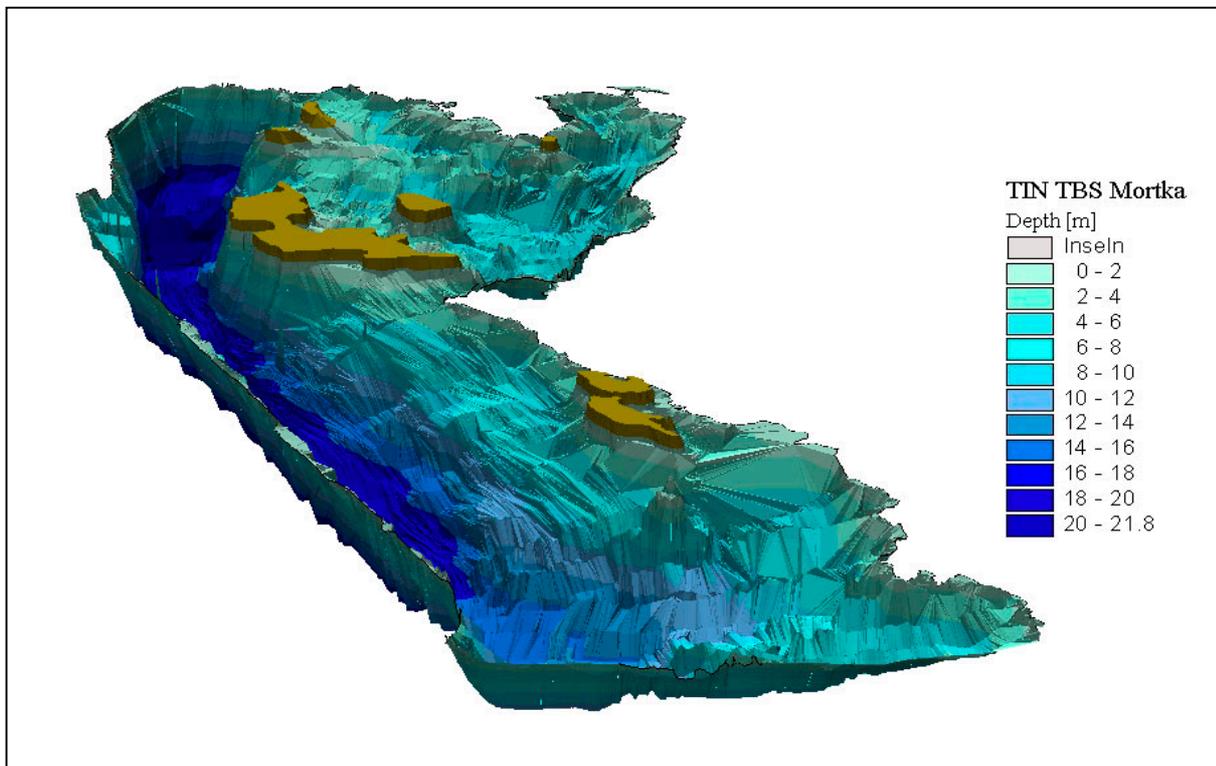


Abb. 6: DHM (10-fach überhöht).

Ableitbare morphometrische und limnologische Parameter

Das DHM vermittelt nicht nur einen visuellen Eindruck der Morphologie des Sees, sondern kann vielmehr für die Berechnung von Volumen und Fläche für jedes beliebige Seespiegelniveau (Bezug 122,88 mNN) herangezogen werden. Somit lassen sich Volumen- und Flächenkurve graphisch darstellen (Abb. 7 und 8). Die bathymetrische Karte (Abb. 9) leitet sich aus dem DHM ab und wird durch geeignete Werkzeuge im GIS erstellt. Aus dem DHM und der Analyse des Orthofotos konnten wichtige morphometrische Parameter (Håkanson 1981) zusammengestellt werden (Tab. 2).

Die Sedimentmächtigkeit liegt im TBS Mortka bei etwa 5 cm und somit im Fehlerbereich des Echolots. Erwartete Ablagerungen mit größerer Mächtigkeit von Eisenhydroxid oder Flusssedimenten (aus der Kleinen Spree) konnten nicht gefunden werden. Ein Grund dafür ist der vorge-lagerte TBS Friedersdorf, der als Senke fungiert. Um dies zu nachzuweisen ist eine Vermessung mit besonderem Augenmerk auf die Sedimentmächtigkeit notwendig.

Tab. 1: Morphometrische Parameter nach Håkanson (1981).

Morphometrische Parameter			TBS Mortka
A	<i>Oberfläche</i>	[Mio. m ²]	2,33
V	<i>Volumen</i>	[Mio. m ³]	17,42
L_{max}	<i>maximale Länge</i>	[m]	3200
B_{max}	<i>maximale Breite</i>	[m]	1260
L_e	<i>effektive Länge</i>	[m]	2790
B_e	<i>effektive Breite</i>	[m]	1260
D_a	<i>effektive Achsenlänge</i>	[m]	2030
Z_{max}	<i>maximale Tiefe</i>	[m]	21,8
Z_{mittl}	<i>mittlere Tiefe</i>	[m]	7,5
Z_{med}	<i>Mediantiefe</i>	[m]	5,7
Z_{90}	<i>Tiefe (90 % Seevolumen)</i>	[m]	13,7
L_U	<i>Uferlänge</i>	[m]	13800
A_{Insel}	<i>Fläche der Inseln</i>	[m ²]	87400
$L_{U,Insel}$	<i>Uferlänge der Inseln</i>	[m]	4420
U	<i>Uferentwicklung</i>	-	2,6

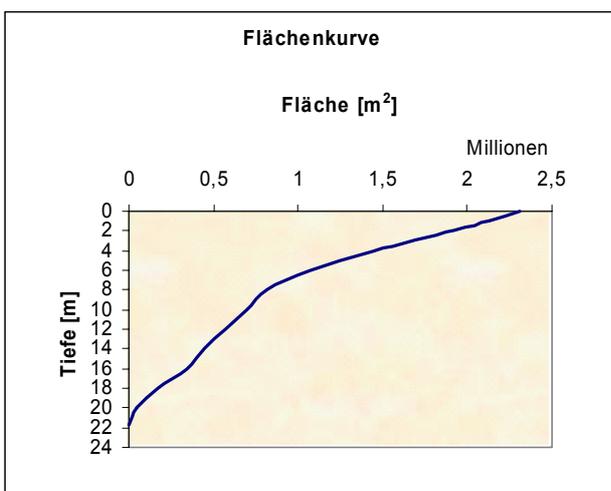


Abb. 7: Flächenkurve TBS Mortka

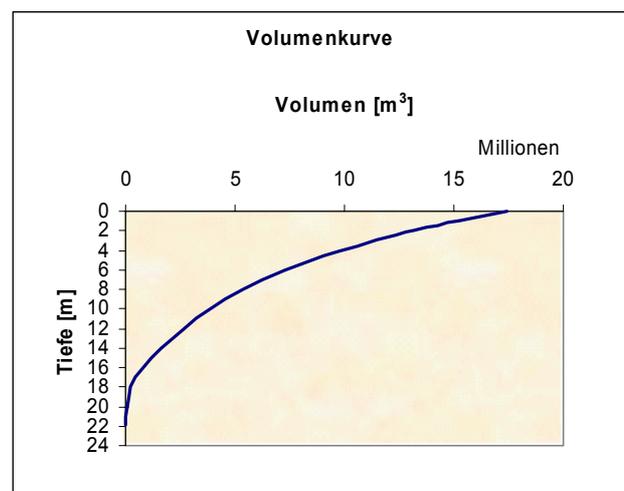


Abb. 8: Volumenkurve TBS Mortka.

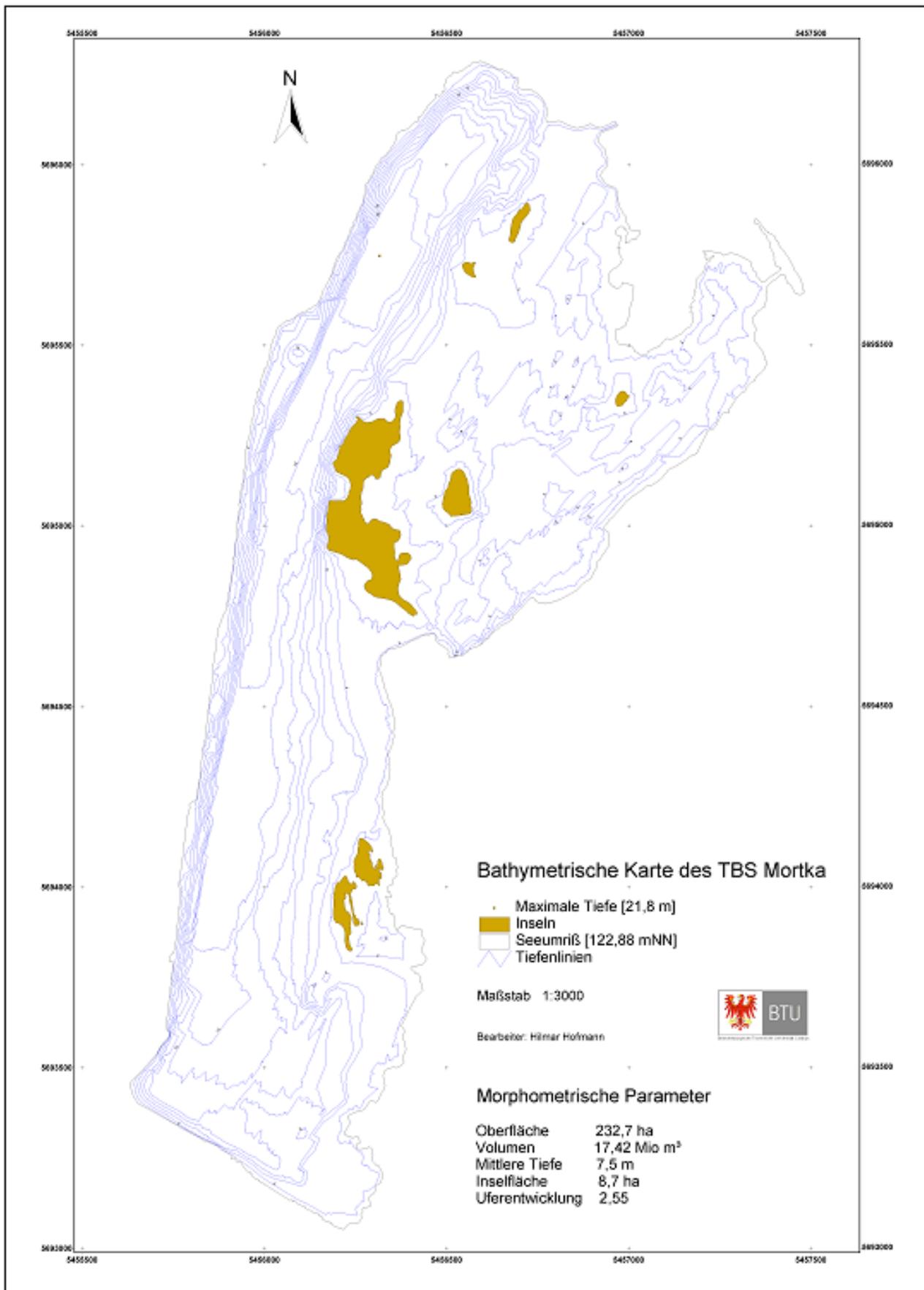


Abb. 9: Bathymetrische Karte des TBS Morka.

Schlussfolgerungen

Am Beispiel des TBS Mortka konnte gezeigt werden, welche Daten durch eine Vermessung mit einer GPS-Echolot-Kopplung gewonnen und welche morphometrischen Parameter auf dieser Grundlage bestimmt werden können. Die optische Wiedergabe der Echolotdaten kann sich besonders für die Bewertung der Sedimentmächtigkeiten und Inhomogenitäten am Seeboden (z.B. Makrophytenbewuchs, Baumstubben oder Rutschungsflächen) als hilfreich erweisen.

Durch den Aufbau eines DHM kann ein visueller Eindruck der Hohlform des Sees vermittelt werden. Vor allem aber bei der statistischen Auswertung können wesentlich schneller, variabler und effektiver Volumina und Flächen berechnet werden, die sich auf sich ändernde Randbedingungen (z.B. Füllstände) anpassen. Die Volumen- und Flächenkurve sowie die bathymetrische Karte können dementsprechend mit hohen Genauigkeiten (Fehler <2 %) abgebildet werden.

Literatur

BÜTTNER, O., SCHIMMELE, M. & RÖNICKE, H., 1996: Analyse morphometrischer Daten des Arendsee mit Hilfe eines GIS. In: Tagungsband Deutsche Anwenderkonferenz 1996. ESRI Eigenverlag Kranzberg.

ESRI, 1998: Arc View User's Guide. ESRI Inc., Redlands, CA, USA.

ESRI, 2000: Arc GIS User's Guides. ESRI Inc., Redlands, CA, USA.

HÅKANSON, L., 1981: A Manual of Lake Morphometry. Springer Verlag, Berlin/Heidelberg/New York.

Die Makrozoobenthosbesiedlung von Tagebauseen der Lausitz

Solveig Bornschein, Kathrin Wollmann & Dieter Leßmann

Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus,
Postfach 101344, 03013 Cottbus; E-Mail: S.Bornschein@web.de

Keywords: Makrozoobenthos, Tagebaugewässer, Versauerung, Chironomidae, Nahrungsnetz.

Einleitung

Die Tagebauseen der Lausitz weisen im Vergleich mit anderen Tagebauseen Deutschlands überwiegend einen hohen Säuregrad (pH-Werte zwischen 2 und 4) auf. Dieser wird durch das wieder ansteigende, von der Pyritoxidation beeinflusste Grundwasser verursacht. Die extremen Lebensbedingungen werfen Fragen nach der möglichen biologischen Besiedlung auf. In der hier durchgeführten Arbeit wurden das Artenspektrum und die Abundanzen des Makrozoobenthos im Rahmen von Betrachtungen der Nahrungsnetze der sauren Seen untersucht.

Methoden

Die Untersuchungen erfolgten an den Lausitzer Tagebauseen Koyne RL 113, Plessa RL 117 und RL 108, Felixsee, Gräbendorf sowie Dreiweibern. Während die Tagebauseen RL 113, RL 117 und Felixsee im Jahre 2001 von Mai bis Dezember monatlich beprobt wurden, erfolgten die Untersuchungen der anderen Seen nur sporadisch ein- bis dreimal im Zeitraum von Dezember 2000 bis Januar 2002.

Es wurden jeweils mehrere Proben im Litoral und Profundal entnommen, wobei verschiedene Habitate (Schilfgürtel, Schlamm- und Kiesbereiche sowie Sandriffel) Berücksichtigung fanden. Das Material wurde teils vom Boot und teils vom Ufer mit Hilfe eines Van-Veen-Greifens gesammelt (Fläche: 16 cm x 16 cm).

Kurzbeschreibung der Untersuchungsgewässer

Allen Seen werden durch Grundwasser gespeist. Die Seen Gräbendorf und Dreiweibern werden zusätzlich durch die Spree geflutet und wiesen dementsprechend höhere pH-Werte auf. Die Seewässer zeigten meist eine hohe Mineralisation verbunden mit hohen Eisen- und Aluminiumkonzentrationen in den sauersten der Seen (Tab. 1).

Tab.1: Morphologische Kennwerte und Mittelwerte einiger chemischer und physikalischer Parameter der untersuchten Tagebauseen im Zeitraum von Dezember 2000 bis Januar 2002.

	RL 113	RL 117	Felixsee	RL 108	Gräbendorf	Dreiweibern
Seealter [a]	40	30	80	30	8	8
Fläche [ha]	1,6	94	13	1,6	425	286
Maximale Tiefe [m]	2,5	14,4	17,5	3,0	35	24
Mittlere Tiefe [m]	0,8	6,0	12,7	0,5	15,0	12,5
pH-Wert	2,6	2,9	3,9	2,6	4,4	6,3
Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	3140	1160	470	1320	920	670
Fe [mg/l]	118,9	19,2	0,9	46,1	0,4	0,6
Al [mg/l]	36,5	1,5	2,3	-	0,5	0,3

Ergebnisse

Im Probenahmezeitraum von Juni bis Dezember 2001 wurden im Tagebausee Plessa **RL 113** vier Taxa gefunden, wobei die Chironomiden mit zwei *Chironomus*-Arten (*Ch. sp.* und *Ch. luridus*-Gr.) den Hauptanteil ausmachten (Abb. 1 u. 2). Ihr Maximum hatten sie im Juni mit mehr als 14.000 Ind./m², die zu 91% aus dem Litoral stammten, ihr Minimum im August mit 1.755 Ind./m², die ebenfalls fast alle im Litoral gesammelt wurden. Das Maximum der Chironomiden deckte sich mit dem Maximum der Corixide *Sigara nigrolineata*. Dabei muß berücksichtigt werden, daß die ermittelte Anzahl von *Sigara nigrolineata* (Abb. 2) kein realistisches Bild der tatsächlichen Abundanz der Art lieferte, da diese sich vorwiegend im Pelagial aufhält (Wollmann & Deneke 2001). Die Odonate *Anax imperator* ließ sich nur als Einzelfund nachweisen.

Im Tagebausee Plessa **RL 117** stellten die Chironomiden mit 99,2 % den Hauptanteil an den sieben gefangenen Taxa (Abb. 1 u. 2). Ihnen folgte die Megaloptere *Sialis lutaria* mit 0,5%. Insgesamt wurden 15 Taxa ermittelt, wobei auf Tiergruppenbasis die Chironomiden mit drei *Chironomus*-Arten und der Orthocladiinae *Limnophyes* spp. auf die höchste Artenzahl kamen (ohne Berücksichtigung der Corixiden). Unter den Corixiden konnten sieben Taxa nachgewiesen werden. Maximale Chironomiden-Abundanzen wurden im November und Dezember 2001 mit ca. 14.000 bzw. 14.500 Ind./m² erreicht. In beiden Monaten befand sich der Hauptanteil im Litoral. Allerdings stieg der Anteil der Individuen aus dem Profundal an der Gesamtabundanz im Dezember deutlich von 2,2 auf 32% an. *Sialis lutaria* hatte dagegen ihr Maximum im Dezember 2000 mit 64 Ind./m². Mit 37 Ind./m² zeigte sie aber auch im Mai 2001 eine beachtliche Abundanz. In den anderen Monaten wurden außer im November keine Exemplare gefangen. Die weiteren Besiedler des Tagebausees RL 117 (u.a. *Agabus chalconotus*, *Agrypnia varia*, *A. obsoleta*) stellten Einzelfunde dar.

Im **Felixsee** wurden neun Tiergruppen mit 29 Taxa ermittelt. Hierbei wiesen die Oligochaeten (non det.) mit 50% und die Chironomiden mit 42% die Hauptanteile an der Gesamtabundanz auf (Abb. 1 u. 2). Dem folgten die Ceratopogoniden (*Bezzia* spp.) mit einem Anteil von 6%. Die anderen Tiergruppen waren Einzelfunde. Während *Sialis lutaria*, *Agrypnia varia*, die Chironomiden sowie

die Ceratopogoniden *Bezzia* spp. im Litoral und im Profundal gefunden wurden, zeigten sich die Oligochaeten, die Odonaten *Enallagma cyathigerum*, die Coleopteren *Illybius* spp., *Noteris crassicornis* und die Corixide *Sigara falleni* nur im Litoral. Von den Chironomiden konnten die Unterfamilien Chironomini, Tanytarsini, Tanypodinae und Orthocladiinae ermittelt werden, wobei die Orthocladiinen eher Einzelfunde darstellten. Die Chironomini wurden nur im Profundal gefunden, währenddessen die anderen Unterfamilien beide Bereiche besiedelten. Niedrige Abundanzen aller Tiergruppen wurden im Mai und August ermittelt. Das Maximum war jeweils im Juni.

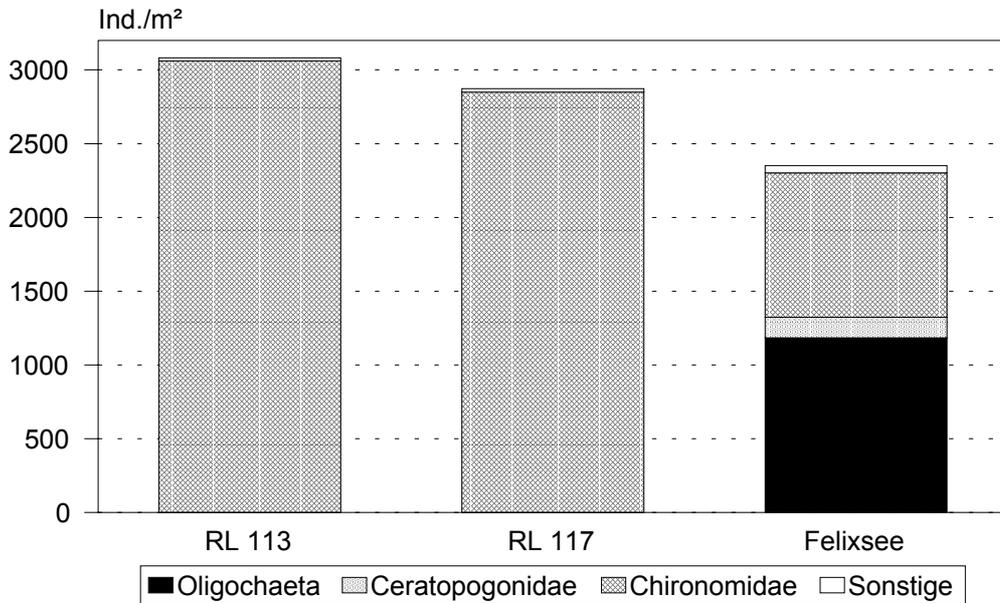


Abb. 1: Mittlere Abundanzen der in den Tagebauseen Plessa RL 113 und RL 117 sowie im Felixsee gefangenen Makrozoobenthosgruppen der monatlichen Beprobungen von Mai bis Dezember 2001.

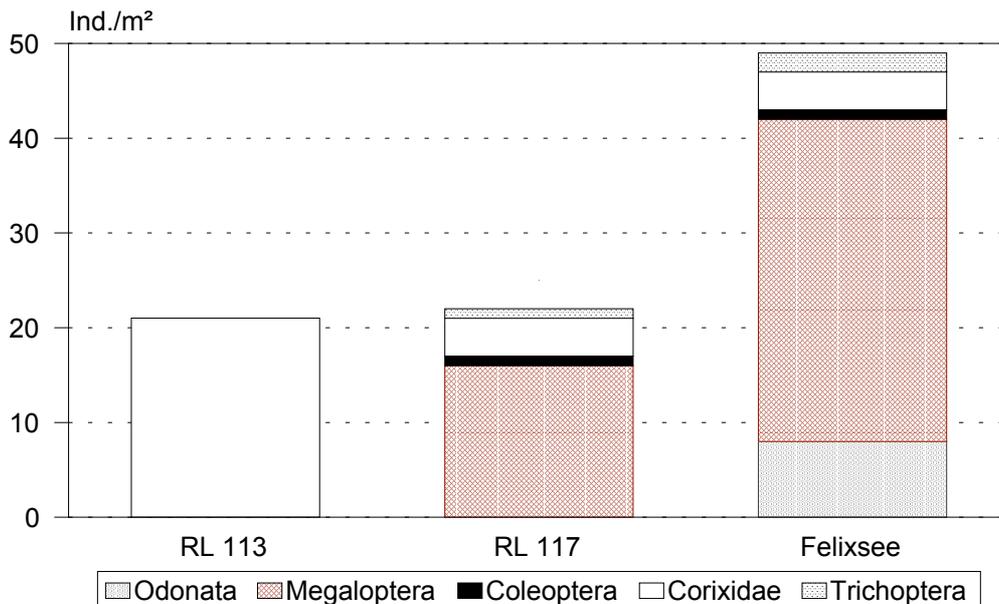


Abb. 2: Mittlere Abundanzen der in Abbildung 1 als „Sonstige“ aufgeführten Makrozoobenthosgruppen der monatlichen Beprobungen von Mai bis Dezember 2001.

Im Tagebausee **Dreiweibern** wurden im Mai und September 2001 sowie im Januar 2002 Proben genommen. Es wurden sieben Tiergruppen mit insgesamt 30 Arten gefangen. Daran hatten die Chironomiden mit 20 Taxa den Hauptanteil. Sie stellten gleichzeitig auch die höchste Individuenzahl mit einem prozentualen Anteil von 61,3% an der Gesamtabundanz (v.a. *Parakiefferiella* spp. und *Chironomus riparius*). Der prozentuale Anteil der Trichopteren war mit 22% ebenfalls relativ hoch. Auffallend hoch waren dabei die Abundanzen von *Ecnomus tenellus*. Als weitere Trichopteren-Arten konnten *Cyrrnus flavidus*, *C. trimaculatus* und eine Limnephilidae in sehr geringer Abundanz gefunden werden. Ephemeropteren kamen von allen untersuchten Seen nur im Tagebausee Dreiweibern mit der Gattung *Caenis* in niedriger Abundanz vor. Im Januar 2002 konnten sehr hohe Abundanzen aller vorhandenen Tiergruppen ermittelt werden, die alle aus dem Profundal stammten. An den beiden anderen Probenahmetermi- nen waren die Individuenzahlen geringer und wichen nicht sehr stark voneinander ab. Es gab ebenfalls keine großen Unterschiede zwischen Litoral und Profundal.

Im Tagebausee **Gräbendorf** wurden an dem einzigen Probenahmetag im Dezember 2000 vier Tiergruppen mit insgesamt 11 Taxa ermittelt. Den Hauptanteil mit knapp 80% stellten auch hier die Chironomiden (v.a. *Nanocladius* spp., *Tanytarsus* spp. und *Procladius* spp.). Ihnen folgten mit 13,6% *Bezzia* spp. und in kleineren Anteilen Trichopteren, Oligochaeten und Odonaten.

Im Juli 2001 konnten im Tagebausee Plessa **RL 108** vier Tiergruppen mit insgesamt 7 Taxa ermittelt werden, wobei *Argyroneta aquatica* einen Zufallsfund darstellte. Corixiden wurden gesichtet, aber nicht mit dem Greifer erfaßt. Mit 94,4% bildeten die Chironomiden den Hauptanteil an der Gesamtabundanz. Alle gefangenen Tiere stammten aus der Gattung *Chironomus*. *Sialis lutaria* und Acari (non det.) machten den restlichen Teil der ermittelten Tiergruppen aus.

Diskussion und Schlußfolgerungen

- Die Besiedlung des Benthals extrem saurer Tagebauseen war durch säuretolerante Arten möglich. Dazu gehörten hauptsächlich die Chironomiden mit *Chironomus* spp., die Megalopteren mit *Sialis lutaria* und die Corixiden mit *Sigara nigrolineata*. Rodrigues (2001) fand in extrem sauren Tagebauseen vor allem *Chironomus crassimanus* als bedeutendste Pionier- und ökologische Schlüsselart des Makrozoobenthos.
- Schon bei einem Anstieg des pH-Wertes von rund 2,5 auf 4,0 siedelten sich zusätzlich Arten der Trichopteren, Coleopteren, Odonaten und Oligochaeten an. Aber auch innerhalb der Insektenordnungen kam es zu einer Erhöhung der Artenzahlen. Eine der wichtigsten Räubergruppen stellen die Corixiden dar (Wollmann 2000).
- Der nur relativ geringe pH-Gradient (2,5 – 2,9) zwischen RL 108, RL 113 und RL 117 mit ihren Besiedlungsunterschieden zeigte, daß sich auch noch andere Faktoren auf die Besiedlungsmuster der Seen auswirkten. Unterschiede im Nahrungsangebot für die Gesamtbiozönose, insbesondere an Detritus, spielen dabei eine zentrale Rolle für das Vorkommen und die Abundanz von invertierten Räubern (Rodrigues 2001).

- Die niedrigen Artenzahlen sind mit kurzen Nahrungsketten verbunden (s.a. Wollmann et al. 2000, Rodrigues 2001). *Chironomus* spp. hatten so nur *Sialis lutaria* oder *Sigara nigrolineata* (z.T. noch andere Corixiden vorhanden) als natürliche Feinde. Im weniger sauren Felixsee war die Nahrungskette durch die hauptsächlich räuberisch lebenden Tanypodinen, Trichopteren und Odonaten erweitert.
- Ein völlig anderes Artenspektrum wiesen hingegen die flußwassergespeisten Tagebauseen Dreiweibern und Gräbendorf auf. Limno- bis rheophile Arten waren hier nicht selten. Ältere Larvenstadien konnten dort nicht ermittelt werden, was eventuell auf einen stärkeren Räuberdruck durch Fische zurückgeführt werden kann (Rümmler 2001).

Literaturverzeichnis

- Rodrigues, G. (2001): Benthic fauna of extremely acidic lakes (pH 2-3). – Dissertation, Technische Universität Braunschweig.
- Rümmler, F. (2001): Fische und Fischerei in Braunkohletagebaurestseen. – Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 77: 86-106.
- Wollmann, K. (2000): Corixidae (Hemiptera, Heteroptera) in acidic mining lakes with pH \leq 3 in Lusatia, Germany. – Hydrobiologia 433: 181-183.
- Wollmann, K., R. Deneke, B. Nixdorf & G. Packroff (2000): Dynamics of planktonic food webs in three mining lakes across a pH gradient (pH 2-4). – Hydrobiologia 433: 3-14.
- Wollmann, K. & R. Deneke (2002): Die räumliche Verteilung der Corixiden und ihre Bedeutung für den Stofftransport in sauren Tagebauseen. – BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 3/2002: 119-124.

Neureclipsis bimaculata (Trichoptera: Polycentropodidae)

in Tagebaugewässern mit extremen Umweltfaktoren

Andreas Hünken & Michael Mutz

Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Forschungsstelle Bad Saarow, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow, e-mail: a.huenken@limno-tu-cottbus.de

Keywords: *Neureclipsis bimaculata*; Populationsentwicklung; Besiedlungsmuster; Fangerfolg; saure Tagebaugewässer;

Einleitung

Die ausgedehnte Bergbaufolgelandschaft der Niederlausitz, Ostbrandenburg, ist ein technogener Naturraum mit besonderen Eigenschaften (Katzur 1997, Wiegleb & Schulz 2000). Ein wesentliches Charakteristikum sind die geogen sauren Oberflächengewässer. Das Wasser dieser Gewässer hat einen geringen pH-Wert (2,5-4,7, Mittelwert 3,0) und eine hohe Eisen- und Sulfatkonzentration (gelöstes Gesamteisen: 1,97-126, Mittelwert 25,1 mg*l⁻¹; SO₄: 78-1372, Mittelwert 537 mg*l⁻¹) (Mutz et al. 2002). Bedingt durch die hohen Eisengehalte kommt es insbesondere in den Fließgewässern zu einer starken Deposition von Eisen-oxi-hydroxyden, die auf der Gewässersohle tiefe Sedimente mit einem Wassergehalt bis zu 99 % bilden. Einen Lebensraum mit vergleichbarer Wasser- und Sedimentqualität gibt es zumindest in Europa nicht. Trotz dieser ungewöhnlichen Umweltbedingungen sind die Gewässer durch einige Arten wirbelloser Tiere besiedelt (Nixdorf et al. 2000, Mutz et al. 2000, Rodrigues 2001). Auffallend ist insbesondere die netzspinnende Köcherfliege *Neureclipsis bimaculata* (L.) (Polycentropodidae), welche einige der Tagebauseeabflüsse besiedelt. Die Netze dieser Tiere sind von Ockerablagerungen rotbraun überzogen. Ziel unsere Untersuchung war es die Auswirkungen der extremen Umweltbedingungen auf die Tiere zu klären. Dabei standen folgende Aspekte im Mittelpunkt: 1) Der Verlauf die Larvalentwicklung von *N. bimaculata*; 2) Die Besiedlung Gewässersohle mit starken Eisen-oxi-hydroxyd-Depositionen; 3) Der Fangerfolg der Netze mit starker Verockerung.

Material und Methoden

Untersuchungsgewässer war der Floßgraben (pH-Wert 2,5-3,6, Mittelwert 2,9) in der Niederlausitz (Brandenburg). Nahe dem Ort Plessa befand sich unterhalb des Abflusses RL 108, ein Tagebausee mit einer Fläche von 0,03 Mio. m² und einer durchschnittlichen Tiefe von 0,5 m (Nixdorf et al. 2003). Der untersuchte Gewässerabschnitt wurde von einer größeren Population von *N. bimaculata* besiedelt.

Im Verlauf eines Jahres wurde, in ein bis zwei monatlichen Abständen, die Population der Köcherfliege beprobt. Zu jedem Termin wurden mit einem Surbersampler (Maschenweite 250 µm) Proben in der Gewässermitte, dem Randbereich der Gewässersohle und in Totholz-Ansammlungen entnommen. Im Labor wurden die Tiere ausgezählt und die Kopfbreiten unter dem Stereomikroskop vermessen. Zudem bestimmten wir die Trockenmassen nach 24-stündiger Trocknung bei 60°C.

Den Fangerfolg der Tiere bestimmten wir mit einem Feldversuch. Hiefür wurden als Tracer Dauerstadien des Salinekrebse *Artemia salina* (Durchmesser 200 µm) über die gesamte Bachbreite in den Floßgraben gegeben. Nach einer Fließstrecke von 13 m, zur vollständigen transversalen Durchmischung des Tracers, wurden während des Tracer-Durchgangs jeweils nach 0, 15, 29 und 50 m eine kontinuierliche Wasserprobe genommen. Zusätzlich entnahmen wir an jeder Probestelle sieben Köcherfliegen samt ihrer Netze. An den Probestellen 0, 29 und 50 m wurden je drei Proben des oberen ersten cm des Sohlsedimentes genommen. In allen Proben wurden die enthaltenen Artemienkapseln gezählt.

Abschließend wurde das 3-dimensionale Strömungsfeld einzelner Netze *in situ* mit einem Akustik-Doppler-Velosimeter (ADV) gemessen.

Ergebnis und Diskussion

Vermindertes Wachstum

Das Ergebnis von vermessenen Kopfkapselbreiten von *N. bimaculata* ist in Tabelle 1 dargestellt. Der Vergleich mit den Ergebnissen einer Untersuchung im Sturgeon River, einem neutralen Gewässer in Alberta (Kanada) (Richardson & Clifford 1983), zeigt die im Mittel kleineren Kopfbreiten von *N. bimaculata* im Floßgraben. Die Larvalstadien I bis V erreichten im Floßgraben nur 89 bis 97 % der Kopfbreiten der Larven im Sturgeon River.

Tab.1: Kopfbreiten der Larvenstadien im Vergleich Larven aus dem neutralen Sturgeon River (Richardson & Clifford 1983). SD: Standardabweichung; N: Zahl der vermessenen Tiere.

Stadium	Floßgraben				Sturgeon River (Richardson & Clifford 1983)	
	Mittlere Breite [mm]	SD	N	Spannbreite	Mittlere Breite [mm]	Spannbreite
♀ V	1,14	± 0,064	269	1,046 - 1,354	1,23	1,128 - 1,344
♂ V	0,96	± 0,039	233	0,861 - 1,015	1,04	0,936 - 1,128
IV	0,67	± 0,058	582	0,550 - 0,831	0,75	0,600 - 0,864
III	0,43	± 0,032	550	0,338 - 0,523	0,47	0,408 - 0,528
II	0,29	± 0,019	41	0,246 - 0,310	0,30	0,264 - 0,336
I	0,20	± 0	7	0,154 - 0,222	0,19	0,190

Die Populationsentwicklung im Jahresverlauf war bivoltin, mit einer Winter- und einer Sommergeneration (Abb.3) Eine ähnliche Populationsentwicklung wurde auch im Sturgeon River beschrieben. Die Larven der Sommergeneration benötigten für ihre Entwicklung 5-8 Monate, die der Wintergeneration 9-11. Damit war die Entwicklung der Sommergeneration 2-5 Monate und die der Wintergeneration bis zu zwei Monaten länger für den Sturgeon River beschrieben. Unterschiede der Populationsentwicklung, die sich auf unterschiedliche Jahresmitteltemperaturen im Floßgraben (2001: 9,4°C) und im Sturgeon River (1981: 10°C; aus den veröffentlichten Daten näherungsweise berechnet) zurückführen ließen, sind vernachlässigbar (Richardson & Clifford 1983).

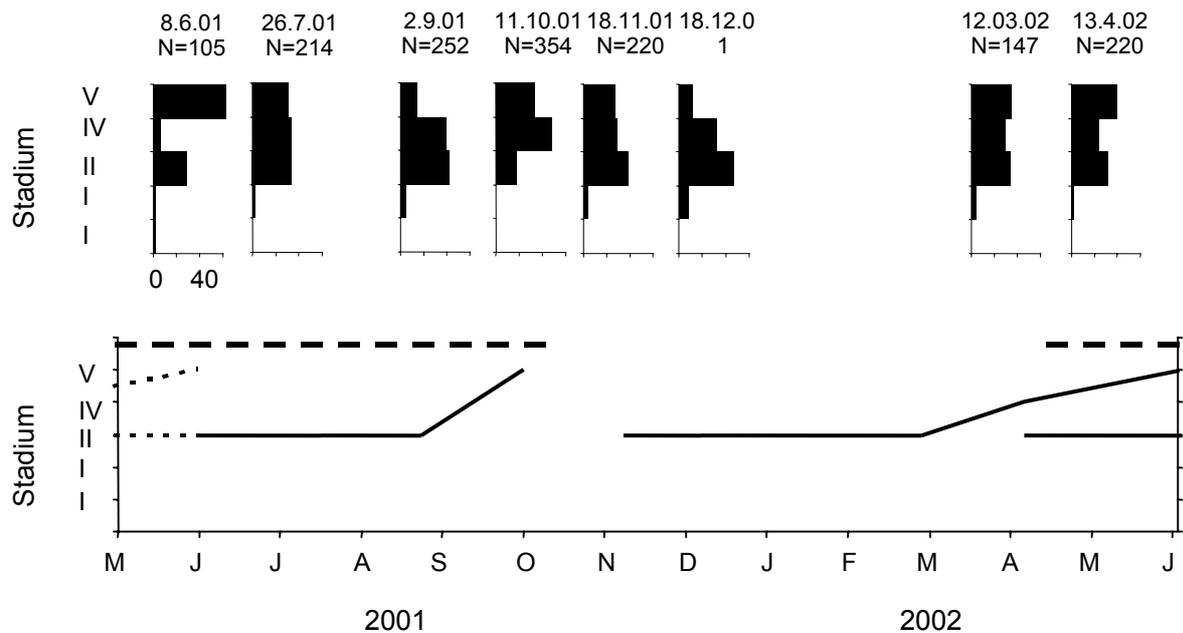


Abb.3: Entwicklung der Larven von *Neureclipsis bimaculata* von Juni 2001 bis Juli 2002 im Floßgraben. Oben: Die Histogramme zeigen die prozentualen Anteile der Larvenstadien. Über den Histogrammen stehen das Datum der Probe und die Anzahl der vermessenen Tiere. Unten: Entwicklungsschema basierend auf den am häufigsten gefundenen Stadien. Die horizontale punktierte Linie markiert die Flugphase der Imagines.

Platzmangel?

Der untersuchte Gewässerabschnitt hatte einen begradigten Verlauf mit einer mittleren Breite von 3,7 m und einer mittleren Wassertiefe von 0,3 m. Der Basisabfluss betrug 60 l/s, bei einer mittleren Fließgeschwindigkeit $0,05 \text{ m s}^{-1}$. Die Gewässersohle bestand aus einer mächtigen Eisenockerauflage. Ansammlungen von Totholz machten im Floßgraben weniger als 10 % der Sohlenbedeckung aus.

Im Jahresmittel besiedelten durchschnittlich 740 Ind./m^2 den Floßgraben. Hartsubstrate in Form von Totholz, sind ein bevorzugtes Siedelsubstrat für *N. bimaculata* (Brickenstein 1955). Wie zu erwarten, waren die Totholz-Ansammlungen Bereiche mit hohen Individuendichten (im Mittel 1909 Ind./m^2). In der Gewässermittle besiedelten im Jahresmittel 954 Ind./m^2 die Sohle. In diesem Bereich des Gewässers waren die Netze überwiegend dicht gedrängt und in Reihen (Abstand $\approx 10\text{-}15 \text{ cm}$) quer zur Fließrichtung angelegt. Im Randbereich der Gewässersohle wurden mit 193 Ind./m^2 im Jahresmittel nur wenige Tiere gefunden.

Unsere ADV-Strömungsmessungen ergaben, dass die Netze eine große hydraulische Rauigkeit der Sohle verursachen (Abb. 4). Bis ca. 3 cm vor der Öffnung erzeugen die Netze einen moderaten Rückstau der Strömung. Hinter den Netzen entstand eine Nachlaufzone mit stark reduzierter Strömung, deren Länge mindestens ein Vierfaches der maximalen Netzhöhe entsprach. Wir gehen davon aus, dass das von uns gefundene Besiedlungsmusters eine Reaktion der Tiere auf die verminderte Strömungsgeschwindigkeit vor und hinter den Netzen war. Obgleich das ökologische Optimum der Larven bei relativ geringen Fließgeschwindigkeiten liegt, ist der Netzbau der Larven äußerst strömungsabhängig. Für den Bau ihrer Netzbau benötigen die Larven von *N. bimaculata* eine Minimalströmung von $<0,04 \text{ m s}^{-1}$ (Petersen Jr. et al. 1984).

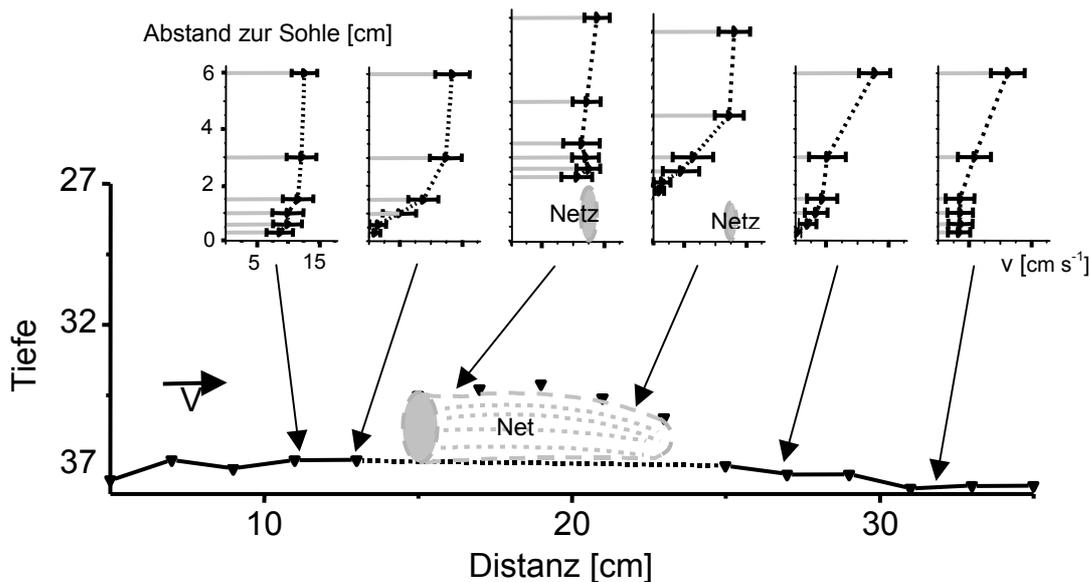


Abb.5: Unten: Sohlage eines Längsschnitts durch ein freistehendes Netz. Obere Diagramme: Vertikalprofile der sohlennahen Strömung auf dem Längsschnitt. Dreiecke = mittlere Strömungs-geschwindigkeit; Fehlerbalken = lokale Turbulenzintensität als Standardabweichung der mit 30 Hz gemessenen Strömung.

Larven im ersten Häutungstadium konnten aufgrund der angewandten Methode nur schlecht nachgewiesen werden. Anfang Juli 2002 entnahmen wir mehrere Netze von Larven der Stadien IV und V aus dem Floßgraben. In diesen Netzen befanden sich neben der großen Larve im Mittel 15,5 Larven des Stadiums I-III, (4 bis 32 kleine Larven pro Netz). Wir vermuten, dass auf Grund des Mangels an geeigneten Strukturen für den Netzbau, im Floßgraben eine starke Habitat-konkurrenz herrscht. Larven der älteren Generation besetzen die geeigneten Substrate, so dass die Larven der nachfolgenden Generation keine Stellen für den eigenen Netzbau vorfinden und sich bis zum Schlupf der älteren Tiere in deren Netzen aufhalten. Eine vergleichbare Beschreibung dieses ungewöhnlichen Tatbestands konnten wir in bisherigen Publikationen nicht finden.

Leben mit knappem Nahrungsangebot

Die Größe der Netze von *N. bimaculata* ist das Resultat einer Anpassung an vorherrschende Strömungsgeschwindigkeiten und Nahrungsangebot. Mit zunehmenden Fließgeschwindigkeiten werden die Netze kleiner. Geringes Nahrungsangebot versuchen die Larven hingegen durch größere Netze zu kompensieren (Petersen Jr. et al. 1984). Wir maßen durchschnittliche Netzöffnungen von $4,9 \text{ cm}^2$ ($4,1\text{-}5,8 \text{ cm}^2$; $N=50$), was ein typischer Wert für langsam fließende ($< 0,06 \text{ m/s}$), oligotrophe Gewässer ist (Petersen Jr. et al. 1984).

Die Larven von *N. bimaculata* ernähren sich nahezu ausschließlich carnivor von Zooplankton und aquatischen Invertebraten. Nur ein geringer Anteil der Nahrung besteht aus Algen und Detritus (Siltala 1908, Wesenberg-Lund 1911). Die Beutegrößen reichen von $5 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ (Rotatoria) bis 1×10^{10} (*Culex*-Larven) (Petersen Jr. et al. 1984). Das Nahrungsangebot im Abfluss der Bergbauseen ist bedingt durch die hohe Azidität sehr gering (Nixdorf et al. 2000, Mutz et al. 2000a). Potentielle Beuteorganismen des Makrozoobenthos im Wasser des Seeabflusses sind *Chironimus spp.* (Bornschein et al. 2003, Rodrigues 2001). Zudem kamen verdriftende Hornmilben der Art *Hydrozetes lacustris* und Larven der Schlammfliege *Sialis lutaria* als Nahrung in größerem Umfang in Frage.

Der Versuch zum Fangerfolg der Larven mittels eingebrachter Dauerstadien von *Artemia salina* ergab, dass auf einer Fließstrecke von 51 m Länge 54 % der eingebrachten Dauerstadien im Gewässerabschnitt zurück gehalten wurden. Die Larven, mit einer mittleren Abundanz von 1016 Ind./m², fingen 30 % der eingebrachten Artemienkapseln in ihren Netzen, bezogen auf 1 m² waren dies $\approx 0,16$ %. Die restlichen 24 % der Artemienkapseln deponierten auf der Gewässersohle, entsprechend $\approx 0,13$ % pro m². Dieses Ergebnis liegt unterhalb den Angaben bei McCullough et al. (1979), die in einer Untersuchung über den Einfluss von *Simulium spp.* und *Hydropsyche occidentalis* auf den Transport von Plankton einen Fangerfolg von $\approx 1\%$ pro m² berechneten.

Literatur

- Bornschein, S., K. Wollmann & D. Leßmann, 2003. Die Makrozoobenthosbesiedlung von Tagebauseen der Lausitz. Deutsche Gesellschaft für Limnologie-Tagungsberichte 2002. In Press
- Brickenstein, C., 1955. Über den Netzbau der Larve von *Neureclipsis bimaculata* L., Abhandlungen der Bayrischen Akademie der Wissenschaften, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse 69: 1-47.
- Katur, J., 1997. Bergbaufolgelandschaften in der Lausitz. Naturraumpotential und Naturressourcen im Braunkohlerevier, Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 114-121.
- McCullough, D. A., G. W. Minshall & C. E. Cushing, 1979. Bioenergetics of lotic filter-feeding insects *Simulium spp.* (Diptera) and *Hydropsyche occidentalis* (Trichoptera) and their function in controlling organic transport in streams, Ecology 60: 585-596.
- Mutz, M., M. H. E. Pusch & J. Siefert, 2000. Ausgewählte Aspekte der Morphologie und Ökologie von Fließgewässern der Bergbaufolgelandschaft. In G. Wiegleb, U. Bröring, J. Mrzljak & F. Schulz (eds), Physika-Verlag, Heidelberg: 299-313.
- Mutz, M., D. Leßmann, R. Ender & J. Schlieff, 2002. Development of sustainable streams after opencast coal mining in Lausatia, Germany. In: G.H. Schmitz (eds), Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden, 3, Eigenverlag des Forums für Abfallwirtschaft und Altlasten e.V., 125-129.
- Nixdorf, B., M. Hemm, A. Schlundt, M. Kapfer & H. Krumbeck, 2003. Braunkohlentagebauseen in Deutschland, Umwelbundesamt, 519 pp.
- Nixdorf, B., M. Mutz, K. Wollmann & G. Wiegleb, 2000. Zur Ökologie in extrem sauren Tagebaugewässern der Bergbaufolgelandschaft - Besiedlungsmuster und Leitbilder. In G. Wiegleb, U. Bröring, J. Mrzljak & F. Schulz (eds), Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften - Landschaftsanalyse und Leitbildentwicklung Physica-Verlag, Heidelberg: 360-381.
- Petersen Jr., R. C., L. B. M. Petersen & J. B. Wallace, 1984. Influence of velocity and food availability on catchnet dimensions of *Neureclipsis bimaculata* (trichoptera: Polycentropodidae), Holarctic Ecology 7: 380-389.
- Richardson, J. S. & H. F. Clifford, 1983. Life history and microdistribution of *Neureclipsis bimaculata* (Trichoptera: Polycentropodidae) in a lake outflow stream of Alberta, Canada, Canadian Journal of Zoology 61: 2434-2445.
- Rodrigues, G. G., 2001. Benthic fauna of extremely acidic lakes (pH 2-3), UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, 131 pp.
- Siltala, A. J., 1908. Über die Nahrung der Trichopteren, Acta Soc. Fauna Flora Fennica 29: 1-34.
- Wesenberg-Lund, C., 1911. Biologische Studien über netzspinnende, campodeoide Trichopterenlarven, International Review of Hydrobiology. Suppl. Ser. 3: 1-64.
- Wiegleb, G. & F. Schulz, 2000. Die Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft - Probleme und Chancen. In G. Wiegleb, U. Bröring, J. Mrzljak & F. Schulz (eds), Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften: Landschaftsanalyse und Leitbildentwicklung Physica-Verlag, Heidelberg: 3-23.

Die räumliche Verteilung der Corixiden in einem sauren Tagebausee (RL 117) und ihre Rolle im Nahrungsnetz

Kathrin Wollmann, Rainer Deneke & Kerstin Stöbel

Lehrstuhl Gewässerschutz, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Forschungsstation Bad Saarow, Seestr. 45, 15527 Bad Saarow, Tel. 033631 8943, Fax 033631 5200, E-Mail: k.wollmann@limno-tu-cottbus.de

Keywords: invertebrate predation, vertical distribution, acidic mining lakes

Einleitung

Aufgrund der Abwesenheit vertebrater Predatoren (insbes. Fische) im Pelagial der sauren Tagebauseen mit ihren extremen chemischen Bedingungen kann sowohl benthische als auch benthonektische säuretolerante Makrofauna diesen Lebensraum besiedeln. Die wichtigsten Vertreter dieser Biozönosen sind bezüglich ihrer Abundanz und Artenzahl Chironomidenlarven und Wasserwanzen (Corixiden). Zur Klärung der Rolle der Corixiden im Nahrungsnetz saurer Tagebauseen ist ihre Verteilung in den einzelnen Seekompartimenten sowie ihr Nahrungsspektrum von Bedeutung. Zur Erfassung ihrer Vertikalverteilung im Pelagial eignen sich Funnel-traps (Henrikson & Oscarson, 1978) verschiedener Längen. Als Nahrungsgrundlage stehen den Corixiden im Litoral und im Profundal Detritus und Chironomidenlarven zur Verfügung. Im Pelagial sind Rotatorien und der Kleinkrebs *Chydorus sphaericus* ihre potentielle Beute. Daher wurde im Labor untersucht, ob die Corixiden solche Zooplankter fressen können und in welcher Menge.

Das Untersuchungsgewässer

Der 96 ha große, maximal 14 m und durchschnittlich 11 m tiefe Tagebausee RL 117 (Tab. 1) liegt als Bestandteil der Tagebauseenkette Koyné-Plessa zwischen Grünwalde und Plessa. Der See ist dimiktisch und oligo-mesotroph mit geringen TP- ($9 \mu\text{g l}^{-1}$), TIC- ($1,4 \text{ mg l}^{-1}$) und Chlorophyll a- ($3,6 \mu\text{g l}^{-1}$) Konzentrationen. Bei einem pH-Wert um 3 liegen die Sulfat- (730 mg l^{-1}) und Eisenkonzentrationen (20 mg l^{-1}) in einem sehr hohen Bereich. Der pH wird durch das Eisen gepuffert und eine hohe Basenkapazität stabilisiert ($2,2 \text{ mmol l}^{-1}$).

Material und Methoden

Vertikalverteilung der Corixiden

Die Vertikalverteilung der Corixiden wurde mit Hilfe von neun (2001) bzw. 10 (2002) Funnel-traps (modifiziert nach Henrikson & Oscarson, 1978) verschiedener Länge erfasst. Die Fallen wurden am 23.07.01 und am 22.07.02 im nordöstlichen Teil des Sees ausgebracht. An den jeweils darauf folgenden 3 Tagen wurden einmal täglich die Fallen geleert und die Corixiden gezählt. Die am ersten Tag gefangenen Corixiden in beiden Jahren wurden zur Bestimmung der Artenzusammensetzung und der Stadienzugehörigkeit in 70 % igem Ethanol fixiert. Die taxonomische Bestimmung erfolgte nach Höregott & Jordan (1954), Jansson (1986), Nieser (1982) und Savage (1989).

Tabelle 1: Morphometrische und chemische Daten zum RL 117.

Parameter		
Fläche	ha	95,9
Flutung		1969
Max. Tiefe	m	14
Mittlere Tiefe	m	11
pH		2,7 – 3,2
Acidität ($K_{B4,3}$)	mmol l ⁻¹	2,2
Leitfähigkeit	µS cm ⁻¹	1163
TP	µg l ⁻¹	9,0
TN	mg l ⁻¹	2,2
TIC	mg l ⁻¹	1,4
TOC	mg l ⁻¹	2,2
DOC	mg l ⁻¹	1,8
Chlorophyll a	µg l ⁻¹	3,6
SO ₄	mg l ⁻¹	734
Fe	mg l ⁻¹	19,2
Al	mg l ⁻¹	1,5

Predationsversuche mit Brachionus sericus und Chydorus sphaericus

B. sericus und *Chydorus sphaericus* wurden in filtriertem (30 µm) Seewasser (Felixsee, pH 3,8) je einem Individuum der beiden Wanzenarten *S. nigrolineata* und *A. germari* in 100 ml Erlenmeyerkolben (Larvalstadien I – IV) bzw. 200 ml Erlenmeyerkolben (Larvalstadium V und Adulte) sowie 800 ml (Adulte) in einer Dichte von 300-500 Ind l⁻¹ sowie in einem Versuch 2000 Ind l⁻¹ angeboten. Zu jeder Serie wurden 3-4 Kontrollen ohne Wanzen angesetzt. Aus der Differenz der überlebenden Beuteorganismen zwischen Anfang und Ende des Untersuchungszeitraumes abzüglich der überlebenden Beuteorganismen in den Kontrollen wurde die Predationsrate der Corixiden gegenüber den Rotatorien und *C. sphaericus* ermittelt.

Ergebnisse

Vertikalverteilung der Corixiden

Die Vertikalprofile beider Untersuchungszeiträume zeigen ein Maximum in bzw. direkt unterhalb der Thermokline sowie eine Besiedlung bis zum anaeroben Seegrund (Abb. 1 u. 2). Im Jahr 2001 nahm die Anzahl der pro Tag gefangenen Individuen in den Tiefenstufen von 2-3 m (116 Ind. d⁻¹) bis 7-8 m Tiefe (1700 Ind. d⁻¹) zu (Abb. 1a). Unterhalb von 7-8 m nahm die Anzahl der gefangenen Tiere pro Tag wieder kontinuierlich ab, aber auch in 12-13 m Tiefe wurden noch durchschnittlich 37 Ind d⁻¹ gefangen. Die Sprungschicht befand sich im Untersuchungszeitraum zwischen 7 m und 7,5 m (Abb. 2a). Neben Detritus (Beulker, pers. Mitt.) wurde hier das Maximum der Vertikalverteilung von *Brachionus sericus* (Abb. 3) festgestellt.

Im Juli 2002 wurden in 2-3 m Tiefe durchschnittlich nur 61 Corixiden pro Tag gefangen. Ein erstes Maximum befand sich bereits in 4-5 m Tiefe (895 Ind d⁻¹). Darunter nahm die Anzahl der täglich gefangenen Tiere bis in 7-8 m ab (581 Ind d⁻¹) und stieg zum 2. Maximum direkt unterhalb der Thermokline (Abb. 2b) wieder auf 841 Ind. d⁻¹ an. In 12-13 m Tiefe wurden noch durchschnittlich 172 Ind d⁻¹ gefangen und in 13-14 m, direkt über dem Sediment, stieg die Zahl der Corixiden auf durchschnittlich 237 Ind d⁻¹ an. Die Auszählung des Vertikalprofils der Zooplankter steht noch aus.

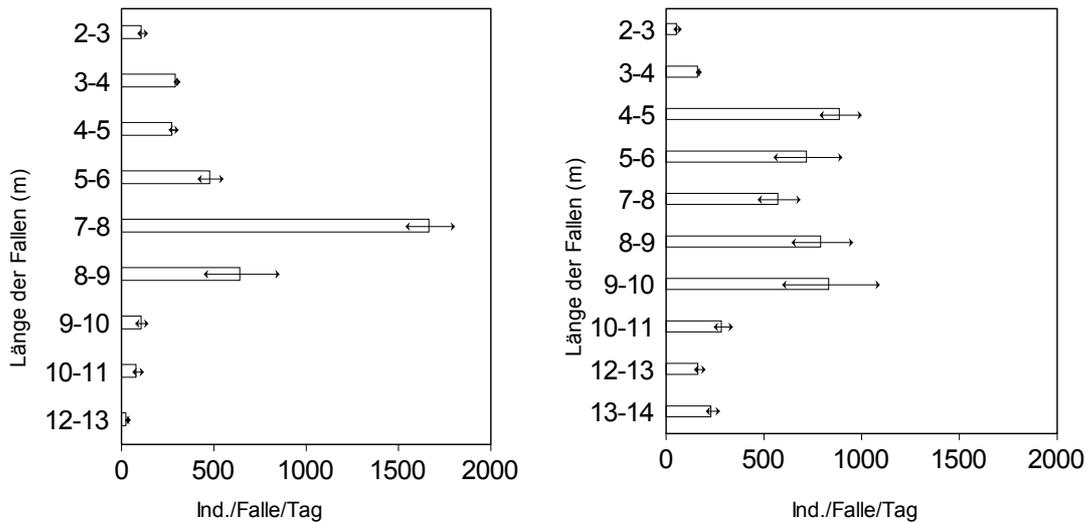


Abbildung 1: Vertikale Verteilung der Corixiden im RL 117. Dargestellt sind die durchschnittlich pro Tag gefangenen Corixiden von 9 (a) bzw. 10 (b) Funneltraps verschiedener Länge.

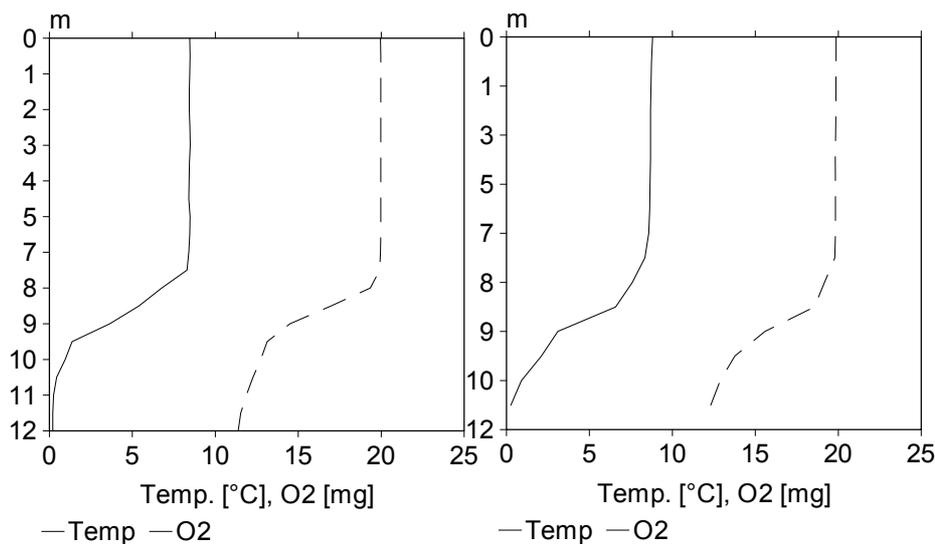


Abbildung 2 a, b: Temperatur- und Sauerstoffprofil im RL 117 a) am 24.07.01 (links) und b) am 23.07.02 (rechts).

Nahrung der Corixiden

Beide Wanzenarten sind in der Lage, Zooplankton zu ingestieren (Abb. 4a). Die Predationsrate gegenüber *B. sericus* bei einer Dichte von 250-500 Ind l⁻¹ beträgt in 100-200 ml Erlenmeyerkolben für die Nymphen von *S. nigrolineata* 20 Ind. d⁻¹ sowie für die Adulten von *S. nigrolineata* und *A. germari* 45 Ind. d⁻¹. Bei höheren Beuteabundanz von 2000 Ind l⁻¹ sind die Nymphen beider Arten in der Lage, durchschnittlich 135 Ind. d⁻¹ von *Brachionus* zu ingestieren. Die Fressrate hängt stark von der Beutedichte, aber auch von der Größe der Gefäße ab (4 b). In 800 ml Erlenmeyerkolben ingestieren Adulte von *S. nigrolineata* bei einer Beutedichte von 62,5 Ind l⁻¹ 17 Ind d⁻¹, bei 500 Ind l⁻¹ sind es 246 Ind d⁻¹. Bei *A. germari* steigt die Predationsrate von 132 Ind d⁻¹ bei einem Beuteangebot von 250 Ind l⁻¹ auf 302 Ind d⁻¹ bei einem Beuteangebot von 500 Ind l⁻¹.

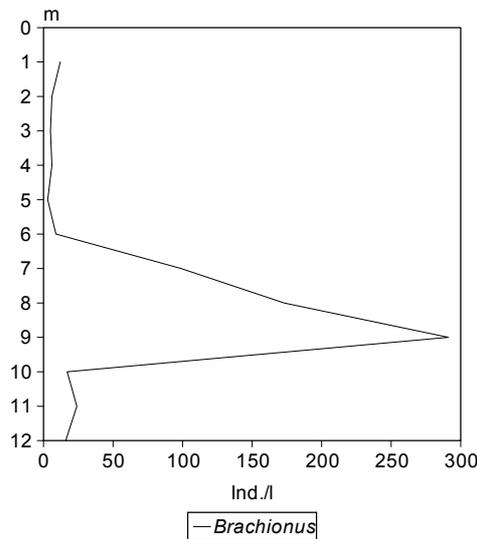


Abbildung 3: Vertikalprofil von *B. sericus* am 23.07.01

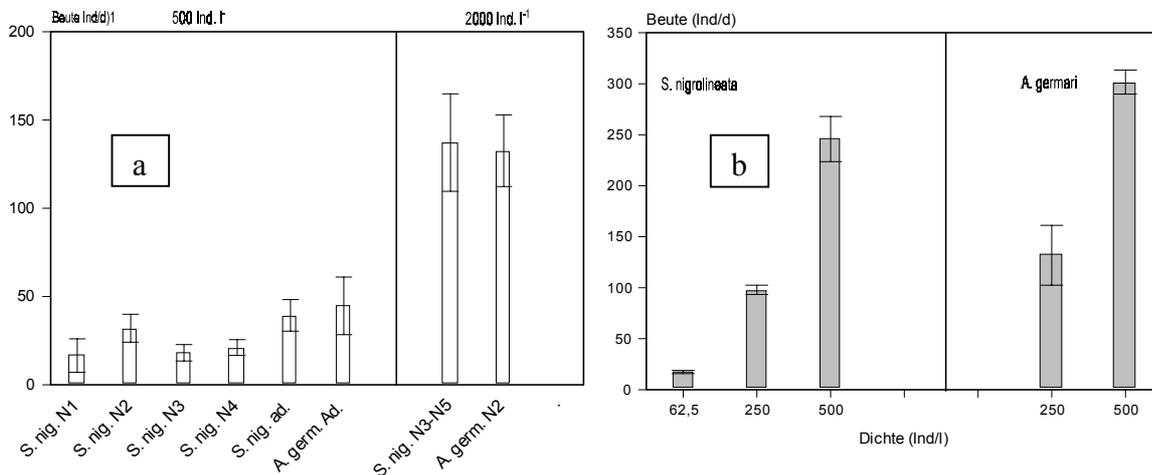


Abbildung 4 a, b: a) Ingestionsraten verschiedener Stadien von *S. nigrolineata* und *A. germari* in 100-200 ml Erlenmeyerkolben gegenüber *Brachionus*. b) Ingestionsraten der Adulten beider Wanzenarten in 800 ml Kolben gegenüber *Chydorus* unterschiedlicher Dichte.

Diskussion

Die mit den Funneltraps gemessene Vertikalverteilung ergab, dass der mit Abstand höchste Anteil der Corixidenpopulation sich in beiden Untersuchungszeiträumen an und unterhalb der Sprungschicht aufhielt. Dort befand sich ebenfalls ein großer Teil der Population von *Brachionus sericus*. Trotz geringer Temperaturen, anaerober Bedingungen und geringer Besiedlung mit Chironomidenlarven im Profundal (Wollmann & Deneke, 2002) konnten auch in 13-14 m Tiefe noch Corixiden gefangen werden. *A. germari* besitzt zwar die Fähigkeit, Rotatorien zu ingestieren, jedoch ist es unwahrscheinlich, dass eine Dichte von ca. 100 Tieren pro Liter für die Ernährung der Corixiden ausreicht. Andererseits zeigen die Laborversuche, dass sie potentiell in der Lage sind, einen starken Fraßdruck auf das Zooplankton auszuüben. Die im Labor ermittelten Raten ergeben einen Grazingeeinfluss von maximal 18 % des *standing stocks* von *Chydorus sphaericus* und 2 % des *standing stocks* von *Brachionus sericus*. Da *A. germari* jedoch ca. das Doppelte seines Körpergewichtes pro Tag fressen kann (Wollmann, 1998), müsste er das 10 fache an *Chydorus* und das 80 fache an *Brachionus* ingestieren, wenn dies seine ausschließliche Nahrung wäre. Es ist

alsoanzunehmen, dass er seinen Nahrungsbedarf zu einem großen Anteil aus Chironomidenlarven und anderer Makrofauna sowie evtl. Detritus decken.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes ‚Biogene Alkalinisierung‘ (FKZ 0339746) durchgeführt.

Literatur

- Bagenal, T. B., 1974. A buoyant net designed to catch freshwater fish larvae quantitatively. *Freshwat. Biol.* 4: 107-109.
- Brett, M. T., 1989. The distribution of free swimming macroinvertebrates in acidic lakes of Maine: the role of fish predation. *Aqua. Fenn.* 19: 113-118.
- Henrikson, L., & H. G. Oscarson, 1978. A quantitative sampler for airbreathing aquatic insects. *Freshwat. Biol.*: 73-77.
- Höregott, H. & K. H. Jordan, 1954. Bestimmungstabelle der Weibchen deutscher Corixiden (Heteroptera: Corixidae), *Beitr. Entomol.* 4: 578-594.
- Jansson, A., 1986. The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. *Acta Entomol. Fenn.* 47: 1-94.
- Nieser, N., 1982. De Nederlands wateren oppervlakte wantsen. *Wetenschappelijke mededelingen UNNV*: 155p.
- Nyman, H. G., Oscarson, H. G. & J. A. E. Stenson, 1985. Impact of invertebrate predators on the zooplankton composition in acid forest lakes. *Ecol. Bull.* 37: 239-243.
- Savage, A. A., 1989. Adults of the British aquatic Hemiptera, Heteroptera: a key with ecological notes. *Sci. Publ. Freshwat. Biol. Assoc. Ambleside*, 50: 355-370.
- Wollmann, K., 1998. Zur Ökologie der Corixiden (Hemiptera, Heteroptera) in Tagebauseen der Lausitz. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 1997. Eigenverlag der DGL, Krefeld*: 35-539.
- Wollmann, K. & R. Deneke, 2002. Die räumliche Verteilung der Corixiden und ihre Bedeutung für den Stofftransport in sauren Tagebauseen. In R. Deneke & B. Nixdorf (Hrsg.), *Tagungsband ‚Biogene Alkalinisierung‘. BTU Cottbus, Aktuelle Reihe 3/02*: 119-124. ISSN 1434-6834

Nachweis von Auto-, Mixo- und Heterotrophie des Planktons in sauren Tagebauseen mit der Mikroautoradiographie (MARG)

Jörn Jander, Brigitte Nixdorf

BTU Cottbus, Lehrstuhl für Gewässerschutz, Seestraße 45, 15526 Bad Saarow
E-mail: j.jander@limno-tu-cottbus.de

Einleitung

Saure Tagebauseen sind Extremhabitate anthropogenen Ursprungs. Ihre hohen Aziditäten und pH-Werte ≤ 3 beruhen auf chemischen und biologischen Prozessen der Eisensulfidverwitterung, wodurch Gewässer mit hohen Eisen-, Kalzium- und Sulfatkonzentrationen entstanden. Die planktische Primärproduktion (PP) ist aufgrund der geringen Konzentrationen an anorganischen Kohlenstoff (meist $< 0,3 \text{ mg l}^{-1}$) und Phosphor (oligo- bis mesotropher Bereich) gehemmt. Dagegen wurden im Pelagial dieser Seen bakterielle Produktionen (BP) gemessen, die im Bereich von eu- bis hypertrophen Hartwasserseen liegen.

Anliegen dieses Beitrages ist es, erste Ergebnisse zu den Produktionsmessungen darzustellen und eine methodische Prüfung zur Intensität und zu den Trägern dieser metabolischen Umsetzungen vorzunehmen. Neben ausgewählten Tagebauseen des Lausitzer Tagebaugesbietes wurden drei natürliche, eutrophe Hartwasserseen aus der Scharmützelsee-Region untersucht (Nixdorf et al. 2002). Für die Produktionsmessungen wurden radiochemischen Messverfahren angewandt. Mit der Mikroautoradiographie konnte der Verbleib der verwendeten radiochemischen Substanzen in der partikulären Fraktion durch die Aufzeichnung ihrer Strahlung nachgewiesen werden. Damit sollten folgende methodische Fragestellungen beantwortet werden.

Welche planktischen Organismen nehmen gelösten anorganischen bzw. gelösten organischen Kohlenstoff auf (auto- und heterotrophes Potential von Phytoplankton und Bakterien)?

Beruhend die mit ^3H -Thymidin gemessenen hohen Bakterienproduktionsraten auf methodisch bedingten Artefakten (Adsorption von ^3H -Thymidin an Eisenausfällungen, Detritus, usw.)?

Material und Methoden

Zur Bestimmung der Primärproduktion (PP) wurden Probenwasser mit $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ ($0,185 \text{ MBq ml}^{-1}$) nach Vollenweider (1974) für 3 Stunden bei $498 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ oder bei der mittleren Lichtintensität der durchmischten Wasserschicht (I_{MIX}) inkubiert. Danach wurden die Proben über $0,2 \mu\text{m}$ PC-Membranfilter (Nuclepore, Whatman) filtriert. Nach Auflösen der Filter mit Soluene 350 und Zugabe des Szintillationscocktails Hionic Fluor erfolgte die Messung mit dem Liquid Scintillation Analyser (TRI-CARB 2100 TR, Packard).

Die Bestimmung der Bakterienproduktion (BP) erfolgte durch Inkubation von Probenwasser mit $83 \text{ nmol l}^{-1} \text{ } ^3\text{H}$ -Thymidin (37 MBq ml^{-1} , $740 \text{ GBq mmol}^{-1}$) nach Nixdorf et al. (2002). Die Berechnung erfolgte nach Bell (1993) unter Verwendung des Thymidinkonversionsfaktors ($\text{TCF} = 2 \times 10^{18} \text{ Zellen mol}^{-1}$) und des Kohlenstoff-Konversionsfaktors ($\text{CCF} = 18 \text{ fg C Zelle}^{-1}$).

Für die Bestimmung des heterotrophen Potentials wurde das Probenwasser mit $10 \mu\text{g C l}^{-1} \text{ }^{14}\text{C}$ -Glukose ($11,211 \text{ GBq mmol}^{-1}$; $3,7 \text{ MBq ml}^{-1}$) für 1 Stunde im Dunkeln inkubiert und mit Formaldehyd (1 % Endkonzentration) abgestoppt (Wright & Hobbie 1966). Nach dem Filtrieren über $0,2 \mu\text{m}$ PC-Membranfilter (Nuclepore, Whatman) wurden die Filter mit

partikelfrei filtriertem Probenwasser gewaschen. Die Messung des partikulären ^{14}C erfolgte analog zur Primärproduktionsmessung.

Die mikroautoradiographische Präparation erfolgte nach Fixierung der inkubierten Proben mit Formaldehyd (1% Endkonzentration). Nach spezieller Spülungs- und Trocknungsprozedur wurden die Präparate für die Mikroautoradiographie nach Carman (1993) mit Röntgenemulsionen EM1 für ^3H -Nuklide und LM1 für ^{14}C -Nuklide (EM1 und LM1, Amersham) behandelt. Die Filter wurden auf Objektträger mit Röntgenemulsion gebettet und getrocknet. Die Inkubation erfolgte bei 5°C für 9 bis 12 Tage. Nach Entwicklung der Filme (Kodak, D19) und Fixierung (Kodak, Fixierer) wurden die Präparate getrocknet. Zur Entfernung der Filter und DAPI-Färbung (Porter & Feig 1980) wurde eine PBS-gepufferte DAPI-Glycerin-Suspension aufgetragen, die Filter abgezogen und mit einem Deckglas abgedeckt. Die Auswertung erfolgte mittels Epifluoreszenzmikroskopie.

Ergebnisse und Diskussion

Primärproduktion

Im Vergleich zu natürlichen Gewässern weisen saure Tagebauseen geringere Primärproduktionsraten auf. Gegenüber den drei untersuchten eutrophen Hartwasserseen der Scharmützelseeregion (Abb.1) ist die Primärproduktion in den untersuchten Tagebauseen ca. 10fach geringer. In drei sauren Tagebauseen der Lausitz wurden saisonal und see-spezifisch variierende partikuläre Primärproduktionen im Bereich von $0,1$ bis $12,5 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ gemessen (Beulker et al. 2002). In den untersuchten eutrophen Hartwasserseen schwankte die Primärproduktion saisonal stark und erreichte im Sommer die höchsten Werte zwischen $100 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Scharmützelsee und Wolziger See) und über $1000 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ im Langer See.

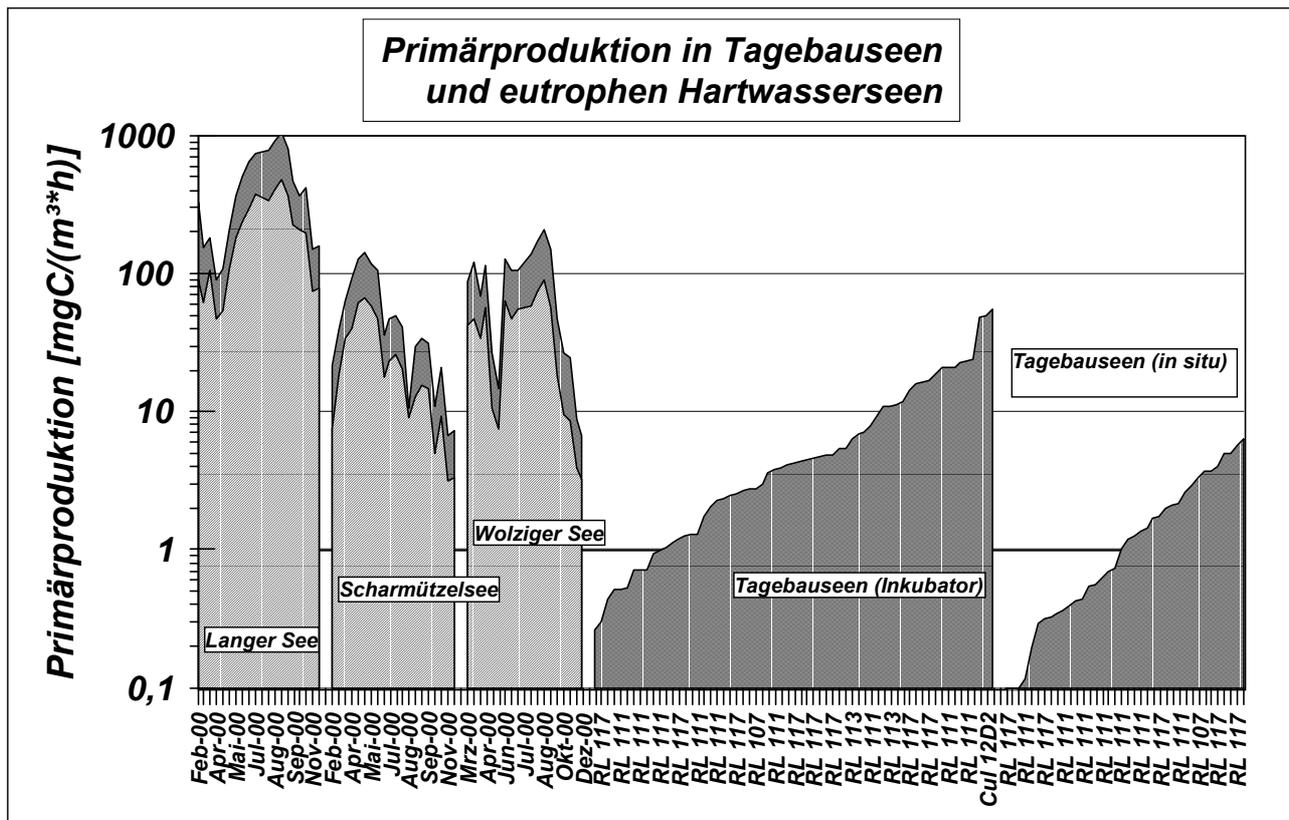


Abb.1: Primärproduktion in eutrophen Hartwasserseen der Scharmützelseeregion (Langer See, Scharmützelsee und Wolziger See, Jahresgänge 2000/2001) und in sauren Tagebauseen der Lausitz (Daten nach der Größe geordnet, Messung zu verschiedenen Zeitpunkten zwischen 2000 und 2002) bei Lichtsättigung (dunkle Fläche) oder bei der mittleren Lichtintensität der durchmischten Schicht (I_{MIX} , schraffiert).

In welchem Maße Phosphor oder anorganischer Kohlenstoff in sauren Tagebauseen die Primärproduktion limitieren, ist Gegenstand laufender Untersuchungen (Beulker et al. 2002, Nixdorf et al. 2002). In sauren Tagebauseen konnte mit der Mikroautoradiographie die ^{14}C - Aufnahme vorwiegend durch das Phytoplankton nachgewiesen werden. Entgegen unserer Erwartungen wiesen wenige Bakterien auch eine Aufnahme von $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ auf. Damit scheint die photoautotrophe Produktion im Vergleich zur chemoautotrophen die dominante Form der Primärproduktion in diesen Extrembiotopen zu sein. Hier werden weitere Untersuchungen zur Dunkelfixierung von $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ Aufschluß darüber geben, ob die chemoautotrophe Primärproduktion in diesen Extremhabitaten ökologische Relevanz für den C-Haushalt dieser Gewässer hat (Hadas et al. 2001).

Bakterienproduktion

In sauren Tagebauseen ist die Bakterienproduktion mit über $20 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ so hoch wie in eu- bis hypertrophen Gewässern (Abb. 2), in denen Maxima über $100 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ gemessen wurden. Außergewöhnlich hohe Verhältnisse von BP zu PP in Tagebauseen konnten auch Kamjunke et al. (2002) beobachten. Gegenüber den dimiktischen Tagebauseen wurden in flachen polymiktischen Tagebauseen die höchsten Bakterienproduktionsraten gemessen (Nixdorf & Jander, submitted). Die Auswertung der mikroautoradiographischen Präparate belegen die Inkorporation von Thymidin durch Bakterien. Eine Anlagerung von ^3H -Thymidin an nichtbiotische Partikel konnte nicht beobachtet werden. In Abbildung 3 ist als Beispiel die Silberkörnung auf einem Präparat aus dem Tagebausee 113 dargestellt. Die Hauptaktivität findet sich an filamentösen Bakterien, die in diesem Gewässertyp dominieren, und an Stäbchen.

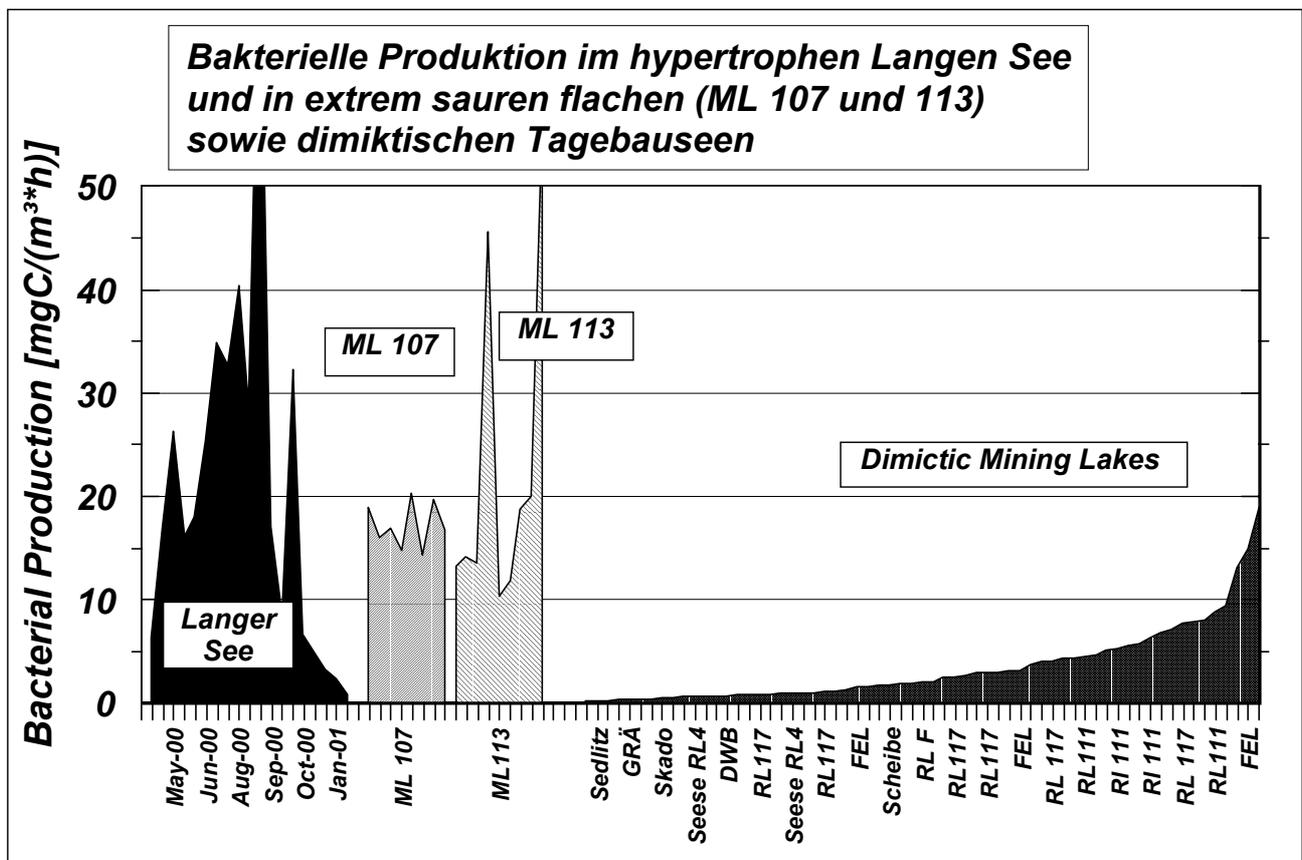


Abb.2: Bakterienproduktion in natürlichen Gewässern der Scharmützelseeregion in den Jahren 2000/2001 und aus sporadischen Messungen in Tagebauseen der Lausitz (Maximaler Wert vom Langer See ist $126 \text{ mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$).

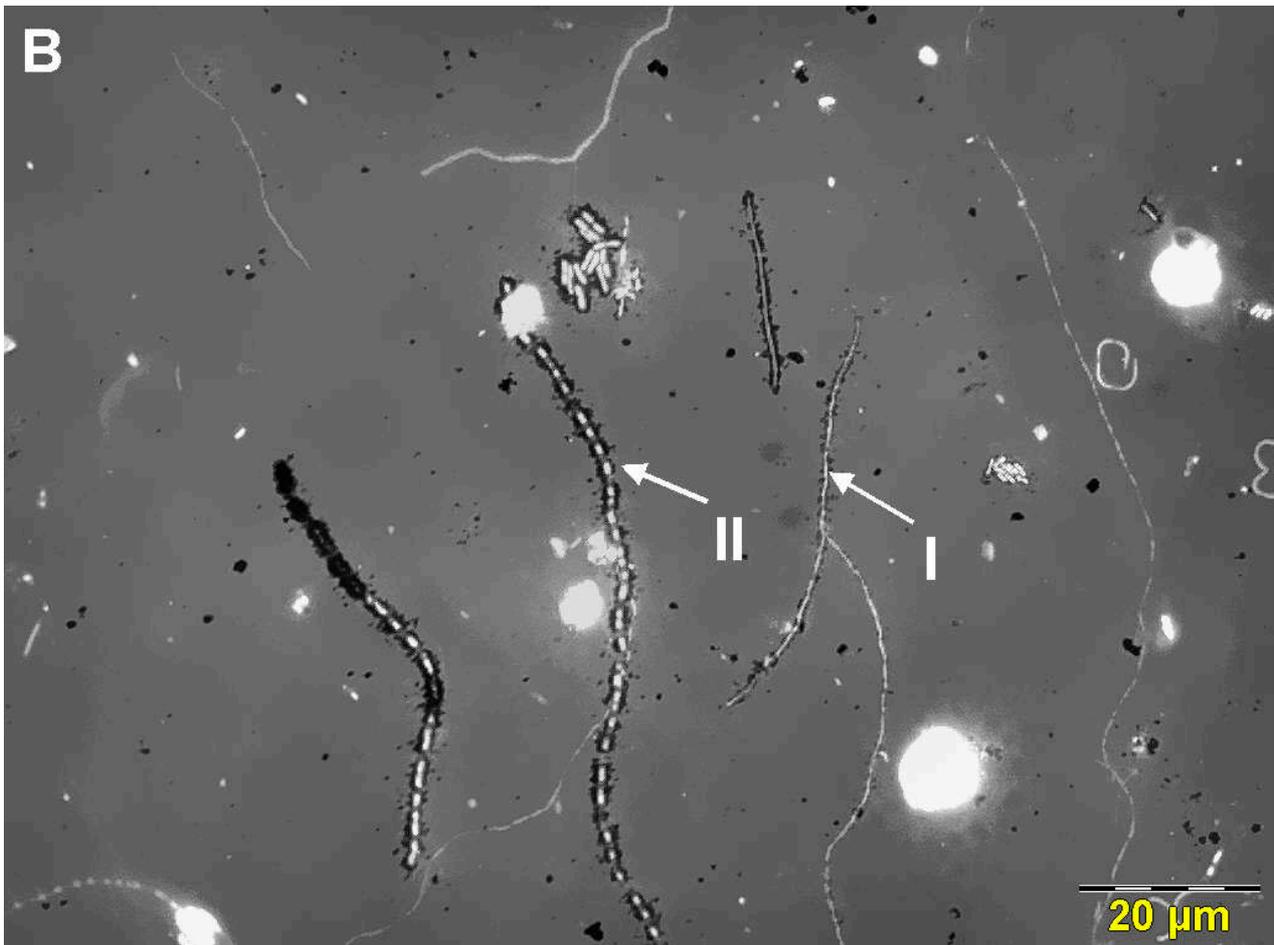


Abb. 3: Mikroautoradiogramm von DAPI-gefärbten und ^3H -Thymidin-markierten Bakterien aus dem Tagebausee 113. Die Silberkörnung (schwarze Bereiche) zeigen die Inkorporation von ^3H -Thymidin. I – dünne Filamente, II – dicke und segmentierte Filamente.

Heterotrophes Potential

In Tab. 1 sind Aufnahmearten von Organismen aus sauren Tagebauseen und aus natürlichen Gewässern zusammengefasst. Im April 2002 entsprach das heterotrophe Potential des RL 107 im Vergleich zum hoch eutrophen Langer See nur 20 %. Dennoch sind die heterotrophen Potentiale von $0,1 \mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$ einiger saurer Tagebauseen vergleichbar mit den gemessenen Aufnahmearten in eutrophen Gewässern (Bsp. Dagowsee, Babenzien & Babenzien 1990, Tab. 1).

Tab. 1: Heterotrophes Potential für Glukose von Organismen aus natürlichen Gewässern und sauren Tagebauseen (* V_{max} – Werte, Babenzien & Babenzien 1990).

Gewässer	pH	Glukose-Aufnahmearten ($\mu\text{g C l}^{-1} \text{h}^{-1}$)	Trophie	Zirkulationstyp
Langer See	8 – 9,7	0,561	eutroph	polymiktisch,
Dagowsee	7,2 – 9,2	0,097*		dimiktisch
RL 107	2,6	0,113	oligotroph	polymiktisch
Felixsee (epi)	3,8	0,098		dimiktisch
Felixsee (hypo)	3,8	0,067		dimiktisch
RL 117	3,0	0,008		dimiktisch
Stechlinsee	7,2 – 8,5	0,010*	acidotroph	dimiktisch
Fuchskuhle	4,2 – 4,6	0,264*		

Neben der Inkorporation von Glukose durch Bakterien konnte auch eine ^{14}C -Glukoseaufnahme durch das Phytoplankton nachgewiesen werden. Das bestätigt die Vermutung, dass Phytoplankter unter TIC-Mangel auch organische Substrate aufnehmen. Das betrifft auch die Aufnahme von Partikeln (Mischke (mdl. Mitteilung) konnte mikroskopisch Bakterien in den Phytoflagellaten der Tagebauseen nachweisen). Porter (1988) wies für eine Vielzahl von Phytoflagellaten Phagotrophie im Nahrungsnetz nach. Diese Eigenschaft der Mixotrophie ist für Organismen extremer Habitate mehrfach beschrieben worden: Cassin (1974) für den acidophilen Phytoflagellaten *Chlamydomonas acidophila* und Bissinger et al. (2000) für eine *Chlamydomans*-Kultur isoliert aus dem Tagebausee 111. Bei Kohlenstoff- und auch P-Limitation stellt die Fähigkeit der Aufnahme von organischen Verbindungen durch pigmentierte Plankter eine wichtige Überlebensstrategie dar.

Zusammenfassung

Saure Tagebauseen sind Extremhabitats. Besonders die flachen Tagebauseen weisen trotz ihrer geringen Primärproduktionsraten sehr hohe Bakterienproduktionsraten auf. Mit der Mikroautoradiographie konnte der Verbleib der radiochemischen Elemente in planktischen Organismen qualitativ nachgewiesen werden. So erfolgte bei der Messung der Primärproduktion eine Inkorporation von ^{14}C vorwiegend durch das Phytoplankton. Damit scheint die Rolle der chemoautotrophen Primärproduktion in diesen Extremhabitats gering, wird jedoch methodisch weiter erforscht. Bei der Messung der Bakterienproduktion nahmen nur Bakterien ^3H -Thymidin auf. Eine Adsorption an andere Partikel konnte nicht beobachtet werden. Bei der Messung der Aufnahmeraten mit ^{14}C -Glukose zeigte sich, dass auch Phytoflagellaten gelöste organische Substanzen aufnehmen. Diese Fähigkeit wird als Folge von TIC- und P- Limitation gewertet.

Danksagung

Bedanken möchten wir uns bei Jörg Koebecke, Remo Ender, Mike Hemm, Simone Petersohn und Erwin Banscher für die Unterstützung bei der Probenahme und den chemischen Analysen, wie auch bei Gudrun Lippert, Angelika Striemann and Ute Abel für die Unterstützung bei den Messungen der Produktionen. Hartwig Krumbeck sei für die wissenschaftliche Unterstützung gedankt. Wir bedanken uns außerdem bei Ingo Henschke und Wolfgang Terlinden für die Probenahmen in der Scharmützelseeeregion. Diese Arbeit wurde finanziell gefördert durch Projekte der DFG (SFB 565), des BMBF (0339746) und der LMBV (45016514).

Literatur

- BABENZIEN, H.-D., BABENZIEN, C. 1990. Microbial activities in a naturally acidotrophic lake. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 34:175-181.
- BELL, R. T. 1993. Estimation production of heterotrophic bacterioplankton via incorporation of tritiated thymidine. In: Kemp, P. F., Sherr, B. F., Sherr, E. B., Cole, J. J. (eds.) Handbook of methods in aquatic microbial ecology. 495-503.
- BEULKER, C., KRUMBECK, H., NIXDORF, B., JANDER, J. 2002. Primärproduktion in sauren Gewässern unter dem Einfluß der Ressourcenlimitation. In: Deneke, R., Nixdorf, B. (Hrsg.) Gewässerreport (Nr. 7), Aktuelle Reihe 3/2002, 107-112.
- 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.
- CARMAN, K. R. 1993. Microautoradiographic detection of microbial activity. In: Kemp, P. F., Sherr, B. F., Sherr, E. B., Cole, J. J. Handbook of methods in aquatic microbial ecology. 397-404.

- CASSIN, P. E. 1974. Isolation, growth, and physiology of acidophilic *chlamydomonas*. J. Phycol. 10: 439-447.
- HADAS, O., PINKAS, R., EREZ, J., 2001. High chemoautotrophic primary production in Lake Kinneret, Israel: A neglected link in the carbon cycle of the lake. Limnol. Oceanogr. 46, 8, 1968-1976.
- KAMJUNKE, N., KRUMBECK, H., BEULKER, C., TITTEL, J. 2002. Bakterielle Produktion in sauren Tagebauseen. In: Deneke, R., Nixdorf, B. (Hrsg.) Gewässerreport (Nr. 7), Aktuelle Reihe 3/2002, 113-117.
- NIXDORF, B., JANDER, J., Bacterial productivity in shallow extremely acidic mining lakes compared with a shallow eutrophic hard water lake. Hydrobiologia. (submitted).
- NIXDORF, B., KRUMBECK, H., JANDER, J., BEULKER, C., 2002. Comparison of bacterial and phytoplankton productivity in extremely acidic mining lakes and eutrophic hard water lakes. Acta Oecologica. In press.
- PORTER, K. G., FEIG, Y. S. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. Limnol. Oceanogr. 25: 943-948.
- PORTER, K. G. 1988. Phagotrophic phytoflagellates in microbial food webs. Hydrobiologia 159: 89-97.
- VOLLENWEIDER, R. A. TALLING, J. F., WESTLAKE, D. F. 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook No. 12. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Melbourne.
- WRIGHT, HOBBIÉ 1966: Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. Ecology 47: 447-453.

Flutung zweier meromiktischer Tagebauseen – Entwicklung des Wasserchemismus

M. Schultze¹ & T. Rusche²

¹ UFZ-Sektion Gewässerforschung, Brückstrasse 3a, 39114 Magdeburg, schultze@gm.ufz.de

² Hochschule Magdeburg-Stendal, Fachbereich Wasserwirtschaft, Breitscheidstraße, 39114 Magdeburg

Keywords: Bergbauseen, Versalzung, Meromixis, Phosphoreintrag, Tgb. Merseburg-Ost

1 Einleitung

Eine Besonderheit des mitteldeutschen Braunkohlereviers sind die starke Beeinflussung von Braunkohlelagerstätten durch Salzwasser aus dem tieferen Untergrund und der Abbau sogenannter Salzkohle. Beispiele sind der Tagebau Nachterstedt bei Aschersleben und andere ältere Gruben im nördlichen Harzvorland sowie viele Tagebaue in Hallenser Revier, unter ihnen der hier betrachtete Tagebau Merseburg-Ost.

2 Die Beispielseen und ihre Umgebung

2.1 Lage und Morphometrie

Der ehemalige Tagebau Merseburg-Ost liegt ca. 12 km südöstlich von Halle/Saale in der Aue von Weißer Elster und Luppe (Abbildung 1). Der Kohleabbau begann 1973 im Baufeld 1a und 1983 im Baufeld 1b. Die Stilllegung des Tagebaues erfolgte im Frühjahr 1991. Westlich des Sees 1a findet zur Zeit Kiesabbau statt.

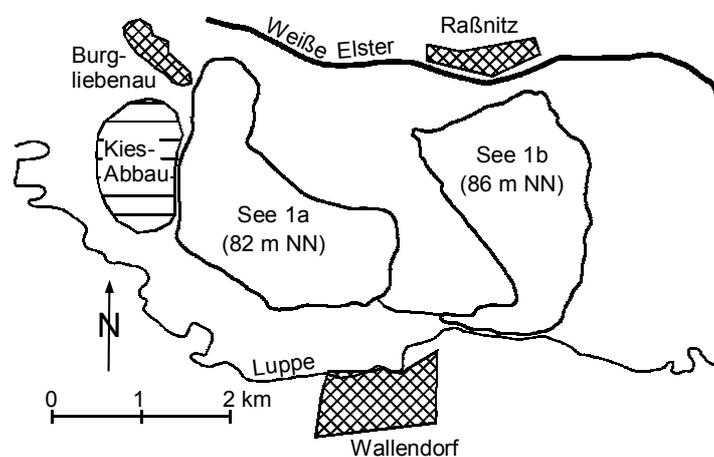


Abbildung 1 Lageskizze der Seen im ehemaligen Tagebau Merseburg-Ost

Tabelle 1 Morphometrische Angaben zu den Seen im ehemaligen Tagebau Merseburg-Ost (alle Angaben beziehen sich auf den Zielwasserstand)

	See 1a	See 1b
Zielwasserstand in m ü. NN	82	86
Wasserfläche in 10^6 m^2	2,8	2,3
Wasservolumen in 10^6 m^3	30	47
maximale Wassertiefe in m	27	36
mittlere Wassertiefe in m	10,7	20,4

2.2 Hydrogeologische Rahmenbedingungen und Grundwassergüte

Für den Austausch zwischen den Seen und dem Untergrund sind drei Grundwasserstockwerke von Bedeutung (EISSMANN 1994, HEIDENREICH et al. 1999, TRETTIN et al. 1999):

- quartäre Ablagerungen an der Oberfläche, vertreten durch die frühweichselkaltzeitliche Niederterrasse und holozäne Auekiese,
- tertiäre Ablagerungen, bestehend aus mehreren Grundwasserleitern im Hangenden und Liegenden des abgebauten Flözes Bruckdorf.
- Festgesteinsbildungen aus dem Buntsandstein und Zechstein. Subrosionserscheinungen in den Zechsteinablagerungen haben zu Brüchen des Buntsandsteins und dadurch zu vertikalen Wasserwegsamkeiten guter hydraulischer Leitfähigkeit geführt.

Zwischen den beiden Seen liegt eine Innenkippe, die sich im Vergleich zu dem ursprünglichen natürlichen Schichtpaket durch deutlich geringere Wasserdurchlässigkeit auszeichnet (HEIDENREICH et al. 1999).

Die Weiße Elster ist im Bereich des ehemaligen Tagebaues in ein künstlich gedichtetes Bett verlegt worden. Die Luppe hat wegen mächtiger Sedimentablagerungen nur geringen hydraulischen Kontakt zum Untergrund.

In den beiden oberen Grundwasserstockwerken treten als Folge von Pyritoxidation versauerte Grundwässer auf. Die Ausprägung der Versauerung ist lokal sehr verschieden. Saure und neutrale Grundwässer treten nebeneinander auf (GRÜTZMACHER et al. 1996, TRETTIN et al. 1999).

Die Ablagerungen des Zechsteins und die aus ihnen stammenden Grundwässer sind Quelle der schon erwähnten Versalzung der Braunkohle mit Natriumchlorid. Über die vertikalen Bruchstrukturen im Buntsandstein stiegen sie schon vor Bergbaubeginn bis an die Geländeoberfläche auf, was sich in Gestalt von Salzstellen in der Aue bemerkbar machte (DÖHRING 1987). Die partielle Entwässerung des Untergrundes durch den Bergbau hat den Aufstieg der salinaren Zechsteingrundwässer noch befördert. Der gegen den Salzwasseraufstieg gerichtete hydrostatische Druck des Grundwassers in den oberen Stockwerken wurde durch die Grundwasserabsenkung stark verringert.

Die Grundwasserzufuhr zu den Seen erfolgte unmittelbar nach der Stilllegung der Tagebaue vor allem aus den Zechstein- und Buntsandsteingrundwässern, da die oberen Grundwasserleiter durch die bergbauliche Wasserhaltung weitgehend entleert waren. Langfristig ist der Zustrom aus dem Auegrundwasserleiter entscheidend (HEIDENREICH et al. 1999).

2.3 Verlauf der Flutung

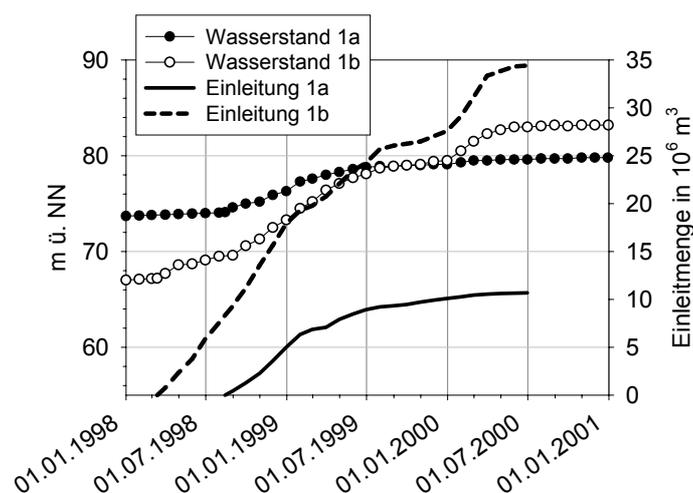


Abbildung 2 Verlauf des Wasserspiegelanstieges und der Flusswassereinleitung in die Seen des ehemaligen Tagebaues Merseburg-Ost

Nur für begrenzte Zeit wurde in die Seen Flusswasser eingeleitet: See 1a 14.08.1998-30.06.2000, See 1b 13.03.1998-30.06.2000. Außerdem unterschied sich die in die beiden Seen eingeleitete

Flusswassermenge. Im Ergebnis hat das Flusswasser im See 1a einen Anteil von ca. 36% und im See 1b einen Anteil von ca. 73% am Seevolumen bei Erreichen des Zielwasserstandes. Nach Abschluss des Grundwasserwiederanstieges wird im See 1b ein Wasserüberschuß auftreten, der durch einen Verbindungsgraben in den See 1a fließen soll. Dort entsteht ebenfalls ein Wasserüberschuß, der zur Saale abgeleitet werden soll.

3 Wassergüte der Weißen Elster

Die Wassergüte in der Weißen Elster wird insbesondere bei Niedrigwasser stark von der Einleitung der gereinigten Abwässer der Stadt Leipzig beeinflusst. Entsprechend waren die Konzentrationen von Phosphor während der Flusswassereinleitung in die entstehenden Bergbauseen relativ hoch. Auch die Ammoniumkonzentrationen waren auffällig (Tabelle 2).

Tabelle 2 Wasserbeschaffenheit der Weißen Elster in den Jahren 1998-2000 entsprechend den Meßergebnissen des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Halle/Saale am Pegel Oberthau

	Minimum 1998-2000	Maximum 1998-2000	Median		
			1998	1999	2000
SRP in mg/l	0,010	0,303	0,057	0,053	0,079
TP in mg/l	0,145	1,58	0,329	0,255	0,305
NH ₄ ⁺ -N in mg/l	0,58	7,78	2,41	2,57	1,87
NO ₃ ⁻ -N in mg/l	1,69	10,14	6,25	60,7	5,18
Cl ⁻ in mg/l	37,8	119	75,7	82,9	87,3
SO ₄ ²⁺ in mg/l	137	376	250	281	275
KS-4,3 in mmol/l	1,5	3,3	2,3	2,6	2,6

4 Änderungen des Wasserchemismus durch die Flusswassereinleitung

Im Zuge der Wasserfüllung stellte sich in beiden Seen Meromixis ein, wie dies auch vorab prognostiziert worden war (Boehrer et al. 1998). Die salinaren Grundwässer bildeten im See 1a ein Monimolimnion mit ca. 82 g/l und im See 1b mit ca. 25 g/l Salzgehalt. Die Unterschiede ergeben sich aus der von Ost nach West zunehmenden Salzkonzentration in den salinaren Grundwasserzuflüssen (Reichling & Sengpiel 1995). Das Mixolimnion unterlag im Zuge der Flutung einer allmählichen Verdünnung, weist mit ca. 3,3 g/l im See 1a und ca. 2,8 g/l im See 1b aber immer noch relativ hohe Salzgehalte auf. Ein Austausch zwischen Monimo- und Mixolimnion konnte nicht nachgewiesen werden (von Roden & Ilmberger 2001, von Roden 2002).

Trotz der sauren Grundwasserzuflüsse war das Seewasser zu keiner Zeit versauert. Allerdings war vor Beginn der Flußwassereinleitung ein Abfall des Säurepuffervermögens (KS-4,3) festzustellen. Die Flußwassereinleitung hat dann wieder zu einer Erhöhung geführt. Inzwischen sind die KS-4,3-Meßwerte wieder leicht zurückgegangen. Im See 1a ist dies etwas stärker ausgeprägt, wozu auch die Einleitung von saurem Sumpfungswasser aus dem Kiesabbau beiträgt. Z.Z. liegen die KS-4,3-Werte in den Mixolimnia der Seen bei ca. 0,85 mmol/l. Eine Versauerung der Seen in der Zukunft wird derzeit nicht erwartet, da die Einträge sauren Grundwassers wegen der zunehmenden Auffüllung der Grundwasserleiter mittelfristig als rückläufig angesehen werden können.

Die erhöhten Ammoniumgehalte im Flutungswasser hatten keinen erkennbar nachteiligen Einfluß auf die Wassergüte in den Seen. Offenkundig reichten das Nitrifikationspotential im See und das Sauerstoffangebot für eine schnelle Oxidation des Ammoniums aus. Basierend auf den aus der Literatur bekannten Nitrifikationsraten in Seen (bis zu 1,1 mg NH₄⁺-N/l*d allein im Freiwasser, HALL 1986) war dies aber auch zu erwarten.

Als entscheidend für die zukünftige Nutzung als Erholungssee mit nur lokalem Publikum (See 1a) bzw. Landschaftssee (See 1b) ist damit die Eutrophierungsgefährdung anzusehen. In diesem Zusammenhang ist die in Anbetracht des Phosphorimportes mit dem Flutungswasser (See 1a ca. 2 t TP, See 1b ca. 7 t TP) geringe Phosphorkonzentration im Seewasser beider Seen bemerkenswert

(Abbildung 3). Die Flusswassereinleitung bewirkte nur im See 1b temporär eine sichtbare Erhöhung der TP-Konzentration im Mixolimnion. Offensichtlich kam es auch unter den permanent neutralen Bedingungen zu einer weitestgehenden Sedimentation des Phosphors, wie auch Sedimentuntersuchungen zeigen. In den oberen Zentimetern wurden erhöhte TP-Konzentrationen sowohl im See 1a (bis zu 0,73 mg/g) als auch im See 1b (bis zu 2,1 mg/g) mit einer dominierenden Bindung des Phosphors in der NaOH-Fraktion der sequentiellen Phosphorextraktion nach PSENNER (1984) und HUPFER (1996) gefunden (RUSCHE 2003). Eine entsprechende Phosphorbindung ist von der Flutung saurer Bergbauseen mit Flußwasser zwar bekannt (DUFFEK & SCHULTZE 2002), war in dieser Weise für die neutralen Seen im ehemaligen Tagebau Merseburg-Ost aber nicht erwartet worden. Schließlich war der Eintrag an Eisen und Aluminium in die Seen 1a und 1b durch saure Wässer vergleichsweise gering und die Verfügbarkeit der Eisen- und Aluminiumionen in gelöster Form sicher auf den unmittelbaren Eintrittsbereich der sauren Wässer in die Seen begrenzt.

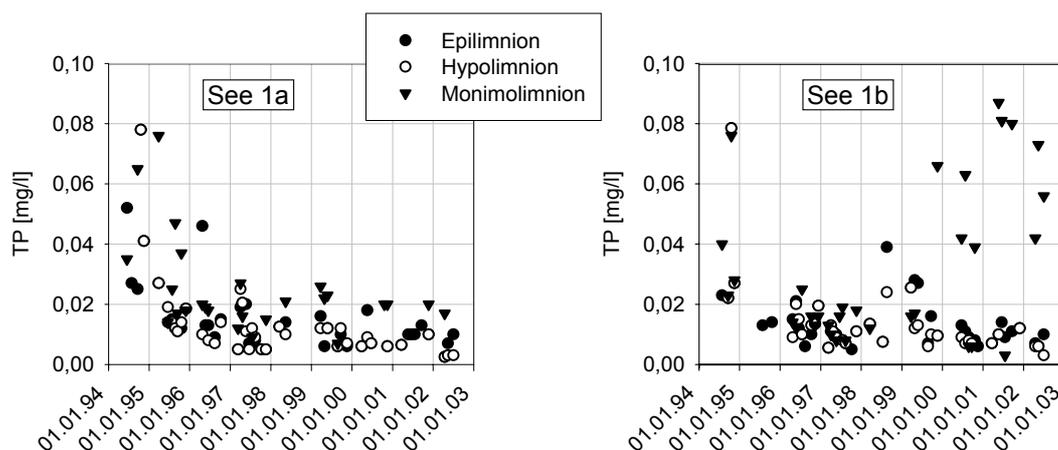


Abbildung 3 Entwicklung der Phosphorkonzentrationen in den Seen 1a und 1b, jeweils getrennt für Epilimnion, Hypolimnion und Monimolimnion

Die moderaten SRP-Konzentrationen in den permanent anoxischen Monimolimnia (0,02-0,03 mg/l im See 1a und 0,005-0,026 mg/l im See 1b in 2002) zeigen, daß eine Rücklösung des Phosphors aus dem Sediment bisher aber nur begrenzt stattfindet und das die hohen TP-Werte im Monimolimnion des Sees 1b von Partikeln herrühren. Die stabile chemische Schichtung verhindert zusätzlich die Rückkehr des sedimentierten Phosphors in den Stoffkreislauf des Freiwassers der beiden Seen.

Die hohen TP-Konzentrationen vor der Flusswassereinleitung sind vermutlich auf im Seewasser damals vorhandene Kohletrübe zurückzuführen. Zu Beginn des Wasseranstieges waren erhebliche Areale freigelegter, nicht mehr abgebauter Braunkohle der Verwitterung und der Erosion durch Wellenschlag ausgesetzt. Erst mit dem Überstauen dieser Bereiche im Zuge des Wasseranstieges wurden diese Bereiche dem erosiven Wellenschlag entzogen und damit der Eintrag an Kohlepartikeln in das Seewasser gestoppt.

5 Danksagung

Die vorgestellten Ergebnisse wurden zum großen Teil im Auftrage der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH ermittelt. Dem technischen Personal der UFZ-Sektion Gewässerforschung ist für die Unterstützung bei den Probenahmen und bei den Laboruntersuchungen zu danken. Besonderer Dank gilt Dr. A. Duffek von der UFZ-Sektion Gewässerforschung für die Hilfe bei den Sedimentuntersuchungen sowie Prof. Dr. V. Lüderitz von der Hochschule Magdeburg-Stendal für die Betreuung der Diplomarbeit von T. Rusche und viele wertvolle Anregungen.

6 Literatur

- BOEHRER, B., HEIDENREICH, H., SCHIMMELE, M. AND SCHULTZE, M. (1998): Numerical prognosis for salinity profiles of future lakes in the opencast mine Merseburg-Ost. *International Journal of Salt Lake Research* 7, 235-260.
- DÖRING, U. (1987): Hydrogeologische Verhältnisse der Braunkohlenlagerstätte Merseburg-Ost unter besonderer Berücksichtigung des Baufeldes 1b. Diplomarbeit Bergakademie Freiberg
- DUFFEK, A. UND SCHULTZE, M. (2002): Chemische Veränderungen eines sauren Tagebaurestsees während der Flutung mit Flußwasser. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel). Eigenverlag der DGL, Tutzing, S. 406-410
- EISSMANN, L. (1994): Leitfaden der Geologie des Präquartiärs im Saale-Elbe-Gebiet. In: EISSMANN, L. & LITT, T. (Hrsg.): *Das Quartär Mitteldeutschlands*. Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen, H. 7, 11-53
- GRÜTZMACHER, G., HINDEL, R., KANTOR, W., SPANGENBERG, R. UND WIMMER, R. (1996): Ergebnisse hydrochemischer Untersuchungen im Braunkohlerevier Halle/Leipzig-Nord. In: Arbeitsgruppe des GBL-Gemeinschaftsvorhabens - Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung - Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben - (Hrsg.): *Vortragsband des 2. GBL-Kolloquiums vom 06. bis 08. März 1996 in Freiberg - Methoden und Ergebnisse*. GBL-Gemeinschaftsvorhaben - Heft Nr. 3. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 85-91.
- HALL, G. H. (1986): Nitrification in lakes. In: PROSSER, J.I. (ed.): *Nitrification*. IRL PRESS, Oxford, 127-156
- HEIDENREICH, H., BOEHRER, B., KATER, R. UND HENNING, G. (1999): Gekoppelte Modellierung geohydraulischer und limnophysikalischer Vorgänge in Tagebaurestseen und ihrer Umgebung. *Grundwasser* 4, 49-54.
- HUPFER, M. (1996): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: STEINBERG, C., CALMANO, W., KLAPPER, H. & WILKEN, R.-D. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie: IV –3.2. Ecomed*. Landsberg am Lech
- 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.
- REICHLING, J. UND SENGPIEL, K.-P. (1995): Testeinsatz der Hubschrauber-geophysik am ehemaligen Tagebau Merseburg-Ost In: Arbeitsgruppe des GBL-Gemeinschaftsvorhabens - Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung - Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben - (Hrsg.): *Vortragsband des 1. GBL-Kolloquiums vom 09. bis 10. März 1995 in Leipzig – Ziele, Methoden, erste Ergebnisse*. GBL-Gemeinschaftsvorhaben - Heft Nr. 1. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 256-270
- RUSCHE, T. (2003): Bewertung der Wassergüteentwicklung in den Tagebaurestseen Merseburg-Ost 1a und 1b im Zuge der Flutung und für die zukünftige Nutzung. Diplomarbeit, Hochschule Magdeburg-Stendal, Fachbereich Wasserwirtschaft
- TRETTIN, R., FREYER, K., STRAUCH, G., TREUTLER, H.-C. UND GLÄBER, W. (1999): Isotopenuntersuchungen zur Wechselwirkung von Grund- und Oberflächenwasser in der Entstehungsphase von Bergbaurestseen. *Grundwasser* 4, 3-10.
- VON RODEN, C. AND ILMBERGER, J. (2001): Tracer experiment with sulfurhexafluoride to quantify the vertical transport in a meromictic pit lake. *Aquatic Sciences* 63, 417-431.
- VON RODEN, C. (2002): Tracerstudie zur Quantifizierung des Vertikaltransportes in meromiktischen Seen. Dissertation Universität Heidelberg

Zooplankton auf dem Weg von sauer nach neutral - Entwicklung der Zooplanktongemeinschaft während der Flutung des Tagebaus Goitsche

J. Spindler & N. Dreher

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Gewässerforschung Magdeburg, Brückstraße 3a, 39104 Magdeburg; e-mail: spindler@gm.ufz.de

Keywords: A/H-Verhältnisse, Goitsche, pH-Gradient, Trophiegradient, Flußwasserflutung, Planktongemeinschaft

Einleitung

Die Braunkohleförderung im Mitteldeutschen Revier hat zahlreiche Hohlformen in der Landschaft hinterlassen, die nun einer Nachnutzung bedürfen. Die Wasserqualität der entstehenden Tagebauseen kann sich in Abhängigkeit der Füllungsmethodik und den geogenen Gegebenheiten unterschiedlich entwickeln. Es können sich saure, saline oder neutrale Standorte ausbilden, bedingt durch Grundwassereinfluss und Erosion aus dem terrestrischen Umland (Packroff et al. 1997). Flusswasserflutung von Tagebauen ist eine Möglichkeit die in einem relativ kurzen Zeitrahmen realisiert werden kann und die Gefahr der Versauerung von Seen vermindert. Die geochemischen Grundlagen zur vorliegenden Untersuchung wurden in Duffek & Schultze (2002) dargestellt. Vor, während und nach der dreijährigen Flutungsphase des Tagebaues Goitsche wurde die Entwicklung der gesamten Planktongemeinschaft untersucht. Es stellte sich heraus, dass ein geeigneter Parameter zur Beschreibung der sich verändernden Planktongemeinschaft das Verhältnis von autotropher zu heterotropher Biomasse (A/H-Verhältnis) ist. Da wir das A/H-Verhältnis als ein indirektes Maß für den Grad der Nutzung der autotrophen Biomasse und damit der Effizienz des Stofftransports verstehen, wurden die Bakterien bei den Berechnungen nicht berücksichtigt. Während die Abhängigkeit der A/H-Verhältnisse von den Nährstoffen bereits gezeigt wurde (Del Giorgio & Gasol 1995, Duarte et al. 2000), wurde die Veränderung dieses Parameters in Zusammenhang mit dem pH Wert bisher nicht untersucht. Es zeigte sich mit abnehmenden pH-Werten eine Zunahme der A/H-Verhältnisse. Diese Beobachtung konnte durch Erweiterung der Datenbasis mit Literaturwerten bestätigt werden. Wir nehmen an, dass diese Entwicklung mit einer Verringerung der Transfereffizienz zu erklären ist.

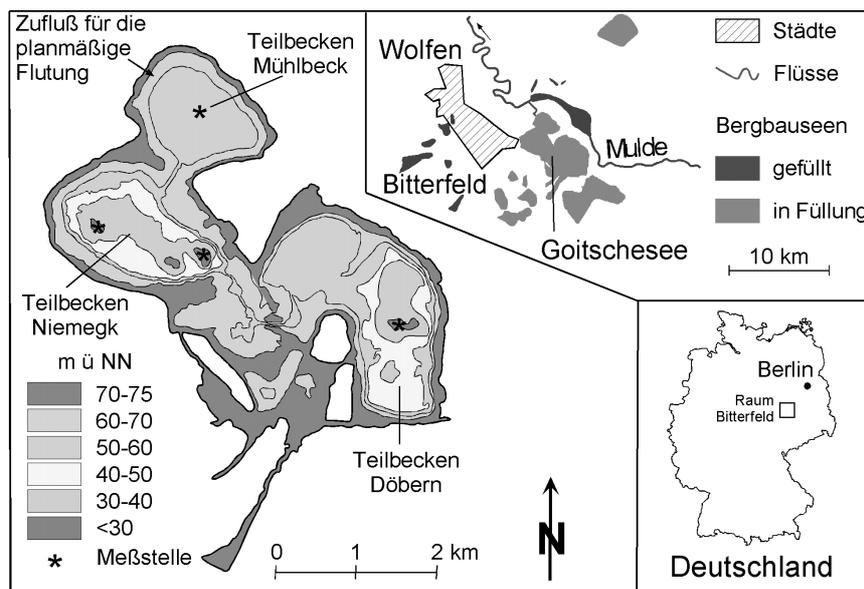


Abbildung 1: Isobathenkarte der Goitsche und geographische Einordnung des Standortes.

Methoden

Untersuchungsgebiet

Der ehemalige Braunkohle- und Bernsteintagebau Goitsche liegt nahe der Stadt Bitterfeld im Mitteldeutschen Braunkohlerevier. Er gliedert sich entlang des Flutungswasserzutritts in die drei Teilbecken (TB) Mühlbeck, Niemeck und Döbern (Abb. 1). Nach der Einstellung der bergbaulichen Tätigkeiten im Jahr 1991 bis zum Flutungsbeginn Mitte 1999 wurde der Wasserstand in den sich in den drei Teilbecken bildenden Wasseransammlungen mittels Wasserhaltungen niedrig gehalten. Die TB Niemeck und Mühlbeck waren vor Flutungsbeginn charakterisiert durch niedrige pH-Werte ($\text{pH} < 3$), das Teilbecken Döbern enthielt neutrales Wasser. Die Phosphorkonzentrationen lagen in den TB Mühlbeck und Döbern um $10 \mu\text{g TP/l}$, im TB Niemeck waren sie um ein Vielfaches höher (ca. $200 \mu\text{g TP/l}$).

Nach Beginn der Flutung kam es zu einer Neutralisation des TB Niemeck im Jahr 2000, das TB Döbern wies in diesem Jahr intermediär einen niedrigen pH-Wert auf. Im Jahr 2001 erfolgte eine vollständige Neutralisation aller drei Teilbecken des Goitschesees. Der Phosphorgehalt des Flutungswassers lag während der gesamten Flutungsphase bei durchschnittlich $80 \mu\text{g TP/l}$. Resultierend aus seeinternen Fällungsprozessen (Duffek & Schultze 2002) wiesen die drei Teilbecken des Goitschesees im Jahr 2002 Gesamtphosphorkonzentrationen unterhalb $10 \mu\text{g TP/l}$ auf, der Standort ist zu diesem Zeitpunkt als oligotroph einzustufen.

Die Flutung erfolgte von Mitte 1999 bis Anfang des Jahres 2002 durch eine Kanalverbindung zum angrenzenden Fluß Mulde. Die einzelnen Teilbecken wurden nacheinander befüllt durch Überlauf des Wassers aus dem vorherigen Teilbecken. Der so entstandene Goitschensee hat eine Wasserfläche von 12 km^2 . Die maximale Tiefe des Sees beträgt 46 m.

Probenahmen

Das Gewässer wurde im Zeitraum 1999 bis 2002 in einem mindestens monatlichen Abstand in den drei Teilbecken beprobt. Für 2002 fanden nur die Probenahmen vor der Hochwasserüberflutung des Sees am 15. August 2002 Berücksichtigung. Die untersuchten biologischen Parameter sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Untersuchte Organismengruppen und Bearbeitungsmethodik

Planktonkomponente	Probenahme	Fixierung	Bearbeitungsmethodik
Bakterien	bis 2001 diskrete Tiefenstufen danach Epilimnion Mischprobe	- Glutardialdehyd (2%)	- Epifluoreszenzmikroskopie mit DAPI-Färbung (bis 2001 Acridinorange)
Autotrophes Picoplankton		- Glutardialdehyd (2%)	- Epifluoreszenzmikroskopie
Phytoplankton		- Lugollösung	- Inversmikroskopie
Protozoen		- Glutardialdehyd (2%) und Lugollösung	- Epifluoreszenzmikroskopie mit DAPI-Färbung / bis 2001 Proflavin (HNF) und Inversmikroskopie (Ciliaten)
Rotatorien		- Mineralwasser und Lugollösung	- Anreicherung durch $50 \mu\text{m}$ Gaze und Mikroskopie
Crustaceen	Netzzug ($150 \mu\text{m}$) gesamte Wassersäule	- Mineralwasser und Lugollösung	- Mikroskopie

Die Messung des pH-Werts, der Leitfähigkeit, Autofluoreszenz, Temperatur und Trübung erfolgte mit einer profilierenden Multiparametersonde (Idronaut). Der Gesamtphosphorgehalt (TP) wurde bei sauren Proben nach Aufschlussverfahren nach DIN und anschließender Analyse mit CFA (Continuous Flow Analysis) bestimmt, sonst spektralphotometrisch nach DIN.

Die Volumina der einzelnen Organismengruppen wurden nach Bestimmung der Abmessungen der Organismen, durch Annäherung an einfache geometrische Formen berechnet und in Gewichtseinheiten bei der Annahme einer spezifischen Dichte von 1,0 umgewandelt. Das Biovolumen des Phytoplanktons wurde anhand der ermittelten Abundanzen und der für den Goitschensee gemessenen Standardgewichte berechnet.

Ergebnisse:

Entwicklung des Goitschesees im Verlauf der Flutung

Die Zusammensetzung der Planktongemeinschaft änderte sich im Verlauf der Flutung. Das Phytoplankton setzte sich während der Zeiträume mit niedrigem pH-Wert aus Cryptophyceen (*Rhodomonas* sp.), Chrysophyceen (*Ochromonas* sp.) und Chlorophyceen (*Chlamydomonas* sp.) zusammen. Nach der Neutralisation des Sees trat eine Dominanz der Bacillariophyceen auf (u.a. *Asterionella formosa*, *Fragilaria* sp., *Stephanodiscus rotula*). Bei niedrigem pH-Wert war der Rotator *Brachionus urceolaris* den Top-Prädator der Planktongemeinschaft. Nach der vollständigen Neutralisation des Goitschesees im Jahr 2001 stellten der herbivore Filtrierer *Daphnia longispina* und die Copepoden *Cyclops* sp. und *Eudiaptomus* sp. den größten Anteil an der Zooplanktonbiomasse.

Die Entwicklung der autotrophen Biomassen zeigte einen deutlichen Zusammenhang mit der Phosphorkonzentration und dem pH-Wert. In Zeiträumen mit niedrigen pH-Werten trat bei gleichen TP Werten eine wesentlich geringere autotrophe Biomasse auf als unter neutralen Bedingungen. Unter neutralen Bedingungen in allen drei Teilbecken des Goitschesees zeigte sich im Jahr 2001 eine Abnahme der autotrophen Biomasse entlang der mit dem Flutungswasserzutritt abnehmenden Gesamtposphorkonzentration. Im Jahr 2002 haben sich die autotrophen Biomassen (ca. 1 mg/l) und die TP-Konzentrationen (ca. 6 µg/l) auf einem niedrigen Niveau angeglichen (Abb. 2).

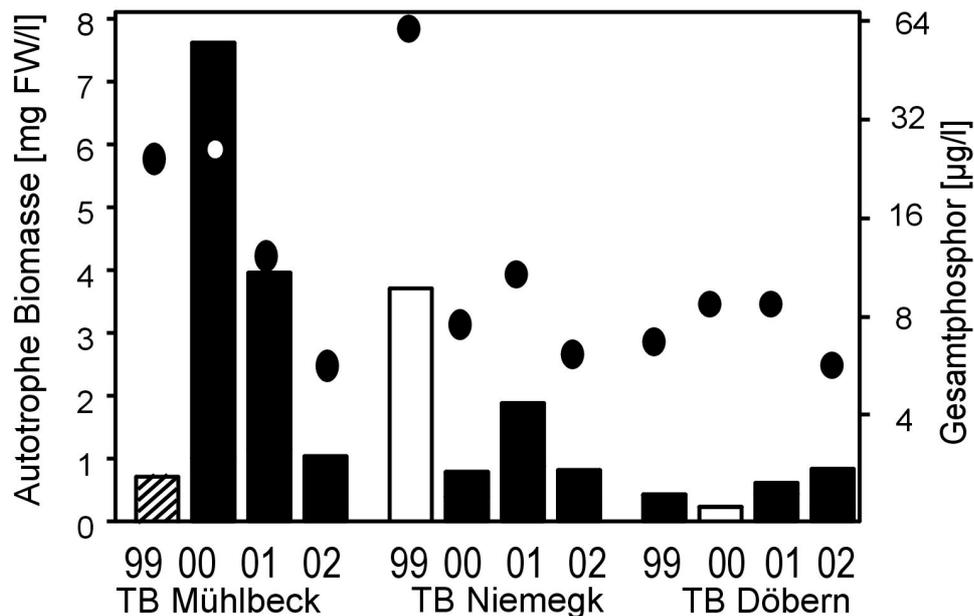


Abbildung 2: Mittelwerte der autotrophen Biomasse und des TP während der Vegetationsperiode (April bis September) in den Teilbecken des Goitschesees im Flutungszeitraum (1999-2002). Gefüllte Balken: Zeiträume mit pH 7, weißen Balken: Zeiträume niedrigen pH-Werts (Niemeck 99 pH 3, Döbern 2000 pH 4.5), gestreifter Balken: rasche Änderungen in pH-Wert und TP-Konzentration durch Flutungsbeginn (Mühlbeck 1999).

Die Zooplanktonbiomassen (Abb. 3) folgen den Verläufen der autotrophen Biomassen mit Ausnahme der Zeiten, in denen ein niedriger pH-Wert vorherrschte (Mühlbeck 1999, Niemeck 1999, Döbern 2000). Im Jahr 2000 waren in Niemeck ebenfalls nur geringe heterotrophe Biomassen vorhanden, weil zu diesem Zeitpunkt das Hypolimnion dieses Teilbeckens niedrige pH-Werte aufwies.

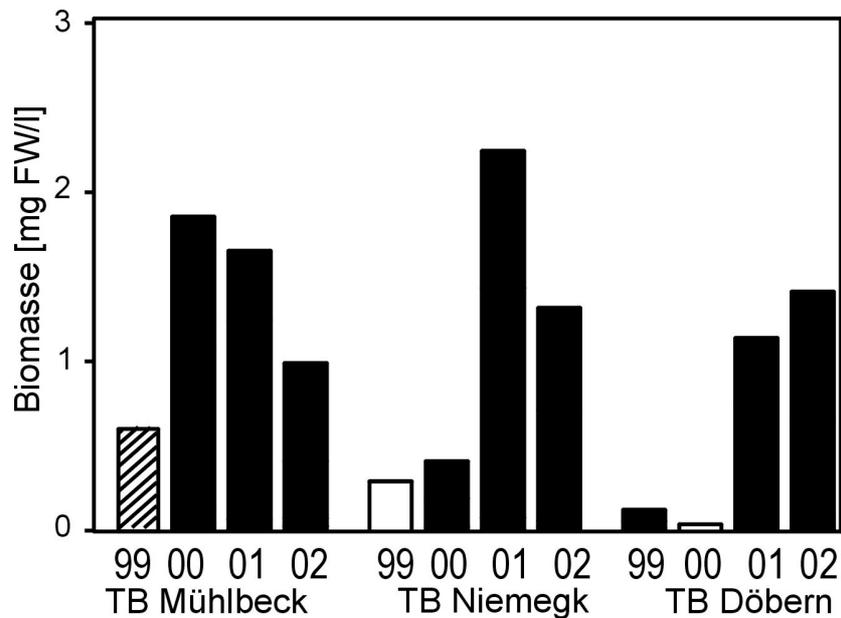


Abbildung 3: Mittelwerte der heterotrophen Biomasse während der Vegetationsperiode (April bis September) in den Teilbecken des Goitschesees im Flutungszeitraum (1999-2002). Erklärung der Symbolik siehe Abb. 2.

A/H-Verhältnisse

In der Goitsche wurden während der Flutungsphase zwei Trends beobachtet. Es wurden niedrigere A/H-Verhältnisse unter nährstoffärmeren Bedingungen beobachtet, als in Zeiträumen hoher TP-Konzentrationen. Mit geringeren pH-Werten nahmen die A/H-Verhältnisse zu, trotz hoher TP-Konzentrationen (siehe 1 und 2 in Abb. 4). Zur Untersuchung dieser Zusammenhänge haben wir die vorliegende Datenbasis des Goitschesees mit Literaturwerten erweitert. Regressionen der A/H-Verhältnisse in Abhängigkeit vom pH-Wert ($r^2=0,55$, $p<0,001$) unterstützen den postulierten Zusammenhang zwischen beiden Parametern. Die Residuen der Regression A/H vs. pH gegen den TP-Gehalt zeigten unter Einbeziehung aller Messwerte (pH 3 bis pH 7) keinen signifikanten Zusammenhang. Die Streuung der Messwerte um die Regressionsgerade (A/H vs. pH) ist daher nicht auf die Variabilität der TP-Werte zurückzuführen. Bei einer Beschränkung auf Messwerte mit

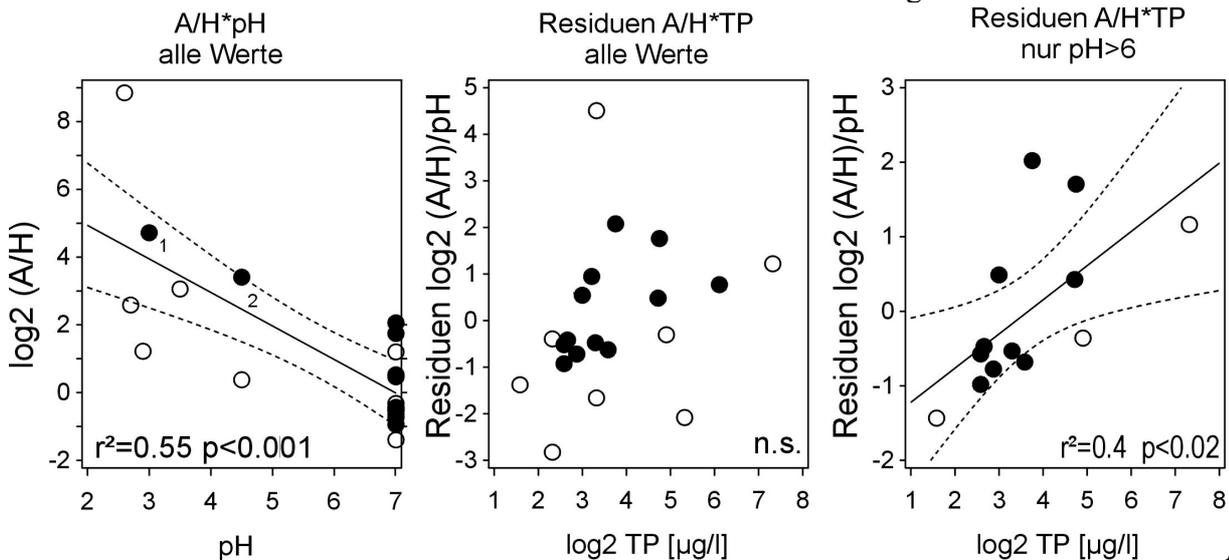


Abbildung 4: Mittelwerte der A/H-Verhältnisse während der Vegetationsperiode. Gefüllte Kreise Messwerte des Goitschesees offene Kreise Literaturdaten (Barthelmeß 1995, Tittel 1997, Packroff et al. 1997, Wollmann et al. 2000). 1 Döbern 2000; 2 Niemegk 1999.

neutralem pH konnte eine Abhängigkeit zwischen A/H-Verhältnissen und TP gezeigt werden ($r^2=0,4$, $p<0,02$). Dies lässt den Schluß zu, dass die pH-Werte in dem von uns betrachteten Bereich

(pH 3 bis pH 7) eine größere Variabilität bei den A/H-Verhältnissen bedingen als die unterschiedlichen Nährstoffverhältnisse.

Diskussion

Del Giorgio & Gasol. (1995) und Duarte et al. (2000) haben gezeigt, dass die A/H-Verhältnisse entlang eines steigenden Trophiegradienten zunehmen und haben das auf die zunehmende Wichtigkeit allochthoner Ressourcen in oligotrophen Systemen zurückgeführt. Straile (1998) betont aber, dass auch der Fraßdruck durch Fische auf das Zooplankton in Seen mit ausgeprägtem Pelagial eine Rolle spielen kann. Dieser Effekt kann bei der Goitsche ausgeschlossen werden, da Erhebungen des Fischbestandes geringe Biomassen gezeigt haben (Rümmler 2001).

Unsere Studie unterstützt die These von Del Giorgio & Gasol (1995) und Duarte et al. (2000). Wir stellen die Hypothese auf, dass unter sauren Bedingungen die Transfereffizienz zwischen autotropher Biomasse und deren potentiellen Räubern geringer ist als in neutralen Systemen. Aufgrund erhöhter metabolischer Kosten kann demnach weniger heterotrophe Biomasse pro Einheit autotropher Biomasse unterhalten werden. Der Nachweis für die Allgemeingültigkeit dieser Hypothese muss noch erbracht werden.

Danksagung:

Dieses Forschungsvorhaben wurde gefördert durch das BMBF im Rahmen des Projekts „Entwicklung von Tagebaurestseen bei der Flußwasserflutung am Beispiel des Goitschesees bei Bitterfeld“ (BMBF-Förderkennzeichen 02 WB 9984/3) und die Lausitzer Mitteldeutsche Bergbau Verwaltungsgesellschaft (LMBV). Besonderer Dank gilt weiterhin Projektleiter M. Schultze, Dr. J. Tittel und den Technikerinnen Frau Ruschak, Frau Rosenlöcher und Herrn Hamann.

Literatur:

- Barthelmeß T. (1995) Die saisonale Planktonsuccession im Königsee. Dissertation Universität Konstanz, 214 S., Forschungsbericht 36/1997, Nationalpark Berchtesgaden (ISBN 3-922325-39-4).
- Del Giorgio P. A. & Gasol J. M. (1995) Biomass distribution in freshwater plankton communities. *Am. Nat.* 146, 135-152.
- Duarte C. M., Agusti S., Gasol J. M., Vaque D. & Vaquez-Dominguez E. (2000) Effect on nutrient supply on the biomass structure of planktonic communities: an experimental test on a Mediterranean coastal community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 206, 87-95.
- Duffek A. & Schultze M. (2002) Chemische Veränderungen eines sauren Tagebaurestsees während der Flutung mit Flußwasser. DGL-Tagungsbericht 2001 (Kiel). Eigenverlag der DGL, Tutzing, S. 406-410 (ISBN 3-9805678-5-0).
- Packroff G., Tittel J., Zippel B., Rönicke H. & Hupfer M. (1997) Untersuchungen zur Planktonstruktur in einem Tagebaurestsee im Mitteldeutschen Revier. DGL-Tagungsbericht 1996 (Frankfurt). Eigenverlag der DGL, Krefeld S 518-522 (ISBN 3-9802188-9-9).
- Rümmler F. (2001) Fischbestände und ihre Nutzung im Braunkohletagebaurestsee Goitsche. Erste Untersuchungsergebnisse und Konzeption. Bericht des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam. (unveröffentlicht).
- Straile D. (1998) Biomass allocation and carbon flow in the pelagic food web of Lake Constance. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 53, 545-563.
- Tittel J. (1997) Untersuchungen in Enclosures und im Freiwasser des Arendsees (Altmark): Mikrobielles Nahrungsnetz, Zoo- und Phytoplankton in einem cyanophyteen-dominierten eutrophen See. Dissertation. Humboldt Universität Berlin, 122 S., UFZ-Bericht 9/1997 (ISSN 0948-9452).
- Wollmann K., Deneke, R., Nixdorf B. & Packroff G. (2000) Dynamics of planktonic food webs in three mining lakes across a pH gradient (pH 2-4). *Hydrobiologia* 433, 3-14.

Erholungsnutzung an Gewässern in der Bergbaufolgelandschaft – Fragen und Probleme aus limnologischer Sicht

Ingrid Carmienke

Keywords: Braunkohlebergbaurestsee, Erholungsnutzung, Bewertung, Überwachung, Cospudener See

Einleitung und Veranlassung

In Westsachsen und dem südöstlichen Teil Sachsen-Anhalts entsteht mit der Flutung von Bergbaurestseen und deren Verbindungsgewässern ein für Erholungsnutzungen unterschiedlichster Art attraktiver Gewässerverbund. Vor allem durch die Nähe zum Ballungsgebiet Zeitz-Leipzig-Halle-Bitterfeld sind ein hoher Nutzungsdruck und vielfältige Wünsche bezüglich der Ausübung wassergebundener oder gewässernah betriebener Sportarten zu erwarten und am Beispiel des Cospudener Sees südlich von Leipzig bereits zu beobachten. Im Wasser- und Gewässer-Mangel-Gebiet der Leipziger Tieflandsbucht trägt dazu auch die überwiegend gute Beschaffenheit der entstehenden Bergbaurestseen bei.

Die bisherige wasserrechtliche Praxis besteht in jeweils separaten Antragstellungen für einzelne Nutzungen bei der Unteren Wasserbehörde, die diese meist der Fachbehörde zur Beurteilung übergibt. Aus limnologischer Sicht ist eine Einzelbewertung dabei oft problematisch. Der vorliegende Beitrag möchte deshalb bestehende Defizite in der limnologischen Beurteilung gewässernaher Erholungsnutzungen aufzeigen und Anregung für die Erarbeitung eines praxistauglichen, fachlich fundierten Bewertungsmaßstabes sein. Zu berücksichtigen sind dabei stets auch die unabhängig von Erholungsnutzungen auf ein Bergbaurestgewässer wirkenden Einflussfaktoren, die im Folgenden am Beispiel der um Leipzig entstehenden Bergbaurestseen kurz aufgeführt sind, aber nicht näher diskutiert werden sollen.

Einflussfaktoren auf die Wasserbeschaffenheit von Bergbaurestgewässern (unabhängig von Erholungsnutzungen)

Dazu zählen *natürliche* und *anthropogene Einflussfaktoren* bzw. *Rahmenbedingungen*.

Unter den *natürlichen Einflussfaktoren* sind zu nennen (sie werden, da nicht Gegenstand des vorliegenden Beitrags, hier nicht näher erläutert):

- Morphometrie
- Flutungswasser (z.B. Nährstoffe, pH-Wert, Pufferkapazität)
- anströmendes Grundwasser
- Verweilzeit des Wasserkörpers
- Zu- und Abfluss von / in Fließgewässer
- Atmosphäre
- Wasservögel

Anthropogen gesetzte Rahmenbedingungen, die einen Bergbaurestsee beeinflussen, sind beispielsweise:

- Die gegenwärtigen *Eigentumsverhältnisse* sind so, dass der Wasserkörper zunächst in Rechtsträgerschaft des Sanierungsbergbaubetriebes verbleibt, während der Landbereich bereits verkauft und massiv vermarktet wird.
- Die noch *ausstehende Planfeststellung* der gefluteten und in Flutung befindlichen Bergbaurestseen hat zur Folge, dass wichtige Rahmenbedingungen, wie z.B. die Wasserspiegelhöhe und deren Steuerung, noch nicht rechtsverbindlich geregelt sind.

- Durch das *Fehlen eines wasserwirtschaftlich fundierten Managements* für Einzelgewässer und Gewässerverbund fehlt auch ein verbindlicher Rahmen für Bewirtschaftungsziele und Nutzungsbegrenzungen.
- Die Ausweisung eines *einheitlichen Fischereirechts* wird durch die Vielzahl der durch die Flutung überstauten Einzelgrundstücke erschwert.

Unabhängig von Erholungsnutzungen wirken weitere **anthropogene Einflussfaktoren** auf die Beschaffenheit eines Bergbaurestsees:

- Eine direkte Einleitung von *Abwässern* in einen Bergbaurestsee ist zwar nicht erlaubnisfähig, die Abwasserbelastung des Einzugsgebietes ist aber bei einer temporären (Flutung mit abwasserbelastetem Oberflächenwasser) oder dauerhaften Anbindung des Sees an ein Fließgewässer von Bedeutung.
- Die *landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes* ist in Mitteldeutschland meist nur bei Anbindung an ein Fließgewässer von Bedeutung.
- Die Nutzung eines Bergbaurestsees als *Hochwasserretentionsraum*, wie dies für den Zwenkauer See südlich von Leipzig geplant ist, am Speicherbecken Borna (ebenfalls südlich Leipzigs gelegen) bereits praktiziert wird und unfreiwillig beim Auguthochwasser 2002 im Bereich des ehemaligen Tagebaus Goitzsche exerziert wurde, ist je nach Einstaumenge und Größe des Gewässers mit einem erheblichen Einfluss auf seine Beschaffenheit verbunden.
- Die großen, pH-neutralen mitteldeutschen Tagebaurestseen sind auch für eine *berufsfischereiliche Nutzung* attraktiv.

Erholungsnutzungen mit Auswirkungen auf Bergbaurestgewässer

Erholungsnutzungen, die Bergbaurestgewässer beeinflussen, können sowohl **landgebunden** als auch **wassergebunden** sein.

Bereits bei den **landgebundenen**, in Gewässernähe stattfindenden **Erholungsnutzungen** zeigt sich anhand der nachstehend aufgeführten Beispiele, dass ihre Einflüsse auf ein Bergbaurestgewässer aufgrund fehlender fachlicher Bewertungsgrundlagen nicht oder nicht vollständig beurteilt werden können.

Der *Golfsport* ist zumindest lokal mit intensivem Einsatz von N- und P-haltigen Düngemitteln und Pflanzenschutz- und Behandlungsmitteln verbunden, die direkt über Niederschlagswasser oder indirekt über den Grundwasserpfad in einen Bergbaurestsee gelangen können. Für den Sonderfall Bergbaurestsee sind hierzu wegen der sich auch nach Flutungsabschluss noch verändernden Grundwasserverhältnisse in seinem Einzugsgebiet, der bei seenaher Lage des Golfplatzes auf Kippenflächen geringen Retentionsfähigkeit und der Sensibilität des jungen Gewässerökosystems gegenüber Stoffeinträgen keine limnologischen Aussagen möglich.

Eine *Bebauung am Ufer oder in Ufernähe* kann die Einleitung von Niederschlagswasser in ein Bergbaurestgewässer zur Folge haben. Bei Straßen und Gärten sind Einträge von Tausalz bzw. Dünge- und Pflanzenschutz- und Behandlungsmitteln möglich, deren Auswirkungen für den Sonderfall Bergbaurestgewässer gegenwärtig nicht beurteilbar sind.

Mit der Ausübung des *Reitsports* kann Ufererosion und damit ein Eintrag von Trüb- und Nährstoffen ins Gewässer verbunden sein, die Folgen sind nicht bewertbar.

Bei „umweltgerechtem“ Verhalten auf einem *Campingplatz* sollte keine Beeinträchtigung eines nahe gelegenen Bergbaurestsees zu erwarten sein, allerdings liegen hierzu noch wenig Erfahrungen vor.

Für das *Füttern von Wasservögeln* können die damit verbundenen Auswirkungen auf einen Bergbaurestsee für den Eintrag von Pflanzennährstoffen und fäulnisfähigen Substanzen beurteilt werden.

Noch wesentlich vielfältiger sind die **wassergebundenen Erholungsnutzungen**. Die nachstehenden Ausführungen erheben dabei keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Als wichtigste wassergebundene Freizeitaktivität, die oft schon während der Flutung eines Bergbaurestsees einsetzt, ist das *Baden* zu nennen. Wie sich dabei Körperausscheidungen, die mit einem Eintrag an Stickstoff und Phosphor in das Badegewässer verbunden sind, auswirken, kann zumindest orientierend beurteilt werden (DGL 1995). Nicht beurteilbar sind dagegen die gewässerökologischen Folgen von Körperpflegemitteln.

Bisher im Regierungsbezirk Leipzig offiziell nur am Cospudener See zugelassen ist das *Hundebaden*, was jedoch „wild“ in viel größerem Maßstab praktiziert wird. Es liegen keinerlei Erfahrungen vor, ob und in welchem Umfang hier mit einem gewässerrelevanten Stoffeintrag zu rechnen ist.

Ebenfalls am Cospudener See befindet sich eine *Sauna*, bei der das Gewässer als Kaltwasserbecken fungiert. Ähnlich wie beim Baden dürften die Folgen von Körperausscheidungen (so diese zuverlässig mit Mengenangaben belegt werden können) beurteilbar sein, nicht aber die von Körperpflegemitteln.

Das *Angeln* kann bei Verwendung von Fischfutter zu einem Eintrag von Pflanzennährstoffen führen, andererseits wird auch Fisch-Biomasse entnommen. Auf die Bedeutung einer dem Gewässertyp entsprechenden Bewirtschaftung des Fischbestandes, der bei den großen Tagebaurestseen in den meisten Fällen Berufsfischerei und Angelnutzung einschließt, sei hier nur hingewiesen. Erste Erfahrungen liegen bereits vor.

Mit Ufererosion, Schäden an der Gewässerstruktur und Aufwirbelung von Sediment, was zur Resuspension von Phosphor und zu einer Trübung des Gewässers führen kann, ist bei ungelenkter bzw. unsachgemäßer Ausübung des *Tauchsports* zu rechnen. Diese und die Einflüsse technischer Hilfsmittel auf einen Bergbaurestsee können noch nicht beurteilt werden.

Segeln (ohne vergaserkraftstoffgetriebene Beimotoren), *Surfen* und *Kitesurfen* sind bei unsachgemäßem Zuwasserlassen und Herausheben der Fahrzeuge mit Ufererosion und in deren Folge mit einem Eintrag von Pflanzennähr- und Trübstoffen verbunden. Eine Bewertung hinsichtlich der gewässerökologischen Konsequenzen ist noch nicht möglich. Gleiches trifft auf das *Rafting* zu.

Rudern und *Paddeln* können vor allem an kleinen Gewässern und bei unsachgemäßer Ausübung erhebliche Schäden an der Gewässerstruktur und Erosion verursachen. Diese und die Aufwirbelung von Sedimenten führt zu einem Eintrag von Stickstoff, Phosphor und Trübstoffen. Für kleinere Fließgewässer liegen dazu einzelne Erfahrungen vor (KRISSMANN und MEYER 2001), für Bergbaurestseen nicht.

Boote mit einem Vergaserkraftstoffantrieb bewirken nicht nur einen Eintrag von Wasserschadstoffen - je nach Motortyp gelangen bis zu 35% des eingesetzten Kraftstoffs unverbrannt direkt ins Gewässer (SCHEMEL und ERBGUTH 2000) – sondern auch eine Zufuhr von Kohlenstoffverbindungen. Zumindest der C-Eintrag kann bezüglich seiner Folgen für ein Bergbaurestgewässer nicht beurteilt werden. Auch die Frage, ob überhaupt und wenn ja, in welcher Menge Wasserschadstoffe auf diesem Eintragspfad tolerierbar für ein Gewässer sind, bleibt offen.

Bei *Hausbooten* („Wohnen auf dem Wasser“) besteht außerdem die Gefahr einer illegalen Entsorgung von Abwasser und Bilgenwasser und damit auch die Gefahr eines Nähr- und Schadstoffeintrags, die allerdings beurteilbar ist.

Neben den bereits genannten Einträgen von Wasserschadstoffen und Kohlenstoff kann ein *Fahrgastsschiff* durch den Wellenschlag Ufererosion verursachen, die gewässerökologischen Folgen können noch nicht bewertet werden.

Mit einer noch stärkeren Erosion muss bei *individuellem Wasserski* und *Jetski* gerechnet werden. Zusätzlich zum Schadstoff- und Kohlenstoffeintrag durch den Vergaserkraftstoff ist durch die Aufwirbelung von Sedimenten mit einer Resuspension von Phosphor und Trübstoffen zu rechnen. Die Auswirkungen auf ein Bergbaurestgewässer sind nur teilweise überschaubar.

Für den Hainer See südlich von Leipzig ist *Unterwasserfreizeitpark* geplant, in dem z.B. die Beobachtung von Fischen in 8-10 m Wassertiefe vom Kaffeetisch aus möglich sein soll. Die dafür notwendige Anfütterung der Fische ist bezüglich des Nährstoffeintrags beurteilbar. Offen ist dagegen, wie sich das veränderte Unterwasserlichtklima auf den See auswirken wird.

Bootsmodellsport kann mit dem Eintrag von Schmiermitteln verbunden sein, deren Auswirkungen sind aber in der Regel bewertbar.

Bei allen Freizeitaktivitäten, die mit Booten oder Schiffen verbunden sind, sowie beim Unterwasserfreizeitpark muss zudem nach wie vor mit Korrosionsschutzmitteln gerechnet werden, die eine endokrine Wirkung haben können. Bisher wurden an Boote und Schiffe auf den Bergbaurestseen durch die zuständigen Wasserbehörden keinerlei diesbezügliche Anforderungen gestellt.

Schlussfolgerungen

Die Ausführungen zeigen, dass die meisten gewässerrelevanten Freizeitaktivitäten bezüglich ihrer Auswirkungen auf Gewässerökosysteme bisher nicht beurteilt werden können. Selbst, wenn Erfahrungen vorliegen, wurden diese oft nicht an jungen Bergbaurestgewässern mit all ihren Spezifika gewonnen. Limnologische Gutachten, die in der Regel Bestandteil von Abschlussbetriebsplänen bzw. im Rahmen von Planfeststellungsverfahren zu erarbeiten sind, berücksichtigen bei ihren Beschaffenheitsprognosen in der Regel keine potentiellen Einflüsse gewässernaher Erholungsnutzungen.

Die summative Wirkung aller Erholungsnutzungen auf ein bestimmtes Gewässer kann demzufolge mit dem jetzigen Kenntnisstand nicht abgeschätzt werden. Damit ist die scheinbar banale Frage: „Wieviel Badegäste/Taucher/Boote ... verträgt der See X?“ gegenwärtig auf limnologisch belastbarer Basis nicht zu beantworten.

Das Beispiel des *Cospudener Sees*, eines im Sommer 2000 fertig gefluteten und seitdem für Freizeitaktivitäten aller Art intensiv genutzten oligotrophen Gewässers, belegt, wie notwendig eine solche komplexe Beurteilung ist. Ende April 2002 wurde am Nordufer, dem Hauptbadestrand, eine sich über mehrere hundert Meter erstreckende intensive Schwarzfärbung in einem nur wenige Meter breiten Streifen festgestellt. Bei der mikroskopischen Untersuchung konnte eine Massenentwicklung von *Trachelomonas spec.* nachgewiesen werden, die, wie die schwarz gefärbten Zellen belegten, kurz vor dem Zusammenbruch stand. Bereits anderthalb Tage später, nach einem heftigen Gewitter, waren keine Spuren der Algenblüte mehr zu sehen. Für den nährstoffarmen See ist dies ein ernst zu nehmendes Warnsignal. Der gegenwärtige Kenntnisstand lässt keine sichere Beurteilung zu, ob die Algenblüte als erste Reaktion auf eine nutzungsbedingte Überlastung oder eine einmalige „Jugendsünde“ des jungen Gewässerökosystems anzusehen ist..

Es besteht daher dringender Bedarf für

- die Erarbeitung *fachlicher Grundlagen zur Bewertung gewässerrelevanter Erholungsnutzungen*
- die Ableitung von „Grenzwerten“ für die einzelnen Erholungsnutzungen

- die Erarbeitung eines praxisrelevanten, handhabbaren *Algorithmus für die gewässerökologische Bewertung einzelner Nutzungsarten und ihrer Gesamtheit*
- die Erarbeitung fachlicher Empfehlungen, wieviel *Fläche/Wasservolumen/Uferlinie ein Tagebaurestgewässer zur eigenen Regenerierung* braucht und die demzufolge von jeglicher Nutzung freizuhalten sind
- Empfehlungen für die *Überwachung und Bewirtschaftung von Bergbaurestgewässern* als jungen Ökosystemen im Hinblick auf nutzungsbezogene Einflüsse und
- die *limnologische Definition eines „Landschaftsees“* (diese Kategorie findet sich häufig in Braunkohlenplänen und ist bisher nicht mit konkreten Anforderungen an die Wasserbeschaffenheit untersetzt).

Eine gute Wasserbeschaffenheit ist entscheidend für die Attraktivität eines Gewässers für Erholungsnutzungen. Deshalb muss ihr langfristige Schutz stets im Vordergrund stehen.

Literatur

DGL (1995): Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen – Empfehlungen und Entscheidungshilfen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. für Planung, Naturschutz und Gewässergüte.

KRISSMANN, M. und MEYER, E. (2001): Einflussnahme des Kanusports auf die natürliche Driftdiurnalität eines Tieflandflusses. Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hrsg.), Tagungsbericht (Kiel), Band II, Tutzing 2002, 891-896.

SCHEMEL, H.-J. und ERBGUTH, W. (2000): Handbuch Sport und Umwelt. Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), 3., überarb. Aufl., Meyer & Meyer Verlag, Aachen.

Anschrift: Dr. Ingrid Carmienke, Staatliches Umweltfachamt Leipzig, Postfach 24 12 15, 04332 Leipzig; e-mail: ingrid.carmienke@stufal.smul.sachsen.de

Untersuchung von stehenden Gewässern im Rahmen der Gewässergüteüberwachung NRW am Beispiel der Ville-Seen

Dr. Gabriele Eckartz-Nolden, Staatliches Umweltamt Köln, Außenstelle Bonn, Friedrich-Ebert-Allee 144, 53113 Bonn
Dr. Michael Nolden, Kettelerstraße 26, 53359 Rheinbach

Braunkohle(rest)seen, Ville, Ionen, Clusterbildung, Trophie, Makrophyten

Einleitung

In der Ville gibt es ca. 40 Seen unterschiedlicher Größe und Tiefe. Diese Gewässer nehmen auf Grund ihrer Entstehung durch den Braunkohletagebau eine Sonderstellung unter den stehenden Gewässern ein. Sie sind u. a. gekennzeichnet durch hohe Leitfähigkeiten (je nach Lage bis um die 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), durch höhere Ionengehalte (z. B. Sulfatgehalte zwischen 200 und 300 mg/L) sowie durch höhere Kohlenstoffgehalte (TOC- und DOC-Werte zwischen 7 und 9 mg/L). Die Ville-Seen liegen in der Nähe des Großraumes Köln - Bonn in einem renaturierten Waldgebiet. Sie sind einem hohen Freizeitdruck ausgesetzt: Stille Erholung - Wandern, Angeln, z. T. Baden, Wassersport, Camping.

Das Staatliche Umweltamt Köln hat seit 1997 im Rahmen des GÜS NRW 17 dieser Braunkohle-restseen limnologisch untersucht. Die Seen größer 50 ha (Otto-Maigler-See, Liblarer See, Bleibtreusee), fallen seit Dezember 2000 auch unter die Überwachung nach EU-WRRL; d.h. neben der limnologischen Untersuchung und trophischen Einstufung ist für die Zukunft auch eine ökologische Bewertung gefordert.

Untersuchungen

Die Seen sind in den einzelnen Untersuchungsjahren von März (Frühjahrszirkulation) bis September (Sommerstagnation) bzw. Oktober (Herbstzirkulation) vom Staatlichen Umweltamt Köln im Rahmen der Gewässergüteüberwachung (GÜS NRW) nach den Vorgaben der LAWA (1998) und des Arbeitskreises Baggerseen der DGL (1995) monatlich untersucht worden. Das Untersuchungsprogramm umfasste neben der Aufnahme von Tiefenprofilen in 1 m Schritten (Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit), die Messung der Sichttiefe und die Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes, die Probenahme für die Bestimmung der Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor) und für die weiteren chemischen Kenngrößen aus definierten Tiefenstufen sowie die Entnahme von Phyto- und Zooplanktonproben. Die Proben wurden in der Regel an der tiefsten Stelle des Gewässers von einem Boot aus entnommen. Seit 2000 werden weiterhin qualitative Makrophytenaufnahmen durchgeführt.

Ergebnisse

Chemie

Aufgrund der Entstehung in den teilverfüllten Gruben des ehemaligen Braunkohletagebaus sind die Seen in ein sehr heterogenes Gemisch von Verfüllungsmaterial eingebettet. Je nach Herkunft des Materials (Abraum aus verschiedenen Tiefen, Aschenschlacken, etc.) hat dieses über das zufließende Grund- und teilweise Oberflächenwasser verschiedene Auswirkungen auf den Chemismus der Seen. Vor allem der Sulfatgehalt der Gewässer ist durch Auslaugungsvorgänge aus dem umgebenden Material geprägt. Vergleiche mit älteren Untersuchungsergebnissen haben gezeigt, dass der Eintrag von Sulfat mit zunehmender Auslaugung der Kippen bei einzelnen Seen abnimmt (CHRISTMANN & ECKARTZ-NOLDEN 2000).

Mittels einer hierarchischen Clusteranalyse (Verfahren nach WARD) wurde versucht, anhand der Kenngrößen Calcium, Magnesium, Chlorid und Sulfat die Seen in verschiedene Gruppen einzuteilen. Herangezogen wurden dabei nur die Daten der Frühjahrsvollzirkulation (s.a. ECKARTZ-NOLDEN & NOLDEN 2000).

Die Clusteranalysen wurden mit Daten aus den Untersuchungen von 1988/89 (LWA 1993) und von 2000 bis 2002 durchgeführt, um etwaige Veränderungen bei diesen Ionen aufzuzeigen.

Bei beiden Auswertungen konnten 4 mehr oder weniger vergleichbare Cluster gebildet werden (Tab.1). Seen, die in diesem Zeitraum eine eindeutige Veränderung bei den untersuchten Kenngrößen aufwiesen, finden sich in verschiedenen Clustern wieder. Für einen Großteil der Seen blieb die Clusterzuordnung jedoch unverändert.

Die Cluster 1,3 und 4 zeichnen sich durch unterschiedliche Sulfat- und Calciumgehalte aus. Cluster 2 ist in beiden Analysen durch die hohen Chloridgehalte charakterisiert. Ein Vergleich der beiden Clusteranalysen zeigt folgende Entwicklungen:

In den Jahren 1988/89 wurde das Cluster 1 mit den höchsten Salzgehalten durch die Seen Gotteshülfe-Teich, Ober- und Mittelsee gebildet. Dieses Cluster zeichnet sich vor allem durch hohe Sulfat- und Calciumgehalte aus. In den Jahren 2000-2002 ist nur noch der Gotteshülfe-Teich in diesem Cluster. Aufgrund abnehmender Sulfat- und Calciumgehalte werden Ober- und Mittelsee schon in das Cluster 3 mit „mittleren“ Salzgehalten eingeordnet, weisen darin aber die höchsten Werte auf.

Tabelle 1: Charakterisierung der Cluster anhand ihrer typischen Werte

Cluster	Daten 1988/1989		Daten 2000-2002	
Cluster 1	hohe Sulfatgehalte	> 500 mg/L	hohe Sulfatgehalte	> 700 mg/L
	hohe Calciumgehalte	> 200 mg/L	hohe Calciumgehalte	> 300 mg/L
	geringe Chloridgehalte	< 100 mg/L	geringe Chloridgehalte	< 100 mg/L
	Seen: <i>Mittelsee, Obersee, Gotteshülfe-Teich</i>		Seen: Gotteshülfe-Teich	
Cluster 2	mittlere Sulfatgehalte	270-400 mg/L	hohe Sulfatgehalte	500-600 mg/L
	mittlere Calciumgehalte	100-200 mg/L	mittlere Calciumgehalte	100-200 mg/L
	hohe Chloridgehalte	> 100 mg/L	hohe Chloridgehalte	ca. 240 mg/L
	Seen: <i>Concordiasee, Köttingersee, Theresiasee</i>		Seen: Concordiasee, Köttingersee	
Cluster 3	mittlere Sulfatgehalte	300-400 mg/L	mittlere Sulfatgehalte	200-400 mg/L
	mittlere Calciumgehalte	100-200 mg/L	mittlere Calciumgehalte	100-200 mg/L
	geringe Chloridgehalte	< 100 mg/L	geringe Chloridgehalte	< 50 mg/L
	Seen: Heider Bergsee, <i>Liblarer See</i> , Roddersee, Schluchtsee, Untersee, Donatussee, Franziskussee		Seen: Heider Bergsee, Roddersee, Schluchtsee, Untersee, Donatussee, Franziskussee, <i>Obersee, Mittelsee</i>	
Cluster 4	geringe Sulfatgehalte	< 200 mg/L	geringe Sulfatgehalte	< 200 mg/L
	geringe Calciumgehalte	< 100 mg/L	geringe Calciumgehalte	< 100 mg/L
	geringe Chloridgehalte	< 100 mg/L	geringe Chloridgehalte	< 100 mg/L
	Seen: Berggeistsee, Villenhofer Maar, Otto-Maigler-See, Bleibtreusee		Seen: Berggeistsee, Villenhofer Maar, Otto-Maigler-See, Bleibtreusee, <i>Liblarer See, Theresiasee</i>	

Eine veränderte Zuordnung erfährt auch der Liblarer See. War er bei der Analyse von 88/89 noch dem Cluster 3 zugeordnet, so ist er in 2000-2002 in Cluster 4 zu finden. Auch hier ist der Grund eine Abnahme der Salzgehalte.

Eine deutlich andere Entwicklung zeigt sich bei der Betrachtung der Seen aus dem Cluster 2 von 88/89. Dieses Cluster zeichnet sich durch hohe Chloridgehalte bei mittleren Sulfat- und Calciumgehalten aus. Bei der Analyse von 2000/2002 befinden sich in diesem Cluster nur noch der Köttinger See und der Concordiasee, der Theresiasee wurde in das Cluster mit den geringsten Salzgehalten (Cluster 4) eingeordnet, weist da aber die höchsten Chloridgehalte auf. Ursache für diese

neue Clusterbildung ist hier die Zunahme von Chlorid, Sulfat und Calcium in Köttinger und Con-
cordiasee. Dadurch setzen sie sich deutlich vom Theresiasee ab, der ursprünglich aufgrund der
hohen Chloridgehalte diesem Cluster zugeordnet war.

Die Clusteranalyse zeigt für die untersuchten 17 Ville-Seen folgende Entwicklungen:

1. Die Mehrzahl der Seen weisen in den letzten 10 Jahren keine deutliche Veränderung bei den betrachteten Ionen auf.
2. Bei Obersee, Mittelsee, Liblarer See und Theresiasee haben Sulfat- und Calciumgehalte abgenommen.
3. Eine Zunahme von Sulfat, Chlorid und Calcium ist bei Köttinger See und Con-
cordiasee zu verzeichnen.

Entwicklung der Trophie

Seit den 80er Jahren ist die Trophie bei einigen Gewässern nahezu unverändert geblieben (oligotrophe Seen wie Ober-, Mittel-, Untersee, Franziskussee und Donatussee; mesotrophe Seen wie der Bleibtreusee; eutrophe Seen wie der Gotteshülfe-Teich), bei anderen hingegen hat sich der trophische Zustand entweder zu einem nährstoffreicheren Zustand (Theresiasee, Roddersee, Con-
cordiasee, Schluchtsee) oder u.a. aufgrund von Makrophytenwachstum zu einem nährstoffärmeren Zustand hin entwickelt (Villenhofer Maarsee, Otto-Maigler See) (Tab. 2).

Tabelle 2: Entwicklung der Trophie in den untersuchten Ville-Seen

	80er Jahre*	1997	2000	2001	2002
Seen					
Otto-Maigler See	eutroph	mesotroph			mesotroph
Liblarer See	oligotroph	oligo(-meso)- troph			oligo(-meso)- troph
Bleibtreusee	mesotroph	mesotroph			mesotroph
Theresiasee	oligotroph			oligo-mesotroph	
Obersee	oligotroph		oligotroph		
Mittelsee	oligotroph		oligotroph		
Untersee	oligotroph		oligotroph		
Franziskussee	oligotroph		oligotroph		
Roddersee	oligotroph		oligo-mesotroph		
Concordiasee	oligo-mesotroph		mesotroph		
Köttinger See	eutroph		meso(-eu)troph		
Schluchtsee	oligo-mesotroph		mesotroph		
Villenhofer Maarsee	eutroph		oligo-mesotroph		
Donatussee	oligotroph			oligotroph	
Theresiasee	oligotroph			oligo-mesotroph	
Gotteshülfe- teich	eutroph				eutroph

Plankton

In den Ville-Seen wurden im Phytoplankton der 20 µm-Netzzüge sowie in den Schöpfproben Ver-
treter aus verschiedenen Algengruppen bestimmt, in der Hauptsache Chlorophyceae, Diatomeae,
Chrysophyceae, Desmidiaceae, Peridineae, Euglenophyceae sowie Vertreter der Cyanobacteria.
Im Zooplankton sind in den 20 und 55 µm-Netzzügen neben den größeren Phyllopoden und
Copepoden die Rotatoria, die Ciliata, die Testacea und wenige Heliozoa nachgewiesen worden.
Die Entwicklung der einzelnen Phytoplanktongruppen und deren Dominanzen in den untersuchten
Ville-Seen ist verschieden.

Die Cyanobacteria zeigen in den mesotrophen Ville-Seen biomassemäßig betrachtet eine größere Entwicklung als in den oligotrophen (z. B. Berggeistsee, Bleibtreusee). Die centrischen Diatomeen haben eine größere Biomasse-Entwicklung in den oligo(-meso)trophen Seen (z. B. Liblarer See und Berggeistsee); eine ähnliche Entwicklung zeigen die pennaten Diatomeen.

Die Peridineae haben in allen Ville-Seen größere Entwicklungen, am meisten sind sie biomassemäßig in den oligotrophen Seen vertreten (z. B. Franziskus-, Donatus- und Mittelsee).

Die Cryptophyceae haben höhere Anteile am Gesamtphytoplankton in den (oligo-) mesotrophen Seen (z.B. Bleibtreusee, Theresiasee).

Die Chlorophyceae sind in den untersuchten Seen in unterschiedlichen Anteilen aufgetreten; die biomassemäßig größte Entwicklung hatte diese Gruppe im Otto-Maigler und im Donatussee.

Makrophyten

In einigen Ville-Seen war in den Sommermonaten eine Sichttiefe bis zum Grund des Gewässers feststellbar (z.B. Ober- Mittel- und Untersee); hier wuchsen besonders viele Makrophyten; sie bildeten teilweise unterseeische Rasen. Im 52,8 ha großen Liblarer See konnten mehrere Characeen-Arten (*Chara hispida*, *Ch. contraria*, *Ch. globularis*, *Ch. aspera*, *Nitellopsis obtusa*) bestimmt werden.

Die größeren Ville-Seen mit Freizeitnutzung (Heider Bergsee, Otto-Maigler-See) werden zeitweise in einigen Bereichen maschinell entkrautet. Eine radikale Pflanzenentnahme verbietet sich aus Gründen des Biotop- und Artenschutzes und würde außerdem die unerwünschte Massenentwicklung von Phytoplankton (geringere Sichttiefen, höhere Trübung des Wasserkörpers) fördern.

Zusammenfassung und Ausblick:

Bei den Ionengehalten der Gewässer konnten Veränderungen zwischen den Untersuchungen von 1988/89 und 2000-2002 aufgezeigt werden.

Die Trophie der Gewässer blieb in dem Zeitraum bei der Hälfte der Seen unverändert, bei den anderen Seen traten Entwicklungen zu einem nährstoffreicheren oder - unter anderem auch wegen starkem Makrophytenwachstum - Entwicklungen zu einem nährstoffärmeren Zustand hin auf. Das Gebiet der Ville-Seen unterliegt einer intensiven Freizeitnutzung. In Zukunft ist weiterhin darauf zu achten, dass die verschiedenen Nutzungsinteressen nicht miteinander kollidieren und die Gewässerqualität negativ beeinflussen.

Das Staatliche Umweltamt Köln wird in den kommenden Jahren weitere Ville-Seen limnologisch untersuchen. Die Entwicklung der „Auslaugungsprozesse“ und deren Auswirkungen auf die Gewässer sowie die Entwicklung der Trophie und der Besiedlung sollen untersucht und dokumentiert werden.

Literatur:

CHRISTMANN, KARL-HEINZ & ECKARTZ-NOLDEN, GABRIELE (2000): Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit ausgewählter Tagebauseen. In: MUNLV-NRW und LUA (Hrsg.): Gewässergütebericht 2000.

ECKARTZ-NOLDEN, GABRIELE & NOLDEN, MICHAEL (2000): Vergleich von Abgrabungsgewässern unterschiedlicher Entstehung und Entwicklung im südlichen Bereich der niederrheinischen Bucht. In: DGL Tagungsbericht 2000.

DGL-AG BAGGERSEEN (1995): Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen. - Empfehlungen und Entscheidungshilfen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V für Planung, Naturschutz und Gewässergüte. 125 S.

LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Gewässerbewertung - stehende Gewässer. - Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien.

LWA - Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen (jetzt LUA) (1993): Gutachten über die Gewässerbeschaffenheit von 39 Tagebauseen im Rheinischen Braunkohlen-Rekultivierungsgebiet „Ville“, 6 Bände.

Hydrobiologische Untersuchungen mit Mesokosmen in einem hypertrophen Kiesabbaugewässer in der Weseraue

J. Maibaum, A. Blöchl, W. Weidemann

Institut für Zoologie, Tierärztliche Hochschule Hannover, Bünteweg 17, 30559 Hannover,
joerg.maibaum@stud.uni-hannover.de

Keywords: Mesokosmen, Kieseeseen, Weseraue

Einleitung:

In einem Zeitraum von ca. 9 Monaten wurden drei Mesokosmen von jeweils 10 m³ im Vergleich zu ihrem Expositionsgewässer beobachtet und auf die folgenden Fragestellungen hin untersucht:

- Wie entwickeln sich Mesokosmen dieser relativ geringen Größe über einen ansonsten unüblich langen Zeitraum von mehreren Monaten?
- Welche Abweichungen vom Geschehen im See ergeben sich und wodurch werden sie beeinflusst?
- Wie schnell geht die Entkopplung der Systeme vom umgebenden Gewässer vor sich?
- Welche Möglichkeiten bieten Langzeituntersuchungen mit derartigen Mesokosmen als Monitoring- System in stehenden Gewässern?

Standort:

Als Expositionsgewässer diente ein hypertropher, dimiktischer See in der Nähe von Rinteln (Neelhof-See). Der See ist im Zuge der Kiesgewinnung Anfang der 50er Jahre entstanden und befindet sich im Überschwemmungsgebiet der Weser. Durch seine Lage kommt es bei Überschwemmungen zu hohen allochthonen Einträgen von Nährstoffen über die angrenzenden intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen. Das Gewässer weist eine Fläche von etwa 18,5 ha bei einem Volumen von ca. 37 Mio. m³ und einer maximalen Tiefe von 12 Metern auf und besitzt im mittleren Bereich eine kleine Insel.

Mesokosmen:

Drei Mesokosmen wurden im zentralen Bereich des Sees etwa 20 Meter westlich der Insel exponiert. Die Insel diente dabei als Verankerungspunkt. Zusätzlich erfolgte eine Fixierung mit Betongewichten am Seegrund.

Die drei Ansätze wurden als Sackexperimente, also ohne Sedimentanschluss eingerichtet und hatten ein Fassungsvermögen von 10 m³ bei den Abmessungen von 2m x 2m in der Fläche und 2,5m in der Tiefe. Zwei der Mesokosmen wurden durch Filtration mit Sieben der Maschenweiten 63µm (Mesokosmos A) und 125µm (Mesokosmos B) in ihrer Planktonzusammensetzung verändert. Der dritte Mesokosmos diente als Kontrolle (Mesokosmos C). Auf Fischbesatz wurde verzichtet.

Methodik:

See und Mesokosmen wurden im Zeitraum von September 2000 bis Mai 2001 im wöchentlichen Abstand beprobt und auf ihre physikalischen Parameter (Temperatur, pH, O₂ und Leitfähigkeit), chemischen Parameter (SRP, TP, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, Si, Fe und Cl) und Chlorophyll-a, sowie die quantitative und qualitative Zusammensetzung des Zoo- und Phytoplanktons hin untersucht. Die Probenentnahme fand in der Mitte der Mesokosmen, bzw. über der größten Tiefe des Sees statt, wobei jeweils auch vertikale Profile der physikalischen Parameter aufgenommen wurden. Mesokosmos B fiel bereits nach 8 Wochen infolge eines Sturmschadens aus.

Ergebnisse und Diskussion

Der See ist ein dimiktisches Gewässer mit ausgeprägter thermischer Schichtung, anaerobem Hypolimnion und einem massiven internal loading während der Stagnationsphasen (Tab.1 und BRAUNE 2000). Hinzu kommen allochthone Einträge aus dem landwirtschaftlichen Umfeld, wobei vor allem während der Weser-Überschwemmungen ein massiver Nährstoffzufluss besteht.

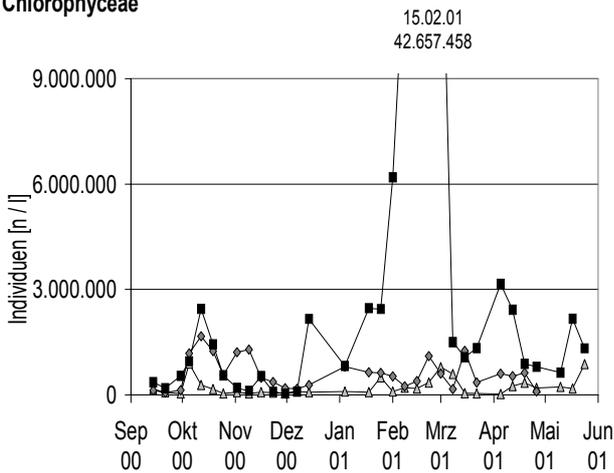
Tab. 1: Nährstoffkonzentrationen der Mesokosmen und des Sees im Untersuchungszeitraum. Die Werte von Mesokosmos B sind aufgrund der kürzeren Laufzeit grau unterlegt.

	See Oberfl.	See Grund	Mesokosmos A	Mesokosmos B	Mesokosmos C
Höchstwert TP	230 µg/l	1790 µg/l	170 µg/l	140 µg/l	150 µg/l
Mittelwert TP	84 µg/l	484 µg/l	47 µg/l	89 µg/l	44 µg/l
Messungen unterhalb der Nachweisgrenze	7 %	0 %	37 %	0 %	28 %
Höchstwert NO ₃ -N	230 µg/l	1790 µg/l	170 µg/l	140 µg/l	150 µg/l
Höchstwert NH ₄ -N	84 µg/l	484 µg/l	47 µg/l	89 µg/l	44 µg/l
Höchstwert Si	780 µg/l	4300 µg/l	470 µg/l	420 µg/l	390 µg/l
Mittelwert Si	410 µg/l	1650 µg/l	200 µg/l	240 µg/l	430 µg/l
Messungen unterhalb der Nachweisgrenze	14 %	0 %	50 %	13 %	50 %

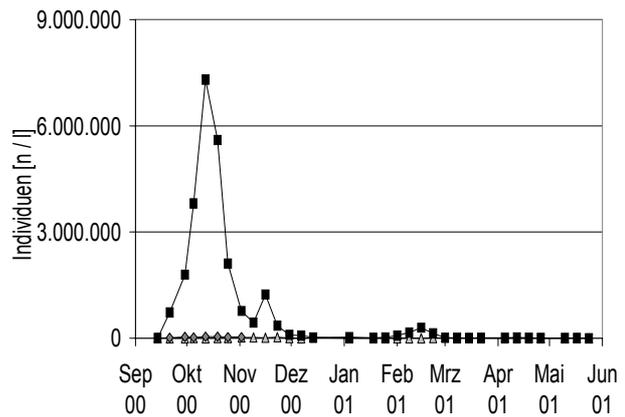
Neben dem verminderten Eintrag von Nährstoffen tritt in den Mesokosmen zusätzlich im Verlauf der Untersuchungen eine zunehmende Konkurrenz durch das Auftreten und die Zunahme von Periphyton auf. Hier ist vor allem die fädige Grünalge *Oedogonium crispum* zu nennen, die ab Dezember 2000 einen massiven Zuwachs zeigte. Der Wandbewuchs bewirkt mit fortschreitender Untersuchungsdauer einen Wechsel des zu Beginn pelagialen Systems zu einem mehr litoral geprägten System (LUNDGREN 1985).

Die Plankton sukzession in den Mesokosmen wird deutlich durch diesen Vorgang beeinflusst. Vor allem die Unterschiede der Abundanzen der Chlorophyceae im See und den Mesokosmen, die während der Phytoplanktonblüte im Frühjahr 2001 beobachtet werden konnten spiegeln dies wieder (Abb. 1). Eine deutliche Zunahme vagiler Arten, z.B. *Cryptomonas ovata* und kleinen Phytoplanktern und die deutliche Abnahme von großen und unbeweglichen Taxa ist auf die verminderte Turbulenz in den Mesokosmen zurückzuführen [IMBODEN 1979].

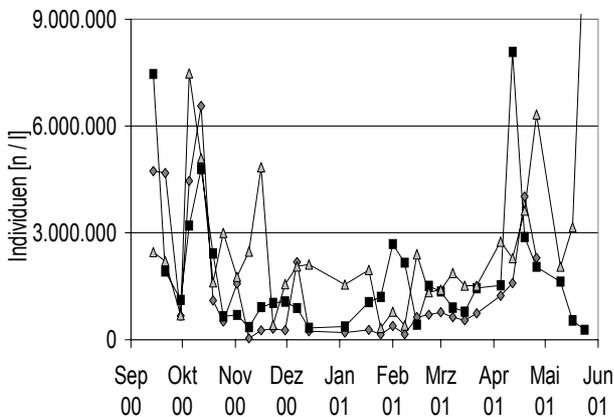
Chlorophyceae



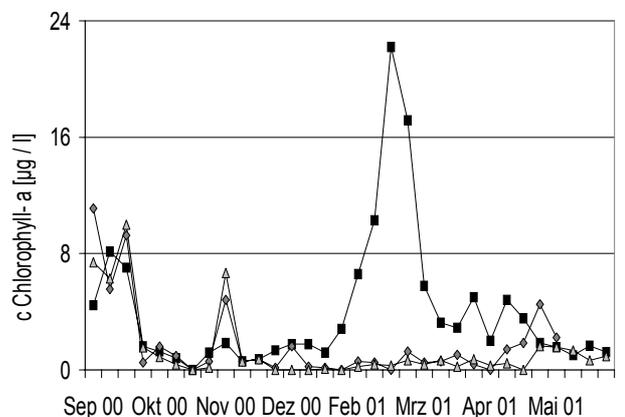
Bacillariophyceae



Cryptophyceae



Chlorophyll- a



■ See ▲ Mesokosmos A ◇ Mesokosmos B ◆ Mesokosmos C

Abb. 1: Phytoplanktondichten, sowie Konzentrationen von Chlorophyll-a des Sees und der Mesokosmen A, B, C im Untersuchungszeitraum von Sep. 2000 bis Mai 2001. Die Dichten der Chlorophyceae (oben links) und die Konzentrationen des Chl.-a (unten rechts) zeigen vor allem den unterschiedlichen Nährstoffstatus von See und Mesokosmen zu Beginn der Vegetationsperiode 2001. Nennenswerte Dominanzen einzelner Phytoplankter traten nur im See auf. Diese wurden gebildet durch *Chlorella vulgaris* während des Frühjahrsmaximums (Chlorophyceae) und durch *Cyclotella sp* und *Stephanodiscus sp* während des Herbstmaximums (Bacillariophyceae).

Die unterschiedlichen Abundanzen beim Zooplankton zwischen Mesokosmen und See sind im wesentlichen auf die in den Mesokosmen A und B zu Beginn der Untersuchungen durchgeführten Manipulationen bei der Befüllung zurückzuführen. Daneben spielt für den Langzeitverlauf aller Ansätze der oben aufgeführte differente Nährstoffstatus eine entscheidende Rolle in der Entwicklung. Hinzu kommt der Ausschluss von Prädation durch den fehlenden Fischbesatz und die Wechselwirkungen innerhalb des Planktons.

Besonders deutlich werden die Auswirkungen der beiden letzteren Faktoren zu Beginn der Untersuchung. So ermöglicht der fehlende Fischbesatz eine deutliche Zunahme der Cladoceren in Mesokosmos C, was sich vermutlich infolge von exploitativer Konkurrenz und mechanischer Interferenz negativ auf die Entwicklung der Rotatorien auswirkt, die im gleichen Zeitraum im See ein Maximum aufweisen (Abb. 2). In den Mesokosmen A und B hingegen sind Rotatorien dominierend. Dies ist auf die durchgeführten Manipulationen, dem Ausfiltrieren des großen Crustaceenplanktons zurückzuführen.

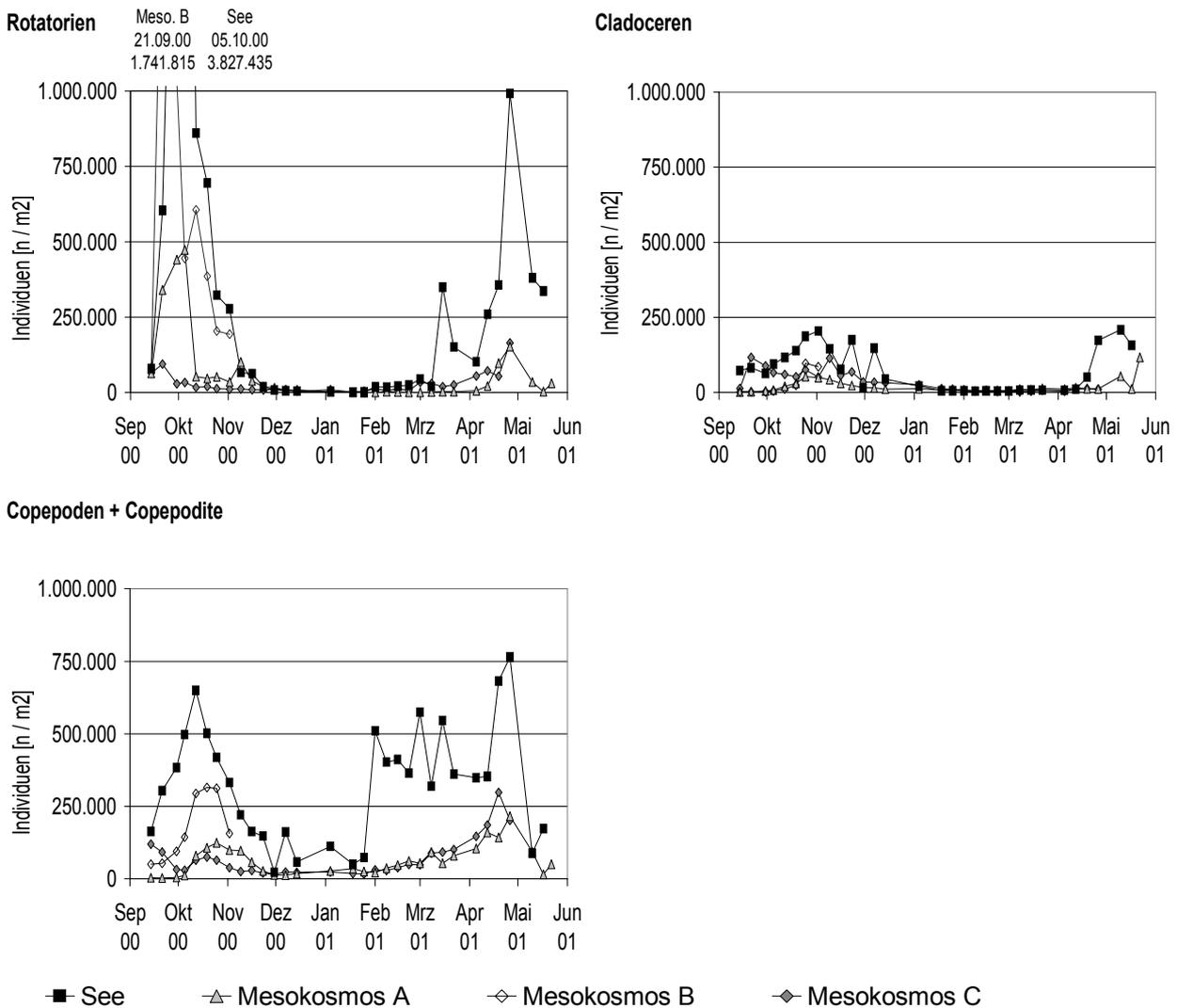


Abb. 2: Dichten des Zooplanktons des Sees und der Mesokosmen A, B, C im Untersuchungszeitraum von Sep. 2000 bis Mai 2001. Dominiert wurden See und Mesokosmen in diesem Zeitraum durch: (Rotatorien) *Keratella quadrata*, *K. cochlearis* - (Cladoceren) *Daphnia cucullata*, *D. longispina*, *Bosmina longirostris* - (Copepoden) *Eudiaptomus gracile*, *E. graciloides*, *Cyclops strenuus*, *C. vicinus*. Die genannten Arten stellten die jeweiligen Maxima, sowie auch die Hauptarten im Gesamtuntersuchungsverlauf von See und Mesokosmos A und B dar. Mesokosmos C entspricht dieser Verteilung, weist jedoch einen Dominanzwechsel der beiden *Daphnia*-Arten zu *Chydorus sphaericus* im Winter 2001 auf.

Schlussfolgerung:

Im Verlauf der Untersuchungen wurde deutlich, dass Faktoren wie verminderter allochthoner Nährstoffeintrag, die Trennung des eingeschlossenen Wasserkörpers vom Seesediment und das, die Wände der Becken besiedelnde Periphyton eine Entwicklung förderten, die von einem Anfangs rein pelagischen zu einem mehr litoral geprägten System wechselt und somit von der Entwicklung des Sees deutlich abweicht. Es kommt mit fortschreitender Untersuchungsdauer schnell zu einer deutlichen Entkopplung der Entwicklung der Mesokosmen vom umgebenden Wasserkörper, wodurch die Nutzung als Modell für eine Biomanipulation wenig geeignet erscheint. Allerdings könnten derartige „Langzeitmesokosmen“ durchaus als Modell für die Sukzession von Seen dienen, um die Entwicklung solcher Gewässer bei vermindertem allochthonem Input zu simulieren, wobei größere Volumina und ein Sedimentanschluss der Mesokosmen sinnvoll erscheint.

Literatur:

- BLÖCHL, A. (2000)
Produktionsbiologische Untersuchung von vier Kiesseen im Kreis Schaumburg
>Pelagial< - Diplomarbeit Universität Hannover
- BRAUNE, M. (2000)
Produktionsbiologische Untersuchung von vier Kiesseen im Kreis Schaumburg
>Benthos< - Diplomarbeit Universität Hannover
- IMBODEN, D. M.; EID, B. S. F.; JOLLER, T.; SCHURTER, M.; WETZEL, J. (1979)
MELIMEX, an experimental heavy metal pollution study: Vertical mixing in a large
limno-corrall. - Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 41: 177-189
- LUNDGREN, A. (1985)
Model ecosystems as a tool in freshwater and marine research – Archiv für
Hydrobiologie 70: 157-196
- MAIBAUM, J. (2002)
Hydrobiologische Untersuchungen in Mesokosmen in einem hypertrophen
Kiesabbaugewässer der Weseraue - Diplomarbeit Universität Hannover

Fischereiliche Bewirtschaftung und nachhaltige Entwicklung von Abtragungsgewässern auf Grundlage praxisnaher und nutzergeführter Erfassungen

Uwe Rottermund

Fachhochschule Lippe und Höxter, Abteilung Höxter, An der Wilhelmshöhe 44, 37671 Höxter; Lehrgebiete Landschaftsplanung (FB 9) und Wasserwirtschaft (FB 8); Tel. (05271) 687-281, Fax -270, E-Mail: IFP-Kiesgrube@gmxpro.de, Internet: www.rhodeus.de

Rohstoffgewinnung, Gewässerbewirtschaftung, Landschaftsplanung, Angelfischerei, WRRL, Niedersachsen

Intention

Inhalt des fachbereichsübergreifenden interdisziplinären Forschungsprojektes 'IFP-Kiesgrube' (BMBF FKZ 1707100, 2000 bis 2002) war die 'Entwicklung von Handlungsrahmen für die angelfischereiliche Bewirtschaftung von Abtragungsgewässern durch praxisnahe Erfassung und Zuordnung relevanter Parameter sowie deren verwertbare Aufbereitung als Grundlage nachhaltiger Entwicklung'. Auf der DGL-Tagung wurde ein projektbegleitendes Poster präsentiert, hier folgt eine Betrachtung nach dem Projektabschluss.

Das verfolgte Ziel war die – auch durch die Anforderungen der Europäischen Wasser-Rahmenrichtlinie implizierte – gewässerangepasste Bewirtschaftung der vielen mehr oder minder großen Kunstgewässer, die insbesondere durch den Kies- und Sandabbau entstanden und stetig entstehen. Im Sinne der Umweltvorsorge gilt es, die aufwändige und kostenintensive Restauration und Sanierung von Gewässern präventiv zu minimieren. Dies kann mit Hilfe gewässerangepasster Entwicklung, Pflege und Bewirtschaftung erfolgen, die eine durch Gewässereinschätzungen zu gewinnende Kenntnis des jeweiligen Gewässers voraussetzt.

Daher wurde besonderer Wert auf die Praktikabilität und Effektivität der Erfassungen durch die Nutzergruppe der Fischerei gelegt, um ihr als wesentlich Einfluss nehmender Bewirtschafter (z.B. Art und Menge des Fischbesatzes) und Partner des Naturschutzes (§29 BNatSchG) Hilfestellung bei der Einschätzung der Situation der Gewässer zu geben. Weitere Inhalte der Forschungen waren die Archivierung der gewonnenen Gewässerinformationen sowie die darauf basierenden Maßnahmenentwicklungen und -umsetzungen als praktischer und anwendbarer Beitrag zur gewässerangepassten Bewirtschaftung. Darüber hinaus wurden Betrachtungen zu einer möglichst frühzeitig beginnenden Kooperation und der Aufteilung von Aufgaben bei der Gewässerbewirtschaftung angestellt. Neben der koordinierten, auf einer fundierten Abbauplanung basierenden Rohstoffgewinnung sind die Fischbesatztätigkeiten von ausschlaggebender Bedeutung für die Gewässerentwicklung. Hier ist eine Steuerung möglich, die in diesem Projekt ebenfalls behandelt wurde.

Projekthinhalte

Nachvollziehbare fachlich fundierte Gewässereinschätzungen sind Grundlage nachhaltiger Bewirtschaftungsmaßnahmen. Vor den Hintergrund eines praxistauglichen und kostengünstigen Verfahrens wurden insbesondere folgende fachliche Inhalte bearbeitet:

- Ermittlung der verschiedenen Vorstellungen (Nutzungsleitbilder) der an Abgrabungen beteiligten Nutzer und Institutionen.
- Ermittlung der natürlichen vorgegebenen Leistungs- und Funktionsfähigkeiten von Abgrabungsgewässern (Naturschutzfachliches Gewässerleitbild).
- Abgleich mit den bestehenden und realisierbaren Gewässerzuständen (Allgemeine und fischereiliche Entwicklungsziele).
- Ermittlung bewirtschaftungsrelevanter Grundlagendaten des Gewässers (administrative, physikalisch-chemische sowie ökologische Daten).
- Feldversuch zur Selektion geeigneter Methoden und Verfahren zur Erfassung.
- Ermittlung der in Eigen- und Fremdleistung zu erbringenden Untersuchungen.
- Kostenvergleich der exemplarisch ausgewählten Erfassungsmethoden sowie Gegenüberstellung des Nutzen, insbesondere bzgl. des Fischbesatzes.
- Fachliche und formale Entwicklung einer nutzergeführten Gewässerkartei auf konventioneller und EDV-gestützter Basis.

Hierbei wurde mit Kooperationspartnern aus den verschiedenen Nutzergruppen zusammengearbeitet. Die Projektverknüpfungen sind in Abbildung 1 dargestellt.

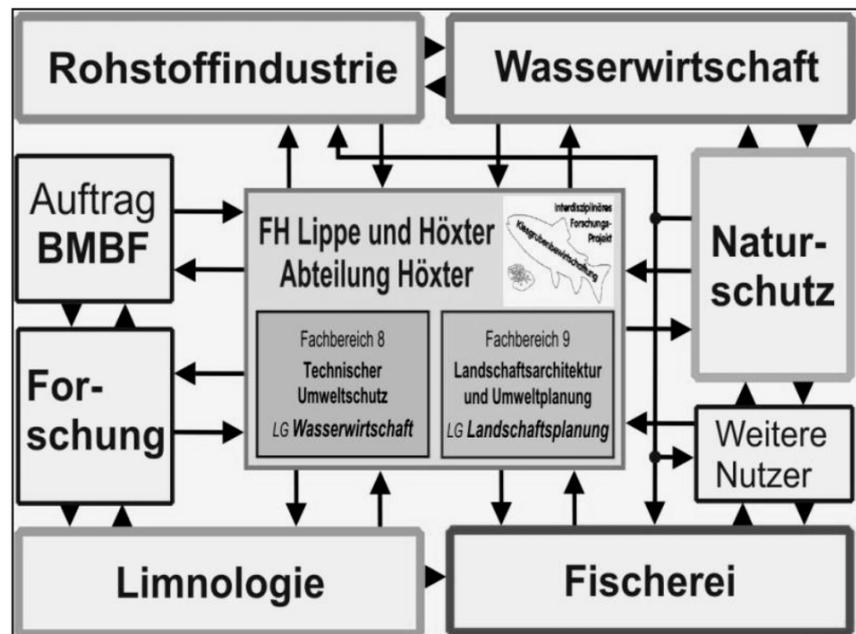


Abbildung 1: Projektverknüpfungen

Gewässerleitbilder und -entwicklungsziele

Durch Abgrabungen als tiefgehende Eingriffe mit weitreichenden Folgen werden zusammenfassend mehrere gesetzliche Ebenen berührt:

- Europäische Gesetzgebung ('FFH' - Richtlinie 92/43 EWG, EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG)
- Bundesgesetze (BauROG, WHG, BBergG, BNatSchG, BauGB, UVPG)
- Landesgesetze (NdsWG, NdsFischG, NNatG, Fischereigesetze)

Dieser gesetzliche Rahmen ist zielbestimmende Vorgabe für Verwaltungen und Behörden und wurde – neben den anderen Nutzergruppen – unter dem Begriff Leitbild behan-

delt. Trotz aller Gegensätze, unterschiedlicher Interessen und Ziele haben die Nutzer einige nachfolgend aufgeführte Gemeinsamkeiten in ihren Idealvorstellungen (Leitbildern); für alle ist ein 'gesunder' und regenerationsfähiger Wasserkörper von hoher Bedeutung:

- Möglichst hohe Wasser- bzw. Gewässerqualität
- Einbindung in bestehende Infrastrukturen
- Geringe Kosten bei der Pflege und Bewirtschaftung
- Akzeptanz der jeweiligen Nutzung durch die Bevölkerung
- 'Optimale' Nutzung

Dabei wird je nach spezifischer und gesamtplanerischer Vorstellung unterschiedlich gewichtet. Eine Bewirtschaftung der Gewässer ist in allen Fällen notwendig.

Aus diesen Vorstellungen lassen sich realisierbare und situationsbedingt modifizierbare Entwicklungsziele entwickeln, die dann speziell auf das jeweilige Gewässer angewendet werden können. Nach der Abwägung der Nutzerinteressen, unter Berücksichtigung des gesetzlichen Rahmens und der Anforderungen der WRRL mit ihren biologischen Kriterien wird grundsätzlich eine Anlehnung an das naturschutzfachliche Leitbild erfolgen müssen. Eine wichtige Rolle nimmt hier ein Bereich der Landschaftsplanung in der Umsetzung der Belange des nutzerintegrierten Naturschutzes ein.

Durch den Rohstoffabbau entstehende künstliche Gewässer mit überdurchschnittlich vielen gefährdeten und geschützten Biototypen 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. Diversität (Strukturvielfalt) und Hemerobie (relativer Natürlichkeitsgrad) in Verbindung mit Komplexität (Alter, Arteninventar und Biotopvernetzung) 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 (vgl. Kapitel Projektergebnisse), wobei auch nachträgliche Gestaltungen möglich sein sollten (vgl. auch Abbildung 2).

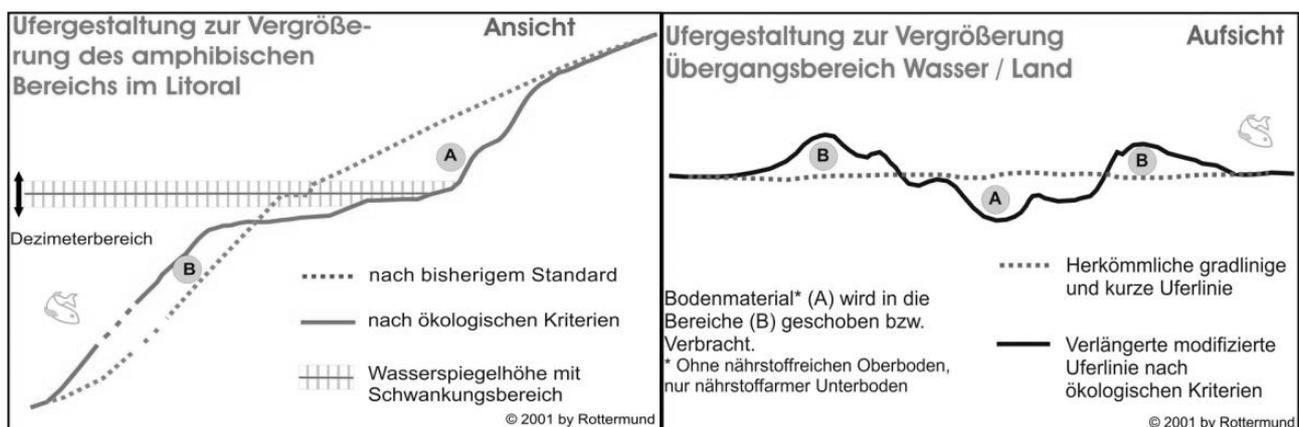


Abbildung 2: Ufergestaltung

Weiterhin sollten einige ungestörte Bereiche als Regenerations- und Fortpflanzungszonen im und am Gewässer eingerichtet werden. Dies kann durch Fischschonbezirke, Laichschonzonen und allgemeine Biotopschutzbereiche erfolgen. Hierbei ist das Gewäs-

ser ganzheitlich als Organismus im Zusammenspiel von Wasserkörper, Uferbereich und der Einbindung zumindest ins nähere Umland zu betrachten.

Gewässererfassung

Zur Gewässer**beurteilung** sind die Erfassungen umfangreicher Parameter über einen langen Zeitraum notwendig. Für die fischereiliche Bewirtschaftung ist eine Gewässer**ein-schätzung** ausreichend. Auch sie muss stetig und über einen längeren Zeitraum geschehen, um eine ausreichende Aussagegenauigkeit und Prognosefähigkeit zu erhalten. Die Einschätzung kommt mit weniger Parametern als die Beurteilung aus und ist mit einfacheren, weniger störanfälligeren Mitteln zu erheben. Der geringere Umfang der Erhebungen ist eine wesentliche Voraussetzung zur Gewässererfassung durch die Fischereiberechtigten. Tabelle 1 gibt die Inhalte des entwickelten Gewässerbegleitbogens wieder.

Tabelle 1: Inhalte des 'Gewässerbegleitbogens'

Inhalte des 'Gewässerbegleitbogens'	
Teil 1:	Gewässerunterlagen allgemeiner und verwaltungstechnischer Art (u.a. Vorlage für Gewässerordnung des Fischereivereines)
Teil 2:	Gewässerinformationen zur Lage, Einbindung in den Naturraum und zur Nutzung (naturräumliches sowie nutzungsspezifisches Leitbild)
Teil 3:	Wasserproben (im regelmäßigen Turnus), Gewässeruntersuchungen (ökologische und biologische Daten) und Protokollbögen bzw. Datenbank
Teil 4:	Gewässereinschätzung, basierend auf Teil 1-3 mit Einschätzungs- (Beurteilungs-) Herleitung (ökologisches Leitbild)
Teil 5:	Fang- und Besatzstatistiken
Teil 6:	a) Gewässerprognose, b) Maßnahmenempfehlungen; basierend auf Teil 4 und 5 mit Herleitung, angepasst an kurz- und mittelfristige Entwicklungsziele

Zur Nachvollziehbarkeit und Vergleichbarkeit der erfassten Daten sind die Erhebungen nach DIN und ATV bzw. anerkannten Verfahren vorzunehmen. Die zu erhebenden Parameter sind in Tabelle 2 aufgeführt. Bei der Ersterfassung eines Gewässers sollten alle Untersuchungen einschließlich der Gewässervermessung (u.a. wichtig zur Ermittlung einer geeigneten Messstelle des Tiefenprofils) durchgeführt werden; die weiteren Untersuchungen sind in verschiedenen zeitlichen Staffelungen vorzunehmen.

Tabelle 2: Modifizierte Untersuchungsinhalte

Erfassungsparameter			
Sichttiefe	pH	Ammonium NH_4^+	Chlorophyll a
Temperatur	Gesamthärte GH	Nitrit NO_2^-	Makrophyten
Sauerstoffgehalt O_2	Carbonathärte KH (Säurebindungsvermögen)	Nitrat NO_3^-	Phytobenthos / Diatomeen
Sauerstoffkonzentration O_2	Sedimentschichtung und Sedimentinhaltsstoff	Gesamtphosphat-gehalt TP	Makrozoobenthon
Leitfähigkeit	Gewässermorphologie		Fische

Wegen des Schichtungsverhaltens und darüber hinaus der Einflüsse des sauerstoffarmen Grundwassers ist die regelmäßige Erfassung mindestens der relevanten Parameter Temperatur und Sauerstoffgehalt im Tiefenprofil erforderlich. Hierfür bietet sich auf Grund der Handhabbarkeit, der zeitlichen Vorteile und der Wirkung des Wasserdruckes auf die Sauerstofflöslichkeit die digitale Messung mittels Sensoren an. Die Tabelle 3 stellt Unterschiede der analogen und digitalen Erfassung gegenüber.

Tabelle 3: Vergleich analoger und digitaler Erfassungen

Analog mittels Chemikalien		Digital durch elektronische Geräte	
+	Geringerer Anschaffungspreis	o	Höherer Anschaffungspreis
+	Geringer Wartungsaufwand	o	Mittlerer Wartungsaufwand
o	Mittlere Kosten der Einzelprobe	+	Geringe Kosten der Einzelprobe
-	Chemikalienreste vor Ort	-	Batterien / Akkus nötig
o	Temperaturabhängige Chemikalien	+	Lagerung in weitem Temperaturbereich
+	Sofort einsetzbar	o	Einstellungen vor der Messung
o	Relativ lange Messzeiten	+	Kürzere Messzeiten, dadurch mehr Messzyklen pro Zeiteinheit möglich
-	Resultate abhängig von der Technik der erfassenden Person und Witterung	+	Selbsttest von Gerät und Sensor, dadurch größere Fehlertoleranz, anerkannte Methode
o	Ergebnisermittlung z.T. rechnerisch, separate Archivierung mit Übertrag	+	Datentransfer über RS 232 Schnittstelle möglich (i.a. bei neueren Geräten)
Bewertungsstufen: + positiv o weniger gut - negativ			

Als Empfehlung und zur Orientierung kann folgende Zusammenstellung angenommen werden, die sich in der Preiskategorie um 7.000 € bewegt:

- Multiparameter Anzeigesystem mit Sonde und verlängertem Kabel (30m) für Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit und pH
- Untersuchungskoffer 'Aquamerck 11151' mit modifiziertem Inhalt
- Secchi-Scheibe
- Allgemeine Untersuchungsmaterialien und Zubehör

Es können entweder sukzessiv einzelne Geräte angeschafft werden oder die Wahl fällt auf ein multifunktionales Messgerät. Hier variieren die Möglichkeiten und entsprechend die Kostenaufwendungen nach unten und oben.

Projektergebnisse

Auf Grund der Abbautätigkeiten und des Grundwassereinflusses kann sich der Wasserkörper und somit die Gewässerzönose grundlegend von den entsprechenden natürlichen Gewässern verhalten. Daher ist in jedem Fall für eine Bewirtschaftung eine vorhergehende bzw. begleitende Gewässereinschätzung unabdingbar.

Die derzeitige Praxis von Untersuchungen der (Angel-)Fischerei müsste in einigen Punkten ergänzt bzw. abgewandelt werden, um dem Anspruch der 'guten fachlichen Praxis' zu entsprechen. Dazu zählen insbesondere die Messungen im Tiefenprofil und morphologische sowie biologische Daten. Es wird eine Kombination von analogen und digitalen Erfassungsmethoden empfohlen. Die durchgeführte Kosten-Nutzen-Analyse ergab, dass die anfallenden Gerätekosten durch eine bessere Handhabung, die erhöhte Datensi-

cherheit und im allgemeinen durch Einsparungen beim gewässerabgestimmten Besatz zeitnah mehr als kompensiert werden können.

Bei der Datenerhebung und -verwertung ist eine Kooperation der verschiedenen Nutzer möglich und sollte bezüglich Finanzen, Funktion und Aufgaben diskutiert werden. Dies erscheint auch insofern notwendig, da Angelvereine zwar nachvollziehbare Erfassungen und Archivierungen in Eigenregie durchführen können, sie jedoch bei einigen Fragestellungen an ihre Grenzen stoßen.

Hier besteht bei der Anwendung von anerkannten und nachvollziehbaren Methoden (DIN, ATV, etc.) die Möglichkeit des Vergleiches der von verschiedenen Nutzern und Institutionen erhobenen Daten und somit eine weitergehende Verwertbarkeit durch den Datenaustausch. Es kann ein Daten-Info-Pool bzw. Gewässerkataster entstehen, dass durch erhöhte Aussagefähigkeiten und Interpretationsmöglichkeiten Synergieeffekte in der zukünftigen Gewässerbewirtschaftung ermöglicht. Hier könnte die Fischerei als Partner in der Gewässerbewirtschaftung ihre Kompetenz auf- und ausbauen.

Die Morphologie ist als strukturgebender Größe von herausragender Bedeutung für die zukünftige Entwicklung eines Abtragungsgewässers. Insofern sollte die Abbauplanung unter Einbeziehung limnologischer Gesichtspunkte im Vorfeld von der Genehmigungsbehörde mit dem Abbaunehmen und den zukünftigen Nutzern, insbesondere der Fischerei abgestimmt werden. Hierzu wurde eine beispielhafte modifizierte Abbaufolge entwickelt.

Diese Abhandlung stellt in Kurzform die Inhalte und Ergebnisse des BMBF-Forschungsprojektes zur fischereilichen Bewirtschaftung von Abtragungsgewässern dar. Der Abschlussbericht, ausführlichere Informationen oder weitere Hinweise zur Gewässererfassung und -bewirtschaftung können über den Autor bezogen werden.

Literatur

- Arbeitsgruppe Fischökologie am Zoologischen Institut der Technischen Universität Braunschweig (2002): Untersuchung der Fischartengemeinschaft der Kiesgrube "Vechelder See". Untersuchung im Auftrag der Universität-Gesamthochschule Paderborn / Abteilung Höxter (unveröffentlicht), Braunschweig: 43 S.
- DENEKE R. & B. NIXDORF (Herausg.) (2002): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe 5/2002 der Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Eigenverlag, Cottbus: 159 S.
- 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
- FLEISCHHAUER-RÖSSING (1997): Limnologische Untersuchungen der biologischen und chemischen Gewässeruntersuchung. Landessportfischereiverband Niedersachsen e.V. 2. Aufl. LSV, Hannover: 81 S.
- HARSÁNYI, A. (1997): Angelfischereiliche Nutzung von Gewässern. In: Fischökologie Heft 10, Verlag Advanced Biology, Petersberg 15-26.
- JESSEL, B. (2002): Warum die Wirklichkeit den Plänen so oft davonläuft ... - Landschaftsplanung im Licht von Systemtheorie und Funktionskontrolle. In: GERKEN, B. & GÖRNER, M. (Eds.): Planung contra Evolution? Über Evolution und Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Reihe Natur- und Kulturlandschaft, Bd. 5, Höxter/Jena, S. 54-61.
- Knösche, R. (1995): Ziele und Notwendigkeit der fischereilichen Bewirtschaftung von Seen. In: Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 10, Nürnberg: 51-63.
- ROTTERMUND, U. (2002): Entwicklung von Handlungsrahmen für die angelfischereiliche Bewirtschaftung von Abtragungsgewässern durch praxisnahe Erfassung und Zuordnung relevanter Parameter sowie deren verwertbare Aufbereitung als Grundlage nachhaltiger Entwicklung. In: Tagungsbericht 2001 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (Kiel), Eigenverlag der DGL, Tutzing: 352-357
- WOHLRAB, B., EHLERS, M., GÜNNEWIG, D., SÖHNGEN, H.-H. (1995): Oberflächennahe Rohstoffe. - Abbau, Rekultivierung, Folgenutzung. Gustav Fischer, Stuttgart: 303 S.

ÜBERGANGSGEWÄSSER

- KRECH, M., BIELE, S., SCHLUNGBAUM, G., FREUDENBERG, K. & B. VOIGT: Leitbildorientiertes Entwicklungskonzept für die Sanierung und Restaurierung von Übergangsgewässern am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette Ein Beitrag zur fachlichen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern
- MINNING, M., LEIPE, T. & G. SCHERNEWSKI: Auswirkungen der regelmäßigen Kanalausbaggerungen auf die Trophie des Stettiner (Oder) Haffs
- RÖDIGER, S., SCHERNEWSKI, G. & M. ZETTLER: Die Makrozoobenthosbesiedelung des Oderhaffs vor dem Hintergrund der EU- Wasserrahmenrichtlinie
- BIERSCHENK, A., BIERSCHEK, B. & M. SCHIRMER: Sukzession eines neu angelegten, tidebeeinflussten Seitengewässers in der Brackwasserzone der Unterweser

Leitbildorientiertes Entwicklungskonzept für die Sanierung und Restaurierung von Übergangsgewässern am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette

Ein Beitrag zur fachlichen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern

Mathias Krech¹⁾, Steffen Biele¹⁾, Günther Schlungbaum²⁾, Klaus Freudenberg¹⁾
& Burkhard Voigt³⁾

¹⁾ UmweltPlan GmbH Stralsund, Tribseer Damm 2, 18437 Stralsund

²⁾ Universität Rostock, FB Biowissenschaften, Wismarsche Straße 8, 18051 Rostock

³⁾ Landkreis Nordvorpommern, Bahnhofstraße 12/13, 18507 Grimmen

Keywords: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Übergangsgewässer, Darß-Zingster Boddenkette, Restaurierung

1 Ostsee-Übergangsgewässer und die EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die seit dem 22. Dezember 2000 verbindliche EU-Wasserrahmenrichtlinie sieht für alle Oberflächengewässer der Gemeinschaft das Erreichen der guten ökologischen Qualität bis zum Jahr 2015 vor (EU-WRRL 2000). Darüber hinaus gilt ein grundsätzliches Verschlechterungsverbot der Gewässerbeschaffenheit für alle Oberflächengewässertypen. Diese Anforderungen gelten auch für Ästuar- bzw. Übergangsgewässer im südlichen Ostseeraum (SCHLUNGBAUM & KRECH 2000). Die Ostseeküste zwischen Flensburg und Klaipeda wird durch 13 Innere Küstengewässer mit Brackwassercharakter geprägt, die morphogenetisch und hydrologisch drei differenzierbaren Küstengewässertypen (Bodden, Förden, Haffe) zuzuordnen sind (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2001, SCHLUNGBAUM et al. 2001b, siehe. Abb. 1).

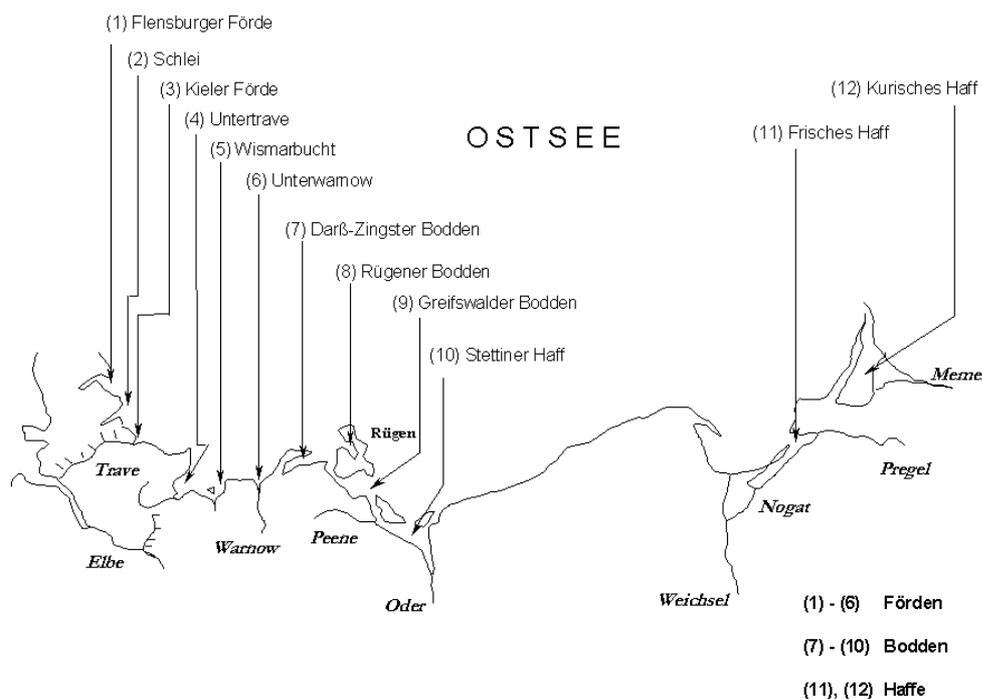


Abb. 1: Geographische Lage der Förden, Bodden und Haffe im südlichen Ostseeraum (verändert nach SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2001)

2 Die Darß-Zingster Bodden

Die Darß-Zingster Bodden bilden den westlichsten Teil der vorpommerschen Bodden- und Haffgewässer. Das gewässermorphologisch in vier Teilbodden gegliederte, polymiktische Flachwasserästuar weist β -mesohaline Salzgehaltsverhältnisse, eine ausgeprägte räumliche und zeitliche Variabilität des Wasserhaushalts und eine ästuartypisch hohe biologische Produktivität (Trophie) auf (SCHLUNGBAUM et al. 2001b). Auf Grund der einzigen Wasseraustauschverbindung der Boddenkette mit der Ostsee im Ostteil sowie der bedeutenden Flusswasserzufuhr über die Recknitz im Westteil besteht im Gewässersystem ein starkes Salinitätsgefälle sowie eine graduelle Trophieverschlechterung von Ost nach West.

3 Sanierungs- und Restaurierungsbedarf

Als Bindeglied zwischen dem 1.600 km² großen Einzugsgebiet (Abb. 2) und der vorgelagerten Ostsee stellt die Darß-Zingster Boddenkette ein wichtiges Transport-, Filter- und Puffersystem für landbürtige Stoffe dar. Als Stoffsenke verfügt das Übergangsgewässer über ein hohes natürliches Entlastungspotenzial und beeinflusst

damit die Gewässerqualität der vorgelagerten Ostsee erheblich (SCHIEWER & GOCKE 1996). Anthropogen verursachte Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet, insbesondere während der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts, führten zu einer Überbeanspruchung des natürlichen Reinigungspotenzials. Eine Umwandlung des Gewässers in eine Belastungsquelle mit erheblichen Einschränkungen gewässertypischer Nutzungen (Fischerei, Tourismus) waren die Folge. Das ursprünglich mesotroph bis schwach eutrophe Boddensystem (=potenziell natürlicher Zustand) weist gegenwärtig stark eutrophe bis hypertrophe Verhältnisse auf (SCHLUNGBAUM et al. 2001c).

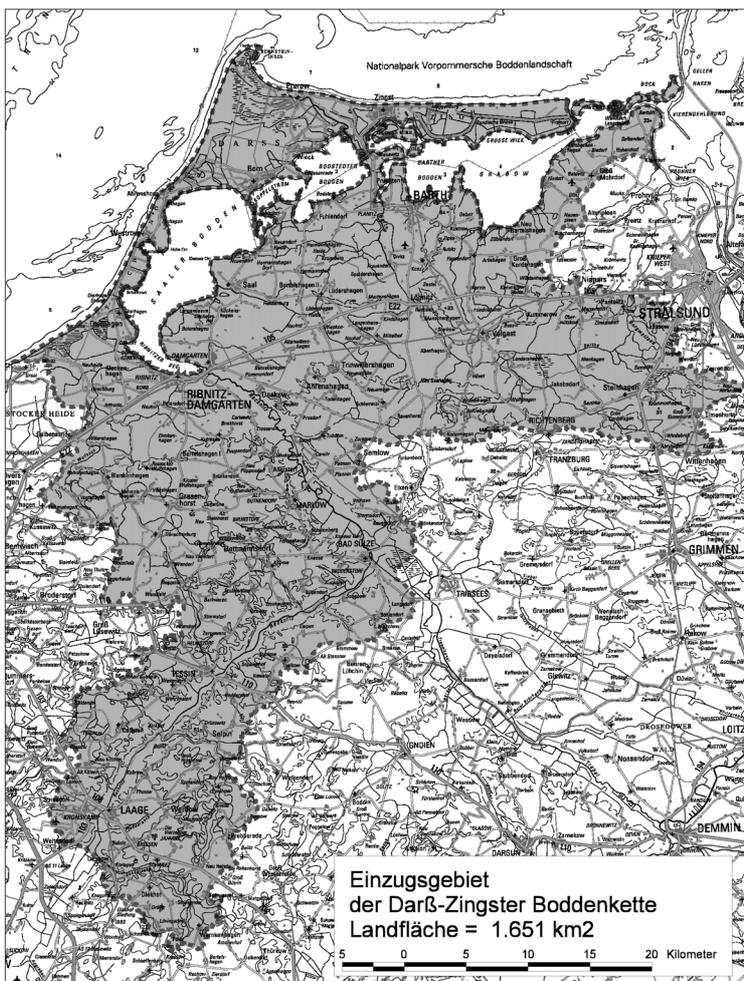


Abb. 2: Lage, Gliederung und Einzugsgebiet der Darß-Zingster Bodden

4 Nährstoffbilanzierung und Belastungsanalyse als Restaurierungsgrundlage

Zur Quantifizierung der Nährstoffbelastung erfolgte eine umfassende Bilanzierung der externen und internen Hauptbelastungspfade für Stickstoff und Phosphor (KRECH & SCHLUNGBAUM 2001, SCHLUNGBAUM et al. 2001a). Die Nährstoffbilanz für Phosphor zeigt Abb. 3. Mit einer Flächenbelastung von 1,82 bis 2,43 g P m⁻² a⁻¹ stellt die gewässerinterne P-Verfügbarkeit den mit Abstand höchsten Belastungspfad dar. Diese hohe Flächenbelastung äußert sich in der gegenwärtig hypertrophen Beschaffenheit des Boddensystems. Die externe Belastung des Gewässers durch diffuse und punktuelle Quellen liegt mit 0,29 g P m⁻² a⁻¹ deutlich unter den gewässerinternen Belastungswerten. Die Zielvorgabe (= gute ökologische Qualität entsprechend EU-WRRL) für Phosphor von 0,23 g P m⁻² a⁻¹ wurde für die Boddenzuflüsse annähernd erreicht. Kritisch stellt sich nach wie vor die Reduzierung der diffusen Stickstoffbelastung dar. Den größten Anteil an der diffusen N-Belastung bilden Einträge über Dränagen (61 %) und Grundwasser (35 %).

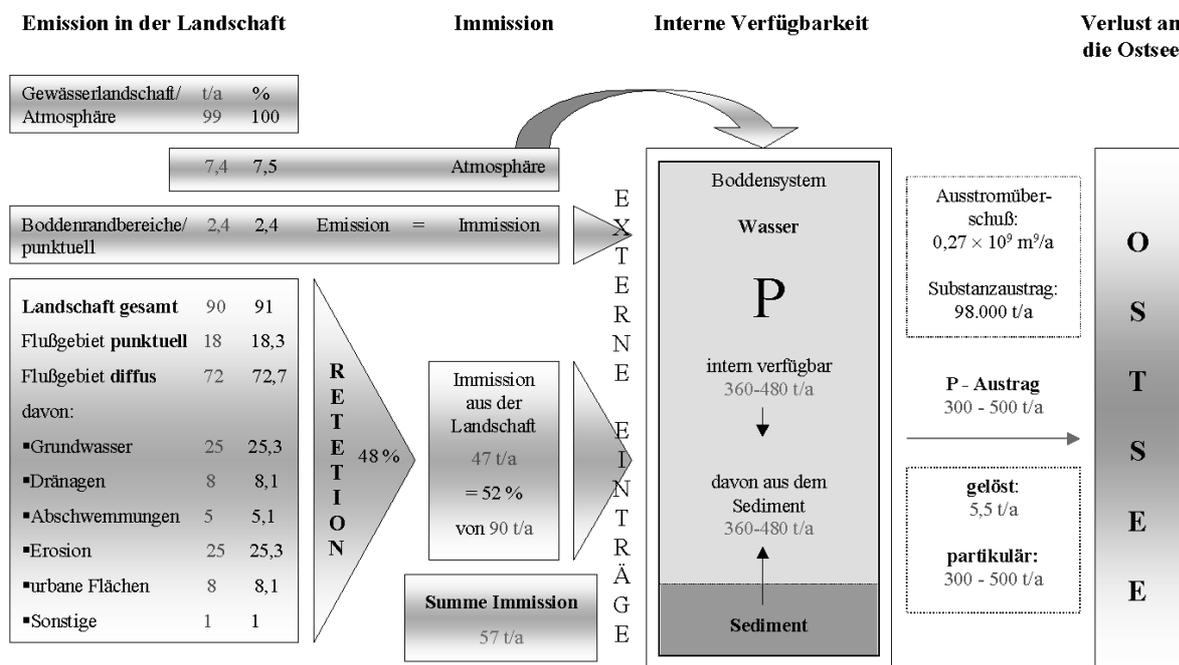


Abb. 3: Nährstoffbilanz für die Darß-Zingster Bodden am Beispiel des Phosphors

5 Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen

Eine nachhaltige Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit des Boddensystems ist nur über eine Regulierung/Verminderung der internen Phosphor-Verfügbarkeit möglich. Ansatzpunkt für eine wirkungsvolle P-Elimination in dem großflächigen Gewässersystem ist die (partielle) Sedimententnahme über künstliche Sedimentationsräume (SCHLUNGBAUM et al. 2001b, VOIGT & SCHLUNGBAUM 1997). Die im Zuge der Restaurierung anfallenden aquatischen Sedimente sollten gewässerextern verbracht und nachgenutzt werden. Verwertungsmöglichkeiten für die schlickigen, unkontaminierten Sedimente liegen im Garten- und Landschaftsbau, Hochwasserschutz und in der Landwirtschaft. Der Schwerpunkt für Sanierungsmaßnahmen liegt auf der Verminderung diffuser Stickstoffeinträge über Dränagen und Grundwasser. Zur Erreichung dieser Ziele sind neben Änderungen in der Landnutzungsintensität (standortgerechte Düngepraxis) auch weitere Maßnahmen zur Deregulation des Landschaftswasserhaushalts notwendig.

6 Literatur

- EU-WRRL (Wasserrahmen-Richtlinie) (2000): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. 2000/60/EG, ABL L 327/72 vom 22.12.2000.
- KRECH, M. & G. SCHLUNGBAUM (2001): Nährstoffbilanzen von Ästuaren im südlichen Ostseeraum - Welche Anforderungen an die gute ökologische Qualität stellt die Wasserrahmenrichtlinie? Mat. Jahrestag. Wasserchem. Gesellschaft. Bad Wildungen.
- SCHIEWER, U. & K. GOCKE (1996): Ökologie der Bodden und Förden. In: Rheinheimer, G.: Meereskunde der Ostsee, Springer, Heidelberg. S. 216-221.
- SCHLUNGBAUM, G. & H. BAUDLER (2001): Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee – eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff. Teil 1: Entwicklungsgeschichte, Morphologie, Hydrologie und Hydrographie. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 8: 5-61.
- SCHLUNGBAUM, G.; H. BAUDLER & M. KRECH (2001a): Das Eutrophierungsproblem der Darß-Zingster Bodden – Nährstoffeinträge/Nährstoffbilanzen. Meer und Museum, Stralsund, 16: 25-34.
- SCHLUNGBAUM, G.; H. BAUDLER; M. KRECH & B. KWIATKOWSKI (2001b): Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Schriftenreihe Landesamt f. Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 1/2001, 209 S.
- SCHLUNGBAUM, G. & M. KRECH (2000): Ästuare an der südlichen Ostsee und die EU-Wasserrahmenrichtlinie – Ökologische Gliederung (Teil 1). Wasser und Abfall, Vieweg & Sohn, Braunschweig, Wiesbaden, 12: 12-19.
- SCHLUNGBAUM G.; B. KWIATKOWSKI & M. KRECH (2001c): Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee - eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff. Teil 2: Verschiedenheit der naturbedingten und anthropogen geprägten Eutrophierungsprozesse - eine Diskussion zur möglichen ökologischen Qualität entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Rostock. Meeresbiolog. Beitr., 8: 63-112.
- VOIGT, B. & G. SCHLUNGBAUM (1997): Die Sanierung der Boddenkette - Der ökologisch-ökonomische Nutzen für die Region.
- (1) Zur Rolle der ökologischen Voraussetzungen für die wirtschaftliche Entwicklung
- (2) Zur Rolle der Sedimente in der Gewässerökologie und ihre Bedeutung für die Gewässersanierung.
- Mat. des Symp. „Erschließung alternativer Rohstoffquellen, Hafenschlick und Baggergutaufbereitung“, Umwelttechnik Messe-Nord, Sept. 1997, 18 S.



Auswirkungen der regelmäßigen Kanal-Ausbaggerungen auf die Trophie des Stettiner (Oder) Haffs

Marion Minning, Thomas Leipe & Gerald Schernewski

Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW), Seestraße 15, D-18119 Rostock/Warnemünde, Germany.

Keywords: Stettiner Haff, Oderhaff, Kanalausbaggerung, Kanalvertiefung, Nährstoffhaushalt

Einleitung

Der Hafen Stettin/Swinoujscie ist einer der wichtigsten Häfen Polens. Besonders im Zeitalter der Globalisierung machen neue Technologien in der Schifffahrt einen weiteren Ausbau des Stettiner Hafens und des dazugehörigen Schifffahrtskanals notwendig, damit Stettin im Seeverkehr und -transport weiter konkurrenzfähig bleiben kann.

Die Oder verbindet den Stettiner Hafen mit der Ostsee. Sie mündet zunächst in das Stettiner Haff (auch: Oderhaff; polnisch: Zalew Szczecinski) an der deutsch-polnischen Grenze. Zwischen den hier teilweise abgetragenen Moränenzügen haben sich im Mündungsbereich der Oder die Nehrungsinseln Usedom im Westen und Wolin im Osten gebildet, die das Stettiner Haff von der offenen Ostsee trennen. Das Haff ist lediglich über die drei Mündungsarme Peenestrom, Swina und Dziwna mit der Ostsee verbunden und ist ein gezeitenfreies polymiktisches Gewässer. Es hat eine mittlere Tiefe von 3,8 m bei einer Fläche von 687 km².

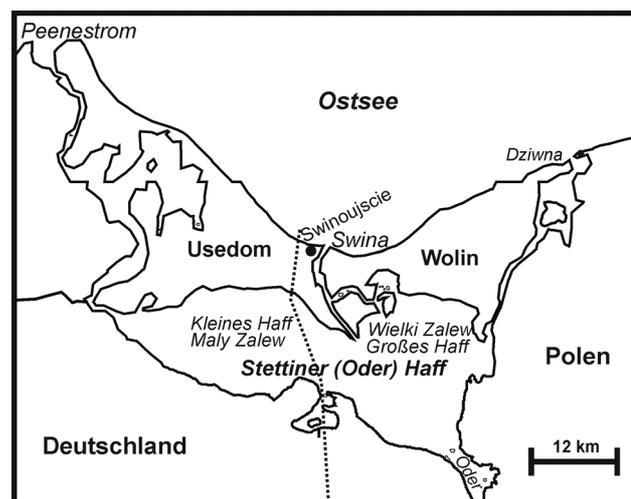


Abb. 1: Das Stettiner (Oder) Haff (Zalew Szczecinski) an der deutsch-polnischen Grenze mit den Nehrungsinseln Usedom und Wolin.

Das Haff wird aus zwei Becken gebildet, dem Kleinen Haff (Maly Zalew) auf deutscher Seite und dem Großen Haff (Wielki Zalew) auf polnischem Gebiet (Abb. 1). Die theoretische Wasseraufenthaltszeit beträgt im Kleinen Haff 3 Monate und im Großen Haff 0,5 Monate (Leipe et

al. 1998). Durch den polnischen Teil des Stettiner Haffs führt ein bereits 1874 bis 1880 künstlich angelegter Schifffahrtskanal, der größeren Schiffen aus der Ostsee das Anlaufen des Hafens von Stettin durch das flache Haff ermöglicht. Dieser Kanal muss regelmäßig ausgebaggert werden, damit seine Tiefe von 10,5 m erhalten werden kann.

Der Schifffahrtskanal reicht von Swinoujście an der Swina-Mündung bis Stettin, etwa 70 km flussaufwärts an der Oder gelegen. Er soll im Zuge der Modernisierungsmaßnahmen auf zunächst etwa 12,5 m und schließlich auf 14,5 m vertieft werden (A. Borowiec, Maritime Office of Szczecin, schriftliche Mitteilung). Hierbei wird zudem eine Verbreiterung des Kanals angestrebt, um beispielsweise das Unfallrisiko im Schiffsverkehr herabzusetzen (Weltbank 2000).

Die Oder stellt mit einem Einzugsgebiet von ca. 118.861 km² und einer Jahresabflussmenge von etwa 17,7 km³ den sechstgrößten Süßwasserzufluss zur Ostsee dar (Landesumweltamt Brandenburg 1998, S. 8). Jährlich werden über die Oder etwa 425.000 t Schwebstofffracht in das Haff transportiert (Leipe et al. 1998, S. 8). Ungefähr 63.000 t Stickstoff und 3.500 t Phosphor gelangen pro Jahr über die Oder in das Haff (Schernewski et al. 2001).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Sedimentproben aus dem Schifffahrtskanal untersucht, um folgende Fragen klären zu können:

- Wie setzt sich das im Schifffahrtskanal abgelagerte Material zusammen?
- Haben die regelmäßigen Ausbaggerungen einen relevanten Nährstoffentzug für das System Oderhaff zur Folge und wie wirkt sich dies auf die Trophie des Haffs aus?
- Welche Bedeutung hat der Kanal bei der Bewertung des Oderhaffs als Nähr- und Schadstoffsенke für die Ostsee?

Es wird außerdem der Frage nachgegangen,

- wie sich die geplante Vertiefung des Kanals auf die Materialablagerung und somit auf den Nährstoffhaushalt des Oderhaffs auswirkt.

Als Teilaspekt werden hier aus diesem Themenkomplex die Nährstoffe herausgegriffen.

Methoden

Die Untersuchung der Nährstoffe in den Sedimenten des Schifffahrtskanals wurde anhand von 11 Sedimentproben aus dem Kanalverlauf durchgeführt (Abb. 2). Die Proben wurden im Oktober 2001 von einem Schiff aus mittels eines 7,5 kg schweren Kastengreifers des Typs Ekman-Birge genommen und anschließend bis zur weiteren Bearbeitung bei 20°C tiefgefroren. Entnommen wurden etwa die obersten 5 cm der Oberflächensedimente.

Die Probestellen befinden sich im Kanalverlauf von der Mündung der Oder bis zum Piastowski-Kanal, der zwischen den Inseln Usedom und Wolin angelegt ist (Abb. 2). Die nordwestlichste Probe liegt 53°48',29 N – 14°20',65 E (Probe 11) und die südöstlichste Probe befindet sich 53°36',50 N – 14°35',24 E (Probe 10). Im Piastowski-Kanal war keine Probenahme möglich, da der Grund hier aus festem, kompaktem Sand besteht, wodurch der Kastengreifer nicht in den Untergrund eindringen konnte.

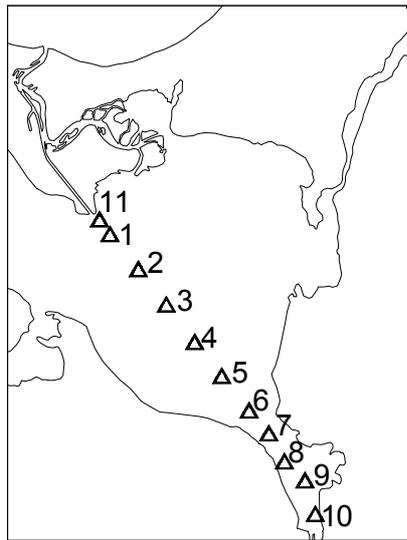


Abb. 2: Probestellen im Schifffahrtskanal des Großen Haffs.

Vor Beginn der geochemischen Untersuchung der Sedimentproben wurden diese gefriergetrocknet, um das gesamte Wasser aus dem Material zu entfernen. Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte wurden anschließend durch den EA 1110 Elemental Analyser (CE Instruments) mit Eager 200-Software am Institut für Ostseeforschung Warnemünde gemessen. Das Phosphor in den Sedimentproben wurde ebenfalls am Institut für Ostseeforschung Warnemünde mittels eines Totalaufschlusses und Messung am ICP AES (Atomemissionsspektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma) ermittelt. Ein ICP AES arbeitet nach dem Prinzip, dass Atome und Ionen in angeregtem Zustand Licht emittieren und Wellenlängen sowie Lichtintensität Rückschlüsse auf die Elemente, die in der Probe enthalten sind, ermöglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Phosphor tritt in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals mit Werten zwischen 304 mg/kg TS (Trockensediment) in Probe 1 und 6127 mg/kg TS in Probe 7 auf (Abb. 3). Die Proben 1 und 11 weisen aufgrund ihres hohen Quarzanteils, der einen Verdünnungseffekt in Bezug auf die übrigen Elemente zur Folge hat, deutlich geringere Gehalte auf. Das arithmetische Mittel der Proben 2 bis 10 liegt bei 4662,89 mg/kg TS. Im Verlauf der Schifffahrtsrinne ist ein Gradient in den Phosphorgehalten des Sedimentes zu erkennen. Im Bereich der Odermündung sind höhere Phosphorgehalte zu finden, als im Bereich des offenen Haffs und der Swina-Mündung zwischen den Inseln. Eine Ursache hierfür kann in der Form gesehen werden, in der das durch die Oder eingetragene Phosphor im Wesentlichen auftritt. Phosphor liegt in Flüssen meist in partikulärer, also schnell sedimentierbarer Form vor, weshalb Sedimentation häufig die einzig signifikante Senke für Phosphor darstellt (Brügmann 1993).

Das Oderhaff weist hohe Konzentrationen an Eisen im Sediment auf (5,88 % Fe_2O_3 in Oberflächensedimenten, Leipe et al. 1998). Anorganisches Phosphat bildet mit Eisen unter oxidischen Bedingungen schwerlösliche EisenIII-phosphate, die sich im Sediment ablagern.

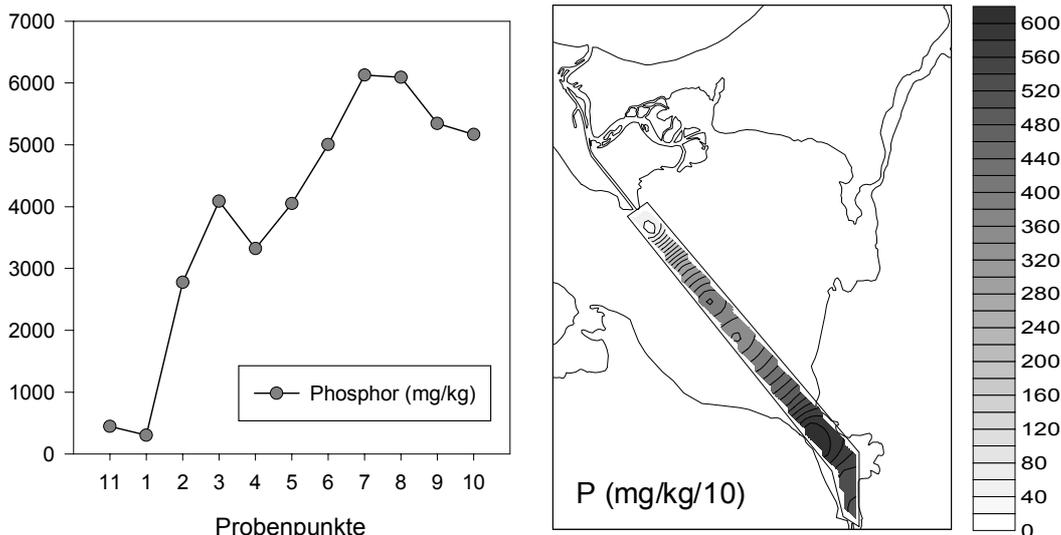


Abb. 3: Phosphorgehalte in den Sedimenten des Schiffahrtskanals.

Organischer Kohlenstoff (TOC) ist in den Sedimentproben mit Gehalten zwischen 3,38 mg/g TS in Probe 1 und 127,27 mg/g TS in Probe 5 vertreten (Abb. 4). Wieder weisen Probe 1 und 11 deutlich geringere Werte auf. Der durchschnittliche Gehalt an organischem Kohlenstoff liegt bei 107,05 mg/g TS, wenn Probe 1 und 11 aus der Berechnung herausgenommen werden. Von der Odermündung bis in das offene Haff ist ein leicht ansteigender Trend zu erkennen (ohne Berücksichtigung der Proben 1 und 11).

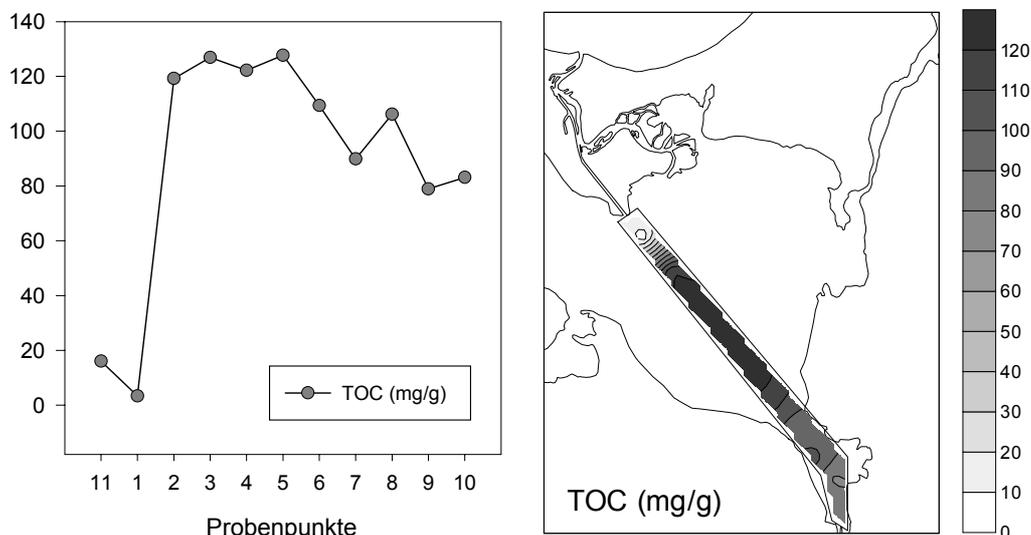


Abb. 4: Organischer Kohlenstoff (TOC – Total organic carbon) in den Sedimenten des Schiffahrtskanals.

In den Sedimenten des Schiffahrtskanals sind Stickstoffgehalte von 0 mg/g TS in Probe 1 bis 13,7 mg/g TS in Probe 5 zu verzeichnen (Abb. 5). Der Verlauf der Kurve gleicht dem der TOC-Gehalts-Kurve. Die Gehalte in den Proben 1 und 11 liegen deutlich unter dem Niveau der übrigen Proben. Im Durchschnitt sind etwa 10,47 mg/g Stickstoff in den Proben 2 bis 10 enthalten. Abgesehen von den Proben 1 und 11 liegt hier ein leicht ansteigender Trend in den Gehalten von der Odermündung bis in den Bereich des offenen Haffs vor. Diese höheren Stickstoffgehalte und

Gehalte an organischem Kohlenstoff im Bereich des offenen Haffs lassen sich durch die zusätzliche Ablagerung von organischem Material, das autochthon im Haff gebildet wurde, erklären.

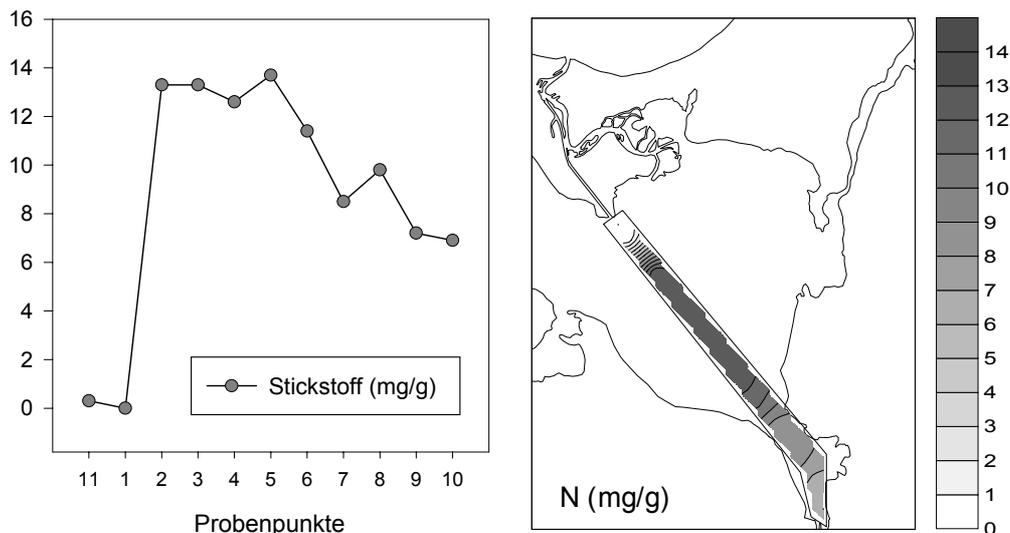


Abb. 5: Stickstoffgehalte in den Sedimenten des Schiffahrtskanals.

Im Zuge der regelmäßigen Ausbaggerungen des Schiffahrtskanals werden pro Jahr im Durchschnitt 1.490.313 m³ Baggergut entnommen (Maritime Office of Szczecin). Legt man für das Baggergut die Trockenraumdichte zu Grunde, die für die Sedimentproben des Schiffahrtskanals ermittelt wurde (0,2 t/m³), ist von etwa 298.062 t Trockenmasse Baggergut auszugehen. Dies bedeutet eine jährliche Phosphorentnahme von ca. 1.389,83 t. Es werden mit dem Baggergut zudem ungefähr 3.201,19 t Stickstoff und ungefähr 31.907,54 t organischer Kohlenstoff entnommen.

Über die Oder wurden in den letzten Jahren jährlich etwa 63.000 t Stickstoff und 3.500 t Phosphor in das Stettiner Haff transportiert (Schernewski et al. 2001). Der Eintrag schwankt von Jahr zu Jahr je nach Wassermenge, die von der Oder geführt wird. In den Jahren 1988 bis 1994 betrug der Oderzufluss 10 bis 20 km³ und führte Stickstoffmengen zwischen 39.000 t und 99.000 t sowie Phosphormengen zwischen 4.700 t und 8.400 t mit sich (Grelowski et al. 1999). Dieses eingetragene Material wird teilweise am Grund des Oderhaffs und im Kanal akkumuliert, zum Teil findet zunächst eine biogene Materialumsetzung mit anschließender Detritusablagerung im Sediment statt und zum Teil wird das Material direkt in die Ostsee ausgeschwemmt. Daher gestaltet sich eine Aufschlüsselung der Sedimentherkunft sehr schwierig.

Pro Jahr werden etwa 40 % der durch die Oder eingetragenen Phosphormenge und ungefähr 5 % der eingetragenen Stickstoffmenge durch die Baggerungen mit dem Baggergut aus dem Haff entnommen.

Bei der Bewertung der Baggerungen in Hinblick auf den Nährstoffhaushalt des Stettiner Haffs ist zu beachten, dass die Primärproduktion im Haff lichtlimitiert ist und Nährstoffe nur in kurzen Phasen den begrenzenden Faktor darstellen bzw. darstellen können. Phosphor spielt während einer kurzen Phase im Frühjahr und Stickstoff für kurze Zeit im Sommer als limitierender Faktor eine Rolle (Wielgat et al. 2002). Die in diesem großen, flachen, polymiktischen Gewässer herrschenden Strömungsverhältnisse bewirken eine ständige Sedimentaufwirbelung und –umlagerung, die zu einer Gewässertrübung und geringen Sichttiefen führen (Humborg et al. 2000). Die Ausbaggerungen reduzieren zwar die Menge der verfügbaren Nährstoffe, haben aber bei diesen

Mengen keinen Effekt auf die Phytoplanktonbiomasse. Die Phytoplanktonbiomasse bzw. Chlorophyll-a-Konzentration stellt den zentralen Indikator für die Trophie eines Gewässers dar und dieser wird durch die Ausbaggerungen nicht wesentlich berührt. Dies gilt zumindest für die aktuelle Situation, bei der Nährstoffe in großem Überschuss in das Haff eingetragen werden. Hält die zu beobachtende Reduzierung der Nährstofffrachten der Oder allerdings an, so begünstigen die Ausbaggerungen den Übergang des Oderhaffs in ein nährstofflimitiertes System und kann zukünftig eine wichtige interne Managementmaßnahme zur Verbesserung der Wasserqualität darstellen. Ob eine derartige Reduzierung der Nährstofffrachten allerdings realistisch ist, bleibt fraglich (Wielgat et al. 2002). In jedem Fall erhöhen die Ausbaggerungen die Nährstoffrückhaltung und bilden einen wichtigen Prozess zum Schutz der Ostsee.

Danksagung

Die Diplomarbeit wird durch das DAAD-Projekt „Modellanwendungen für räumliche Organismen- und Stoffausbreitung in Küstengewässern“ gefördert.

Für die Sedimentprobennahme danken wir Doc. dr hab. Norbert Wolnomiejski vom Sea Fisheries Institute, Research Station in Swinoujscie, 72-600 Swinoujscie, Pl. Slowianski 11, Poland.

Frau Dagmar Benesch vom Institut für Ostseeforschung danken wir für die Unterstützung bei der Laborarbeit.

Literatur

- BRÜGMANN, L. (1993): Meeresverunreinigung. Akademie Verlag. Berlin. S. 294.
- GRELOWSKI, A., PSTUSZAK, M., SITEK, S. U. Z. WITEK (2000): Budget calculations of nitrogen, phosphorus and BOD5 passing through the Oder estuary. In: *Journal of Marine Systems*, 25, S. 221 – 237.
- HUMBORG, C., FENNEL, K., PASTUSZAK, M. U. W. FENNEL (2000): Das Oder-Ästuar: Nährstoffbelastung und Modellierung der trophischen Entwicklung. In: *Oder Basin – Baltic Sea Interactions (OBBSI) Endbericht/Final Report. Meereswissenschaftliche Berichte No. 41. Warnemünde. S. 43 – 55.*
- LEIPE, T., EIDAM, J., LAMPE, R., MEYER, H., NEUMANN, T., OSADCZUK, A., JANKE, W., PUFF, T., BLANZ, T., GINGELE, F. X., DANNENBERGER, D. U. G. WITT (1998): Das Oderhaff – Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars. *Meereswissenschaftliche Berichte No. 28. Warnemünde. S. 61. Anhang.*
- MARITIME OFFICE: Urząd Morski w Szczecinie, Plac Batorego 4, 70-207 Szczecin.
- PASTUSZAK, M., WIELGAT, M. U. S. SITEK (2001): Nutrient Status in the Szczecin Lagoon – Past, Present and Future Prospects. In: *Oceanological Studies Vol. XXX, No. 1-2. Gdansk, Szczecin. S. 59 – 86.*
- SCHERNEWSKI, G. U. M. WIELGAT (2001): Eutrophication of the shallow Szczecin Lagoon (Baltic Sea): modelling, management and the impact of weather. In: *Coastal Engineering V Computer Modelling of Seas and Coastal Regions. Boston.*
- WELTBANK (Hrsg.) (2000): Poland Szczecin-Swinoujscie Seaway and Port Modernization Project. S. 18. Anhang.
- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI (2002): Models as tools in coastal water management: eutrophication of the large, shallow Szczecin Lagoon. In: German National IHP-OHP Committee (ed.): *Low-lying Coastal Areas – Hydrology and Integrated Coastal Zone Management. UNESCO International Hydrological Programme (IHP) and WMO Operational Hydrology Programme (OHP) – Reports, special issue 13, 147-154.*

Die Makrozoobenthosbesiedelung des Oderhaffs vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Silke Rödiger, Gerald Schernewski & Michael Zettler

Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW), Seestraße 15, D-18119 Rostock

e-mail: silke.roediger@io-warnemuende.de

keywords: Küstengewässer, Ostsee, Wasserrahmenrichtlinie, Oderhaff, Makrozoobenthos, Neozoen

Küstengewässer in der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Nach Vorgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) wird sich die Gewässerbewirtschaftung in Zukunft nicht mehr an administrativen Grenzen, sondern am Einzugsgebiet eines Fließgewässers orientieren. Diese Flussgebietseinheiten schließen das Mündungsgebiet eines Flusses und sich anschließende Übergangs- und Küstengewässer mit ein, die sich häufig über nationale Grenzen hinaus erstrecken.

Das EU-Projekt CHARM (Characterisation of the Baltic Sea Ecosystem: Dynamics and Function of Coastal Types) führt internationale Begleitforschung zur Umsetzung der WRRL in den Küstengewässern der Ostsee durch. Das Projekt beteiligt sich an der Ableitung und Entwicklung einer ostseeweiten Typologie für die Küstengewässer, von ökologischen Indikatoren für die Bewertung der Gewässergüte sowie von hydrochemischen und biologischen Referenzwerten. In diesem Rahmen nimmt die Untersuchung des Oderhaffs (Stettiner Haffs), das mit seinem westlichen Teil (Kleines Haff / Maly Zalew) in deutschem und seinem östlichen Teil (Großes Haff / Wielki Zalew) in polnischem Staatsgebiet liegt, eine wichtige Stellung ein.

Da die Gezeitenwirkung in der Ostsee gegenüber anderen Einflüssen, wie Wind und Niederschlagsverteilung, zu vernachlässigen ist, lassen sich hier keine Übergangsgewässer im Sinne von gezeitenbeeinflussten Ästuaren definieren. Stattdessen unterscheidet man innere und äußere Küstengewässer, die sich durch ihre Exposition zur Ostsee, ihre Tiefe, ihren Salzgehalt und ihre Sedimentzusammensetzung unterscheiden.

Das Oderhaff

Im Gegensatz zu den Bodden, die trotz ihrer relativen Abgeschlossenheit vor allem durch den

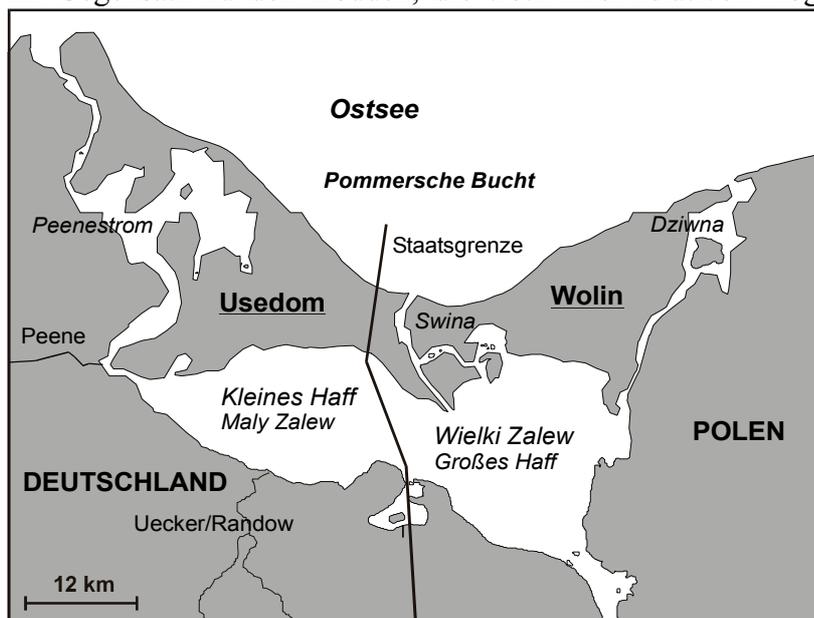


Abbildung 1 Karte des Oderhaffs

Brackwasserkörper der Ostsee beeinflusst sind, stellen Haffe, mithin auch das Oderhaff, Mündungsbereiche von Flüssen dar, die durch schmale Inseln oder Nehrungen von der Ostsee abgeschirmt werden.

Im Falle des Oderhaffs übt die Oder den entscheidenden Einfluss auf Hydrologie, Chemie und Besiedelung aus. Die Ostsee, als Quelle von brackigem Wasser und der darin vorkommenden Fauna, ist nur unter bestimmten klimatischen Verhältnissen in der Lage, den Süßwassercharakter des Haffs merklich zu verändern. Dies

ist der Fall bei niedrigem Oderabfluss und anhaltenden NE-Winden, die Ostseewasser ins Haff drücken.

Morphologisch lässt sich das Haff in zwei zentrale Becken, das kleine Haff (**Maly Zalew**) und das Wielki Zalew (Großes Haff) gliedern. Der Austausch zwischen Haff und Ostsee erfolgt über drei Mündungsarme, Peenestrom, Swina und Dziwna, wobei der Austausch über die Swina den Hauptanteil (ca. 75%) ausmacht.

Die Einträge der Oder haben seit den 60er Jahren zu einer massiven Eutrophierung geführt, die das ganze Jahr über heftige Algenblüten zur Folge hat. Trotz der guten Durchmischung des mit einer durchschnittlichen Tiefe von 3,8 Metern sehr flachen Haffs kann es daher in zentralen Bereichen im Sommer zu anoxischen Zuständen in Bodennähe kommen. Das Wechselspiel zwischen dem Brackwasserkörper der Ostsee und den Süßwasserzuflüssen, im Wesentlichen der Oder, führt außerdem zu unregelmäßigen Salinitätsschwankungen im Haff (Abbildung 5).

Methoden

Der Schwerpunkt der Untersuchung lag in der Uferregion des Haffs. An 11 Stellen wurden Sedimentproben mit einem Stechrohr gezogen. Zur Erfassung anderer Substrate, wie Holz, Schilfrohr und Steine wurde zusätzlich ein Handnetz eingesetzt. Um eventuelle jahreszeitliche Schwankungen in der Zusammensetzung der Benthoslebensgemeinschaft festzuhalten, fanden die Beprobungen im August 2001, November 2001, Januar 2002 und April 2002 statt.

Im August 2001 wurde mit einem Greifer, entlang eines Transekts, einmalig das zentrale Haff beprobt.

Zoobenthos im Oderhaff

Die Wechselwirkung zwischen dem Brackwasserkörper der Ostsee und dem starken Einfluss der Oder führten zur Herausbildung einer typischen artenarmen Brackwasserbiozönose, die sich vor allem aus eurypotenten limnischen und wenigen marinen Arten zusammensetzt.

Die Tiere müssen mit kurzfristig zwischen 0,5 und 6 Promille schwankenden Salzgehalten zurechtkommen. Für die Verteilung des Makrozoobenthos innerhalb des Oderhaffs scheint der Salinitätsgradient eine untergeordnete Rolle zu spielen, Unterschiede zwischen ‚süßen‘ und ‚salzigen‘ Probestellen sind kaum festzustellen.

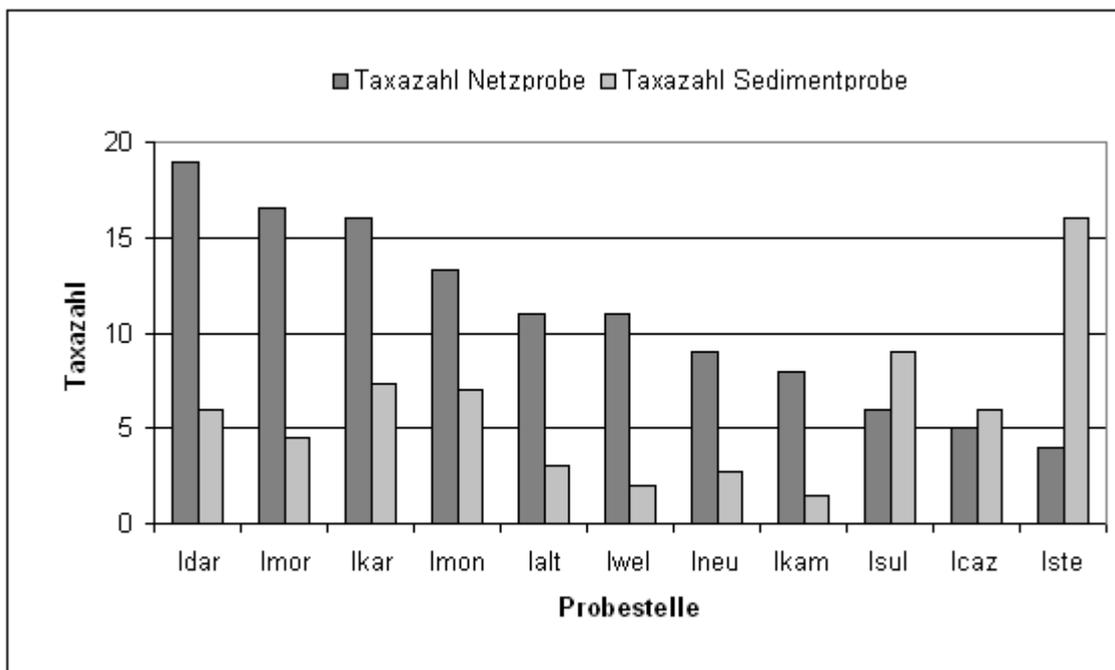


Abbildung 2 Vergleich der Taxazahlen aus den Sediment- und Netzproben der Uferprobestellen

Auffällig ist hingegen der Gegensatz zwischen der endobenthischen Fauna im sandig-schlackigen Sediment des Haffs und der epibenthischen ‚Uferfauna‘. Während das Endobenthos mit nur wenigen Arten, die aber in hohen Abundanzen vorkommen, vertreten ist, verhält es sich für die epibenthisch lebenden Tiere gerade umgekehrt (Abbildung 2).

In den Sedimentproben dominieren die Gruppen der Oligochaeta und der Diptera (Chironomidae), wobei hier deutliche Unterschiede zwischen sandigen und schlackigen Stellen auftraten. Dieser Unterschied ließ sich insbesondere auf der Transektfahrt feststellen.

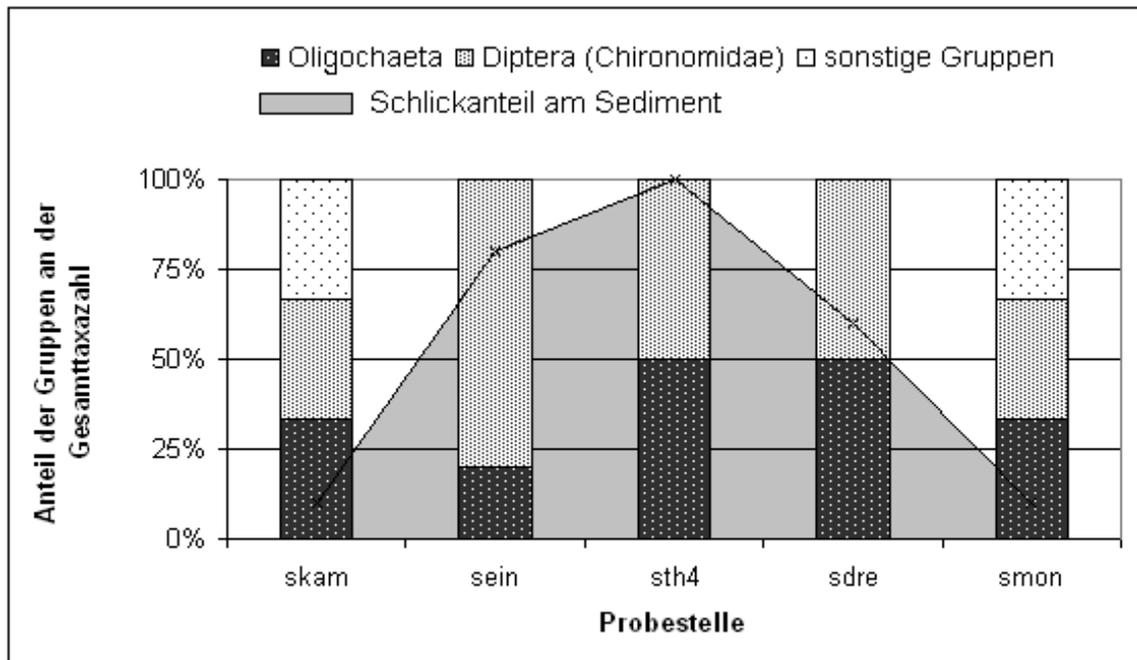


Abbildung 3 Anteil der Oligochaeta und Diptera (Chironomidae) an der Gesamttaxazahl in den Transektproben
Im Vergleich dazu der Schlickanteil am beprobten Sediment

Der gefahrene Transekt erstreckte sich quer über das Haff, vom Hafen in Kamminke (skam) am Nordufer bis nach Mönkebude (smon) auf der Südseite. Mit zunehmender Tiefe stieg der Schlickanteil am beprobten Sediment ebenso der Anteil der Chironomiden. In den sandigen Randbereichen hingegen dominierten die Oligochaeten zusammen mit anderen Gruppen (Polychaeta, Molluska) das Bild (Abbildung 3).

Die Uferzone

Die Untersuchungen, die sich auf die flachen Regionen des Haffs konzentrierten, lassen vermuten, dass hier die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft im Wesentlichen von den vorhandenen Uferstrukturen abhängt. Es werden sowohl natürliche Strukturen, wie die überall vorhandenen dichten Schilfgürtel, als auch Steinschüttungen und Buhnen genutzt. Da solche Befestigungen den Tieren ein, wenn auch künstliches, Hartsubstrat bieten, sind an solchen Stellen die Artenzahlen am größten (siehe Abbildung 2: Idar, Imor, kar).

Die als Strände genutzten und vom Schilfgürtel befreiten Stellen unterscheiden sich in Ihrer Taxazusammensetzung deutlich von den naturnäheren Stellen (Abbildung 4). Insbesondere Ephemeropteren und Trichopteren treten nur an wenig genutzten Uferabschnitten auf. Sie sind offenbar auf eine hohe strukturelle Vielfalt und einen intakten Schilfsaum angewiesen.

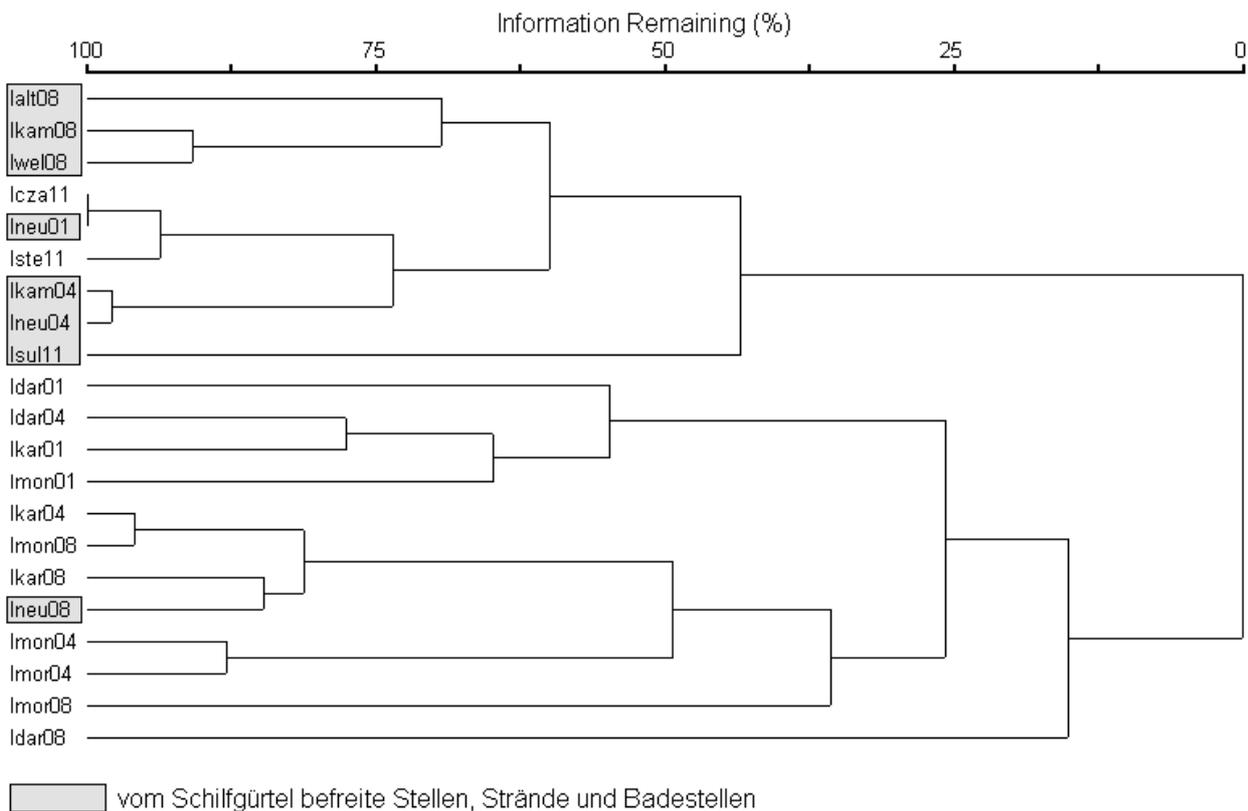


Abbildung 4 Clusteranalyse auf Basis der Netzfänge (presence/absence) für alle Uferprobestellen
Methode nach ward (Ähnlichkeitsmaß euklidisch)

Natürliche Dynamik als Chance für Neozoen

Die Oder als Schifffahrtsweg, sowie der sich ins Oderhaff anschließende Piastowski-Kanal erleichtert Einwandern, beispielsweise über das Ballastwasser, den Zugang zum Oderhaff. Hier finden sie eine aufgrund der vorliegenden Brackwasserbedingungen wenig spezialisierte Konkurrenz und ein durch die Eutrophierung bedingtes großes Nahrungsangebot (GRUSZKA 1999) vor.

Sich plötzlich verändernde Lebensbedingungen, bedingt durch die natürliche Dynamik des Oderhaffs (Bsp. Salzgehalt Abbildung 5), können dann zu Massenentwicklungen von Neozoen führen und die Zusammensetzung der Fauna grundlegend verändern.

Insbesondere für Arten aus dem pontokaspischen Raum (*Pontogammarus robustoides*, *Corophium curvispinum* u.a.) scheinen Oder und Oderhaff eine Ausbreitungsmöglichkeit in den Ostseeraum darzustellen.

Monitoring im Oderhaff

Um die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie für Küstengewässer zu erfüllen, wird nun ein deutsch-polnisches Monitoringprogramm für die biologischen Qualitätskomponenten im Oderhaff (Phytoplankton, Makrophyten, Fische, Makrozoobenthos) angestrebt.

Solch ein biologisches Monitoring soll die seit Mitte der 60er Jahre auf deutscher Seite (seit 1980 auf polnischer Seite) durchgeführte chemische Überwachung ergänzen und hat im wesentlichen eine regelmäßige Bestandsaufnahme der Fauna des gesamten Haffs zum Ziel.

Dieses Monitoring soll im Idealfall nicht bei der reinen Überwachung stehen bleiben, sondern eine zu einer ökologische Bewertung dieses Gewässers führen.

Das relativ junge Boddensystem, das sich durch eine hohe natürliche Dynamik (schwankender Salzgehalt, wechselnde Strömungen) auszeichnet (Abbildung 5), macht jedoch die Herleitung des von der EU-Wasserrahmenrichtlinie verlangten Referenzzustandes sehr schwierig.

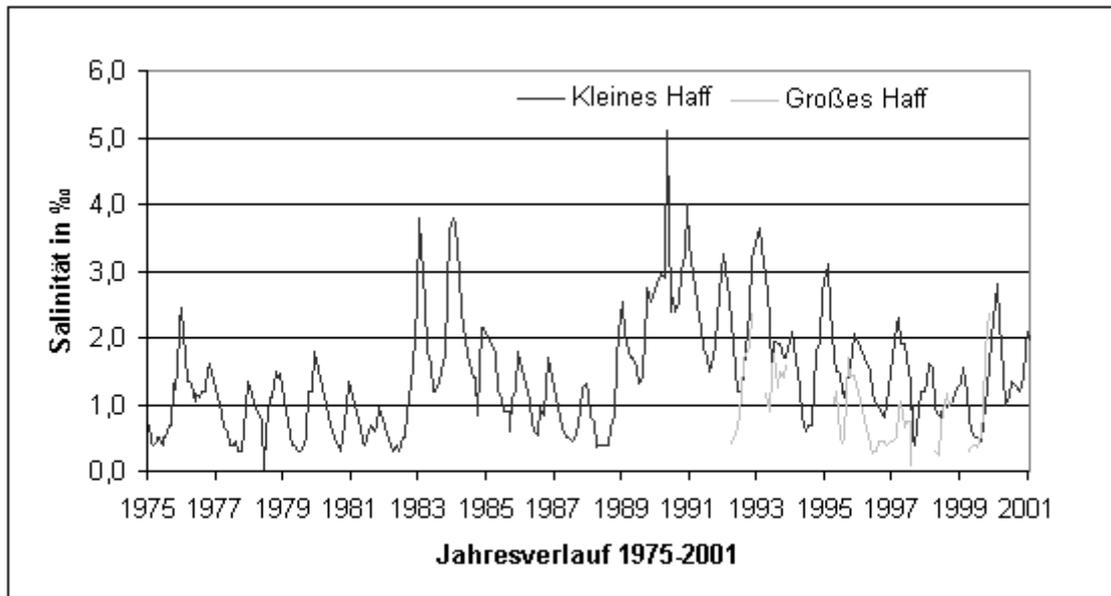


Abbildung 5 Salinitätsschwankungen im Kleinen und Großen Haff in den Jahren 1975 bis 2001
Datenquelle: LUNG MV (Güstrow), StAUN Ückermünde, WIOS (Szczecin)

Zudem ist die Bewertung neu eingewanderter Arten, die inzwischen einen hohen Anteil der Oderhafffauna ausmachen, kritisch zu betrachten: Sind sie eine Bereicherung oder eine Konkurrenz der heimischen Fauna?

Literatur

EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens der Gemeinschaft im Rahmen der Wasserpolitik. – Amtsblatt der europäischen Gemeinschaft, Abl. L327/1

LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.) (1999): Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1998/1999: Zustand der Gewässergüte von Fließ, Stand- und Küstengewässern. Schwerin

GRUSZKA, D.P. (1999): The River odra estuary as a Gateway for Alien Species Immigration to the baltic sea basin. Acta hydrochim. hydrobiol. 27/5 pp. 374-382

REMANE, A. & SCHLIEPER, C. (1971): Biology of Brackish Water. In: Die Binnengewässer Band XXV pp. 1-372 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.

Sukzession eines neu angelegten, tidebeeinflussten Seitengewässers in der Brackwasserzone der Unterweser

Antje Bierschenk, Beate Bierschenk, Michael Schirmer

Universität Bremen, Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie, Abteilung Aquatische Ökologie,
Celsiusstr., 28359 Bremen, Tel.: 0421/2182803,
E-Mail: antjeb@uni-bremen.de, beate@uni-bremen.de, schi@uni-bremen.de

Einleitung

Als Ausgleich für den Verlust an Flachwasserlebensräumen durch den vergrößerten Tidehub infolge der Vertiefung der Fahrrinne der Außenweser, wurde vom Wasser- und Schifffahrtsamt (WSA) Bremerhaven 1999/2000 die 58 ha große Kompensationsmaßnahme „Kleinsieler Plate“ angelegt. Das Maßnahmengbiet südlich von Nordenham (Unterweser-km 55) umfasst eine 38 ha großen Pufferzone aus extensiv genutztem Grünland und eine 10,5 ha große Flachwasserzone (Abb. 1), die von einem Saum aus Röhricht und Hochstaudenfluren (9,8 ha) umgeben ist (<http://www.wsv.de/wsa-bhv/kompensation/kleinsiel.html>, 23.09.2002).

Die Flachwasserzone (FWZ) ist über drei Sohlschwellen an die Weser angeschlossen, die einen teilweisen Austausch des Wasserkörpers bei Tidehochwasser ermöglichen. Durch die Höhe der Schwellen (MTHW –50 cm) ist der Tideeinfluss auf durchschnittlich 2 Stunden je Tidephase und der Tidehub bei einem mittleren Hochwasser auf 50 cm begrenzt (in der Unterweser: 3,90 m). Für die restliche Zeit jeder Tidephase ist dieses Gewässer als Stillgewässer mit einer Dauerwasserfläche mit max. 2 m Wassertiefe zu charakterisieren.



Abb.1: Luftbild der Kleinensieler Plate mit den Probenahmestellen (NS, NW, OW)
(Quelle: WSA Bremerhaven)

Die Besiedlung der Flachwasserzone ist stark durch ihre Lage im westlichen Weserufer im Bereich der saisonal und tiderhythmisch pendelnden Brackwasserzone beeinflusst. Daher ist neben der

- Erfassung der **Biozönose** unter besonderer Berücksichtigung des Makrozoobenthos, der Infauna und des Laichgeschehens der Fische

ein weiterer Schwerpunkt dieser Untersuchung die

- Erfassung der komplexen Salinitäts-, Temperatur- und O₂-Dynamik.
- Der Einfluss der Biozönose der Unterweser auf die Sukzession im Tidebiotop

kann durch einen Vergleich mit gleichzeitig erhobenen Besiedlungsdaten der Unterweser abgeschätzt werden.

Methoden

Im Frühsommer 2002 (April-Juli) erfolgten in regelmäßigen Abständen (14-tägig) 7 Mehrfach-Probenahmen im Sub- und Eulitoral an drei unterschiedlich strömungs- und windexponierten Stelle (vgl. Abb. 1). Bei der Beprobung wurde der Schwerpunkt auf das Makrozoobenthos, die Infauna und das Laichgeschehen der Fische gelegt (mittels Kescher, Gammariden-Falle, Stechzylinder, Laichsubstrat). Im Rahmen der Probenahme wurden auch die abiotischen Parameter Temperatur, O₂-Gehalt, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit aufgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Abiozön

Im Untersuchungszeitraum wiesen einige abiotische Parameter im Vergleich zur Unterweser eine größere, für eine Flachwasserzone typische Dynamik auf. Der Wasserkörper erwärmte sich während der Schönwetterperiode im Juni rasch und erreichte zu dieser Zeit auch die gemessenen Maximalwerte (max. 21-22°C). Der hohe Sauerstoffgehalt (max. 12,9-14,6 mg/l) und pH-Wert (schwankend um pH 8,5) sind v.a. auf die Phytoplanktonentwicklung zurückzuführen, die durch die vorherrschenden Lebensbedingungen begünstigt wurde (mdl. Mitt. J. Lange).

Die Salinität der FWZ weist eine starke Abhängigkeit von der Lage der Brackwasserzone und dem Oberwasserabfluss auf (Abb. 2). In der Abbildung ist die saisonale Verlagerung der Brackwasserzone infolge des geringen Oberwasserabflusses ins Innere des Ästuars und damit der Anstieg der

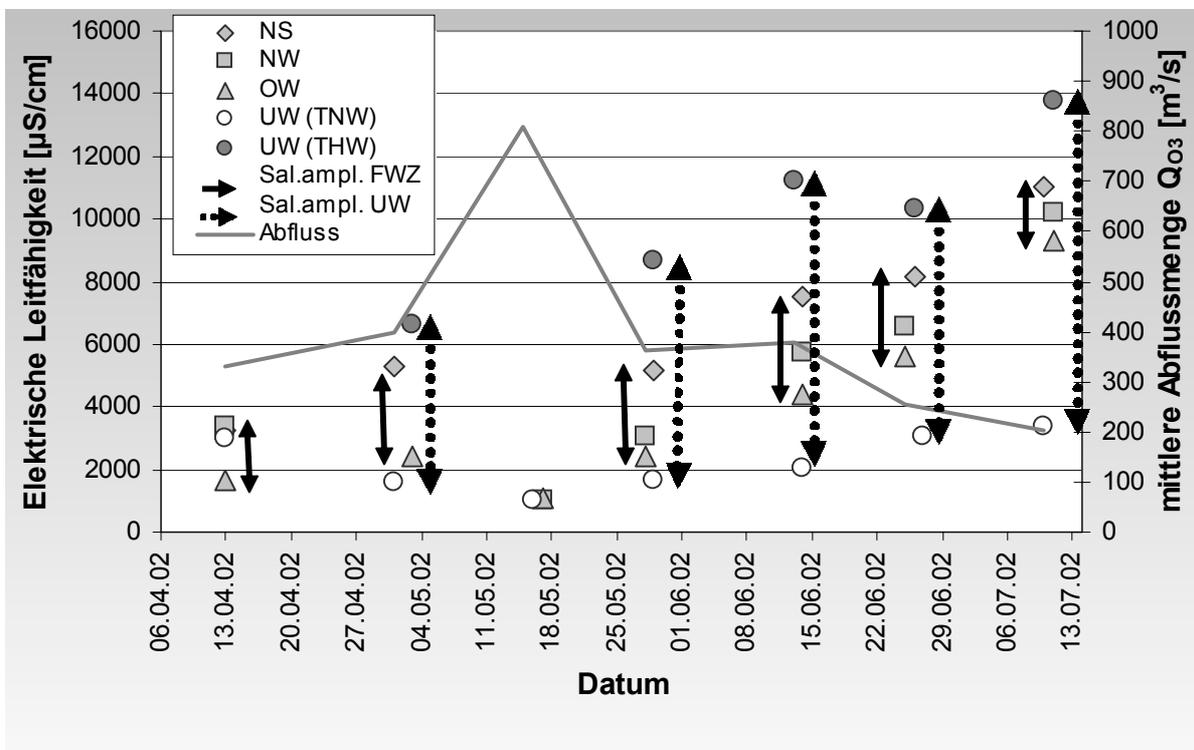


Abb. 2: Elektrische Leitfähigkeit (in µS/cm) an den Probenahmestellen (NS, NW, OW) in der Flachwasserzone (FWZ) zu Tideniedrigwasser (TNW) und in der Unterweser (UW) zu Tideniedrigwasser und zu Tidehochwasser (THW); die Pfeile geben die Salinitätsamplitude wider, die Linie die jeweilige mittlere Abflussmenge Q₀₃ der vorherigen 3 Tage am Pegel Intschede

Salinität in der Weser auf Höhe der Flachwasserzone erkennbar. Durch die Anbindung an die Weser und den damit verbundenen Wasseraustausch jeweils bei Tidehochwasser stieg die Salinität in der Flachwasserzone analog zur mittleren Salinität der Weser an, ohne jedoch die Salinitätsspitzen des Hauptstroms zu erreichen. Es zeigt sich, dass die Salinitätsamplitude in der Flachwasserzone gedämpft ist. Größere Schwankungen der Salinität in der FWZ können bei Starkregenereignissen wie im Juli 2002 auftreten, bei denen es durch die Entwässerung des umliegenden extensiven Grünlandes über Gräben in die Flachwasserzone zu einer extremen Ausübung kam: in der FWZ: 660µS/cm, in der Weser: 2400 µS/cm (mdl. Mitt. J. Lange).

Biozönose

Die saisonale Verlagerung der Brackwasserzone und der damit verbundene Anstieg der Salinität beeinflusst im großen Maße auch die Besiedlung der Flachwasserzone:

Im zeitigen Frühjahr treten in diesem aufgrund des Ionengehalts als oligohalin zu charakterisierenden Biotop vermehrt halotolerante Limnobionten wie z.B. die Wanze *Sigara* s.l. und der Egel *Glossiphonia complanata* auf, die jedoch mit zunehmenden Salzgehalt in der Flachwasserzone nicht mehr nachgewiesen werden können.

Infolge des steigenden Salzgehaltes verändert sich die Zusammensetzung der Biozönose des nun mixo-mesohalinen Tidebiotops, das jetzt vorwiegend von Brackwassercrustaceen wie *Gammarus duebeni*, *G. tigrinus*, *G. zaddachi*, *Corophium volutator* und *Neomysis integer* sowie euryöken Arten (u.a. *Eriocheir sinensis*) und der Ende Mai einwandernden Nordseegarnele *C. crangon* besiedelt wird (vgl. Tab. 1). Die hohe Individuendichte und die zahlreichen Eier tragenden Weibchen der massenhaft auftretenden Crustacee *Neomysis integer* (Mai-Juni) bzw. der Gattung *Gammarus* (Juni-Juli) weisen auf gute Lebens- und Reproduktionsbedingungen für diese Crustaceen-Arten in der Flachwasserzone hin.

Die Untersuchung des Laichgeschehens von Fischen in der Flachwasserzone mit Hilfe von Laichsubstrat führte zu keinem nennenswerten Ergebnis. Auf den Anfang April als Laichsubstrat ausgebrachten Weidenzweigen konnte während des gesamten Untersuchungszeitraums kein Fischlaich nachgewiesen werden. Ein möglicher Grund hierfür könnte der Fraßdruck durch die Wollhandkrabbe *Eriocheir sinensis* sein, die stets auf dem Laichsubstrat anzutreffen war. Dagegen traten ab Mitte Juni *Balanus improvisus* auf, die in Ermangelung von natürlichen Hartsubstraten massenhaft das Laichsubstrat sowie spärlich die Gammariden-Fallen besiedelten.

Im Zeitraum von April bis Juni wanderten viele juvenile Strandgrundeln und Flundern auf ihrem Weg aus der Außenweser flussaufwärts in die Flachwasserzone ein.

Tab. 1: Arten und höhere Taxa der Probenahmestellen in der Flachwasserzone (NS, NW, OW) und in der Unterweser (UW) (Stand: 23.09.2002)

Taxon	Probenahmestellen			
	NS	NW	OW	UW
Crustacea				
<i>Gammarus</i> spp.	x	x	x	x
<i>Corophium volutator</i>	x	x	x	x
<i>Crangon crangon</i>	x	x	x	x
<i>Eriocheir sinensis</i>	x	x	x	x
<i>Neomysis integer</i>	x	x	x	x
<i>Palaemon longirostris</i>				x
<i>Palaemonetes varians</i>		x	x	
<i>Balanus improvisus</i>	x	x	x	
Annelida				
<i>Glossiphonia complanata</i>		x	x	
<i>Polychaeta</i>	x	x		
<i>Oligochaeta</i>	x	x	x	x

Taxon	Probenahmestellen			
	NS	NW	OW	UW
Mollusca				
<i>Dreissena polymorpha</i> (Schalen)	x	x		
Succineidae			x	
Insecta				
<i>Podura aquatica</i>	x	x	x	
<i>Sigara</i> s.l.	x	x	x	
Diptera-Larven	x	x	x	
<i>Pericoma</i> spp.	x	x	x	x
Chelicerata				
Arachnida	x	x	x	x
Pisces				
<i>Platichthys flesus</i> juv.	x	x	x	x
<i>Pomatoschistus microps</i>	x	x	x	x

Während der Probenahme und der Messungen wurden auf der Fläche viele Wat- und Wasservögel beobachtet, die die Flachwasserzone intensiv als Nahrungs- und Rastplatz nutzten. Neben einer Vielzahl von Alpenstrandläufern, Austernfischern, Kiebitzen, Stockenten, Möwen und Seeschwalben konnten auch Bekassine, Rotschenkel, Säbelschnäbler, Großer Brachvogel, Haubentaucher, Kormoran, Blesshuhn, Höckerschwan, Graureiher, Pfeifente, Reiherente und Brandgans beobachtet werden. Während der Zugzeit im Frühjahr und Herbst traten u.a. auch größere Verbände von Blessgans, Graugans, Weißwangengans mit einzelnen Kanadagänsen auf. Besonders erwähnenswert ist die Sichtung der zweier Rostgänse und dreier Löffler, die über mehrere Wochen im Sommer die Flachwasserzone als Nahrungsgebiet aufsuchten.

Vorläufiges Fazit: Die Biozönose der Flachwasserzone wird in hohem Maße durch den Jahresgang des Oberwasserabflusses und der damit verbundenen Lage der Brackwasserzone beeinflusst. In der Zeit der hohen Oberwasserabflüsse (Januar-April, Schirmer 1996) wird der oligohaline Biotop von Organismen des inneren Ästuars (z.B. halotoleranten Limnobionten) besiedelt, die sich jedoch durch die saisonale Verlagerung der Brackwasserzone nicht etablieren können. Die Erhöhung der Salinität, die zu mixo-mesohalinen Verhältnissen in der Flachwasserzone führt, begünstigt das Einwandern und die Vermehrung der typischen Brackwasserorganismen im Tidebiotop, die aspektbestimmend werden. Das nun vorherrschende Artenspektrum ähnelt stark dem Artenspektrum der gesamten Weser vor 1992, das u.a. von Gammariden, Corophien und Chironomiden ausgefüllt wurde (Bäthe, 1996).

Als Laichplatz für Fische ist die Flachwasserzone dagegen aufgrund des Fraßdrucks durch die Wollhandkrabben weniger geeignet. Einen erheblichen Fraßdruck üben auch die zahlreichen Wat- und Wasservögel aus, die die Flachwasserzone und die angrenzende Pufferzone als Brut-, Rast-, Nahrungs- und Mausegebiete nutzen.

Insgesamt jedoch bietet die Flachwasserzone einer reichhaltigen, arten- und z.T. individuenreichen Biozönose Raum als Aufwuchs-, Fortpflanzungs-, Nahrungs- und Fluchtbiotop, wie sie im Weserästuar durch den Ausbau der Unterweser zur Seeschiffahrtsstraße seit 1887 verloren gegangen waren (Claus et al., 1994).

Literatur:

- BÄTHE, J. (1996): Versalzung der Werra und Weser und ihre Auswirkung auf das Phytoplankton und Makrozoobenthos. In: LOZÁN, J. L. & KAUSCH, H.: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren: 244-249; Parey Buchverlag, Berlin
- CLAUS, B.; NEUMANN, P. & SCHIRMER, M. (1994): Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. Teil 1, Veröffentlichungen der gemeinsamen Landesplanung Bremen/Niedersachsen, 1/94.
- SCHIRMER, M. (1996): Die Weser - eine Zustandsbeschreibung. In: LOZÁN, J. L. & KAUSCH, H.: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren: 75-83; Parey Buchverlag, Berlin

VERSALZUNG

LANGE, A., ZIMMERMANN-TIMM, H. & C.-J. SCHULZ: Die Versalzung der Thüringer Gewässer gestern und heute – am Beispiel der Datensammlung der AG Limnologie in Jena

POHLON, E., SCHUBOTZ, D., ZIMMERMANN-TIMM, H. & C.-J. SCHULZ: Auswirkungen der Versalzung auf die Nitrifikation in Nordthüringer Fließgewässern

Die Versalzung der Thüringer Gewässer gestern und heute – am Beispiel der Datensammlung der AG Limnologie in Jena

ANITA LANGE¹, HEIKE ZIMMERMANN-TIMM¹ & CLAUS-JÜRGEN SCHULZ²

¹Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie, AG Limnologie; ²Staatliches Umweltamt
Sondershausen

Keywords: Datenbanken; Sonderdrucksammlung; Kaliindustrie; Wipper-, Unstrut- und Saalegebiet; Werra

Einleitung

In der Abteilung Limnologie des Institutes für Ökologie der FSU Jena befindet sich eine umfangreiche wissenschaftlich und historisch wertvolle Sonderdrucksammlung. Sie umfaßt:

- Tausende Sonderdrucke aus dem Nachlaß von RICHARD KOLKWITZ, er gehörte der 1901 gegründeten Preußischen Landesanstalt für Wasser-, Boden- und Lufthygiene zu Berlin-Dahlem an. Dabei handelt es sich um Arbeiten etwa vom Ende des 19. Jahrhunderts (der älteste Sonderdruck stammt aus dem Jahre 1852) bis in die 1940er Jahre.
- Die Sonderdrucksammlung des Limnologen und Fischereibiologen THEODOR SCHRÄDER, des Direktors der ehemaligen Forschungsstelle für Limnologie der Deutschen Akademie der Wissenschaften zu Berlin mit Sitz in Jena. Diese Sammlung umfaßt vor allem Arbeiten aus der Zeit von 1920 - 1974, wobei der besondere Schwerpunkt auf Thüringer Gewässern liegt.
- Die Sonderdrucksammlung der ehemaligen Limnologischen Station Niederrhein der Max-Planck-Gesellschaft in Krefeld-Hülserberg. Auch diese Arbeiten überstreichen das gesamte Spektrum limnologischer und hydrobiologischer Themen.

An einem ausgewählten Beispiel – der Versalzung Thüringer Gewässer gestern und heute – soll exemplarisch gezeigt werden, welche wichtigen Informationen diese Literatursammlung enthält.

Die Versalzung Thüringer Gewässer gestern und heute

Die Versalzung der Thüringer Fließgewässer resultiert im wesentlichen aus zwei Quellen: aus der Einleitung von Produktionsabwässern (Endlaugen) der Kaliindustrie in die Flußläufe und aus der Haldenentwässerung. In Thüringen waren davon insbesondere das Wipper-, Unstrut- und Saalegebiet sowie die Werra betroffen. Mit Hilfe der Sonderdrucksammlung ist es möglich, die Geschichte der mitteldeutschen Kaliindustrie, die etwa bis in das Jahr 1860 zurückreicht, sowie die Folgen des Kalibergbaus zu dokumentieren. Der Abbau der Kalisalzlagerstätten und die

Sondershausen, den 15. Oktober 1914.

No. 7. 3. Vierteljahr 1914.

Vierteljahrs-Bericht

der
Untersuchungsstelle Sondershausen

über die
Ergebnisse der amtlichen Wasser-Kontrolle

im
Wipper-, Unstrut- und Saalegebiet

Juli, August, September 1914.

Herausgegeben von der Kaliabwässerkommission.

Inhalt:

- 1) Wasserführung und Salzgehalt im Juli, August, September 1914.
- 2) Statistik über die höchsten und niedrigsten Werte der Chlor- und Härtebestimmungen.
- 3) Graphische Darstellung der Untersuchungsergebnisse.

Statistik über die niedrigsten und höchsten Werte bei den Chlor- und Härtebestimmungen im dritten Vierteljahr 1914.

Ort der Entnahme	Chlorgehalt (Gramme im Ltr.)						Härte (deutsche Grade)					
	Juli		August		September		Juli		August		September	
	niedr.	höchst	niedr.	höchst	niedr.	höchst	niedr.	höchst	niedr.	höchst	niedr.	höchst
Rhinbach v. d. Mdg.	0,16	0,28	0,16	6,00	0,12	1,80	40	50	56	69	33	58
Sollstedt Wipper	0,06	0,14	0,05	0,52	0,04	0,20	24	26	20	24	22	29
Walkenmühle Wipper	0,08	0,26	0,10	0,66	0,06	0,32	18	36	29	34	28	43
Herrenmühle Bode	0,06	0,28	0,06	0,14			14	37	24	24		
Bode v. d. Mdg.	0,08	0,28	0,12	0,54	0,26	1,00	17	35	17	44	35	48
Rüxleben (Wolkramshausen) Wipper	0,04	0,22	0,10	0,48	0,14	0,26	16	34	30	38	27	36
Großfurra Wipper	0,08	0,64	0,14	0,42	0,10	0,38	22	59	29	42	22	45
Sondershausen Wipper	0,08	0,54	0,12	0,56	0,16	0,40	24	52	30	41	28	44
Behra	0,04	0,26	0,06	0,16	0,06	0,28	20	28			24	37
Hachelbich Wipper	0,14	1,11	0,10	0,50	0,16	0,38	27	85	27	34	21	44
Günserode	0,22	1,38	0,16	0,72	0,30	0,46	40	102	29	58	45	45
Cannawurf (Sachsenburg) Wipper	0,22	1,00	0,28	0,32			30	89				
Frankenhausen kl. Wipper	0,26	1,02	0,22	0,46			40	85				
Schönfeld Soolgraben	0,48	1,38	0,28	0,66			52	99	33	42		
Sümmerda Unstrut	0,16	0,18			0,10	0,14	20	22			28	34
Gorsleben	0,04	0,11	0,06	0,09	0,08	0,10	22	44	26	28	34	34
Oldisleben	0,08	0,30	0,09	0,18			26	47	26	30		
Bretleben	0,12	0,40	0,08	0,20			24	56	28	33		
Helderbach	0,14	1,22	0,10	0,26			30	53	29	29		
Artern Unstrut	0,12	0,44	0,11	0,32			28	54	29	34		
Kalbsrieth Helme	0,04	4,72	0,04	0,16			30	256	33	33		
Roßleben Unstrut	0,16	0,52	0,14	0,26			26	57	25	31		
Carsdorf	0,16	0,48	0,13	0,30	0,18	0,28	25	46	26	32	30	36
Freyburg	0,16	0,58	0,14	0,28	0,18	0,30	31	59	24	47	28	43
Roßbach Saale	0,02	0,16	0,04	0,07	0,04	0,16	5	17	6	10	7	

Abb. 2. Beispiel für ein Gutachten, herausgegeben von der Kaliabwässerkommission (Sondershausen 1914).

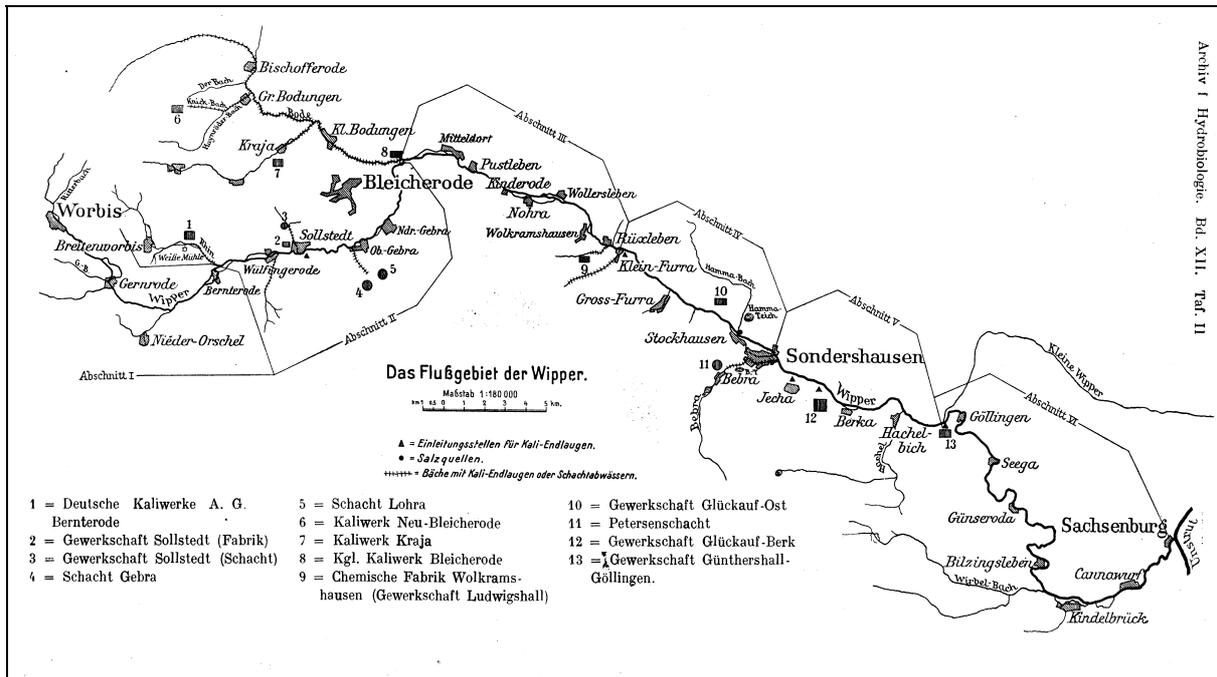


Abb. 3. Einleitungsstellen für Kali-Endlaugen in die Wipper (Aus: HIRSCH, Arch. Hydrobiol., Bd. 12, 1918).

All diese Daten liefern wertvolles Material zur Rekonstruktion des früheren Zustands vieler Thüringer Gewässer, zum Teil über ein ganzes Jahrhundert hinweg. Heute gibt es in Thüringen nur noch wenige produzierende Betriebe, z.B. in Merkers und Unterbreizbach, an den Altstandorten spielt auch die Haldenentwässerung noch eine wichtige Rolle. Die Salzbelastung der Fließgewässer

nimmt dadurch deutlich ab, und viele wissenschaftliche Untersuchungen beschäftigen sich mit der Auswirkung dieser rückläufigen Salzbelastung auf die Ökologie der Thüringer Flüsse. Ein Beispiel dafür ist die Arbeit von ZIEMANN et al. (2001) über die Diatomeenflora der Wipper (Abb. 4).

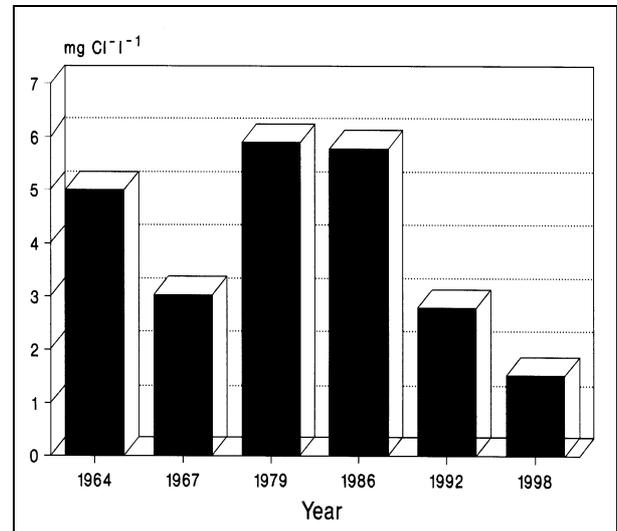
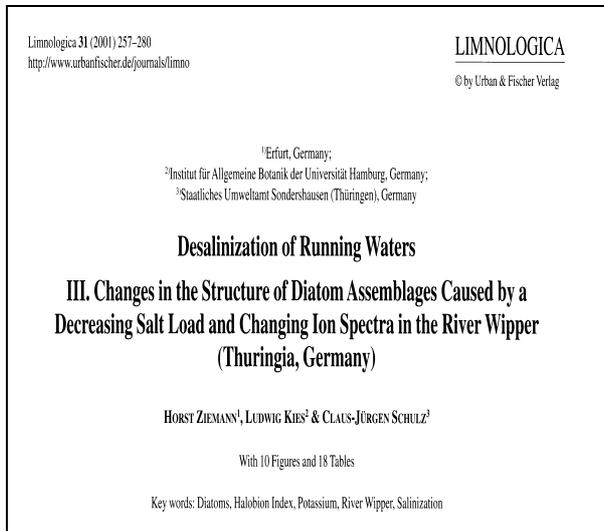


Abb. 4. Die Salzbelastung der Thüringer Fließgewässer ist rückläufig, hier ein Beispiel für die Chloridkonzentration der Wipper (Aus: ZIEMANN et al., Limnologia, Bd. 31, 2001).

Durch die Einbeziehung und Auswertung von Altdaten, wie sie die Sonderdrucke enthalten, werden unabdingbare Informationen für die Leitbild-Nennung gewonnen. Somit wird die Formulierung kurz-, mittel- und langfristiger Entwicklungsziele vom Istzustand zum Leitbild möglich.

Ein "Datenzentrum" für jedermann

Die Recherche zum Thema Versalzung steht exemplarisch für die unterschiedlichsten gewässerkundlichen Publikationen aus aller Welt, die der Jenaer Literaturbestand umfaßt. Oft handelt es sich um Einzelschriften, die nur in geringer Stückzahl gedruckt worden waren, oder um sogenannte „graue“ Literatur, die im öffentlichen Leihverkehr nicht greifbar ist. Alle Sonderdrucke sind in Datenbanken erfaßt und stehen jedem Interessenten zur Verfügung. Das breite Spektrum an unterschiedlichsten Themen macht die Sonderdrucksammlung für Wissenschaftler und Praktiker gleichermaßen interessant. Sowohl Limnologen und Hydrobiologen als auch Wassertechniker oder Mitarbeiter von Umweltbehörden und Einrichtungen der Wasserwirtschaft können von diesem Fundus profitieren.

Kontakte unter: ANITA LANGE, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie, AG Limnologie, Carl-Zeiss-Promenade 10, D - 07745 Jena; e-mail: anita.lange@uni-jena.de;

Auswirkungen der Versalzung auf die Nitrifikation in Nordthüringer Fließgewässern

Elisabeth Pohlen¹, Daniela Schubotz¹, Heike Zimmermann-Timm¹, Claus-Jürgen Schulz²

¹AG Limnologie, Institut für Ökologie, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Carl-Zeiss-Promenade 10, D-07745 Jena

²Staatliches Umweltamt Sondershausen, Postfach 36, D-99701 Sondershausen

Keywords: Wipper, Kalibergbau, Versalzung, Nitrifikation, Bakterien

1. Einführung

Aquatische Organismen sind der Salzkonzentration des Umgebungsmediums in besondere Weise angepasst. Veränderungen der Ionenzusammensetzung und -menge natürlichen (z.B. Ästuare) oder künstlichen Ursprungs fordern eine besonders weite ökologische Nische der betroffenen Organismen. Anthropogene Salzeinträge stellen weltweit eine große Störung für Fließgewässer und somit eine Problematik in der Fließgewässerökologie dar. Sie spielen im ehemaligen Kalibergbaugebiet Nordthüringens eine große Rolle. Nach ZIEMANN (1967), gibt es jedoch große Unterschiede in der Ionenzusammensetzung zwischen den marinen Salzen und denen des Kalibergbaus der untersuchten Region. Dies hat direkte Auswirkungen auf die Organismengemeinschaften der jeweiligen Systeme, welche durch eine Anzahl von Untersuchungen sowohl für anthropogene Versalzung (z. B. RHEINHEIMER 1997, SCHULZ *et al.* 1997) als auch für Ästuare (z. B. KIES 1997, STEHR *et al.* 1995) belegt ist. Bisherige Studien in der untersuchten Region beschäftigten sich hauptsächlich mit Diatomeen und Makroinvertebraten (SCHULZ 2000b, 1999, STRECKER 1997). Dass jedoch Änderungen in der Salzkonzentration einen bedeutenden Einfluss auf den Stoffhaushalt haben, belegen zahlreiche Studien in Ästuaren (z. B. BRION *et al.* 2000, SCHROEDER *et al.* 1996, STEHR *et al.* 1995). In der vorliegenden Arbeit wurde Wasser von einer unbelasteten Probestelle der Wipper, oberhalb der ersten Einleitung, mit gealtertem Nordseewasser (AWS) sowie Haldenlauge gemischt und in Hinblick auf die Bakterienzahl und den Stickstoffumsatz untersucht.

2. Materialien und Methoden:

2.1 Probestellen

Die Wipper wurde bei Wülfingerode (Fluss – km 45) beprobt. Außerdem wurde Haldenlauge aus dem Stapelbecken (STB) Wipperdorf entnommen. Das Untersuchungsgebiet ist in SCHULZ (2000a) umfassend beschrieben.

Die Proben wurden an der Gewässeroberfläche mit Hilfe eines Schöpfgefäßes entnommen, in 10 l PE-Ballons gefüllt und unverzüglich ins Labor transportiert.

2.2 Chemische Analysen

Im Labor wurden von jeder Probe zur Analyse von Nitrat und Nitrit 200 ml Wasser filtriert (GF/F Glasfaser-Mikrofilter, Whatman) und in 250 ml PE - Flaschen gefüllt. Dieselbe Wassermenge wurde für die Bestimmung der Ammoniumkonzentration filtriert und mit konzentrierter Salpetersäure angesäuert. Die Konzentrationen der Ionen wurden photometrisch mit einem Spektrometer (UVICON 940 / 941) unter Verwendung von Spectroquant – Tests der Firma Merck gemessen.

Alle anderen Ionen wurden am Institut für Geographie der Friedrich-Schiller-Universität in Jena im Labor von Dr. Gerhard Daut bestimmt.

2.3 Biologische Analysen

Die Proben zur quantitativen Bearbeitung der Bakterien wurden in 250 ml PE – Flaschen gefüllt und mit Formaldehyd fixiert (4 % Endkonzentration). Für die Quantifizierung wurden zwischen 7,5 und 10 ml Probenwasser über 0.2 µm - Polycarbonatfilter (NUCLEPORE) filtriert, mit DAPI (1µg pro ml Wasserprobe) nach Porter & Feig (1980) angefärbt und an einem Zeiss-Axioplan Mikroskop bei 1000-facher Vergrößerung ausgewertet.

2.4 Aufsalzungsexperiment:

Hierfür wurde Probenwasser vom 4. September 2001 verwendet.

Ansatz I:

Verdünnung des Flusswassers der Probestelle Wülfingerode mit Haldenlauge aus dem STB folgendermaßen: 50 ml + 50 ml, 40 ml + 60 ml, 20 ml + 80 ml, 10 ml + 90 ml

Ansatz II:

Verdünnung des Flusswassers der Probestelle Wülfingerode mit gealtertem Nordseewasser (ASW):

Ansätze Flusswasser + ASW wie in Ansatz I.

Alle Probeansätze wurden in sterile 250 ml Erlenmeyerkolben gefüllt und im Wasserbad bei 12 °C geschüttelt.

Nach 1, 3, 7 und 14 Tagen wurden Proben beider Ansätze zur Bestimmung der Bakterienzahlen sowie der Ammonium-, Nitrat- und Nitritkonzentration fixiert (vgl. Kapitel 2.2 und 2.3).

Haldenlauge und ASW wurden ebenfalls chemisch analysiert und die Bakteriezahl ermittelt (vgl. Kapitel 2.2 und 2.2).

3. Ergebnisse

3.1 Aufsalzung mit ASW (Abbildung 1A)

Im ASW war die Bakterienabundanz höher als in der Probe aus Wülfingerode. Nach der Mischung von Flusswasser und ASW im Verhältnis 1:1 gab es einen starken Rückgang der Bakterienpopulation zu allen Terminen.

Die Nitratwerte nahmen mit steigendem Mischungsverhältnis ab. Während die Nitritkonzentrationen in den Mischungsproben keine signifikanten (ANOVA) Unterschiede zeigten, ausgenommen Tag 7 im 10:90 Mischungsverhältnis, wurde in der Probe aus Wülfingerode das Nitrit im zeitlichen Verlauf des Experimentes reduziert.

Ammonium nahm mit zunehmendem Mischungsverhältnis ab. Im ASW konnte kein Ammonium nachgewiesen werden. Im zeitlichen Verlauf gab es nur in der Probe aus Wülfingerode eine starke Abnahme, am 14. Inkubationstag war kein Ammonium mehr nachweisbar. In den Mischproben war keine Reduktion im zeitlichen Verlauf nachzuweisen, eher eine Zunahme.

3.2 Aufsalzung mit Haldenlauge (Abbildung 1B)

Die Bakterienabundanzen in der Haldenlauge und in Wülfingerode unterschieden sich nicht signifikant (ANOVA) voneinander. Mit zunehmendem Mischungsverhältnis nahm die Bakterienpopulation drastisch ab. Bei den Mischungsverhältnissen ab 20:80 gab es einen fast vollständigen Zusammenbruch der bestehenden Bakterienpopulation.

Die Konzentrationen an Nitrat und Nitrit waren in den Ausgangslösungen vergleichbar, aber in den Mischungen signifikant höher. Die Ammoniumkonzentration nahm entsprechend dem steigenden Mischungsverhältnis zu, wobei die Haldenlauge selbst die höchste Konzentration hatte. Im zeitlichen Verlauf waren keine signifikanten Unterschiede feststellbar.

4. Diskussion

Wülfingerode wurde im Hinblick auf seine Salzlast als „unbelastete“ Referenzstelle gewählt, da es dort noch keinen anthropogenen Salzeintrag gibt. Aufgrund seiner vergleichsweise niedrigen Salinität war Wasser von dort Ausgangspunkt für den experimentellen Ansatz.

Die ökologische Bedeutung des Salzgehaltes der Gewässer beruht nach ZIEMANN (1997) auf der kombinierten Wirkung der Gesamtkonzentration (osmotische Wirkung) und der Ionenverhältnisse

oder auf der erhöhten Konzentrationen einzelner Ionen. Die Ionenverhältnisse im Meer sind weitestgehend konstant.

Häufig stellt die Bestimmung der Menge der Chloridionen eine Möglichkeit dar, um den Einfluss der Versalzung auf Organismengemeinschaften abzuschätzen, da diese zu den primär wirkenden Faktoren zählen (ZIEMANN 1997). Die Chloridkonzentration des ASW war etwa dreimal höher als die des Haldenwassers. Allerdings waren die Konzentrationen der getesteten Ionen der ASW - und STB - Proben deutlich verschieden in ihrer Verteilung (vgl. Tabelle 1). Es ist also offensichtlich die Kombination der Ionen für die im Folgenden dargestellten Unterschiede zwischen anthropogener und natürlicher Versalzung verantwortlich.

In der Probe der hinsichtlich der Salinität unbelasteten Referenzstelle Wülfingerode wurde das Ammonium nahezu vollständig abgebaut. Die abnehmenden Konzentrationen an Ammonium in den Proben mit zunehmendem Anteil an ASW ist auf ein Verdünnungseffekt zurückzuführen, da im ASW kein Ammonium nachweisbar war. Nitrit als Zwischenprodukt zeigte kaum zeitliche Varianz. Während der sinkende Nitratgehalt in den mittleren Mischungsverhältnissen noch aus den relativ hohen Ammoniumkonzentrationen resultiert, ist die hohe Nitratkonzentration in der Mischprobe mit 90% Seewasseranteil offensichtlich ein Ausdünnungseffekt.

Nitrifikation im ästuaren Bereich beschleunigt sich mit zunehmenden Salzgehalt (BRION *et al.* 2000), zur Nitrifikation bei anthropogener Versalzung liegen bisher noch keine Untersuchungen vor.

Im Experiment mit Haldenlauge lag immer eine hohe Ausgangskonzentration an Ammonium vor. Die daraus resultierenden signifikant höheren Konzentrationen an Nitrit und Nitrat, verglichen mit der Referenzstelle und der Haldenlauge, lassen auf einen sehr hohen Stickstoffumsatz schließen.

In beiden Experimenten wurden Mischpopulationen von Bakterien hinsichtlich ihres Stickstoffumsatzes untersucht und es ist anzunehmen, dass in beiden Mischungen ähnliche Mechanismen ablaufen.

Wie aus Abbildung 1A deutlich erkennbar ist, tolerieren die Süßwasserbakterien die Versalzung mit hohen Konzentrationen an Haldenlaugensalzen schlecht, was nicht der Fall ist, wenn man Proben aus Wülfingerode mit reinem NaCl in steigen Konzentrationen versetzt (bisher unveröffentlichte Daten). Aber auch die angepassten Bakterien der Haldenlauge reagieren auf die Aussüßung mit einer extremen Abnahme der Abundanz.

Im Gegensatz dazu ist die Abnahme der Bakterienzahl in den Ansätzen mit ASW weniger deutlich (Abbildung 1B). Die natürliche Zusammensetzung der Ionen des ASW hat eine geringere Auswirkung auf die Organismen als die künstliche Versalzung durch den Kalibergbau.

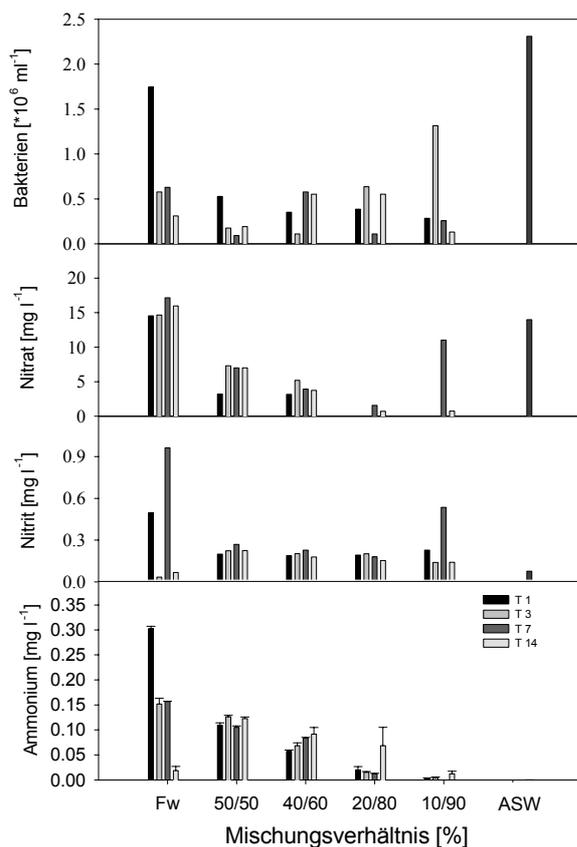
Literatur:

- BRION, N., BILLEN, G., GUÉZENNEC, L. & FICHT, A. (2000): Distribution of Nitrifying Activity in the Seine River (France) Paris to the Estuary.- *Estuaries* 23(5): 669-682.
- KIES, L. (1997): Distribution, Biomass and Production of Planctonic and Benthic Algae in the Elbe Estuary (Germany).- *Limnologia* 27(1): 55-64.
- REINHEIMER, G. (1997): The Influence of Natural Salinity Gradients on Bacteria Communities of Flowing Waters.- *Limnologia* 27(1): 29-35.
- SCHROEDER, F, WILTSHIRE, K.H.; KLAGES, D.; MATHIEU, B.; BLÖCKER, G. & KNAUT, H.-D.(1996): Nitrogen and oxygen processes in sediments of the Elbe estuary.- *Archive Hydrobiology* 110(2/3): 311-328.
- SCHÜRER, J. & KULBE, K.-H. (1997): Die Versalzung von Fließgewässern der Südharzregion (Deutschland) - Ursache, Stand, Tendenzen.- *Limnologia* 27(1): 9-17.
- SCHULZ, C.-J., BAUMGART, J., KARRASCH, B. & BARBOROWSKI, M. (1997): Effects of Salinization on the Structure and Function of Bacterio-and Phytoplankton of the Salt-Loaded River Wipper (Thuringia, Germany).- *Limnologia* 27(1): 43-53.
- SCHULZ, C.-J. (2000a): Auswirkungen rückläufiger Salzgehalte auf die Ökologie in Nordthüringen.- *Wasser & Boden* 52(6): 27-33.
- SCHULZ, C.-J. (2000b): Aquatische Insekten der Wipper, einem salzbelasteten Fluß Nordthüringens.- *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Angewandte Ent* 12: 249-254.
- STEHR, G., BÖTTCHER, B., DITTBERNER, P., RATH, G. & KOOPS, H.-P. (1995). "The ammonia-oxidizing nitrifying population of the River Elbe estuary." *FEMS Microbiology Ecology* 17: 177-186.
- STRECKER, S. (1997): Einfluß von Versalzung und Ionenzusammensetzung auf benthische Lebensgemeinschaften am Beispiel von Diatomeen und Makroinvertebraten.- *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 1996 (Schwedt, Krefeld) 1997*: 622-626.
- ZIEHMANN, H. (1967): Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Flora und Fauna der Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Werra und Wipper.- *Fortschr. Wasserchemie* 7: 50-80.
- ZIEHMANN, H. (1997): The Influence of Different Ion Ratios on the Biological Effect of Salinity in Running Waters of Thuringia (Germany) .- *Limnologia* 27(1): 19-28.

Tabelle 1: Vergleich der Ionenkonzentrationen des in den Experimenten verwendeten Wassers, nämlich ASW(gealtertes Nordseewasser), Haldenwasser und Wasser der Wipper bei Wülfingerode.

Ionen	ASW [g l ⁻¹]	Halde [g l ⁻¹]	Wipper bei Wülfingerode [g l ⁻¹]
Natrium	3,9	79,9	0,063
Kalium	0,6	7,3	0,007
Kalzium	7,1	1,2	0,149
Magnesium	1,3	3,1	0,025
Chlorid	17,2	4,9	0,083
Sulfat	4,1	6,9	0,216

A



B

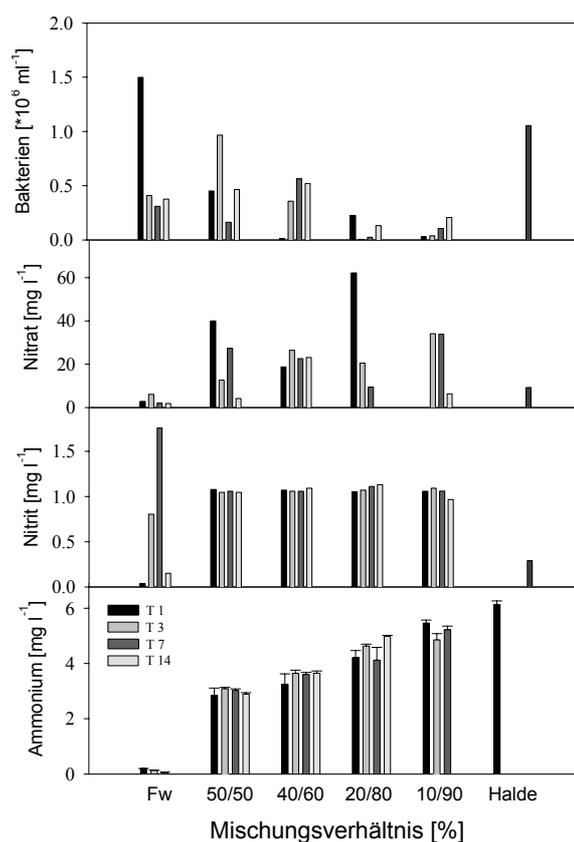


Abbildung 1: Veränderungen der Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen sowie die Bakterienabundanz in der Probe von Wülfingerode (Fw) bei Anreicherung mit ASW (A) bzw. Haldenlauge (B).

- BERENZEN, N., HÜMMER, S., LIESS, M. & R. SCHULZ: Ökotoxikologische Beurteilung von Pflanzenschutzmittel-Peak-Belastungen aus Kläranlagen im Vergleich zu Einträgen über Runoff
- PROBST, M., BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., LIESS, M. & RALF SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft Systemaufbau und Anwendungsmöglichkeiten
- BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., PROBST, M., SCHULZ, H., LIESS, M. & R. SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 1. Simulation und Messung
- BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., PROBST, M., SCHULZ, H., LIESS, M. & R. SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 2. Bewertung
- DEMBINSKI, M., JAHN, W., HOMMEN, U., SCHÄFERS, CH. & J. F. GONZALEZ-VALERO: Untersuchung von aquatischen Makrozoen in Gräben des Obst-Anbau-Gebietes "Altes Land" zur Risikoabschätzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln.
- POHL, B., HAMMERS-WIRTZ, M. & H. T. RATTE: Bewertung von anthropogen stark belasteten kleinen Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter ökotoxikologischer Testsysteme am Beispiel der Nette (NRW)
- JERGENTZ, S., MUGNI, H., BONETTO, C. & R. SCHULZ: Aquatische Ökotoxikologie von Pestiziden in der argentinischen Pampa
- RADAU, T. S., STURM, A., HAHN, T. & R. SCHULZ: Acetylcholinesterase als Biomarker für den Einfluß von Organophosphat-Insektiziden auf die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) in einem südafrikanischen Fluß
- SCHMITT-JANSEN, M., KÜSTER, A. & R. ALTENBURGER: Untersuchung schadstofftoleranter Aufwuchsgemeinschaften als ein Instrument zur Bewertung von Schadstoffen in Gewässern
- MOSER, H. & U. VEIT: Ökotoxikologische Testverfahren mit Makrophyten
- SCHWARZE-SCHARFENBERG, B., FILIPOV, E. & S. KUNST: Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen I: Abbau- und Adsorptionsverhalten im Belebungsbecken
- PAKERT, M., FILIPOV, E. & S. KUNST: Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen II: Abbau- und Adsorptionsverhalten beim Faulprozess

Ökotoxikologische Beurteilung von Pflanzenschutzmittel-Peak-Belastungen aus Kläranlagen im Vergleich zu Einträgen über Runoff

Norbert Berenzen†, Sabine Hümmer†, Matthias Liess‡ and Ralf Schulz†

† Zoological Institute of the Technical University Braunschweig,
Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, Germany

‡ Department of Chemical Ecotoxicology, UFZ Centre for Environmental Research,
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Germany

Kurzfassung

Kläranlagen als punktueller Eintragspfad für Pflanzenschutzmittel (PSM) können regional eine bedeutende Belastungsquelle für Fließgewässer darstellen. Die in dieser Studie untersuchten Mischwasserkläranlagen (MWKA) emittieren während Regenwetterperioden gereinigtes häusliches Abwasser und Oberflächenrunoff von versiegelten Flächen (u.a. von landwirtschaftlichen Höfen). Abgewaschene Spritzmittelreste können so kurzzeitige Belastungspeaks in den MWKA-Ausläufen hervorrufen.

In der vorliegenden Studie wurden zwei niederschlagsbedingte Abflusserhöhungen in Ausläufen von 5 MWKAs und in den dazugehörigen Gewässern (oberhalb, unterhalb) auf insgesamt 6 Insektizide, 5 Fungizide und 6 Herbizide untersucht. Obwohl die Probenahmeterminale in der Hauptanwendungszeit für Insektizide liegen, wurde nur in einem Fall ein Insektizid (max. Konz.: 0.05 µg/L Pirimicarb) nachgewiesen. Bei allen untersuchten MWKA's wurden dagegen Fungizide und bei 4 von 5 MWKA's wurden Herbizide nachgewiesen. Die Fungizidkonzentrationen (0.05 – 0.3 µg/L; 34 Positivnachweise) waren jedoch deutlich geringer als die Herbizidkonzentrationen (0.05 – 3.9 µg/L; 46 Positivnachweise).

Die in den Untersuchungsgewässern aus den MWKA-Einträgen resultierende PSM-Toxizität (TUs_{sum}) war gegenüber Gewässern mit Haupteintragspfad Oberflächenrunoff um Faktor 10 bis Faktor 10⁶ geringer.

Einleitung

Kläranlagen als punktueller Eintragspfad für Pflanzenschutzmittel (PSM) können regional eine bedeutende Belastungsquelle für Fließgewässer darstellen. Die in dieser Studie untersuchten Mischwasserkläranlagen (MWK) emittieren während starker Regenfälle gereinigtes häusliches Abwasser und Abspülungen von versiegelten Flächen (u.a. von landwirtschaftlichen Höfen). Abgewaschene Spritzmittelreste können so kurzzeitige Belastungspeaks in den MWK-Ausläufen hervorrufen. Die für Makroinvertebraten meist hoch toxischen Insektizide sind bisher in Kläranlagenausläufen nahezu nicht nachgewiesen worden. Insektizide werden im Vergleich zu Herbiziden und Fungiziden meist in geringeren Mengen appliziert und werden daher in den üblich genommenen Wochen- und Tagesmischproben aufgrund zu großer Verdünnung nicht erfasst. Es ergeben sich folgende Fragen:

FRAGE 1: Wie groß ist die Peakbelastung von Pflanzenschutzmitteln in den untersuchten Kläranlagen während der Hauptanwendungszeit für Fungizide und Insektizide?

FRAGE 2: Wie toxisch sind die ermittelten Peakbelastungen aus Kläranlagen im Vergleich zu Peakbelastungen über Runoff?

MethodenIn der vorliegenden Studie wurden zwei niederschlagsbedingte Abflusserhöhungen in Ausläufen von 5 MWKAs und in den dazugehörigen Gewässern (oberhalb, unterhalb) auf insgesamt 6 Insektizide, 5 Fungizide und 6 Herbizide untersucht. Um die Toxizität der Einträge abschätzen zu können, wurde das Modell der „Toxic Units“ nach Marking (1985) angewandt (Formel 1).

Formel 1:

$$TU = \frac{C}{EC50}$$

C = Konzentration in der Probe

EC50 (*Daphnia magna* 48 h) = 50%-Effekt-Konzentration des entsprechenden Wirkstoffs

Ergebnisse

In den Bächen waren die Konzentrationen einiger Wirkstoffe unterhalb der Kläranlagen deutlich höher als oberhalb (Tab. 1, graue Felder). Diese Wirkstoffe waren in zum Teil hohen Konzentrationen ebenfalls in den Ausläufen der Kläranlagen meßbar.

Tabelle 1: Maximale Pflanzenschutzmittelkonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) in Bächen oberhalb und unterhalb von Mischwasserkläranlagenausläufen

	Bäche (Proben oberhalb und unterhalb der MWKs)									
	1		2		3		4		5	
	vor	nach	vor	nach	vor	nach	vor	nach	vor	nach
Pirimicarb	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Azoxystrobin	n.d.	0.1	0	0.05	0.05	n.d.	n.d.	0.05	n.d.	0.05
Isoproturon	0.05	0.1	1.4	0.3	0.3	0.05	0.2	0.1	0.05	3.6
Tebuconazol	n.d.	0.05	n.d.	n.d.	0.05	n.d.	n.d.	0.05	n.d.	n.d.
Metamitron	0.05	n.d.								
Epoxiconazol	n.d.	0.05	0.05	n.d.	0.1	n.d.	n.d.	0.1	n.d.	0.05
Ethofumesat	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chloridazon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.1

ANTWORT 1: In nur einem Fall wurde ein Insektizid (max. Konz.: 0.05 µg/L Pirimicarb) nachgewiesen. Bei allen untersuchten MWKAs wurden dagegen Fungizide und bei 4 von 5 MWKAs wurden Herbizide nachgewiesen (Abb. 1). Die Fungizidkonzentrationen (0.05 – 0.3 µg/L; 34 Positivnachweise) waren jedoch deutlich geringer als die Herbizidkonzentrationen (0.05 – 3.9 µg/L; 46 Positivnachweise).

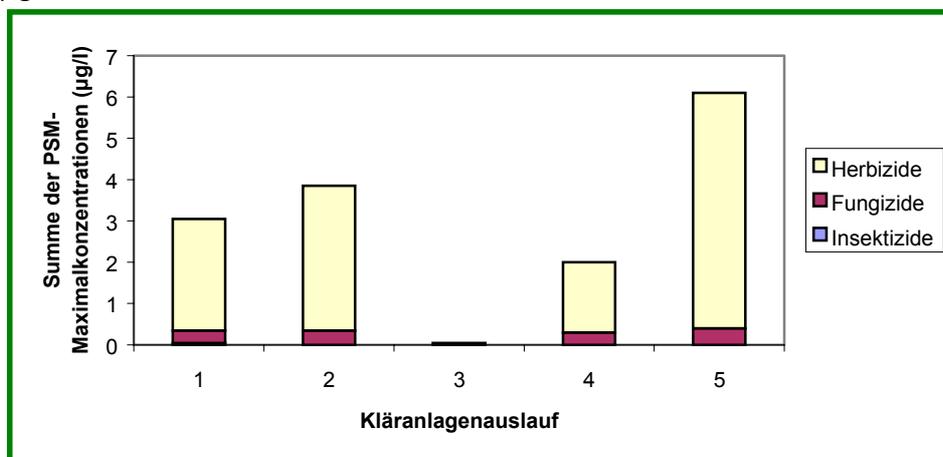


Abbildung 1: Maximale Pflanzenschutzmittelkonzentrationen (µg/l) aus 5 Mischwasserkläranlagen während der Hauptanwendungszeit für Insektizide und Fungizide.

ANTWORT 2: Die in den Untersuchungsgewässern aus den MWKA-Einträgen resultierende PSM-Toxizität (TUsum) war gegenüber Gewässern mit Haupteintragspfad Oberflächenrunoff um Faktor 10 bis Faktor 10⁶ geringer (Tabelle 2).

Tabelle 2: Maximale Pflanzenschutzmittelkonzentrationen (µg/l) und daraus errechnete Toxic Units (TU) in Bächen mit Eintragsquelle Mischwasserkläranlage beziehungsweise runoff.

Quelle	TU	Wirkstoff [µg/L]	Literatur
MWK	0.00006	Lindan: 0.03	Cousins et al. (1995)
MWK	0.0064	Isoproturon: 3.6	This study
MWK	0.0137	Isoproturon: 6.6	Fischer et al. (1996)
MWK*	0.0724	Isoproturon: 42.0	Nitschke et al. (1997)
MWK*	0.00523	Metamitron: 29.8	Seel et al. (1996)
runoff	0.1774	Fenvalerat: 0.11	Baughman et al. (1989)
runoff	0.224	Fenobucarb: 22.4	Tada and Shiraishi (1994)
runoff	4.7	Carbofuran: 264.0	Matthiesen et al. (1995)
runoff	14	Parathion: 20.0	Schulz and Liess (1999)
runoff	58	Parathion: 83.0	Aufseß et al. (1989)

Die ausführlichen Ergebnisse dieser Studie werden an anderer Stelle in Kürze veröffentlicht.

Literatur:

- Aufseß, G., Beicht, W., Bourquin, H. D., Hantge, E., Heil, J., Müller, M. J., Opfermann, H., Riemer, J., Zahn, R. K. and Zimmer, K. H. (1989) Investigations of the output of plant protective agents from vineyards of the Mosel-valley. In *Material loads in running water systems* (Untersuchungen zum Austrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen aus Rebflächen des Moseltals. In *Stoffbelastungen der Fließgewässerbiootope*), Parey. Hamburg, Berlin, pp. 1-78.
- Baughman, D.S., Moore, D.W. and Scott, G.I., 1989 A comparison and evaluation of field and laboratory toxicity tests with fenvalerate on an estuarine crustacean. *Envir. Toxicol. Chem.* **8**, 417-429.
- Cousins, I. T., Watts, C. D. and Freestone, R. (1995) Field measurement and modelling the fate of aniline and lindane in a UK lowland river. *Environmental Technology*, **16**, 515-526.
- Fischer, P., Bach, M., Burhenne, J., Spiteller, M. and Frede, H.-G. (1996) Plant protective agents in running waters Section 3: Percentage of non-point and point entrees in a small stream (Pflanzenschutzmittel in Fließgewässern Teil 3: Anteil diffuser und punktueller Einträge in einem kleinen Vorfluter). *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, **40**(4), 168-173.
- Marking, L. L. (1985) Toxicity of chemical mixtures. In *Fundamentals of aquatic toxicology*, eds. G. M. Rand and Petrocelli S. R., Hemisphere. Washington, 164-176.
- Matthiesen, P., Sheahan, D., Harrison, R., Kirby, M., Rycroft, R., Turnbull, A., Volkner, C. and Williams, R. (1995). Use of a *Gammarus pulex* bioassay to measure the effects of transient carbofuran runoff from farmland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **30**(2), 111-119.
- Nitschke, L. and Schüssler, W. (1998) Surface water pollution by herbicides from effluents of waste water treatment plant. *Chemosphere*, **36**(1), 35-41.
- Schulz, R. and Liess, M. (1999) A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology* **46**, 155-176.
- Seel, P., Knepper, P., Gabriel, S., Weber A. and Haberer, K. (1996) Waste water treatment plants as a main entree source for plant protective agents in a stream – drawing up a balance sheet for the entrees (Kläranlagen als Haupteintragspfad für PSM in ein Fließgewässer – Bilanzierung der Einträge). *Vom Wasser* **86**, 247-262.

Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft

Systemaufbau und Anwendungsmöglichkeiten

Michael Probst*¹⁾, Norbert Berenzen¹⁾, Annette Lentzen-Godding¹⁾,
Matthias Liess²⁾, Ralf Schulz¹⁾

*) e-Mail: m.probst@tu-bs.de

¹⁾ TU-Braunschweig, Zoologisches Institut, Limnologie und Ökotoxikologie

²⁾ UFZ, Umweltforschungszentrum Leipzig, Chemische Ökotoxikologie

Keywords – Pflanzenschutzmittel, Fließgewässer, Simulation, Risikoabschätzung, OECD

Einleitung und Zielsetzung

Ziel des Forschungsprojekts war die Entwicklung eines GIS-gestützten Informationssystems zur Abschätzung potenzieller Risiken für PSM-Einträge in kleinere bis mittlere Fließgewässer im landwirtschaftlich geprägten Umfeld. Das System sollte sowohl auf einzelne Stellen bzw. Flächen als auch im Landschaftsmaßstab anwendbar sein. Da die Gewässerbeprobung – insbesondere auf Landschaftsebene – einen erheblichen Zeit- und Kostenfaktor darstellen kann, sollten ausschließlich bereits erhobene und öffentlich verfügbare Daten Verwendung finden. Das PSM-Eintragsrisiko wurde durch ein Teilmodell des von der OECD Pesticide Aquatic Risk Indicators Group (OECD 2000) vorgeschlagenen Modells REXTOX (**R**atio of **EX**posure to **TOX**icity) simuliert. Die entwickelten Methoden und Verfahren sollten als möglichst einfach anwendbare PC-Software umgesetzt werden und so die Anwendung bei Behörden und Ingenieurbüros ermöglichen. Die Verwendung eines standardisierten Berechnungsverfahrens und öffentlich verfügbarer Daten soll ferner die Übertragbarkeit auf Gebiete mit ähnlicher Datenqualität erleichtern und den Anwendern einen möglichst einfachen Zugang zu erforderlichen Daten ermöglichen.

Systemaufbau und Grundlagen der Simulation

Zunächst müssen die Eingangsdaten (Boden, Gefälle, Niederschlag, Landnutzung, Stoffmenge und -eigenschaften) mit Hilfe eines Geo-Informationssystems (z.B. ArcView®) für die Simulation aufbereitet werden. Dazu werden die Rohdaten in eine durch das GIS nutzbare Form überführt. Je nach Format werden die vorliegenden Daten direkt in das GIS importiert bzw. müssen zunächst konvertiert werden. Das eigentliche Informationssystem besteht aus mehreren Komponenten. Im ersten Schritt kombiniert (verschneidet) ein GIS-Skript („GIS-Data-Provider“, vgl. Abb. 1) alle Ebenen der aufbereiteten Rohdaten zu einer neuen Ebene und extrahiert die für die Simulation erforderlichen Eingangsdaten. Die Ausgabedaten des GIS-Skripts werden wiederum vom Simulator-Modul importiert. Der Simulator berechnet anhand des OECD-Modells das PSM-Eintragsrisiko. Die Berechnung kann hierbei über Standard-Szenarien konfiguriert werden. So wird z.B. die Pflanzen-Interzeption in Abhängigkeit von Datum und Anbaufrucht anhand einer hinterlegten Szenario-Tabelle bestimmt. Die Simulationsergebnisse werden in Tabellenform exportiert und können anschließend zur Analyse des Einflusses einzelner Parameter sowie zur Darstellung von PSM-Risikokarten (per GIS) verwendet werden (Abb. 1).

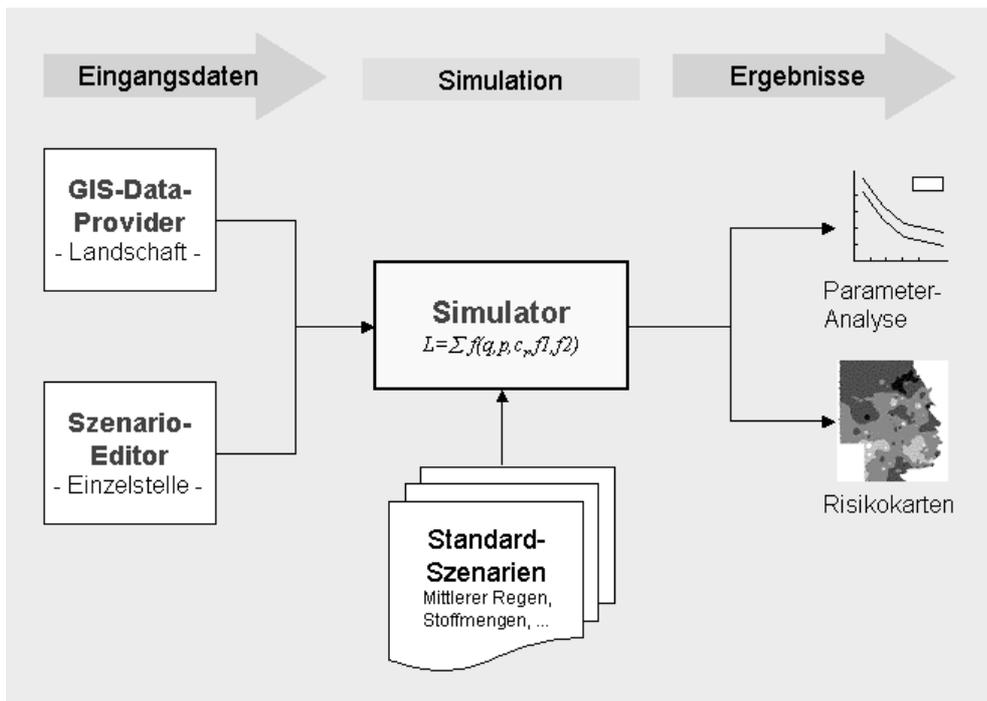


Abb. 1 – PSM-Informationssystem: Systemüberblick.

Die Simulation des PSM-Eintragsrisikos erfolgt durch ein mit $L_{\%runoff}$ bezeichnetes Teilmodell des von der OECD (OECD 2000) vorgeschlagenen Modells REXTOX (Ratio of Exposure to Toxicity). Das Teilmodell stellt eine Spezialisierung der Modelle von Lutz (Lutz 1984) und Maniak (Maniak 1992) zur Berechnung des Runoff-Volumens in Abhängigkeit vom Niederschlag dar. $L_{\%runoff}$ bezeichnet den prozentualen Anteil von PSM, der über den Oberflächenabfluss (Runoff) ins Gewässer eingetragen wird. Dieser ist abhängig vom Runoff-Volumen im Verhältnis zur Regenmenge, dem Gefälle, der Breite des Randstreifens sowie stoffspezifischen Eigenschaften (Formel 1).

$$L_{\%runoff} = \left(\frac{Q}{P} \right) * Cr_{soil_surface} * f1_{slope} * f2_{bufferzone} * 100$$

Formel 1 – Berechnung des prozentualen PSM-Verlusts durch Runoff nach (OECD 2000).

- $L_{\%runoff}$ = Percentage of application dose available in runoff-water as dissolved substance
- Q = Runoff amount [mm] according the model of Lutz and Maniak (1984, 1992)
- P = Precipitation amount [mm]
- DT_{50soil} = Half-life time of in soil

$$Cr_{soilsurface} = e^{\left(\frac{-3 * \ln(2)}{DT_{50soil}} \right)} * \left(\frac{1}{(1 + K_d)} \right) * (1 - plantinterception/100)$$

$$K_d = (K_{oc} * \%OC) / 100$$

$$f1_{slope} = 0.02153 * slope + 0,001423 * slope^2 \quad ; \text{ if slope } < 20\%$$

$$f1_{slope} = 1 \quad ; \text{ if slope } \geq 20\%$$

$$f2_{bufferzone} = 0,83^{buffer-width}$$

Simulationsergebnisse

Am Beispiel der Randstreifenbreite soll dargestellt werden, in welcher Größenordnung das PSM-Eintragsrisiko von diesem Parameter beeinflusst wird. Für die Simulation wurden 6 in der Arbeitsgruppe Ökotoxikologie der TU-Braunschweig häufig nachgewiesene Substanzen mit unterschiedlichen KOC-Werten und Halbwertszeiten ausgewählt (Tab. 1). Die Simulation wurde für variierende Randstreifenbreiten von 0, 5, 10 und 15m durchgeführt (Abb. 2). Als weitere Simulationsparameter wurde eine Fläche von 1ha, der Zeitraum Juli, ein Niederschlagsereignis von 10mm, landwirtschaftliches Umland sowie 2% Gefälle angenommen.

Substances	Application dose [g/m ²]	KOC [l/kg]	DT50 [d]	d	Type
Azoxystrobin	0,01	143	17,5	3	Fungicide
Bifenox	0,01	1572	16,5	3	Herbicide
Epoxiconazol	0,001	442	310	3	Fungicide
Ethofumesat	0,01	182	62,5	3	Herbicide
Kresoxim-Methyl	0,001	421	1,75	3	Fungicide
Parathion	0,001	705	16	3	Insecticide

Tab. 1 – Substanzen.

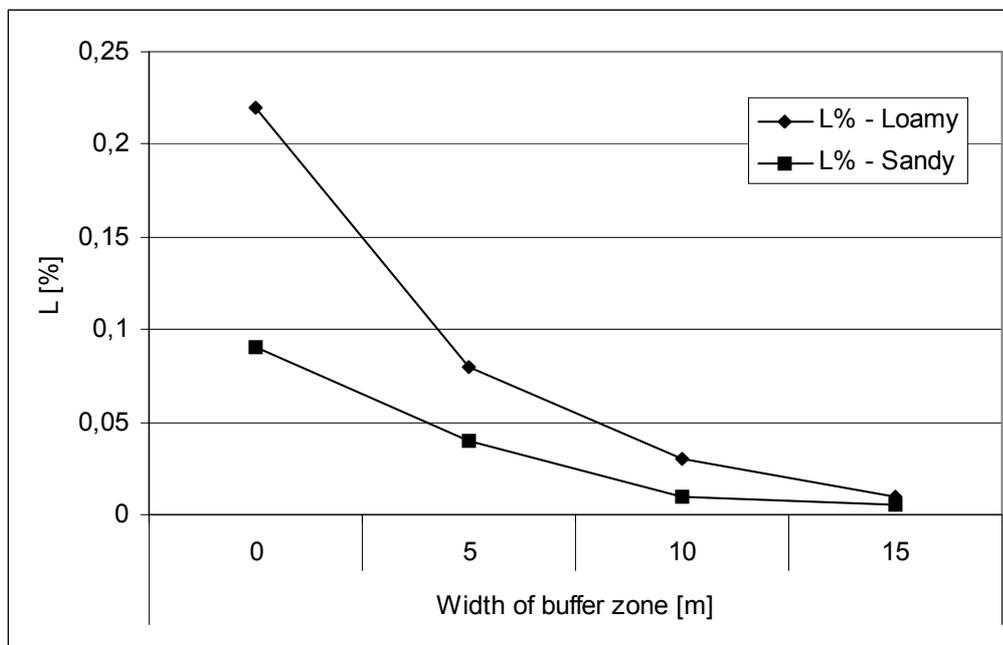


Abb. 2 – Simulation des prozentualen PSM-Verlusts durch Runoff für lehmige und sandige Böden.

Die Simulation zeigt für beide Bodenarten eine Reduzierung des PSM-Eintragsrisikos mit steigender Randstreifenbreite. In Abhängigkeit von Boden und stoffspezifischen Eigenschaften ergibt sich eine Verminderung um bis zu 95%. Die Simulationsergebnisse decken sich gut mit Literaturwerten. So gibt Real (Real, 1998) für Atrazin den PSM-Rückhalt bei einem Randstreifen von 6m Breite mit 60% bis hin zu 94% bei einem Randstreifen von 20m Breite an. Klöppel (Klöppel, 1997) kommt für Isoproturon zu ähnlichen Ergebnissen (5m – 50%, 20m – 94%).

Anwendungsmöglichkeiten

Im folgenden soll beispielhaft die Simulation des PSM-Eintragsrisikos für das Braunschweiger Umland dargestellt werden. Das Gebiet erstreckt sich über 65x85 Kilometer (Gauss-Krueger 3573-3637, 5765-5850). Lehmige Böden bestimmen den eher hügeligen südlichen Bereich, während im nördlichen, eher flachen Bereich Sandböden dominieren. Landwirtschaft und Wald/Forst stellen die hauptsächliche Landnutzungsform dar. Die südliche Region wird durch große Flächen

landwirtschaftlicher Nutzung sowie durch einige größere aber insgesamt eher wenige Waldflächen bestimmt. Im Norden wechseln landwirtschaftliche Nutzung und relativ zahlreiche aber kleinere Waldflächen ab.

Analog zu oben beschriebenem Verfahren wurde für 214 Probestellen des Niedersächsischen Landesverbandes für Wasserwirtschaft und Küstenschutz (NLWK) das PSM-Eintragsrisiko simuliert und mit Hilfe eines GIS als Risikokarte für 5m und 20m Randstreifenbreite dargestellt (Abb. 3a+b). Die verwendete Datengrundlage ist in Tab. 3 dargestellt.

Daten	Quelle	Umfang	Zeitraum	Auflösung	Format
Landnutzung	LGN	BS-Umland	1999	1:25.000	Digital
Boden	NLFB	BS-Umland	1999	1:50.000	Digital
Niederschlag	DWD	BS-Umland	1985-1999	Täglich [mm]	Digital
Gewässer	LGN	BS-Umland	1999	1:25.000	Digital
Probestellen	NLWK	214 Stellen	1985-1999	-	Digital

Tab. 2 – Datengrundlage PSM-Risikokarten.

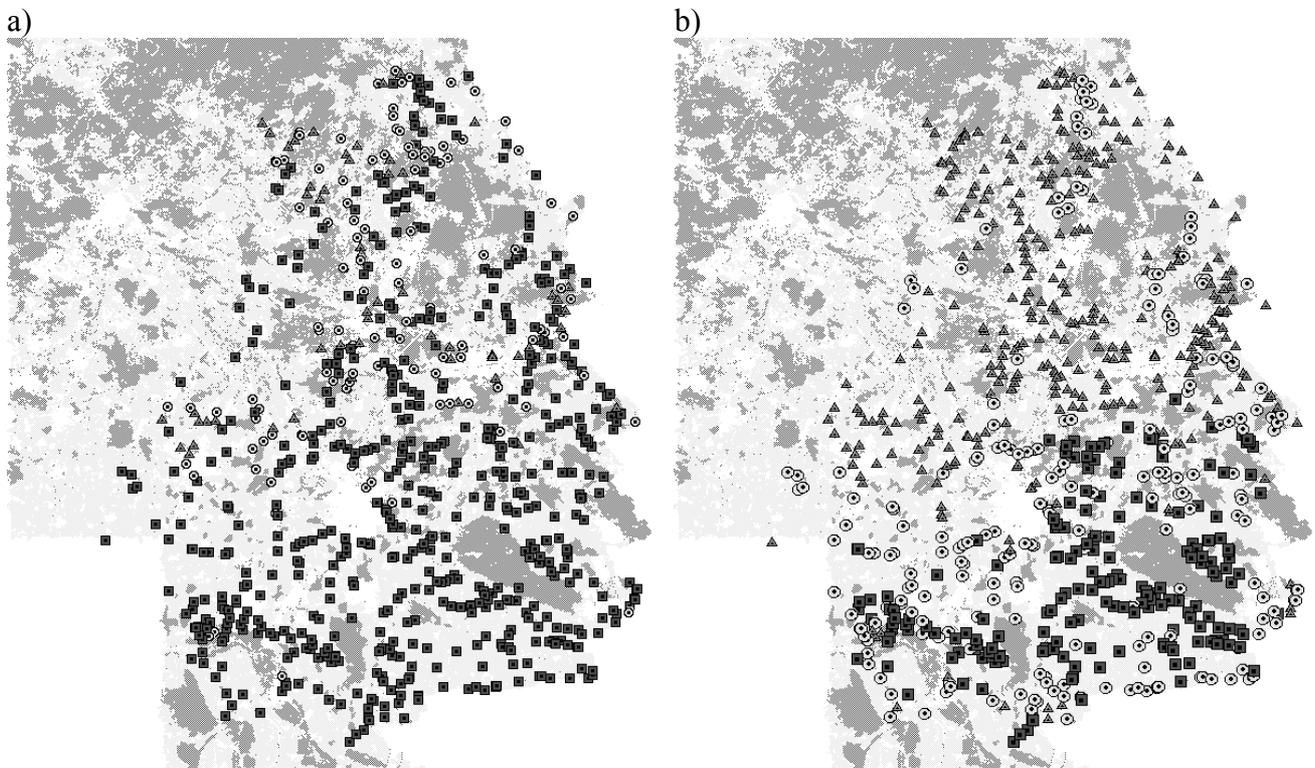


Abb. 3 – PSM-Risikokarte a) Randstreifen=5m b) Randstreifen=20m. Legende: Dunkelgrau=Wald/Forst, Hellgrau=landwirtschaftl. Nutzung, Weiß=Sonstige Nutzung, Dreieck=geringes Eintragsrisiko, Kreis=mittleres Eintragsrisiko, Quadrat=hohes Eintragsrisiko.

Fazit und Ausblick

Die Variation einzelner Eingangsparameter, wie am Beispiel der Randstreifenbreite dargestellt, ermöglicht eine qualitative Abschätzung der Auswirkung einzelner Faktoren auf das PSM-Eintragsrisiko. PSM-Risikokarten können ein hilfreiches Werkzeug für die Planung von Maßnahmen darstellen. Nach Art einer „Was-wäre-wenn“-Analyse ergibt sich die Möglichkeit, verschiedene Maßnahmen am Bildschirm zu simulieren und die jeweiligen Effekte im Landschaftsmaßstab abzuschätzen.

Danksagung

... für Mitarbeit, Daten und Förderung an:

Norbert Berenzen, TU-Braunschweig, Annette Lentzen-Godding, TU-Braunschweig, Ralf Schulz, TU-Braunschweig, Jörn Wogram, TU-Braunschweig, AG Limnologie & Ökotoxikologie, TU-Braunschweig, Matthias Liess, UFZ Leipzig, Peter von der Ohe, UFZ Leipzig, Dr. Volkhard Herbst, NLÖ, Dr. Helga Faasch, NLWK Braunschweig, Dr. Manfred Siebert, NLWK Verden, bmb+f Projekt - Förderkennzeichen 0339804

Literatur

- Klöppel, H., Kördel, W., Stein, B.: „Herbicide transport by runoff and herbicide retention in a filter strip...“, Chemosphere Vol. 35, pp. 129-141 (1997)
- Lutz, W. 1984: „Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen“. Mittlg. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe, Heft 24
- Maniak, U. 1992: „Regionalisierung von Parametern für Hochwasserabflußganglinien“. In: Regionalisierung der Hydrologie (H.B. Kleeberg), DFG, Mittlg. Senatskomm. für Wasserf. 11, S. 325-332
- OECD. 2000: “Report of the OECD Pesticide Aquatic Risk Indicators Expert Group“, 2000
<http://www.oecd.org/pdf/M00027000/M00027912.pdf>,
<http://www.oecd.org/pdf/M00027000/M00027917.pdf>
- Real, M.(1998): “Buffer strips for the reduction of the pesticide load in surface runoff water”, Tagungsunterlagen, Isoproturon: Recent Advances in Environmental Research, Bonn 20.-21.04.1998

Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 1. Simulation und Messung

Norbert Berenzen,*†, Annette Lentzen-Godding†, Michael Probst†, Holger Schulz†, Matthias Liess‡ and Ralf Schulz†

† Zoological Institute of the Technical University Braunschweig,
Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, Germany

‡ Department of Chemical Ecotoxicology, UFZ Centre for Environmental Research,
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Germany

Einleitung

Der diffuse Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PSM) durch oberflächlich abfließendes Wasser von Äckern bei starken Regenfällen (Runoff) kann zu erheblichen Gewässerbelastungen führen [Cooper, 1993; Hill, 1989; Leahey, 1985; Wauchope, 1978; Schulz, 1997; Schulz, 1998]. Eine Abschätzung der diffusen PSM-Belastung kann zum einen durch ereignisbezogene Probenahmemethoden erfolgen oder aber durch Simulationsmodelle. Zwei ereignisbezogene Probennehmer sowie ein Simulationsmodell mit einfach beschaffbaren Eingangsparametern werden in der vorliegenden Arbeit vorgestellt.

Vorhandene Modelle zur Simulation von runoff-basierten PSM-Belastungen (ARM by Donigan et al. ,1977; CREAMS by Kniesel, 1980; PRZM by Carsel et al., 1984; etc) basieren in der Regel auf einer Vielzahl von Eingangsparametern, so dass eine Expositionsabschätzung für regulatorische Zwecke aufgrund aufwendiger Erhebungen erschwert ist (FOCUS, Adriaanse et al. 1997).

Mit dem hier verwendeten Simulations-Modell (*simplified formula for indirect loadings caused by runoff* (vorgeschlagen von der OECD)) hat man die Möglichkeit ökotoxikologische Risikoabschätzungen für PSM-Einträge auf großer Maßstabsebene durchzuführen, da alle Eingangsdaten (Bodenart, Hangneigung, Niederschlag, Applizierte Menge, Applikationszeitpunkt) von Behörden zur Verfügung gestellt werden können. Ziel der Arbeit war es eine erste Validierung der Simulationsergebnisse anhand der Messergebnisse durchzuführen und die Möglichkeit der Erstellung von Eintragsgefährdungskarten durch GIS-Kopplung aufzuzeigen.

Material und Methoden

Ereignisbezogene Probenahmemethoden

Die Untersuchung fand an 18 kleinen Agrarfließgewässern in der Umgebung von Braunschweig statt. Eine umfassende Beschreibung des Untersuchungsgebiets und der Gewässerbeschaffenheit wird in Kürze erscheinen (Berenzen et al. 2002). Mit Hilfe von Hochwassersammlern wurden während der Hauptanwendungszeit für Fungizide und Insektizide im Jahr 2000 der runoff-bedingte PSM-Eintrag beprobt. Beim Hochwassersammler handelt es sich um zwei Braunglasflaschen (1 L), die in unterschiedlicher Höhe über dem Normalwasserstand angebracht werden und die bei Wasserstandserhöhungen (ca 5 – 10 cm je nach Gewässergröße) automatisch Proben ziehen (Wogram 2001). Für die Validierung der Simulationsergebnisse wurden zusätzlich PSM-Nachweise aus den Untersuchungsjahren 1998/1999 genutzt. Hier kamen zusätzlich automatische Probennehmer zum Einsatz. Die Probennahme des automatischen Probennehmers wurde über die bei runoff-Ereignissen durch zusätzliches ionenarmes Regenwasser auftretende Leitfähigkeitsabnahme im Gewässer (etwa 10 % des Leitfähigkeitswertes bei Normalzustand) ausgelöst. Das Probenwasser wird noch vor Ort über eine mit C18-Material gefüllte Adsorbitionssäule gezogen, um potentiell enthaltene PSM-Rückstände zu fixieren. Der Aufbau des Probennehmers sowie die Analysemethoden der Wirkstoffe ist in Liess et al. (1999) ausführlich beschrieben.

Simulationmodell

Die Simulation der PSM-Konzentrationen bzgl. konkreter Runoff-Ereignisse erfolgte mit einem erweiterten Modell der *simplified formula for indirect loadings caused by runoff* (1), die von der OECD vorgeschlagen wurde (Reus et al. 1999).

$$L\%_{runoff} = \frac{Q}{P} \cdot f \cdot e^{-3 \cdot \frac{\ln 2}{DT_{50soil}}} \cdot \frac{100}{1 + Kd} \quad (1)$$

$L\%_{runoff}$:	Percentage of application dose that is present in runoff water as dissolved substance
Q :	Runoff amount (mm); in this study Q was calculated according to Lutz (1984) and Maniak (1992) for Scenario III: a covered soil with a low soil moisture: Sandy soils: $Q = -0.016427 - 0.011377 \cdot P + 0.0026284 \cdot P^2 - 5.8564 \cdot 10^{-6} \cdot P^3$ Loamy soils: $Q = -0.061108 - 0.0041626 \cdot P + 0.0040395 \cdot P^2 - 9.0361 \cdot 10^{-6} \cdot P^3$
P :	Precipitation amount (mm)
f :	Correction factor, with $f = f_1 \cdot f_2 \cdot f_3$
f_1 :	Slope factor: $f_1 = 0.02153 \cdot slope + 0.001423 \cdot slope^2$ if slope < 20% $f_1 = 1$ if slope \geq 20% (Modified formula of Beinat and Berg (1996))
f_2 :	Plant interception factor: $f_2 = PI / 100$
f_3 :	Buffer zone factor: $f_3 = 0.83^{WBZ}$ with WBZ - Width of the buffer zone (metres); if the buffer zone is not densely covered with plants then the width is set to zero.
DT_{50soil} :	Half-life of active ingredient in soil (d)
Kd :	Ratio of dissolved to sorbed pesticide concentrations; with $Kd = K_{OC} \cdot \%OC \cdot \frac{1}{100}$
K_{OC} :	Sorption coefficient of active ingredient to organic carbon
$\%OC$:	Organic carbon content of soil

Die Simulationsformel (1) berechnet den Anteil (%) der angewandten PSM-Menge, der im Runoff in gelöster Form enthalten ist. Je nach Abflussverhalten der betrachteten Gewässer kommt es zu unterschiedlich starken Verdünnungen der eingetragenen Wirkstoffmengen. Für ökotoxikologische Fragestellungen ist es daher notwendig, die aus dem Runoff im Bach resultierenden Wirkstoffkonzentrationen zu berechnen. Dementsprechend wurde die Formel wie folgt erweitert:

$$Pc = L\%_{runoff} \cdot Pa \cdot \frac{1}{Q_{stream} \cdot \Delta T} \quad (2)$$

Pc :	Simulated pesticide concentration in the stream [$\mu\text{g/l}$]
$L\%_{runoff}$:	Percentage of application amount present in runoff water as dissolved substance [%]
Pa :	Amount of pesticide applied to the investigated area [μg]
Q_{stream} :	Stream flow during heavy rain events [l/s]
ΔT	Duration of heavy rain events [s]

Ergebnisse und Diskussion

Es wurden in 17 von 18 Gewässern PSM-Wirkstoffe nachgewiesen mit Maximalkonzentrationen zwischen 29,7 $\mu\text{g/l}$ für das Fungizid Azoxystrobin und 0,3 $\mu\text{g/l}$ für das Insektizid Parathion-ethyl. Für die Simulation wurden nur die Wirkstoffe ausgewählt, die maximal eine Woche vor dem Niederschlagsereignis appliziert wurden (Azoxystrobin, Epoxiconazol, Tebuconazol). Es zeigte sich ein starker Zusammenhang zwischen den gemessenen und den simulierten Konzentrationen (lineare Regression der logarithmierten Werte: $r^2 = 0,83$, $p \leq 0,001$; $n = 11$). Da 9 von 11 Wirkstoffen im 95%-Konfidenzintervall lagen (gemessene Konzentrationen $> 0.5 \mu\text{g/L}$), ist das Modell geeignet in den untersuchten kleinen Fließgewässern die PSM-Belastung zu simulieren.

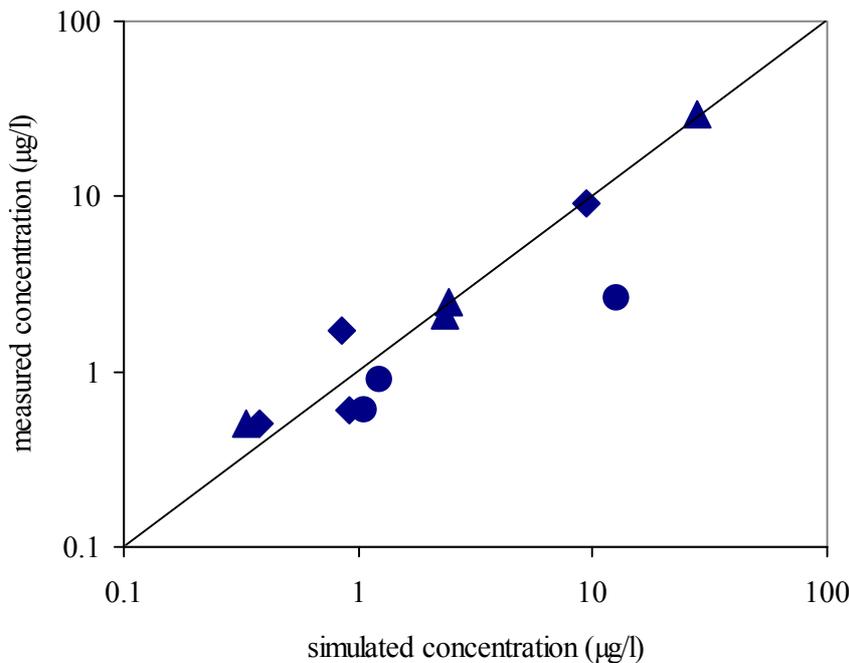


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen gemessenen und simulierten Pflanzenschutzmittel-Konzentrationen ($\geq 0.5 \mu\text{g/l}$) in Agrarbächen im Umland von Braunschweig(Niedersachsen) im Untersuchungsjahr 2000; Dreieck = Azoxystrobin, Karo = Epoxiconazol, Kreis = Tebuconazol.

Auch der Vergleich der PSM-Nachweise aus den Jahren 1998 / 1999 mit simulierten Konzentrationen (Abb. 2) zeigt ein hohes Maß an Übereinstimmung im Konzentrationsbereich $> 0,5 \mu\text{g/L}$ (Lineare Regression der logarithmierten Werte: $r^2 = 0,53$, $p = 0,005$, $n = 13$; 9 von 13 Werten liegen im 95%-Konfidenzintervall). Dies gilt jedoch nur für Wirkstoffe mit relativ hoher Bindigkeit an organischen Kohlenstoff (KOC-Werte $> 100 \text{ L/kg}$); bei leicht löslichen Stoffen zeigt sich meist, dass die simulierten Werte niedriger sind als die gemessenen Werte.

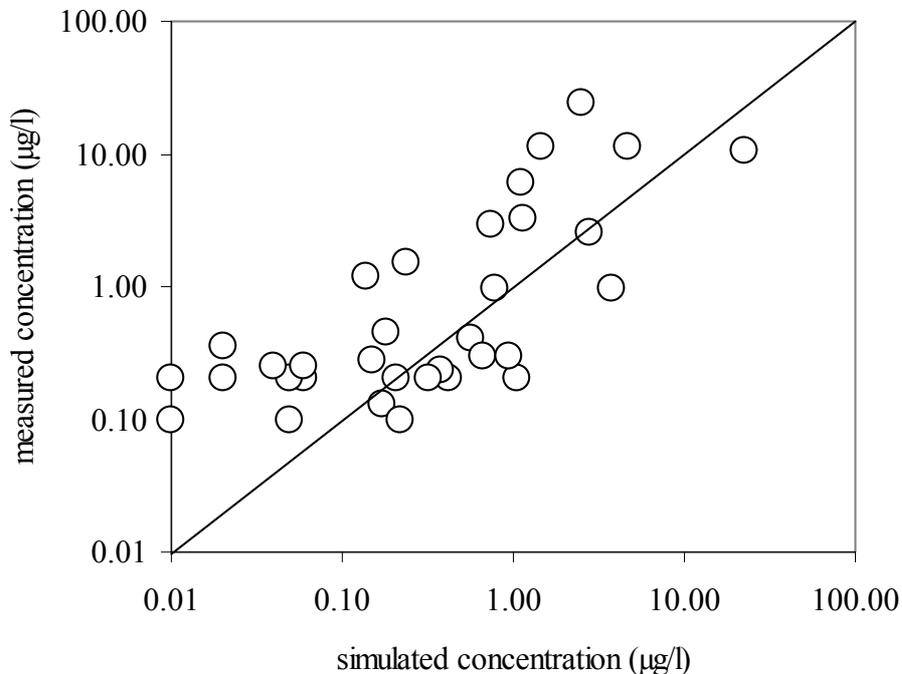


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen gemessenen und simulierten Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln (KOC-Wert > 100) in Agrarbächen im Umland von Braunschweig (Niedersachsen) in den Untersuchungsjahren 1998/1999.

Zu erklären ist dies insofern, dass leicht lösliche Wirkstoffe zusätzlich zum Runoff über langsamen und schnellen Bodentransport („leaching“ (Blanchard & Lerch, 2000) und „preferential flow“ (Edwards et al., 1993)) in das Gewässer gelangen.

PSM-Eintragsgefährdungskarten

Durch die GIS-Kopplung besteht die Möglichkeit Eintragsrisikokarten zu erstellen, mit deren Hilfe einzelne stark eintragsgefährdete Ackerflächen visualisiert werden können. Geeignete eintragsreduzierende Maßnahmen (Randstreifen, Flächenstilllegungen) können auf diese Weise gezielt geplant werden. Abbildung 3 zeigt eine mögliche Risikokartendarstellung für ein konkretes Gewässer im Braunschweiger Umland. Sind Abflussdaten bekannt bzw. durch einfache Niederschlags-Abfluss-Modelle berechnet worden, ist es möglich, wie hier vorgestellt, mit einer erweiterten Eintragssimulationsformel potentielle PSM-Konzentrationen für einzelne Gewässerabschnitte anzugeben. Ähnlich der Gewässergütekarten hinsichtlich der Saprobie können so auch Gütekarten hinsichtlich der Liste der prioritären Stoffe der EU-Wasserrahmenrichtlinie mit diesem Modell erstellt werden.

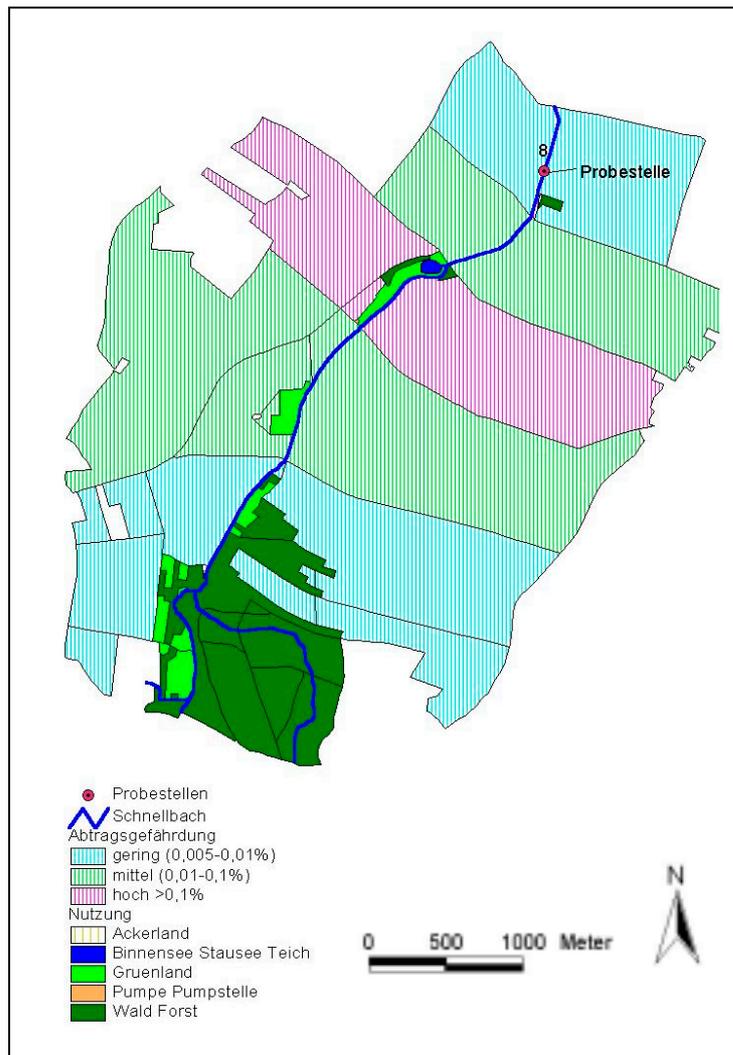


Abbildung 3: Karte zur Abschätzung des Pflanzenschutzmitteleintrags von Ackerflächen in ein Agrarfließgewässer des Braunschweiger Raumes (Grundlage ist eine GIS-Simulation mit der „simplified formula for indirect loadings caused by runoff“).

Die vorliegende Arbeit war Teil des BMBF-Projekts „Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft“. Gesamtziel des Forschungsprojekts war die modellhafte Erarbeitung eines Informations- und Simulationssystems zur Bewertung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. Das System soll analog der Gewässergüte bzw. der Gewässerstrukturgüte die Komponente der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft abdecken. Im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie könnte das System Anwendung bei der Erfassung und Bewertung von diffusen toxischen Belastungsquellen finden.

Literatur

1. Adriaanse, P., Allen, R., Gouy, V., Hosang, J., Jarvis, T., Klein, M., Layton, R., Linders, J., Schäfer, L., Smeets, L. & Yon, D. (1997). *Surface Water Models and EU Registration of Plant Protection Products – Dok. 4676/VI/96* Final report of the work of the Regulatory Modelling Working Group of Surface Water - Models of FOCUS (FORum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE).

2. Beinat, E. & van der Berg, R. (1996). *EUPHIDS, a decision support system for admission of pesticides*. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, Netherlands.
3. Berenzen, N., Lentzen-Godding, A., Probst, M., Schulz, H., Schulz, R., & Liess, M. (2002). Simulation of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level: Comparison with runoff-triggered samples. *Chemosphere*. submitted.
4. Blanchard, P. E. & Lerch, R. N. (2000). Watershed vulnerability to losses of agricultural chemicals: Interactions of chemistry, hydrology, and land-use. *Environmental Science and Technology*, **34**(16), 3315-3322.
5. Carsel, R.F., Smith, C.N., Mulkey, L.A., Dean, J.D. & Jowise, P. (1984). *User's Manual for Pesticide Root Zone Model (PRZM), Release 1*. USEPA 600/3-84-109. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
6. Cooper, C. M. (1993). Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems - a review. *Journal of Environmental Quality*, **22**, 402-408.
7. Donigan, A.S. Jr., Byrlerlein, D. C., Davis, H.H. & Crawford, N. H. (1977). *Agricultural Runoff Management Model, Version II: Refinement and Testing*. USEPA 600/3-77-098. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
8. Edwards, W. M., Shipitalo, M. J., Owens, L. B. & Dick, W. A. (1993). Factors affecting preferential flow of water.. *Journal of Environmental Quality*, **22**, 453-457.
9. Hill, R. (1989). Aquatic Organisms and Pyrethroids. *Pesticide Science*, **27**, 429-465.
10. Knisel, W.G. (1980). *CREAMS – a Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*. Conserv. Res. Rep. No. 26. USDA, Washington, DC.
11. Leahey, J. P. (1985). *The pyrethroid Insecticides*. Taylor & Francis, London, Philadelphia.
12. Liess, M., Schulz, R., Liess, M.H.-D., Rother, B. & Kreuzig, R. (1999). Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Research*, **33**, 239-247.
13. Lutz, W. (1984). *Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen*. Mittlgl. Inst. Hydrologie Wasserwirtschaft, Univ. Karlsruhe.
14. Maniak, U. (1992). *Regionalisierung von Parametern für Hochwasserganglinien*. In: Regionalisierung der Hydrologie (H.B. Kleeberg), DFG, Mittlgl. Senatskomm. Für Wasserf. 11, 325-332.
15. Reus, J., Lenndertse, C., Bockstaller, C., Fomsgaard, I., Gutsche, V., Lewis, K., Nilsson, C., Pussemier, L., Trevisan, M., Van der Werf, H., Alfarroba, F., Blümel, S., Isart, J., Mc Grath, D. & Seppälä, T. (1999). *Annex I: Run-off Submodel*. In: Comparing Environmental Risk Indicators for Pesticides. Results of the European CAPER Project. Centre for Agriculture and Environment Utrecht, CLM 426, pp. 80-82.
16. Schulz, R. (1997). *Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden - Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften*. Ecomed Verlag, Landsberg.
17. Schulz, R., Hauschild, M., Ebeling, M., Nanko-Drees, J., Wogram, J. & Liess, M. (1998). A qualitative field method for monitoring pesticides in the edge-of-field runoff. *Chemosphere*, **36**(15), 3071-3082.
18. Wauchope, R. D. (1978). The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. *Journal of Environmental Quality*, **7**, 459-472.
19. Wogram, J. (2001). *Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern des landwirtschaftlich geprägten Raumes*. Dissertation an der TU Braunschweig.

Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 2. Bewertung

Norbert Berenzen,*†, Annette Lentzen-Godding†, Michael Probst†, Holger Schulz†, Matthias Liess‡ and Ralf Schulz†

† Zoological Institute of the Technical University Braunschweig,
Fasanenstr. 3, 38092 Braunschweig, Germany

‡ Department of Chemical Ecotoxicology, UFZ Centre for Environmental Research,
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Germany

Einleitung

Kleine Fließgewässer sind häufig besonders von stofflichen Belastungen aus diffusen Quellen betroffen, da sie eine im Verhältnis zu ihrem Wasservolumen besonders große Kontaktfläche zum Umland aufweisen. Neben Nährstoff- und Schwebstoffeinträgen beobachtet man in Gewässern mit intensiv landwirtschaftlich geprägten Umland erhebliche Belastungen durch Pflanzenschutzmittel (PSM) (Kreuger & Brink 1988; Liess et al. 1999; Liess et al. 1996; Schulz 1997; Schulz et al. 1998; Williams et al. 1995).

Selbst von kurzfristigen Belastungsspitzen können deutliche Wirkungen auf Organismen ausgehen. (Baughman et al. 1989; Kreuzweiser & Sibley 1991; Liess & Schulz 1996; Parsons & Surgeoner 1991; Schulz & Liess 1997). Neben direkten Mortalitätsreaktionen wurden vor allem subletale Reaktionen mit schwer abzuschätzenden ökologischen Konsequenzen beobachtet (Anderson 1989; Day 1989; Hurlbert 1975; Lampert et al. 1989; Liess 1998b). Ökotoxikologische Studien, die sich mit den Veränderungen bei Makroinvertebraten auf Gemeinschaftsebene beziehen, gibt es bisher kaum (Leonard 2000; Schulz and Liess 1999; Liess and Schulz 1999, Wogram 2001).

Die Anwendung des Saprobienindex zur Charakterisierung der organischen Belastung und seit neuem die Strukturgütekartierung gehört zur routinemäßigen Gewässeruntersuchung. Hinsichtlich der Beurteilung der PSM-Belastung ist bisher weder eine geeignete Probennahme noch ein Indikatorsystem integriert.

In einem Projekt des Umweltbundesamtes wurde ein Indikatorsystem, das auf der Empfindlichkeit von Arten hinsichtlich toxischer Substanzen basiert, entwickelt und bereits validiert (Liess et al. (2000). In dieser Studie werden auch geeignete Probennahmemethoden und die Bewertung der Toxizität von Stoffgemischen dargestellt.

Ziel der vorliegenden Studie war es nun, eine Bewertung der PSM-Belastung mit den im UBA-Projekt entwickelten Methoden an Gewässern durchzuführen, die routinemäßig von „Wasser-Behörden“ in diesem Fall vom Niedersächsischen Landesamt für Wasser- und Küstenschutz (NLWK) untersucht werden. Die zusätzliche Auswertung von Makroinvertebratenaufnahmen des NLWK soll zeigen, ob auch bereits vorhandene behördliche Daten zur Bewertung der PSM-Belastung herangezogen werden können.

Material und Methoden

Allgemein

Die Untersuchung fand an 18 kleinen Fließgewässern im stark landwirtschaftlich geprägtem Umland von Braunschweig (Niedersachsen) statt, die routinemäßig vom NLWK untersucht werden. Während der Hauptanwendungszeit für Fungizide und Insektizide von April bis Juni im Untersuchungsjahr 2000 wurden neben den bei Gewässeruntersuchungen üblichen Parameter auch die PSM-Belastung und die Makroinvertebratenbesiedlung erfasst. Die Erfassung der PSM-Belastung erfolgte mit ereignisbezogenen Probennehmer. Angaben zur Technik und zur Analyse der Wirkstoffe sind im Teil 1 „Simulation und Messung“ in dieser Ausgabe enthalten. Die Erfassung der Makroinvertebraten erfolgte monatlich mit einem Surbersampler (Kantenlänge: 35 cm, Maschenweite: 0,5 mm). Die Surber-Methode stellt einen Bezug der Zahl gefangener Individuen zur beprobten Fläche her. Nach Bretschko (1990) beträgt der Anteil der auf der

Fläche nicht erfaßten Tiere ca. 4% und ist damit zu vernachlässigen. Es besteht aber der Nachteil, daß abundanzschwächere Arten häufig unberücksichtigt bleiben.

Die Erfassungen des NLWK erfolgten dagegen mit Netzfängen nach DIN 38410 (1992). Hierbei werden innerhalb einer definierten Zeitspanne (30min) mit Hilfe eines Keschers alle an der Probestelle vorhandenen Strukturen beprobt. Diese Methode gibt ein gutes Abbild des Arteninventars, aber nur mäßige Informationen zur Populationsdichte einzelner Arten. Weiter ist zu berücksichtigen, dass die zur Auswertung genutzten NLWK-Daten sehr heterogen in Bezug auf Anzahl und Zeitpunkt der Beprobungen waren (Tabelle 1).

Tabelle 1: Daten der routinemäßigen Gewässeruntersuchung nach DIN 38410 (1992) an den Untersuchungsgewässern

Probestelle	Aufnahmedaten
1	04/95
5	10/92; 04/97
6	04/97
7	10/96
8	08/95; 07/96
9	06/93; 02/98
10	07/93; 07/96; 04/99
12	08/92; 09/94; 08/97
13	04/94; 10/96; 07/98
14	04/94
15	09/99
16	10/97
17	09/92; 10/96

Toxizitätsabschätzung der PSM-Funde

Zur Abschätzung der Toxizität von Stoffgemischen wählten wir das Toxic Unit (TU) Modell von Marking (1985). Dieses diente in der vorliegenden Studie, um die PSM-Belastung der Untersuchungsgewässer hinsichtlich der Toxizität für die Gewässerzönose zu beurteilen. Eine TU entspricht dabei die 50%-Effekt-Konzentration des i-ten Wirkstoffs. Die Summe der TU jedes Wirkstoffs ergibt die Gesamttoxizität des Stoffgemisches (Formel 1).

$$TU_{sum} = \frac{Cw_1}{EC50_1} + \frac{Cw_2}{EC50_2} + \dots + \frac{Cw_i}{EC50_i} \quad 1$$

mit

TU _{sum}	Gesamttoxizität
Cw_i	Konzentration des I-ten Einzelstofffundes [$\mu\text{g/L}$]
$EC50_i$	$EC50_{48h}$ für <i>Daphnia magna</i> des I-ten Wirkstoffs [$\mu\text{g/L}$]

Sensitivitätsindex

Die Einordnung der Sensitivität der Makroinvertebraten gegenüber toxischen Verbindungen erfolgte nach dem „rank ordering“-Prinzip von Wogram & Liess (2001). Diese Einteilung der Makroinvertebraten auf Ordnungsniveau basiert auf einer Auswertung von 2187 akuten Toxizitätstests für 179 unterschiedliche organische Substanzen. Die Datengrundlage umfasste 283 Veröffentlichungen. Als „sensitiv“ gelten in der vorliegenden Studie, basierend auf Vorschlägen des UBA-Projektes (Liess 2001) Ordnungen mit einem Trel-Wert von $\leq 0,31$ (Trichoptera (0,31), Diptera (0,28), Ephemeroptera (-0,03), Amphipoda (-0,28), Plecoptera (-0,36)). Als tolerant wurde jedoch in dieser Studie die in allen Gewässern dominierende Art *Gammarus*

pulex eingestuft. Diese Art zeichnet sich dadurch aus, dass sie zwar im Labor äußerst empfindlich auf toxische Belastungen reagiert, im Freiland jedoch in der Lage ist, Belastungen auszuweichen (passive Drift, Wiederbesiedlung durch Schwimmen).

Ergebnisse und Diskussion

In 17 von 18 Gewässern konnte eine PSM-Belastung nachgewiesen werden, wobei es sich meist um Stoffgemische bestehend aus bis zu 10 Wirkstoffen mit stark unterschiedlicher Toxizität handelte. So wurden an drei Gewässern die vergleichsweise für Makroinvertebraten toxischen Insektizide nachgewiesen mit einer Maximalkonzentration für Parathion von 0,3 µg/L. Herbizide dagegen wurden am häufigsten nachgewiesen (16 Probestellen) und in erheblich höheren Konzentrationen. Die nachgewiesene Maximalkonzentration für Ethofumesat betrug 13,7 µg/L. Parathion ist jedoch bezogen auf den EC50_{48h} für *D. magna* um Faktor 10⁴ toxischer als Ethofumesat. Die Gesamt-Toxizität für die an den Proben nachgewiesenen Wirkstoffe ist daher geeigneter die PSM-Belastung zu beurteilen als die Gesamtfundmenge (Abb. 1).

Schulz & Liess (2000) zeigten, dass bereits Kurzzeitkontaminationen (1h) mit 0,001 µg/L Fenvalerat signifikante subletale Effekte bei der Köcherfliege *Limnephilus lunatus* hervorrufen. Dies entspricht einer logarithmierten TU von -2,7. In der vorliegenden Studie lag die Gesamtttoxizität bei acht von 18 Gewässern oberhalb dieses Schwellenwertes, die daher als „belastet“ bewertet wurden. Drei Gewässer unter den „unbelasteten“ und ein Gewässer unter den „belasteten“ wiesen eine hohe organische Belastung auf. Diese Gewässer wurden bei den nachfolgenden Effektabschätzungen auf die Makroinvertebratenbesiedlung nicht berücksichtigt, da eine Trennung der unterschiedlichen Belastungsfaktoren nicht möglich erschien. An Gewässer 18 wurden vom NLWK keine Erfassungen durchgeführt, so dass dieses Gewässer ebenfalls bei der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt wurde.

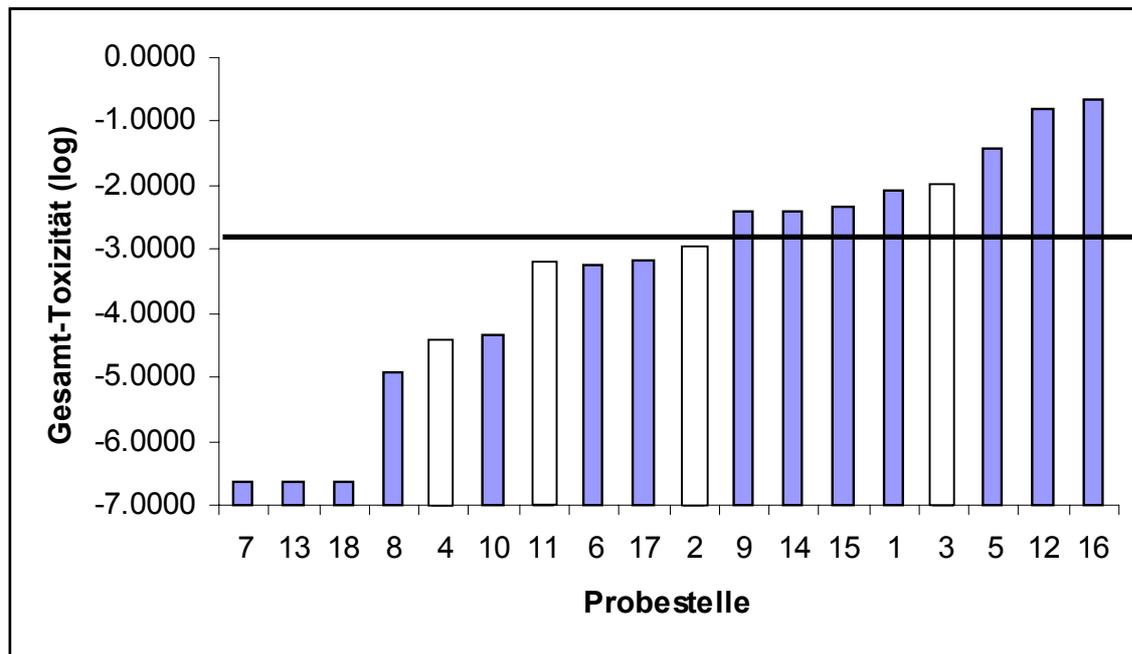


Abbildung 1: Gesamt-Toxizitäten der gemessenen Pflanzenschutzmitteleinträge an 18 Agrarfließgewässern im Umland von Braunschweig (Mai-Juli 2000). Weiße Balken kennzeichnen eine zusätzliche organische Belastung.

Indikation der PSM-Belastung

Die Auswertung, sowohl von den in dieser Studie durchgeführten Tiererfassungen als auch von denen des NLWK in Bezug auf Anzahl und Abundanzanteil sensitiver Arten, führte zur eindeutigen Indikation der PSM-Belastung (Abb. 2).

Insgesamt wurden jedoch deutlich mehr sensitive Arten bei den auf dieser Studie basierenden Erfassungen festgestellt als bei denen des NLWK (12 und 8 Arten in dieser Studie; 6 und 2 Arten bei den NLWK-Daten). Dies ist zunächst erstaunlich, da die qualitative Kescher-Methode nach DIN alle im Bach vorhandenen Strukturen im Bach beprobt und daher eher eine höhere Artenzahl zu erwarten ist als bei der quantitativen Methode des Surbersamplers. Zu begründen ist dies insofern, dass die NLWK-Erfassungen zu 50 % ab Monat August stattfanden (Tabelle). Zu dieser Zeit sind jedoch viele der empfindlich eingestuft Arten bereits geschlüpft (*Nemoura cinerea* (Plecoptera), *Paraleptophlebia submarginata* (Ephemeroptera), *Chaetopteryx villosa* (Trichoptera)).

Ein sehr ähnliches Bild ergibt sich bei der Betrachtung der Anteile sensitiver Arten an der Gesamtabundanz. Dass die Anteile an sensitiven Arten bei den NLWK-Erfassungen deutlich niedriger waren, begründet sich auch in diesem Fall durch die späten Erfassungstermine.

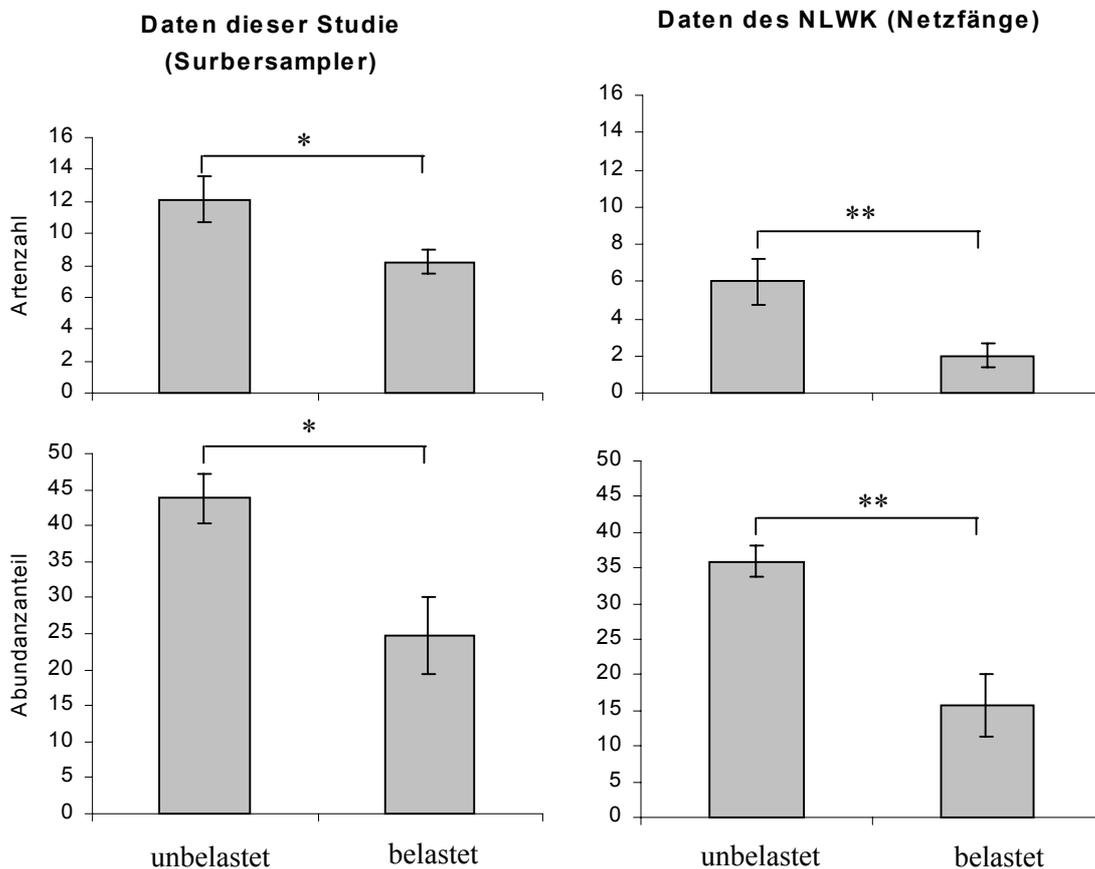


Abbildung 2: Artenzahl und Abundanzanteil sensitiver Arten in PSM-unbelasteten (n= 6) und –belasteten (n = 7) Agrarfließgewässern im Braunschweiger Umland; Vergleich der Auswertung von in dieser Studie aufgenommenen Erfassungen (Subersamplers) mit Erfassungen des NLWK (Kescherfänge). (paired t-test: * = Signifikanzniveau < 0,05; ** = Signifikanzniveau ≤ 0,01).

Das Modell der „sensitiven Arten“ wurde in dieser Studie zur Bewertung von Gewässern eingesetzt, die sich zwar stark in der PSM-Belastung unterschieden, jedoch eine hohe Ähnlichkeit aufwiesen hinsichtlich anderer besiedlungsbeeinflussender Faktoren (Strömung, Temperatur, Strukturen, organische Belastung etc.). Treten

zusätzlich zur PSM-Belastung weitere Belastungsfaktoren auf, wird eine eindeutige Indikation erschwert. Eine Auswertung mit multivariater statistischer Verfahren, wie kanonische Varianzanalysen, ist in diesem Falle zu empfehlen (Borcard et al. 1992). Eine differenziertere Betrachtung der Verhältnisse auf Artniveau ist dadurch gegeben. Dies ist sinnvoll, da einzelne Arten wie z.B. *G. pulex* aufgrund von Vermeidungsstrategien (aktive und passive Drift, Flugkompensation, mehrere Generationen pro Jahr) im Freiland eine höhere Toleranz gegenüber toxischen Belastungen aufweisen als im Labor (Wogram 2001).

Zusammenfassung

- Die hinsichtlich der Gesamttoxizität als unbelastet bewerteten Gewässer wiesen im Vergleich zu den belasteten Gewässern signifikant höhere Artenzahlen und Abundanzen sensitiver Arten auf.
- Das Modell der „sensitiven Arten“ eignete sich auch für bereits vorhandene behördliche Daten, selbst wenn diese im Hinblick auf Anzahl und Zeitpunkt der Aufnahmen sehr heterogen waren.

Die vorliegende Arbeit war Teil des BMBF-Projekts „Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft“. Gesamtziel des Forschungsprojekts war die modellhafte Erarbeitung eines Informations- und Simulationssystems zur Bewertung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. Das System soll analog der Gewässergüte bzw. der Gewässerstrukturgüte die Komponente der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft abdecken. Im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie könnte das System Anwendung bei der Erfassung und Bewertung von diffusen toxischen Belastungsquellen finden.

Literatur

- Anderson, R.L. (1989): Toxicity of synthetic pyrethroids to freshwater invertebrates. *Envir. Toxicol. Chem.* 8, 403-410.
- Baugham, D.S., D.W. Moore & G.I. Scott (1989): A comparison and evaluation of field and laboratory toxicity tests with fenvalerate on an estuarine crustacean. *Envir. Toxicol. Chem.* 8, 417-429.
- Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P. (1992) : Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045-1055.
- Bretschko, G. (1990): The effect of escape reactions on the quantitative sampling of gravel stream fauna. *Archiv für Hydrobiologie* 120, 41-49.
- Day, K. (1989): Acute, chronic and sublethal effects of synthetic pyrethroids on freshwater zooplankton. *Envir. Toxicol. Chem.* 8, 411-416.
- DIN 38410, Teil 2 (1992): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). – In Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung.
- Hurlbert, S.H. (1975): Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystems. *Residue Rev.* 57, 81-148.
- Kreuger, J.K. & N. Brink (1988): Losses of pesticides from agriculture. In: (ed.), *Pesticides: Food and Environmental Implications*, International Atomic Energy agency, 101-112.
- Kreutzweiser, D.P. & P.K. Sybley (1991): Invertebrate drift in a headwater stream treated with permethrin. *Arch. Envir. Contam. Toxicol.* 20, 330-336.
- Lampert, W., W. Fleckner, E. Pott, U. Schöber & K.U. Störkel (1989): Herbicide effects on planctonic systems of different complexity. *Hydrobiologia* 188/189, 415-424.

- Leonard, A. W., Hyne, R. V., Lim, R.P., Pablo, F. & P. J. Van den Brink (2000): Riverine Endosulfan concentrations in the Naomi River, Australia: Link to cotton field runoff and macroinvertebrate population densities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (6), 1540-1551.
- Liess, M. (1998): Significance of agricultural pesticides on stream macroinvertebrate communities. *Proc. Intern. Assoc. Theor. Appl. Limno.* 26, 1245-1249.
- Liess, M. & R. Schulz (1996): Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly *Limnephilus lunatus*. *Hydrobiologia* 324, 99-106.
- Liess, M. & R. Schulz (1999): Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (9), 1948-1955.
- Liess, M., R. Schulz, M.H.-D. Liess, B. Rother & R. Kreuzig (1996): Quantification of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Wat. Res.* 3, 239-247.
- Liess, M., R. Schulz, N. Berenzen, J. Drees & J. Wogram (2000): Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umland. – Ein Beitrag zur Erarbeitung von Qualitätszielen. Abschlußbericht zum F & E-Vorhaben des Umweltbundesamtes Nr. 29624511. Zoologisches Institut TU Braunschweig, Braunschweig.
- Schulz, R. (1997): Aquatische Ökotoxikologie von Insektiziden – Auswirkungen diffuser Insektizideinträge aus der Landwirtschaft auf Fließgewässer-Lebensgemeinschaften. Ecomed Verlag, Landsberg, 167 S.
- Schulz, R., M. Hauschild, M. Ebeling, M. Nanko-Drees, J. Wogram, & M. Liess (1998): A qualitative field method for monitoring pesticides in the edge-of-field runoff. *Chemosphere* 36, 3071-3082.
- Schulz, R. & M. Liess (1997): Runoff-related short-term pesticide input into agricultural streams: Measurement by use of an in situ bioassay with aquatic macroinvertebrates. *Verh. Ges. Ökol.* 27, 399-404.
- Schulz, R. & M. Liess (1999): A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*, 46, 155-176.
- Schulz, R. & M. Liess (2000): Toxicity of fenvalerate to caddisfly larvae: chronic effects of 1- vs 10-h pulse-exposure with constant doses. *Chemosphere* 4, 1511-1517.
- Williams, R.J., D. Brooke, P. Matthiessen, M. Mills, A. Turnbull & R.M. Harrison (1995): Pesticide transport to surface waters within an agricultural catchment. *J. Inst. Wat. Envir. Man.* 9, 72-81.
- Wogram, J. (2001): *Pflanzenschutzmittel-Belastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern des landwirtschaftlich geprägten Raumes*. Dissertation an der TU Braunschweig.

Untersuchung von aquatischen Makrozoen in Gräben des Obst-Anbau-Gebietes "Altes Land" zur Risikoabschätzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln.

Michael Dembinski (1), Walter Jahn (1), Udo Hommen (2), Christoph Schäfers (2),
Juan F. Gonzalez-Valero (3)

1) Planula, Planungsbüro für Naturschutz und Landschaftsökologie, Neue Große Bergstraße 20, 22767 Hamburg, (040) 38 17 57, Demmi@planula.de

2) IME, Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und angewandte Ökologie, Auf dem Aberg 1, 57392 Schmallenberg, Schaefers@ime.fhg.de

3) Syngenta Crop Protection Inc., P.O. Box 18300, Greensboro, NC27419-830, USA juan.gonzalez-valero@syngenta.com

Keywords: Makrozoobenthos, Monitoring, Risikoabschätzung, Pflanzenschutzmittel, Biozönosestruktur, Altes Land

Einleitung

Im Auftrag des Industrieverbandes Agrar (IVA, Frankfurt) wurde an zwei Standorten in Deutschland untersucht, ob mit Hilfe von Monitoring-Programmen Effekte in der realen Agrarlandschaft messbar sind. Als Referenzgebiet wurde das niedersächsische Obstanbaugebiet „Altes Land“ an der Elbe unterhalb Hamburgs ausgewählt. Es eignet sich besonders gut als Pilotprojekt für Untersuchungen im aquatischen Bereich, da es von einem engen Netz relativ gleichförmiger Gräben durchzogen wird und die Obstbauern im Alten Land von den Abstandsauflagen des Pflanzenschutzmittelgesetzes im Untersuchungszeitraum befreit waren. Über dieses Projekt wird im folgenden berichtet. Parallel dazu wurden Untersuchungen in gleichem Umfang in einem zweiten Projekt im Großraum Braunschweig durchgeführt (Schäfers et al in prep. B)).

Untersuchungsgebiet und Kurzcharakteristik der Gräben

Das Alte Land liegt im tidebeeinflussten Abschnitt des Elbeurstromtales. Der Salzeinfluss der Nordsee reicht nicht bis zum Untersuchungsgebiet. Sämtliche untersuchten Gräben liegen hinter der Deichlinie. Es handelt sich um ein sehr dichtes Netz von Gruppen, Gräben und Wettern, die über Deichsiele oder Schöpfwerke teils direkt in die Elbe, teils mündungsnah in deren Nebenflüsse Este oder Luhe entwässern.

In weiten Bereichen haben die Gräben keine Vorflutfunktion mehr, da die Flächen mit Drainagen versehen sind, die in einem Schöpfwerk oder Siel münden. Die meisten der ehemals vorhandenen Gräben bestehen hier nicht mehr in der ursprünglichen Form. Viele sind zugeschüttet oder führen nur noch periodisch Wasser und befinden sich in unterschiedlichen Verlandungsstadien, da sie nicht mehr unterhalten werden. Lediglich die Bewässerungsgräben führen noch das ganze Jahr über Wasser. Diese Gräben werden in der Regel nur noch bei der Neuanlage einer Kultur geräumt. Je nach Apfelsorte geschieht dies in Abständen von 15 bis 20 Jahren.

Auf die Auswahl der Probenahmestandorte wurde besonderes Gewicht gelegt. Der Einfluss, den die natürliche Variabilität der Gräben auf die Zusammensetzung der Biozönose hat sollte, im Vergleich zum Einfluss durch die umgebende Nutzung, möglichst gering sein. Wertvolle Unterstützung erhielten wir hier von der Obstbauversuchsanstalt in Jork, deren Mitarbeiter uns mit viel Engagement und guter Ortskenntnis zur Seite standen.

Die für die Untersuchung ausgewählten Gräben sind, wenn man die natürliche Variabilität im Freiland berücksichtigt, relativ ähnlich. Sie sind über Kilometer schnurgerade ausgebaut, haben meist steile Böschungen, sind relativ wenig beschattet und daher stark verkrautet (reicher Makrophytenbestand). Die Breite variiert meist zwischen zwei und vier Meter, die Grabensohle besteht aus Klei mit unterschiedlich mächtiger Schlammauflage.

Methodik

Insgesamt wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

- Bestimmung physikalischer und chemischer Wasserparameter, Strukturparameter
- Ableitung von Belastungsparametern (berechneter Spray-Drift-Expositionsfaktor)
- Bestimmung von ca. 200 Taxa (Makrozoobenthos)
- Statistische Auswertung auf Ebene der Artzusammensetzung
- Auswertung auf Ebene von Arten bzw. der Biozönosestruktur

Makrozoobenthos

In 5 Probenahmeserien wurde an den 40 Untersuchungsstandorten die Makroinvertebraten-Fauna in den beiden Habitaten Phytal (höhere Pflanzen) und im Sediment untersucht. Im Herbstaspekt (14. bis 22. Sep. 1998 und 5.-8. Okt 1999) sowie im Frühsommer (21-27. Mai 1999) waren beide Habitate gut zu differenzieren. Im Frühjahraspekt (22. bis 26. März 1999 und 20.-24. März 2000) war der Übergang von frisch abgestorbenen, noch relativ unzersetztem Pflanzenmaterial zur Schlamm-auflage nicht eindeutig feststellbar. Die Differenzierung ist daher nicht so ausgeprägt. Für die endgültige Auswertung wurden daher die Daten aus der Sediment- und der Phytalprobe jeweils zusammengefasst.

Phytal

Es wurde an einem Grabenabschnitt von ca. 15 m Länge an drei Stellen jeweils eine Pflanzengruppe, die in etwa der Fläche der Kescheröffnung entsprach, intensiv im Kescher (Maschenweite 1 mm) gespült, um daran haftende Organismen abzulösen. An drei weiteren Stellen wurden jeweils mehrere horizontale Streifzüge von zusammen ca. 3 m mit dem Kescher durch das Wasser vorgenommen, um auch größere, mobile Organismen zu erfassen. Bei sehr stark verkrauteten Gräben gelangte bei den Streifzügen sehr viel Pflanzenmaterial in den Kescher; in diesen Fängen wurden nur die beweglichen Tiere (v. a. die frei schwimmenden Käfer, Wanzen und Fische) erfasst, um die Vergleichbarkeit mit den anderen Proben zu erhalten. Die Fangzeit betrug 3 Minuten, die Sammelzeit der Proben in den Leseschalen 30 Minuten.

Sediment

Es wurden je nach Größe 2-5 Wasserschwaden- oder Rohrkolbenwurzeln oder alternativ Wurzeln von 5-10 Froschbisspflanzen o.ä. gespült und ebenfalls durchgeseibt. Die Sammelzeit betrug 30 Minuten, um den Aufwand an allen Probestellen vergleichbar zu halten.

Ergebnisse

Bei der Anwendung eines statistischen Klassifizierungsverfahrens TWINSPAN (Two Way INdicator SPecies ANalysis) zeigte sich, dass 80% der Grünlandstandorte isoliert vom Rest der Standorte in einer Gruppe zusammengefasst wurden. Die Belastung mit Pflanzenschutzmitteln scheint dabei keine Rolle zu spielen, denn die alten, nicht mehr genutzten Apfelbaumkulturen (O 20 und O 25) und die Mischstandorte (OP 40 und OI 23) haben ebenfalls gar keine, bzw. nur geringe Einträge von Pflanzenschutzmitteln, weisen jedoch rechnerisch nach der TWINSPAN auf der ersten Trennungsebene größere Ähnlichkeiten mit den integriert bewirtschafteten Flächen (mit höheren Einträgen von Pflanzenschutzmitteln) auf. Weitere multivariate Rechenverfahren, in die auch Struktur-Parameter eingehen (Grabenbreite, Wassertiefe, Beschattung, Deckungsgrad mit Makrophyten etc.) stützen diesen Befund, so dass der ursprüngliche Ansatz, die Grünlandstandorte als Referenzen ohne Belastung mit PSM zu nutzen, fallen gelassen werden musste (Schäfers et al. in prep).

Um den potentiellen Einfluss des Pflanzenschutzes auf die aquatische Biozönose ermitteln zu können, wurde stattdessen ein Belastungsparameter berechnet, in den u.a. der Abstand der Obstbaumkultur vom Grabenrand, die Wassertiefe und die Grabenbreite eingingen (Schäfers et al. in prep.). Die Gräben mit den geringsten Belastungswerten wurden als Referenz gesetzt, außerdem wurde

eine gering und eine hochbelastete Gruppe ausgewiesen (Tab. 1). Diese drei Gruppen wurden hinsichtlich der Unterschiede in der Dominanzstruktur und dem Vorkommen von Arten unterschiedlicher ökologischer Kenngrößen untersucht. Die Grünlandstandorte wurden - gewissermaßen als zweite Referenz - ebenfalls mit ausgewertet, um ggf. Hintergrundinformation für Auffälligkeiten in den Befunden zu erhalten. Dies erschien notwendig, da der Sommer 1999 durch sehr geringe Niederschläge gekennzeichnet war, was vermutlich in einigen Gräben zeitweise zu einer Stresssituation geführt hat.

Tab 1: Zusammensetzung der einzelnen Belastungsgruppen

Kontrolle (control)	Bel.-Gruppe „low“ (low exposure)	Bel.-Gruppe „high“ (high exposure)	Grünland (greenland)
O 20 Aufgelassen	E 29 Ökologisch	EI 18 Ökol./Integriert	P 1
O 25 Aufgelassen	I 8 Integriert	I 2 Integriert	P 3
OP 40 Aufgel./Grünland	E 16 Ökologisch	I 5 Integriert	P 4
OI 23 Aufgel./Integriert	I 10 Integriert	I 24 Integriert	P 7
	I 14 Integriert	I 17 Integriert	P 9
	I 11 Integriert	EI 19 Ökol./Integriert	P 12
	I 15 Integriert	E 36 Ökologisch	P 13
		I 6 Integriert	P 21
		I 34 Integriert	P 31
		I 33 Integriert	P 38
n = 4	n = 7	n = 10	n = 10

In Abbildung 1 ist die Anzahl der Taxa gegen den berechneten Belastungsfaktor aufgetragen. Es ergibt sich eine hochsignifikante Abnahme der Arten mit zunehmender Belastung.

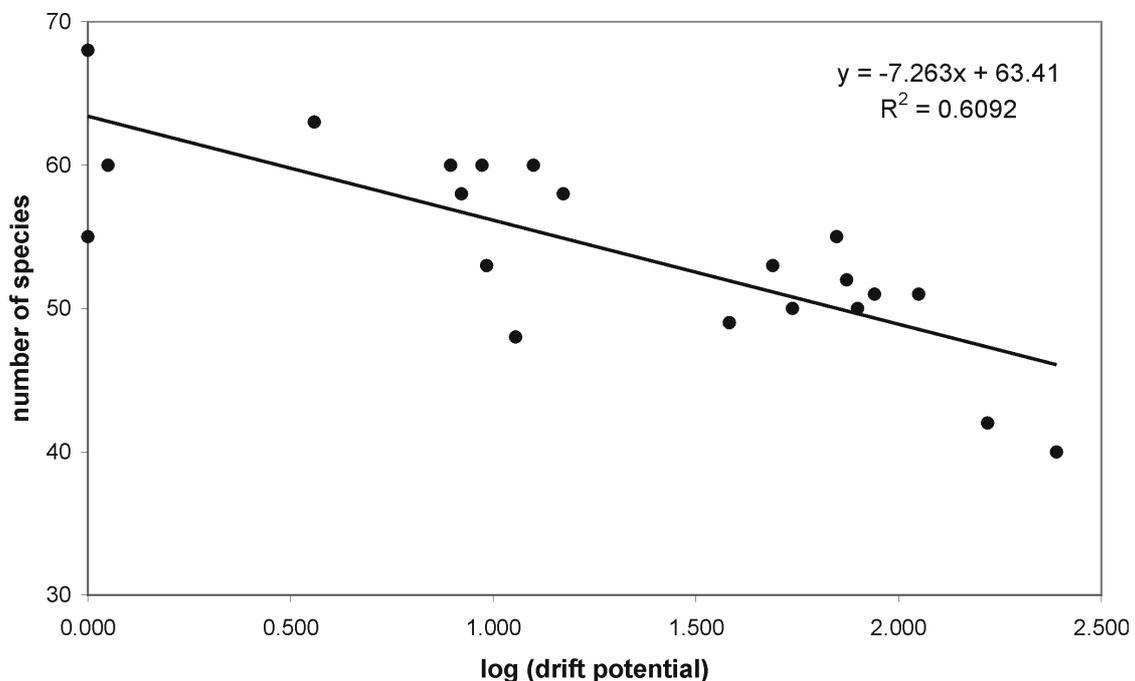


Abb. 1: Gesamtartenzahl der einzelnen Probestellen (an 5 Terminen) aufgetragen gegen den berechneten Belastungsfaktor.

Die Abnahme der Abundanz mit zunehmendem Driftpotential an 2 oder mehr Terminen lässt sich statistisch signifikant für die Arten *Asellus aquaticus* (Isopoda), *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera), *Erpobdella testacea/nigricollis* (Hirudinea), *Hydoporus palustris* (Coleoptera), *Ilycoris cimicoides*

(Heteroptera), und für die Ordnungen Diptera, Eulamellibranchia, Heteroptera nachweisen. Ferner zeigten die Insekten an allen Terminen eine signifikant negative Korrelation mit dem Driftpotential. Im Folgenden werden die drei Arten betrachtet, die über den Gesamtzeitraum in der Kontrolle die höchsten Dominanzzahlen aufwiesen (Dargestellt ist die Veränderung der Dominanzrangzahlen über die Zeit).

Asellus aquaticus, die Wasserassel gehört in der Kontrolle und im Grünland immer zu den 5 häufigsten Arten. Im Sommer weichen die Belastungsgruppen „low“ und „high“ von den anderen beiden Gruppen deutlich ab. Auffällig ist dieser Befund bei Gruppe „high“. Hier gehörte die Wasserassel erst bei der Probenahme im Frühjahr des Folgejahres wieder zu den 5 häufigsten Arten (Abb. 2).

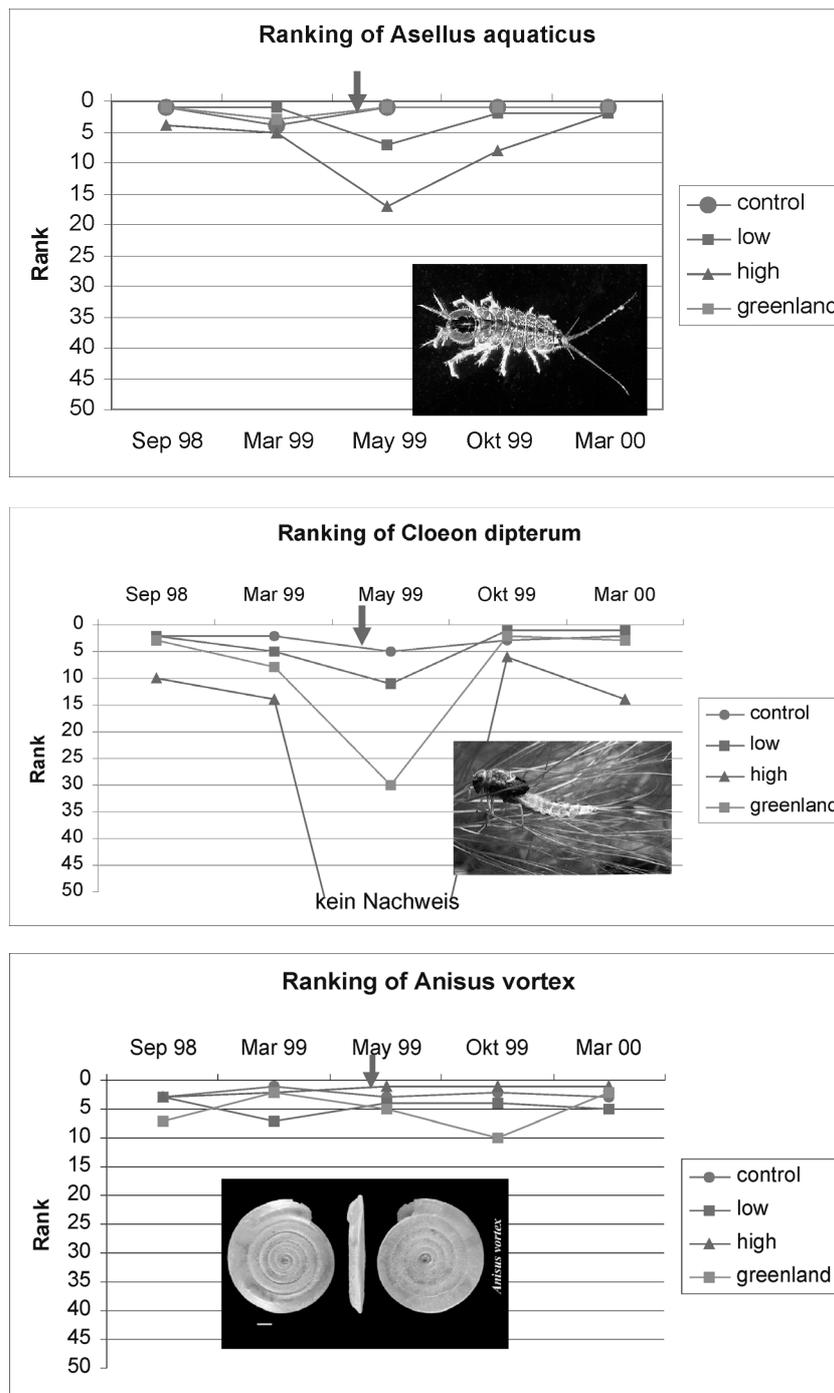


Abb. 2: Saisonale Veränderung der Dominanz der drei häufigsten Arten der Kontrolle über die Zeit. Die Pfeile zeigen den Zeitpunkt der Hauptapplikation von Pflanzenschutzmitteln.

Über den gesamten Zeitraum gehörte die Eintagsfliege *Cloeon dipterum* in der Kontrollgruppe zu den 5 häufigsten Arten (Abb. 2). Im Mai ist in allen Gruppen eine Abnahme der Dominanzzahl dieser Art zu beobachten. Ein Großteil der überwinterten Larven ist geschlüpft und die diesjährigen Larven noch zu klein um bei einer Maschenweite von 1 mm gefangen zu werden, daher ist diese Abnahme zu erwarten. Dennoch wurde diese Eintagsfliegenart an sämtlichen Probestellen der Kontrollgruppe, an drei Grünlandstandorten und an der Probestelle E 29 mit dem geringsten Belastungswert der Gruppe 2 gefunden. In der Belastungsgruppe 3 wurde keine einzige *C. dipterum* nachgewiesen. Das Fehlen dieser Art an allen 10 Probestellen dieser Belastungsgruppe ist ein deutlicher Hinweis, auf einen Zusammenhang der Änderung der Dominanzstruktur durch den dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln.

Die Tellerschnecke *Anisus vortex* gehört das ganze Jahr über in allen Gruppen zu den häufigsten Arten (Abb. 2). Bis auf drei Ausnahmen ist sie unter den „häufigsten fünf“ zu finden. Es sind keine auffälligen Unterschiede zwischen den Belastungsgruppen festzustellen.

Die Gräben werden von wenigen Arten mit hohen Individuenzahlen und regelmäßigen Vorkommen dominiert. Die 10 häufigsten der über 200 nachgewiesenen Taxa stellen zusammen etwa 60% der gefundenen Individuen (Schäfers et al. in prep.). Auf der anderen Seite ist der Anteil an Arten, die trotz des hohen Untersuchungsaufwandes nur zu einem Termin an einer Probenstelle (z.T. nur mit einem Individuum) nachgewiesen wurden sehr hoch (22%). Es dominieren ubiquitäre Arten (Stillwasserformen) ohne hohe Ansprüche an die Gewässerqualität (Dembinski et al. unveröffentlichtes Gutachten 2001). Dennoch treten in allen untersuchten Gruppen Arten auf, die in der bundesweiten Roten Liste geführt werden (Abb. 3). Den größten Anteil gefährdeter Arten weisen die Grünlandstandorte auf, in denen 2 bundesweit vom Aussterben bedrohte Molluskenarten und 80% der in dieser Untersuchung nachgewiesenen Rote-Liste Arten (Binot et al. 1998). vorkommen. Auch in den Gräben mit dem geringsten Pflanzenschutzmitteleinsatz finden sich 8 Arten der bundesweiten Roten Liste. In der Belastungsgruppe „high“ dagegen fällt auf, dass keine Arten nachgewiesen werden konnten, die bundesweit oder in Niedersachsen als stark gefährdet (endangered) oder als vom Aussterben bedroht (critical) gelten. Das vollständige Fehlen dieser Arten, die in der Regel höhere Ansprüche an die Qualität ihrer Lebensräume haben bzw. empfindlicher auf anthropogene Einflüsse reagieren, kann als Indiz für die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Biozönosestruktur gewertet werden.

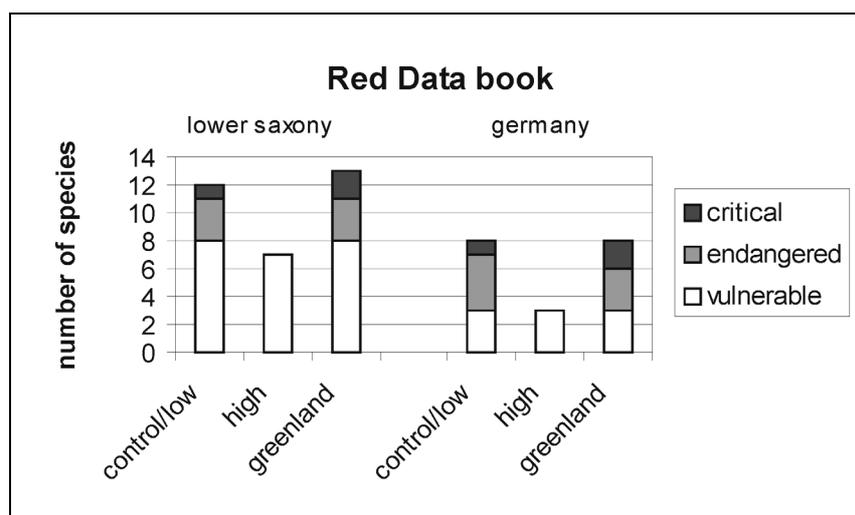


Abb.3: Anzahl der nachgewiesenen Arten der Roten Listen Niedersachsens und der Bundesrepublik Deutschland an 3 Standortgruppen mit jeweils 10 Gräben. (Für diese Auswertung Standorte der Kontrolle und der Belastungsgruppe „low“ zusammengefasst, um in den Gruppen die gleiche Anzahl Gräben zu erhalten)

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lassen sich folgende Ergebnisse festhalten:

- Gräben im Bereich von Grünland unterscheiden sich deutlich von solchen innerhalb von Apfelbaumkulturen (Artenzusammensetzung und Dominanzen).
- Es besteht ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der berechneten Belastung mit Pflanzenschutzmitteln und Artenzahl.
- Effekte zeigen sich insbesondere bei *Asellus aquaticus* und *Cloeon dipterum*, sowie generell bei den Insekten; Muscheln fehlen in den Gräben der höchsten Belastungsgruppe.
- Gräben mit einem Abstand zur ersten Baumreihe von > 3 m unterscheiden sich nicht signifikant von der Kontrollgruppe
- Kurz nach der Hauptapplikation von Pflanzenschutzmitteln nach der Apfelblüte sind die beobachteten Effekte am stärksten.

Statistische Untersuchungen die vom Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und angewandte Ökologie durchgeführt wurden untermauern die Befunde und erhärten die These, dass vor allem der Pflanzenschutzmitteleinsatz und nicht die Wasserbeschaffenheit oder morphologische Unterschiede Einfluss auf die Zusammensetzung der Biozöosen der untersuchten Gräben haben (Schäfers et al. in prep.).

Im Rahmen der vorgestellten Untersuchung konnte gezeigt werden, dass sich Auswirkungen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes mit Untersuchungen der Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft direkt erfassen lassen. Die geringen Unterschiede zwischen der Kontrollgruppe (unbelastete Standorte) und der niedrigen Belastungsgruppe, sowie das rasche Wiederbesiedlungspotential der Gräben der Belastungsgruppe „high“ deuten auf eine an Pflanzenschutzmittel adaptierte Biozönose hin.

Dennoch lassen sich nachhaltige Veränderungen der Lebensgemeinschaft in den Gräben der Belastungsgruppe "high" im Vergleich zur Kontrolle, aber auch zur Belastungsgruppe „low“ nachweisen. Auch Freilanduntersuchungen unter „realen Bedingungen“ sind demnach geeignet, Effekte von bestimmten Stressoren auf Ebene von Populationen nachzuweisen, wenn der Untersuchungsumfang es ermöglicht das Datenmaterial adäquat statistisch auszuwerten.

Das ist ein Vorteil gegenüber Risikostudien, die die Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln zur Bewertung von Effekten heranziehen. Für die Bewertung der vorgefundenen Konzentrationen müssen hier Erkenntnisse aus Laborstudien herangezogen werden, die eine Reihe von Schwächen hinsichtlich der Übertragbarkeit ins Freiland aufweisen. So lassen sich die synergistischen Wirkungen von verschiedenen Substanzen, die Besonderheiten in der Wasserbeschaffenheit oder das Applikationsmuster für unterschiedliche PSM, die bestimmte Arten eventuell zu physiologisch ungünstigen Entwicklungsstadien treffen können, nur sehr schwer modellieren. Die direkte Analyse der aquatischen Lebensgemeinschaft integriert jedoch alle diese Effekte und erlaubt Rückschlüsse über den Einfluss der Pflanzenschutzmittel in der realen Agrar-Landschaft.

Literatur

- Binot, M., R. Bless, P. Boye, H. Gruttke & P. Pretscher (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspfl. und Naturschutz. 55. - Hrsg.: BfN Bundesamt für Naturschutz, Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Dembinski, M., W. Jahn & G. Obst (2001): Untersuchung von aquatischen Makrozoen im Obst-Anbau-Gebiet „Altes Land“ zur Risikoabschätzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln, Band III, Auswertung der Befunde. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Fraunhofer Institutes für Molekularbiologie und angewandte Ökologie, Schmallenberg.
- Schäfers, S., U. Hommen, M. Dembinski & J. F. Gonzalez-Valero (in prep.) A): Landscape level pesticide risk assessment using freshwater macrofauna community structure in the orchard agriculture of “Altes Land”, Germany. (For publication in: Environ. Toxicol. & Chem., or Agric. Ecosyst. Environ.)
- Schäfers, S., U. Hommen, S. Pantel & J. F. Gonzalez-Valero (in prep.) B): Landscape level pesticide risk assessment using freshwater macrofauna community structure in the "region of Braunschweig", Germany. (For publication in: Environ. Toxicol. & Chem., or Agric. Ecosyst. Environ.)

Bewertung von anthropogen stark belasteten kleinen Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter ökotoxikologischer Testsysteme am Beispiel der Nette (NRW)

Bernhard Pohl, Monika Hammers-Wirtz und Hans Toni Ratte

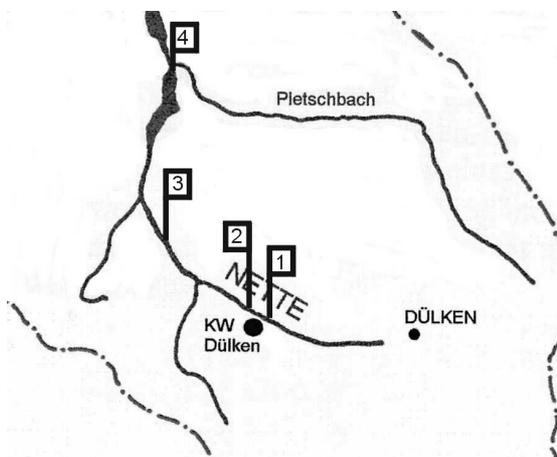
RWTH Aachen, Lehrstuhl für Biologie V, Worringerweg 1, 52056 Aachen
e-mail: bernhard.pohl@bio5.rwth-aachen.de

Keywords: Fließgewässer, anthropogene Belastung, Biotests, *Daphnia magna*, *Lemna minor*, *Arthrobacter globiformis*

Einleitung und Zielsetzung:

Der Tieflandfluss Nette (NRW) gehört als Nebengewässer der Niers zum Einzugsgebiet der Maas (NL). Das Einzugsgebiet der Nette (165 km²) liegt im internationalen Naturpark „Maas-Schwalm-Nette“. In den Sommermonaten wird der Nette-Oberlauf bis zu 90 % vom Ablauf einer kommunalen Kläranlage gespeist, da die Quellregion während dieser Zeit trocken fällt. Erste Untersuchungen haben gezeigt, dass der Kläranlagen-Ablauf chemische Verbindungen enthält, die aus Landwirtschaft und Textilindustrie stammen. Das Ziel der weiteren Untersuchungen ist es, ein Basis-Testset zu entwickeln, welches das ökotoxikologische, genotoxikologische und endokrine Potential in anthropogen stark belasteten kleinen Fließgewässern erfasst („Erstes Screening“). Zum Basis-Testset gehören sowohl bereits etablierte Testmethoden als auch neue *in-situ*-Tests mit geeigneten Testorganismen. Diese *in-situ*-Tests dienen der Aufklärung des Zusammenhangs zwischen ökotoxikologischem Stress und der Schädigung der Fließgewässer-Biozönose. Die geplanten Untersuchungen umfassen sowohl Wasserphase als auch Sediment. Es werden erste Ergebnisse der verschiedenen Testmethoden präsentiert. Das Projekt soll einen Beitrag zur Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern leisten, wie sie in der EU-Wasserrahmenrichtlinie gefordert wird.

Untersuchungsgebiet und Probenahmestellen:



Das Klärwerk (KW) Dülken befindet sich westlich der Stadt Dülken (Kreis Viersen, NRW) am Oberlauf der Nette. Die Wasser- und Sediment- Probenahmestellen, der weiter unten präsentierten Untersuchungen liegen direkt oberhalb des Klärwerkablaufs und wenige Meter bis einige hundert Meter unterhalb des KW-Ablaufs (siehe Pfeilmarkierungen in Abb. 1):

- 1 - Oberhalb KW Dülken (oh KW Dülken)
- 2 - Unterhalb KW Dülken (uh KW Dülken)
- 3 - Pegel Boisheim
- 4 - Kothmühle (See-Auslauf)

Abb. 1

Material und Methoden:

A. Das Basis-Testset besteht aus:

(Wasserproben = W, Sedimentproben = S)

- | | |
|--|---|
| • Wachstumshemmtest mit <i>Lemna minor</i> | W |
| • Populationstest mit <i>Daphnia magna</i> ¹ | W |
| • Fischeitest mit <i>Danio rerio</i> | W |
| • Dehydrogenaseaktivität von <i>Arthrobacter globiformis</i> | S |
| • Toxizitätstest mit <i>Caenorhabditis elegans</i> | S |
| • Life cycle-Toxizitätstest mit <i>Chironomus riparius</i> | S |
| • Genotoxizitätstest mit <i>Salmonella typhimurium</i> | W |
| • Test der östrogenen Aktivität mit MVLN-Zellen | W |

Auf eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Testmethoden wird an dieser Stelle verzichtet. Diese kann bei Kontaktaufnahme vom Autor zur Verfügung gestellt werden.

B. In-Situ-Tests

Die *in-situ*-Tests sind eine sinnvolle methodische Ergänzung zu den Labortoxizitätstests, da deren Ergebnisse nicht ohne weiteres ins Freiland übertragen werden können (HELLAWELL 1986, ROSENBERG & RESH 1993).

Vorversuche dienen dazu, Apparaturen zu entwickeln, um die für diese Methode ausgewählten Tiere im Freiland möglichst stressfrei dem zu untersuchenden Kompartiment auszusetzen. Diese Expositionssysteme (z.B. Käfige, Röhren, etc.) sind zudem so konzipiert, dass eine regelmäßige Beobachtung der eingesetzten Tiere und die Aufnahme von Lebensdaten unter Freilandbedingungen möglich ist. Sobald die *in-situ*-Tests voll einsetzbar sind, sollen diese an einigen ausgewählten Stellen im Nette-Oberlauf auf ihre Anwendbarkeit in der Praxis geprüft werden.

Ergebnisse:

Tests mit Wasserproben

1. Wachstumshemmtest mit *Lemna minor*

Erste Tests mit *Lemna minor* zeigten nur leichte Effekte auf Primärproduzenten. Wasserproben vom Ablauf des KW Dülken führten zu einer Hemmung der Wachstumsrate von bis zu 7 % (Abb. 2). Die anderen Probenahmestellen wiesen eine Förderung der Wachstumsrate auf.

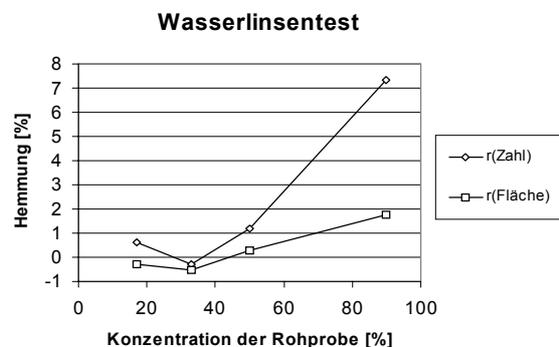


Abb. 2

¹ Für den Populationstest mit *Daphnia magna* besteht noch keine Standard-Vorschrift. Beschreibung der Versuchsdurchführung siehe HAMMERS-WIRTZ & RATTE (2000).

2. Daphnienpopulationstest:

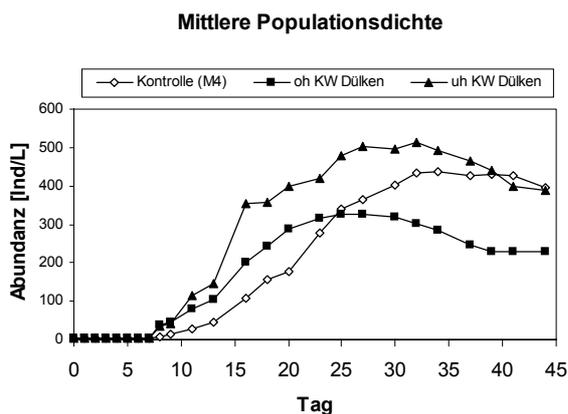


Abb. 3

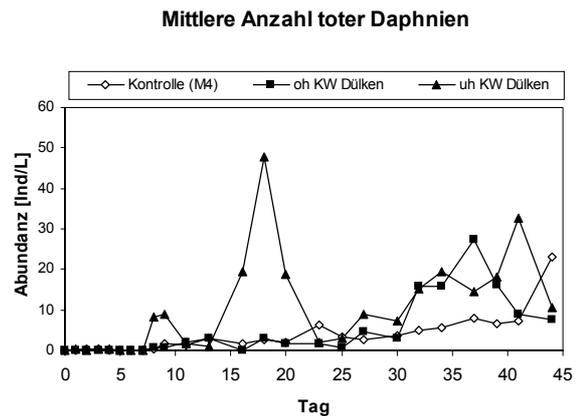


Abb. 4

Unter Einfluss des Nettewassers kam es zu einem rascheren Anwachsen der Daphnien-**Populationen** im Vergleich zum Kontrollmedium (Abb. 3). Ursachen hierfür waren zum einen ein früheres Einsetzen der Reproduktion, zum anderen eine höhere Anzahl an Nachkommen. In früheren Daphnien-Reproduktionstests wurden bereits höhere Reproduktionsleistungen im Nettewasser beobachtet, die allerdings mit der Bildung kleinerer Nachkommen verbunden waren.

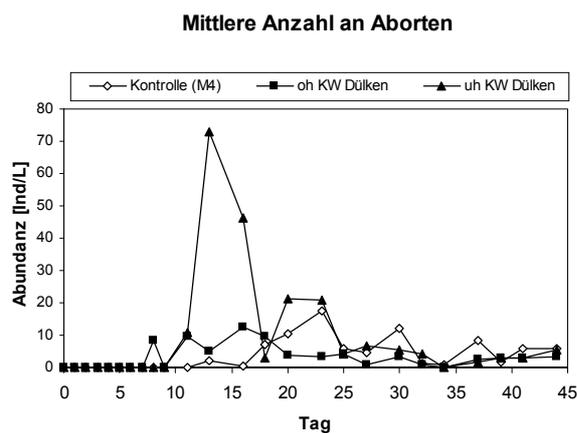


Abb. 5

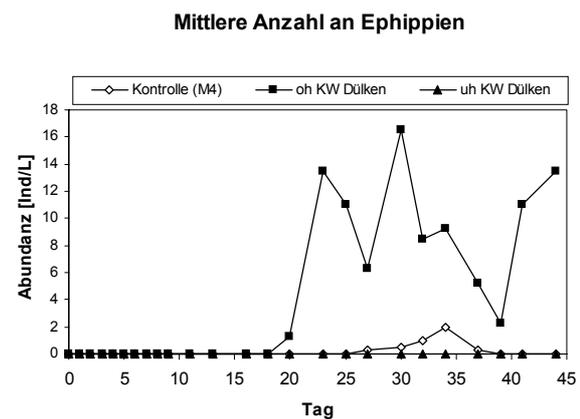


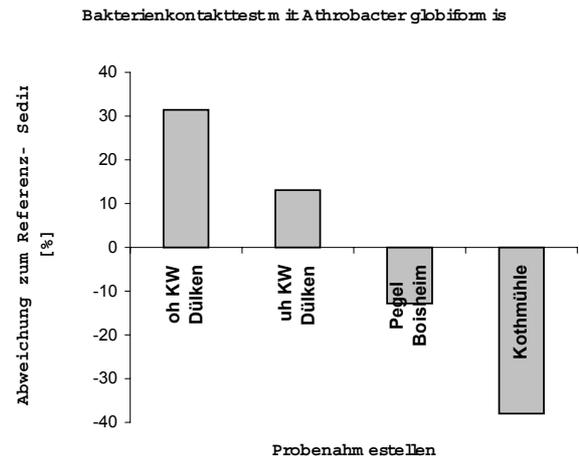
Abb. 6

In beiden Ansätzen mit Nettewasser wurden höhere **Mortalitätsraten** beobachtet als in den Kontroll-Ansätzen (Abb. 4). Im Wasser aus dem Oberlauf der Nette oberhalb KW Dülken stellten die Daphnien ab Tag 27 ihre parthenogenetische Reproduktion ein, ab Tag 23 wurden hier aber zahlreiche **Ehippien** gebildet (Abb. 5). Aufgrund dieser veränderten Reproduktion wurde im Nettewasser des Oberlaufes (oberhalb KW Dülken) eine deutlich geringere Kapazität erreicht (65% der Kontrolle). Im Wasser unterhalb des Klärwerk-Auslaufes wurde eine höhere Kapazität erreicht als in den Kontrollen, allerdings wurde hier am Versuchsende ein deutlicher Rückgang der Populationsdichte beobachtet.

Im Wasser unterhalb des KW Dülken kam es zu einer verstärkten Bildung von **Aborten** an den Versuchstagen 13, 17 und 20 (Abb. 6). Möglicherweise lag an diesen Terminen eine veränderte Belastungssituation des Kläranlagen-Ablaufes vor, da wöchentlich Wasserproben vom Untersuchungsgewässer genommen wurden.

Erste Tests mit Sedimentproben:

Erste Tests mit *Arthrobacter globiformis* zeigten eine Hemmung des Enzyms Dehydrogenase nach Inkubation mit Sedimentproben von unterhalb des Klärwerks Dülken. An den Probestellen “oberhalb KW Dülken” und “unterhalb KW Dülken” war die Enzymaktivität im Vergleich zur Referenz (Quarzsand) aufgrund des höheren organischen Anteils erhöht (Abb. 7). Erste genotoxische Screening-Tests (“Ames test” mit *Salmonella typhimurium*) zeigten ein mutagenes Potential von Nettesedimenten unterhalb des KW Dülken an.



Schlussfolgerungen:

Abb. 7

Aufgrund ihres Akkumulationspotenzials, insbesondere von lipophilen organischen Substanzen und Schwermetallen, können Sedimente als “Gedächtnis” bestimmter Schadstofffrachten von Fließgewässern angesehen werden. Erste Testergebnisse mit Nette-Sedimenten deuten auf ein toxisches und mutagenes Potenzial unterhalb des Kläranlagen-Ablaufes hin. Die Untersuchung von Wasserproben kann nur die momentane Belastungssituation widerspiegeln, die im Nettewasser aufgrund von Umwelteinflüssen und der wechselnden Abwasserqualität stark differiert. Erste Testergebnisse zeigten keine akute Wirkung auf Primärproduzenten und Invertebraten durch Nettewasser. Die Ergebnisse des Populationsversuches mit *Daphnia magna* zeigen deutliche Effekte des Nettewassers auf die Populationsdynamik (z.T. reduzierte Kapazität, erhöhte Mortalität, verstärkte Bildung von Aborten und Ehippien). Inwieweit die gefundenen Effekte im Nettewasser durch ein zusätzliches Nährstoffangebot überlagert wurden, müssen weitere Untersuchungen zeigen.

Ausblick:

Weitere Untersuchungsmethoden (siehe Auflistung unter Material und Methoden) werden auf ihre Eignung zur Bewertung von anthropogenen Belastungen in Fließgewässern überprüft. Tests mit anderen Invertebraten (z.B. *Chironomus* und *Caenorhabditis*) sollen Aufschluss über Effekte auf endogene Organismen liefern. Die ersten Ergebnisse zeigen, dass bereits der Oberlauf der Nette oberhalb des Klärwerkes belastet ist. Daher muss ein anderer Referenzstandort für die *in-situ*-Tests gefunden werden.

Literatur:

- HAMMERS-WIRTZ, M. and H.T. RATTE (2000): Offspring fitness in *Daphnia*: Is the *Daphnia* reproduction test the appropriate test to extrapolate effects on the population level? Environ. Toxicol. Chem. 19: 1856-1866.
- HELLAWELL, J.M. (1986): Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science Publishers, London.
- ROSENBERG, D. M. & V. H. RESH (1993): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, London.

Aquatische Ökotoxikologie von Pestiziden in der argentinischen Pampa

Jergentz, S.¹, Mugni, H.², Bonetto, C.² & Schulz, R.¹.

1: Braunschweig University, Dep. of Zoology, Fasanenstr. 3, D-38092. Braunschweig, Germany.

2: Instituto de Limnología Dr. Ringuelet. Av. Calchaqui km 23,5 (1888) Florencio Varela, Buenos Aires, Argentina

Keywords: Endosulfan, Runoff, Drift, argentinische Pampa

Zusammenfassung

Die Pestizideinträge in drei Fließgewässer (Maguire, Helves und Horqueta) der landwirtschaftlich intensiv genutzten argentinischen Pampa (Pampa Ondulada) westlich von Buenos Aires wurden während des Hauptanwendungszeitraums von Pestiziden in der Region (Januar bis April) untersucht. Die Fließgewässer gehören zum Einzugsgebiet des Rio Arrecifes und durchfließen ein Gebiet, indem hauptsächlich Soja (RR Soja), Sonnenblumen und Mais angebaut werden. Die Probestellen wurden so gewählt, daß eine Kontamination durch die Landwirtschaft zu erwarten ist. Nach einem Starkregen von über 180mm/d (01.03.2001) konnten in den gelösten Partikeln Endosulfankonzentrationen von 30µg/kg in Horqueta und 43µg/kg in Helves nachgewiesen werden. Die gelösten Partikel des Hochwassersammlers in Horqueta wiesn zum gleichen Zeitpunkt eine Konzentration von 318 µg/kg Endosulfan auf. In den entsprechenden Proben von Maguire konnten keine Pestizide nachgewiesen werden. Während in Maguire kein Rückgang der Gesamtartenzahl und keine erhöhte Drift zu beobachten ist, kommt es in Horqueta und Helves nach dem Starkregen zu einer Verringerung der Gesamtartenzahl und in Horqueta zu einer erhöhten Drift der Art *Hyaella curvispina* und Arten der Ordnung Ephemeroptera. Ein Rückgang der Individuenzahlen in Horqueta und Helves ist vor allem bei Libellen und Eintagsfliegen zu verzeichnen. Eine akute Toxizität der Wasserproben in Standardtest mit *Daphnia magna* konnte nicht gefunden werden.

Material und Methoden

Es wurden Hochwassersammler und Runoffsammler eingesetzt, die eine ereignisbezogene Probenahme bei starken Regenfällen ermöglichen. In den Bächen wurden Sedimentsammler installiert und zusätzlich Sedimentproben des Bodensediments genommen und deren Pestizidkonzentration analysiert. Mit Driftnetzen konnte die Drift von Makroinvertebraten während Eintragsereignissen bestimmt werden. Monatliche Populationsaufnahmen zeigen die Veränderung der Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna. Die akute Toxizität aller Wasserproben wurde mit Standardtest mit *Daphnia magna* überprüft.

Für die Pestizidanalyse wurden die Wasser- und Sedimentproben nach entsprechender Aufbereitung über eine C18 Säule (Bakerbond spe*) gegeben, die bis zur weiteren Analyse tiefgefroren wurde. Die Messung fand an einem Gaschromatographen statt, der mit einer Standardelektrode und einem Flammenphotometrischen Detektor ausgestattet ist. Die Nachweisgrenze liegt bei 0,1 µg/kg Trockengewicht. Die Methode ist beschrieben bei Schulz *et al.* (2001). Bei Endosulfan wurde in der Analyse nur das β-Isomer nachgewiesen, das α-Isomer und Endosulfansulfat wurden in keiner der Proben gemessen. Nitrat, Ammonium und Orthophosphat im Oberflächenwasser wurden nach den Vorgaben der APHA (1985) bestimmt.

Ergebnisse

Die Niederschläge in dem Probenahmezeitraum waren hauptsächlich auf zwei Regenperioden vom 9 bis 12 Februar mit 134 mm Niederschlag und 1 bis 6 März mit 229 mm Niederschlag verteilt.

Nach einem starken Regen am 1 März mit 184 mm/d, wurden in den Proben mit gelösten Partikeln von Horqueta 30 und in Helves 43 µg/kg Endosulfan (Tabelle 1) gefunden.

Tabelle 1. Endosulfan Konzentration in gelösten Partikeln. Die Probenahme während einer Belastungsspitze steht im Zusammenhang mit einem Regen von 184-mm/d am 01.03.01. Die Probenahme nach der Belastungsspitze fand zwei Wochen später statt.

	Fluß	Art der Probe	END (µg/kg)
Belastungsspitze	Maguire	gelöste Partikel	n. n. ¹
	Horqueta	gelöste Partikel	30
	Horqueta	gelöste Partikel	318
		Hochwasserprobe	
	Helves	Runoff Sedimente	10
	Helves	gelöste Partikel	43
nach der Belastungsspitze	Maguire	gelöste Partikel	n. n.
	Horqueta	gelöste Partikel	n. n.
	Helves	gelöste Partikel	n. n.

¹ n. n. = nicht nachweisbar (< 0.1 µg/kg)

Eine Endosulfankonzentration von 10 µg/kg konnte in einer Runoffprobe mit gelösten Partikeln in Helves nachgewiesen werden. In den gelösten Partikeln, die sich in einem Hochwassersammler von Horqueta befanden, konnte eine Endosulfankonzentration von 318 µg/kg analysiert werden. In den entsprechenden Proben von Maguire konnte kein Endosulfan gefunden werden. Auch ließ sich bei den nächsten Probenahme zwei Wochen später in allen untersuchten Bächen kein Endosulfan mehr nachweisen.

Gesamtartenzahl der Makroinvertebraten

Die durchschnittliche Anzahl der gefundenen Arten je Fluß und Probenahmetermin ist in Abbildung 1 gezeigt. Die Gesamtzahl der Makroinvertebratenarten während des gesamten Probenahmezeitraums waren 33 in Maguire, 26 in Helves und 40 in Horqueta. Die Bachlebensgemeinschaft bildeten vor Allem Arten der Ordnungen Decapoda, Amphipoda, Ephemeroptera, Odonata, Diptera, Trichoptera und Gastropoda.

Zwischen der zweiten und der dritten Probenahme ist eine signifikante (ANOVA; $p = 0,01$ und $p = 0,0009$) Abnahme der Artenzahl in Horqueta und Helves zu verzeichnen. Bei der Gesamtzahl der Arten wurden bei der dritten Probenahme in Horqueta sieben und in Helves zehn Arten weniger gefunden. Die verschwundenen Arten gehören zu den Ordnungen Ephemeroptera, Odonata, Decapoda und Diptera. Maguire weist keine Abnahme der Artenzahl auf. Horqueta und Helves zeigen ein unterschiedliches Muster in den Abundanzen von Ephemeroptera und Odonata. Bei den Eintagsfliegenlarven kam es in Horqueta und Helves von der ersten zur zweiten Probenahme zu einer Zunahme der Individuenzahl (ohne Abbildung). Nach der zweiten Probenahme nahm die Zahl der Individuen signifikant in beiden Bächen ab (Horqueta von 338 ± 110 auf 44 ± 7 Individuen/m²; ANOVA; $p = 0,001$ und Helves von 100 ± 84 auf 0 ± 0 Individuen/m²; ANOVA; $p = 0,008$). In Helves wurden während der dritten Probenahme keine Eintagsfliegenlarven mehr gefunden. Bei den Libellenlarven zeigte sich ein ähnliches Bild. Von der ersten zur zweiten Probenahme kam es in Horqueta zu einer leichten Abnahme der Individuenzahlen, die nicht signifikant war. In Helves nahm die Zahl der Libellenlarven über den selben Zeitraum zu. Eine signifikante Abnahme der Individuenzahlen ereignete sich in der dritten Probenahme in beiden Bächen (von 46 ± 20 auf 6 ± 6 Individuen/m²; ANOVA; $p = 0,006$ und Helves von 60 ± 26 auf 0 ± 0 Individuen/m²; ANOVA; $p = 0,001$). Wie schon bei den Eintagsfliegenlarven wurden in Helves bei der dritten Probenahme keine Libellenlarven mehr gefunden. Am vierten Probenahmetermin waren in Helves die beiden Ordnungen wieder vertreten, was dazu führte, daß es zu einer signifikanten Zunahme von Eintagsfliegenlarven und Libellenlarven kam.

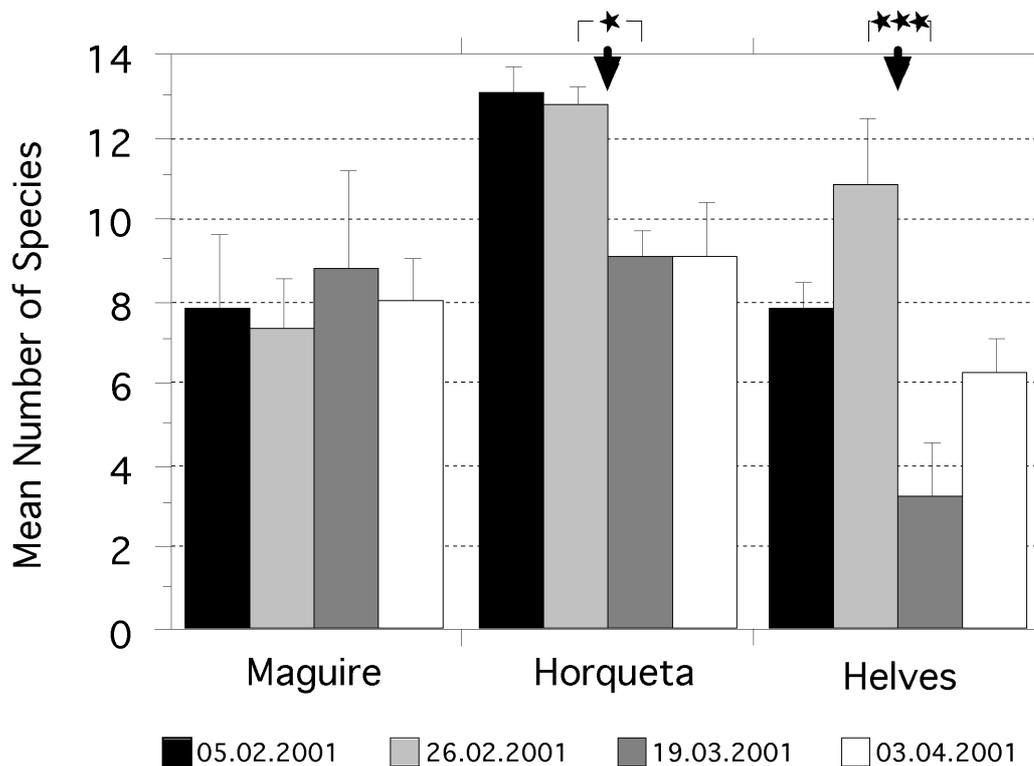


Abbildung 1. Durchschnittliche Artenzahl (+SE, n = 4) in den drei Flüssen an vier Probenahmeterminen. Der Pfeil markiert die Kontamination mit Endosulfan in den gelösten Partikeln in Horqueta und Helves. Die Sternchen geben signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmen wieder (ANOVA; * p < 0.05 und *** p < 0.001)

Drift von Makroinvertebraten

Hauptsächlich wurden in den Driftnetzen Eintagsfliegenlarven der Familien Baetidae und Caenidae, Individuen der Köcherfliegenfamilie Smicridae und der Amphipode *Hyaella curvispina* gefunden. Die Drift der Makroinvertebraten in Maguire war mit Individuenzahlen zwischen 2 und 22 pro 9 Tagesintervall gering. Im Gegensatz dazu zeigte die Drift in Horqueta (Abbildung 2) zwei Höhepunkte.

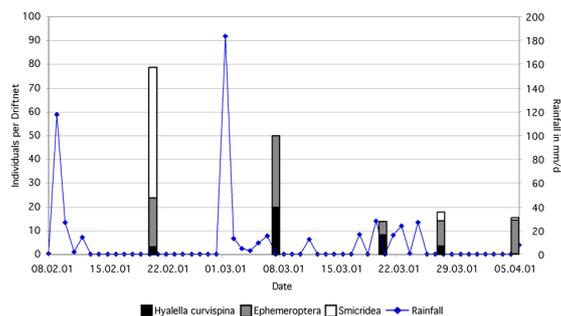


Abbildung 2. Drift der Makroinvertebraten in Horqueta und die Regenmenge. Jeder Balken repräsentiert die durchschnittliche Drift in einem Zeitintervall von neun Tagen.

Am 20.02.01 konnten 79 und am 07.03.01 konnten 50 Individuen pro Driftnetz gezählt werden. Beide Höhepunkte können im Zusammenhang mit Regenfällen mit mehr als 100mm/d Niederschlägen gesehen werden. Eintagsfliegenlarven waren mit 27% bzw. 60% an den zwei Höhepunkten der Drift beteiligt. Köcherfliegenlarven der Familie Smicridae waren beim ersten Driftereignis mit 70% vorhanden und fehlten ganz beim zweiten Driftereignis. Was mit den

Ergebnissen der Populationsaufnahmen übereinstimmt, wo Smicridae im März in den Bächen nicht mehr nachweisbar waren.

Einen großen Anteil der Individuen beim zweiten Höhepunkt der Drift, hatte die Art *Hyaella curvispina* mit 40%. Während des Driftereignisses im März konnten die Driftnetze in Helves nicht kontrolliert werden, da durch die Überflutung des Baches ein Einholen der Driftnetze unmöglich war.

Diskussion

Die hohen Endosulfankonzentrationen standen offensichtlich im Zusammenhang mit den starken Regenfällen und Oberflächen-Runoff konnte als Eintragungsweg des Pestizids in die Bäche erkannt werden. Obwohl Cypermethrin in höheren Mengen angewendet wird, konnte nur Endosulfan an den gelösten Partikeln analysiert werden, was wohl mit der höheren Persistenz von Endosulfan in einer aquatischen Umwelt zusammenhängt (Goebel *et al.* 1982). Die höchste Konzentration an Endosulfan mit 318 µg/kg wurde in der Untersuchung in den gelösten Partikel eines Hochwassersammlers in Horqueta gefunden. Schulz (2001) fand totale Endosulfan (α , β , S) Konzentrationen assoziiert mit gelösten Partikeln während eines Runoff von 179 bis 12,082 µg/kg im Lourens River in Südafrika, der durch ein Weinanbaugebiet fließt. Es kann als Wahrscheinlich angenommen werden, daß die Dynamik der Makroinvertebraten verbunden ist mit den Unterschieden in der Pestizidkontamination, die durch die Endosulfanbefunde angezeigt wird. Endosulfan ist hoch toxisch für Fische und mittelmäßig toxisch für aquatische Invertebraten. Ernst *et al.* (1991) fand für den dreistachligen Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) einen 24-h LC50 von 8µg/L, für *Chironomus plumosus* 53µg/L, für die Ruderwanze (*Sigara alternata*) 13µg/L und für die Köcherfliegenlarve (*Limnephilus ssp.*) 72µg/L. Eine Abnahme in der Individuendichte von Eintagsfliegenlarven und Köcherfliegenlarven war signifikant korreliert mit der Endosulfankonzentration in der Wasserphase, die von 13 bis 911 µg/L variierte (Leonard *et al.* 2000). Die hohe Drift von *Hyaella curvispina* und Ephemeroptera in Horqueta während der Periode des Endosulfaneintrags am Anfang März ist wahrscheinlich verursacht durch die Kontamination durch Pestizide. Die organismische Drift wurde in mehreren Studien als Reaktion auf eine kurzzeitige Insektizidbelastung gesehen (Cuffney *et al.* 1984; Kreuzweiser & Sibley 1991). In Maguire, wo an der Probenahmestelle kein Endosulfan nachweisbar war, ist die Drift nahe Null während der starken Regenfälle im März.

Literatur

- Cuffney TF, Wallace JB, Webster JR (1984) Pesticide manipulation of a headwater stream: invertebrate responses and their significance for ecosystem processes. *Freshwater Invertebrate Biology* 3:153-171
- Ernst WR, Jonah P, Doe K, Julien G, Hennigar P (1991) Toxicity to aquatic organisms of off-target deposition of endosulfan applied by aircraft. *Environ Toxicol Chem* 10:103-114
- Goebel H, Gorbach S, Knauf W, Rimpau RH, Hüttenbach H (1982) Properties, effects, residues and analytics of the insecticide endosulfan. *Residue Reviews* 83:1-165
- Kreuzweiser DP, Sibley PK (1991) Invertebrate drift in a headwater stream treated with permethrin. *Arch Environ Contam Toxicol* 20:330-336
- Leonard AW, Hyne RV, Lim RP, Pablo F, Van den Brink PJ (2000) Riverine endosulfan concentrations in the Namoi River, Australia: Link to cotton field runoff and macroinvertebrate population densities. *Environ Toxicol Chem* 19:1540-1551
- Schulz R, Peall SKC, Dabrowski JM, Reinecke AJ (2001) Current-use insecticides, phosphates and suspended soils in the Lourens River, Western Cape, during the first rainfall event of the wet season. *Water SA* 27:65-70

Diese Studie ist Teil einer Zusammenarbeit des Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"/ILPLA, Buenos Aires und der Technischen Universität Braunschweig und wird unterstützt von der Fundación Antorchas, DAAD und der Graduiertenförderung des Landes Niedersachsen.

Stefan Jergentz, zoologisches Institut der TU-Braunschweig, Fasanenstrasse 3, 38092 Braunschweig, s.jergentz@tu-bs.de

Acetylcholinesterase als Biomarker für den Einfluß von Organophosphat-Insektiziden auf die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) in einem südafrikanischen Fluß

TANJA S. RADAU¹, ARMIN STURM², TORSTEN HAHN¹ und RALF SCHULZ¹

¹ Zoologisches Institut, Technische Universität Braunschweig

² INRA/SCRIBE, Rennes, Frankreich

Einleitung

Eignet sich die Messung der Acetylcholinesterase (AChE)-Aktivität in Fischen für das Monitoring von Organophosphat (OP)-Insektiziden in landwirtschaftlichen Fließgewässern des Western Cape, Südafrika? Um dieser Frage nachzugehen wurden Freilanduntersuchungen an Regenbogenforellen im Lourens River durchgeführt, dessen mittleres Einzugsgebiet durch intensive Landwirtschaft charakterisiert ist.

In einer weiteren Versuchsreihe wurde untersucht, ob sedimentgebundene und wassergelöste OP-Insektizide einen unterschiedlichen Einfluß auf das Enzym AChE in Fischen haben. Sedimentgebundene Insektizide werden durch Runoff in Gewässer eingeleitet, während wassergelöste Insektizide primär durch Spraydrift eingetragen werden. In Laborexperimenten wurden die Effekte von sedimentgebundenen und wassergelösten OP-Insektiziden in äquivalenten Konzentrationen auf die AChE der Regenbogenforelle verglichen.

Material und Methoden

Für die Freilanduntersuchungen wurden Regenbogenforellen aus einer lokalen Zuchtstation vom 7.2. bis 14.2.2002 an drei Probestellen im Lourens River in Käfigen exponiert. Desweiteren wurden Regenbogenforellen am 1.3.2002 an drei Probestellen im Lourens River mit einem Elektrofischgerät gefangen. Chemische und physikalische Wasserparameter wurden wöchentlich mit Standardmethoden bestimmt.

Im Labor wurden Regenbogenforellen aus einer lokalen Zuchtstation in Fließgerinnen für 1 h mit sedimentgebundenem bzw. wassergelöstem Azinphosmethyl (AZP) bzw. Chlorpyrifos (CPF) kontaminiert und für 24 h gehältert.

Die Bestimmung der AChE-Aktivität in Muskel und Gehirn erfolgte mit der Methode nach Ellman et.al. [1].

Ergebnisse und Diskussion

1. Freilanduntersuchungen

Bei im Lourens River *in situ* exponierten Regenbogenforellen konnte nach 7 Tagen an der Probe-stelle 3 eine Hemmung der AChE von 32 (Muskel) bzw. 39% (Gehirn) beobachtet werden (Abb. 1 A). Im Lourens River gefangene Regenbogenforellen zeigten an den Probestellen 2 und 3 eine Hemmung der Muskel-AChE von 60 bzw. 73% (Abb. 1 B). Es ist allgemein anerkannt, daß eine Reduktion der AChE-Aktivität von > 20% auf eine Exposition gegenüber OP-Insektiziden hinweist [2]. Die Hemmung der AChE der *in situ* exponierten und gefangenen Regenbogenforellen ist daher auf die im Lourens River nachgewiesenen OP-Insektizide zurückzuführen (Tab. 1).

Die Aufnahme physikalischer und chemischer Wasserparameter (Tab. 2) sowie die Untersuchung auf Pestizidkontamination an drei Probestellen im Lourens River (Tab. 1) zeigten, daß die Probe-stelle 1 aufgrund fehlender Belastung mit Pestiziden eine Kontrollstelle darstellt. An den Probe-

stellen 2 und 3 läßt sich anhand der erhöhten Trübung, Nährstoff- und Pestizideinträge der negative Einfluß der Landwirtschaft erkennen.

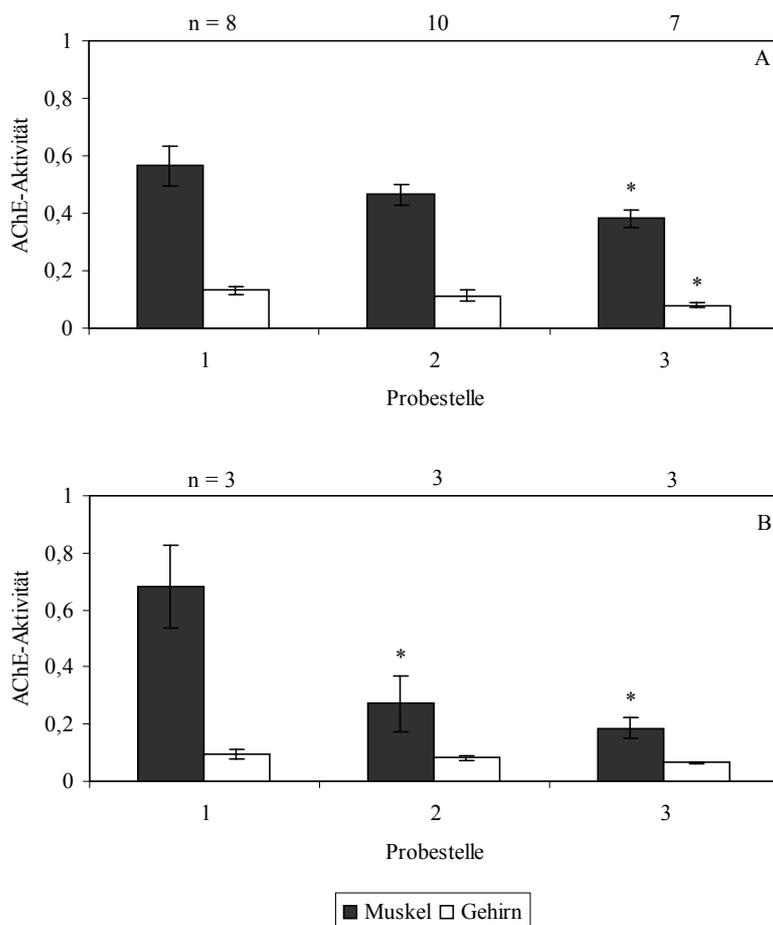


Abb. 1: Mittlere Acetylcholinesterase (AChE)-Aktivität (in $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ Protein) in Muskel und Gehirn von zwischen 7.2. und 14.2.2002 *in situ* exponierten und am 1.3.2002 im Lourens River gefangenen Regenbogenforellen (Fehlerbalken zeigen Standardfehler; *signifikant bei $p < 0,05$; ANOVA, Dunett's Posthoc)

Tab. 1: Maximale Organophosphat-Insektizid-Konzentrationen (AZP = Azinphosmethyl, CPF = Chlorpyrifos, MLTN = Malathion), die zwischen Januar und Februar 2002 in Wasser- und Sedimentproben des Lourens River nachgewiesen wurden

Probestelle	Wasserphase ($\mu\text{g}/\text{L}$)			Sediment ($\mu\text{g}/\text{kg}$)		
	AZP	CPF	MLTN	AZP	CPF	MLTN
1	-	-	-	-	-	-
2	0,05	0,01	0,02	49,5	94,5	-
3	0,18	0,02	0,13	77,7	85,7	-

Tab. 2: Mittlere (\pm Standardfehler, $n = 14$) physikalische und chemische Wasserparameter im Lourens River gemessen im Zeitraum vom 4.12.2001 bis 6.3.2002 (*signifikant bei $p < 0,05$; ***signifikant bei $p < 0,001$; ANOVA, Dunett's Posthoc)

	Probestelle		
	1	2	3
Abfluß (m ³ /s)	0,25 \pm 0,08	0,65 \pm 0,17	0,71 \pm 0,20
Trübung (mg/L)	3,0 \pm 2,0	76,8 \pm 23,3*	63,8 \pm 23,0
Leitfähigkeit (μ S)	513 \pm 37	1090 \pm 53***	1141 \pm 62***
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,14 \pm 0,03	0,22 \pm 0,04	0,23 \pm 0,03
NO ₃ (mg/L)	0,29 \pm 0,18	1,86 \pm 0,55	2,29 \pm 0,71*
NO ₂ (mg/L)	0	0,13 \pm 0,06	0,17 \pm 0,07

Mit Hilfe der Messung der AChE-Aktivität lassen sich also bereits bei geringen OP-Insektizid-Konzentrationen subletale Effekte nachweisen. Wegen dieser hohen Empfindlichkeit ist die AChE von Regenbogenforellen ein guter Biomarker, der auch für das Monitoring von OP-Insektiziden in Gewässern des Western Cape, Südafrika geeignet ist.

2. Laborexperimente

Sedimentgebundenes AZP löste bei Regenbogenforellen nach einer Exposition von 1 h und nach einer darauffolgenden Erholungszeit von 24 h im Bereich der höchsten Konzentrationen eine ca. 10% höhere Hemmung der AChE aus als wassergelöstes AZP (Abb. 2). Bei CPF verhielt es sich genau umgekehrt, welches sich durch die verringerte Bioverfügbarkeit aufgrund des höheren Adsorptionskoeffizienten von CPF (6.070) verglichen mit AZP (1.000, [3]) erklären läßt. Die Inhibitionskonzentrationen von AZP und CPF, die eine AChE-Hemmung von 20% auslösen (IC₂₀), spiegeln die höhere Toxizität von AZP wieder (96h LC₅₀-Werte Regenbogenforelle: AZP = 3 μ g/L; CPF = 9 μ g/L; [3]) (Tab. 3). Die AChE wurde dagegen im Bereich der höchsten Konzentrationen durch CPF ca. 1,5 mal stärker gehemmt als durch AZP (Abb. 2). Die IC₂₀-Werte zeigen außerdem eine höhere Empfindlichkeit der Gehirn-AChE gegenüber AZP im Vergleich zur Muskel-AChE. Mit CPF konnte kein Unterschied in der Empfindlichkeit beobachtet werden.

Tab. 3: Mittlere (\pm Standardfehler) Inhibitionskonzentrationen (IC₂₀) von sedimentgebundenem und wassergelöstem Azinphosmethyl (AZP) bzw. Chlorpyrifos (CPF), die in Gehirn und Muskel von *in vivo* exponierten Regenbogenforellen (Expositionszeit = 1 h; Erholungszeit = 24 h) eine Acetylcholinesterase-Hemmung von 20% auslösen

	sedimentgebunden (μ g/kg)		wassergelöst (μ g/L)	
	AZP	CPF	AZP	CPF
Gehirn	5842 \pm 2908	155804 \pm 42202	0,22 \pm 0,22	0,46 \pm 0,15
Muskel	10436 \pm 3891	168217 \pm 46185	0,87 \pm 0,32	0,30 \pm 0,13

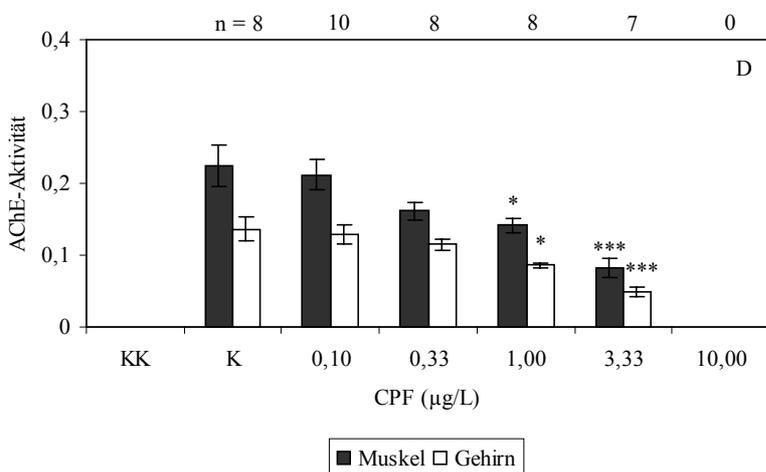
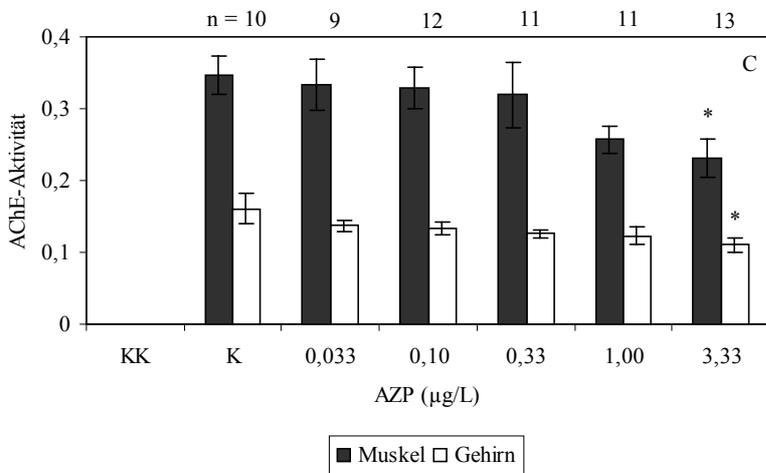
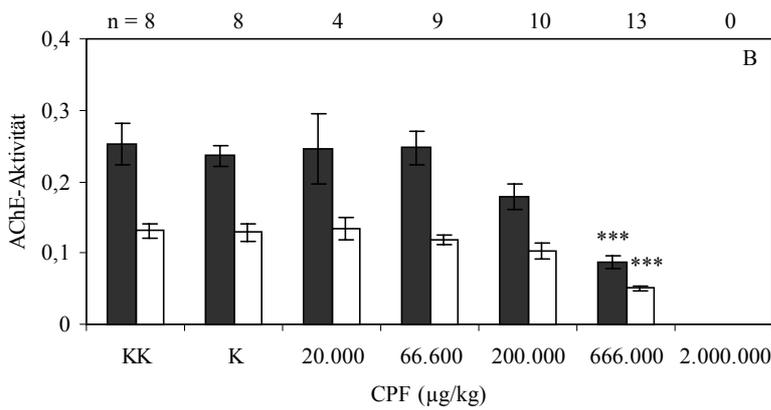
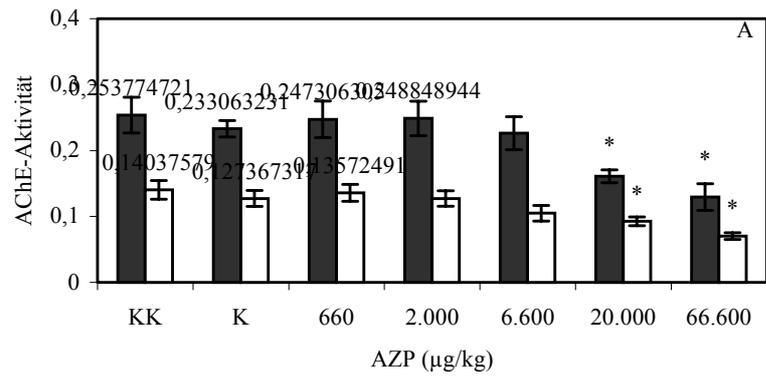


Abb. 2: Mittlere Acetylcholinesterase (AChE)-Aktivität (in µmol/min/mg Protein) in Muskel und Gehirn von Regenbogenforellen nach 1 h *in vivo* Exposition gegenüber sedimentgebundenem Azinphosmethyl (AZP, A) und Chlorpyrifos (CPF, B) bzw. wasserlöslichem AZP (C) und CPF (D) (Erholungszeit = 24 h; KK = Klare Kontrolle ohne Sediment; K = Kontrolle mit Sediment; Fehlerbalken zeigen Standardfehler; *signifikant bei $p < 0,05$; ***signifikant bei $p < 0,001$; ANOVA, Dunett's Posthoc; totale Mortalität bei 2.000.000 µg/kg bzw. 10,0 µg/L CPF)

Unterschiede zwischen den Effekten von sedimentgebundenen und wassergelösten Pestiziden können folglich mit deren unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften erklärt werden. Sedimentgebundene Pestizide mit hohem Adsorptionskoeffizienten haben eine geringe Bioverfügbarkeit [4] und sind damit wahrscheinlich für Fische weniger gefährlich als wassergelöste Pestizide.

3. Freilandrelevanz

Die in den Laborexperimenten verwendeten Insektizidkonzentrationen sind freilandrelevant, da in früheren Studien im Lourens River bereits wesentlich höhere Konzentrationen nachgewiesen wurden (AZP = 1,5 µg/L bzw. 1247 µg/kg; CPF = 0,2 µg/L bzw. 924 µg/kg; [5]). Die Laborergebnisse können daher gut mit der Freilandsituation in Relation gesetzt werden.

Literatur

- [1] Ellman, G.L.; Courtney, K.D.; Andres, V.; Featherstone, R.M. (1961): A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7, S. 88-95
- [2] Beyers, D.W. & Sikoski, P.J. (1994): Acetylcholinesterase inhibition in federally endangered colorado squawfish exposed to carbaryl and malathion. *Environmental Toxicology and* 13, S. 935-939
- [3] EXTOWNET (1996): Pesticide information profiles. Extension Toxicology Network. <http://ace.orst.edu/info/extownet/pips.htm>
- [4] Schulz, R. & Liess, M. (2001): Toxicity of aqueous-phase and suspended particle-associated envalerate: chronic effects after pulse-dosed exposure of *Limnephilus lunatus* (Trichoptera). *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, S. 185-190
- [5] Schulz, R. (2000): Rainfall-induced sediment and pesticide input from orchards into the Lourens River, Western Cape, South Africa: importance of a single event. *Water Research* 35, S. 1869-1876

Untersuchung schadstofftoleranter Aufwuchsgemeinschaften als ein Instrument zur Bewertung von Schadstoffen in Gewässern

Mechthild Schmitt-Jansen, Anette Küster, Rolf Altenburger
UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Sektion Chemische Ökotoxikologie, Email: mechthild.schmitt@uoe.ufz.de

1 Einleitung

Das Mikrophytobenthos paßt sich als eine sessile Lebensgemeinschaft mit kurzer Generationszeit schnell den abiotischen Bedingungen seines Lebensraumes an. Insbesondere die Diatomeen haben sich als eine sehr artenreiche Organismengruppe, die auch viele Extremhabitate besiedeln kann, mehrfach zur Indikation der Gewässerqualität bewährt, z.B. hinsichtlich der Trophie (z.B. Krammer & Lange-Bertalot, 1997).

Neben den limnochemischen und limnophysikalischen Gewässerparametern (z. B. den Nährstoffen oder dem Lichtklima) stellen auch Schadstoffe standortspezifische Faktoren dar, die zu Adaptationsprozessen in einer Mischpopulation führen können. Toxische Substanzen können eine Selektion schadstofftoleranter Arten im Gewässer bewirken, die die Schadstofftoleranz der gesamten Lebensgemeinschaft einer kontaminierten Probestelle im Vergleich zum unbelasteten Standort erhöht. Diese Prozesse bilden die Grundlage eines biozönotischen Testverfahrens, das erstmals von Blanck et al. (1988) unter dem Begriff „pollution induced community tolerance“ (PICT) eingeführt wurde und die selektive Wirkung chronischer Schadstoffbelastungen auf eine Lebensgemeinschaft nachweist. Bei diesem Testverfahren dient die Toleranz als ein Maß der Schadstoffbelastung, die sich z.B. in einer erhöhten EC_{50} belasteter Gemeinschaften äußert. Adaptationsprozesse in Aufwuchsgemeinschaften können auf verschiedenen populationsdynamischen oder physiologischen Ebenen nachgewiesen werden, z.B. durch eine Veränderung der Artenzusammensetzung und Biomasse oder der Photosyntheseleistung oder der Pigmentmuster der Algen.

In diesem Artikel werden Untersuchungen vorgestellt, in denen autotropher Aufwuchs eingesetzt wurde, um die Wirkung eines Pflanzenschutzmittels (Isoproturon) auf aquatische Lebensgemeinschaften nachzuweisen, einem Herbizid, das den Elektronentransport im Photosystem II (PS II) hemmt. Isoproturon ist ein weitverbreitetes Herbizid, das in Deutschland jährlich in Mengen bis zu 2 t in Oberflächengewässer eingetragen wird (Umweltbundesamt, 2000).

2 Methoden

Die Wirkung von Isoproturon (N',-(4-isopropylphenyl)-N,N-dimethylurea) (Fa. Riedel deHaën) auf Aufwuchsgemeinschaften wurde in zwei Versuchsansätzen geprüft:

(1) Zunächst wurden ökotoxikologische Kenndaten mit Aufwuchsgemeinschaften ermittelt, die in einem kleinen Fließgewässer Sachsens (Schnellbach bei Grimma) gewonnen wurden. Der Aufwuchs wurde an drei Probestellen des Schnellbachs, die in einer Entfernung von ca. 500 m zueinander lagen, im Zeitraum von Juni bis September 2002 gewonnen. Im Zeitraum von drei Monaten wurden an den drei Probestellen insgesamt 22 Tests durchgeführt. Glasobjektträger wurden in Stativen im Stromstrich des Gewässers für vier Wochen exponiert und danach in Standortwasser binnen einer Stunde zur weiteren Verarbeitung ins Labor transportiert.

(2) Um die Toleranzbildung von kontaminiertem Aufwuchs zu detektieren, wurden Mikrokosmos-Experimente durchgeführt. Die Expositionsstative wurden in 20 l-Aquarien eingebracht, die mit Teichwasser gefüllt wurden, das einmal wöchentlich gewechselt wurde. Durch Paddel wurde eine ständige Wasserbewegung von ca. 10 cm s^{-1} erzeugt. Die Anzucht erfolgte bei 20 °C und einer Beleuchtungsstärke von ca. $100 \text{ } \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ in einem Tag-Nachtrhythmus von 14:10 h. Vier Behälter dienten als Kontrolle; acht Aquarien wurden mit Isoproturon in einer Konzentration von $0.0024 - 0.312 \text{ mg l}^{-1}$ in geometrischer Verdünnung kontaminiert. Die Tests wurden nach einer Inkubation von 16 Tagen innerhalb von vier Tagen durchgeführt.

Zur Ermittlung von Effektkonzentrationen wurde der Aufwuchs aus dem Fließgewässer bzw. dem Mikrokosmos-Experiment in seriellen Verdünnungsreihen mit Isoproturon inkubiert. Es wurden Dosis-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe nicht-linearer Regression mit der 4 parametrischen logit - Funktion $[y = A_2 + (A_1 - A_2) / (1 + (x/x_0)^p)]$ modelliert.

In der hier vorgestellten Studie dienten Photosynthese-Parameter der Mikroalgen als Beobachtungsgrößen für Schadstoffeffekte. Mit der Sättigungspulsmethode wurde die Kapazität des PS II bestimmt (PAM-Fluorometrie), bzw. die relative Hemmung des Elektronentransportes im PSII im Vergleich zur Kontrolle.

Darüber hinaus wurde ein Reproduktionshemmtest (24 h) mit *Scenedesmus vacuolatus* durchgeführt (Altenburger et al., 1990), um die mit der Mischpopulation des Aufwuchses ermittelten Effektkonzentrationen für Isoproturon mit der Reproduktionshemmung für eine definierte Spezies vergleichen zu können.

3 Ergebnisse und Diskussion

Ökotoxikologische Kenndaten mit Aufwuchsgemeinschaften aus dem Schnellbach

Die EC_{50} von Isoproturon der insgesamt 22 Tests schwankte zwischen 0.012 - 0.045 $mg\ l^{-1}$. Zwischen den Probestellen konnten keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden (Tab. 1). Im Untersuchungszeitraum von drei Monaten ließen sich keine systematischen Veränderungen der Empfindlichkeit der Fließgewässergemeinschaften gegenüber Isoproturon feststellen. Die EC_{50} der Proben des Schnellbachs lag im unteren Bereich der von Dorigo & Leboulanger (2001) mit Aufwuchsgemeinschaften aus einem Fließgewässer in Frankreich ermittelten Daten (0.014 - 1.4 $mg\ l^{-1}$), so daß gefolgert werden kann, daß an den drei Probestellen des Schnellbachs keine maßgebliche Belastung bezüglich wirksamer Konzentrationen von Isoproturon vorlag. Die hohe Übereinstimmung der Effektkonzentrationen der Probestellen zeigt die gute Reproduzierbarkeit des Testsystems mit Periphyton, obwohl es sich um Umweltproben handelt, die eine höhere Variabilität hinsichtlich ihrer Taxonomie und Expositionsgeschichte aufweisen als standardisierte Laborkulturen.

Die Effektkonzentrationen des Mehrartentests mit Aufwuchs lagen in der selben Größenordnung wie die, die mit dem Einzelartentest mit *Scenedesmus vacuolatus* ermittelt wurden (0.029 $mg\ l^{-1}$) und zeigten eine gute Übereinstimmung mit vergleichbaren Literaturstudien. Traunspurger et al. (1996) ermittelten eine EC_{50} von 0.04 $mg\ l^{-1}$ für Isoproturon mit dem Wachstumshemmtest (72h) mit *Chlamydomonas reinhardi*. Der Photosynthesehemmtest des Aufwuchses lieferte somit eine vergleichbare Empfindlichkeit wie der Reproduktionshemmtest mit Laborkulturen. Auch mit einer natürlichen Mischpopulation ließen sich reproduzierbar Schadstoffeffekte des Herbizides quantifizieren, obwohl die Proben von unterschiedlichen Probestellen und in einem Untersuchungszeitraum von drei Monaten gewonnen wurden. Dies zeigt, daß das Periphyton eine geeignete Organismengruppe ist, um Schadstoffeffekte von PSII-Herbiziden an autotrophen Gewässerorganismen nachzuweisen.

Tabelle 1: Mittelwerte, sowie Minima und Maxima der EC_{50} für Isoproturon, ermittelt mit autotrophem Aufwuchs von drei Probestellen des Schnellbachs und dem standardisierten Algentest (Zellvermehrungshemmtest mit *Scenedesmus vacuolatus*, 24h).

	Stelle 1 [$mg\ l^{-1}$]	Stelle 2 [$mg\ l^{-1}$]	Stelle 3 [$mg\ l^{-1}$]	Mittelwerte aller Datensätze [$mg\ l^{-1}$]
Aufwuchs aus dem Schnellbach	0.026 (0.015-0.042)	0.024 (0.014-0.045)	0.026 (0.012-0.043)	0.025
Zellvermehrungshemmtest mit <i>Scenedesmus vacuolatus</i>				0.029

Wirkung von Isoproturon auf die Toleranzentwicklung von Aufwuchsgemeinschaften in Mikrokosmos-Experimenten

Als Maß der Toleranzentwicklung von kontaminierten Gemeinschaften gegenüber einer Substanz können die EC_{50} -Daten herangezogen werden. In Abb. 1 sind die Dosis-Wirkungsbeziehungen einer Kontrolle und eines Mikrokosmosansatzes, der für 16 Tage mit einer Konzentration von 0.0195 mg l^{-1} kontaminiert wurde, gegenübergestellt.

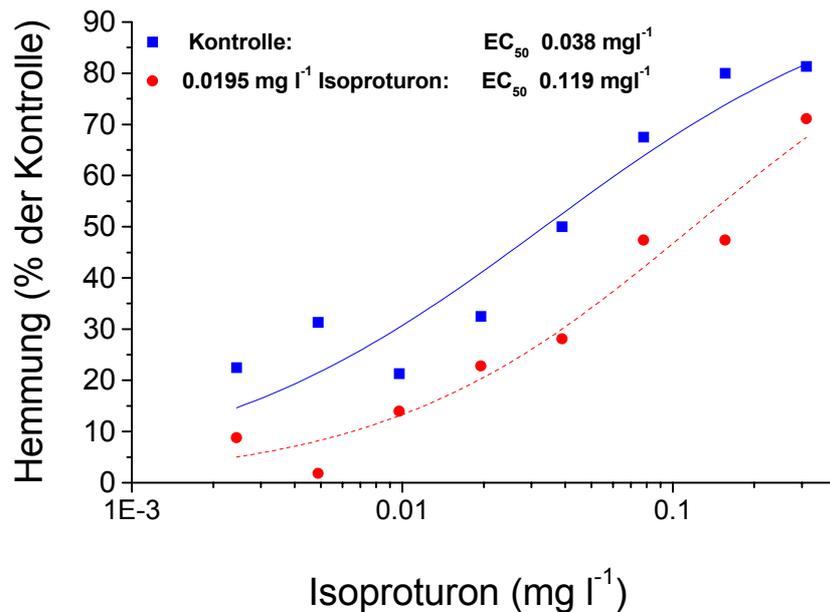


Abbildung 1: Dosis-Wirkungsbeziehungen für Isoproturon, die mit Aufwuchs aus Mikrokosmen erstellt wurden. ■ Kontrolle; ● Der Mikrokosmos wurde mit 0.0195 mg l^{-1} Isoproturon vorinkubiert.

Es ist eine deutliche Verschiebung der Dosis-Wirkungsbeziehungen zu beobachten. Die log-logistische Dosis-Wirkungsanalyse zeigte eine Steigerung der EC_{50} von 0.038 mg l^{-1} der Kontrolle auf 0.119 mg l^{-1} der kontaminierten Aufwuchsgemeinschaften, während die Kurvenform nahezu unverändert blieb. Dies läßt auf eine deutliche Senkung der Empfindlichkeit der vorinkubierten Aufwuchsgemeinschaften gegenüber Isoproturon schließen. In Abb. 2 sind die EC_{50} - Daten aller Mikrokosmos-Versuche gegenübergestellt. Die EC_{50} der Kontrollen schwankte zwischen 0.033 mg l^{-1} und 0.05 mg l^{-1} und lag somit geringfügig über denen der Freilanduntersuchungen im Schnellbach (s.o.). Bei niedrigen Konzentrationen (0.0024 mg l^{-1}) konnte keine Veränderung der Effektkonzentrationen festgestellt werden. Ab einer Konzentration von 0.0048 mg l^{-1} stieg die EC_{50} deutlich an und vervierfachte sich nahezu bei einer Konzentration von 0.0195 mg l^{-1} . In den Mikrokosmen mit den höchsten Kontaminationen (0.078 mg l^{-1} - 0.312 mg l^{-1}) hatte sich nach 16 Tagen keine Biomasse in ausreichender Menge gebildet, so daß keine auswertbaren Dosis-Wirkungsbeziehungen erstellt werden konnten.

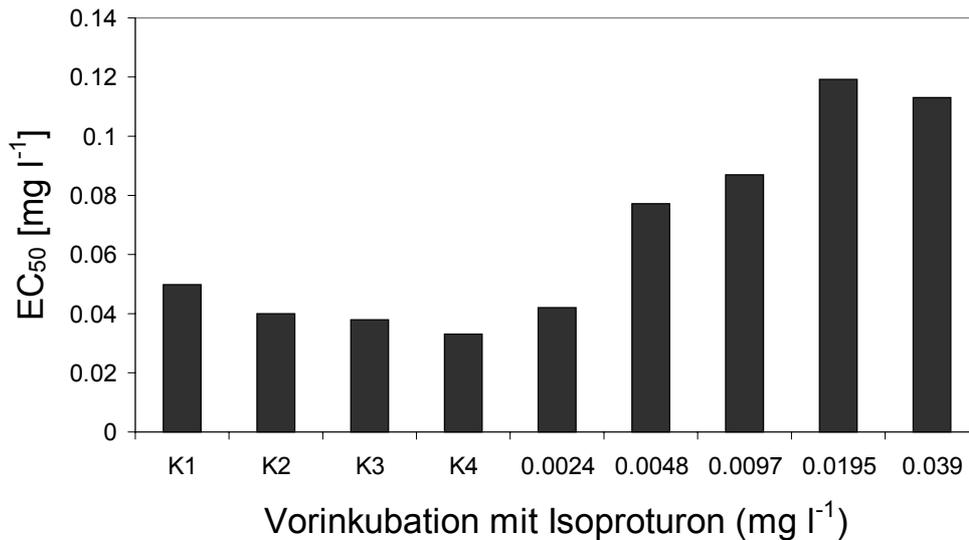


Abbildung 2: Chl a des Aufwuchses (relative Einheiten der Chl a Fluoreszenz) und EC₅₀-Daten für Isoproturon, die mit Aufwuchsgemeinschaften aus Mikrokosmen ermittelt wurden.

Wie bereits für andere Pflanzenschutzmittel nachgewiesen werden konnte, z.B. dem Atrazin (Gustavson & Wängberg, 1995; Nyström et al. 2000), induzierte somit auch Isoproturon eine Toleranzsteigerung bei kontaminierten aquatischen Lebensgemeinschaften. Dabei zeigten die Daten in Abb. 2 einen quantifizierbaren Anstieg der EC₅₀ in Abhängigkeit der Schadstoffbelastung, sodaß die Toleranz als ein Maß für die Schadstoffbelastung gewertet werden kann.

4 Schlußfolgerungen

- Aufwuchsgemeinschaften eignen sich mit einer vergleichbaren Empfindlichkeit und Reproduzierbarkeit wie herkömmliche Algentestsysteme zur Bewertung von Schadstoffeffekten von PSII-Herbiziden.
- Wenn mit natürlichen Fließgewässergemeinschaften gearbeitet wird, greift der Testansatz regional-spezifische Aspekte für die Schadstoffbewertung in Gewässern auf; chronische Belastungen könnten so detektiert werden.
- Als Mehrartentestsystem mit natürlichen Gemeinschaften bietet der Ansatz den Vorteil, mit einer höheren Ökosystemrelevanz bei der Bewertung von Schadstoffeffekten in Gewässern zu arbeiten.
- Mit der Toleranzbildung wird eine Effektqualität als Testparameter eingeführt, der sich für eine ökologisch basierte Risikobewertung von Schadstoffen eignet.

Anmerkung: Wir danken S. Reiners, I. Christmann und K. Seyfarth für ihre Unterstützung bei der Feld- und Laborarbeit.

Literatur

- Blanck H., Wängberg S.A., Molander S. (1988): Pollution-induced community tolerance. A new ecotoxicological tool. in Cairns J.J., Pratt J.R. (eds): Functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals. ASTM STP 988, pp. 219-230. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA.
- Altenburger R., Bödeker W., Faust M., Grimme L.H., (1990): Evaluation of the isobologram method for the assessment of mixtures of chemicals. Combination of effect studies with pesticides in algal biotests. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 20, 98-114.
- Dorigo, U. & Le Boulanger C. (2001): A pulse-amplitude modulated fluorescence-based method for assessing the effects of photosystem II herbicides on freshwater periphyton. *J. applied Phycology*, 13, 509-515.
- Gustavson K., Wängberg S.A. (1995): Tolerance induction and succession in microalgae communities exposed to copper and atrazine. *Aquat. Toxicol.* 32, 283-302.
- Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1997): Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig, H., Mollenhauer D. (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 2/1, Fischer, Stuttgart, New York, 876 S.
- Nyström, B., Paulsson M., Almgren K., Blanck H. (2000): Evaluation of the capacity for development of atrazine tolerance in periphyton from a Swedish freshwater site as determined by inhibition of photosynthesis and sulfolipid synthesis. *Environ. Tox. Chem.* 19 (5), 1324-1331.
- Traunspurger W., Schäfer H., Remde A. (1996): Comparative investigations on the effect of a herbicide on aquatic organisms in single species tests and aquatic microcosms. *Chemosphere* 33 (6), 1129-1141.
- Umweltbundesamt (2000): Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Bericht 3/2000. Endbericht. Umweltbundesamt Berlin.

Ökotoxikologische Testverfahren mit Makrophyten

H. Moser & U. Veit

ÖkoTox GmbH, Wollgrasweg 49, D – 70599 Stuttgart; www.oekotox.com

Keywords: Biologische Testverfahren, Makrophyten, Pflanzenschutzmittel, Phytotoxizität, Risk assessment

Einleitung

Pflanzen haben als Testorganismen in der Ökotoxikologie in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen (LEWIS 1995). Die für terrestrische Fragestellungen mit Pflanzen entwickelten non-target-Untersuchungen finden nun auch ihre Anwendung für aquatische Lebensräume.

Mit dem Wachstumshemm-Test mit Lemnaceen (Wasserlinsen) wurde ein Testverfahren mit Makrophyten standardisiert und etabliert, das wertvolle Hinweise auf phytotoxische Belastungen im Ökosystem liefert. Für die wirkungsbezogene Untersuchung von Pflanzenschutzmitteln ist ein einziges Testverfahren jedoch nicht ausreichend, um eine lückenlose Risikoabschätzung vorzunehmen, da nicht alle herbiziden Wirkmechanismen stellvertretend durch einen Testorganismus abgedeckt werden können. Daher ist es notwendig, weitere Makrophyten in Kultur zu nehmen und mit diesen aussagekräftige Testverfahren zu entwickeln, die es ermöglichen, durch die Kombination verschiedener Wirkungskriterien in unterschiedlichen Stoffwechselprozessen die Wirksamkeit einer Substanz zu erfassen und zu bewerten. Nachfolgend werden ausgewählte Ergebnisse derzeit laufender Untersuchungen zur Wirksamkeit von Herbiziden auf unterschiedliche Makrophyten vorgestellt.

Eingesetzte Makrophyten-Arten

In den bislang durchgeführten Testverfahren wurden fünf unterschiedliche Makrophyten-Arten eingesetzt, die sich vor allem in ihren Wuchs- und Lebensformen unterscheiden:

- *Lemna minor* ist eine frei bewegliche, auf der Wasseroberfläche schwimmende monokotyle Makrophyten-Art mit ubiquitärer Verbreitung. Sie bildet Einzelwurzeln als Stabilisierungselemente und wird bereits in ökotoxikologischen Testverfahren eingesetzt.
- Bei *Lemna trisulca* handelt es sich um eine frei im Wasser schwebende Monokotyle, die zusammenhängende Stöcke mit lanzettförmigen Wassersprossen bildet.
- Mit *Spirodela polyrrhiza* wurde eine weitere, frei auf der Wasseroberfläche schwimmende monokotyle Art zur ökotoxikologischen Wirkungserfassung herangezogen. *S. polyrrhiza* bildet mehrere Wurzeln, ist wie *L. minor* weltweit verbreitet, reagiert aber deutlich sensitiver auf Stressoren.

- *Myriophyllum spicatum* ist eine submers wachsende, dikotyle Makrophyten-Art, die echte Wurzeln ausbildet. *M. spicatum* hat eine weltweite Verbreitung und kommt in stehenden oder fließenden Gewässern bis 3 m Tiefe vor.
- Die dikotyle, wurzellose und schwebende Makrophyten-Art *Ceratophyllum demersum* ist ebenfalls ubiquitär verbreitet und besonders gut an eutrophe Bedingungen angepasst.

Neben diesen bereits eingesetzten Makrophyten-Arten sollen in den nächsten Monaten auch *Elodea canadensis*, *Lagarosiphon major*, *Myriophyllum sibiricum*, *Potamogeton perfoliatus* und *Juncus bulbosus* auf ihre Eignung in standardisierten Testverfahren untersucht werden.

Methodische Durchführung der Testverfahren

Die Durchführung der Testverfahren erfolgte immer nach demselben Prinzip. Das Pflanzenmaterial stammte mit Ausnahme von *Ceratophyllum demersum* aus sterilen Stammkulturen. Nach einer mehrtägigen Vorkultur in Flüssigmedium wurden die Testorganismen in einer artspezifischen Nährlösung in fünf verschiedenen Konzentrationen des entsprechenden Pflanzenschutzmittels in fünffacher Wiederholung exponiert. Die Nährlösungen enthielten keine C-Quelle, bei den submers wachsenden Pflanzen wurde während der gesamten Expositionszeit mit Umgebungsluft belüftet und bei der wurzelnden Makrophyten-Art *Myriophyllum spicatum* zudem ein Substrat verwendet. Die Exposition erfolgte bei 25 °C und Dauerlicht.

Bislang wurden mit den ausgewählten Makrophyten-Arten die Pflanzenschutzmittel Isoproturon, Propiquizafop, Pyridat, 2,4-D und Dicamba als handelsübliche Formulierungen untersucht. Dabei wurden Konzentrationen zwischen 0,005 mg/l und 10 mg/l auf ihre phytotoxische Wirkung geprüft.

Als Wirkungskriterien wurden das Pflanzenwachstum aufgrund der Frond(=Blatt)-fläche, Frondzahl oder Sprosslänge berechnet, der Pigmentgehalt (Chlorophyll a und b, Carotinoide) bestimmt sowie die Aktivität der Peroxidase (POD) ermittelt. Frondfläche und Frondzahl wurden durch Auswertung digitaler Bilder mit dem Programm „Visiometrics IPS“ ermittelt, der Pigmentgehalt wurde nach LICHTENTHALER & WELLBURN (1989) und die Peroxidase-Aktivität nach PÜTTER (1975) bestimmt.

Ergebnisse

Nachfolgend werden exemplarisch einige Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen vorgestellt.

Isoproturon zeigt gegenüber allen untersuchten Pflanzen bei den höheren der getesteten Konzentrationen eine starke Hemmung des Wachstums (Abb. 1). Dabei ist die phytotoxische Wirkung auf *L. minor*, *L. trisulca* und *S. polyrrhiza* sehr ähnlich, während bei *M. spicatum*, eine negative Beeinflussung des Sprosslängen-Wachstum erst bei höheren Konzentrationen von Isoproturon zu beobachten war.

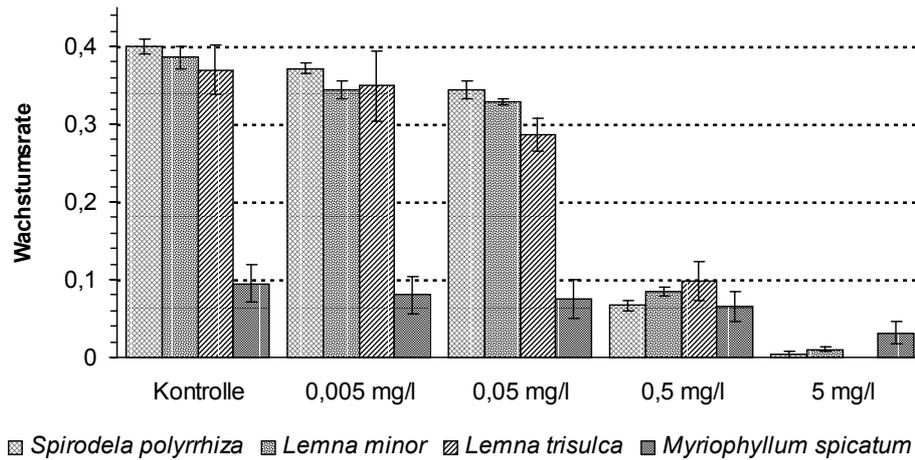


Abb. 1: Wirkung von Isoproturon auf vier verschiedene Makrophyten-Arten. Die Wachstumsraten wurde anhand der Frondfläche (*S. polyrrhiza*, *L. minor*), der Pflanzenmasse (*L. trisulca*) bzw. der Sprosslänge (*M. spicatum*) ermittelt.

L. minor scheint gegenüber dem Herbizid Propiquizafof etwas weniger sensitiv zu sein als *S. polyrrhiza* und *L. trisulca* (Abb. 2). Demgegenüber reagiert *C. demersum* in Bezug auf den Chlorophyllgehalt etwa um den Faktor 10 empfindlicher auf Propiquizafof und enthält nach sieben-tägiger Exposition bei einer Konzentration von 10 mg/l kein extrahierbares Chlorophyll mehr. Insgesamt zeigen die beiden im Wasserkörper schwebenden Organismen *L. trisulca* und *C. demersum* die phytotoxische Wirkung des Herbizids früher an als die beiden auf der Wasseroberfläche schwimmenden Wasserlinsen, wie dies auch bei Untersuchung anderer Herbizidklassen gezeigt werden konnte (FAIRCHILD et al. 1998).

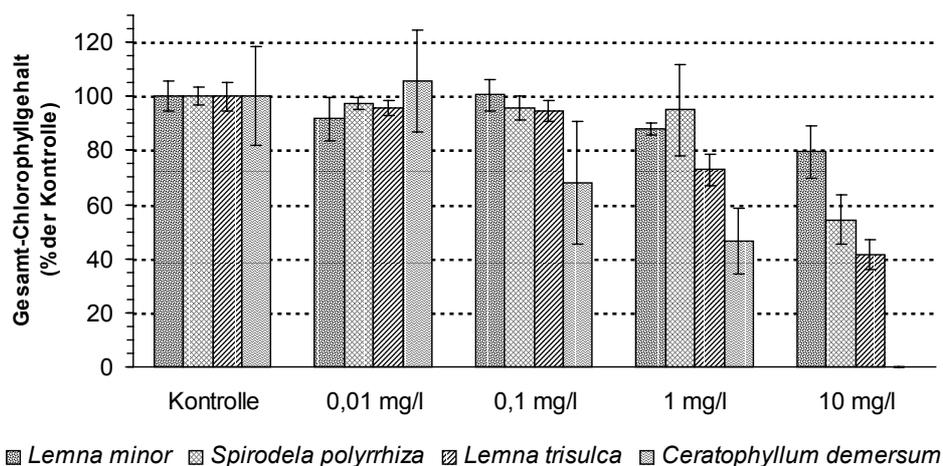


Abb. 2: Wirkung von Propiquizafof auf vier verschiedene Makrophyten-Arten anhand des Gesamtchlorophyllgehalts.

Ein Vergleich der vier bislang untersuchten Wirkungskriterien macht deutlich, dass mit der über die Frondfläche und Frondzahl berechneten Wachstumsrate Wirkungskriterien zur Verfügung stehen, die deutlich sensitiver sind als die Bestimmung des Chlorophyllgehaltes bzw. der Peroxidase-Aktivität (Abb. 3). Die Wirkung des Herbizids ließ sich mit diesen herkömmlichen Wirkungskriterien erst bei einer zehnfach höheren Konzentration zweifelsfrei nachweisen.

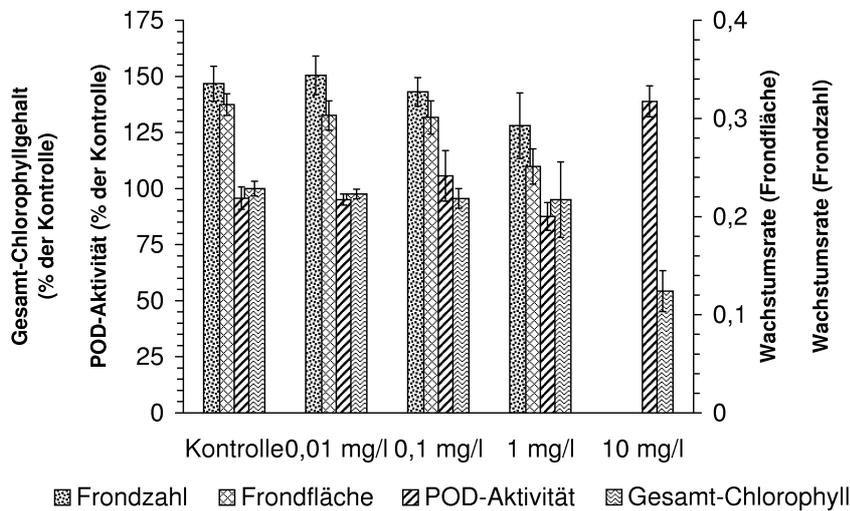


Abb. 3: Vergleich der Wirkungskriterien Frondzahl, Frondfläche, Gesamtchlorophyllgehalt und POD-Aktivität für Propiquizafop auf *Spirodela polyrrhiza*.

Um das phytotoxische Potenzial eines Herbizids auf das Ökosystem abschätzen zu können ist es notwendig, Testverfahren mit mehreren Pflanzenarten durchzuführen. So reagieren beispielsweise die beiden nah miteinander verwandten Lemnaceen-Arten *L. minor* und *S. polyrrhiza* sehr unterschiedlich auf das Pflanzenschutzmittel Dicamba (Abb. 4). Während *S. polyrrhiza* bei einer Konzentration von 5 mg/l ein Rückgang der anhand der Frondfläche berechneten Wachstumsrate zeigt, nimmt diese bei *L. minor* nach einer leichten Depression im unteren Konzentrationsbereich ab 0,5 mg/l wieder leicht zu.

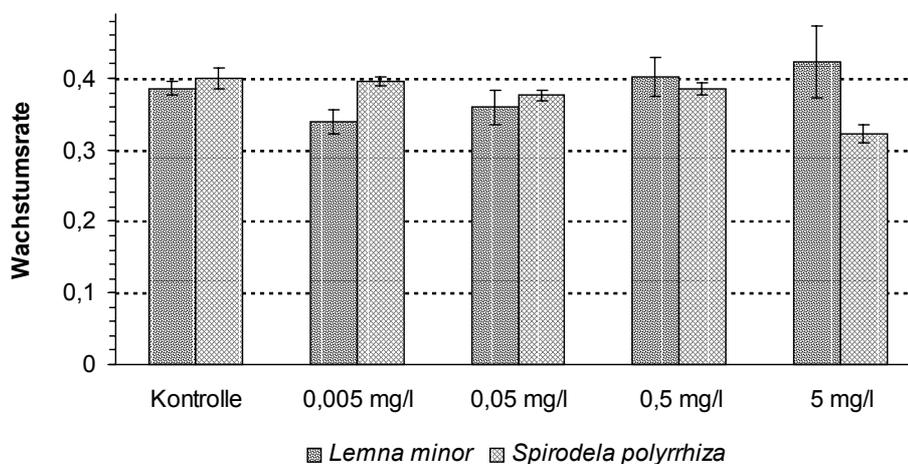


Abb. 4: Wirkung von Dicamba auf *Lemna minor* und *Spirodela polyrrhiza* anhand der über die Frondfläche berechneten Wachstumsrate.

Diskussion und Ausblick

Die Untersuchungen zeigen, dass Makrophyten hervorragend geeignet sind, das phytotoxische Potenzial von Pflanzenschutzmitteln im Biotest zu erfassen. Dabei variiert die beobachtete Wirkung je nach systematischer Stellung und Lebensform der Makrophyten-Art und den untersuchten Wirkungskriterien.

Es konnte zweifelsfrei gezeigt werden, wie wichtig ein pflanzlicher Testfächer ist, um eine differenzierte Risikobewertung phytotoxischer Substanzen unter Berücksichtigung ihrer unterschiedlichen Wirkungsstrategien im Stoffwechsel der einzelnen Pflanzenarten zu ermöglichen. So wird beispielsweise die phytotoxische Wirkung von Propiquizafop unterschätzt, wenn allein die Effekte der monokotylen Makrophyten betrachtet und die der Dikotylen nicht in die Bewertung mit aufgenommen werden würden. Das gleiche gilt für die Wirkungskriterien: Allein die Messung der Wirkung von Propiquizafop anhand des Chlorophyllgehaltes von *S. polyrrhiza* führt zu einer völlig anderen phytotoxischen Bewertung als die Untersuchung der Wachstumshemmung. Eine einseitige Betrachtung der Testergebnisse hätte somit eine deutlich voneinander abweichende Risikoabschätzung zur Folge.

Neben der Auswahl geeigneter Pflanzen ist auch die Art der Testdurchführung von großer Bedeutung, da beispielsweise die Dauer der Exposition, die Zusammensetzung der Nährlösung oder die CO₂-Versorgung die Physiologie und somit die Sensitivität der Pflanzen beeinflussen. Aus diesem Grund ist eine Standardisierung neuer Testverfahren für den Routineeinsatz unerlässlich. Einerseits ist die Reproduzierbarkeit der Testergebnisse wichtig, andererseits sind auch die Sensitivität während der Exposition und der methodische Aufwand wichtige Entscheidungskriterien für neue Testverfahren im Zulassungsverfahren von Pflanzenschutzmitteln oder Chemikalien.

Für biologische Testverfahren mit Makrophyten stellt die Ermittlung von Wachstumsraten ein besonders sensibles Wirkungskriterium dar (Tab. 1). Da sich das Wachstum mit Methoden der digitalen Bildanalyse zudem schnell, reproduzierbar und zerstörungsfrei bei verschiedenen Pflanzen und Expositionsmethoden unabhängig von der Wuchsform der Testpflanzen bestimmen lässt, ist es für den Routineeinsatz geradezu prädestiniert und stellt eine wichtige und sinnvolle Ergänzung zu bewährten Parametern wie Pigmentgehalt oder Enzymaktivität dar.

Tab. 1: Eignung der Wirkungskriterien der untersuchten Makrophyten-Arten für eine biologische Wirkungsuntersuchung von Herbiziden.

	Wachstumsrate	Chlorophyll-Gehalt	Peroxidase-Aktivität
<i>L. minor</i>	++	0	0
<i>L. trisulca</i>	++	+	+
<i>S. polyrrhiza</i>	++	+	0
<i>M. spicatum</i>	++	+	0
<i>C. demersum</i>	+	+	0

++ sehr gut

+ gut

0 bedingt

Die Fortführung dieses Projektes beschäftigt sich weiter mit der Inkulturnahme und Testentwicklung weiterer Makrophyten-Arten. Die Testentwicklung steht dabei unter der besonderen Vorgabe einer praxistauglichen Anwendung und berücksichtigt u. a. die Handhabbarkeit des Testdesigns, die Durchführung von Langzeitexpositionen, eine ausreichende Sensitivität der Pflanzen und eine gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse. Neben den Einzelsubstanz- und Monospezies-Untersuchungen werden die Erkenntnisse in die Entwicklung von Multispezies-Tests bzw. Mikrokosmen einfließen.

Literatur

- FAIRCHILD, J. F., RUESSLER, D. S. & CARLSON, A. R. (1998): Comparative sensitivity of five species of macrophytes and six species of algae to atrazine, metribuzin, alachlor, and metolachlor. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(9): 1830-1834.
- LEWIS, M. A. (1995): Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review. *Environ. Poll.* 87: 319-336.
- LICHTENTHALER, H. K. & WELLBURN, A. R. (1989): Determinations of total carotenoids and chlorophylls a and b of leaf extracts in different solvents. *Biochem. Soc. Transact.* 11: 591-592.
- PÜTTER, J. (1975): Peroxidases. In: BERMEYER, H. U. (ed.): *Methods of enzymatic analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, 685-670.

Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen I: Abbau- und Adsorptionsverhalten im Belebungsbecken

Birgit Schwarze-Scharfenberg, Ellen Filipov, Sabine Kunst

Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH)
Welfengarten 1, 30167 Hannover, schwarze-scharfenberg@isah.uni-hannover.de

Keywords: Estrogene, endokrin wirksame Substanzen, belebter Schlamm

1. Einleitung

Das Vorkommen von Estrogenen in der Umwelt kann v. a. bei aquatischen Organismen Störungen des Hormonsystems verursachen. Zu den Estrogenen zählen die natürlichen Substanzen 17 β -Estradiol, Estron und Estriol sowie die synthetisch hergestellten Stoffe, wie das 17 α -Ethinylestradiol.

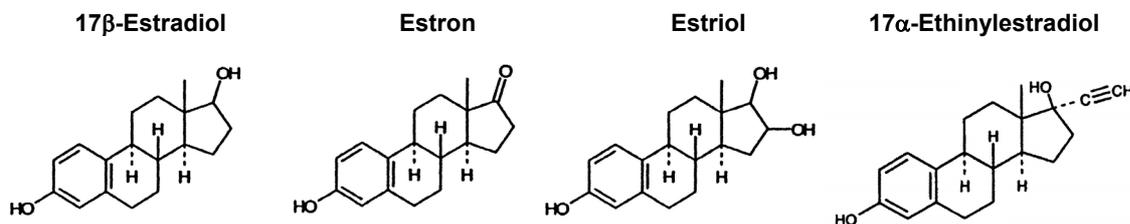


Abb. 1: Natürliche und synthetische Estrogene

Estrogene gelangen durch Ausscheidungen von Mensch und Tier in die Umwelt. Die tägliche Sekretionsrate der natürlichen Estrogene beträgt je nach Zyklusphase 25 bis 100 μg . Schwangere Frauen können sogar bis zu 30 mg Estrogene pro Tag ausscheiden. Im Klimakterium liegt die Sekretionsrate zwischen 5 und 22 $\mu\text{g}/\text{d}$. Männer sekretieren bis zu 22 $\mu\text{g}/\text{d}$ (TURAN, 1995). Neben der Synthese im Organismus werden dem Menschen zusätzlich natürliche Estrogene als Pharmaka, u. a. bei Beschwerden im Klimakterium, zugeführt. In Deutschland sind dies etwa 1000 Millionen verordnete Tagesdosen. Dazu kommen ca. 300 Millionen verordnete Tagesdosen Kontrazeptiva, die 20 bis 30 μg 17 α -Ethinylestradiol pro Tablette enthalten (SCHWABE, 1994). Mit dem Abwasser gelangen die Estrogene in die Kläranlagen. Zwar werden die natürlichen wie auch die synthetischen Estrogene vorwiegend in ihrer hormonell unwirksamen Form als konjugierte Metabolite (Glucuronide, Sulfatester) ausgeschieden, können jedoch von der Kläranlagenbiozönose durch enzymatische Spaltung (Deconjugation) leicht wieder freigesetzt werden (KALBFUS, 1995). Die Abwasserreinigung ist somit von entscheidender Bedeutung für die Einbringung von endokrin wirksamen Substanzen in die Umwelt (KUNST, 2002). PURDOM ET AL. (1994) und STUMPF ET AL. (1996) sehen die Kläranlagen als Haupteintragsquelle in die Gewässer.

KLOAS (2001) beschreibt Oberflächengewässer als Stoffsenke, woraus sich insbesondere eine potentielle Gefahr für aquatische Lebewesen ergibt. Aus den bisher vorliegenden ökotoxikologischen Untersuchungen geht hervor, dass Fische sehr empfindlich auf exogene Estrogene reagieren. Bei einer Konzentration von 1 bis 10 ng/l des natürlichen Estrogens 17 β -Estradiol (ROUTLEDGE ET AL., 1998) und bei einer Konzentration von 0,1 bis 0,5 ng/l 17 α -Ethinylestradiol (PURDOM ET AL., 1994) wurde eine deutliche Induktion der Vitellogeninsynthese bei der männlichen Regenbogenforelle beobachtet. Auch bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen ist ein Eintrag in die Umwelt möglich (WELTIN ET AL., 2000).

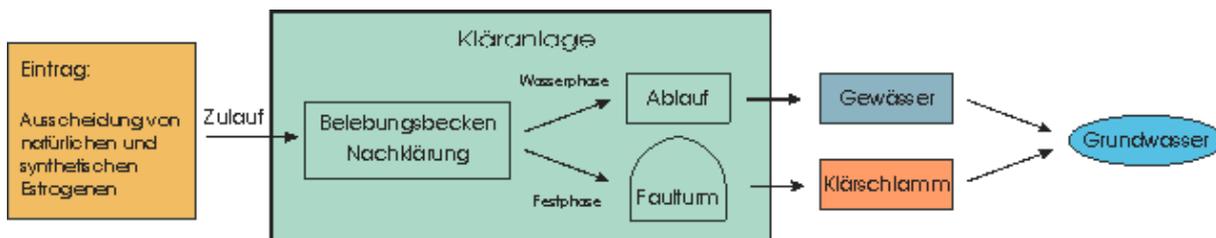


Abb. 2: Eintragspfad (schematisch)

Aufgrund des steten Eintrages von natürlich ausgeschiedenen Estrogenen und Kontrazeptiva in das Abwasser ergeben sich die in der folgenden Tabelle aufgeführten Estrogenkonzentrationen:

Estrogene	KA-Zulauf	KA-Ablauf	Klärschlamm	Gewässer	Grundwasser
17 β -Estradiol	80 ²	9 ²	8 ¹	1,85 ¹	0,05 ³
Estron	326 ²	18,7 ²	11 ¹	2,25 ¹	0,05 ³
Estriol	50 ³	5,2 ¹	2 ¹	4,3 ¹	0,5 ³
17 α -Ethinylestradiol	62,7 ²	10,9 ²	29 ²	2,25 ¹	0,05 ³

¹ WENZEL ET AL., 1998; ² HEGEMANN ET AL., 2000; ³ ADLER ET AL., 2001; KA = Kläranlage

Tab. 1: Gemessene Estrogenkonzentrationen, Mittelwerte in ng/l bzw. μ g/kg TS bei Klärschlamm

2. Zielsetzung

Um der ubiquitären Verbreitung der Estrogene (17 β -Estradiol, Estron, Estriol und 17 α -Ethinylestradiol) entgegen wirken zu können, ist es zunächst erforderlich, das Abbau- und Adsorptionsverhalten dieser Substanzen während des aeroben Klärprozesses zu untersuchen. Um Rückschlüsse zum Austragsverhalten der Estrogene ziehen zu können, d. h. ob sie mit der flüssigen Phase durch den Kläranlagen-Ablauf z. B. in Oberflächengewässer oder gebunden an die feste Phase durch den Klärschlamm in die Umwelt gelangen, ist es von Bedeutung, diese im Hinblick auf ihre Verteilung auf die Wasser- und Festphase zu bilanzieren.

3. Material und Methoden

Es wurden Batch-Versuche unter realitätsnahen Bedingungen mit belebten Schlämmen durchgeführt, denen eine bestimmte Menge an Estrogenen (1,0 mg/l bzw. 2,5 mg/l) zugegeben wurde. Untersucht wurden die natürlichen Estrogene 17 β -Estradiol, Estron und Estriol und das synthetische Estrogen 17 α -Ethinylestradiol. Im Versuch betrug der Sauerstoffgehalt der belebten Schlämme betrug 0,1 mgO₂/l bzw. 4 mgO₂/l. Die Probenahme erfolgte in bestimmten

Zeitabständen. Die Proben wurden zentrifugiert, die Aufarbeitung des Feststoffs erfolgte durch Soxhlet-Extraktion nach der Vorschrift von WENZEL ET AL. (1998), die Aufarbeitung der Wasserphase mittels Anreicherung durch Festphasenextraktion nach der Versuchsvorschrift von TERNES ET AL. (1999b). Die aufgearbeiteten Proben wurden im GC-MS gemessen.

4. Ergebnisse und Diskussion

Bei den Untersuchungen zum Abbauverhalten hat sich gezeigt, dass die natürlichen Estrogene **17 β -Estradiol, Estron und Estriol** abbaubar sind (99%ige Elimination innerhalb von 24 Stunden, s. Abb. 3). Die Abnahme ist bei einer höheren Sauerstoffkonzentration deutlich erhöht. 17 β -Estradiol wird aerob sehr schnell zu Estron oxidiert, welches dann selber langsamer und ohne nachweisbare Zwischenprodukte abgebaut wird. Dementsprechend findet man in Kläranlagen-Abläufen meist Estron in höheren Konzentrationen als 17 β -Estradiol (vgl. Tab. 1). Durch den aeroben Abbau von 17 β -Estradiol zu Estron verringert sich die estrogene Aktivität um den Faktor 100 (WEGENER ET AL., 1999). Es ist jedoch nicht ausgeschlossen, dass Estron nach dem Verlassen der Kläranlage wieder zu der aktiven Form 17 β -Estradiol reduziert werden kann. Bei einem Sauerstoffgehalt von 0,1 mgO₂/l werden die natürlichen Estrogene zwar langsamer aber ebenfalls vollständig eliminiert. Man könnte also mit einem zusätzlichen Abbau dieser Substanzen im Denitrifikationsbecken der Kläranlage rechnen. Das synthetische **17 α -Ethinylestradiol** zeigt eine schlechtere Elimination in den Abbauversuchen (99% innerhalb von 10 Tagen, s. Abb. 3). Dies bestätigt die in der Literatur beschriebene höhere Persistenz von 17 α -Ethinylestradiol gegenüber den natürlichen Estrogenen (TERNES ET AL., 1999A). Aufgrund der Einführung der 17 α -Ethinylgruppe kann der Abbau in Kläranlagen erschwert sein (SCHWEINFURTH ET AL., 1998).

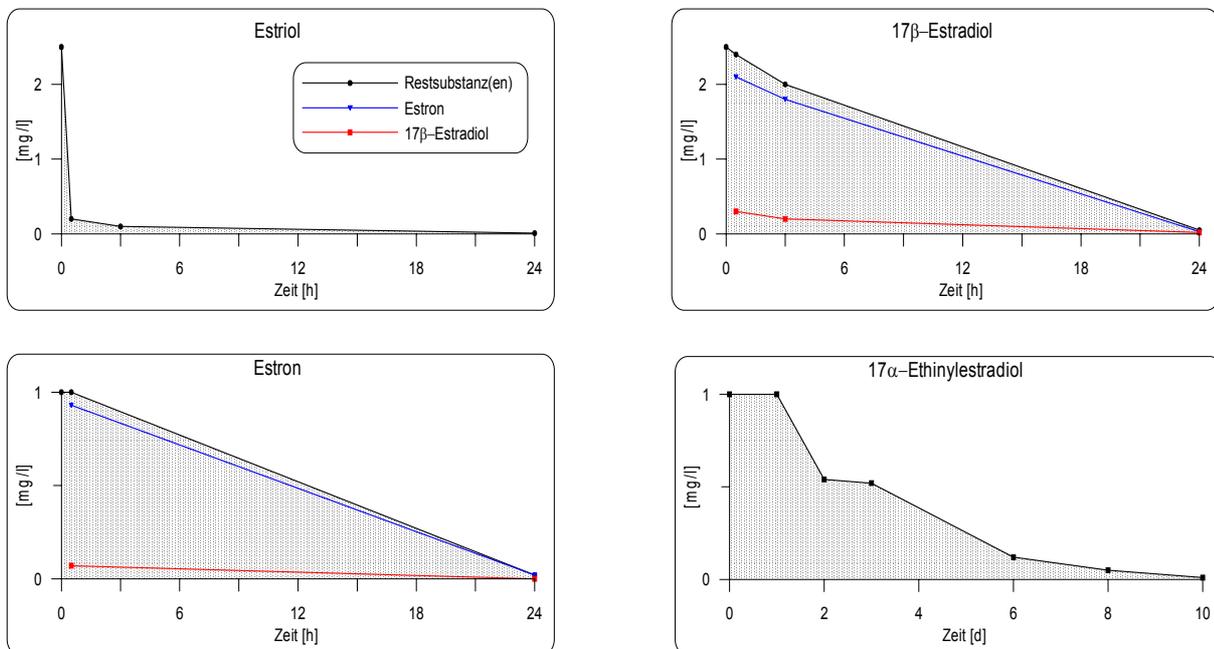


Abb. 3: Abbauverhalten der Estrogene in einem belebten Schlamm (3 g TS; 4,0 mgO₂/l)

Der Abbau von Stoffen erfolgt durch die Biomasse (belebter Schlamm). Im ersten Schritt werden die Substanzen adsorptiv an die Flockenoberfläche gebunden, bis alle Kontaktflächen der Flocke belegt sind. Ist ein Stoff biologisch abbaubar, erfolgt die Resorption und Assimilation/Dissimilation.

Die Flockenoberfläche ist wieder frei und kann weitere Stoffe adsorptiv binden (KUNST, 1994). Ist ein Stoff nicht abbaubar, bzw. die Verweilzeit des Stoffes im Belebungsbecken ist zu kurz für einen Abbau, kann er aufgrund der Sorption an die Belebtschlammflocke mit dieser aus dem Abwasser eliminiert werden. Die Präsenz des Stoffes ist somit in die feste Phase und damit in den Klärschlamm verlagert (KREUZINGER, 1998). Bezüglich der untersuchten Estrogene wurde für 17 β -Estradiol, Estron und 17 α -Ethinylestradiol eine Sorption an die Schlammphase festgestellt. Dabei erhöht sich die Sorptionsneigung der Estrogene mit zunehmender Lipophilie der Substanzen.

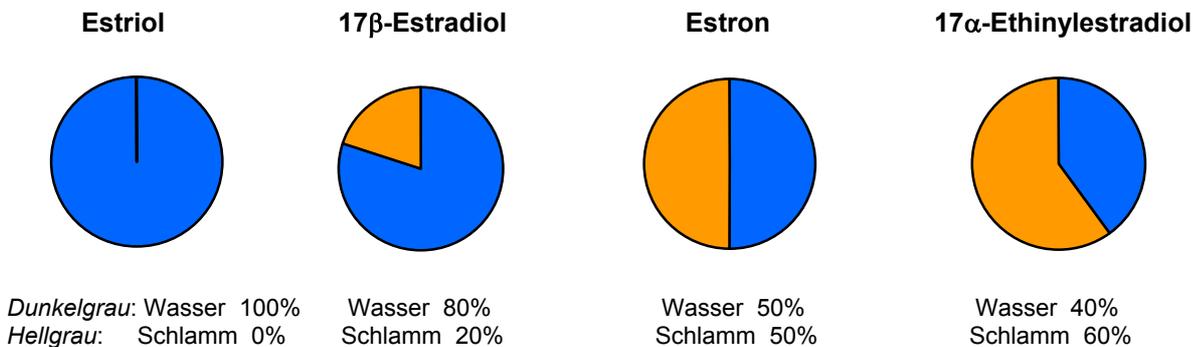
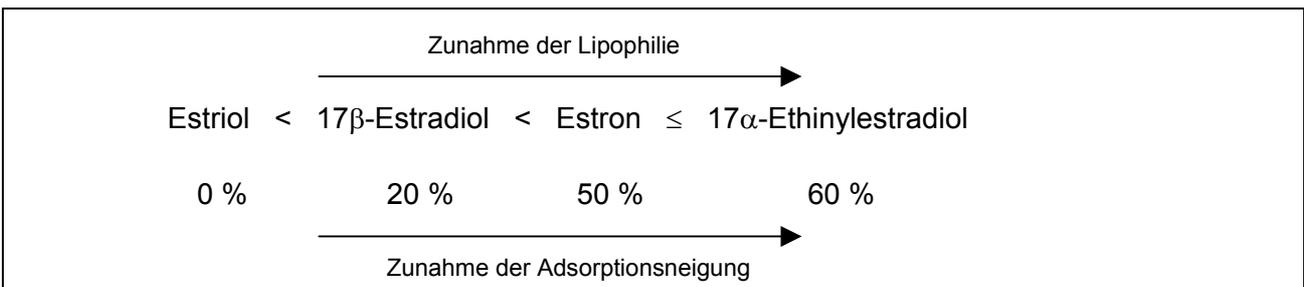


Abb. 4: Adsorptionsverhalten der Estrogene in einem belebten Schlamm (3 g TS) nach 3h



Aufgrund der höheren Persistenz des synthetischen 17 α -Ethinylestradiol, gegenüber den natürlichen Estrogenen, und der Gefahr durch die geringe Wirkkonzentration wurden weiterführende Untersuchungen mit 17 α -Ethinylestradiol durchgeführt. Es wurde der Einfluss der Dotierungskonzentration auf das Adsorptionsverhalten von 17 α -Ethinylestradiol an den belebten Schlamm bestimmt. Es zeigte sich, dass der prozentuale Anteil in der festen Phase größer wurde, je geringer die 17 α -Ethinylestradiol-Konzentration im belebten Schlamm war.

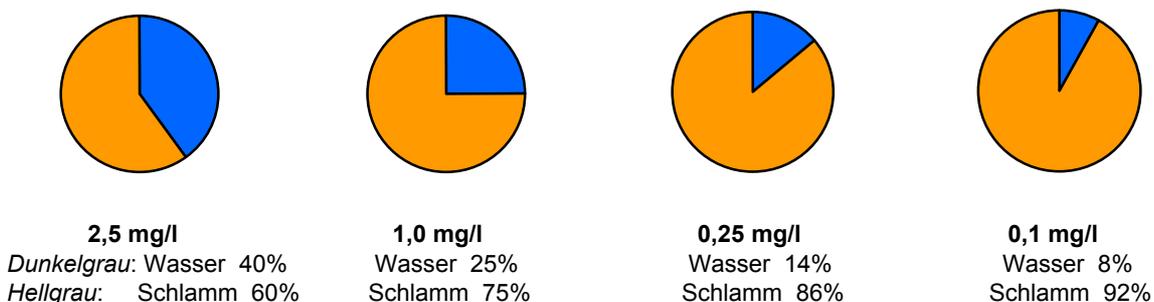


Abb. 5: Adsorptionsverhalten von 17 α -Ethinylestradiol in einem belebten Schlamm (3 g TS) bei verschiedenen Dotierungskonzentrationen

Diese Tendenz kann auf die zur Verfügung stehenden Adsorptionsplätze der Belebtschlammflocke zurückgeführt werden, denn je geringer die Konzentration von 17α -Ethinylestradiol ist, um so größer kann der prozentuale, an die Flocke gebundene Anteil sein. Das bedeutet weiterhin, dass bei einer höheren Biomassenkonzentration mehr Adsorptionsplätze vorhanden sind und dementsprechend mehr 17α -Ethinylestradiol sorbiert werden kann.

Insgesamt ist festzustellen, dass unter optimalen aeroben Versuchsbedingungen **17β -Estradiol, Estron und Estriol** (innerhalb von einem Tag) und selbst das synthetische **17α -Ethinylestradiol** (innerhalb von 10 Tagen) eliminiert wurden.

Allerdings können bei einer unvollständigen Elimination der Estrogene im „normalen“ Kläranlagenprozess (aufgrund von einem geringeren Sauerstoffgehalt und einer geringeren Verweilzeit) ca. 20% des im Belebungsbecken vorhandenen 17β -Estradiols, 50% des Estrons und über 60% des 17α -Ethinylestradiols mit dem Überschussschlamm in den Klärschlamm gelangen. Dementsprechend können 100% des Estriols, 80% des 17β -Estradiols, 50% des Estrons und 40% des 17α -Ethinylestradiols mit der Wasserphase über den Kläranlagenablauf in die Gewässer ausgetragen werden.

Da die Eintragsmenge an Estrogenen in die Kläranlagen kaum zu reduzieren ist, ist eine Gefahrenminimierung nur durch eine Optimierung aerober Abbauschritte im Klärprozess möglich. Ein langes Schlammalter und eine ausreichend lange Verweilzeit der Estrogene im Belebungsbecken sind Voraussetzungen für die Anreicherung der meist langsam wachsenden speziellen Bakterienarten in der Belebtschlamm-Biozönose, die die „biologisch schwer abbaubaren Stoffe“ eliminieren können (KUNST, 1994). Weiterhin ist eine gute Sauerstoffversorgung notwendig, wenn Verbindungen mit aromatischen Ringstrukturen abgebaut werden sollen (sauerstoffabhängige Mono- und Dioxygenasen).

5. Literatur

ADLER, P., STEGER-HARTMANN, T., KALBFUS, W. (2001):

Vorkommen natürlicher und synthetischer östrogenen Steroide in Wässern des süd- und Mitteldeutschen Raumes. Acta hydrochim. hydrobiol. 29, 4.

HEGEMANN, W., BUSCH, K. (2000): Untersuchungen zum Abbau endokrin wirksamer Substanzen in Kläranlagen. Schriftenreihe „Wasserforschung“: Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen 6.

KALBFUS, W. (1998):

Exposition und Wirkung endokriner Substanzen im aquatische System. In: KROISS, H. (Hrsg.): Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt. Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Bd.153.

KLOAS, W. (2001):

Wirkungen von endokrin wirksamen Stoffen auf Fische und Amphibien. Wasser & Boden, 53/1+2.

KREUZINGER, N. (1998):

Zum Verhalten ausgewählter hormonell wirksamer Chemikalien in der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung. In: KROISS, H. (Hrsg.): Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt. Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, Bd.153.

K., KUNST, S. (1994):

Biologie der Abwasserreinigung, Stuttgart.

K., KUNST, S. (2002):

Endokrin wirksame Substanzen in Kläranlagen - Vorkommen, Verbleib und Wirkung – ATV-DEVK-AG IG-5.4

PURDOM, C.E., HARDIMAN, P.A., BYE, V.J., ENO, N.C., TYLER, C.R., SUMPTER, J.P. (1994):

Estrogenic Effects of Effluents from Sewage Treatment Works. Chemistry and Ecology 8.

- ROUTLEDGE, E.J., SHEAHAN, D., DESBROW, C., BRIGHTY, G.C., WALDOCK, M., SADOWY, M., 1998:
Industrielle Statistik mit Qualitätskontrolle, Würzburg.
- SCHWABE, U., PAFFRATH, D. (1994):
Arzneiverordnungsreport '94: aktuelle Daten, Kosten, Trends und Kommentare. Stuttgart.
- SCHWEINFURTH, H., LÄNGE, R. (1998):
Umweltverhalten und aquatische Toxizität von Ethinylöstradiol. In: ÖSTERR. GES. F. TOX. (Hrsg.): 8. Seminar für Toxikologie, Graz.
- STUMPF, M., TERNES, T.A., HABERER, K., BAUMANN, W. (1996):
Nachweis von natürlichen und synthetischen Östrogenen in Kläranlagen und Fließgewässern. Vom Wasser 87.
- TERNES, T.A., STUMPF, M., MÜLLER, J., HABERER, K., WILKEN, R.-D., SERVOS, M. (1999A):
Behaviour and Occurance of Estrogens in Municipal Sewage Treatment Plants - I. Investigations in Germany, Canada and Brasil. The Science of the Total Environment 225.
- TERNES, T.A., KRECKEL, P., MÜLLER, J. (1999B):
Behaviour and Occurance of Estrogens in Municipal Sewage Treatment Plants - II. Aerobic Batch Experiments with Activated Sludge. The Science of the Total Environment 225.
- TERNES, T.A. (1998):
Arzneimittelrückstände in Gewässern und Kläranlagen. In: Fachtagung „Arzneimittel in Gewässern - Risiko für Mensch, Tier und Umwelt?“. Landesmuseum Wiesbaden.
- TURAN, A. (1995):
Exkretion natürlicher und synthetischer Östrogene und ihrer Metabolite: Vorkommen und Verhalten im Wasser. In: Fachgespräch Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung. Texte 65/95. Umweltbundesamt Berlin.
- WEGENER, G., PERSIN, J., KARRENBROCK, F., RÖRDEN, O., HÜBNER, I. (1999):
Vorkommen und Verhalten von natürlichen und synthetischen Östrogenen und deren Konjugate in der aquatischen Umwelt. Vom Wasser, 92.
- WELTIN, D., TENNHARDT, L., BILITEWSKI, B. (2000):
Gefährdungspotential von Klärschlamm durch endokrin wirksame Substanzen. Tagung: Alternative Klärschlammverwertung und Auswirkungen der EU-Klärschlammverordnung. Leipzig, 19.10.2000.
- WENZEL, A., KÜCHLER, T., HENSCHER, K.-P., SCHNAAK, W., DIEDRICH, M., MÜLLER, J. (1998):
Konzentrationen östrogen wirkender Substanzen in Umweltmedien. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltchemikalien / Schadstoffwirkungen, Forschungsbericht 216 02 011/11; Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie (IUCT) Schmallenberg und Abt. Biochemische Ökotoxikologie (EBÖ), Bergholz-Rehbrücke.

Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen II: Abbau- und Adsorptionsverhalten beim Faulprozess

Meike Pakert, Ellen Filipov, Sabine Kunst

Universität Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH), 30167 Hannover
pakert@isah.uni-hannover.de

Keywords: endokrin wirksame Substanzen, Estrogene, 17 α -Ethinylestradiol, Faulprozess

1 Einleitung

Bei der Diskussion um die Auswirkung der in Umweltmedien vorkommenden endokrin wirksamen Substanzen spielen vor allem Estrogene eine wichtige Rolle. Nachdem v. a. bei aquatischen Tieren eine Störung der Fortpflanzungsfähigkeit und Geschlechtsdifferenzierung durch erhöhte Estrogenkonzentrationen im Wasser nachgewiesen werden konnte (Purdom et al. 1994, Carey et al. 1995, Gülden et al. 1997, Kime 1998, Kloas 2001), können Beeinträchtigungen des menschlichen Organismus - besonders vor dem Hintergrund der abnehmenden Spermienqualität (Sharpe et al. 1993) und zunehmenden Krebserkrankungen (v. a. Hoden- und Brustkrebs) - ebenfalls nicht ausgeschlossen werden (Saal et al. 1997, Sharpe et al. 1995). Obwohl Estrogene nur im ng/l- bzw. $\mu\text{g}/\text{kg}$ -Bereich vorkommen, werden im Hinblick auf einen hormonellen Effekt Wirkkonzentrationen erreicht.

Kläranlagen stellen den Haupteintragspfad für Estrogene in Gewässer dar. Diese stammen aus den natürlichen Ausscheidungen des Menschen, während Estrogene aus tierischen Ausscheidungen v. a. in terrestrische Systeme gelangen. Nach unvollständigem Abbau in der biologischen Klärstufe führt der Austrag der Estrogene über die Wasserphase (gereinigtes Abwasser) zum direkten Eintrag ins Gewässer. Durch Sorptionsprozesse im Klärprozess wird bedingt durch die Lipophilie der Steroide ein wesentlicher Anteil der Estrogene an die Schlammflocke gebunden (Tabelle 1 zeigt die im Klärschlamm gemessenen Estrogenkonzentrationen).

Tabelle 1 Gemessene Estrogenkonzentrationen im Klärschlamm (Mittelwerte)

Estrogen	Klärschlamm
17 β -Estradiol	8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS ¹
Estron	11 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS ¹
Estriol	2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS ¹
17 α -Ethinylestradiol	29 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS ²

¹ Wenzel et al. (1998)

² Hegemann et al. (2000)

Mit dem Klärschlamm werden die Estrogene somit als zweitem Pfad ausgetragen, wobei die Verwertungsform (Landwirtschaft, Deponie, Straßenbau) über den weiteren Verbleib entscheidet. Es kann zum indirekten Eintrag in Gewässer kommen. Eine besondere Bedeutung kommt der Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Felder zu, da hierbei der Oberflächenabfluss, sog. "run-off" (v. a. bei Starkregenereignissen, Weltin et al. 2001), aber auch die Auswaschung und vertikale Verfrachtung direkt zum Übergang der Estrogene ins Grundwasser und ggf. ins Oberflächengewässer führen kann. In Deutschland wird etwa ein Drittel des Klärschlammaufkommens der landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt (Statistisches Bundesamt), in Norddeutschland beträgt der Anteil sogar rund 50 %.

2 Estrogene

Bei den Estrogenen aus menschlichen Ausscheidungen handelt es sich neben dem endogenen, hochwirksamen 17β -Estradiol und dessen oxidativ gebildeten Metaboliten Estron und Estriol auch um natürliche und v. a. synthetische Estrogene aus Humanpharmaka (siehe Bild 1). Diese werden nach ihrer Anwendung teilweise metabolisiert und anschließend vom Körper wieder ausgeschieden. Ein Problem stellen insbesondere die synthetischen Estrogene dar, deren Eignung für die orale Applikation durch die Einführung stabilisierender Gruppen erreicht wird. Dies bringt nicht nur die erwünschte Stabilität bei der Leberpassage, sondern führt ebenfalls zum erschwerten Abbau in der Umwelt. Von Bedeutung ist v. a. das 17α -Ethinylestradiol (zu 90 % aus oralen Kontrazeptiva), das sich vom 17β -Estradiol durch Einführung einer Ethinyl-Gruppe in 17α -Stellung des Steroidgerüsts unterscheidet. Die Ausscheidungsrate beträgt bei diesem synthetischen Estrogen 60 bis 90 % (van Der Heide et al. 1984, Abdel-Aziz et al. 1969, Cargill et al. 1969).

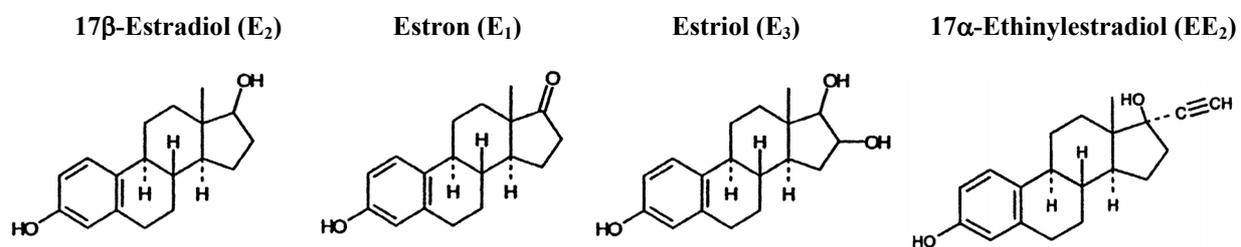


Bild 1 Natürliche und synthetische Estrogene

Zwar werden die natürlichen wie auch die synthetischen Estrogene vorwiegend in ihrer hormonell nicht so wirksamen Form als konjugierte Metabolite (Glucuronide, Sulfatester) ausgeschieden, können jedoch von der Kläranlagenbiozönose durch enzymatische Spaltung (Dekonjugation) leicht wieder freigesetzt werden (Kalbfus 1995).

3 Material und Methoden

Das Ausmaß des Estrogenaustrages über das gereinigte Abwasser bzw. über den Klärschlamm wird durch die Abbaubarkeit und die Adsorptionsneigung des jeweiligen Estrogens an den Feststoff bestimmt. Während das Verhalten der Estrogene unter aeroben Bedingungen (Belebungsstufe) bereits mehrfach untersucht wurde (Ternes 1999a, Filipov et al. 2002), bleibt das Verhalten der Estrogene unter anaeroben Bedingungen (Faulprozess) weitgehend unerforscht (Bilitewski et al. 2002).

Zur Klärung der Abbau- und Sorptionsprozesse bei der anaeroben Schlammbehandlung (Faulprozess) wurden in dieser Arbeit Batchversuche mit Faulschlamm unter möglichst realitätsnahen Bedingungen durchgeführt. Bei den analysierten Estrogenen handelt es sich um das natürliche 17β -Estradiol, Estron und Estriol und das synthetische 17α -Ethinylestradiol, die in Konzentrationen von jeweils 2,5 mg/l dotiert wurden. Die in den Batchversuchen verwendeten Faulschlämme stammen aus den kommunalen Kläranlagen Herrenhausen (Hannover) und Steinhof (Braunschweig). Die Aufarbeitung des Feststoffs erfolgte durch Soxhlet-Extraktion nach der Vorschrift von Wentzel et al. (1998), die Aufarbeitung der Wasserphase mittels Anreicherung durch Festphasenextraktion (engl.: *solid phase extraction*) nach der Versuchsvorschrift von Ternes et al. (1999b). Die aufgearbeiteten Proben wurden im GC-MS gemessen.

4 Ergebnis

4.1 Abbauverhalten

Wie in Bild 2 zu sehen ist, findet unter anaeroben Bedingungen weder bei den natürlichen noch beim synthetischen Estrogen eine Eliminierung statt. Bei der Zugabe von 17β -Estradiol kam es stets zur Estronbildung bzw. umgekehrt bei der Zugabe von Estron kurzzeitig zur 17β -Estradiolbildung. Unabhängig vom dotierten Estrogen wird 17β -Estradiol im Versuchsverlauf fast vollständig zu Estron abgebaut.

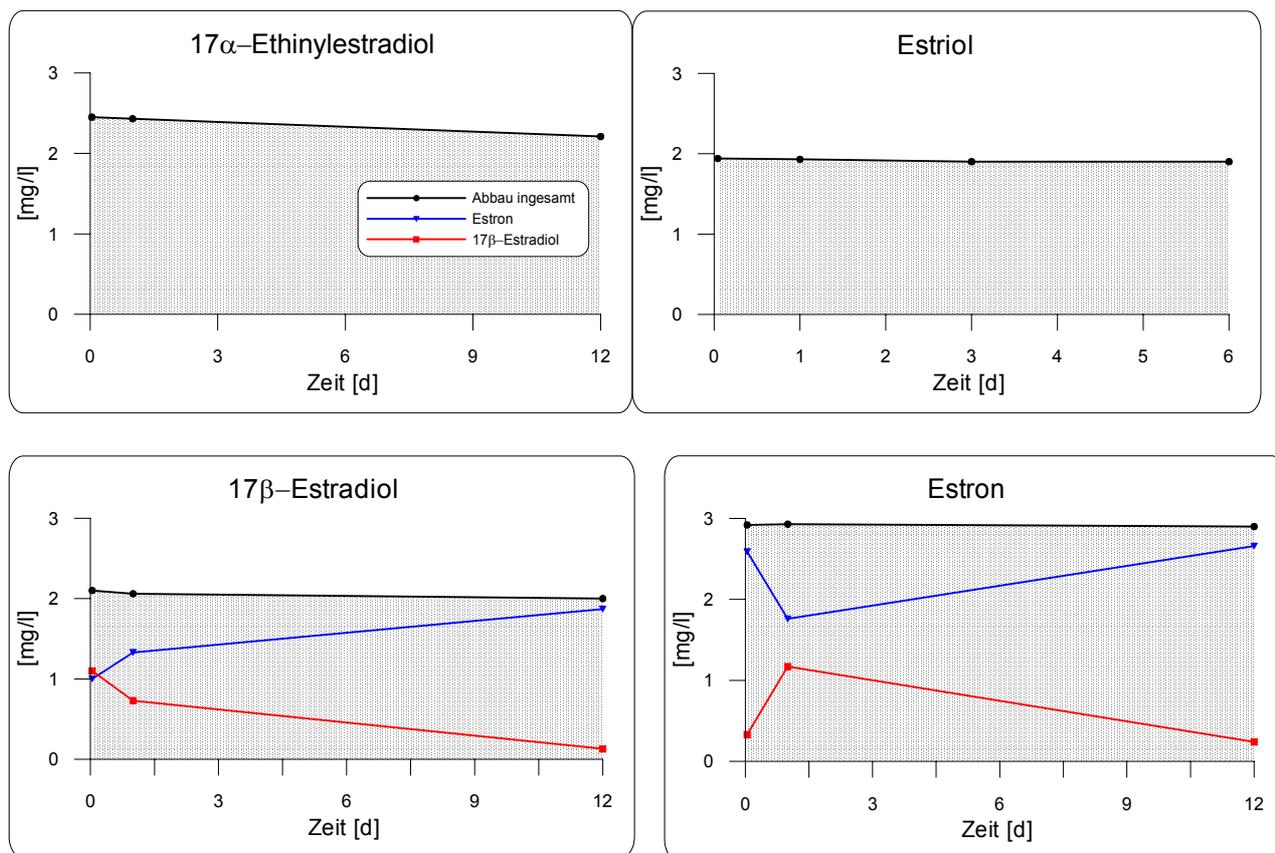


Bild 2 Abbauverhalten von Estrogenen im anaeroben Batchversuch über 6 bzw. 12 Tage

4.2 Adsorptionsverhalten

Bild 3 zeigt die Aufteilung der Estrogene auf die flüssige und feste Phase des Faulschlamm. Daraus lässt sich ersehen, dass alle untersuchten Estrogene in hohem Maße an die Festphase adsorbieren, wobei die Adsorptionsneigung vom Estriol über 17 β -Estradiol und Estron bis zum 17 α -Ethinylestradiol zunimmt.

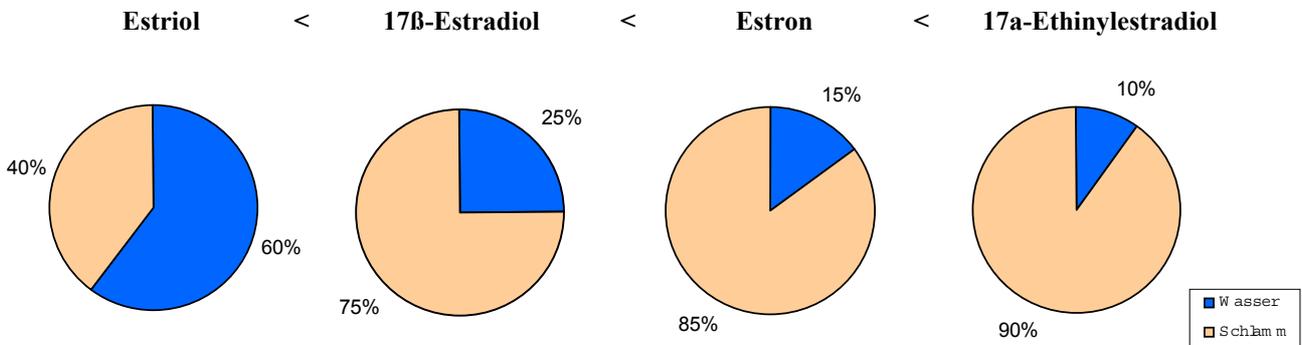


Bild 3 Adsorptionsverhalten von Estrogenen im Batchversuch (TS-Gehalt > 20 g/l)

Die Adsorptionsneigung der Estrogene ist von der Lipophilie abhängig: je lipophiler eine Substanz, desto größer ist der an den Feststoff adsorbierte Anteil (siehe Bild 4).

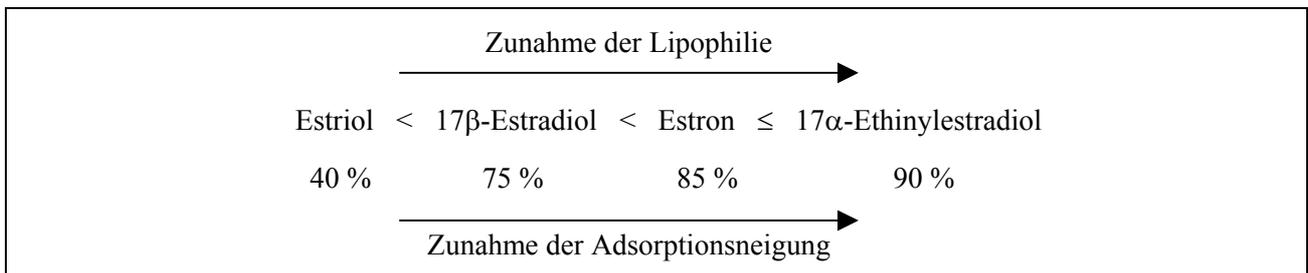


Bild 4 Adsorptionsneigung der Estrogene an den Feststoff

5 Diskussion

Aufgrund der erzielten Ergebnisse ist davon auszugehen, dass Estrogene ein Gefahrenpotential aus dem Klärschlamm darstellen können. Die mangelnde Eliminierung in der Faulstufe führt zum direkten Übergang der an den Feststoff adsorbierten Estrogen-Fracht aus der Vorklärung (über den Primärschlamm) und aus der Belebungsstufe (über den Überschussschlamm) in den Klärschlamm. Dabei spielt v. a. der Eintrag von Estrogenen über den Primärschlamm eine Rolle, da eine Eliminierung erst in der Belebungsstufe zu erwarten ist. Durch die hohe Sorptionsneigung an den Feststoff ist v. a. beim Estron und 17 α -Ethinylestradiol mit einem großen Vorkommen im Klärschlamm zu rechnen, was durch bisher durchgeführte Messungen jedoch nur in wenigen Fällen bestätigt werden konnte. Zwar ergaben einzelne Messungen Maximalwerte von 255 μ g 17 α -Ethinylestradiol (Weltin et al. 1999) bzw. 330 μ g Estron pro kg TS (Wenzel et al. 1998), die Mittelwerte liegen jedoch bei beiden Autoren für alle Estrogene im unteren μ g-Bereich (siehe auch Tabelle 1).

Die besondere Gefahr der Estrogene als endokrin wirksame Substanzen besteht in ihrer geringen Wirkkonzentration in Verbindung mit ihrer Lipophilie. So führt 17 α -Ethinylestradiol bereits in Konzentrationen von 0,1 bis 0,5 ng/l bei männlichen Regenbogenforellen zur Stimulierung der Vitellogeninsynthese (Purdom et al. 1994). Nach dem "Leitfaden der Europäischen Kommission zur Umweltbewertung von Chemikalien" (ATV 2001) ist bei Stoffen mit einem n-Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten (Log K_{OW}) > 3 mit einer Bioakkumulation im Organismus zu rechnen (17 α -Ethinylestradiol = 4,15, 17 β -Estradiol = 3,94, Estron = 3,43). Für 17 α -Ethinylestradiol konnten dies Larsson et al. (1999) bestätigen: sie hielten juvenile Regenbogenforellen in Käfigen in einem Fluss stromabwärts eines Kläranlagenablaufes (Abwasseranteil ca. 45 %) für zwei bzw. vier Wochen und fanden anschließend 17 α -Ethinylestradiol in der Galle in Konzentrationen von 0,3 bzw. 1,2 μ g/g Galle.

6 Ausblick

Da die Eintragsmenge an Estrogenen in Kläranlagen kaum reduzierbar ist, ist eine Gefahrenminimierung bei der Ausbringung von Klärschlamm nur durch weitestgehende Eliminierung der Estrogene während des Klärprozesses möglich. Die hier durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, dass unter anaeroben Bedingungen keine Eliminierung stattfindet (anaerobe Schlammbehandlung) und daher ein Abbau der Estrogene bei der Vorreinigung (Fettfang, Vorklärung) und in der aeroben Klärstufe (Belebungsverfahren) vordringlich ist. Durch Optimierung der Bedingungen im Belebungsbecken kann die Belastung des Überschussschlammes reduziert werden. Dazu zählt eine gute Sauerstoffversorgung und ein möglichst hohes Schlammalter, wodurch eine lange Verweilzeit der Estrogene und Entwicklung einer auf schwerabbaubare Stoffe spezialisierten Bakterienbiozönose erreicht wird. Neben dem konventionellen Belebungsverfahren einschließlich SBR(Sequencing-Batch-Reactor)-Anlagen weisen v. a. Membranbelebungsanlagen sehr hohe Eliminationsraten auf (Kunst 2002). Die Hauptbelastung für den Rohschlamm bei anaerober Stabilisierung resultiert aus dem Primärschlamm. Die an diese Fraktion sorbierte Frachten werden kaum reduziert.

Literatur

- Abdel-Aziz, M.T., Williams, K.I.H. (1969): Metabolism of 17 α -ethynyl-estradiol and its 3-methylether by the rabbit, an 'in vivo' D-homoannulation. *Steroids* **13** 809-820.
- Bilitewski, B., Gehring, M., Tennhardt, L., Vogel, D., Weltin, D. (2002): Pro- und Kontra stoffliche Klärschlammverwertung mit Blick auf endokrin wirksame Substanzen. Beiträge zu Abfallwirtschaft / Altlasten (Hrsg. TU Dresden) **23** 6-20.
- Carey, C., Bryant, C. (1995): Possible interactions among environmental toxicants, amphibian development, and decline of amphibian populations. *Environ. Health Perspect* **103** 13-17.
- Cargill, D.I., Steinetz, B.G., Gosnell, E., Beach, V.L., Meli, A., Fujimoto, G.I., Reynolds, B.M. (1969): Fate of ingested radiolabeled ethynylestradiol and its 3-cyclopentyl ether in patients with bile fistulas. *J. Clin. Endocrin.* **29** 1051-1061
- Filipov, E., Schwarze-Scharfenberg, B., Pakert, M. (2002): Batch-Versuche zum aeroben und anaeroben Abbau- und Adsorptionsverhalten von natürlichen und synthetischen Estrogenen. Beiträge zu Abfallwirtschaft / Altlasten (Hrsg. TU Dresden) **23** 116-128.

- Gülden, M., Turan, A., Seibert, H. (1997): Substanzen mit endokriner Wirkung in Oberflächengewässern. UBA-Texte 46/97, Berlin.
- Hegemann, W., Busch, K. (2000): Untersuchungen zum Abbau endokrin wirksamer Substanzen in Kläranlagen. Schriftenreihe „Wasserforschung“: Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen **6**.
- Kalbfus, W. (1995): Belastung bayrischer Gewässer durch synthetische Östrogene. "Stoffe mit endokriner Wirkung im Wasser" (Abstractband). Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie. 50. Fachtag. d. Bayr. LA für Wasserwirtschaft, Inst. f. Wasserforschung, München/Wien/Oldenburg 1997 **50** 31-38
- Kime, D. (1998): Endocrine disruption in fish. Kluwer Academic Publishers, Boston-Dordrecht-London.
- Kloas, W. (2001): Wirkungen von endokrin wirksamen Stoffen (endocrine disruptors) auf Fische und Amphibien. Wasser & Boden **53** 16-21
- Kunst, S. (2002): Endokrin wirksame Substanzen in Kläranlagen - Vorkommen, Verbleib und Wirkung. KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall **49(11)** 1572-1577. Kurzfassung des Arbeitsberichts der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe IG-5.4 "Endokrin wirksame Substanzen". Langfassung des gleichnamigen Berichts: ATV (2001).
- Larsson, D.G.J., Adolfsson-Erici, M., Parkkonen, J., Pettersson, M., Berg, A.H., Olsson, P.-E., Förlin, L. (1999): Ethinylestradiol - an undesired fish contraceptive? Aquatic Toxicology **45**.
- Purdum, C., Hardiman, P., Bye, V., Eno, N., Tyler, C., Sumpter, J. (1994): Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works. Chem. Ecol. **8** 275-285.
- Saal, F.S., Timms, B.G., Montano, M.M., Palanza, P., Thayer, K.A., Nagel, S.C., Dhar, M.D., Ganjam, V.K., Parmigiani, S., Welshons, W.V. (1997): Prostate enlargement in mice due to fetal exposure to low doses of estradiol or diethylstilbestrol and opposite effects at high doses. Proc. Nat. Acad. Sci. USA **94** 2056-2061.
- Sharpe, R., Skakkebaek, N. (1993): Are oestrogens involved in falling sperm count and disorders of the male reproductive tract? Lancet **341** 1392-1395.
- Sharpe, R.M., Fisher, J.S., Millar, M.M., Jobling, S., Sumpter, J.P. (1995): Gestational and lactational exposure of rats to xenoestrogens results in reduces testicular size and sperm production. Envir. Health Perspect **103** 1136-1143.
- Ternes, T.A., Kreckel, P., Mueller, J. (1999a): Behaviour and Occurance of Estrogens in Municipal Sewage Treatment Plants - II. Aerobic Batch Experiments with Activated Sludge. Sci. Tot. Environ. **225** 91-99.
- Ternes, T.A., Stumpf, M., Mueller, J., Haberer, K., Wilken, R.-D., Servos, M. (1999b): Behaviour and Occurance of Estrogens in Municipal Sewage Treatment Plants - I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. Sci. Tot. Environ. **225** 81-90.
- Van der Heide, E.F., Hueck-van der Plas, E.H. (1984): Geneesmiddelen en milieu. Pharmaceut. Weekblad **119** 936-947.
- Weltin, D., Bilitewski, B. (1999): Endokrin wirksame Substanzen aus Klärschlämmen und Böden. WAP 4/99.
- Weltin, D., Bilitewski, B. (2001): Mobilität endokrin wirksamer Substanzen im Boden nach Klärschlammaufbringung. Wasser & Boden **53** 22-26.
- Wenzel, A., Kuchler, T., Henschel, K.-P., Schnaak, W., Diedrich, M., Müller, J. (1998): Konzentrationen estrogen wirkender Substanzen in Umweltmedien. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltchemikalien/Schadstoffwirkungen (Forschungsbericht 21602 011/11). Erstellt vom IUCT (Schmallenberg) und EBÖ (Bergholz-Rehbrücke).

TALSPERRENBEWIRTSCHAFTUNG

- MAAßEN, S., RÖSKE, I. & D. UHLMANN: Der Einfluss der Metallzusammensetzung auf die P-Freisetzung von Talsperrensedimenten
- PETERS, R., SIEMENS, K. & TH. PETZOLDT: Neuronale Netze als Hilfsmittel zur Prognose der Gewässergüte in Talsperren bei veränderter Bewirtschaftung
- PETZOLDT, T. & K. SIEMENS: Computer oder Limnologe? Anwendungsmöglichkeiten eines ökologischen Seenmodells
- ROLINSKI, S. & T. PETZOLDT: Simulation des Einflusses der thermischen Struktur auf die Dynamik der Frühjahrmassenenwicklung mit dem Gewässergütemodell SALMO
- SIEMENS, K. & TH. PETZOLDT: Simulation der Gewässergüte der Talsperre Bautzen in Abhängigkeit von hydrologischem Regime und Bewirtschaftungsdruck
- WAGNER, A., BOLLENBACH, M., HÜLSMANN, S. & J. BENNDORF: Räuber oder Beute? Die Rolle der invertierten Räuber in der top-down gesteuerten Talsperre Bautzen
- NIESEL, V., CHORUS, I., SUDBRACK, R., WILLMITZER, H. & E. HOEHN: Das Auftreten von problematischen Phytoplanktonarten in Talsperren

Der Einfluss der Metallzusammensetzung auf die P-Freisetzung von Talsperrensedimenten

Sebastian Maaßen*, Isolde Röske* & Dietrich Uhlmann**

* 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: Sedimente, Metalle, Phosphor-Fractionen, Trophie

Einleitung:

Der Metallgehalt von Sedimenten stehender Gewässer hat einen großen Einfluss auf das Phosphat-Freisetzungspotential. Besonders die Metalle Eisen und Aluminium verfügen über eine große Kapazität zur P-Bindung. Ziel der Untersuchungen war es, bei Talsperren unterschiedlicher Trophie den Zusammenhang zwischen den Metallkonzentrationen im Sediment und im Porenwasser und den Phosphorgehalten zu untersuchen und miteinander zu vergleichen.

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) aktualisiert für 2000-2001 (Rohdaten: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen)

Talsperre	Neunzehnhain I (Trinkwasser)	Muldenberg (Trinkwasser)	Saidenbach (Trinkwasser)	Quitzdorf (Brauchwasser)
Trophiestatus	oligotroph	oligo- und dystroph, sauer	mesotroph	polytroph
Einzugsgebiet	80 % Wald 18 % Landw.	98 % Wald	19 % Wald 73 % Landw.	29 % Wald 64 % Landw.
Grundgestein	Muskovit	Schiefer	Gneis	Lehm
Oberfläche [ha]	8.5	92	146	750
max. Tiefe [m]	16.5	23	48	9,3
Sichttiefe [m]	2,8-10,0	2,1-4,0	2,4-7,5	0,3-2,9
TP [mg/l]	0,014-0,037	0,015-0,03	0,024-0,06	0,039-0,38
Chlorophyll a [µg/l]	0,7-6,0	0,44-10,3	0,5-10,6	5,6-410
Alkalinität [mmol/l]	0,24-0,35	0,05-0,11	0,31-0,52	1,18-1,64

Im Einzugsgebiet der dystrophen Talsperre Muldenberg liegen Hochmoore, die einen Huminstoffeintrag in das Gewässer bewirken. Die damit verbundene Braunfärbung hat eine verringerte Sichttiefe zur Folge. Seit den 70er Jahren war in der Talsperre 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. Die Talsperre Quitzdorf verfügt über eine sehr geringe mittlere Tiefe von 2,9 m. In den Sommermonaten kommt es hier zu einem starken *Microcystis*-Wachstum. Dadurch ist auch im Sediment der Anteil an *Microcystis*-Kolonien im Sediment hoch.

Untersuchungsmethoden:

Die Talsperren wurden in etwa zweimonatigen Abständen 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 1 cm geschnitten und weiterverarbeitet. Es wurden jeweils 10 Sedimentkerne gepoolt, um eine repräsentative Probe zu erhalten.

Die Erfassung der chemischen Parameter erfolgte nach Standardmethoden. Zur Gewinnung des Porenwassers wurden die Proben zentrifugiert und mit 0,2 µm-Filtern filtriert. Im Sediment der eutrophen Talsperre Quitzdorf waren viele MC-Kolonien vorhanden, so dass die Proben nicht filtrierbar waren, hier kamen Dialysesammler (nach HESSLEIN 1976) mit einer Polysulfon-Membran mit 0,2 µm Porenweite zum Einsatz. Zur Bestimmung des Gesamtphosphors und Metall-Gehaltes wurden die Sedimente bei 105 °C getrocknet und homogenisiert. Anschließend wurden die Proben für die Metallbestimmung mit Königswasser und für die Gesamtphosphor-Bestimmung mit K₂S₂O₈-Lösung (nach STURM 1989) aufgeschlossen. Die Bestimmung der Metallkonzentration (Fe, Mn, Al, Ca) des Porenwasser und der Sedimentaufschlüsse erfolgte mittels ICP-AES. Die P-Fraktionierung nach PSENNER et al. (1984) wurde angewendet, um zu untersuchen, an welche Metalle der Phosphor gebunden ist oder ob er als biologisch gebundener Phosphor vorliegt (z. B. HUPFER 1998).

Ergebnisse und Diskussion:

Die Konzentration des gelösten Phosphats (SRP) zeigte unterhalb der Sedimentoberfläche einen kontinuierlichen Anstieg mit dem Trophiegrad, so dass bei der eutrophen Talsperre Quitzdorf die höchsten Werte nachweisbar waren. Die Unterschiede in den Konzentrationen unterhalb der Sedimentoberfläche und die daraus resultierenden unterschiedlichen Konzentrationsgradienten wirkten sich auch auf die Phosphor-Freisetzungsraten an der Sediment-Wasser-Grenze aus. Die Freisetzungsrates wurde mit Hilfe des FICK'schen Gesetzes aus den SRP-Gradienten zwischen dem Wasser direkt über der Sedimentoberfläche und der ersten Zentimeterschicht des Sediments berechnet (BERNER 1980, SINKE et al. 1990, FURRER & WEHRLI 1996).

Betrachtet man die P-Einträge in die Talsperren (Abb. 1), so ist erkennbar, dass diese dem jeweiligen Trophiegrad entsprechen. Die Talsperre Quitzdorf zeigt den höchsten P-Gesamteintrag. Dieser beträgt hier alljährlich 11.705 kgP/a, wogegen in die oligotrophe Talsperre Neunzehnhain nur 24 kgP pro Jahr eingetragen werden. Die erhöhten P-Einträge bei den Talsperren mit den höheren Trophiegraden ergeben sich einerseits aus der P-Belastung in den Einzugsgebieten, da hier ein höherer Anteil an landwirtschaftlicher Nutzfläche vorhanden ist als bei den Talsperren mit niedrigerer Trophie. Andererseits wird bei der eutrophen Talsperre Quitzdorf ein erheblicher Anteil der Gesamteinträge an Phosphor durch das Sediment hervorgerufen. In Quitzdorf ist der interne Eintrag aus dem Sediment mit 8.800 kg/a etwa dreimal so hoch wie der externe mit 2.900 kg/a. Somit haben die Sedimente in Quitzdorf einen großen Anteil an dem Eutrophierungsgrad der Talsperre und sollten für eventuelle Sanierungskonzeptionen mitbetrachtet werden.

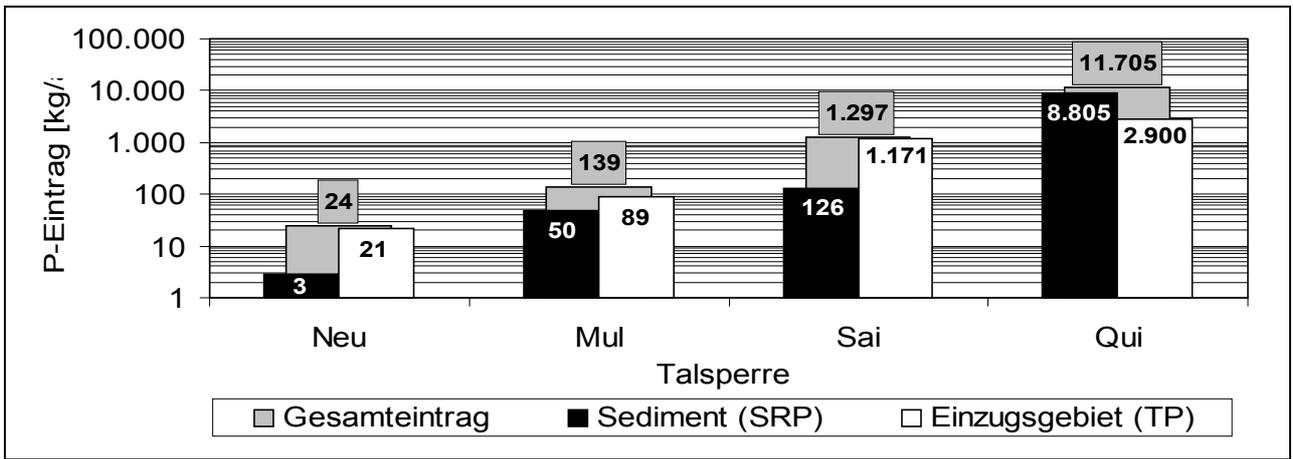


Abb. 1: P-Einträge in die untersuchten Talsperren aus dem Einzugsgebiet (Rohdaten: Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen) und aus dem Sediment (ohne Berücksichtigung einer Resuspension)

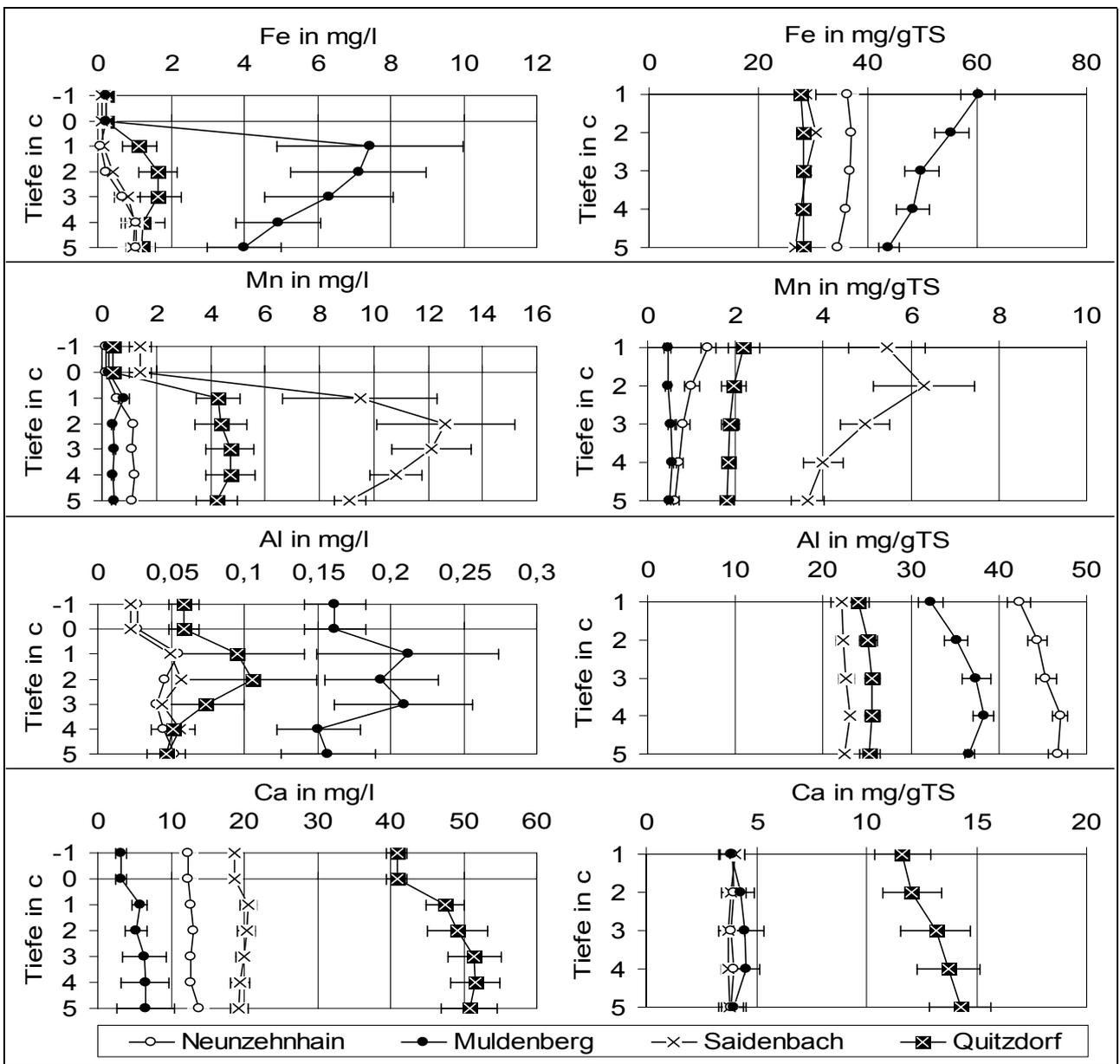


Abb. 2: Metall-Konzentrationen (Fe, Mn, Al, Ca) im Porenwasser und im Trockensediment der untersuchten Talsperren

Auch die Konzentrationen der Metalle im Porenwasser und im Sediment zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Talsperren (siehe Abb. 2). Beim Eisen waren in der oligotrophen Talsperre Muldenberg die höchsten Konzentrationen im Porenwasser und im Trockensediment nachweisbar. Im Porenwasser waren auch die saisonalen Unterschiede relativ hoch, was aus der großen Standardabweichung ersichtlich ist. Die relativ geringe Eisen-Konzentration im Porenwasser der eutrophen Talsperre Quitzdorf deutet darauf hin, dass ein Großteil des Eisens sulfidisch gebunden vorliegt, da hier auch die Sulfid-Konzentrationen sehr hoch sind (bis zu 3,5 mg/gTS). Dadurch ist im Sediment von Quitzdorf nicht genug oxidiertes Eisen vorhanden, welches den Phosphor durch Komplexbindung im Sediment halten könnte (OHLE 1954, BRANDL et al. 1990, RODEN & EDMONDS 1997, CLAVERO et al. 1997). Die Konzentration an Mangan war im Sediment der Talsperre Saidenbach am höchsten mit großen saisonalen Unterschieden im Porenwasser. In den Sommermonaten waren hier die höchsten Konzentrationen messbar, was offenbar durch das starke Absinken des Redoxpotentials (bis ca. -150 meV) bedingt war. Die höchste Aluminium-Konzentration im Porenwasser konnte in Muldenberg nachgewiesen werden, wogegen im Trockensediment die höchsten Gehalte in Neunzehnhain zu finden waren. Die erhöhte Konzentration im Porenwasser von Muldenberg wird vermutlich durch die verringerten pH-Werte (ca. pH 6,5) hervorgerufen. Die Talsperre Quitzdorf zeichnet sich durch eine hohe Konzentration von Calcium im Sediment und im Porenwasser aus. Dies steht einerseits mit dem höheren Ca-Gehalt im Zulauf, andererseits mit der biogenen Entkalkung infolge des starken CO₂-Entzugs durch das Phytoplankton im Zusammenhang.

Die Metalle Eisen und Aluminium haben ein hohes P-Bindungspotential, wobei die Löslichkeit der Fe-P-Komplexe stark vom Redoxpotential abhängt. Im Gegensatz dazu ist die Stabilität der Bindung zwischen Aluminium und Phosphor redoxunabhängig und dementsprechend stabil. Aus der Literatur ist bekannt, dass das Sediment nur dauerhaft Phosphor binden kann, wenn das Verhältnis zwischen Metall und Phosphor einen bestimmten Wert überschreitet. Für Eisen sollte der molare Quotient größer als 15 sein (JENSEN et al. 1992), für Aluminium größer als 11 (RYDIN et al. 2000, KOPÁČEK et al. 2000). Aus Abbildung 3 ist erkennbar, dass bei den Talsperren mit niedrigerem Trophiegrad (Neunzehnhain, Muldenberg) die Al:P-Quotienten höher sind als die genannten Werte. Bei den Talsperren mit höherem Trophiegrad (Saidenbach, Quitzdorf) liegen die Quotienten eindeutig darunter. Die Fe:P-Quotienten liegen dagegen für alle untersuchten Talsperren unterhalb der in der Literatur beschriebenen Werte. Daraus kann man schließen, dass v. a. der Aluminium-Gehalt bei den untersuchten Talsperren einen entscheidenden Einfluss auf die P-Bindungskapazität der Sedimente und damit auf die Trophie hat.

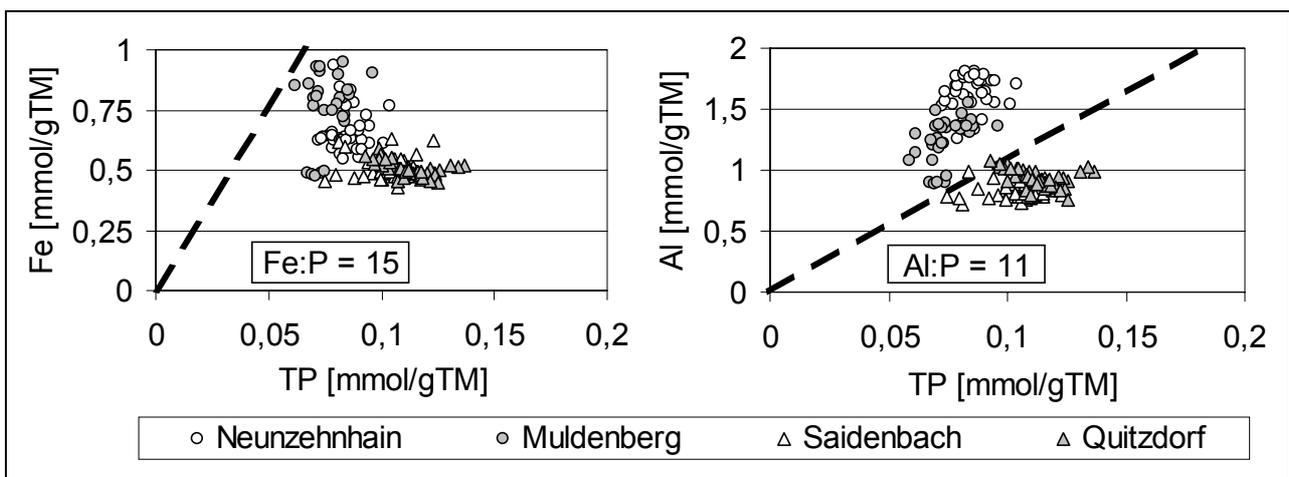


Abb. 3: Molare Fe:P- und Al:P-Quotienten in den Sedimenten der untersuchten Talsperren. Die gestrichelte Linie entspricht den genannten molaren Quotienten.

Betrachtet man die P-Fractionen in den Sedimenten, so zeigt sich, dass die reduktiv lösliche, an Eisen- und Manganoxiden gebundene Fraktion in den Talsperren mit höherem Trophiegrad am

größten und die an Aluminium gebundene Fraktion anteilmäßig relativ gering ist (siehe Abb. 4). Dies bestätigt die Annahme, dass die Fe/Mn-P-Fraktion einen großen Einfluss auf das P-Freisetzungspotential der Sedimente hat (z. B. BOSTRÖM et al. 1982, SØNDERGAARD 1989, PETTICREW et al. 2001). Der Zusammenhang zwischen den P-Fractionen und den entsprechenden metallischen Bindungspartnern wird bei der relativ stabilen, an Aluminium gebundenen P-Fraktion besonders deutlich. So ist in der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain, in welcher der Aluminium-Gehalt im Sediment am höchsten ist, der Fe/Mn-P-Anteil sehr gering und ein großer Teil des Phosphors stabil an Aluminium gebunden. In den Talsperren Saidenbach und Quitzdorf, die geringere Aluminium-Konzentrationen im Sediment aufweisen, sind auch die Anteile der Al-P-Fraktion entsprechend kleiner. Bei den Talsperren mit höherem Trophiegrad ist auch die biogene P-Fraktion erhöht, was bei der Talsperre Quitzdorf höchstwahrscheinlich durch den hohen Gehalt an *Microcystis*-Zellen im Sediment hervorgerufen wird, die z.T. Poly-P-Granula enthalten.

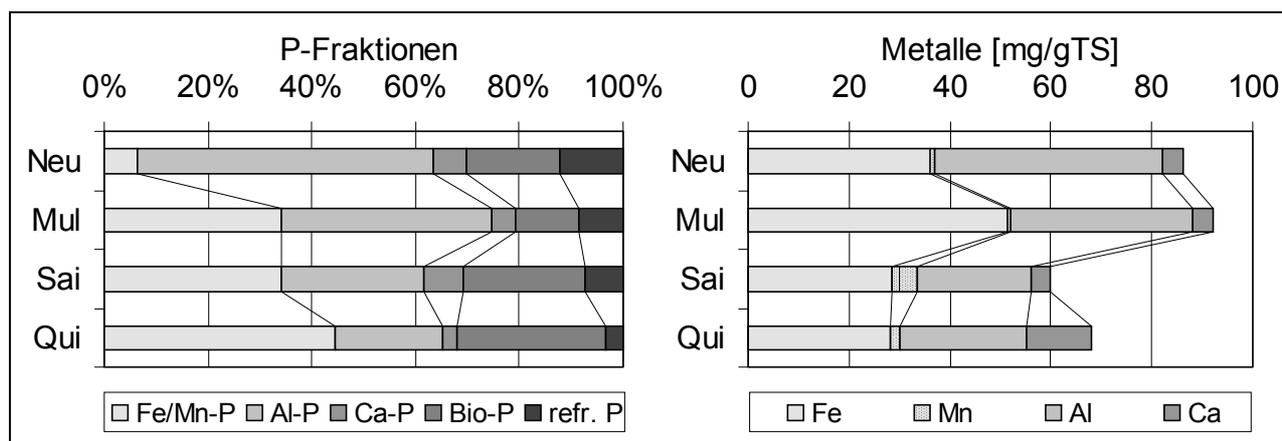


Abb. 4: P-Fractionen und Metallgehalte der obersten 5 cm der Sedimente der untersuchten Talsperren

Aus diesen Resultaten kann man schlussfolgern, dass bei der Abschätzung potentieller Trophieentwicklungen von Gewässern die Eisen- und Aluminiumgehalte, die P-Fractionen und die P-Freisetzung der Sedimente bestimmt werden sollten, da zwischen diesen Parametern eindeutige Zusammenhänge gefunden wurden, welche großen Einfluss auf die interne Phosphorbelastung haben.

Danksagung:

Unser Dank gilt den Mitarbeitern der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen für die Bereitstellung unveröffentlichter Daten und E. VIEWEG, Dr. L. PAUL, Dr. K.-U. ULRICH und M. MAI für die technische Unterstützung.

Literatur:

- BERNER, R. A. (1980): Early Diagenesis: A Theoretical Approach. Princeton Univ. Press.
- BOSTRÖM, B., JANSSON, M., & C. FORSBERG (1982): Phosphorus release from lake sediments. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 18: 5-59.
- 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.
- 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.

- HESSLEIN, R. H., 1976: An in situ sampler for close interval pore water studies. - *Limnol. Oceanogr.* 22: 913-915.
- HUPFER, M. (1998): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In STEINBERG, C., CALMANO, W., KLAPPER, H. & KOSCHEL, R.-D. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*. ecomed-Verlag.
- JENSEN H.S., P. KRISTENSEN, R. JEPPESEN & A. SKYTTHE (1992): Iron : Phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236: 731-743.
- KOPÁČEK, J., HEIZLAR, J., BURIVEC, J., PORCAL, P. & I., KOTOROVÁ (2000): Phosphorus inactivation by aluminium in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 45 (1): 212-225.
- OHLE, W. (1954): Sulfat als „Katalysator“ des limnischen Stoffkreislaufs. *Vom Wasser* 21, 13 – 32.
- PETTICREW, E. L. & AROCENA, J. M. (2001): Evaluation of iron-phosphate as a source on internal lake phosphorus loadings. *Sci. Total Environ.* 266: 87-93.
- 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.
- RYDIN, E., HUSER, B. & E. WELCH (2000): Amount of phosphorus inactivated by alum treatments in Washington lakes. *Limnol. Oceanogr.* 45 (1): 226-230.
- 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.
- SØNDERGAARD, M. (1989): Phosphorus release from a hypertrophic lake sediment: experiments with intact sediment cores in a continuous flow system. *Arch. Hydrobiol.* 116: 45-59.
- STURM, M. (1989): Bestimmung partikulären Phosphors in Sedimenten. *EAWAG Methoden*.

Neuronale Netze als Hilfsmittel zur Prognose der Gewässergüte in Talsperren bei veränderter Bewirtschaftung

Ronny Peters, Katja Siemens, Thomas Petzoldt

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, petzoldt@rcs.urz.tu-dresden.de

Stichwörter: Talsperre Bautzen, Bewirtschaftung, Neuronale Netze, Modellsimulation

Einleitung

Mit der Stilllegung und Flutung zahlreicher Braunkohletagebaue in der Lausitz entsteht ein hoher Bedarf an Oberflächenwasser aus dem angrenzenden Spreeeinzugsgebiet. In diesem Zusammenhang ändert sich die Bewirtschaftung der Talsperren Bautzen und Quitzdorf in den kommenden Jahrzehnten dahingehend, dass es zu häufigeren Stauspiegelschwankungen kommt.

Das Verbundprojekt des BMBF und des Freistaates Sachsen: „Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree“ beschäftigt sich mit den möglichen Auswirkungen eines verstärkten Bewirtschaftungsdruckes auf die im Einzugsgebiet gelegenen Fließ- und Standgewässer und verfolgt das Ziel eines kombinierten Mengen-Güte-Bewirtschaftungsmodells. Das Gesamtmodell wird neben dem Bewirtschaftungsmodell (ArcGRM, Kaden, 1997) Teilmodule zur Modellierung der Gewässergüte der Spree, des Spreewaldes, der Talsperren, der Restseen, des Grundwassers sowie punktförmiger und diffuser Einträge enthalten. Das im Institut für Hydrobiologie bearbeitete Teilprojekt hat das Ziel, Module für die Talsperren Bautzen und Quitzdorf zu erstellen, die die Gewässergüte in Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen und der Mengenbewirtschaftung der Talsperren simulieren.

Hierfür wäre das deterministische Gewässergütemodell SALMO (Benndorf et al., 1985) geeignet, welches chemische und biologische Zustandsgrößen von Seen und Talsperren in hoher zeitlicher Auflösung (1 Tag) simuliert. Der dazu notwendige Rechenaufwand übersteigt jedoch die Möglichkeiten des Gesamtmodells. Außerdem ist eine derartig hohe zeitliche Auflösung im Rahmen des Gesamtmodells, das ein langfristiges Prognosewerkzeug darstellt, nicht vorgesehen. Es wurde daher nach Möglichkeiten gesucht, SALMO zu vereinfachen, ohne dass die Ergebnisse an Plausibilität einbüßen. In diesem Zusammenhang erschienen künstliche neuronale Netze (artificial neural networks – ANN) als ein viel versprechendes Werkzeug. Im folgenden werden die Ergebnisse dieser Herangehensweise exemplarisch für die Talsperre Bautzen vorgestellt.

Neuronale Netze

Neuronale Netze können dazu verwendet werden, um empirische Abhängigkeiten zu beschreiben. Die Idee neuronaler Netze leitet sich aus der Vorstellung biologischer Neuronen im Nervensystem lebender Organismen ab. Sie sind in der Lage, „intuitiv“ Beziehungen zwischen abhängigen Größen zu erlernen. Auch hier liegen Vorstellungen vom Lernen lebender Organismen zugrunde. Eine deterministische Prozessbeschreibung ist jedoch nicht möglich. Neuronale Netze sind black-box-Modelle und besitzen daher keine physikalisch erklärbaren Parameter.

Ein neuronales Netz ist somit nur in dem Bereich einsetzbar, in dem es trainiert wurde. Die Anwendung eines trainierten Netzes auf ein anderes Gewässer oder extreme Ereignisse außerhalb der „Erfahrungen“ des Netzes ist nicht möglich. Hieraus folgt ein wesentliches Kriterium für die Trai-

ningsdaten. Die Daten müssen nach Möglichkeit den gesamten Bereich des Verhaltens des Gewässers einschließlich extremer Systemzustände abdecken.

Der Vorteil gegenüber analytischen Ansätzen besteht darin, dass keine Gebiets- und Prozessparameter zu ermitteln sind. Ein Prozessverständnis ist nicht vonnöten, zum Teil schwierig zu bestimmende Zustandsgrößen entfallen. Ist das neuronale Netz erstellt, kann es mit verhältnismäßig geringem Rechenaufwand angewendet werden. Die Simulation erfolgt durch wenige einfache Matrixoperationen. Damit eignen sich neuronale Netze prinzipiell gut als Bausteine komplexer Bewirtschaftungsmodelle.

Datenstruktur und Netzarchitektur

In dieser Arbeit wurde ein feedforward-Netz verwendet und mit einem backpropagation-Algorithmus trainiert (Hagan et al., 1996). Zum Training des Netzes benötigt man einen Input- und einen Outputdatensatz. Als Inputdaten standen Monatswerte von Globalstrahlung, Stauinhalt, Zu- und Abfluss als stochastisch generierte Daten für jeweils 35 Jahre a 12 Monate in 100 Szenarien zur Verfügung (Abbildung 1). Des Weiteren wurden sechs unterschiedliche Varianten für die Nitrat- und Phosphatimporte simuliert. Damit standen insgesamt 252000 Datensätze (Monatswerte) zur Verfügung. Da der verwendete Netztyp kein „Gedächtnis“ besitzt, d.h. der Zustand des Vormonats nicht im Netz gespeichert wird, wurden Globalstrahlung, Zufluss und Stoffimporte des Vormonats den Inputdaten hinzugefügt.

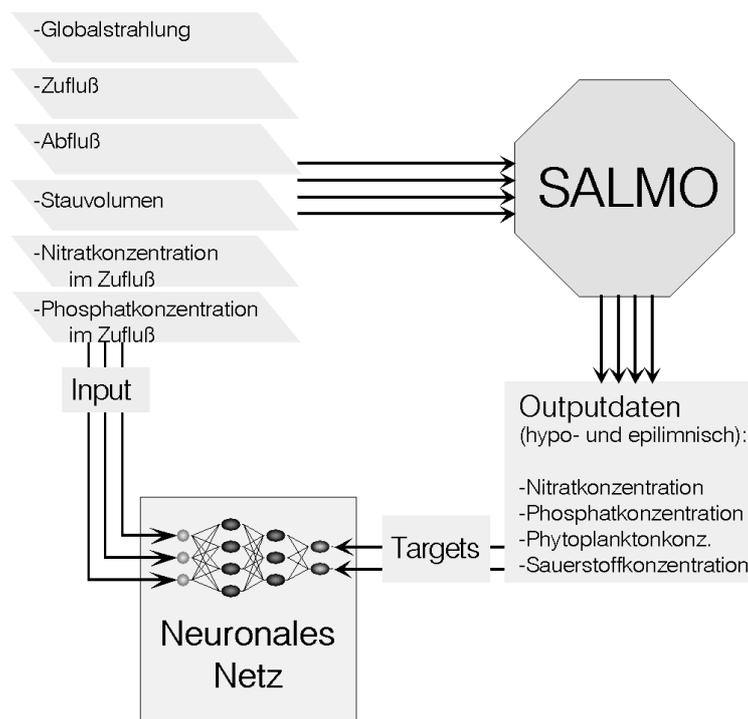


Abbildung 1: Erstellung des neuronalen Netzes (schematisch)

Als Outputmatrizen für Hypo- und Epilimnion wurden mit SALMO simulierte Zustandsgrößen für Phosphat, Nitrat, Phytoplankton, Sauerstoff und Detritus verwendet. Als Inputdaten dienen die oben erwähnten 252000 Datensätze. Zuvor wurden Tests zur Plausibilität der SALMO-Ergebnisse durchgeführt (Siemens und Petzoldt, 2003).

Es wurden zwei unterschiedliche Netze für Epi- und Hypolimnion trainiert. Der Datensatz für das Epilimnion enthielt alle Daten der durchmischten Schicht für geschichtete und ungeschichtete Ver-

hältnisse. Der Datensatz für das Hypolimnion enthielt ausschließlich Hypolimnionwerte während der Schichtungsperiode.

Die Datensätze wurden in 3 Teile gesplittet, wovon 2 Teile für das Training und ein Teil zur Überprüfung verwendet wurden. Die Hälfte der Werte bildete den eigentlichen Trainingsdatensatz. Ein weiteres Viertel, der Validierungsdatsatz, wurde ebenfalls beim Trainingsprozess benötigt. Er sollte verhindern, dass das Netz zufällige, nicht für das System charakteristische Eigenschaften des Trainingsdatensatzes erlernt. Bei der hier vorhandenen Größe des Datensatzes ist die Gefahr eines sogenannten „Übertrainings“ allerdings relativ gering. Das letzte Viertel, der Testdatensatz, dient der Überprüfung des fertigen Netzes. Die Auswahl der einzelnen Teildatensätze erfolgte zufällig.

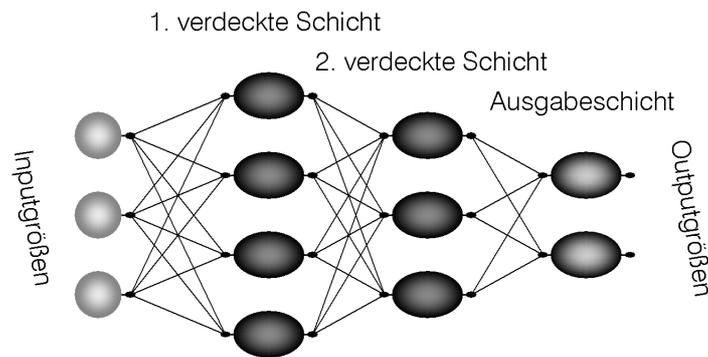


Abbildung 2: Feedforward-Netz mit 2 verdeckten Schichten und Ausgabeschicht

Bei der verwendeten Netzarchitektur sind die Neuronen in Schichten angeordnet (Abbildung 2), wobei die Eingänge für jedes Neuron einer Schicht die Ausgänge eines jeden Neurons der vorhergehenden Schicht sind. Die Eingänge für die Neuronen der ersten Schicht sind sämtliche Eingangsgrößen.

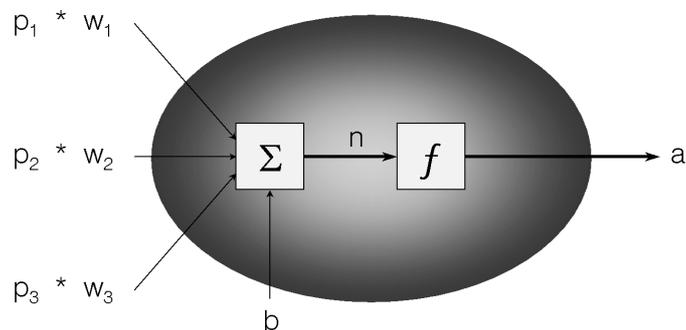


Abbildung 3: Neuron

Zu jedem Neuron gehört ein Gewichtsvektor, der für jeden Neuroneninput einen Gewichtungsfaktor w_i enthält. Im Neuron wird jeder Inputwert p_i mit dem dazugehörigen Gewichtungsfaktor multipliziert und das Produkt zum Biaswert b addiert. Die Gewichtungsfaktoren w_i und der Biaswert b sind das Ergebnis des Trainings.

$$n = \sum_i p_i \cdot w_i + b$$

Die resultierende Größe n wird an eine Übertragungsfunktion f übergeben (Abbildung 4). Es kamen die sigmoide (für die verdeckten Schichten) und die lineare Übertragungsfunktion (für die Ausgabeschicht) zum Einsatz.

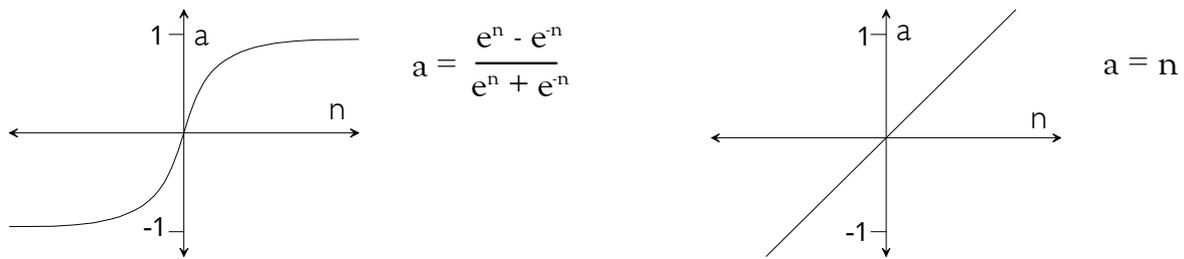


Abbildung 4: Übertragungsfunktionen (links: sigmoide Funktion, rechts: lineare Funktion)

Jede Schicht ist also durch eine Gewichtsmatrix, einen Biasvektor und die verwendete Übertragungsfunktion charakterisiert. Die Anzahl der Neuronen und die Anzahl der Schichten sind nicht analytisch zu ermitteln oder aus der Problemstellung ableitbar. In der Literatur werden eine bis zwei verdeckte Schichten als praktikabel angegeben (Hagan et al., 1996). Die letzte, die Outputschicht hat zwangsläufig ebenso viele Neuronen wie Outputgrößen.

Die beiden Netze der Talsperre Bautzen wurden für das Epilimnion mit einer verdeckten Schicht (38 Neuronen) und für das Hypolimnion mit zwei verdeckten Schichten (26 bzw. 15) erstellt.

Ergebnisse

Zur Validierung der neuronalen Netze wurden deren Outputs mit den zugehörigen Simulationsergebnissen von SALMO verglichen. Die dargestellten Beispiele entstanden durch Anwendung der trainierten Netze auf den unabhängigen Testdatensatz.

Abbildung 5 stellt einen Jahresgang der hypolimnischen Sauerstoffkonzentration als Monatsboxplots dar. Hinter jedem Boxplot verbergen sich jeweils 5250 Werte. Die Ergebnisse (SALMO-hell, neuronales Netz-dunkel) haben eine ähnliche Verteilung; das heißt, im Mittel wird das Systemverhalten für diese Größe gut nachgebildet. Das gilt analog für die anderen, hier nicht dargestellten Simulationsgrößen.

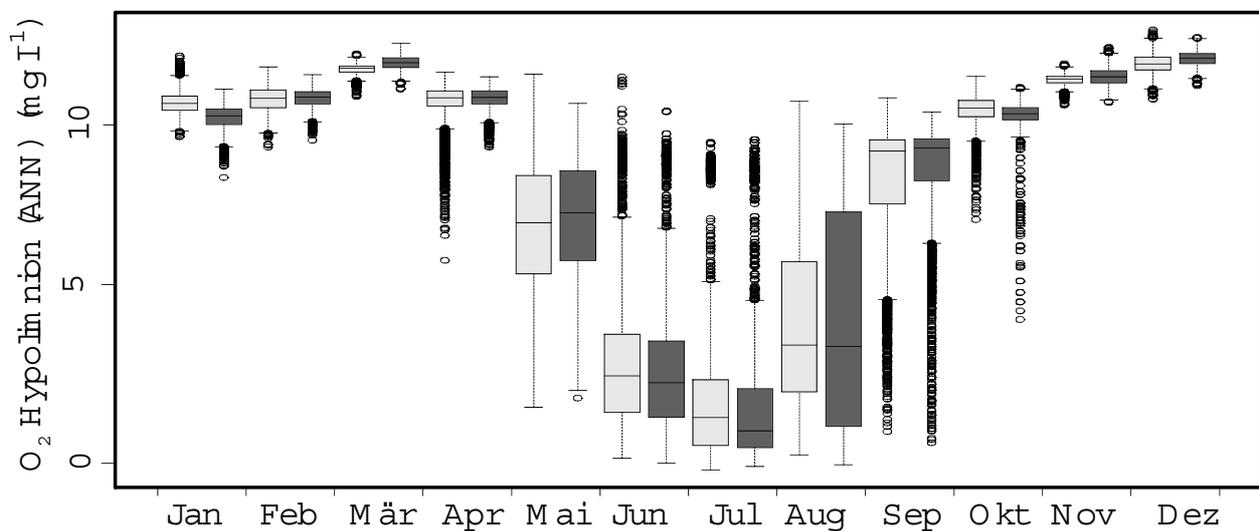


Abbildung 5: Gegenüberstellung der SALMO-Werte (hell) mit dem Netzoutput (dunkel).
Boxplot von Median, Quartilen (Boxen), Minimum, Maximum (Striche) und Ausreißer (Punkte).

In Abbildung 6 sind die mit dem neuronalen Netz (ANN) berechneten Werte über den Ergebnissen des Modelles SALMO aufgetragen. Für das Hypolimnion sind ausschließlich die Werte während der Schichtungsperiode dargestellt. Da der Stickstoffinput bei einer Variante doppelt so hoch angenommen wurde, ergibt sich hier eine zweite, etwas losgelöste Punktwolke. Trotz einer relativ komplizierten Netzstruktur für das Hypolimnion scheinen die Anpassungen für das Epilimnion generell etwas besser zu sein. Die Ursachen hierfür sind in der höheren Komplexität des Systems Hypolimnion zu suchen. So wird ein Großteil der epilimnisch ablaufenden Prozesse über Energieinput

von oben (kurz- und langwellige Strahlung) gesteuert. Die Steuerung des Hypolimnion hingegen erfolgt sowohl in Abhängigkeit von oben (Input aus Epilimnion) als auch rückgekoppelt von unten (Rücklösung aus Sediment), zum Beispiel bei Anaerobie. Der Trainingsdatensatz für beide Schichten bestand jedoch lediglich aus Eingangsgrößen „von oben“. In Anbetracht dieser Einschränkungen können die Ergebnisse als voll zufriedenstellend eingeschätzt werden.

Der Vergleich eines zufällig ausgewählten Jahresganges aus Simulationsergebnissen mit neuronalem Netz und SALMO (Abbildung 7) zeigt, dass sowohl saisonaler Verlauf als auch Absolutwerte gut getroffen werden.

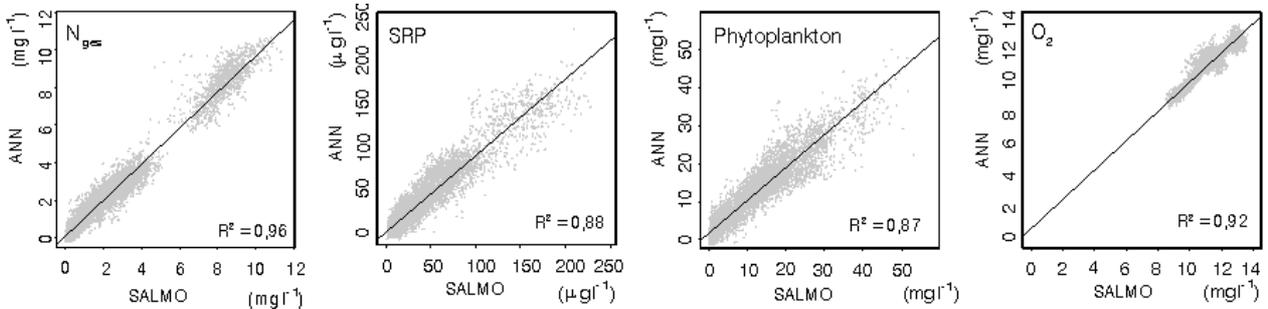


Abbildung 6a: Korrelationen zwischen SALMO-Ergebnissen und neuronalem Netz (ANN) für die simulierten Größen im Epilimnion und im ungeschichteten Zustand

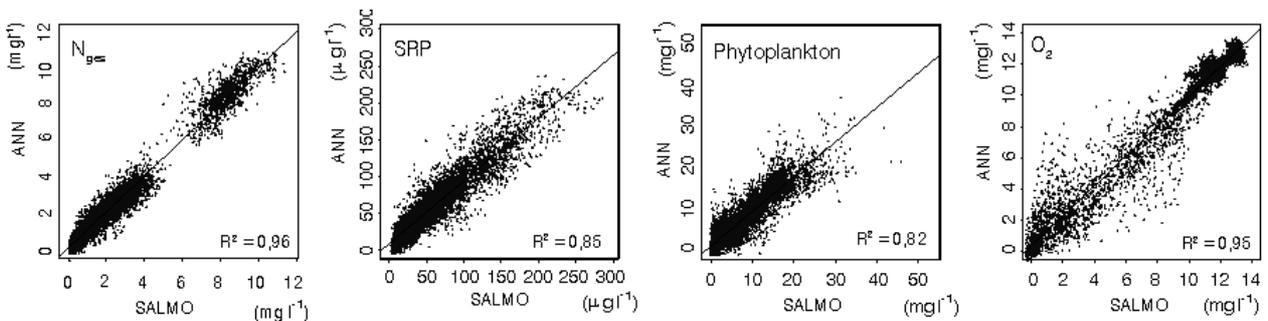


Abbildung 6b: Korrelationen zwischen SALMO-Ergebnissen und neuronalem Netz (ANN) für die simulierten Größen im Hypolimnion

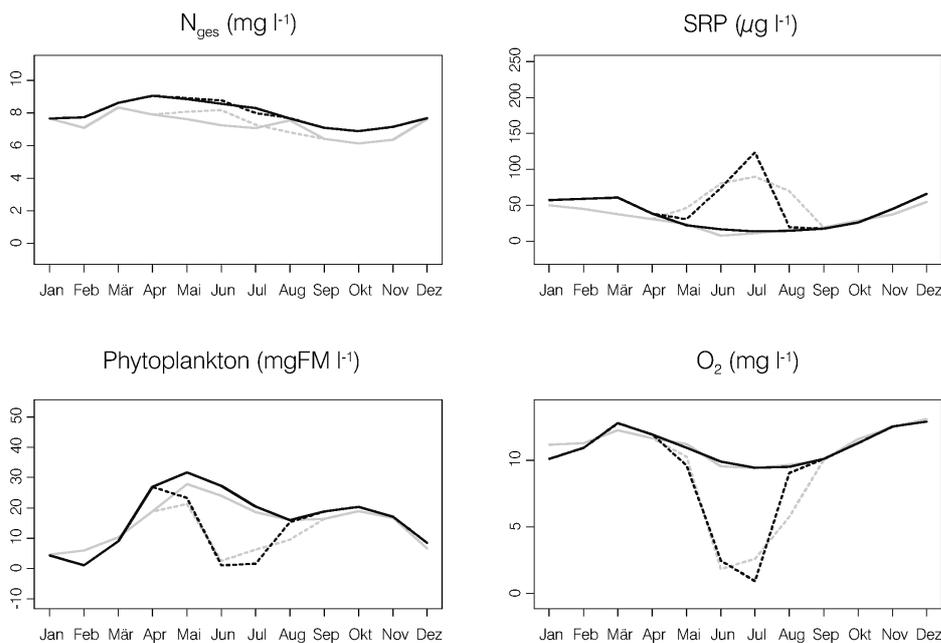


Abbildung 7: Vergleich von ANN (dunkel) und SALMO-Simulation (hell) für Phytoplankton und Sauerstoff im Epilimnion (durchgezogen) und Hypolimnion (gestrichelt)

Zusammenfassung

Neuronale Netze können unter bestimmten Randbedingungen und Fragestellungen komplexe deterministische Modelle ersetzen. Zum Training eines solchen neuronalen Netzes ist es jedoch notwendig, das Verhalten des komplexen Modells in einem breiten Anwendungsbereich zu berücksichtigen, z.B. durch eine Vielzahl von Szenarien oder durch eine stochastische Simulation.

Die hier vorgestellten neuronalen Netze gelten ausschließlich für Epi- bzw. Hypolimnion der Talsperre Bautzen und unter den im Training verwendeten Randbedingungen. Das vollständige Fehlen erklärbarer Parameter schließt aus, dass ein trainiertes Netz unmittelbar auf andere Gewässer übertragen werden kann. Die prinzipielle Herangehensweise: Simulationen mit einem deterministischen Modell – Training eines neuronalen Netzes – Test und Anwendung des Netzes, ist jedoch allgemeingültig.

Die Ergebnisse zeigen generell eine hohe Übereinstimmung zwischen komplexem Modell (SALMO) und „einfachem“ neuronalen Netz. Da die Trainingsdaten einen großen Bereich möglicher Systemzustände abdecken, wird davon ausgegangen, dass die Netze für die verschiedensten Anwendungen stabil sind. Es erscheint deshalb zulässig, das komplexe Modell SALMO im Bewirtschaftungsmodell ArcGRM durch einen reduzierten Baustein in Form neuronaler Netze zu ersetzen.

Danksagung

Wir danken Jürgen Benndorf und Susanne Rolinski für ihre hilfreichen Hinweise zum Manuskript. 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.; Koschel, R. & Recknagel, F. (1985): The pelagic zone of Lake Stechlin. An approach to a theoretical model. In: Casper, S. J. (ed.) Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake. Junk Publishers, Dordrecht-Boston-Lancaster, 443-453.
- Hagan, M. T.; Demuth, H. B. & Beale, M. (1996): Neural Network Design. PWS Publishing Company, Boston.
- Kaden, S. (1997): Water Resources Modelling for Decision Support in Open-Pit Lignite Mining Areas. 6 th International Mine Water Association Congress, Bled, Slovenia, published by IRGO & IMWA, Proceedings, Volume 2, 385-396.
- Petzoldt, T. & Siemens, K. (2003): Projektverbund Untersuchungen zur Gewässerbeschaffenheitsentwicklung der Spree; Teilprojekt 3.2: Erforschung der Stoffumsatzprozesse und Modelluntersuchungen zur Gewässergüte der Talsperren Bautzen und Quitzdorf. BMBF Abschlussbericht.
- Siemens, K. & Petzoldt, T. (2003): Simulation der Gewässergüte der Talsperre Bautzen in Abhängigkeit von hydrologischem Regime und Bewirtschaftungsdruck. DGL-Tagungsbericht 2002, Tutzing, 2003

Computer oder Limnologe? Anwendungsmöglichkeiten eines ökologischen Seenmodells

Thomas Petzoldt, Katja Siemens

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, petzoldt@rcs.urz.tu-dresden.de

Stichwörter: Talsperre Quitzdorf, Systemverständnis, Entscheidungsfindung, Simulation, SALMO, Sediment

Einleitung

In der Limnologie kann ein Trend zur verstärkten Entwicklung und Anwendung von Modellen beobachtet werden. Hierbei ermöglichen neue Modellkonzepte und die bessere Verfügbarkeit von Simulationswerkzeugen (Hard- und Software):

- eine schnellere Entwicklung von Prozessmodellen,
- die Kopplung rechenaufwändiger Einzelmodelle zu Modellsystemen und
- den Einsatz ökologischer Modelle zur Entscheidungsfindung in der Praxis.

Allerdings ist die Rolle von Modellen durchaus strittig. Auf der einen Seite wird zuweilen die Meinung vertreten, dass das zukünftige Gewässergütemanagement ausschließlich auf der Basis von Messdaten und Computermodellen erfolgen würde. Auf der anderen Seite steht die Ansicht, dass Modelle nutzlos sind, da sich die Komplexität ökologischer Systeme durch sie nicht adäquat beschreiben lässt und Entscheidungen nur allein aufgrund von Untersuchungsprogrammen und Erfahrungswissen getroffen werden können.

Im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Gewässergüte Spree“ wird das Ziel verfolgt, das bereits vorhandene Wassermengenmodell „ArcGRM Spree“ (Kaden 1997) mit Hilfe von vereinfachten Wassergütemodulen für die Spree und die in die Bewirtschaftung der Spree einbezogenen Gewässer (Talsperren, Tagebaurestseen) zu erweitern. In diesem Zusammenhang wurden auch die Talsperren Bautzen und Quitzdorf näher untersucht. Parallel zu Freilanduntersuchungen und zur Auswertung vorhandener Daten wurde die Anwendbarkeit des Modells SALMO auf die beiden Talsperren überprüft und Modifikationen am Sediment-Submodell vorgenommen. Das resultierende Modell diente anschließend dazu, die Auswirkungen stochastisch generierter Wassermengenszenarien auf die Wassergüte zu simulieren (Siemens und Petzoldt, 2003). Mit Hilfe von neuronalen Netzen konnte das Übertragungsverhalten von SALMO unter den gegebenen Randbedingungen abgebildet und für das Wassergütemodul zur Verfügung gestellt werden (Peters et al., 2003).

Material und Methoden

Die polytrophe Talsperre Quitzdorf (Sachsen, Lausitz) ist mit einer Maximaltiefe von ca. 6,5m relativ flach, außerdem windexponiert und hat im Sommer keine stabile Schichtung.

Zur Simulation wurde das kausalanalytische Seen- und Talsperrenmodell SALMO (Benndorf & Recknagel 1982) in der von Dietze und Planke neu implementierten Version (vergleiche Planke et al., 1997) verwendet. Das Modell simuliert wesentliche Bestandteile des Nahrungsnetzes stehender Gewässer (Orthophosphat, anorg. Stickstoff, 2 Phytoplanktongruppen, Zooplankton, Sauerstoff, allochthoner Detritus; Abbildung siehe Siemens & Petzoldt 2003, dieser Band). Aufgrund der Polymixie der Talsperre wurde die Einschichtversion des Modells benutzt.

Die Simulation wurde exemplarisch für das Jahr 1997 durchgeführt. Als Basis dienten tägliche meteorologische Daten des Deutschen Wetterdienstes sowie tägliche hydrologische und monatliche Wassergütedaten der Landestalsperrenverwaltung Sachsen. Als dynamische Randbedingungen gingen die folgenden Größen ein:

- Stauinhalt der Talsperre, Wasserzufluss und Abfluss,
- Stoffimporte (Orthophosphat, anorg. Stickstoff, partikuläres organisches Material),
- photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) und Wassertemperatur.

Als gewässerspezifische Größen wurden die Stauinhaltskurve und ein in-situ bestimmter minimaler vertikaler Extinktionskoeffizient verwendet. Der Fischbestand wurde als nicht biomanipuliert angenommen.

Bei der Anwendung von SALMO auf ein neues Gewässer gehen wir normalerweise immer vom Standardparametersatz aus, berücksichtigen aber einzelne Prozesse, die für einen speziellen Gewässertyp bekannt sind und bezeichnen ein solches „nach bestem Wissen“ a-priori definiertes Szenario als Standardlauf. Ein Beispiel für einen a-priori bekannten Prozess ist z.B. eine erhöhte Denitrifikation am Sediment, die auch bei der Talsperre Bautzen beobachtet werden konnte (Petzoldt et al., 2002; Petzoldt und Siemens, 2003).

Im vorliegenden Beispiel soll jedoch bewusst eine Simulation gezeigt werden (naive Simulation), die ausschließlich auf den Standardparametern basiert und solche Prozesse ignoriert, die eigentlich für Flachgewässer typisch sind. Beim Vergleich der naiven Simulation mit den Messwerten sollten dann die im betreffenden Gewässer vom Normalfall abweichenden Prozesse besonders augenfällig zu Tage treten.

Als zweiter Schritt wird ein als qualifizierte Simulation bezeichneter Lauf vorgestellt, der spezifische Prozesse eines Flachgewässers explizit berücksichtigt:

- verstärkte P-Sedimentation (Fällung und Adsorption am Sediment),
- Denitrifikation nicht nur im Hypolimnion, sondern vor allem am Sediment,
- Kopplung der P-Freisetzung an das Vorhandensein von Nitrat (Umrechnung als O₂-Äquivalent mit Hilfe der Nernst'schen Gleichung).

Da in der Einschichtversion von SALMO definitionsgemäß keine „hypolimnische O₂-Konzentration“ simuliert werden kann wird davon ausgegangen, dass bei Nitratschwund auch ein sedimentnaher Sauerstoffmangel wahrscheinlich ist.

Ergebnisse

Die naive Simulation gibt lediglich die Trophiestufe korrekt wieder. Ansonsten kommt es bei allen Zustandsgrößen (Abb. 1) zu charakteristischen Abweichungen. Besonders auffällig ist das „Weglaufen“ der Stickstoffkurve (1). Die Sauerstoffminima am Sediment (3) können aufgrund des Einschichtansatzes prinzipbedingt nicht abgebildet werden. Wichtig ist jedoch nicht die Sauerstoffkonzentration allein, sondern das durch Sauerstoff- und Nitratkonzentration bestimmte Redoxpotential. Aus diesem Grunde tritt in der Simulation auch keine erhöhte P-Rücklösung auf. Wegen des dadurch verminderten Phosphatangebotes fällt schließlich das simulierte Cyanobakterienmaximum im August geringer aus, als im Gewässer beobachtet (6).

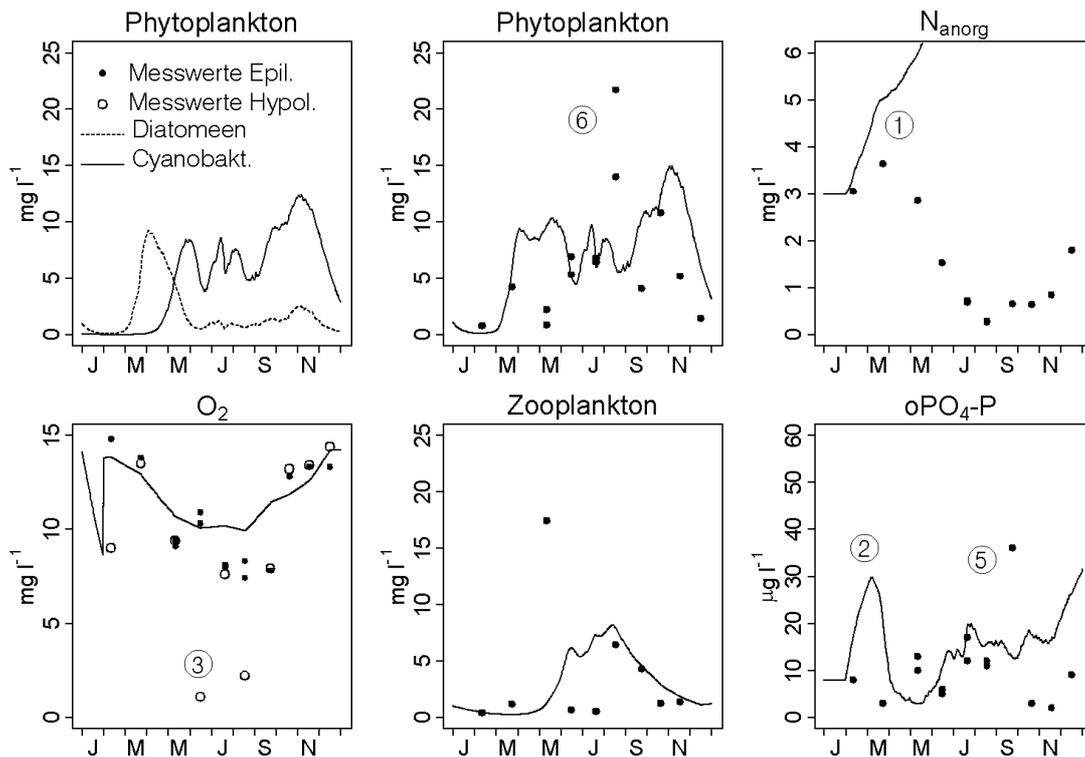


Abb. 1: Naive Simulation: Vergleich von Simulation (Linien) und Messwerten (Symbole) für die durchmischte Schicht (Epilimnion, gefüllte Symbole). Beim Sauerstoff sind zusätzlich Messwerte über Grund dargestellt (offene Symbole), nummerierte Kreise: siehe Text, Daten: LTV Sachsen.

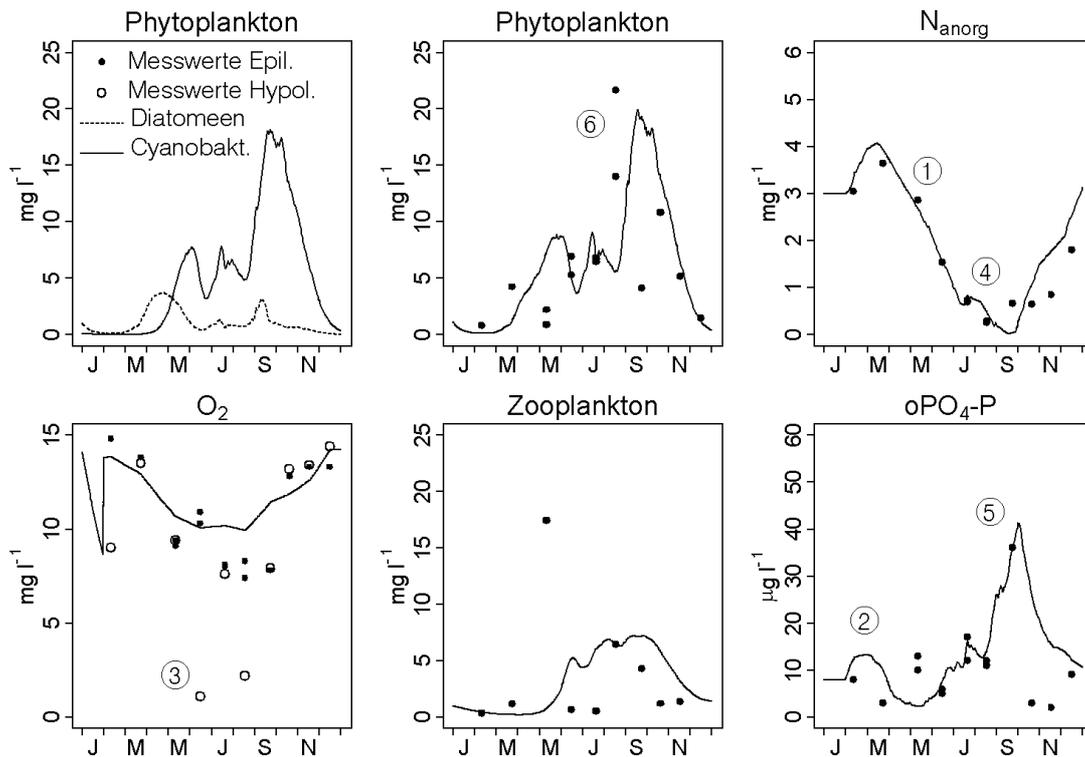


Abb. 2: Qualifizierte Simulation: Vergleich von Simulation (Linien) und Messwerten (Symbole) für die durchmischte Schicht (Epilimnion, gefüllte Symbole). Beim Sauerstoff sind zusätzlich Messwerte über Grund dargestellt (offene Symbole), nummerierte Kreise: siehe Text, Daten: LTV Sachsen.

In der qualifizierten Simulation (Abb. 2) besteht eine deutlich verbesserte Übereinstimmung zwischen Modell und Realität. Hierbei erfolgte nicht etwa eine Kalibrierung des Gesamtmodells, sondern lediglich die Berücksichtigung einzelner Prozesse, die sowohl von ihrem Grundmechanismus als auch in ihrem quantitativen Ausmaß in einem Flachgewässer erwartet werden können. So findet in der hypertrophen Talsperre aufgrund des stets ausreichenden Angebots an organischen Stoffen in den oberen Sedimentschichten eine temperaturabhängige Denitrifikation statt (1). Die abgeschätzte Denitrifikationsrate am Sediment beträgt $85 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Im Winter, im Frühjahr und temporär auch im Sommer sind die oberen Sedimentschichten gut oxidiert, so dass es zu einer Netto-P-Sedimentation durch Fällung und Adsorption kommt (2). Bei O_2 - und Nitratschwund (3, 4) hingegen kann eine anaerobe P-Freisetzung (5) beobachtet werden, die in Folge zu einer massiven Cyanobakterienentwicklung (6) führt.

Im Modell wurden diese Prozesse durch eine Brutto-P-Sedimentationsrate von 0.05 d^{-1} sowie die bereits bei Standardparametrisierung im Modell enthaltene flächenbezogene P-Freisetzung berücksichtigt. Die P-Freisetzungsraten ($1 \text{ bis } 7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) wird in SALMO normalerweise durch eine O_2 -abhängige Monod-Funktion beschrieben. Da die sedimentnahe O_2 -Konzentration in der Einschichtversion nicht simulierbar ist, wurde die Monod-Beziehung stöchiometrisch von Sauerstoff- auf Nitratabhängigkeit umgestellt.

Generell liegen die angenommenen Parameterwerte in einem plausiblen Bereich, der auch durch Massenbilanzen für die Talsperre Bautzen (Petzoldt, Siemens und Ackermann 2002) sowie durch Peep-Messungen in-situ in den Talsperren Bautzen und Quitzdorf (Wetzel, 2002) unterstützt wird. Die für die Talsperre Quitzdorf vorgenommenen Modifikationen am Modell konnten bei identischer Parametrisierung auch für die Talsperre Bautzen und einen weiteren Flachsee erfolgreich angewendet werden.

Schlussfolgerungen

Obwohl SALMO, wie andere ökologische Modelle auch, sehr stark vereinfacht, hat sich sein Einsatz als Standardwerkzeug in Forschung und Praxis bewährt. Bei dem hier vorgestellten Ansatz erledigt das Modell quasi die „Fleißarbeit“ indem es die Grundmechanismen bilanziert und wesentliche Wechselwirkungen quantitativ und im Komplex behandelt. Die in der Natur vorhandenen nichtlinearen Rückkopplungen können subjektiv nur schwer nachvollzogen, durch Modelle aber prinzipiell nachgebildet werden. Auf den ersten Blick liefern Modellsimulationen zum Teil überraschende Ergebnisse, die der einfachen Ursache-Wirkungs-Betrachtung zunächst zu widersprechen scheinen. In Wirklichkeit zeigen die Simulationen lediglich, was aus dem im Modell formalisierten Wissen und den für die Szenarien getroffenen Annahmen folgen würde. Im Unterschied zur subjektiven Betrachtungsweise berücksichtigen Modellsimulationen auch die indirekten Effekte.

Für das Systemverständnis ist es darüber hinaus wesentlich, dass durch die Anwendung eines Modells eine in mehreren Schritten vorgenommene Gegenüberstellung von Modell und Realität unterstützt wird (Abb. 3). Hieraus entsteht ein zusätzlicher Gewinn, der in die Analyse der jeweiligen Situation einfließen kann. Die sachkundige Bewertung der Modellergebnisse mit Hilfe von Literatur, qualitativem Erfahrungswissen und Fallstudien ist ein wesentlicher Bestandteil jeder Entscheidungsfindung. Darüber hinaus müssen politische Ziele, juristische Randbedingungen und unterschiedliche Interessen berücksichtigt werden.

Objektive Entscheidungen erfordern im Gewässergütermanagement immer die Benutzung von Modellansätzen (z.B. Massenbilanz, Klassifikation oder Simulationsmodell) und eine auf Erfahrung und Vor-Ort-Untersuchungen gestützte limnologische Analyse und Bewertung.

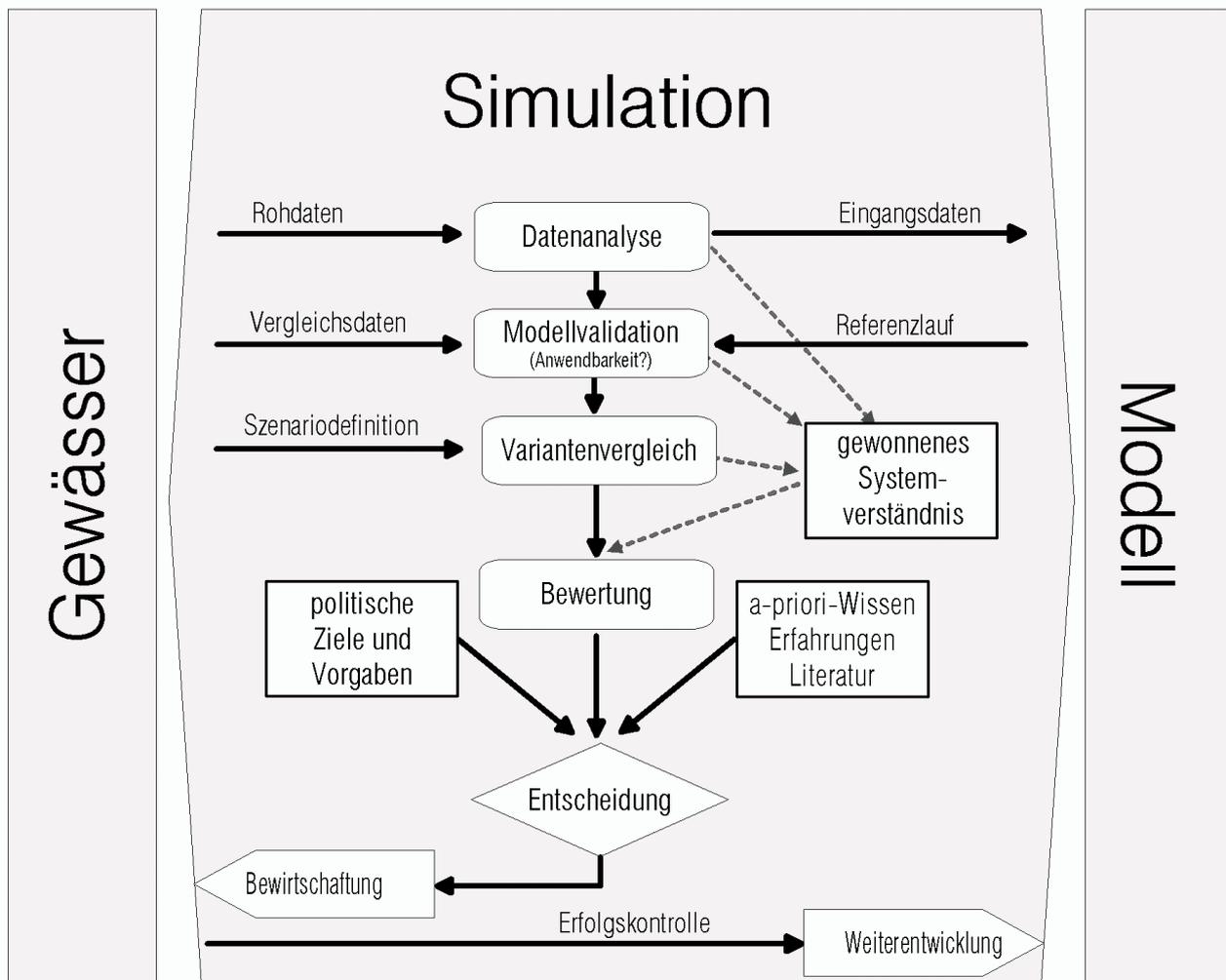


Abb. 3: Die Anwendung eines ökologischen Modells ermöglicht eine Auseinandersetzung zwischen gemessenen Daten (Gewässer) und den im Modell abgebildeten Prozessen. In eine Entscheidung fließen zusätzlich politische Ziele, sowie qualitatives a-priori-Wissen (Erfahrungen, Literatur) ein.

Ausblick

Die bei Anwendungen des Modells beobachteten Abweichungen sowie die Erkenntnisse der experimentellen Limnologie (insbesondere der Nahrungsnetzforschung, Benndorf 1995) und der Hydrophysik (z.B. Hamilton & Schladow, 1997, Baumert et al., 2000) sind Anlass, das Modell SALMO weiterzuentwickeln. Gesteckte Hauptziele sind:

- der Ersatz des heuristischen Schichtungsansatzes durch ein hydrophysikalisches Modell zur besseren Beschreibung des vertikalen Austauschs und der Einschichtung von Zuflüssen,
- die Beschreibung horizontaler Kompartimentierung (Pelagial-Litoral-Interaktion, Stauwurzelbereich), die Verbesserung des Zooplankton-Submodells und die Erweiterung der ökologischen Typgruppen des Phytoplanktons,
- eine höhere Auflösung und eine verbesserte Repräsentativität der meteorologischen Antriebsdaten.

Danksagung

Wir danken der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen für die Überlassung von Messdaten sowie Markus Wetzel, Michael Hupfer, Karsten Rinke, Marie König, Gerald Ackermann

und Jürgen Benndorf für Ideen zur Behandlung der Sediment-Wasser-Interaktion und für die Diskussion der Ergebnisse. Vertragspartner für die Anwendung von SALMO im Rahmen von Gewässergütestudien ist die IDUS-GmbH Ottendorf Okrilla. 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. Die Weiterentwicklung des Modells erfolgt im Rahmen des BMBF-Projektverbundes GETAS (02 WT 0233), gemeinsam mit den Partnern HYDROMOD Wedel und METCON Pinneberg sowie der Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Mitarbeitern der Sächsischen Akademie der Wissenschaften und der Ökologischen Station Neunzehnhain der TU Dresden.

Literatur

- Benndorf, J. (1995): Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80, 519 - 534.
- Benndorf J. & Recknagel, F. (1982): Problems of application of the ecological model (SALMO) to lakes and reservoirs having various trophic states. *Ecological Modelling* 17, 129-145.
- Baumert, H.; Chaplain, G.; Smaoui, H.; McManus, J. P.; Yagi, H.; Regener, M.; Sündermann, J. & Szilagy, B. (2000): Modelling and numerical simulation of turbulence, waves and suspended sediments for pre-operational use in coastal seas. *Coastal Engineering*, 41(1-3), 63-93.
- Hamilton, D. P. & Schladow, S.G. (1997): Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I – model description. *Ecological Modelling*, 96, 91-110.
- Kaden, S. (1997): Water resources modelling for decision support in open-pit lignite mining areas. 6th International Mine Water Association Congress, Bled, Slovenia, published by IRGO & IMWA, Proceedings, Volume 2, 385-396.
- Peters, R.; Siemens, K. & Petzoldt, T. (2003): Neuronale Netze als Hilfsmittel zur Prognose der Gewässergüte in Talsperren bei veränderter Bewirtschaftung. *DGL-Tagungsbericht, Braunschweig (dieser Band)*.
- Petzoldt T. & Siemens. K. (2002): Nutzung eines ökologischen Simulationsmodells im Entscheidungsfindungsprozess: Anwendung des Modells SALMO auf die Talsperre Bautzen. *Wasser & Boden* 54/9, 42-48.
- Petzoldt, T.; Siemens, K.; Ackermann, G. (2002): Kombinierte Mengen-Güte-Bewirtschaftung einer flachen Talsperre: Vorschlag für ein optimiertes Abstauregime. *DGL-Tagungsbericht (Kiel), Tutzing, Bd. I*, 345-350.
- Planke, H., Dietze, S. & Benndorf, J. (1997): Modellierung aquatischer Ökosysteme zum Zwecke der Bewirtschaftung. Technische Universität Ilmenau, Tagungsband des 42. Internationalen Wissenschaftlichen Kolloquiums "Informatik und Automatisierung im Zeitalter der Informationsgesellschaft" 3, 267-272.
- Siemens, K. & Petzoldt, T. (2003): Simulation der Gewässergüte der Talsperre Bautzen in Abhängigkeit von hydrologischem Regime und Bewirtschaftungsdruck. *DGL-Tagungsbericht, Braunschweig (dieser Band)*.
- Wetzel, M (2002): Einfluss von Trockenlegung und Wiedereinstau auf Sedimentresuspension und Wassergüte der Talsperre Bautzen. *DGL-Tagungsbericht (Kiel), Tutzing, S.* 335 - 339.

Simulation des Einflusses der thermischen Struktur auf die Dynamik der Frühjahrsmassenentwicklung mit dem Gewässergütemodell SALMO

Susanne Rolinski, Thomas Petzoldt

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, Mommsenstrasse 13, 01062 Dresden,
Tel: +49 (0)351 463 32684, rolinski@rzs.urz.tu-dresden.de

Einleitung

Die Planktodynamik wird in geschichteten Seen und Talsperren sowohl während der Sommerstagnation als auch bei deren Auf- und Abbau im Frühjahr bzw. Herbst von den physikalischen Randbedingungen stark mitbestimmt. Windinduzierte Vermischung, Sonneneinstrahlung sowie Zu- und Abflüsse sind modifizierende Faktoren für die vertikale Verteilung von Temperatur, Stoffen und Organismen in der Wassersäule. Bisher bestehende Simulationsmodelle legen das Schwergewicht der berücksichtigten Prozesse oft einseitig auf die biologischen oder die physikalischen Komponenten. Unser Ziel ist der Aufbau eines gekoppelten physikalisch-biologischen Modells, welches beide Teilsysteme in angemessener Komplexität auflöst. Es wird eine Kopplung mit einem hydrodynamischen Modell angestrebt, um insbesondere während des Schichtungsaufbaus die Erwärmung und Vermischung im Wasserkörper konsistent abbilden zu können. Bei der Erweiterung des bestehenden Gewässergütemodells SALMO bietet sich zur Kopplung als physikalische Größe die Durchmischungstiefe des betrachteten Gewässers an, denn die Dauer und Mächtigkeit des Epilimnions nimmt entscheidenden Einfluss auf die Frühjahrsmassenentwicklung. Als erster Schritt zur Kopplung wird die aus dem hydrodynamischen Modell berechnete Epilimniontiefe verwendet. In einem zweiten Schritt werden die räumlich wesentlich differenzierter vorliegenden Informationen aus dem hydrodynamischen Modell für die Beschreibung der Planktodynamik genutzt. Hierfür müssen auch die Modellformulierungen der biologischen Prozesse auf ihre Gültigkeit überprüft und ggf. modifiziert werden.

Modellbeschreibung

Mit Hilfe des dynamischen Gewässergütemodells SALMO (Simulation by an Analytical Lake Model, Benndorf und Recknagel, 1982) wurden unter Berücksichtigung der wesentlichen Bestandteile des Nahrungsnetzes natürlicher und angestauter Seen bereits zahlreiche Untersuchungen heimischer Gewässer durchgeführt (siehe z.B. Benndorf et al., 1999, Petzoldt und Siemens, 2002). Prognostische Variablen sind Orthophosphat, anorganischer Stickstoff, 2 Gruppen Phytoplankton, Zooplankton, Detritus sowie Sauerstoff. Da es sich um ein Boxmodell handelt, welches während des Sommers eine Trennung in Epi- und Hypolimnion erlaubt, sind Annahmen über die Einmischung von Zuflüssen und deren stoffliche Einträge sowie die Vermischung innerhalb der Wassersäule unerlässlich. So sind Kurzschlussströmungen während des Winters über eine verminderte bis unterbundene Einmischung der Zuflüsse parametrisiert (Horn und Paul, 1984).

Für eine Weiterentwicklung, sei es eine Erhöhung der vertikalen Auflösung oder eine Kopplung mit einem hydrodynamischen Modell, ist es notwendig, die Sensitivität des Modells in Bezug auf die physikalischen Randbedingungen abzuschätzen. Hierzu sind Simulationen mit systematischen Veränderungen der Randbedingungen durchgeführt worden.

Ergebnisse

Für die Trinkwassertalsperre Saidenbach, die im Erzgebirge liegt und als mesotroph eingestuft wird, sind Simulationen der Jahre 1995 bis 1997 durchgeführt worden. Die in Abbildung 1 dargestellten Ergebnisse für das Jahr 1997 zeigen eine gute Wiedergabe der gemessenen Werte, wenngleich die hier in eher geringem Maße auftretenden Abweichungen insbesondere während des Frühjahrs als typisch bezeichnet werden können. Die Erhöhung der Phytoplanktonbiomasse im Februar unter Eis, der Beginn der frühlommerlichen sowie das Ausmaß der sommerlichen Phytoplanktonentwicklung werden vom Modell nicht getroffen. Nachfolgend sind die Abnahme des limitierenden Nährstoffs Orthophosphat sowie die Zunahme der Zooplanktonbiomasse ebenfalls verzögert.

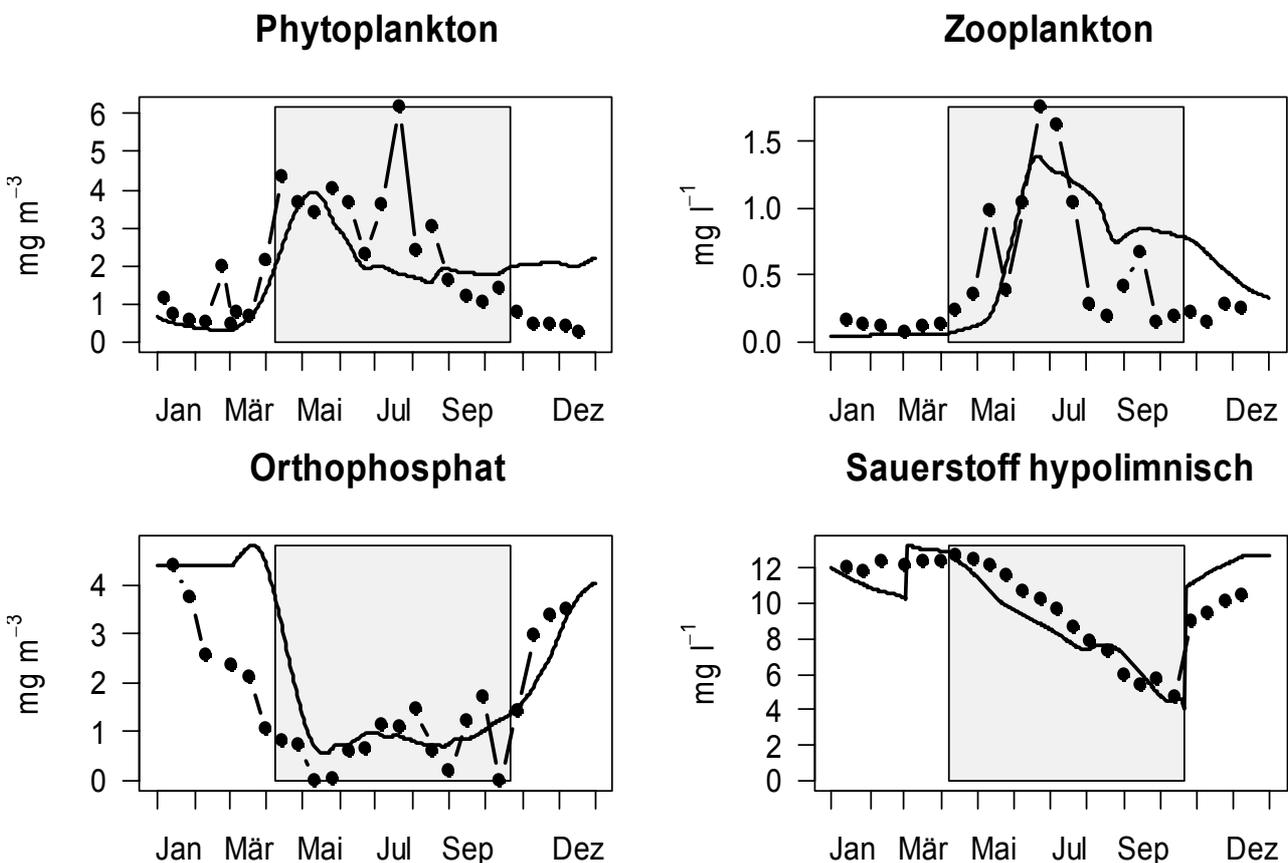


Abbildung 1: Simulationsergebnisse (durchgezogen) und Messwerte (gepunktet) für epilimnische Phyto- und Zooplanktonbiomasse und Orthophosphatkonzentration sowie hypolimnischen Sauerstoffgehalt für das Jahr 1997 (Daten Horn, Horn, Paul, unveröffentlicht). Grau hinterlegt ist die Zeit der sommerlichen Schichtung.

Ursache der nicht abgebildeten Phytoplanktonentwicklungen im Februar und Juli ist die in der Simulation verwendete Zusammensetzung aus mikro- und nanoplanktischen Diatomeen und Grünalgen, während im Februar die braune Goldalge *Crysoococcus* und im Juli Blaualgen vom *Aphanotece*-Typ die Biomasse ansteigen lassen. Ursachen der verspätet abgebildeten Phytoplanktonentwicklung im März können in der Parametrisierung der Winter- bzw. Frühjahrsphase der Zirkulation liegen. Es wurden dazu folgende Szenarien

untersucht: Für die Simulation **KL** wird während der Winterstagnation bei Eisbedeckung von Klareis ausgegangen, d.h. die Lichtdurchlässigkeit entspricht der des eisfreien Wassers; für **VZ** wird im Übergang von Winterstagnation zur Vollzirkulation eher als bislang eine Einmischung der zufließenden Nährstoffe angenommen; **FR** bezeichnet einen vorgezogenen Beginn der Sommerstagnation verbunden mit einer besseren Lichtverfügbarkeit für die Phytoplankter im Epilimnion.

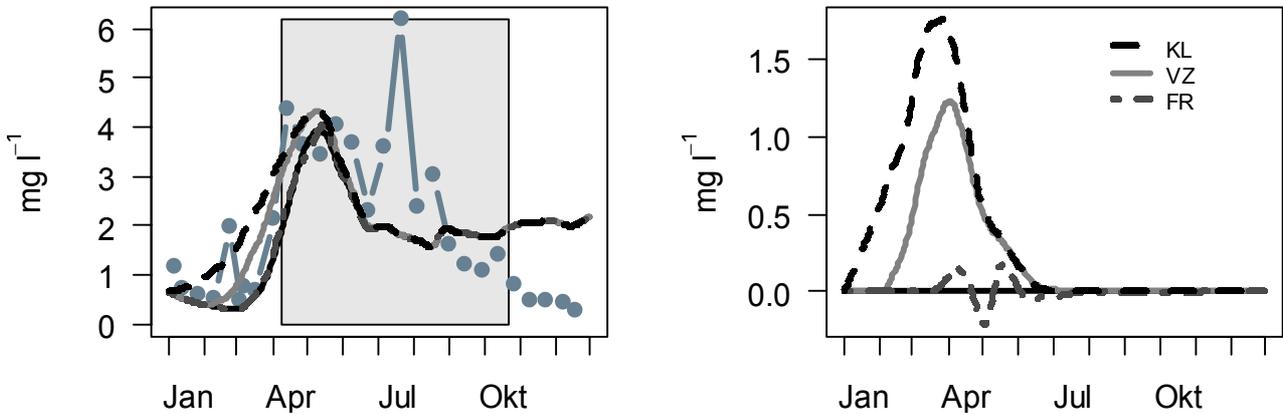


Abbildung 2: Phytoplanktonbiomasse-Entwicklung (links) und Abweichung vom Standardlauf (rechts) für die Simulationläufe KL, VZ, FR. Messdaten sowie Schichtungszeitraum wie in Abb. 1.

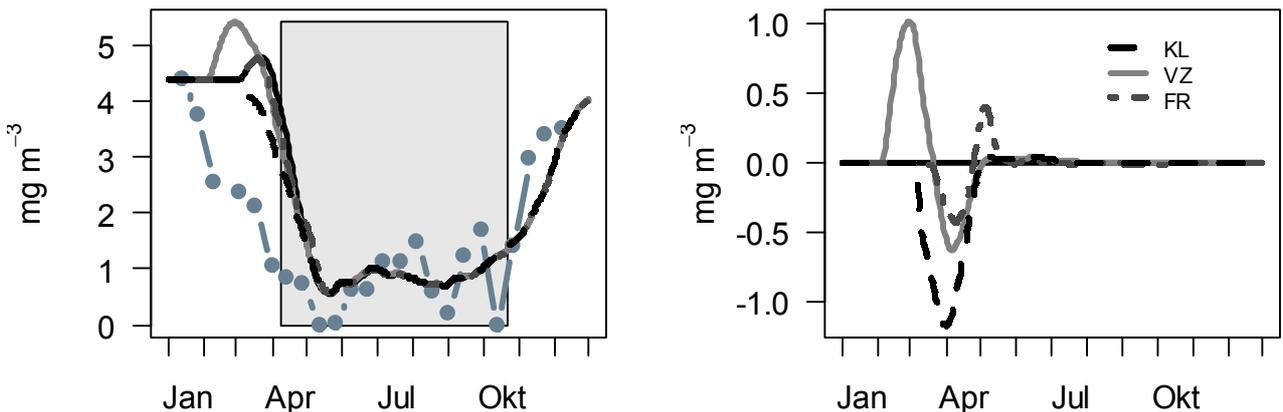


Abbildung 3: Orthophosphatkonzentrations-Entwicklung (links) und Abweichung vom Standardlauf (rechts) für die Simulationläufe KL, VZ, FR. Messdaten sowie Schichtungszeitraum wie in Abb. 1.

Zur Abschätzung der Auswirkungen sind in den Abbildungen 2 und 3 sowohl die Jahresgänge im Vergleich zum Standardlauf (Abb. 1) sowie die Abweichungen davon dargestellt. Eine erhöhte Lichtverfügbarkeit führt sowohl zu einer sofortigen als auch sehr starken Phytoplanktonentwicklung, die im Vergleich zur Messung als überhöht angesehen werden kann. Dem Verlauf der Messdaten am nächsten kommt die Kurve der vorzeitig einsetzenden Voldurchmischung VZ, die eine nähere Beschäftigung mit der bestehenden Parametrisierung der winterlichen Vermischung nahelegt. Ein Vorziehen der sommerlichen Schichtung, das allein das Lichtklima im Epilimnion verbessert, wirkt sich kaum aus. Auf der nächsten trophischen Ebene, dem Zooplankton (hier nicht gezeigt), sind die Auswirkungen insgesamt gering mit Abweichungen von maximal 0.12 mg l^{-1} , die erst im Juni eintreten. Jede der Modifikationen bewirkt lediglich bis Ende Mai Abweichungen. Sobald die Orthophosphatkonzentration bis auf $1 \mu\text{g l}^{-1}$ zurückgegangen ist, unterscheiden sich die Simulationen nur noch marginal.

Da die Durchmischungstiefe bekanntermaßen einen erheblichen Einfluß auf die Dynamik der Planktonentwicklung hat (Horn, 1975), wurden Simulationen mit systematischen Veränderungen dieser Größe durchgeführt. Während der sommerlichen Schichtung wurde dazu die auf Grund der gemessenen Temperaturprofile bestimmte Durchmischungstiefe jeweils um -5 bis 5 m verändert. Eine Vertiefung geht einher mit einer Erhöhung des epilimnischen Volumens, einer Verringerung der epilimnischen Temperatur sowie einer Erhöhung des Anteils der ins Epilimnion eingeschichteten Nährstofffracht. Die Auswirkungen dieser Modifikationen für die Phytoplanktonbiomasse sowie die Orthophosphatkonzentration sind in Abbildung 4 und 5 dargestellt. Die vertikale Achse gibt das Ausmaß der Vertiefung- bzw. Verflachung der Durchmischungstiefe an; die horizontale Achse die Zeit. Die Farbgebung bei einer Vertiefung von 0 m entspricht dem in Abb. 1 dargestellten Verlauf. Somit wird bei einer Vertiefung der durchmischten Schicht ein etwas verzögertes, um 0.6 mg l^{-1} erhöhtes Phytoplanktonwachstum (Abb. 4) berechnet, bei einer Verflachung jedoch eine Verminderung um bis zu 1 mg l^{-1} . Dies steht auf den ersten Blick im Widerspruch zur anfänglich geäußerten Vermutung, ist aber bei näherer Betrachtung auf die veränderte Einmischung der zufließenden Nährstoffe ins Epilimnion zurückzuführen, die bei einer Vertiefung eine Erhöhung der Orthophosphatkonzentration (Abb. 5) um bis zu 0.3 $\mu\text{g l}^{-1}$ sowie eine Verminderung um mehr als 0.35 $\mu\text{g l}^{-1}$ bei einer Verflachung im Epilimnion ausmacht.

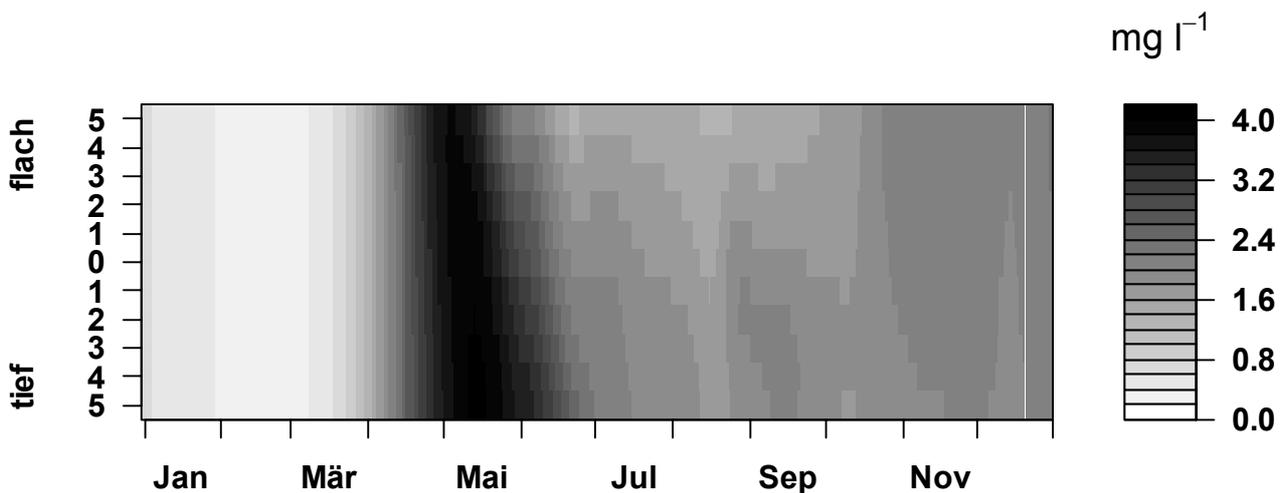


Abbildung 4: Phytoplanktonkonzentration bei Verflachung bzw. Vertiefung der Durchmischungstiefe.

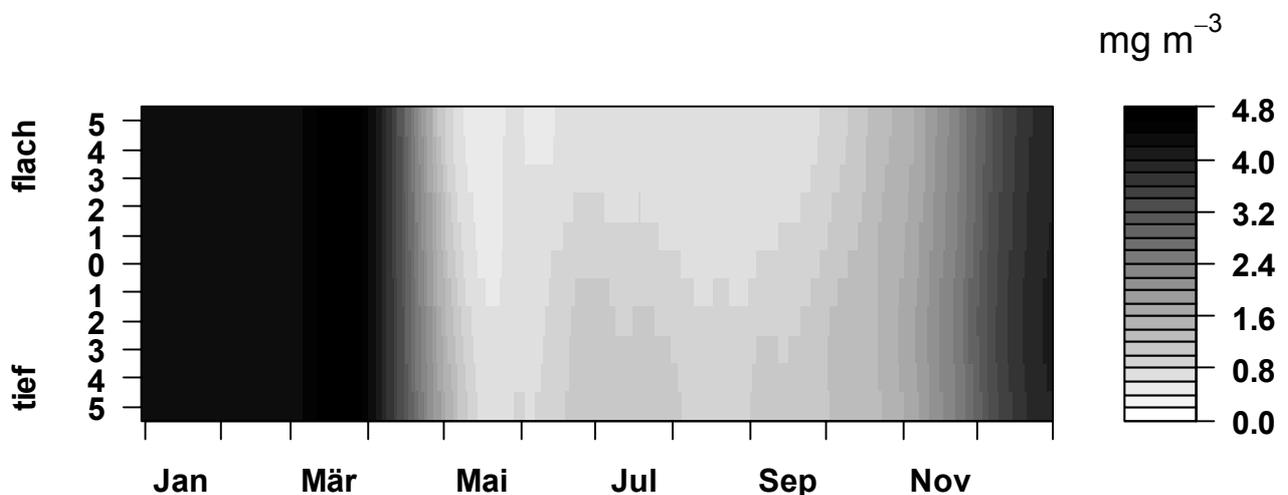


Abbildung 5: Orthophosphatkonzentration bei Verflachung bzw. Vertiefung der Durchmischungstiefe.

Diskussion

Eine Anwendung des Gewässergütemodells SALMO auf die Talsperre Saidenbach für das Jahr 1997 ergab geringe Abweichungen gegenüber den von H. Horn und W. Horn (Sächsische Akademie der Wissenschaften) und L. Paul (Ökologische Station Neunzehnhain) gemessenen Werten. Die systematische Variation der physikalischen Randbedingungen lässt jedoch auf die Auswirkung der im Modell enthaltenen Vereinfachungen der hydrodynamischen Situation schließen. Zunächst ist die Wahl des Untersuchungsgebietes für eine Sensitivität gegenüber den physikalischen Randbedingungen zu diskutieren. Mit einer maximalen Tiefe von 47 m und einem Volumen von $20 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ist Saidenbach als aufgefülltes Kerbtal anzusehen, welches einem ausgeprägten Jahresgang mit langen Frostphasen und Eisbedeckung sowie relativ geringer Windexposition ausgesetzt ist. Das Gewässer ist als mesotroph eingestuft, so dass die frühsummerliche Dynamik rasch von einer Nährstofflimitation gekennzeichnet ist. So können die Auswirkungen bestimmter physikalischer Randbedingungen (z.B. Lichtklima) durch andere, ebenfalls physikalische Prozesse (Einschichtung von Nährstoffen) kompensiert werden. Modifikationen der Randbedingungen wurden sowohl innerhalb als auch zwischen den unterschiedlichen Schichtungsphasen angenommen. Dabei stellt sich heraus, dass die Veränderung der Phasen oder der die Phasen kennzeichnenden Eigenschaften eine größere Auswirkung auf die Ergebnisse hatte, als die Veränderung der Durchmischungstiefe allein.

Bei der Bewirtschaftung von Trinkwassertalsperren wird bei erhöhtem Algenwachstum vermehrt hypolimnische nährstoffreiches Wasser durch den Grundablass abgegeben und somit die epilimnische Schicht vergrößert. Eine solche Vertiefung der durchmischten Schicht bis zu 5 m erzeugt in den SALMO Ergebnissen eine Zunahme der Phytoplanktonbiomasse um mehr als 20 %. Ein Zusammenhang der Veränderung des Z_{mix} -Wertes mit einer Verminderung der epilimnischen Temperatur sowie einer vermehrten Zufuhr von Nährstoffen ins Epilimnion ist jedoch nicht typisch für die Frühjahrsentwicklung, sondern eher für den Herbst.

Es wird deutlich, dass die Auswirkungen von Veränderungen nicht notwendigerweise mit Hilfe einer einfachen Ursache-Wirkungs-Betrachtung abgeschätzt werden können. Erst die Berücksichtigung aller relevanten direkten und indirekten Beziehungen, wie sie z.B. die Auswirkung der Schichtung auf Lichtklima und Nährstoffsituation darstellen, erlaubt eine adäquate Untersuchung.

Diese Arbeit wird im Rahmen des Projektverbundes GETAS (BMBF 02 WT 0235) vom Bundesministerium für Forschung und Technologie unterstützt.

Literatur

- Benndorf, J., F. Recknagel (1982): Problems of application of the ecological model SALMO to lakes and reservoirs having various trophic states. *Ecol. Model.* 17, 129-145.
- Benndorf, J., T. Petzoldt, K. Pütz (1999): Der Einsatz eines ökologischen Modells zur Prognose der Wasserbeschaffenheit von Talsperren und die Wechselbeziehung zur Wassermengenbewirtschaftung. *ATT-Schriftenreihe* 1, 421-438.
- Horn, W. (1975): Einfluß der natürlichen und künstlichen Durchmischung des Wasserkörpers auf Massenentwicklungen des Phytoplanktons. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 3, 5/6, 445-453.
- Horn, H., L. Paul (1984): Interactions between light situation, depth of mixing and phytoplankton growth during spring period of full circulation. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 69, 4, 507-519.
- Petzoldt, T., K. Siemens (2002): Nutzung eines ökologischen Simulationsmodells im Entscheidungsfindungsprozess: Anwendung des Modells SALMO auf die Talsperre Bautzen. *Wasser & Boden*, 54, 9, 42-48.

Simulation der Gewässergüte der Talsperre Bautzen in Abhängigkeit von hydrologischem Regime und Bewirtschaftungsdruck

Katja Siemens, Thomas Petzoldt

TU Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden, ksiemens@rcs.urz.tu-dresden.de

Stichwörter: Talsperre Bautzen, Bewirtschaftung, stochastische Modellsimulation, SALMO, Eingangsdatenreduktion

Einleitung

Die Abschätzung von Folgen anthropogener Eingriffe auf die natürliche Umwelt erfordert eine gute Beurteilung des Istzustandes und zuverlässige Prognosen. Hierbei orientieren sich die zeitlichen und räumlichen Skalen solcher Prognosen einerseits an den zugrundeliegenden Skalen der betrachteten Prozesse, andererseits aber auch an der Handhabbarkeit der resultierenden Modelle. Außerdem ist die Zuverlässigkeit der Prognosen maßgeblich an die Qualität der Eingangsdaten und das Wissen um Systemzustände und –zusammenhänge gebunden. Bei Langfristprognosen wird davon ausgegangen, dass sich das Verhalten des betrachteten Systems auch bei variierenden Randbedingungen nicht grundlegend ändert. Unter diesen Voraussetzungen kann eine den derzeitigen bzw. den möglichen zukünftigen Bedingungen entsprechende Umwelt in der Simulation stochastisch erschaffen und menschlicher Beeinflussung ausgesetzt werden.

Verbesserte Rechentechnik macht eine immer komplexere ökologischen Modellierung möglich. Dies ermöglicht eine zunehmend detaillierte Abbildung der zeitlich und räumlich sehr dynamisch ablaufenden Prozesse in natürlichen und künstlichen Standgewässern. Das Ziel solcher hochauflösenden Modelle besteht zum einen in einer Erweiterung des allgemeinen System- und Prozessverständnisses. Zum anderen sind genauere Prognosen in einer hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung möglich. Die dafür benötigten hochauflösenden Eingangsinformationen standen in dem hier vorgestellten Fallbeispiel nicht zur Verfügung. Die verfügbare Eingangsinformation wurde im Gegenteil noch radikal reduziert. Es sollte deshalb untersucht werden, inwieweit unter diesen Voraussetzungen noch realistische Aussagen in Bezug auf zukünftige Systemzustände getroffen werden können.

Anlass zu dieser Untersuchungen gab die Stilllegung eines Großteils der Lausitzer Tagebaubetriebe. Der Gefahr einer dauerhaften und großflächigen Versauerung der hieraus entstehenden Restseen, soll durch Verdünnung bzw. Pufferung mit Wasser aus angrenzenden Oberflächengewässern entgegengewirkt werden. Außerdem sollen Tagebaurestseen als Speicher zur Wassermengenbewirtschaftung der Spree herangezogen werden. Der dadurch entstehende zusätzliche Bewirtschaftungsdruck auf die Gewässer im Einzugsgebiet der Spree wirft zum einen die Frage nach der tatsächlichen Pufferkapazität des zugeleiteten Oberflächenwassers auf. Zum anderen interessiert die zu erwartende Wassergüte in den betroffenen Gewässern.

Aus diesem Grund wurden von BMBF und Freistaat Sachsen ein Verbundprojekt initiiert, welches sich mit der Erstellung eines kombinierten Wassermengen-Güte-Modells beschäftigt. In insgesamt 10 Teilprojekten werden Gütemodule entwickelt, welche mit dem bereits bestehenden Wassermengenbewirtschaftungsmodell (ArcGRM, Kaden, 1997) gekoppelt werden. Das Endergebnis stellt ein Werkzeug für Langfristprognosen (ca. 35 Jahre) der Gewässergüte im gesamten Spreeeinzugsgebiet auf der Grundlage stochastisch generierter Eingangsgrößen dar.

Der so genannte Kopf des Gesamtmodells, das Bewirtschaftungsmodell ArcGRM, gibt stochastisch generierte Daten zu den hydrologischen und meteorologischen Randbedingungen und zur Wasser-

mengenbewirtschaftung an die einzelnen Gütemodule weiter. Die zeitliche Skala der Eingangsdaten sind hierbei Monatsmittel. Zusätzlich ist der Umfang der verfügbaren Informationen stark eingeschränkt, d.h. sie bestehen lediglich aus Zu- und Abfluss der Talsperren sowie der Globalstrahlung. Hieraus ergibt sich zwangsläufig ein Zwiespalt zwischen der kurzfristigen Steuerung und der hohen Dynamik der Talsperren (z.B. Hydrodynamik, Planktonentwicklung, Resuspensionsprozesse) einerseits und der extrem reduzierten Eingangsinformation andererseits.

Methodik

Zur Simulation der Wassergüte der Talsperren Bautzen und Quitzdorf wurde das vorhandene Wassergütemodell SALMO (Benndorf und Recknagel, 1982) und dessen Anpassung an die Talsperre Bautzen (Petzoldt et al, 2001; Petzoldt und Siemens, 2002) verwendet. Das deterministische Konzept des Modells ermöglicht es, die in einem Standgewässer ablaufenden physikalischen und biologischen Prozesse miteinander zu koppeln und in ihrer Kausalität abzubilden.

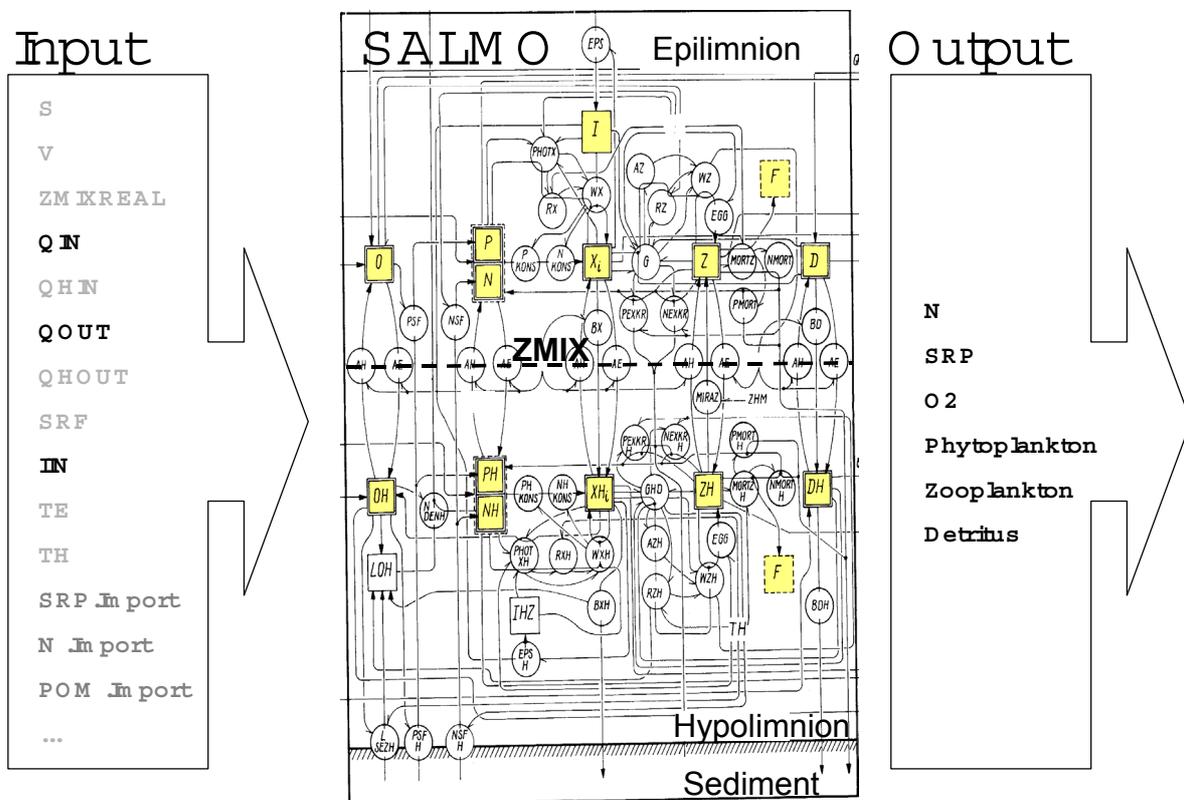


Abbildung 1: Eingangs-Ausgangsdatenmatrizen für das Gewässergütemodell SALMO (nach Benndorf et al., 1985, erweitert).

Die üblicherweise erforderliche Eingangsdatenmatrix (REFAbbildung 1) zeigt, dass neben Informationen zu Bewirtschaftung, Hydrologie und Meteorologie auch interne Randbedingungen (ZMIXREAL = Schichtungstiefe) vorgegeben werden. Letztere steuern vor allem während der sommerlichen Schichtungsphase viele internen Prozesse. Alle Informationen gehen mit größtmöglicher zeitlicher Auflösung in das Modell ein, wobei Dekadenmittelwerte als noch ausreichend genau angesehen werden. Die in der Abbildung schwarz hervorgehobenen Größen (QIN = Zufluss, QOUT = Abfluss, IIN = Globalstrahlung) zeigen die aus dem Bewirtschaftungsmodell (ArcGRM) verfügbaren Eingangsgrößen. Sie werden als stochastisch generierte Monatsmittel bereit gestellt.

Zur Anpassung des Modells SALMO wurden historische Messreihen der Jahre 1996-1998 verwendet. Hierbei standen die hydrologischen Daten (Landestalsperrenverwaltung Sachsen) und die meteorologischen Daten (Institut für Hydrologie und Meteorologie der TU Dresden und Deutscher Wetterdienst) als tägliche Daten zur Verfügung und die Wassergütekriterien wurden auf der Basis mindestens zweiwöchiger Messungen (Institut für Hydrobiologie und Landestalsperrenverwaltung Sachsen) interpoliert. Letztlich standen dem Modell **alle** Informationen in täglicher Auflösung zur Verfügung. Aufgrund des flachen Charakters der Talsperren war eine Anpassung des Sediment-submodells erforderlich (Petzoldt et al., 2001; Petzoldt und Siemens 2002), für alle übrigen Modellparameter wurden die Standardeinstellungen verwendet.

Im zweiten Schritt wurde die Modellreaktion auf die drastische Reduktion der Eingangsinformation untersucht. Dazu wurden die historischen Messreihen auf die von ArcGRM bereitgestellten Informationen reduziert, d.h. die Eingangsdaten beschränkten sich auf Monatsmittel von Zu- und Abfluss sowie der Globalstrahlung. Aus diesen Basisdaten wurden mit Hilfe von Heuristiken und statistischen Verfahren abgeleitete Größen wie z.B. Wassertemperatur, Schichtungsperiode und Durchmischungstiefe abgeleitet. Im letzteren Fall musste ein vereinfachter Algorithmus zur Ableitung der Schichtungsperiode und Lage der Thermokline in Abhängigkeit zur Globalstrahlung angewendet werden, da eine Ableitung aus Temperaturprofilen wie normalerweise üblich nicht möglich war.

Bei Simulation mit stochastisch generierten Eingangsdaten sollte anschließend geklärt werden, inwieweit es möglich ist, unter diesen Bedingungen ein plausibles Systemverhalten zu erhalten. Die Daten beschränkten sich auch hierbei auf Monatsmittel aus Zu- Abfluss und Globalstrahlung. Diese Daten standen in 100 unterschiedlichen Szenarien über jeweils 35 Jahre (Einstauperiode) zur Verfügung. Das Ziel dieser großen Zahl (3500 Jahre) an Realisierungen war, unterschiedlichste Kombinationen von Zufluss- und Bewirtschaftungssituationen und die zu erwartenden Auswirkungen auf die Gewässergüte zu testen und diese letztlich in Form eines reduzierten Gütemoduls (Peters et al., 2002) für ArcGRM zur Verfügung zu stellen.

Ergebnisse

Zunächst wurden die Ergebnisse mit vollständigem sowie reduziertem Eingangsdatensatz verglichen (Abbildung 2). Trotz der stark vereinfachten Ableitung des Schichtungsverhaltens aus der Globalstrahlung, wird die Dauer der Schichtungsperiode gut getroffen. Die Lage der Thermokline kann jedoch auf Grund der groben zeitlichen Auflösung nicht genau wiedergegeben werden. Saisonalität und Extrema der Zustandsgrößen werden jedoch gut abgebildet. Allerdings büßen die Ergebnisse an Dynamik ein, was sich aus der oben erwähnten engen Kopplung zur Schichtungsdynamik ergibt.

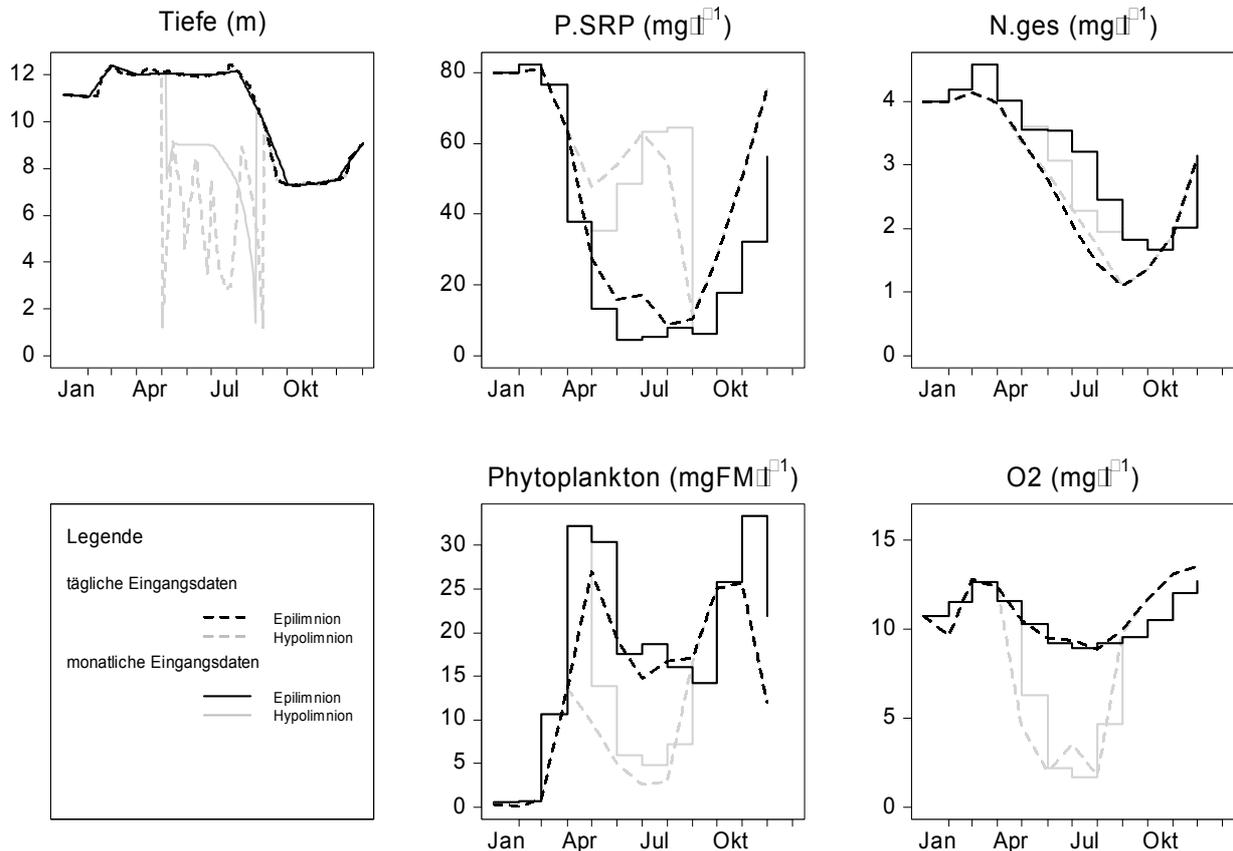


Abbildung 2: TS Bautzen 1997 – SALMO-Simulation der Gewässergüte mit vollständigem (gestrichelt) und reduziertem (durchgezogen) Eingangsdatensätzen.

Beim Vergleich von Simulationsergebnissen mit historischen und stochastischen Eingangsdaten (Abbildung 3) wurde auf das jeweils mittlere Systemverhalten zurückgegriffen. Sowohl Saisonalität als auch „mittlere“ Extremwerte werden auch hier gut abgebildet. Allerdings kommt es auf Grund der Auslotung von extremen Bewirtschaftungssituationen während der Flutungsperiode zu einem häufigerem Auftreten extremer Zustände in der Talsperre. Gut zu sehen ist dies beim Vergleich der Häufigkeit und Größenordnung der hypolimnischen Phosphorrücklösung während der Schichtungsperiode.

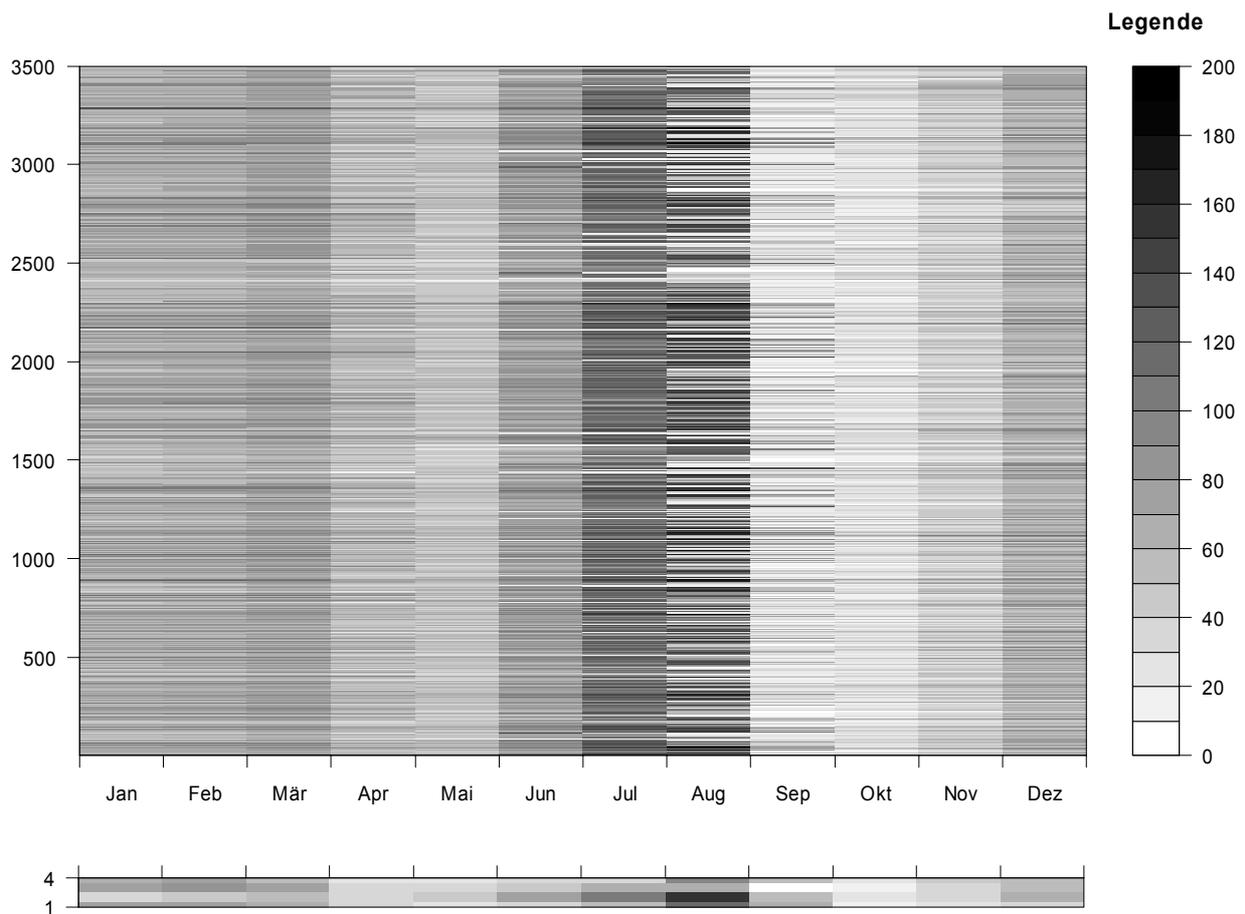


Abbildung 3: Vergleich stochastisch (oben) und historischer (unten) simulierter hypolimnischer SRP-Konzentration ($\mu\text{g/l}$)

Schlussfolgerungen

Eine radikale Reduktion der Eingangsinformationen führt notwendigerweise zu einem Verlust an Information bei der Simulation von Systemzuständen in Talsperren in Bezug auf kurzfristige dynamische Prozesse. Andererseits ist es möglich, saisonales Verhalten sowie innerjährliche Amplituden abzubilden. Dies erscheint vor dem Hintergrund einer Langfristprognose als durchaus zufriedenstellendes Ergebnis. Wenn die Gewässergüte mit stochastisch generierten Eingangsgrößen simuliert wird, kann das mittlere Systemverhalten in Saisonalität und möglichen Extrema ebenfalls abgebildet werden. Allerdings kommt es durch die im Vergleich zu historischen Eingangsdaten größere Variabilität der stochastischen Simulation im Bereich extremer Bewirtschaftungszustände auch zu einer Häufung extremer Systemzustände, welche in historischen Perioden noch nicht beobachtet werden konnten. Inwieweit das Modell hierbei realistische Ergebnisse produziert kann erst in Zukunft beurteilt werden.

Danksagung

Wir danken den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Landestalsperrenverwaltung Sachsen, dem Institut für Hydrologie und Meteorologie der TU Dresden, dem Deutschen Wetterdienst und zahlreichen MitarbeiterInnen und StudentInnen der Arbeitsgruppe Limnologie für die Überlassung ihrer Messdaten. 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.; Recknagel, F. (1982): Problems of application of the ecological model SALMO to lakes and reservoirs having various trophic states. *Ecol. Model.* 17, 129-145.

Benndorf, J.; Koschel, R.; Recknagel, F. (1985): The pelagic zone of Lake Stechlin. An approach to a theoretical model. In: Casper, S. J. (ed.) *Lake Stechlin. A temperate oligotrophic lake.* Junk Publishers, Dordrecht-Boston-Lancaster, 443-453.

Kaden, S. (1997): Water Resources Modeling for Decision Support in Open-Pit Lignite Mining Areas. 6th International Mine Water Association Congress, Bled, Slovenia, published by IRGO & IMWA, Proceedings, Volume 2, 385-396

Petzoldt, T.; Siemens, K.; Ackermann, G. (2001): Kombinierte Mengen-Güte-Bewirtschaftung einer flachen Talsperre: Vorschlag für ein optimiertes Abstauregime. *DGL-Tagungsbericht, Bd. I,* 345-350.

Petzoldt, T.; Siemens K. (2002): Nutzung eines ökologischen Simulationsmodells im Entscheidungsfindungsprozess: Anwendung des Modells SALMO auf die Talsperre Bautzen. *Wasser & Boden,* 54, 9, 42-48

Räuber oder Beute? Die Rolle der invertebraten Räuber in der top-down gesteuerten Talsperre Bautzen

Wagner, Annekatrin; Bollenbach, Manuela; Hülsmann, Stephan; Benndorf, Jürgen

Institut für Hydrobiologie, Technische Universität Dresden, 01062 Dresden,

Email: awagner@rcs.urz.tu-dresden.de

Keywords: *Daphnia*, *Leptodora*, *Chaoborus*, *Piona*, Konsumtion, Biomanipulation, Wassertemperatur

Einführung

Das Langzeitexperiment zur Biomanipulation (1981-1999) in der Talsperre Bautzen hat zu einer dauerhaften Zunahme des Biomasseanteils piscivorer Fische am Gesamtfischbestand (>50 %) geführt. Infolgedessen treten ausgedehnte Perioden mit hohen Biomassen von *Daphnia galeata* auf. Es gibt aber auch Phasen, in denen die Daphnienpopulation zusammenbricht (Benndorf et al. 2001). Es soll geprüft werden, ob infolge des hohen Raubfischanteils der Fraßdruck der planktivoren Fische auf wirbellose Räuber so gering ist, dass sich diese in stärkerem Maße etablieren bzw. in ihrer Dominanzstruktur verändern und infolgedessen einen starken Fraßdruck auf die Daphnien ausüben können (Benndorf et al. 2000). In der Talsperre stellen *Leptodora kindtii*, *Chaoborus flavicans* und *Piona* spp. die wichtigsten invertebraten Räuber von *D. galeata* dar. Die räuberische Cladocere *L. kindtii* ist ein taktiler Räuber, der die Beute mit dem 1. Beinpaar greift, in den Fangkorb presst und mit den Mandibeln Stücke aus der Beute herausreißt bzw. kleine Organismen im Ganzen ingestiert (Herzig 1994). *C. flavicans*-Larven verfügen über Mechanorezeptoren, mit denen die Beute detektiert und im folgenden angegriffen und im Ganzen verschlungen wird, wobei die Größe der Maulspalte die Beutegröße limitiert. Die räuberischen Wassermilben der Gattung *Piona* packen ihre Beute mit den Palpen, stechen diese mit den Cheliceren an, verflüssigen deren innere Organe mittels Verdauungsenzymen und saugen diese dann aus (Matveev et al. 1989).

Material und Methoden

Freiland

Die Basis dieser Analyse bildet das Datenmaterial der Untersuchungsjahre 1982-1999 sowie von Kurzfristuntersuchungen (jeweils Mai-August 1996-1999), die in der Talsperre Bautzen durchgeführt und durch Laborexperimente ergänzt wurden. Während *Piona* mit Hilfe von Vertikalnetzzügen (250 µm) am Tag beprobt wurde, war eine Quantifizierung von *C. flavicans*-Larven und *L. kindtii* im Pelagial der Talsperre nur nachts möglich (Planktonnetze mit 250 und 780 µm Maschenweite). *D. galeata* wurde mittels Friedinger-Schöpfer in 1 m-Tiefenschritten beprobt (Hülsmann & Weiler 2000). Weitere Details zur Probenahme der 0+Fische sowie zur Analyse der Futterzusammensetzung und zur Berechnung der Konsumtionsraten sind in Wagner et al. und Mehner et al. (1998) dokumentiert.

Fraßexperimente zur Bestimmung der Fraßverluste von L. kindtii

Die Fraßexperimente erfolgten in 2 Liter-Bechergläsern bei 18°C im Halbdunkel über 24 h. Als potenzielle Beute wurde in etwa das natürliche Zooplanktonspektrum der TS Bautzen (einschließlich *L. kindtii*) verwendet. Der Fraßdruck des III. und IV.-Larvenstadiums von *C. flavicans* bzw. der adulten Individuen von *Piona* (jeweils 1 Individuum pro Becherglas) auf *L. kindtii* wurde in 5 Experimenten mit jeweils 3 Replikaten quantifiziert.

Fraßexperimente zur Bestimmung des Fraßdrucks auf D. galeata

Die Fraßexperimente (Dauer 24–48 h) erfolgten bei 18°C und einem 16:8 Tag-Nachtrhythmus in 1 Liter –Gläsern, denen Talsperrenwasser (einschließlich des herbivoren Zooplankton) sowie jeweils ein Individuum von *L. kindtii*, *C. flavicans* (Larven) oder *P. imminuta* bzw. *P. pussila* aus der TS Bautzen zugegeben wurde (Wagner et al.). Es erfolgte die Quantifizierung der individuellen Konsumtion der invertebraten Räuber einschließlich deren Selektivität bei einem Abundanzspektrum von *D. galeata* zwischen 15 und 150 Ind l⁻¹ (Tab. 1). Die Kontrollen wurden jeweils ohne Zugabe eines Räubers durchgeführt. Die Anzahl der mit 3 Replikaten durchgeführten Experimente zeigt Tab. 1.

Ergebnisse und Diskussion

Abundanzentwicklung der invertebraten Räuber

Die Abundanzentwicklung der invertebraten Räuber im Pelagial der TS Bautzen in der Sommerperiode von zwei für das Gewässer charakteristischen Jahren zeigt Abb. 1. Die höchsten Abundanzen wurden in beiden Jahren von *L. kindtii* erreicht, wobei das Maximum bei etwa 2 Ind l⁻¹ lag. Die Population bestand zu durchschnittlich 40 % aus adulten Tieren. Das adulte Stadium von *Piona* trat in ein oder mehreren diskreten Kohorten mit Abundanzmaxima von 0,3 Ind l⁻¹ auf. Juvenile Stadien der Milben wurden nicht erfasst. Bei *C. flavicans* waren die Abundanzen im Beobachtungszeitraum bereits auf Werte von 0,05 Ind l⁻¹ gesunken, wobei die Verpuppung Mitte Juni stattfand. Die höchsten Abundanzen von *C. flavicans* traten im Herbst auf.

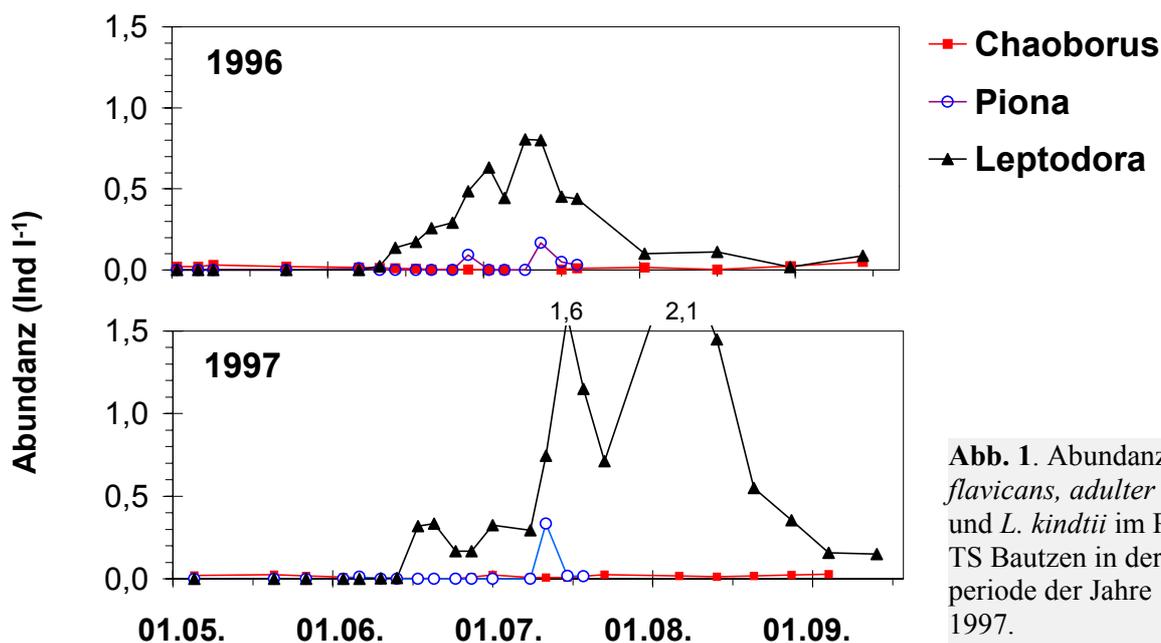


Abb. 1. Abundanzen von *C. flavicans*, adulter *Piona* spp. und *L. kindtii* im Pelagial der TS Bautzen in der Sommerperiode der Jahre 1996 und 1997.

Top-down- und bottom-up- Steuerung der Populationsentwicklung von *L. kindtii*

Der wichtigste bottom-up wirkende Steuerfaktor der Populationsentwicklung von *L. kindtii* ist die Wassertemperatur (Abb. 2). Der Schlupf der im Sediment überwinterten Dauereier beginnt bei etwa 9°C, danach ist die Populationsdynamik von *L. kindtii* aber noch temperaturlimitiert. Erst nachdem eine Wassertemperatur von 17°C überschritten wird, setzt eine Massenentwicklung ein. Im Herbst findet bei Unterschreitung einer Wassertemperatur von 15°C zunächst eine verstärkte Bildung von Männchen und Dauereiern, danach der Zusammenbruch der Population statt.

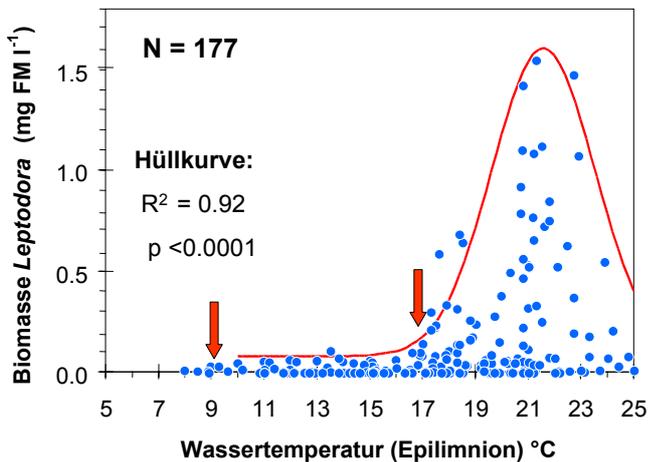


Abb. 2.
Die Wassertemperatur im Epilimnion der TS Bautzen als Steuerfaktor der Biomasseentwicklung von *L. kindtii* im Zeitraum 1984 bis 1999.

Die Hüllkurve in Abb. 2 zeigt die für die jeweilige Wassertemperatur im Epilimnion maximal zu erwartende Biomasse von *L. kindtii*. Die Datenpunkte unterhalb der Kurve entsprechen den Situationen, in denen die Populationsentwicklung von anderen Faktoren, u.a. auch durch Fraßdruck gesteuert wird.

Als potenzielle Räuber von *L. kindtii* kommen sowohl die Fische (insbesondere 0+Perciden, Plötze (*Rutilus rutilus*)) als auch die Invertebraten (*C. flavicans* und *Piona* spp.) in Frage. Basierend auf den in den Fraßexperimenten mit *C. flavicans*-Larven sowie adulter *Piona* ermittelten Konsumtionsraten konnte nachgewiesen werden, dass das IV. Larvenstadium von *C. flavicans* sowie adulte *Piona* *L. kindtii* konsumiert (Maxima: *C. flavicans*: 8,5 bzw. *Piona*: 6,2 *L. kindtii* Ind⁻¹d⁻¹; Mittelwerte: *C. flavicans*: 6,0 (±2,3) bzw. *Piona*: 4,7 (±2,0) *L. kindtii* Ind⁻¹d⁻¹). Beim III. Larvenstadium sowie bei *Piona* <1mm hingegen gehört *L. kindtii* nur in Ausnahmefällen zum Beutespektrum. Da im Gewässer die Begegnungswahrscheinlichkeit eine große Rolle für den wirkenden Fraßdruck spielt, kann dieses Ergebnis zunächst nur bedingt auf die Freiwassersituation übertragen werden. Da aber sowohl die aus den im Sediment lagernden Dauereiern geschlüpften Metanauplien und juvenile *Leptodora* als auch das III.-IV.-Stadium von *C. flavicans* in der Hellphase das gleiche Habitat nutzen, ist es sehr wahrscheinlich, dass auch im Gewässer Fraßverluste von *L. kindtii* auftreten. Bestätigt wird diese Annahme durch die Beobachtung, dass die exponentielle Populationszunahme von *L. kindtii* in allen Jahren erst dann stattgefunden hat, wenn die Verpuppung von *C. flavicans* im Wesentlichen abgeschlossen war.

Im Gegensatz zu den invertebraten Räubern war eine Quantifizierung des Fraßdrucks der Fische auf *L. kindtii* im Gewässer selbst möglich. Ein nennenswerter Fraßdruck geht nur von den 0+Perciden aus, während ältere Barsche sowie die Plötze *L. kindtii* nur in wenigen Ausnahmefällen

konsumierten. Ein starker Fraßdruck von 0+Zander (*Stizostedion lucioperca* L.) und von 0+Barsch (*Perca fluviatilis* L.) auf *L. kindtii* setzt ein, wenn die Fische eine Totallänge von 25 mm überschreiten und die *L. kindtii*- Abundanzen eine ausreichend hohe Begegnungswahrscheinlichkeit von Räuber und Beute gewährleisten. Unter diesen Voraussetzungen findet über einen Zeitraum von wenigen Wochen eine wirksame top-down Kontrolle von *L. kindtii* statt, wobei Barsch und Zander der Altersklasse 0 bis zu 15,3 % (1998) bzw. 6,7 % (1997) der *L. kindtii*-Biomasse pro Tag eliminieren (Abb. 3), was aber nicht zum Zusammenbruch der Population führt.

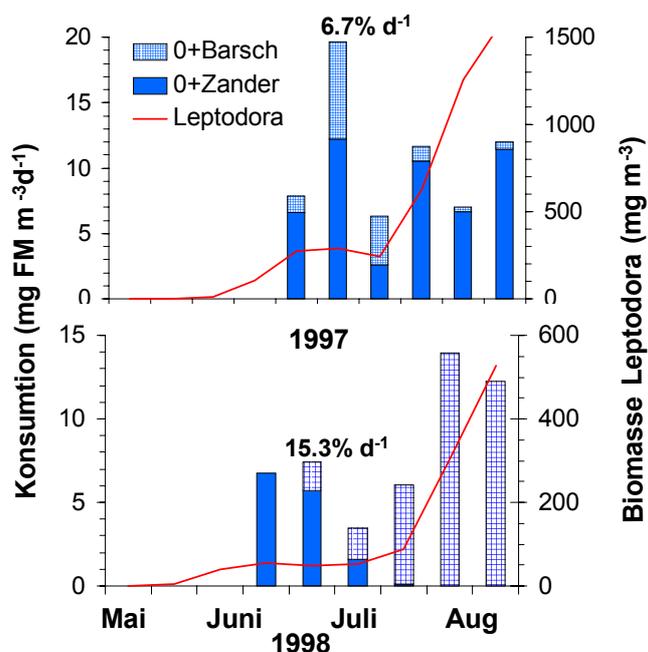


Abb. 3. Konsumtion von *L. kindtii* durch 0+Barsch und 0+Zander und Biomasseentwicklung von *L. kindtii* im Sommer 1997 und 1998 sowie maximale Anteile der (Fisch)-fraßbedingten Verluste am standing stock von *L. kindtii*.

Die Rolle der invertebraten Räuber als Daphnienkonsumenten im Pelagial der TS Bautzen

Die höchsten Konsumtionsraten erzielte bei den Fraßexperimenten bei allen getesteten Daphnien-Abundanzen *C. flavicans* des III. und IV. Larvenstadiums, gefolgt von *Piona* >1 mm und *L. kindtii* >4 mm (Tab. 1).

Tab. 1. Mittelwerte und SA der Konsumtionsraten der invertebraten Räuber bezogen auf *D. galeata* als Beute in Abhängigkeit von verschiedenen Beutedichten (n=Anzahl der Experimente).

Körperlänge (mm):	n	Ind. Konsumtionsrate (Daphnien Räuber ⁻¹ d ⁻¹)		
		<i>Piona</i> spp. > 1	<i>Chaoborus flavicans</i> > 8	<i>Leptodora kindtii</i> > 4
Abundanz <i>D. galeata</i> (Ind. l ⁻¹)				
10-30	2	7,8 (0,6)	10,8 (0,2)	7,7 (1,4)
31-80	2	10,5 (1,4)	13,8 (3,4)	8,6 (1,7)
81-150	3	14,2 (1,0)	16,0 (4,0)	10,3 (3,8)

Wendet man die *functional response*-Kurven auf die jeweils beobachtete Abundanz von *D. galeata* im Pelagial der Talsperre an (Hülsmann und Weiler 2000) und multipliziert die individuellen Konsumtionsraten dann mit der ebenfalls quantifizierten Abundanz der invertebraten Räuber in den für die Daphnien-Konsumtion relevanten Stadien, dann ergeben sich maximale Konsumtionsraten von bis zu 1600 Ind m⁻³d⁻¹ (Abb. 4). *C. flavicans* spielt nur bis Mitte Mai eine Rolle als Räuber, danach geht der stärkste Fraßdruck auf *D. galeata* 1997 von *L. kindtii* und 1998 von *Piona* spp. aus. Vergleicht man die Konsumtionsraten der invertebraten Räuber (Abb. 4) mit den durch Fische

verursachten Fraßverlusten der Daphnien (Wagner et al.), dann zeigt sich, dass beide Verlustraten in der gleichen Größenordnung liegen. Eine wichtige Rolle als Steuerfaktor der Daphnienentwicklung wird den untersuchten invertebraten Räubern auch in anderen Gewässern zugeschrieben (z.B. Matveev et al. 1989, Herzig 1994, Benndorf et al. 2000).

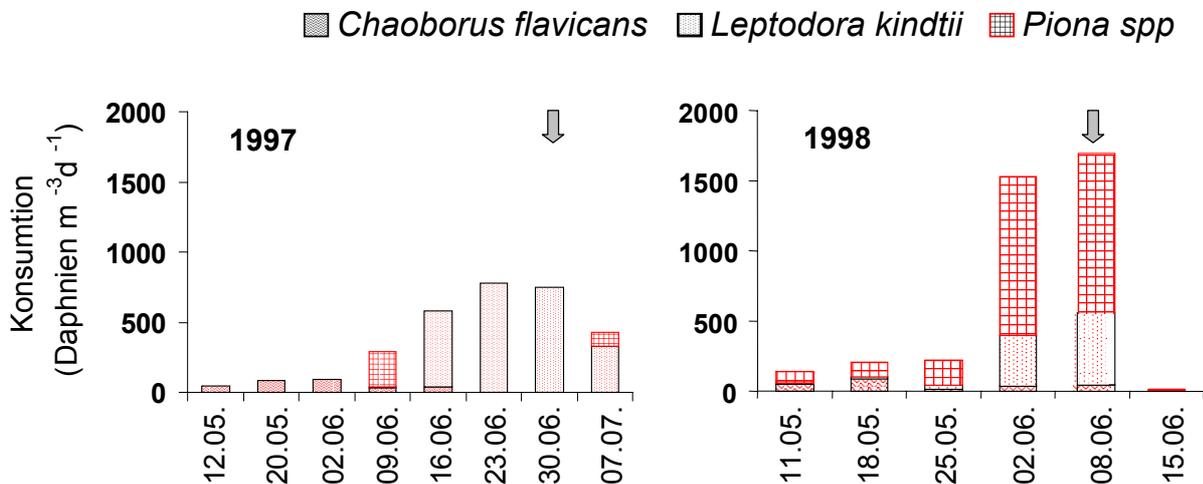


Abb. 4. Konsumtion von *D. galeata* durch invertebrate Räuber im Pelagial der TS Bautzen im Zeitraum von Mitte Mai bis zum Zusammenbruch der Daphnienpopulation (gekennzeichnet durch Pfeile) 1997 und 1998.

Bezüglich der Stellung der invertebraten Räuber im Nahrungsnetz der TS Bautzen ist zu resümieren (Abb. 5), dass von allen drei Arten ein Fraßdruck auf *D. galeata* ausgeht. Während *L. kindtii* und *C. flavicans* Daphnien < 1mm bevorzugen, konsumieren *Piona spp.* vor allem Daphnien > 1 mm und damit adulte, eitrage Individuen. Damit sind die Milben in ihrem Fraßverhalten eher dem der vertebraten als der invertebraten Räuber vergleichbar. Bezüglich der top-down Kontrolle von *L. kindtii* spielen die 0+Perciden die größte Rolle, zusätzliche Fraßverluste können insbesondere von *C. flavicans* ausgehen. Demgegenüber haben sowohl *C. flavicans* als auch *Piona* sehr effektive Räubervermeidungsstrategien entwickelt, die zu minimalen Fraßverlusten führen. Sowohl die Plötzen als auch die älteren Perciden spielen als Räuber der pelagischen Invertebraten keine entscheidende Rolle.

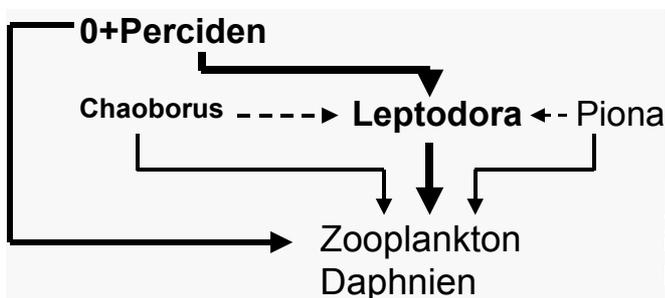


Abb. 5. Stellung der invertebraten Räuber im Nahrungsnetz der TS Bautzen.

Zur Charakterisierung der direkten und indirekten Effekte der Biomanipulation auf das Nahrungsnetz der TS Bautzen war es wichtig zu prüfen, inwieweit die top-down-Steuerung des Fischbestandes zu einem Anstieg der Biomasse der invertebraten Räuber und damit letztlich auch zu einer Verstärkung oben genannter Effekte geführt hat. Die Analyse ergab, dass erstmalig mit Überschreitung eines Raubfischanteil am Fischbestand von 30 % die Wahrscheinlichkeit des

Auftretens hoher Biomassen von *L. kindtii* und *C. flavicans* deutlich ansteigt im Vergleich zur Phase der Biomanipulation mit einem Raubfischanteil < 30% (Abb. 6). Die in Abb. 6 aufgezeigten Unterschreitungswahrscheinlichkeiten bestätigen, dass auch in der TS Bautzen, wie z.B. im Steinbruchrestgewässer in Gräfenhain beobachtet (Benndorf et al. 2000), die invertebraten Räuber in die durch die Abnahme der Biomasse der planktivoren Fische frei gewordenen Nische schlüpfen. Dieses Ergebnis bestätigt die Annahme (Benndorf und Kamjunke 1999), dass die Übersteuerung des System bereits bei Überschreitung eines Raubfischanteil von 30 % einsetzt.

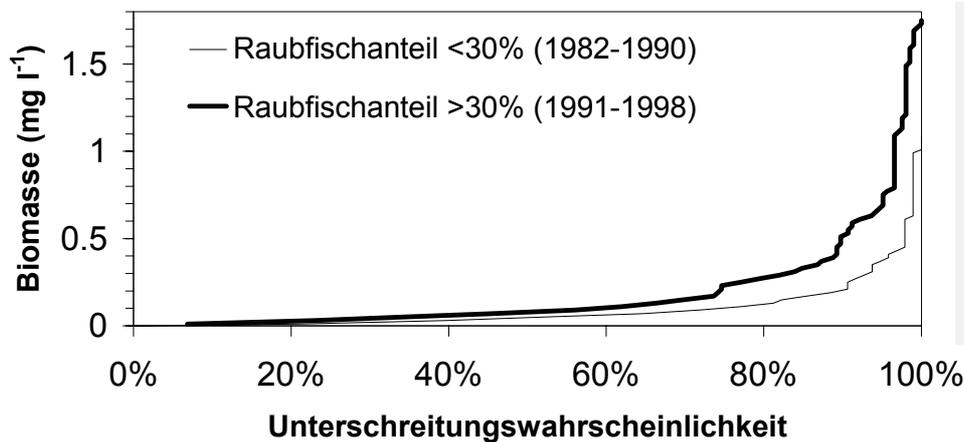


Abb. 6. Vergleich der Wahrscheinlichkeit des Auftretens hoher Biomassen von *L. kindtii* und *C. flavicans* (Summe) bei einem Raubfischanteil am Gesamtfischbestand von < bzw. > 30 % in der TS Bautzen (1982-1998).

Danksagung

Die Autoren danken U. Hornig, R. Dumke, R. Kruspe, S. Reichel, A. Köhler, U. Miersch, B. Meltzer, A. Herschel, P. Ritter, R. Zehrer, H. Voigt, J. Kranich, U. Kahl und H. Dörner für die Bereitstellung von Daten sowie der DFG für die finanzielle Unterstützung (Projekt Be1671/2-2/3).

Literatur

- Benndorf, J. und N. Kamjunke. 1999. Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen. Materialien zur Wasserwirtschaft. Sächsisches Landesamt für Geologie.
- Benndorf, J., B. Wissel, A. F. Sell, U. Hornig, P. Ritter, and W. Böing. 2000. Food web manipulation by extreme enhancement of piscivory: an invertebrate predator compensates for the effects of planktivorous fish on a plankton community. *Limnologia* **30**: 235-245.
- Benndorf, J., J. Kranich, T. Mehner, and A. Wagner. 2001. Temperature impact on the midsummer decline of *Daphnia galeata*: a long-term data analysis from the biomanipulated Bautzen Reservoir (Germany). *Freshw. Biol.* **46**: 199-212.
- Herzig, A. 1994. Predator-prey relationships within the pelagic community of Neusiedlersee. *Hydrobiologia* **276**: 81-96.
- Hülsmann, S., and W. Weiler. 2000. Adult, not juvenile mortality as a major reason for the midsummer decline of a *Daphnia* population. *J. Plankton Res.* **22**: 151-168.
- Matveev, V. F., C. C. Martinez, and S. M. Frutos. 1989. Predator-prey relationships in subtropical zooplankton: water mite against cladocerans in an Argentine lake. *Oecologia* **79**: 489-495.
- Mehner, T., S. Hülsmann, S. Worischka, M. Plewa, and J. Benndorf. 1998. Is the midsummer decline of *Daphnia* really induced by age-0 fish predation? Comparison of fish consumption and *Daphnia* mortality and life history parameters in a biomanipulated reservoir. *J. Plankton Res.* **20**: 1797-1811.
- Wagner, A., S. Hülsmann, H. Dörner, M. Janssen, U. Kahl, T. Mehner, J. Benndorf. Initiation of the midsummer decline of *Daphnia* as related to predation, non-consumptive mortality and recruitment: a balance. Submitted.

Das Auftreten von problematischen Phytoplanktonarten in Talsperren

Verena Niesel¹, Ingrid Chorus¹, Ralf Sudbrack², Hartmut Willmitzer³, Eberhard Hoehn⁴

1) Umweltbundesamt, Corrensplatz 1, 14195 Berlin, verena.niesel@uba.de

2) Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Bahnhofsstr. 14a, 01796 Pirna

3) Thüringer Talsperrenverwaltung, Talsperrenstr. 25-27, 99897 Tambach- Dietharz

4) Limnologie-Büro Hoehn/WKK, Glümerstr. 2a, 79102 Freiburg

Keywords: Asterionella, Gymnodinium, Wasserqualität, Talsperre, ökologische Nische, Modell

1. Einleitung

In diesem vom BMBF finanzierten Projekt soll ein prognostisches statistisches Modell zum Auftreten von problematischen Phytoplanktonorganismen in Talsperren entwickelt werden. Als problematische Organismen werden Arten bezeichnet, welche die Trinkwasserqualität herabsetzen bzw. die Aufbereitung erschweren, entweder durch die Bildung von Geruchs- oder Geschmacksstoffe (einige Chrysophyceae und Cyanobakterien), durch die Toxinproduktion (einige Vertreter der Cyanobakterien), durch das Verstopfen der Filter (einige Arten der Bacillariophyceae) oder durch sekundären bakteriellen Wiederbewuchs, welcher häufig nach dem Massenaufreten von größeren Gehäuse bildenden Arten wie z.B. *Gymnodinium* sowie einigen Arten der Cryptophyceae beobachtet wurde (vgl. Chorus 2001, Ketelaars 1994, Kriegsmann 1994, Hoehn 2000, Schmidt et al. 2002, Willmitzer 1994, Willmitzer 2001, Tab.1).

Tabelle 1: Probleme bei der Aufbereitung und beim Transport von Wasser aus Talsperren und Beispiele für verursachende Arten

Problem	Art (Beispiele)
Bildung von Geruchs- und Geschmacksstoffen	<i>Uroglena</i> spp, <i>Synura</i> spp, <i>Dinobryon</i> spp
Toxinproduktion	<i>Microcystis</i> spp, <i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Pl. rubescens</i> , <i>Anabaena</i> spp
Verstopfen der Filtersysteme	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Fragilaria</i> spp
Bakterieller Wiederbewuchs	<i>Gymnodinium uberrimum</i> , <i>Cryptomonas</i> spp

2. Datensatz

Um das Auftreten dieser Arten zu untersuchen, wurden biologische, chemische und hydrologische Daten von verschiedenen Talsperren in Deutschland (Sachsen, Thüringen, Schwarzwald) zur Verfügung gestellt. Alle Talsperren befinden sich in Mittelgebirgen. Sie variieren u. a. hinsichtlich Größe, Tiefe, Maxis, Hydrographie und trophischem Status. Ein vereinfachtes Klassifikationsschema der Talsperren zeigt, dass überwiegend stabil geschichtete Talsperren

(Definition: Mathes et al. 2002) in verschiedenen Trophiestufen und wenige ungeschichtete aber stark eutrophierte Talsperren einbezogen wurden (Tab.2).

Tabelle 2: Vereinfachtes Klassifikationsschema der Talsperren

Anzahl der Talsperren	Oligotroph	Mesotroph (incl. oligo-mesotroph, meso-eutroph)	Eutroph (incl. hypertroph, polytroph)
stabil geschichtet	6	9	6
ungeschichtet			3

In die Auswertung gehen über 1300 Mischproben (epilimnische bzw. 0-20m tiefenintegrierte Mischproben) aus 24 Talsperren ein. Die biologischen und chemischen Methoden wurden weitgehend nach DIN-Verfahren durchgeführt, die Auswertung der Phytoplanktonproben erfolgte nach von den Autoren abgestimmten Methoden.

3. Ergebnisse

Im folgenden werden exemplarisch die Bedingungen dargelegt unter denen zwei ausgewählte Problemarten (*Asterionella formosa* und *Gymnodinium uberrimum*) über 80 Prozent des Gesamtbiovolumen im Wasserkörper erreichen, wobei für *Asterionella formosa* die Ergebnisse als Einzelgrafiken dargestellt werden, während die Ergebnisse von *Gymnodinium uberrimum* tabellarisch zusammengefasst sind. Die Ergebnisse basieren jeweils auf einer paarweisen Betrachtung des Parameters „Anteil des Biovolumens der Problemart am Gesamtbiovolumen“ und einem „Umgebungsparameter“.

Ergebnisse zum Auftreten von *Asterionella formosa* in Mittelgebirgstalsperren

Die deskriptive Auswertung der Daten von *Asterionella formosa* ergibt einen eingeschränkten Bereich in dem *Asterionella formosa* dominant im Wasserkörper ist (Abb. 1, Tab. 3). So erreicht *Asterionella formosa* hohe Biovolumina und hohe relative Anteile am Gesamtbiovolumen in ungeschichteten eutrophen und stabilgeschichteten mesotrophen Talsperren. Bis auf die Monate August und September konnten Anteile über 80 % im Gesamtbiovolumen erreicht werden. Die Wassertemperaturen lagen bei den hohen Anteilen immer unter 12°C, der Wasserkörper am Tag der Beprobung war überwiegend durchmischt. Bei der Auswertung des pH-Bereiches ist ein Schwellenwert von pH 6,7 zu erkennen, unter dem *Asterionella formosa* nicht mehr auftritt (es sind Talsperren mit pH-Werten unter 6,7 in der Datenbank, siehe auch Auswertung für *Gymnodinium uberrimum*, Tab 4). Die Gesamtphosphorkonzentrationen betragen bei der mindestens 80%igen Dominanz von *Asterionella formosa* über 75 µg/l. Zur Beschreibung der Lichtsituation im Wasserkörper wurde das Verhältnis zwischen euphotischer (Zeu) und Durchmischungstiefe (Zmix) genutzt. So konnten die hohe Dominanz nur bei Zeu/Zmix-Verhältnissen von unter 0,75 festgestellt wurde, somit bestätigen die Ergebnisse, dass *Asterionella formosa* mit relativ geringen Lichtintensitäten gut auskommt.

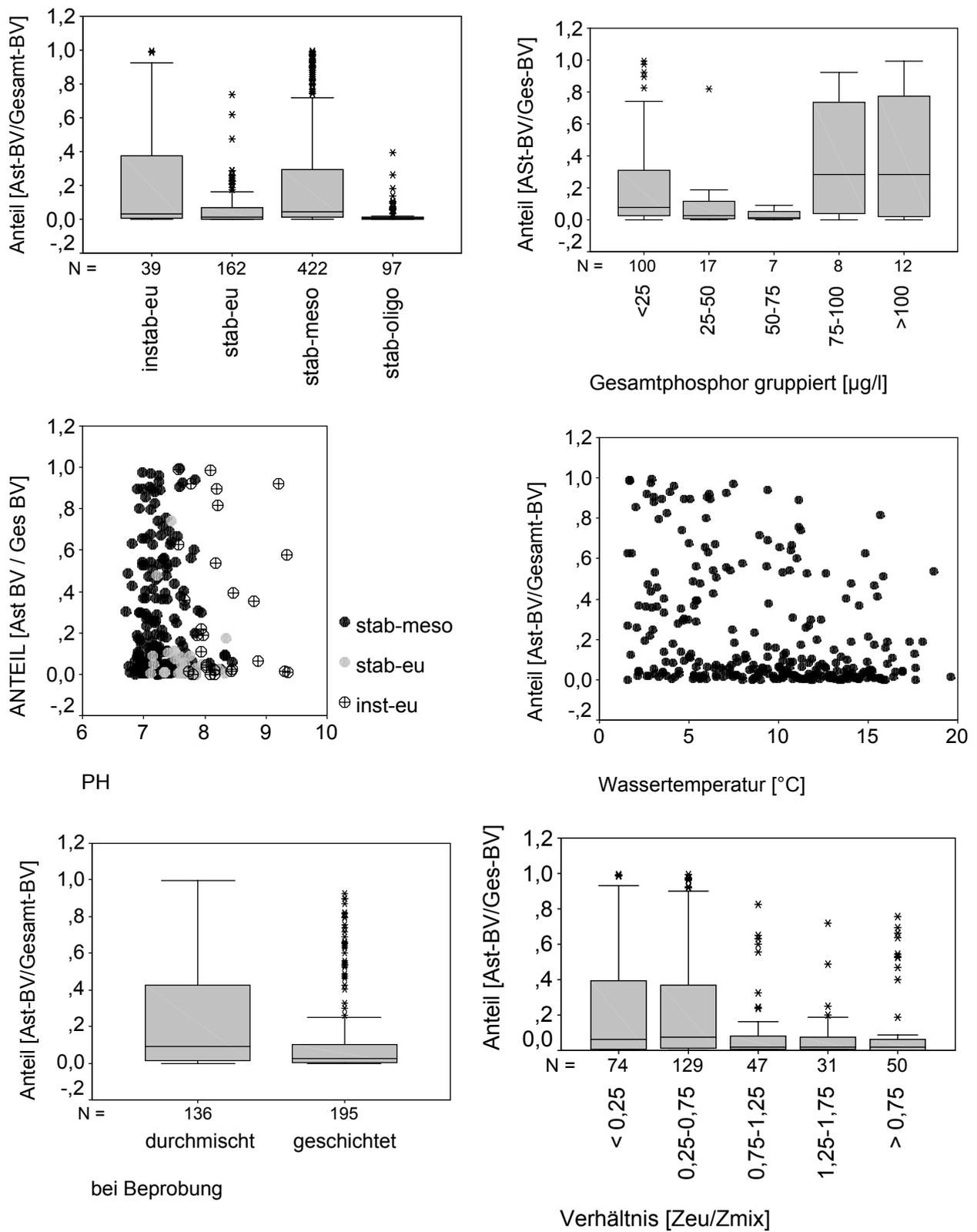


Abbildung 1: Der Anteil von *Asterionella formosa* im Gesamtbiovolumen im Verhältnis zu verschiedenen Parametern: Gewässertypen nach vereinfachtem Klassifikationsschema (stab = stabil geschichtet, inst = ungeschichtet, oligo = oligotroph, eu = eutroph, meso = mesotroph), Gesamtphosphor (TP) gruppiert, pH-Wert, Wassertemperatur, Durchmischung des Wasserkörpers bei Beprobung und Verhältnis zwischen euphotische Tiefe (Zeu) und Durchmischungstiefe (Zmix)

Tabelle 3: Auftreten von Asterionella formosa mit mindestens 80% des Gesamtbiovolumens

Parameter	Bereich
Talsperrentyp	ungeschichtet-eutroph, stabil geschichtet –mesotroph
Wassertemperatur	2 - <12°C
pH-Wert	> 6,7
Saisonalität	nicht im August und September
Durchmischung bei Beprobung	überwiegend durchmischt
Gesamtphosphor	überwiegend >75 µg/l
Verhältnis zwischen euphotischer und Durchmischungstiefe (Zeu/Zmix)	< 0,75

Ergebnisse zum Auftreten von *Gymnodinium uberrimum* in Mittelgebirgstalsperren

Das Auftreten *Gymnodinium uberrimum*, mit einer Dominanz von mindestens 80 % des Gesamtbiovolumens, kann ebenfalls auf einen bestimmten Bereich der Umgebungsbedingungen eingeschränkt werden (Tab. 4, keine Grafiken). So traten hohe prozentuale Anteile nur in stabil geschichteten mesotrophen und oligotrophen Talsperren auf. Die Wassertemperaturen lagen bei Dominanz immer zwischen 4 und 15 °C. Im Vergleich zu *Asterionella formosa* bevorzugt diese Art den sauren Bereich. *Gymnodinium uberrimum* kann das ganze Jahr mit hohen Anteilen auftreten. Die Schichtungsverhältnisse am Tag Beprobung scheinen für die Dominanz von geringerer Bedeutung zu sein. Das Verhältnis zwischen Zeu/Zmix zeigt, dass die Art sowohl bei hohen als auch bei geringen Lichtintensitäten in hohen Anteilen auftreten kann. Die Gesamtphosphorkonzentrationen lagen bei hohen Anteilen im Gesamtbiovolumen immer auf einem geringen Niveau.

Tabelle 4: Auftreten von Gymnodinium uberrimum mit mindestens 80% des Gesamtbiovolumens

Parameter	Bereich
Talsperrentyp	stabilgeschichtet mesotroph, stabilgeschichtet oligotroph
Wassertemperatur	4-15 °C
pH-Wert	5,0-7,0
Saisonalität	das ganze Jahr
Durchmischung bei Beprobung	geschichtet und durchmischt
Gesamtphosphorkonzentration	< 12 µg/l
Verhältnis zwischen euphotischer und Durchmischungstiefe (Zeu/Zmix)	<< 1 bis 20

4. Berechnung der Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Problemart

Basierend auf den Daten in der erarbeiteten Datenbank wurde die Auftretenswahrscheinlichkeit p berechnet, hier exemplarisch für *Asterionella formosa* dargestellt (Tab. 5).

Danach liegt die Wahrscheinlichkeit, dass *Asterionella* bei Temperaturen unter 12°C auftritt bei 60 %, dass sie unter diesen Bedingungen dominant wird (≥ 80 %), hat nur eine Wahrscheinlichkeit von 6 %. Ebenso wurde die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten und die Dominanz in ungeschichteten eutrophen und stabil geschichteten mesotrophen Talsperren berechnet (86 % und 5 %). Betrachtet man die beiden Bedingungen gemeinsam, so ergibt sich für das Auftreten bei Temperaturen unter 12 °C in ungeschichteten eutrophen und stabil geschichteten mesotrophen Talsperren eine Wahrscheinlichkeit von 59 % und für die Dominanz von 7 %.

Die Wahrscheinlichkeit für die Dominanz der Problemart ist unter diesen Bedingungen sehr gering, aber bei der richtigen Auswahl der Bedingungen und bei der zusätzlichen Kombinationen von mehr als zwei Bedingungen kann die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten sicherlich erhöht werden. Somit bietet diese Berechnung eine Möglichkeit prognostische Aussagen zu treffen und diese in Zahlen zu transferieren.

Tabelle 5: Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von *Asterionella formosa* unter spezifischen Bedingungen (gültig für Talsperren in Mischprobendatenbank)

Bedingung	Anzahl der Proben in der Datenbank	Anzahl der Proben mit % <i>Asterionella</i> BV am Gesamt BV	
		> 0 %	≥ 80 %
Wassertemperatur <12°C	552	311	32
Wahrscheinlichkeit p		60 %	6 %
ungeschichtet - eutroph	857	739	39
stabilgeschichtet – mesotroph		86 %	5 %
Wahrscheinlichkeit p		249	31
Beide Bedingungen zusammen	421	249	31
Wahrscheinlichkeit p		59 %	7 %

5. Ausblick:

Bis zum Ende des Projektes werden für alle Problemarten die Bereiche beschrieben, in denen die Arten bestimmte Anteile (>5%, 30%, 50%, 60% und 80%) im Phytoplankton erreichen bzw. ihre absoluten Werte bestimmte Grenzen überschreiten. Ferner werden die Ergebnisse mit Talsperrendaten evaluiert, die nicht in die Datenbank eingegeben wurden. Zusätzlich wird die Betrachtung von mehreren Umgebungsbedingungen mittels multivariater statistischer Verfahren das Auftreten der problematischen Arten auf bestimmte Umweltsituationen einschränken, deren Ergebnisse für ein späteres prognostisches Modell verwendet werden.

Danksagung:

Wir möchten den Talsperrenverwaltungen für die freundliche Bereitstellung der Daten und der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT) Arbeitskreis Biologie für die inhaltliche Unterstützung bei der Auswertung danken. Das Vorhaben wird finanziert vom BMBF, Förderkennzeichen . 02 WT 9852/7.

Literaturverzeichnis:

- Chorus, I. (2001): Cyanotoxins : Occurrence, causes, consequences. Springer Verlag Berlin. 357 S.
- Hoehn, E (2000): Planktoneliminierung - Der Weg vom Rohwasser zum Reinwasser. In: Hoehn, E., Schmidt-Halewicz, S. & Zintz, K. (Red.): Talsperre Kleine Kinzig - Quelle für unser Trinkwasser. Jubiläumsschrift 25 Jahre Zweckverband Kleine Kinzig Alpirsbach. Heimbach, Stuttgart (308 S.): 285-302.
- Ketelaars, H.A.M. (1994): Ursachen und Bekämpfung der Geruchs- und Geschmacksprobleme in der Trinkwasserversorgung und ihre Lösung. In: Ketelaars, H.A.M., Nienhüser, A.E. & Hoehn, E. (Red.) Die Biologie der Trinkwassertalsperren. ATT-Information. Academic Book Centre, De Lier: 133-153.
- Kriegsmann, J. (1994): Massenentwicklung von Kieselalgen - ein Problem für die Trinkwasseraufbereitung: Ein Erfahrungsbericht am Beispiel des AVU-Wasserwerks Rohland an der Ennepetalsperre. In: Ketelaars, H.A.M., Nienhüser, A.E. & Hoehn, E. (Red.): Die Biologie der Trinkwasserversorgung aus Talsperren. ATT-Information. Academic Book Centre, De Lier: 121-131.
- Mathes, J., Plambeck, G., Schaumburg, J. (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Aktuelle Reihe 5 / 2002 der BTU Cottbus: Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite: 15-24.
- Schmidt, W., Willmitzer, H., Bornmann, K. Pietsch, J., (2002): Production of Drinking Water from Row Water Containing Cyanobacteria – Pilot Plant Studies. In: Environmental Toxicology 17(4) 375-385.
- Willmitzer, H. (1994): Limnologische Untersuchungen an Trinkwassertalsperren in Thüringen, Sachsen und Sachsen-Anhalt im Überblick. In: Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren: Die Biologie der Trinkwasserversorgung aus Talsperren. Academic Book Centre, De Lier, 13-29.
- Willmitzer, H. (in Vorbereitung): Das räumlich - zeitliche Verhalten toxischer Cyanobakterien und deren Toxine in der Trinkwassertalsperre Weida. UBA Schriftenreihe.

GEWÄSSERSANIERUNG

KUSSEROW, R., MÄHLMANN, J., BOBSIN, U., RÖSKE, I., DUMKE, R., ARNOLD, R. & H. FUCHS: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor I. Einschätzung der Kondition in verschiedenen Untersuchungsgewässern

MÄHLMANN, J., ARNOLD, R. & H. FUCHS: Technische Textilien für den Einsatz in der angewandten Limnologie

LAUNHARDT, A. & M. MUTZ: Totholz statt Steine, eine Alternative für Sohlgleiten in abflussschwachen Sandbächen

Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor

I. Einschätzung der Kondition in verschiedenen Untersuchungsgewässern

Kusserow, Ralph¹; Mählmann, Jens²; Bobsin, Ute³; Röske, Isolde¹; Dumke, Roger³; Arnold, Rolf²; Fuchs, Hilmar²

¹ TU-Dresden, Inst. f. Mikrobiologie, Mommsenstr. 13, 01062 Dresden; Ralph.Kusserow@mailbox.tu-dresden.de;

² Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V. (STFI), Annaberger Str. 240 D-09125 Chemnitz; maehlman@stfi.de;

³ TU-Dresden, Med. Fak. Carl Gustav Carus, Inst. f. Medizinische Mikrobiologie und Hygiene, Fetscherstr. 74, 01307 Dresden Ute.Bobsin@mailbox.tu-dresden.de

Schlagwörter: *Dreissena polymorpha*, biologisches Filter, Respiration, Exkretion

Zusammenfassung:

Im Rahmen eines BMBF-Forschungsvorhabens, welches die Entwicklung eines neuartigen biologischen Filters zum Ziel hat, wurde ein Expositionsmonitoring durchgeführt. In der ersten Projektphase wurden insgesamt 11 Kläranlagen, 3 Schwimmteiche, 2 Fischteiche und ein Fließgewässer (Elbe, als Positivkontrolle) in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. An vier Gewässern wurden seit August 2001 wöchentlich Gewässerdaten (u.a. T, O₂, pH, NH₄⁺, NO₂⁻, Chl(a), AFS) sowie jeweils einmal pro Monat "Muschelparameter" (aschefreie Trockenmasse, Atmungs- und Exkretionsrate, Mortalität) ermittelt, die zur Einschätzung der Kondition herangezogen werden können.

Für die Sauerstoffverbrauchs- sowie Stickstoffexkretionsraten (bei T=20°C) von Dreikantmuscheln wurden Werte zwischen 1,14 und 2,82 µgO₂/mgAFDW/h bzw. 0,05 und 0,36 µgNH₄/mgAFDW/h ermittelt. Die Abgabe von CO₂ konnte mit Hilfe von CO₂-Sonden bestimmt werden. Es wurden Raten zw. 1,17 und 2,38 µgCO₂/mgAFDW/h ermittelt.

Die aschefreie Trockenmasse (AFDW) einer „Standardmuschel“ von 15mm Schalenlänge lag bei Tieren aus der Elbe mit Werten von ca. 21,6 mg signifikant (p < 0,01) höher als bei den Muscheln, welche in zwei Schönungsteichen einer Kläranlage exponiert waren. Dort wurden Mittelwerte von 13,6 mg (Teich 1) bzw. 15,6 mg (Teich 2) gemessen.

Einführung

Mit den vorgestellten Untersuchungen werden drei Ziele verfolgt: Es soll ein biologisches Filter (BF) für die Abwasser- und Gewässerreinigung realisiert werden; weiterhin sollen geeignete textile Trägerstrukturen entwickelt werden; schließlich soll ein Hygienemonitor für Oberflächengewässer entwickelt und erprobt werden. Die hier vorgestellten Ergebnisse aus dem ersten Jahreszyklus konzentrieren sich auf die Realisierung des biologischen Filters.

Das Einsatzfeld des BF liegt auf dem Gebiet der Schwebstoffelimination (Algen, Bakterien, Detritus) in speziellen Gewässern bzw. Anlagen. Die Anwendungsgebiete des BF liegen dort, wo erhöhte Frachten an organischen Schwebstoffen die Gewässer belasten und die Minimalanforderungen für das Gedeihen von Dreikantmuscheln erfüllt sind. Planktische Filtrierer sind effektiv bei der Schwebstoffelimination und können in Abwasserteichen für Klarwasserstadien verantwortlich sein (UHLMANN 1958, 1980). Aber auch am Gewässerboden gibt es zahlreiche sehr effektiv filtrierende Organismenarten, so z.B. die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*, D.p.). Das Verfahrensprinzip besteht in der Schaffung eines ökologischen Vorteils für benthische Filtrierer durch Schaffung zusätzlicher Aufwuchsfläche sowie eines verminderten Fraßdruck durch Räuber. Zusätzlich sollen die besiedelten Aufwuchsträger in Bereichen hoher Schwebstoffkonzentration exponiert werden können.

Die Untersuchungen zum Einsatz benthischer Filtrierer konzentrieren sich derzeit auf die Dreikantmuschel. Sie ist leicht in großen Stückzahlen zu besorgen und relativ robust, außerdem ist diese invasive Spezies bereits sehr gut untersucht.

Material und Methoden

Die Tiere stammen aus dem Unterbecken des Pumpspeicherwerkes (PSW) Niederwartha. Es wurden dort künstliche Aufwuchsträger aus Polypropylen-Flächengewirken exponiert, welche innerhalb einer Saison dicht von D.p. besiedelt wurden. Neben D.p. siedelten auch Schwämme, Bryozoen und Insektenlarven (u.a. Chironomidae, *Hydropsyche*) auf dem PP-Substrat. D.p. erreichte dabei Besiedlungsdichten von bis zu 70.000 /m².

Die besiedelten Aufwuchsträger wurden in kleinere Stücke zerschnitten, welche durch Expositionskörbe (20 x 20 x 20 cm) geschützt in verschiedene Untersuchungsgewässer eingehängt wurden. Als Einsatzgewässer wurden Kläranlagenabläufe (insbesondere mit Schönungsteichen), Badegewässer und Fischteiche ausgewählt. Als Positivkontrolle diente der Neustädter Hafen, Dresden (Elbe). Dort wurden aufgrund der guten Erreichbarkeit und des guten Nahrungsangebotes besiedelte Aufwuchsträger auch zwischengehältet bevor sie in insgesamt 11 Kläranlagen, 3 Schwimmteiche, 2 Fischteiche und ein Fließgewässer (Elbe) eingesetzt wurden. Vier Probenahmestellen (Elbe, Kläranlage Reichenau, Waldbad Langebrück) wurden kontinuierlich beprobt, wobei Langebrück nur im Sommer (April-Oktober) befüllt war. Langebrück ist ein intensiv genutztes Waldbad. Der Zulauf ist durch weiches, huminsäurehaltiges Wasser geprägt. Auf der Kläranlage Reichenau wurden zwei in Reihe geschaltete Schönungsteiche mit Expositionskörben bestückt. In Abbildung 1 ist die analytische Vorgehensweise schematisch dargestellt. Neben der Gewässeranalytik erfolgten Untersuchungen zur Respiration und Exkretion (als Parameter der physiologischen Kondition) sowie zur Ermittlung der Filtrationskapazität im Labor. Im Folgenden wird auf die Untersuchungen zur physiologische Kondition eingegangen.

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Untersuchungen über die Eignung von *Dreissena polymorpha* in Filtermodulen

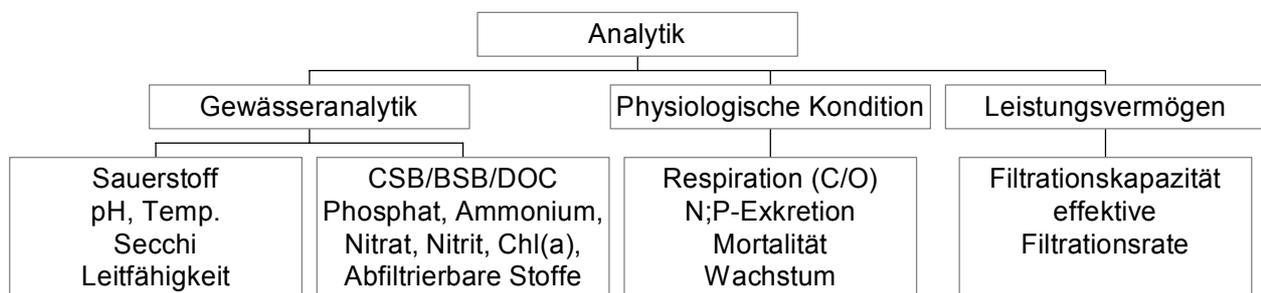


Tabelle 1 zeigt ausgewählte Parameter, die einen Einfluss auf die Kondition von *Dreissena polymorpha* erwarten lassen. Hohe Ammonium-Konzentrationen führen zum Tode. Es konnte jedoch keine pH-Abhängigkeit festgestellt werden; auch bei pH-Werten unter 8,0 war bei hohem NH₄-N (> 20 mg/L) eine 100 %ige Mortalität zu verzeichnen. Ein pH-Wert unter 6,9 führt zu einem kontinuierlichen Kalziumverlust und wird daher ebenfalls nicht toleriert. In diesem Zusammenhang sollte das Säurebindungsvermögen möglichst hoch sein. In besonders weichen Gewässern, wie z.B. dem Waldbad Langebrück ist offenbar nicht genügend Kalziumkarbonat für die Schalenentwicklung vorhanden. Der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen (AFS) gibt Auskunft über das Nahrungsangebot.

Ziel der vorgestellten Untersuchungen war es, Aussagen über die Kondition von *Dreissena polymorpha* in den untersuchten Gewässern zu treffen. Die Stoffwechselaktivitäten von D.p. (gemessen als Respiration und Exkretion) sind abhängig von der Temperatur und der Körpergröße. Neben Sauerstoffverbrauchsraten und Stickstoff-Exkretionsraten wurden auch Kohlendioxid- sowie Phosphat-Exkretionsraten ermittelt. Dazu wurde eine Standardmethode entwickelt. Monatlich wurde eine Stichprobe von Muscheln aus den entsprechenden Expositionsgewässern entnommen und im Labor 48 h lang in Standardwasser (DIN EN ISO 7346-1) adaptiert.

Tabelle 1: Übersicht ausgewählter für die Kondition von *Dreissena* maßgebender Beschaffenheitsparameter. Die ersten vier Zeilen umfassen die ständig untersuchten Gewässer (Langebrück nur April-Oktober).

Ort bzw. Gewässer	Spezifikation	NH ₄ -N [mg/L]	pH [-]	AFS [mg/L]	SBK [mmol/L]
Elbe bei Dresden	Kontrolle	0,3 ± 0,21	7,8 ± 0,5	9,0 ± 4,0	1,8 ± 0,2
KA Reichenau T1	Schönungsteich	0,3 ± 0,29	7,0 ± 0,1	4,5 ± 2,1	3,0 ± 0,7
KA Reichenau T2	Schönungsteich	0,4 ± 0,25	7,2 ± 0,2	2,9 ± 1,3	3,1 ± 0,8
Langebrück	Badeteich	0,1 ± 0,04	8,1 ± 0,5	2,1 ± 1,1	0,4 ± 0,1
KA Hattingen	Schönungsteich	3,4	7,6	<5	2,7
KA Niederopritz	Schönungsteich	1,3 ± 1,19		<1	1,5 ± 0,2
KA Renquishausen	Schönungsteich	3,4 ± 4,76	7,4 ± 0,4	2,5	1,4
KA Syrau	Schönungsteich	>25	7,5	4,7	0,9
KA Wiedersberg	Schönungsteich	0,1	8,1	4,6	1,8
KA Berglas	Nachklärteich	7,6	7,7	15,6	0,9
KA Stolpen	Nachklärteich	>40	7,8	34	3,8
KA Winkel	Schönungsteich	43	7,8	71	6,8
KA Polenz	Ablauf KA	0,3	6,7 ± 0,1	1,0	1,4
KA Sebnitz	Ablauf KA	2,0	6,9 ± 0,1	4,9	1,5
Taucha	Schwimmteich	0,03	8,1	<1	1,5
Pratzschwitz	Badesee	0,1 ± 0,04	8,5 ± 0,2	4,7 ± 5,3	1,5 ± 0,5
Niederwartha	Pumpspeicherwerk	0,0	8,4 ± 0,2	0,9	1,3
Königswartha	Fischteich	0,1	7,5	4,0	1,7
Öderan	Fischteich	0,0 ± 0,2	6,2		1,2 ± 0,2

Jede Muschelcharge wurde in 4 bis 6 Größenklassen aufgeteilt. Jeweils drei Muscheln einer Größenklasse wurden gereinigt und in 100 mL-Winklerfläschchen gegeben. Es wurden 4 bis 6 Muschelflaschen und 2 Blindansätze für 3 h bei 20 °C inkubiert. Als Versuchswasser diente wiederum das o.g. Standardwasser (Zusammensetzung: 294,0 mg/L CaCl₂ x 2H₂O; 123,3 mg/L MgSO₄ x 7H₂O; 63,0 mg/L NaHCO₃; 5,5 mg/L KCl). Am Anfang sowie Ende jedes Versuches wurden Gelöstsauerstoff, Kohlendioxid-, Ammonium- und Phosphat-Konzentrationen bestimmt. Dabei wurden eine O₂-Sonde (WTW OXI 196) sowie eine vom Kurt-Schwabe-Institut für Mess- und Sensortechnik e. V. zur Verfügung gestellte CO₂-Sonde eingesetzt. Ammoniumstickstoff und Phosphat wurden über nasschemische Methoden (DIN 38 406-5, DIN 38 405-11) ermittelt. Nach dem Versuch wurde die aschefreie Trockenmasse des Weichkörpers bestimmt. Die Respirations- und Exkretionsraten wurden auf das AFDW bezogen.

Als Wert für die Biomasse wurde die Beziehung zwischen Körpergröße und aschefreier Trockenmasse des Weichkörpers gemäß $AFDW = a * SL^b$ (a, b Konstanten; SL Schalenlänge) herangezogen. Zur Ermittlung der Mortalität wurden Körbe mit einer bekannten Anzahl Muscheln in den Gewässern exponiert. Die Anzahl der Tiere sowie leere Schalen wurden mindestens einmal pro Monat bestimmt. Die Sterberate wurde auf die Ausgangsmenge bezogen.

Ergebnisse

Im Verlauf eines Jahres (August 2001 bis August 2002) wurden in den vier regelmäßig untersuchten Gewässern durchschnittliche Respirationsraten von $2,09 \pm 0,43 \mu\text{gO}_2/\text{mgAFDW}/\text{h}$ gemessen. Die mittleren Ammoniumexkretionsraten lagen bei $0,15 \pm 0,08 \mu\text{gNH}_4/\text{mgAFDW}/\text{h}$. Es wurde immer bei konstanter Temperatur ($T = 20^\circ\text{C}$) inkubiert. In den Monaten Mai bis Juli wurden die Kohlendioxid- sowie Phosphatexkretion von Muschelstichproben (2-3 je Gewässer) ermittelt. Es wurden Exkretionsraten von durchschnittlich $1,6 \pm 0,4 \mu\text{gCO}_2/\text{mgAFDW}/\text{h}$, bzw. $0,04 \pm 0,02 \mu\text{gPO}_4/\text{mgAFDW}/\text{h}$ gemessen.

Tabelle 2: Jahresdurchschnittswerte der O₂-verbrauchs-, der NH₄-, der CO₂- sowie PO₄-Exkretionsrate von Dreikantmuscheln in den vier monatlich beprobten Einsatzgewässern

	OD [µg/mg/h]	N-Ex [µg/mg/h]	C-Ex [µg/mg/h]	P-Ex [µg/mg/h]
Elbe	1,90 ± 0,43	0,11 ± 0,04	1,80 ± 0,35	0,040 ± 0,019
Reichenau Teich 1	2,06 ± 0,43	0,14 ± 0,08	1,53 ± 0,30	0,042 ± 0,034
Reichenau Teich 2	2,08 ± 0,36	0,15 ± 0,08	1,64 ± 0,58	0,031 ± 0,020
Langebrück	2,28 ± 0,43	0,15 ± 0,06	1,10 ± 0,17	0,033 ± 0,016

Das durchschnittliche AFDW einer 15 mm-Standardmuschel in der Elbe betrug 21,9 mg (s. Tab. 3). In den anderen Einsatzgewässern wurden AFDW von 11,1 mg bis 15,6 mg erreicht. Auch im PSW Niederwartha (Herkunftsgewässer) wurden durchschnittliche AFDW von 16,0 mg erreicht.

Tabelle 3: Mittelwerte der Konstanten a und b für das AFDW von Dreikantmuscheln sowie AFDW und Schalentrockenmasse (SW; Mittelwert und Standardabweichung) einer 15 mm-Standardmuschel. Zum Vergleich sind die Werte des Herkunftsgewässers (PSW Niederwartha) aufgeführt (AFDW = a SL^b).

	a	b	AFDW [mg]	SW [mg]
Elbe	0,03	2,53	21,9 ± 5,6	169 ± 26
Reichenau Teich 1	0,04	2,22	13,6 ± 4,9	157 ± 21
Reichenau Teich 2	0,03	2,35	15,6 ± 4,2	169 ± 25
Langebrück	0,04	2,10	11,1 ± 4,1	135 ± 6
Niederwartha	0,02	2,56	16,0 ± 3,1	149 ± 19

Die Gesamtmortalität in den Untersuchungsgewässern nach 8 Monaten Exposition betrug zwischen 20 % (Reichenau T2) und 68 % (Reichenau T1). In der Elbe kam es infolge eines Hochwassers kurzzeitig zu sehr hohen Verlusten (s. Abb. 2).

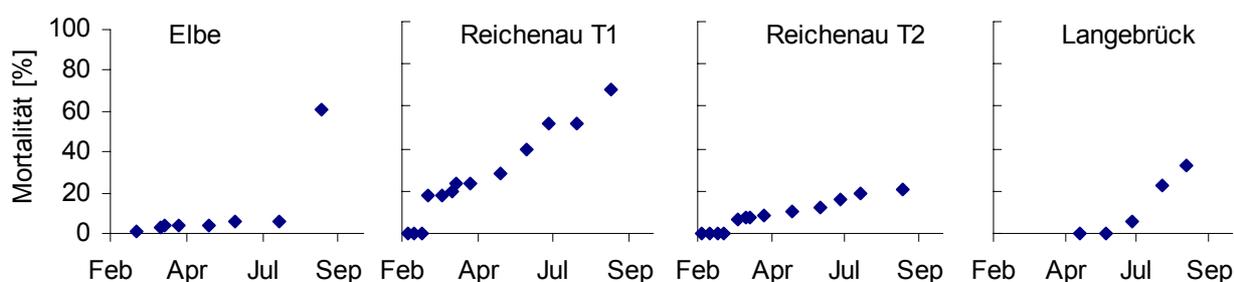


Abbildung 2: Mortalität als Anteil der Ausgangsmenge (Anfang Februar) in den vier ständig beprobten Gewässern.

Diskussion

Die Sauerstoffverbrauchsraten lagen mit rund 2,07 µgO₂/mgAFDW/h auch in der Kläranlage Reichenau auf einem mit Literaturwerten vergleichbaren Niveau (WOYNAROVICH 1961; SPRUNG 1995). Auch wenn sich ein leichter Trend zu höherem Sauerstoffverbrauch in schwebstoffärmeren Gewässern andeutete, waren zwischen den Expositionsgewässern keine signifikanten Unterschiede

feststellbar. THOMPSON & BAYNE (1972) führten drei Kategorien der Stoffwechselraten ein: die Standardrate für hungernde Tiere, die Routinerate für normal fressende Tiere und die Aktivrate bei extrem hohen Sauerstoffverbrauch. Die Aktivrate soll den doppelten bis sechsfachen Wert der Standardrate annehmen. Ein erhöhter Sauerstoffverbrauch bei geringerem Nahrungsangebot steht den Aussagen von THOMPSON & BAYNE (1972), dass hungernde Tiere eher geringere Sauerstoffverbrauchsraten zeigen, entgegen. Auch für die weiteren Stoffwechselgrößen ergaben sich zwischen den Expositionsgewässern keine signifikanten Unterschiede. Es deutete sich eine schwache Tendenz an, dass in schwebstoffärmeren Gewässern, wie dem Waldbad Langebrück mehr Ammonium im Verhältnis zum Sauerstoffverbrauch abgegeben wurde. Außerdem wurde offenbar weniger CO₂ sowie mehr PO₄ abgegeben. Signifikante Unterschiede ergaben sich beim Vergleich des AFDW ($p < 0,01$, Kruskal-Wallis-Test). In der Elbe wurden aufgrund guten Nahrungsangebotes sehr hohe Werte erreicht. Alle anderen in Tabelle 4 aufgeführten Gewässer zeigten keine signifikanten Unterschiede. Auch im Herkunftsgewässer wurde kein signifikant höheres AFDW erreicht als im Teich 2 der Kläranlage Reichenau.

Die Mortalität in der Elbe und im Waldbad Langebrück wurde hauptsächlich durch übermäßiges Verschlammen der Expositionskäfige hervorgerufen. In Langebrück befand sich der Expositionskorb direkt an einem Ansaugstutzen. Im August war der Korb zu einem Drittel von Schlamm (teilweise zersetztes Laub u. dgl.) bedeckt. In der Elbe lag die Mortalität nach den ersten 6 Monaten, d.h. bis zum Hochwasser August 2002 bei etwa 6 % während des Hochwassers starben mehr als 50 % der Tiere im Expositionskäfig. Tiere, die nicht vollständig vom Schlamm bedeckt waren überlebten das Hochwasser unbeschadet. In den Teichen 1 und 2 von Reichenau führten eine Reihe von Stoßbelastungen zur erhöhten Mortalität. Anfang März wurde Salzlake einer Molkerei angenommen, die Leitfähigkeit stieg von 1000µS/cm auf ca. 4000µS/cm (das 10fache des Elbewertes) an. Infolgedessen wurde eine Mortalität von 20 % im Teich 1 festgestellt. Mitte Mai wurden 16 Tonnen Zuckerlösung in die Kläranlage eingeleitet, es kam für mehr als eine Woche in beiden Teichen zum völligen Sauerstoffschwund. 25 % der in T1 eingesetzten Tiere starben. *Lemna* bedeckt gewöhnlich nur den Teich 2. Im Sommer 2002 waren T1 und T2 zu 100% bedeckt. Der Sauerstoffgehalt lag permanent unter 3 mg/L. Insgesamt reagierten die in T1 exponierten Tiere sehr viel sensibler auf die Stoßbelastungen aus dem Klärwerk als in T2, wo über den gesamten Expositionszeitraum (Februar bis September 2002) nur eine Mortalität von 20 % ermittelt wurde. Hiermit sind die Pufferwirkung von Schönungsteichen und ihre potentiell positive Wirkung auf nachfolgende Gewässer gut illustriert. Nach den bisher vorliegenden Ergebnissen, lassen sich die ausgewählten Parameter zur Einschätzung der Kondition nur bedingt heranziehen. Klare Aussagen sind durch die Bestimmung des AFDW und der Mortalität möglich. Zusätzlich zu diesen Parametern soll in zukünftigen Untersuchungen die Wachstumsrate hinzugezogen werden.

Dank

Die Untersuchungen wurden mit Mitteln des bmb+f (FKZ 02WA0177) finanziert. Wir danken Manuela Junge und Inge Schachtschabel für ihre technische Unterstützung. Dem Kurt-Schwabe-Institut für Mess- und Sensortechnik e. V. danken wir für die Bereitstellung der CO₂-Sonde. Die Verfasser danken Prof. Dr. Dietrich Uhlmann für kritische Hinweise.

Literatur

- SPRUNG, M (1995): Physiological energetics of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha* in lakes, 2. Food uptake and gross growth. 3. Metabolism and net growth efficiency. *Hydrobiologia*, **304** (2): 147-158.
- THOMPSON, R. J. & B. L. BAYNE (1972): Active metabolism associated with feeding in the mussel *Mytilus edulis* L. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* **9**: 111-124.
- UHLMANN, D. (1958): Die biologische Selbstreinigung in Abwasserteichen. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **13**: 617-623
- UHLMANN, D. (1980): Limnology and performance of waste treatment lagoons. *Hydrobiologia*, **72**: 21-30
- WOYNAROVICH, E. (1961): The oxygen consumption of the *Dreissena polymorpha* (Lamellibranchia) at different temperatures. *Ann. Biol. Tihany* **28**: 211-216.

Technische Textilien für den Einsatz in der angewandten Limnologie

Mählmann, Jens; Arnold, Rolf; Fuchs, Hilmar

Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V. (STFI), Annaberger Str. 240 D-09125 Chemnitz;

Schlagwörter: Regenwasserrückhalt, biologisches Filter, Renaturierung, Tagebaurestgewässer, Schwimmteiche, Kurzschlussströmung

Zusammenfassung:

In den letzten 10 Jahren ist das Produktionsaufkommen technischer Textilien in Deutschland kontinuierlich gestiegen und liegt heute bei fast 40% der Gesamtproduktion von Textilien. In diesem Zusammenhang wurden immer neue Anwendungsfelder für technische Textilien erschlossen. Zu den wichtigsten technischen Textilien gehören Bau-, Geo- und Umwelttextilien. Neben der Entwicklung von sog. Geokunststoffen, befasst sich das sächsische Textilforschungsinstitut e.V. mit der Entwicklung von technischen Textilien für Anwendungen im Umweltbereich. Besonders interessant ist der Einsatz technischer Textilien in Verbindung mit biologischen Systemen. In solchen Hybridsystemen werden Organismen (z.B. Pflanzen) und textile Strukturen miteinander kombiniert. Dies kann zu neuen Herangehensweisen beispielsweise bei der biologischen Abwasserreinigung führen. Die textilen Strukturen können ökotechnologisch genutzt werden, indem bestimmten Zielorganismen ökologische Vorteile (z.B. Aufwuchsfläche, Refugien) verschafft werden. Vorgestellt werden Anwendungen als textile Pflanzenträger für erdelose Kulturen, textile Festbett Biofilter und schwimmende textile Pflanzen-Inseln.

1. Einführung

In den letzten 10 Jahren ist das Produktionsaufkommen technischer Textilien in Deutschland kontinuierlich gestiegen. Es wurden in dieser Zeit eine Reihe neuer Anwendungsfelder für technische Textilien erschlossen. Bekannt ist der Einsatz als Geotextilien, z.B. bei der Böschungssicherung. Weiterhin gewannen Technische Textilien im Umweltschutz und bei Renaturierungsmaßnahmen an Bedeutung.

Besonders interessant ist der Einsatz technischer Textilien in Verbindung mit biologischen Systemen. In solchen Hybridsystemen werden Organismen (z.B. Pflanzen) und textile Strukturen miteinander kombiniert, welche beispielsweise in der biologischen Abwasserreinigung eingesetzt werden können. Die textilen Strukturen können neben Pflanzen aber auch gezielt mit anderen Organismen, z.B. mit benthischen Filtrierern besiedelt werden. Den Zielorganismen werden dadurch ökologische Vorteile (z.B. Aufwuchsfläche, Refugien) verschafft, wodurch sie technologisch nutzbar werden.

Die interdisziplinäre Entwicklungsarbeit am STFI e.V. führte zu einer Vielzahl von Trägerstrukturen für Organismen:

2. Textile Pflanzenträger für erdelose Kulturen

Die Bauwerksbegrünung (Begrünung flacher und geneigter Dächer, Verkehrs- und Nutzfläche) gewinnt in Europa ständig an Bedeutung, da mit der Zunahme der innerstädtischen Bebauung die Gesamtheit der Grünflächen abnimmt. Durch die Versiegelung von Flächen wird die Retentionsdauer des Niederschlagswassers erheblich verringert, was zu einem schnellerem Abfluss und damit zur Erhöhung der Hochwasserwelle im Vorfluter führt (Mendel, 1996; BMU, 2001).

Die stark versiegelten Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland betragen nach Angaben des BMU (2001) zwar nur etwa 11,8 % (Landwirtschaftsfläche 54,1 %, Waldfläche 29,4%, Wasserflächen 2,2 %, zumeist naturnahe Flächen 2,5 %) in den Siedlungsgebieten und Ballungsräumen lag der Anteil versiegelter Flächen zwischen mehr als 50% und 74,1% (Mendel, 1996). Diese Versiegelung kann aber nicht in allen Fällen verhindert oder rückgängig gemacht

werden. Hier kann über eine Begrünung eine Ausgleichsfläche geschaffen werden, die eine erhebliche mikroklimatische Wirkung entfaltet.

Für die bisher vom Sächsischen Textilforschungsinstitut e.V. Chemnitz versuchsweise begrünten Schräg- bzw. Steildächer wurden vorkultivierte textile Pflanzenträgermatten eingesetzt (Bartl, 1998). Bei Dachbegrünungen wird als Schutz der Dachhaut eine Wurzelschutzfolie verwendet. Diese Spezialmatten bestehen aus einer saugfähigen Unterkonstruktion mit aufgearbeitetem Verdunstungsschutz. Die gesamte Flächenmasse liegt im wassergesättigtem Zustand einschließlich aufwachsender Biomasse bei etwa 14 kg/m². Nach den bisherigen Erfahrungen (Dauerversuch über 5 Jahre auf einem Steildach, Abbildung 1, links oben) sind etwa 2 m² Dachfläche notwendig um 1 m² intensiv-begrüntes Dach ausreichend mit (zwischen gespeichertem) Niederschlagswasser zu versorgen. In einem Extrem-Versuch in Zusammenarbeit mit dem Bauhaus Dessau wurde eine Fassadenbegrünung mit einer speziellen Mattenvariante erprobt (Abbildung 1, rechts). Bei einer bekannten deutschen Chemiefirma wurde sogar der durch die Transpiration der Pflanzen erzeugte erhebliche Kühleffekt versuchsweise zur Prozesswasserkühlung eingesetzt. Rückhalt und Verdunstung können zu einer Entlastung von Kanalisation und Vermeidung von hydraulischen Spitzenlasten z.B. in Kläranlagen beitragen. Die Behandlung von Brauch- und Grauwasser durch solche Dachvegetationssysteme bzw. die Entwicklung von Konzepten zur Verwirklichung des "Abflusslosen Grundstücks" sind Schwerpunkte weiterer Entwicklungsvorhaben.



Abbildung 1: Steil-, Flachdach- und Fassadenbegrünung (Foto Bauhaus Dessau) mit Hilfe substratloser textiler Pflanzenträgermatten (REPOTEX) zur Niederschlagsretention.

Ein weiterer Vorteil der textilgebundenen Vegetationssysteme gegenüber herkömmlichen mehrschichtigen Substrataufbauten erwächst neben der Möglichkeit Leicht- und Steil-Dächer zu begrünen aus der einfacheren Reparaturmöglichkeit des Systems auf Grund der höheren Mobilität.

Bei der Begrünung von Gleiskörpern müssen sich die Vegetationssysteme zu Gleis- und Wartungsarbeiten zerstörungsfrei aus dem Gleiskörper entnehmen und wieder eingelegt lassen. Die Erfahrungen aus dem Bereich der Dachbegrünung führte zu der Entwicklung von ortveränderlichen, hoch lagestabilen speziellen Textil-Konstruktionen für die Begrünung von klassischen Schottergleisen (Querschwellen im Schotterbett). Neben einem Schutz des Schotterbetts vor Einwaschungen von Feinkornanteilen durch den Straßenverkehr und einer Reduktion der Schallemissionen soll auch ein Teil der Jahresniederschlagsmenge zurückgehalten werden.

3. textile Aufwuchsträger für (Mikro-)Organismen

Für den Einsatz in der Abwasserbehandlung und Gewässersanierung eignen sich textile Aufwuchsträger. Hier werden durch die Erhöhung der inneren Oberfläche des Wasserkörpers zusätzliche Aufwuchsfläche für (langsamwüchsige) Mikro- und Makroorganismen angeboten.

Als Grundmaterial für die Herstellung seilartiger Hohlraumstrukturen kamen unterschiedliche biegesteife, schwimmfähige Polypropylen-Bändchenvarianten zum Einsatz. Diese Hohlraumstrukturen wurden als Schuss in Flächengewirke eingebunden. Die so entstehenden gitterartigen groben Wirkstrukturen lassen sich in Breiten von 150 bis 1200 mm, bei einer Dicke von 20 bis 25 mm herstellen. Eine thermische Behandlung der Flächengewirke erlaubte eine weitere Erhöhung der spezifischen Oberfläche um 33% von 8 m²/m² auf 12 m²/m².

Diese textilen Aufwuchsträger erlauben durch ihre Schwingfähigkeit ohne zusätzlichen mechanischen Antrieb, ähnlich wie bei Seegras oder Tangen, eine ständige Grenzflächenenerneuerung. Weiterhin verhindert die grobmaschige Struktur aus chemikalien- und abwasserbeständigen biegesteifen Chemiefasern ein Zusammenfallen und Verkleben der Maschen durch den aufwachsenden Biofilm. Eine sehr gute Durchströmbarkeit mit (Luft-)Sauerstoff und Substrat, auch quer zur Hauptströmungsrichtung, ist gegeben. Durch eine gezielte Beeinflussung der Scherkräfte kann der Biofilm dünn, und damit immer an seiner maximalen Wachstumskapazität (=Umsatzleistungsfähigkeit) gehalten werden.

Die textilen Bakterienträgerstrukturen lassen sich in nahezu allen Typen von Kläranlagen und Bioreaktoren einsetzen und lassen sich auch an bestehende Anlagen anpassen. Ihre Eignung zur Steigerung der Nitrifikationsleistung konnte sowohl im Labor- als auch im Pilot-Maßstab nachgewiesen werden (Münch, 1998; Mähmann et al., 2001). Als weitere Anwendungsformen werden gerollte Module oder flächig aufeinander gelegte Mattenstapel gesehen.

3.1 Nutzung benthischer Filtrierer für die Abwasser-/Gewässerreinigung

In der weitergehenden Abwasserreinigung und Gewässersanierung werden u.a. durch aktive Filtration partikuläre Stoffe aus der Wassersäule entfernt. Filtrierende (planktische) Organismen sind hauptverantwortlich für die Klarheit des Wasserkörpers natürlicher Systeme (Daphnien-Klarwasser-Stadium), wie auch von Schönungsteichen. Im Gegensatz zu technischen Filtern soll ein neuartiges Filter durch die Aktivität sessiler filtrierender Organismen verstopfungsfrei arbeiten. Solche Filter können die Effektivität von Schönungsteichen durch die Verhinderung einer Sekundärverschmutzung in Folge von Algenblüten und durch eine Keimreduzierung steigern.

Das Benthos, zeichnet sich durch eine weitaus größere zeitliche Konstanz aus als die der planktischen Filtrierer wie z.B. Daphnia. Zu den wichtigsten benthischen Filtrierern gehören neben Schwämmen, Moostierchen und Insekten(-larven) die Muscheln. Die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) ernährt sich von Schwebstoffen (Detritus) und Plankton, welche sie aus der Freiwasserregion von Standgewässern oder aus der fließenden Welle filtrierte. Sie zeichnet sich im Vergleich zu anderen Muscheln durch ein besonders hohes Filtrationsvermögen (1 L/(Indiv.*d)) aus. Das Größenspektrum filtrierter Partikel reicht von etwa 0.4 bis 750 µm. Ein 100%iger Rückhalt von Partikel ist ab einer Größe von 5µm möglich. Nach der Eiabgabe ins Freiwasser müssen die freischwimmenden Larven ein geeignetes Substrat finden um zu überleben, zu wachsen und schließlich geschlechtsreif zu werden.

Durch das Bereitstellen zusätzlichen Substrates in Form textiler Aufwuchsträger wird den Dreikantmuscheln eine besonders günstige Exposition im Freiwasser (Pelagial) ermöglicht. Die aktive Oberfläche des Benthos wird in die Freiwasserregion ausgedehnt und führt zu einem günstigerem "mittleren Abstand" zum Plankton, der Hauptnahrung filtrierender Organismen (Abbildung 2).

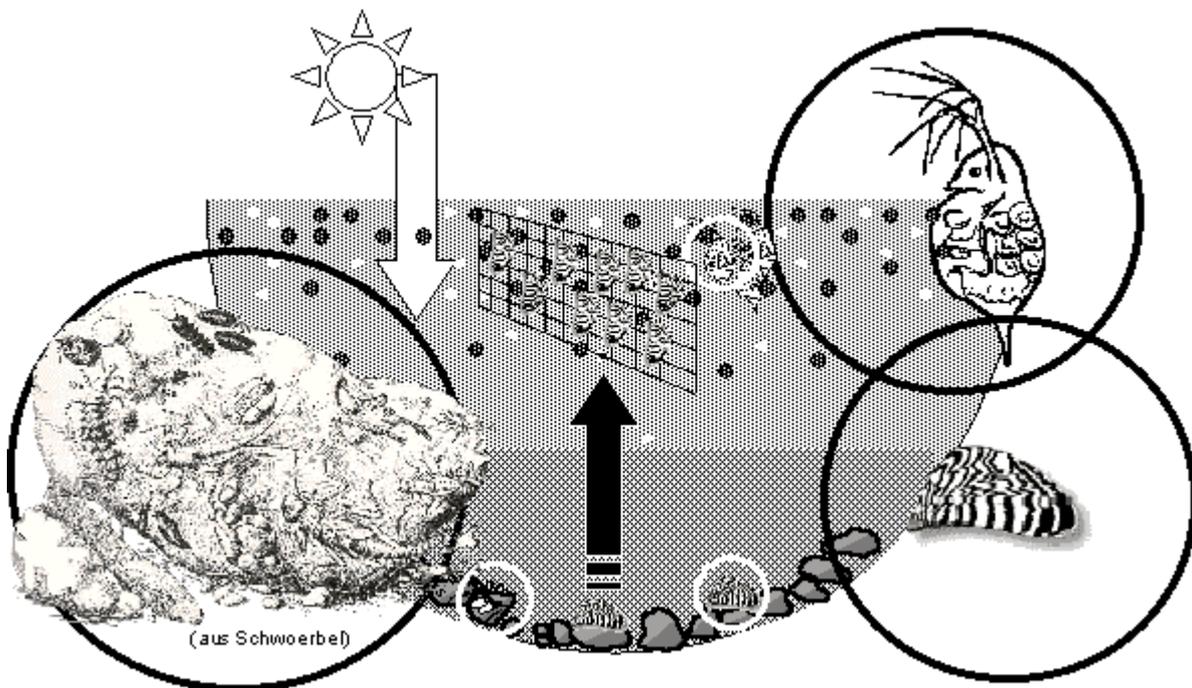


Abbildung 2: Konzept zur Nutzung benthischer Organismen durch textile Aufwuchsträgerstrukturen

Eine flexible textile Trägerstruktur erlaubt es, das biologische Filter (Aufwuchsträger und Benthos-Organismen) direkt in das entsprechende Zielgewässer einzubringen, ohne dass ein gesonderter Behälter oder Reaktor zur Aufnahme der Organismen erforderlich wird (Kusserow et al., 2002a; Kusserow et al., 2002b).

4. schwimmende textile Pflanzen-Inseln

Für die Renaturierung und im Umweltschutz werden im Bereich problembehafteter Uferzonen, in Seen und Fließgewässern sog. Repositionspflanzen (abgeleitet vom lateinischen “reponere” = wiedereinrenken, wiederherstellen) eingesetzt (Landwirtschaftskammer Weser-Ems, 1996). Dabei handelt es sich zumeist um ausgewählte Vertreter der Sumpfstaudengesellschaft (Helophyten), die sich durch eine besondere Wüchsigkeit und/oder Aufnahme-Leistung von Nährstoffen oder Umweltchemikalien auszeichnen. Für diese Pflanzen, wurde vom STFI e.V. in Zusammenarbeit mit einem Textilhersteller (Manfred Huck GmbH, Aßlar-Berghausen) und einem Gartenbauunternehmen (Flor-Rekult, Bensheim) die dreidimensionale Textilstruktur REPOTEX entwickelt (Bartl, 1998, Arnold et al., 2000). Dabei handelt es sich um ein extrem grobes Kettengewirke, das auf einer vom STFI entwickelten neuartigen Kettewirkmaschine mit extrem groben Wirkwerkzeugen hergestellt wird.

Die Eigenschaften von REPOTEX für eine erdelose Begrünung mit Sumpfpflanzen sind im Folgenden dargestellt: Die Matte ist wahlweise verrottungsfest oder verrottbar durch Einsatz entsprechender Materialien. Eine Schwimmfähigkeit kann durch Materialkombinationen erreicht werden. Die Flächenmasse liegt zwischen 500 und 2000 g/m² bei einer Mattendicke bis 25 mm. Matten aus wasserspeicherfähigen Materialien haben ein Wasserspeichervermögen von bis zu 8 L·m⁻². Die Matten sind einfach handhabbar und durch Kombinierbarkeit mit anderen Matten in ihre Größe flexibel (Abbildung 3). Auf die Textilstruktur flach aufgelegte (Repositions-)Pflanzen wachsen bereits nach einer Woche an und bilden mit dieser einen festen Verbund.

Die Einsatzmöglichkeiten der schwimmenden textilen Pflanzeninseln sind vielfältig:

- Auf einem Mischwasserbiotop (Projekt der EXPO 2000) kamen seit 1998 insgesamt 200 m² REPOTEX mit unterschiedlichen Repositionspflanzen zum Einsatz. Die Inseln wurden aus

- Modulen von jeweils 8 – 12 m Länge und 1,2 m Breite zusammen gesetzt.
- Bei einem Einsatz konnte erfolgreich die Umwandlung von Gülle in Biomasse in Zusammenarbeit mit der staatlichen Berufsschule Passau demonstriert werden. Hier diente die Matte als Verankerungssubstrat und darüber hinaus auch als Schutzschicht der Pflanzen vor dem sehr nährstoffhaltigen Wasser-Gülle-Gemisch.
- Auf einem Sammelteich für Silosickersaft konnte mit einer schwimmenden textilen Pflanzeninsel eine wirksame Reduzierung der Geruchsbelästigung erreicht werden.

In Tagebaufolgelandschaften eignen sich die Pflanzeninseln zur Schaffung und Erhaltung von Biotopen. Entstandenen Wasserflächen konnten durch den Einsatz von REPOTEX in blühende Biotope verwandelt werden, die Strukturvielfalt wurde erhöht. Die begrünten Inseln bieten Wasservögeln ideale Rast- und Nistplätze. In Problemzonen können die Inseln aber auch zur Uferbefestigung eingesetzt werden. Dabei ermöglichen sie eine Begrünung und Befestigung der Uferzonen und steiler Böschungen. Erosionen der Uferlinien durch Wellenschlag können durch eine Ausbringung als Halbinsel vermieden werden. Die vielfältige Kombination von REPOTEX mit Uferbegrünung dient z.B. Kleintieren an glatten steilen Uferböschungen als Leiter; die stark strukturierten Matten erlauben Tieren problemlos von der Wasseroberfläche aus das Ufer zu erreichen.



Abbildung 3: Der modulare Aufbau der schwimmenden textilen Pflanzeninseln erhöht die Strukturvielfalt und Handhabbarkeit.

5 Anwendung in Schwimmteichen

Im Kontext der aktuellen Diskussion über “Schwimm-Teiche” als Alternative zur Sanierung von Freibädern wurde die Leistungsfähigkeit schwimmender textiler Pflanzeninseln hinsichtlich ihrer Keimelimination in bakteriell kontaminierten Oberflächengewässern untersucht. Dabei soll eine hygienische Wasserbeschaffenheit nach EU-Badegewässerrichtlinie (RL 79/160/EWG) weitgehend durch Nutzung und Unterstützung natürlicher Keimeliminationsprozesse erreicht werden.

In einem BMWi-Projekt (169/00) wurden drei Teiche in Erdbauweise geschaffen um mikrobiell verunreinigtes Wasser (*Escherichia coli*, Coliforme) eines kleinen Baches, der als Füllwasserspender für ein Freibad dient zu behandeln. Die Oberfläche der Teiche, etwa 400 m² wurde durch schwimmende textile Pflanzeninseln mit Sumpfpflanzen (*Carex gracilis*, *Scirpus lacustris*) vollständig bedeckt. Die Pflanzdichte betrug 10 Pflanzen pro Quadratmeter. Die Pflanzen wurden derart in der Mattenstruktur (ohne zusätzliches Substrat) fixiert, dass die Wurzeln frei in den Wasserkörper hineinragen. Auf Grund des geringen Nährstoffgehaltes des behandelten Wassers entwickelten sich innerhalb von 5 Monaten Wurzeln von bis zu 60 cm Länge. Insbesondere die Wurzeln von *Carex gracilis* entwickelten sich zu dichten Vorhängen.

Bei einem Tracer-Versuch mit dem Farbstoff Natrium-Fluorescein (Abbildung 4) wurde bei einem im Versuchszeitraum gleichmäßigen Zufluss von etwa 20 m³/d (gepunktete Linie) die theoretische Aufenthaltszeit von 14,6 Tagen (V=292 m³) mit 12,6 Tagen (S4, schwarze dicke Linie) fast erreicht. Der in Teichanlagen häufig zu beobachtende hydraulische Kurzschluss (thermische Dichteschichtung des Wasserkörpers) wurde durch eine Kombination von thermischen Effekten (Verdunstung) und hydromechanischen Effekten durch die tief in den Wasserkörper hineinragende Wurzeln sowohl in den Einzelteichen als auch in der Teichkaskade vermieden.

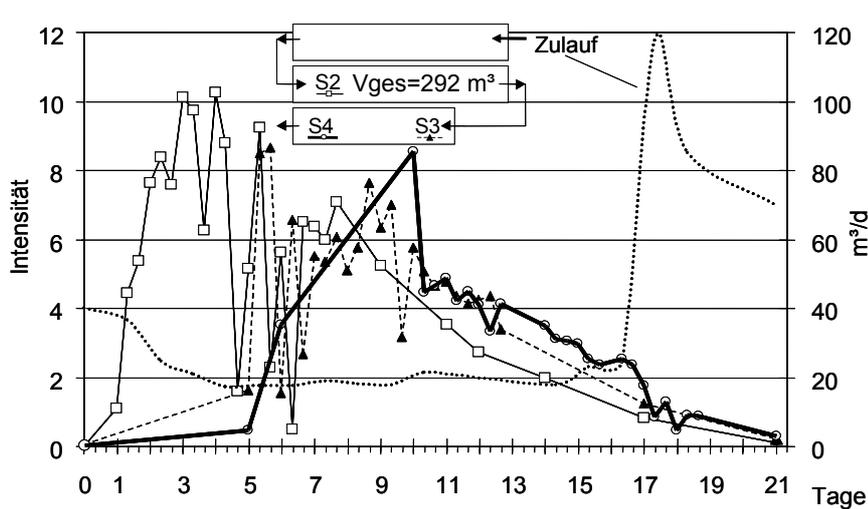


Abbildung 4: Durchgangskurven Natrium-Fluorescein
(Erläuterung im Text)

Für *E. coli* wurde der von der Badewasserkommission des Umweltbundesamtes empfohlene schärfere Grenzwert für Kleinbadeteiche (100 in 100 mL) in 37 von 38 Proben (98 %) eingehalten oder unterschritten. Hinsichtlich des Nährstoffgehalts wurde Trinkwasserqualität erreicht. Der Schwebstoff-Eintrag ins Bad wurde verringert. (Mählmann und Fuchs, 2002; Mählmann und Arnold, 2002).

Dank

Die hier vorgestellten F&E-Projekte wurden mit Mitteln des BMB+f (FZK: 02WA0176 und 0339947) und BMWi (Reg. Nr. 51/97, 069/00 und 397/01) sowie der AiF (11653B) gefördert.

Literatur

- Arnold, R.; Fuchs, H.; Bartl, A.-M.; Hufnagl, E. und Arnold, E. 2000.** Neuartige textile Pflanzenträgermatten für die ökologische Gestaltung von Wasserbauwerken und Dachflächen. *Bauen mit Textilien*, 2, 33-37
- Bartl, A.-M. 1998.** Innovative Textilstrukturen für Pflanzenträger. BMWi-Forschungsbericht Nr. 51/97
- BMU 2001.** Wasserwirtschaft in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Teil 1
- Kusserow, R., Mählmann, J., Mörtl, M., Röske, I., Arnold, R., and Fuchs, H. 2002a.** Biologisches Wasserfilter. *grünForum.LA*, 9, 48-49
- Kusserow, R.; Mählmann, J.; Bobsin, U.; Röske, I.; Dumke, R.; Arnold, R.; Fuchs, H. 2002b.** Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor. I. Einschätzung der Kondition in verschiedenen Untersuchungsgewässern Tagungsbericht DGL, Braunschweig
- Landwirtschaftskammer Weser-Ems 1996.** Repositionspflanzen; Definition einer neuen Fachsparte im Gartenbau. Mitteilungen der LWK Weser-Ems, Lehr- und Versuchsanstalt für Gartenbau Bad Zwischenahn. LVG BZ92W
- Mählmann, J., Zscheile, H., Arnold, R., and Bartl, A.-M. 2001.** Textile structures with very large surfaces for wastewater treatment. *Technical Textiles*, 44, 2. E111
- Mählmann, J., und Fuchs, H. 2002.** Untersuchung zum Einsatz innovativer Textilstrukturen für die Umgestaltung von Freibädern zu Ökobädern. Schlußbericht zum BMWi-Forschungsprojekt Reg.-Nr. 169/00
- Mählmann, J., Arnold, R., and Kusserow, R. 2002.** Innovative filter media made by a combination of textile carrier structures and zebra mussels. *Technical Textiles*, 45, 4. E135-E136
- Mählmann, J., and Arnold, R. 2002.** Schwimmende Pflanzeninseln. *grünForum.LA*, 10. 29
- Mendel, H.G.; Fischer, P. und Hermann, A. 1996.** Hochwasser - Gedanken über Ursachen und Vorsorge aus hydrologischer Sicht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-1022.
- Münch, C. 1998.** Untersuchungen an hintereinandergeschalteten Prozeßstufen zur Stickstoffelimination einer Pilotanlage. Diplomarbeit, Institut für Hydrobiologie, TU-Dresden

Das Potential zur Keimreduktion wurde über eine Periode von 2 Jahren untersucht. Bei einer hydraulischen Belastung zwischen 30 und 180 m³·d⁻¹ wurde eine Keimreduktion für alle Parameter (KBE 20°C; KBE 36°C; *E. coli*; Coliforme) erreicht. Trinkwasser-Qualität wurde hygienisch nicht erreicht. Die Grenzwerte nach RL 79/160/EWG für Coliforme (500 in 100 mL) wurden in 29 von 38 Proben (76 %) eingehalten oder unterschritten.

Totholz statt Steine, eine Alternative für Sohlgleiten in abflussschwachen Sandbächen

Andrea Launhardt, Michael Mutz
BTU Cottbus, LS Gewässerschutz Seestraße 45, 15526 Bad Saarow

Keywords: Renaturierung, Totholz, Sandbach, Sohlerosion, Lagestabilität, Demnitzer Mühlenfließ

Einführung

In den Sandbächen des Landes Brandenburg müssen vielfach kleine funktionslose Querbauwerke rückgebaut sowie künstlich eingetieft Gewässer wieder aufgehöhht werden. Dabei werden steile Sohlgefälle derzeit zumeist durch Sohlgleiten aus Steinblöcken oder Grobsteinen stabilisiert. Die Sohlgleiten sind in den meisten sandgeprägten Tieflandbächen der Region jedoch ein naturfernes Element (Mutz et al. 2001). Die in den naturnahen Sandbächen Brandenburgs ebenfalls vorkommenden steilen Gefällestrrecken werden durch das anfallende Fall- und Sturzholz stabilisiert.

In einem Pilotversuch wurde geprüft, ob erstens der Eintrag einer naturgemäßen Menge an Fallholz eine steile und instabile Sohle eines abflussschwachen Sandbaches stabilisieren kann und zweitens ob und wie sich dieses Holz im Laufe der Zeit umlagert und bachab verlagert.

Methode

Die Untersuchungen erfolgten im Demnitzer Mühlenfließ, einem durch meliorative Maßnahmen geprägten, abflussschwachen Sandbach in Ostbrandenburg. Als Untersuchungsstrecke wurde ein 60 m langer Abschnitt gewählt. Die mittlere Breite betrug 3 m, das Sohlgefälle war 3 ‰. Bereits bei Trockenwetterabfluss lag die mittlere Sohlschubspannung im Abschnitt über dem für die Sohlstabilität kritischen Wert. Die Sohle des Abschnittes war im Sommer 1999 im Zuge einer Renaturierung durch Auftrag eines Sandgemisches um ca. 0,5 m angehoben worden. Nach der Sohlhebung hatte sich erwartungsgemäß eine rückschreitende Sohlerosion ergeben.

Im Januar 2001 wurde eine naturgemäße Holzmenge (86 Hölzer) in den Bachabschnitt eingetragen. Im Mittel hatten die vermessenen und mit Markierungen versehenen Hölzer eine Länge von 1,7 m und einen Durchmesser von 6,7 cm. Die vorgewässerten Hölzer wurden auf die Sohle aufgelegt. Die Lagerungsdichte und die horizontale Position der Hölzer entsprach ungefähr dem Erscheinungsbild von Holz in den naturnahen Referenzstrecken Brandenburger Bäche.

Um die Strukturveränderungen des Untersuchungsabschnittes nach dem Holzeintrag zu erfassen, wurde das Gewässerbett in zeitlichen Abständen mit einem elektronischen Tachymeter in hoher Auflösung vermessen. Die Gerinnesohle wurde als 2,5 dimensionales Triangular Irregular Network und Grid in einem Geographischen Informationssystem (Arc/Info) modelliert. Die Bilanz der Sohlumlagerungen wurde als Differenz der Sohlage der Vermessungszeitpunkte errechnet.

Die Holzumlagerung wurde in etwa halbjährlichen Abständen durch folgende Parameter erfasst: relative Position (Lauflänge, Uferabstand), vertikale Lage (Anteil über/unter Wasserspiegel), horizontale Lage (Winkel zur Hauptströmungsrichtung), Sohlkontakt (als Prozentanteil der Holzlänge), Fixierung und Verbauungsgrad des Abflussquerschnitts bei Trockenwetterabfluss.

Ergebnisse und Diskussion

Nach dem Holzeintrag erfolgten insbesondere im Winterhalbjahr 2002 und im August 2002 unerwartet starke Hochwasserereignisse. Das Hochwasser im August führte oberhalb der Untersuchungsstrecke zu bordvollem Abfluss und einem weiten Ausuferen in die dortige Talau. Dieses Hochwasser dürfte an der Untersuchungsstelle den maximal möglichen Abfluss mit mehr als $500 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ gehabt haben.

In der ersten Periode nach dem Holzeintrag ergaben sich Sedimentumlagerungen innerhalb des Abschnittes und Holzfolgestrukturen der Sohle wie lokale Tiefrippen und Bänke. Der Nettosedimentverlust des Abschnittes reduzierte sich im ersten Jahr nach Holzeintrag um 93 % (Abbildung 1). Im Folgejahr mit heftigen Abflussereignissen im Winter und Sommer wurde sogar ein leichter Sedimentzuwachs von 8 % gemessen.

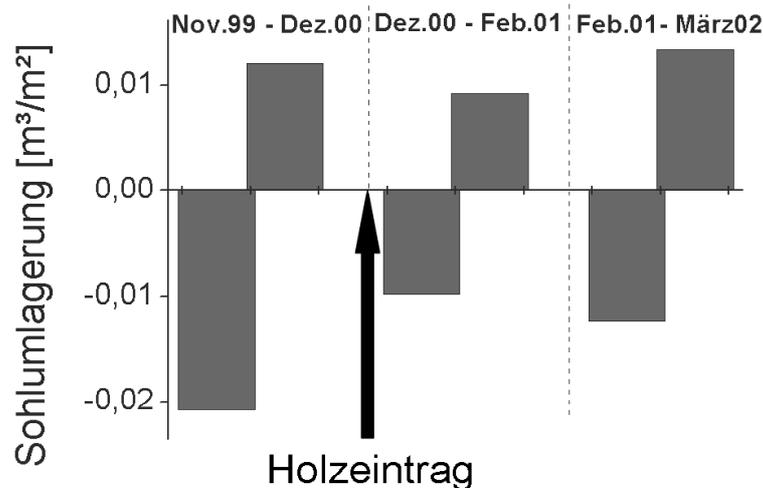


Abbildung 1: Auf- bzw. Abtrag von Sediment im gesamten Untersuchungsabschnitt vor und in zwei Perioden nach dem Holzeintrag.

Bis zum August 2002 wurde ein Großteil der Hölzer umgelagert. Fast 65 % der Hölzer drehten sich in eine strömungsparallele Lage von 0° - 30° (Abbildung 2). Vor allem kürzere und quer zur Strömung liegende Hölzer wurden umgelagert. Durch die Drehungen verringerte sich der Verbauungsgrad im Bachabschnitt geringfügig.

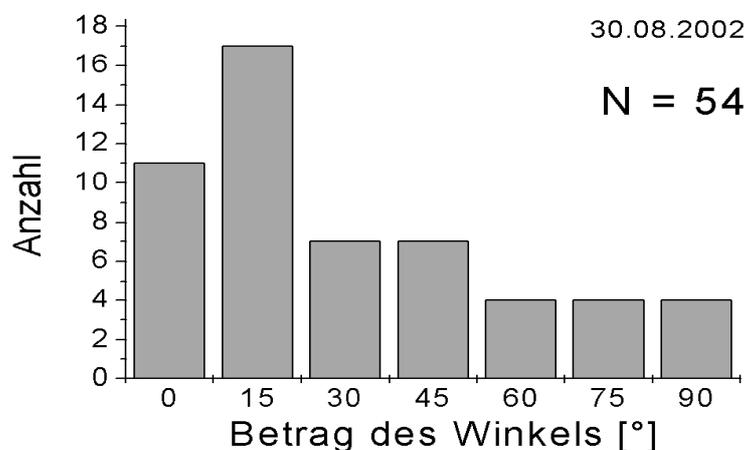


Abbildung 2: Horizontale Lage der Hölzer zur Hauptströmungsrichtung am 30.8.2002. Es ist der Betrag des Winkels zur Strömung angegeben (0° - 30° = strömungsparallele Lage).

Der Sohlkontakt vergrößerte sich bis zum August 2002 bei 59 % der Hölzer, während nur bei 9 % eine Abnahme des Sohlkontaktes durch Unterspülung festgestellt wurde (Abbildung 3). 38 % der Hölzer waren im Laufe der beiden Jahre teilweise oder vollständig in der Sohle eingegraben. Nur vereinzelt wurden diese durch die starken Hochwasserereignisse 2002 wieder freigelegt.

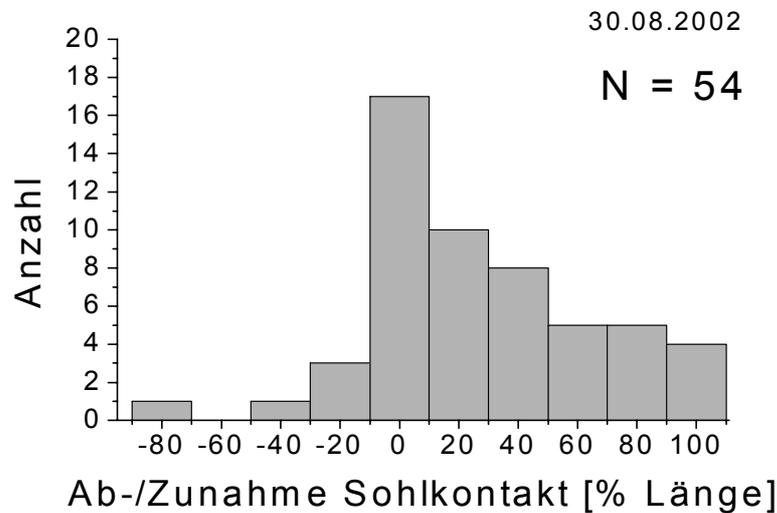


Abbildung 3: Veränderung des Sohlkontakts der Hölzer von Januar 2001 bis August 2002

Sowohl die zunehmende Drehung der Hölzer in die strömungsparallele Lage als auch der mit der Zeit zunehmende Sohlkontakt und eine Verlagerung in Richtung Ufer erhöhte deren Lagestabilität. Die dennoch beobachtete Verlagerung bei starken Hochwasserereignissen deckt sich mit den Beobachtungen von Kail (1998).

Die Messung der Transportweite im August 1992 ergab, dass 90 % der Hölzer nur über kurze Strecken (< 10m) verlagert wurden (Abbildung 4). Lange Transportstrecken von maximal 53 m wurden mit - einer Ausnahme - innerhalb einer der Untersuchungsperioden zurückgelegt.

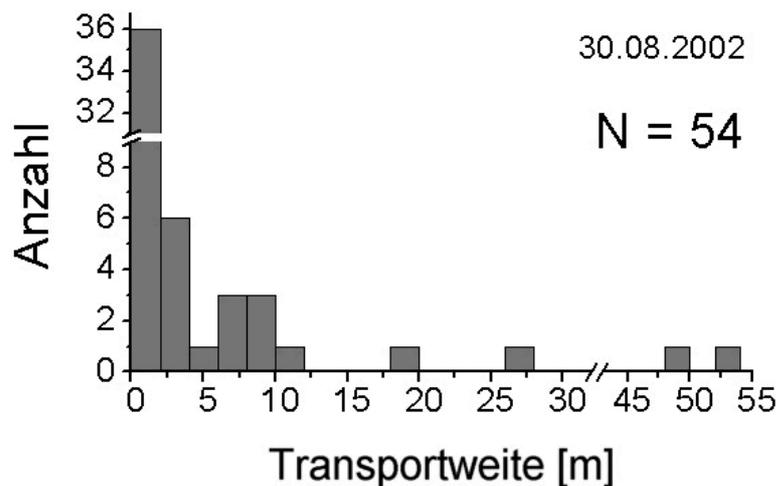


Abbildung 4: Transportweite der eingebrachten Hölzer zwischen Januar 2001 und August 2002

Das eingetragene Holz bewirkte eine Steigerung der Strukturvielfalt und der Strömungsdiversität und den Rückhalt des Sohlsedimentes. Die rückschreitende Sohlerosion des Bachabschnittes konnte gestoppt werden. Diese Ergebnisse belegen, dass in abflussschwachen Sandbächen steile Gefällestrecken durch Fallholz stabilisiert werden können.

Die Belassung von Fall- und Sturzholz auf längeren Fließstrecken kann zumindest bei Sohlgefällen bis 3 ‰ die in sandgeprägten Tieflandbächen fremden Steinsohlgleiten ersetzen und eine naturnahe Entwicklung der Gewässersohle initiieren. So könnten künstliche Sicherungsmaßnahmen durch den kostengünstigen Eintrag von Fallholz oder das Belassen von vorgefundenem Totholz im Gewässer ersetzt werden. Vor einer breiten Anwendung sollten allerdings weitere Untersuchungen an anderen Gewässern mit eventuell noch steilerem Sohlgefälle diese Schlussfolgerung überprüfen. Da Totholz kein statisches Element ist und bei Hochwasserereignissen verlagert werden kann, muss im Einzelfall geprüft werden, ob es zu Schädigungen von Ober- bzw. Unterliegern oder bachabwärts liegenden Bauwerken wie Brücken oder Durchlässen kommen kann (Gerhard & Reich, 2001).

Zusammenfassung

Im Demnitzer Mühlenfließ, Ostbrandenburg wurde in einen 60 m langen Gewässerabschnitt mit rückschreitender Sohlerosion im Januar 2001 Totholz eingebracht. Die Menge, die Größenverteilung und die Lage des eingebrachten Totholzes entsprachen der Situation in naturnahen Referenzbächen Brandenburgs. Das Gewässerbett und die Lage der eingebrachten und markierten Hölzer wurden in halbjährlichen Abständen vermessen bzw. kartiert. Nach dem Holzeintrag ergaben sich anfänglich interne Sedimentumlagerungen und Folgestrukturen wie lokale Tiefrinnen. Allerdings wurde kein Nettosedimentverlust des Bachabschnittes festgestellt. Die rückschreitende Sohlerosion konnte gestoppt werden. Ein Großteil der Hölzer wurde umgelagert, wobei vor allem Drehungen der kleineren und quer zur Strömung liegenden Hölzer in eine strömungsparallele Lage beobachtet wurde. Eine Verlagerung erfolgte mit wenigen Ausnahmen nur über kurze Strecken. Das umgelagerte Holz wurde sowohl an der Sohle als auch an großen lagestabilen Holzelementen fixiert. Der Verbauungsgrad des Bachabschnittes durch Holz wurde mit der Zeit geringfügig kleiner. Die positiven Resultate belegen, dass zumindest an den abflussschwachen Sandbächen naturgemäß auf der Sohle gelagertes Totholz steilere Gefällestrecken stabilisieren und Sohlgleiten aus Steinen ersetzen kann.

Literatur

Gerhard, M. & Reich, M. (2001): Totholz in Fließgewässern - Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. Hrsg.: Fortbildungsgesellschaft für Gewässerentwicklung mbH & Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landesentwicklung, 85 Seiten, Mainz - Heidelberg.

Kail, J. (1998): Beschreibung und Bewertung der Totholzausstattung von Modellbächen zur Leitbildfindung im Tiefland von Nordrhein - Westfalen, unveröff. Diplom Arbeit, Geographisches Institut der Universität Bonn.

Mutz, M., Schlieff J. & Orendt, C. (2001): Morphologische Referenzzustände für Bäche im Land Brandenburg. In: Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): Studien und Tagungsberichte, Band 33, 73 Seiten, Potsdam.

SANIERUNG VON STILLGEWÄSSERN

- BRÜDERN, U., LINKE, A., ZACHER, K., WEIDEMANN, W. & S. KUNST: Eignung und Bedeutung von Makrophyten für abwasserbelastete Gewässer
- BUCHBERGER, C., BRÜDERN, U. & W. WEIDEMANN: Bedeutung von Lemnaceae für die Biologie abwasserbelasteter Stillgewässer
- BRUNS, S.: Tiefenwasserbelüftung Runstedter See
- EHLERS, K. & S. BRUNS: Externe Phosphor-Elimination mit dem Bodenfiltersystem Neptun
- GONSIORCZYK, TH., WAUER, G., CASPER, P. & R. KOSCHEL: Restaurierung des Tiefwareensee (Mecklenburg-Vorpommern), Erste Ergebnisse einer hypolimnischen Al- und CaCO₃-Fällung
- WAUER, G., GONSIORCZYK, T., HILLBRECHT, B., CASPER, P. & R. KOSCHEL: Depotstoffe – Erhöhung der Phosphor-Retention durch Sedimentbehandlung
- LEWANDOWSKI, J., SCHAUSER, I. & M. HUPFER: Untersuchungsprogramme im Vorfeld von Seenrestaurierungen
- LÜDERITZ, V. & U. LANGHEINRICH: Entwicklung von Auenaltwässern – Möglichkeiten, Konzepte, Erfolge
- MATTHES, M.: Wie entstehen Tiefenchlorophyllmaxima in eutrophen Gewässern? Ein Fallbeispiel

Eignung und Bedeutung von Makrophyten für abwasserbelastete Gewässer

U. Brüdern¹, A. Linke¹, K. Zacher¹, W. Weidemann², S. Kunst¹

¹ Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Welfengarten 1, 30167 Hannover, bruedern@isah.uni-hannover.de

² Institut für Zoologie der Tierärztlichen Hochschule Hannover, Bünteweg 17, 30559 Hannover, wolfgang.weidemann@tiho-hannover.de

Keywords: *Hippuris vulgaris*, *Glyceria maxima*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, Stickstoffentnahmeleistung, Schönungsteich

1. Einleitung

Abwasserbelastete Stillgewässer wie beispielsweise Schönungsteiche weisen häufig variierende Wasserqualitäten auf. Die kontinuierliche Zufuhr abwasserbürtiger Nährstofffrachten begünstigt eine Massenentwicklung planktischer Algen, die jahreszeitlich bedingt durch Zooplankter beeinflusst werden. Die Photosyntheseleistung der Phytoplankter kann zu extremen Wasserqualitäten führen (bspw. 43 mg O₂/l, pH 11).

Ziel der vorliegenden Studie ist es, die starke Phytoplanktonentwicklung durch eine gezielte Bepflanzung zu beeinflussen. Eingebachte Makrophyten könnten zum einen zur Nährstoffelimination aus dem Wasserkörper beitragen, zum anderen könnte eine Beschattung des Wasserkörpers zu einer Minimierung der Phytoplanktonentwicklung führen. Im Rahmen der Forschungsarbeiten wurden insgesamt 20 Makrophytenspezies in den Schönungsteich der Pflanzenkläranlage (PKA) Middels eingesetzt.

2. Abwasserreinigungsanlage

Die PKA in Middels (Ostfriesland) hat einen derzeitigen Anschlußgrad von 1 860 Einwohnerequivalenten (EWG) und reinigt sowohl kommunales Abwasser als auch die Abwässer eines Geflügelhofes (= 400 EWG).

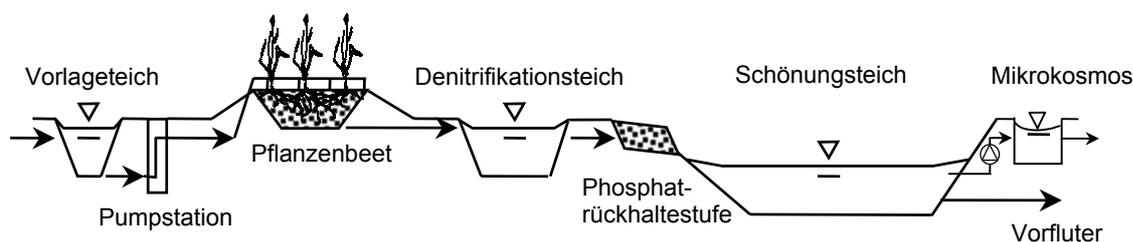


Abb. 1: Fließschema der PKA Middels

Die Forschungsarbeiten umfaßten:

- Freilanduntersuchungen
- Mikrokosmenexperimente mit permanentem Teichwasserdurchfluss
- Laboruntersuchungen zur Stickstoffentnahmeleistung einzelner Versuchspflanzen

3. Ergebnisse

Von den getesteten Pflanzenspezies erwiesen sich insbesondere *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, und *Hippuris vulgaris* als geeignet. Lediglich bei extremen Phytoplanktonblüten in Kombination mit basischen pH-Werten von pH 11 ist eine Beeinträchtigung der pflanzlichen Entwicklung zu verzeichnen. Beispielsweise zeigen *P. australis* und *G. maxima* unter diesen Bedingungen einen kümmerlichen Wuchs. Erst bei sinkenden pH-Werten setzt ein merkliches Pflanzenwachstum ein. Einzig *Typha latifolia* lässt auch bei pH 11 eine pflanzliche Entwicklung erkennen (Abb. 2).

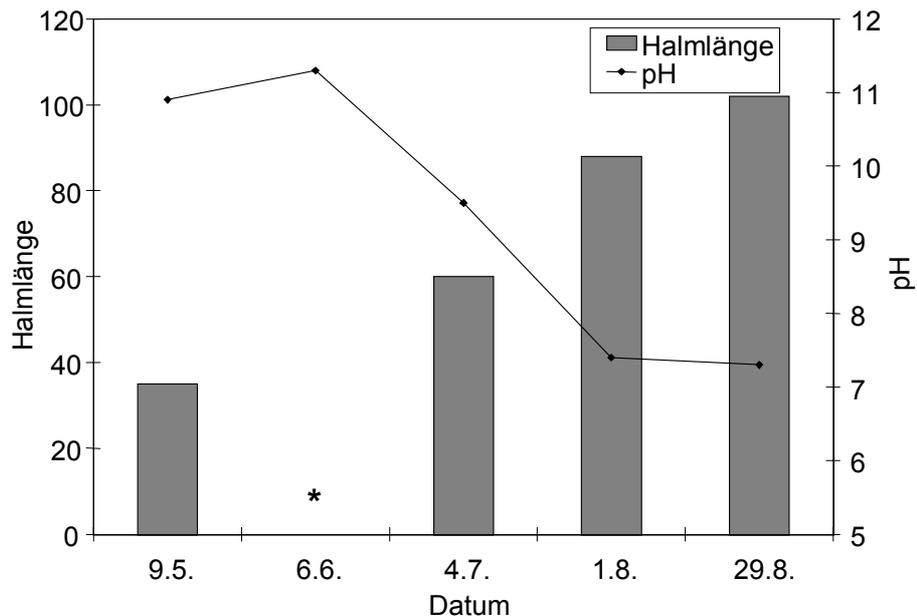


Abb. 2: Mittelwerte der Halmlängen von *Typha latifolia* und pH-Werte in den Mikrokosmen (* Datenverlust aus technischen Gründen)

Bedingt durch eine starke Phytoplanktonentwicklung wurden in dem Mikrokosmos basische pH-Werte von pH 10,8 - pH 11,3 über einen Zeitraum von 6 Wochen (09.05.-21.06.01) nachgewiesen. Trotz dieser erhöhten Werte zeigte *Typha latifolia* ein starkes Pflanzenwachstum. Mit zunehmender Halmlänge war ein Rückgang der Phytoplanktondichte zu verzeichnen. Während im Mai Chlorophyll-a Konzentrationen von 1130 µg/l vorhanden waren, konnte am 31.07.01 lediglich eine Konzentration von 24,5 µg/l nachgewiesen werden. Verglichen damit zeigte sich in den Versuchsbehältern mit *Glyceria maxima* und *Phragmites australis* kein merkliches Pflanzenwachstum. Eine signifikante Reduktion der Phytoplanktondichte war in diesen Mikrokosmen nicht zu verzeichnen. Zusätzlich zu planktischen Organismen wiesen sämtliche Versuchsbehälter mit zunehmender Versuchsdauer einen starken Wandbewuchs auf.

Hinsichtlich der Stickstoffaufnahme ergaben sich für die einzelnen Pflanzenspezies folgende Entnahmeleistungen:

Tab. 1: maximale N-Entnahmeleistung ausgewählter Versuchspflanzen

	N [mg N/m ² x d]
<i>Glyceria maxima</i>	511,5
<i>Hippuris vulgaris</i>	408,0
<i>Phragmites australis</i>	588,8
<i>Typha latifolia</i>	395,6

Mit maximal 588,8 bzw. 511,5 mg N/m² x d zeigen *P. australis* und *Glyceria maxima* die größte N-Entnahmeleistung. *H. vulgaris* weist mit 408 mg N/m² x d eine geringere N-Aufnahme auf. In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass *H. vulgaris* - im Gegensatz zu den getesteten Röhrichtpflanzen - einen beträchtlichen Teil der Nährstoffe direkt aus der Wassersäule entnehmen kann. Bis zu 80% der Stickstoffe werden direkt aus dem Wasserkörper aufgenommen. In weiteren Laborversuchen konnte gezeigt werden, dass 57 % über submerse Blattstrukturen aus dem umgebenen Medium entnommen werden, und bis zu 43 % durch den aufgewachsenen Biofilm eliminiert werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Entnahmeleistung durch den Biofilm von dessen Entwicklungsstatus bzw. Artenzusammensetzung erheblich beeinflusst wird. Die vorhandene Abhängigkeit der Stickstoffentnahme von der Ausbildung submerser Blattstrukturen lässt *Hippuris vulgaris* als besonders geeignet für eine Beeinflussung der Wasserqualität erscheinen.

Hippuris vulgaris kann im Verlauf der Vegetationsperiode seinen Stickstoffgehalt von 1 % auf über 3 % pro g TS steigern. Die gemessenen N-Konzentrationen der Versuchspflanzen dokumentieren diesen Sachverhalt (s. Abb. 3).

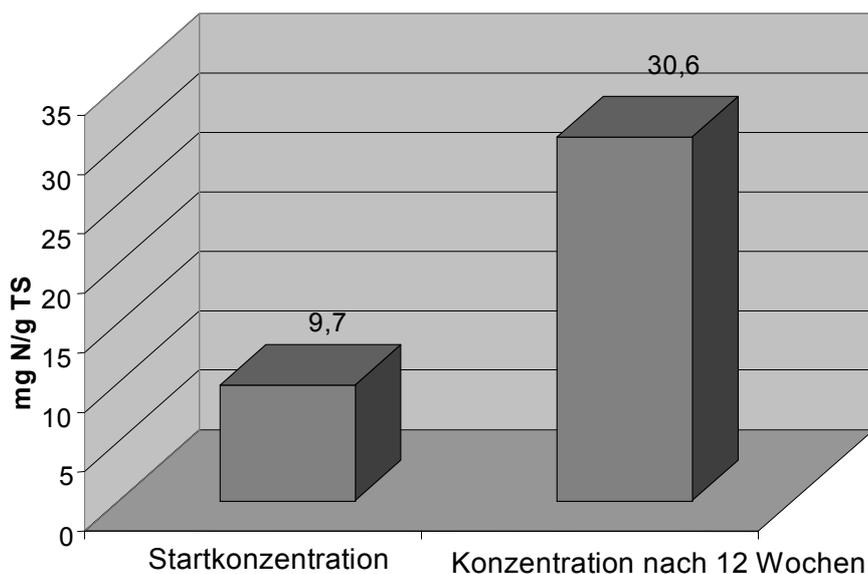


Abb. 3: Stickstoffgehalte von *Hippuris vulgaris*

Die parallel getesteten submersen Makrophyten erwiesen sich in dieser Untersuchung für einen Einsatz in abwasserbelasteten Gewässern nur bedingt geeignet. Die zeitweilig geringe Sichttiefe (10 cm bei max. Planktonentwicklung) führte in Verbindung mit mangelndem CO₂ Angebot im Wasserkörper zu einer starken Beeinträchtigung der pflanzlichen Entwicklung (KÖRNER 2002).

Die im gleichen Zeitraum an verschiedenen abwasserbelasteten Gewässern Norddeutschlands durchgeführten Untersuchungen zur Diversität und Abundanz des Makrozoobenthos dokumentieren, dass folgende benthische Tiergruppen in derartigen Gewässern dominieren: Coleoptera, Heteroptera, Diptera, Odonata, Gastropoda und Hirudinea. Das minimale Strukturangebot dieser Gewässer führt u.a. zu einer Beeinträchtigung der faunistischen Lebensgemeinschaften. Aus diesem Grund wurden den benthischen Organismen zusätzliche künstliche Strukturelemente angeboten. Über den Zeitraum eines Jahres wurden ca. 1 000 Kunsthabitats der Fa. Rauschert in den Schönungsteich eingebracht. Die ringförmigen Schwebekörper (Typ Biolox 10, Innendurchmesser 7,8 mm) wurden mittels eines Gazebeutels in den freien Wasserkörper gehängt. Zahlreiche Tiergruppen besiedelten die Kunsthabitats (Odonaten, Chironomiden, Aselliden, Coleopteren); insbesondere Odonaten und Aselliden wurden in weitaus höheren Abundanzen als an den natürlichen Standorten dieser Gewässer festgestellt.

4. Schlussfolgerungen

Die Wasserqualität und die Phytoplanktonentwicklung abwasserbelasteter Gewässer können durch eine gezielte Makrophytenbepflanzung beeinflusst werden. Gleichzeitig bieten die eingebrachten Pflanzenbestände Habitatstrukturen für benthische Organismen. Besonders in landwirtschaftlich intensiv genutzten Bereichen könnten derartige Gewässer einen weiteren Lebensraum für vor allem ubiquitäre Faunenelemente darstellen (BRÜDERN et al. 1999).

Für eine Entnahme der in der Pflanzenbiomasse gebundenen Nährstoffe ist eine Bewirtschaftung der Gewässer unerlässlich. Eine kontinuierliche Beseitigung ist aus ökologischer Sicht abzulehnen, weil dadurch das pflanzliche Besiedlungssubstrat für viele Wirbellose entfernt wird. Die notwendigen Unterhaltungsmaßnahmen sollten im Spätsommer durchgeführt werden, da im Anschluss daran insbesondere bei emersen Wasserpflanzen eine Rückverlagerung der Nährstoffe aus dem Sprossbereich der Pflanzen in die Rhizome erfolgt und der Nährstoffgehalt der Sprosse sinkt. Eine Kompostierung der entstandenen Biomasse wäre sinnvoll. In Abhängigkeit von der Abwasserqualität und der jeweiligen Pflanzenspezies wäre auch ein möglicher Einsatz als Tierfutter zu überprüfen.

5. Literatur

- BRÜDERN, U.; MÜNSTERMANN, C.; WEIDEMANN, W.; KUNST, S. (1999): Schönungsteiche naturnaher Abwasserreinigungsverfahren - Lebensraum für aquatische Organismen? In: Tagungsband der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, 1999.
- DOKULIL, M.; HAMM, A.; KOHL, J.-G. (2001): Ökologie und Schutz von Seen. 1. Auflage, Facultas-Universitätsverlag, Wien.
- KÖRNER, S. (2002): Submerse Makrophyten – wichtig für die Seentherapie in Deutschland? Wasser & Boden, 54/9, S. 38-41.
- MELZER, A.; MERK, L. (1985): Jahreszeitliche Veränderungen des Gesamt-N, -C- und -P-Gehaltes sowie der Biomasse von makrophytischen Wasserpflanzen. In: Die Bedeutung von Makrophyten für die Gewässerökologie. Nr. 1; Gem. Bericht d. Inst. f. Botanik u. Mikrobiologie der TU München und d. Bay. Landesanstalt f. Wasserforschung, München, Wielenbach.
- STEINMANN, C.; WEINHART, S.; MELZER, A., (2000): Teiche mit Pflanzenfiltern – eine effektive Kombination zur Reinigung von Abwasser. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47) Nr. 10.

Bedeutung von Lemnaceae für die Biologie abwasserbelasteter Stillgewässer

C. Buchberger, U. Brüdern*, W. Weidemann

Institut für Zoologie der Tierärztlichen Hochschule Hannover, Bünteweg 17, 30559 Hannover, wolfgang.weidemann@tiho-hannover.de

* Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Welfengarten 1, 30167 Hannover, bruedern@isah.uni-hannover.de

Keywords: *Lemna minor*, *Lemna gibba*, Abwasserteiche

Einleitung

Stillgewässer, die zur Abwasserreinigung genutzt werden, können je nach Abwasserqualität und bei entsprechender morphologischer Gestaltung zahlreichen ubiquitären Organismen einen Lebensraum bieten. Sowohl planktische als auch benthische Organismen besiedeln derartige Gewässer. Im jahreszeitlichen Verlauf kann bei optimalen Lichtverhältnissen und gleichzeitig hohen abwasserbürtigen Nährstoffkonzentrationen eine massive Phytoplanktonentwicklung auftreten. Die Photosyntheseleistung der Phytoplankter führt zu extremen Wasserqualitäten mit hohen pH-Wert- und Sauerstoffschwankungen. Vorhandene aquatische Floren- und Faunenelemente werden durch die stark schwankenden Milieubedingungen beeinträchtigt und die für die Abwasserreinigung erforderlichen mikrobiellen Stoffwechselprozesse negativ beeinflusst.

Zur Unterstützung der Reinigungsleistung von Teichsystemen können u.a. *Lemnaceae* eingesetzt werden (ALAERTS et al. 1996; VAN DER STEEN et al. 1998). Wasserlinsen können Wasserinhaltsstoffe gegen einen hohen Konzentrationsgradienten akkumulieren und somit zur Nährstoffeliminationsleistung beitragen. Des weiteren können sie zur Reinigung von industriellem Abwasser eingesetzt werden, da sie auch Schwermetalle und toxische organische Verbindungen akkumulieren (APPENROTH & AUGSTEN 1996). Gleichzeitig werden übermäßige Phytoplanktonentwicklungen durch die Beschattung des Wasserkörpers verhindert (BONOMO et al. 1997) und somit die O₂-Verhältnisse des Gewässers entscheidend beeinflusst.

Naturnahe Kläranlage Middels

Im Rahmen einer Studie zur Funktionalität von abwasserbelasteten Stillgewässern wurden vergleichende Untersuchungen an zwei benachbarten Denitrifikationsteichen (je 1000 m²) einer Pflanzenkläranlage (PKA Middels, Ostfriesland) durchgeführt. Während ein Gewässer mit Wasserlinsen (*Lemna minor*) bedeckt war, wurde der zweite Teich im Vorfeld weitestgehend von Lemnaceae befreit (20% Restbedeckung). Es lassen sich Differenzen erkennen, die eindeutig auf die spezifische Bedeckung mit Wasserlinsen zurückzuführen sind.



Abb. 1: Denitrifikationsteiche der PKA Middels zu Versuchsbeginn

Ergebnisse

Wie zu erwarten, wurden deutliche Differenzen abiotischer Faktoren ermittelt. Die erfassten physikalisch-chemischen Gewässerparameter zeigen, dass unbedeckte Teiche größere Schwankungsbreiten aufweisen. Insbesondere im Tagesgang werden bei Gewässern mit freier Wasseroberfläche große Schwankungsbreiten abiotischer Gewässerparameter gemessen (s. Abb. 2 u. 3).

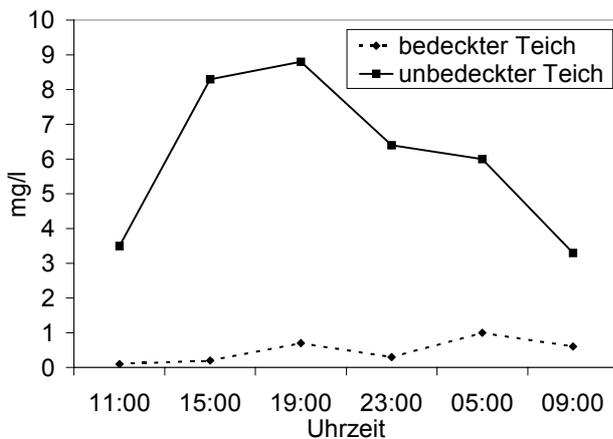


Abb. 2: O₂-Konzentrationen der Teiche im Tagesgang (21./22.08.01)

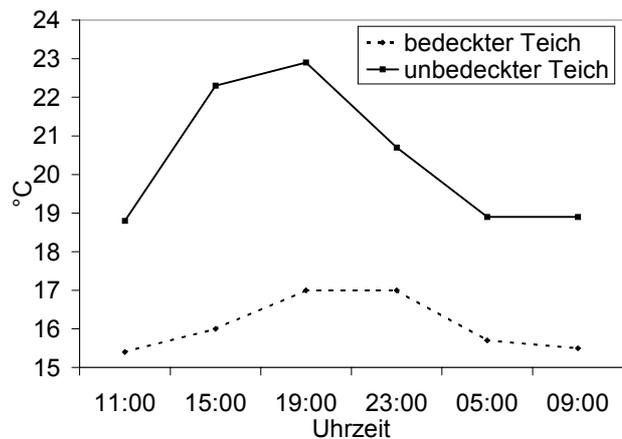


Abb. 3: Wassertemperaturen der Teiche im Tagesgang (21./22.08.01)

Gleichzeitig wirkt sich eine Bedeckung der Wasseroberfläche auf das Arteninventar aus. In beiden Teichen ließen sich während des Untersuchungszeitraumes insgesamt 40 Makroinvertebratenspecies nachweisen, von denen 19 Arten in beiden Gewässern vorkamen. Der bedeckte Teich wies eine Besiedlung mit 23, der unbedeckte mit 36 verschiedenen Makroinvertebraten auf. Deutliche Differenzen ergaben sich für die Gruppe der Ephemeren, der Odonaten und der Coleopteren. Während in dem mit Lemnaceae bedeckten Gewässer keine Ephemeren und Odonaten nachgewiesen wurden, traten in dem unbedeckten Untersuchungsgewässer ab Juni 2001 Larven der Spezies *Cloeon dipterum* und *Lestes virides* in hoher Abundanz auf. Für die Coleopteren waren signifikante Unterschiede in der Artenzusammensetzung erkennbar. Bei vorhandener

Lemna-Bedeckung dominierten Vertreter der Hydrophilidae, bei freier Wasseroberfläche wurden verstärkt Dytiscidae erfaßt. Zusätzlich besiedelten Culicidae und Corixidae das unbedeckte Untersuchungsgewässer in hoher Abundanz.

In parallel durchgeführten Mikrokosmen-Experimenten wurde der Einfluss einer Lemna-Bedeckung auf die Entwicklung des Phytoplanktons besonders deutlich. In dem Mikrokosmos ohne Lemna-Bedeckung fand eine schnelle Massenvermehrung planktischer Algen statt. Es wurde eine Sauerstoffübersättigung von 250% sowie ein pH-Wert von 10,5 ermittelt. Dominant waren coccale Chlorophyta.

In Laborversuchen konnten Anhaltspunkte zur Nährstoffeliminationsleistung von Lemnaceae gesammelt sowie ein Vergleich von zwei Lemna-Arten (*L. minor* & *L. gibba*) ermöglicht werden. Es zeigte sich, dass beide Species ein hohes Potential zur Nährstoffelimination haben. In Kurzzeitversuchen reduzierte *L. minor* den N-Gehalt um 30% und *L. gibba* um 50%. Für Phosphat ergaben sich Eliminationsraten von 23% bzw. 47%. Bei längerer Versuchsdauer konnten für *L. gibba* Reduktionsraten für Phosphat von 72 % ermittelt werden.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Lemnaceae weisen ein hohes Akkumulationspotential für Abwasserinhaltsstoffe auf und können effektiv zur Abwasserreinigung beitragen. Gleichzeitig wirkt sich eine Lemna-Bedeckung auf die Biologie der Gewässer aus. Planktische und auch benthische Lebensgemeinschaften werden beeinflusst. Beispielsweise können Massenentwicklungen planktischer Algen verhindert und dadurch eine Stabilität chemisch-physikalischer Gewässerparameter erreicht werden. Bei einer Betrachtung der Makroinvertebratenbiozönose bedeckter und unbedeckter Untersuchungsgewässer zeigt sich, dass bei freier Wasseroberfläche vermehrt flugfähige Wasserinsekten und deren Larvalstadien auftreten. Beispielsweise wurde die freie Wasseroberfläche vermehrt von Dytiscidae und Corixidae angefliegen, die sich bei der Auswahl ihrer Wohngewässer an freien Wasserflächen orientieren. Unklar bleibt, ob die Ei- oder Larvenablage der Baetidae und der Lestidae „bewusst“ im Gewässern mit freier Wasseroberfläche oder auch im bedeckten Teich erfolgte, dort aber aufgrund nahezu anoxischer Verhältnisse eine weitere Entwicklung unterblieb. Für die Gruppe der Culicidae wurde von EID et al. bereits 1992 eine gehemmte bzw. gestörte Larvalentwicklung der Spezies *Culex pipens* in Abhängigkeit von der Dichte der Lemna-Bedeckung nachgewiesen. Dementsprechend lassen sich durch eine Bedeckung mit Lemnaceae auch unerwünschte Mückenplagen verhindern.

Literatur

- ALAERTS, G. J., MAHBUHAR RAHMAN, M. D. & KELDERMAN, P. (1996): Performance analysis of a full-scale duckweed covered-lagoon. *Water Research* 30 (4), 843-852.
- APPENROTH, K.-J. & AUGSTEN, H. (1996): Wasserlinsen und ihre Nutzung. *Biologie in unserer Zeit* 26, 187-194.
- BONOMO, L., PASTORELLI G. & ZAMBON, N. (1997): Advantages and limitations of duckweed-based wastewater treatment systems. *Water Science & Technology* 35 (5), 239-246.
- EID, M.A.A.; KANDIL, M.A.E.; MOURSY, E.B. & SAYED, G.E.M. (1992): Effect of the duck-weed, *Lemna minor* vegetations on the mosquito, *Culex pipens pipens*. *Insect Science and its Application* 13 (3), 357-361.
- VAN DER STEEN, P., BRENNER, A. & ORON, G. (1998): An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation. *Water Science & Technology* 38 (1), 335-343.

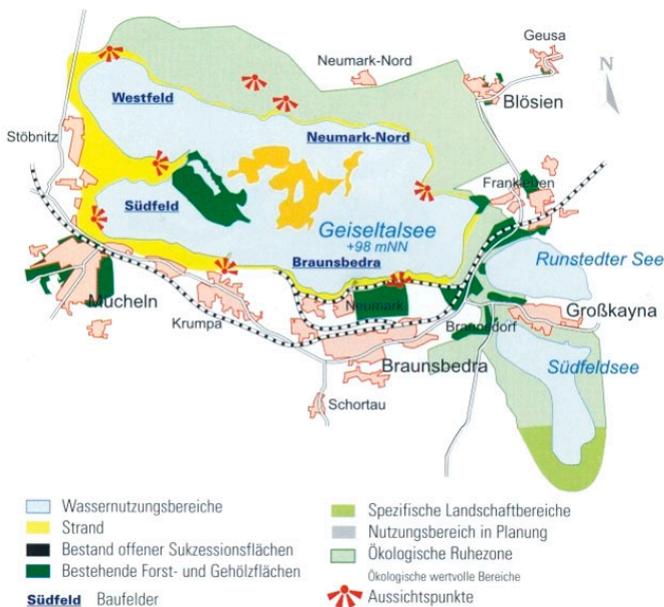
Tiefenwasserbelüftung Runstedter See

Stefan Bruns **POLYPLAN GmbH**

Keywords: Runstedter See, Tiefenwasserbelüftung, TWBA, POLYP, Aquatische Deponie

1. Kurzfassung

Der Runstedter See entstand mit der Flutung des Restloches Großkayna. Auf seinem Grund liegen ausgedehnte Altlasten, die mit Hilfe der aeroben Mikrobiologie langfristig abgebaut werden sollen. 3 Tiefenwasserbelüftungsanlagen stellen ein aerobes Milieu im Hypolimnion sicher. Die Anlagen weisen einen hohen Innovationsgrad auf und werden deshalb explizit vorgestellt.



Mit der Ausblutung der Altlast wird ab 2005 gerechnet. Bis dorthin sollen mit Hilfe numerischer Berechnungsansätze zukünftige Betriebskonzepte ausgearbeitet werden.

Erste Ergebnisauswertungen zeigen eine hohe Dynamik des Systems auf. Das System wird im Rahmen eines umfangreichen Begleitprogrammes in den nächsten Jahren begleitet.

Projektpartner waren:

LMBV, mbH	Verwaltungsgesellschaft, Betreiber
CUI GmbH	Konzept der Altlast und Bergbaulichen Sanierung
IHU GmbH	Gefährdungsabschätzung
Mueg mbH	Betrieb der Tiefenwasserbelüftung
Polyplan GmbH	Planung, Bau, Lieferung, Montage und Inbetriebnahme der TWBA

2. Grundlagen

Das Tagebaurestloch Großkayna entstand 1906 mit dem Tagebau der Braunkohle. Bis 1995 wurden aus dem Tagebau Großkayna 164 Mio. t Braunkohle gefördert. Nach der Stilllegung des Abbaus begann die Verfüllung der entstandenen Hohlform mit Braunkohlenaschen und Industrieschlämmen. Diese Einspülungen wurden bis 1995 fortgesetzt und es entstand eine subaquatische Spüldeponie, die durch ihre Lage im Grundwasserströmungsfeld als langzeitige Schadstoffquelle anzusehen ist. Mit der Flutung des TRL Großkayna mit aufbereitetem Saalewasser entstand ein See mit einer Tiefe von 30 m und einer Oberfläche von ca. 250 ha. In Simulationsmodellen wurde ermittelt, dass die zukünftigen Wasserverluste durch Verdunstung von 1.300 m³/d durch den liegenden Grundwasserleiter unterhalb der aquatischen Deponie erfolgen werden. Das bedeutet, dass die Ausblutung der Deponie in den aquatischen Wasserkörper erfolgen wird. Hierdurch treten starke Schadstofffrachten (hauptsächlich Ammonium) auf, die im aeroben Milieu zu Nitrit und Nitrat oxidiert werden. Um diesen „antrophogenen“ Sauerstoffbedarf sicher zu decken, wurde der Einsatz von 3 Tiefenwasserbelüftern TWBA vom Typ POLYP 4000/4 vorgesehen und 2000/2001 realisiert. Die Projektabwicklung dieser Anlagen ist Inhalt dieser Veröffentlichung.

3. Auslegung

Die Bestimmung des Sauerstoffbedarfes erfolgte auf Basis der zukünftig zu erwartenden Ammoniumfracht im Hypolimnion. Die angenommenen Ammoniumfrachten basieren auf der Sanierungsstudie von Dr. Schroeter, IHU, Geologie und Analytik. Herr Dr. Schulze vom UFZ Magdeburg hat eine Zehrungsrate von 70 mg O₂/m³, bzw. 2,8 t O₂/d bestimmt. Diese Zehrungsrate ergab sich aus Literaturrecherchen und wurde um die erhöhte Sauerstoffzehrung infolge der Ammoniumfrachten von ca. 110 kg Ammonium/d ergänzt.

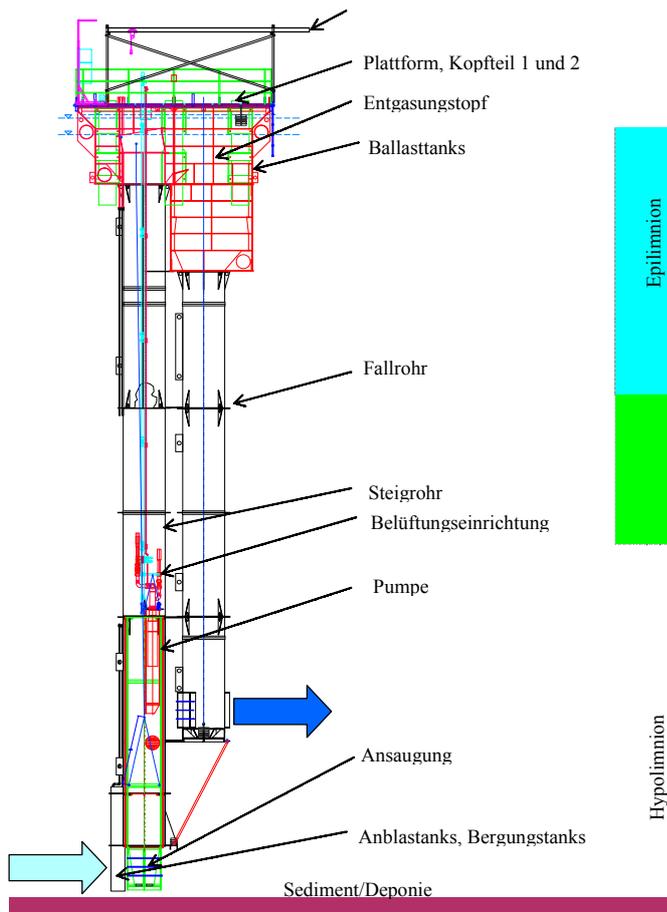
4. Technische Daten der Anlagen

TYP:	POLYP 4000/4
Hersteller:	POLYPLAN
Volumenstrom:	4.185 m ³ /h
Sauerstoffeintrag:	1.082 kg/d
Leistungsaufnahme elektrisch:	34,4 kW
Sauerstofftrag:	1,3 kg O ₂ /kWh
Tiefe:	
Wasserentnahme*	bei 22 - 32 m
Wassereinleitung	17 m

* Die Wasserentnahme soll mittels einer Teleskopvorrichtung zwischen den Wassertiefen 22 - 32 m variieren. Jede Anlage ist mit 2 Steigrohren und 2 Fallrohren ausgebildet, um die Wasserentnahme in 2 unterschiedlichen Wasserschichten zu entnehmen.

Es wurden 3 Anlagen mit den oben genannten technischen Daten eingesetzt.

Die Anlagen wurden komplett aus Polyethylen gefertigt. Polyethylen ist ein recyclefähiger thermoplastischer Kunststoff mit hohen Qualitätsstandards.



5. Funktion und Aufbau

Im Steigrohr des Tiefenwasserbelüfters werden über ein Ejektorsystem 309 nm³/h atmosphärische Luft angesaugt und feinblasig in die Wassersäule eingetragen. Durch den Dichteunterschied des Zweiphasengemisches stellt sich ein Auftrieb der Wassersäule im Steigrohr ein und gleichzeitig findet hier der Sauerstoffübergang statt. Das Zweiphasengemisch wird im Entgasungstopf getrennt (Entgasung) und dann über das Fallrohr zurückgeleitet.

Die Wasserentnahme lässt sich über ein Teleskop auf der Steigrohrseite vertikal verändern.

6. Material

Die Anlagen bestehen fast ausschließlich aus Polyethylen, einem recyclefähigen Kunststoff, der insbesondere im Wasserbau viele Vorteile hat. Das Material hat folgende Eigenschaften:

- Temperaturbereich -40°C bis +80°C
- Physiologisch einwandfrei, geschmacks- und geruchsneutral
- Sehr gute Licht- und Witterungs-beständigkeit bei schwarzer Einfärbung
- Geringes spezifisches Gewicht
- Hohe Schlagempfindlichkeit
- Praktisch keine Wasserauf-nahme, keine Quellung
- Sehr gute chemische Widerstandsfähigkeit gegen wässrige Lösungen von Salzen, Säuren und Alkalien
- Ausgezeichnete elektrische Isoliereigenschaften
- Hohe Abriebfestigkeit bei aggressiven Flüssigkeiten mit abrasivem Feststoffanteil
- Einfache Verbindung durch Schweißen

Abbildung 1: Entgasungskopf, Anlage wird gehoben



7. Messtechnik

Auf dem Restloch Großkayna befinden sich 3 feste Messstationen, die in regelmäßigen Intervallen die Sondenparameter: PH, LF, O₂ und T als vertikales Profil aufnehmen. Die Ergebnisse werden automatisch an die LMBV übertragen.

Auf Basis dieser Daten soll das numerische Strömungs- und Stofftransportmodell TISAT P3 eingesetzt werden, um den Anlagenbetrieb für die in ca. 3 Jahren

auftretenden „normalen“ Deponieausblutungen zu simulieren und schon heute eine optimale Betriebsführung der Anlagen zu bestimmen.



Abbildung 6: Transport zur Slipanlage



Inbetriebnahme

8. Erste Ergebnisse

Neben der fest installierten Messtechnik werden zu Verifizierung des numerischen Modells schon heute Vertikalprofile in einem flächendeckenden Raster aufgenommen, um den Stofftransport bei verschiedenen Betriebszuständen abzubilden. Da diese Programme allerdings erst ab August angelaufen sind, wurden im Vorfeld regelmäßig an einzelnen Punkten (Grky 1 bis 8) im Hypolimnion gemessen.

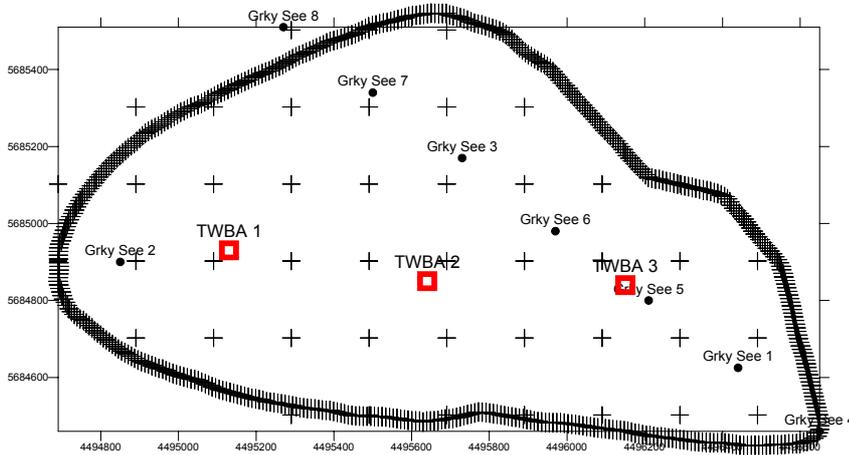
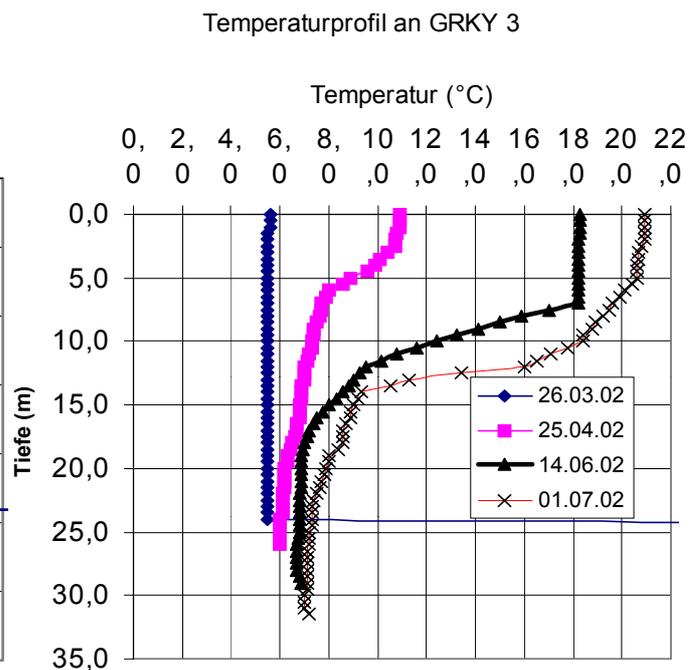
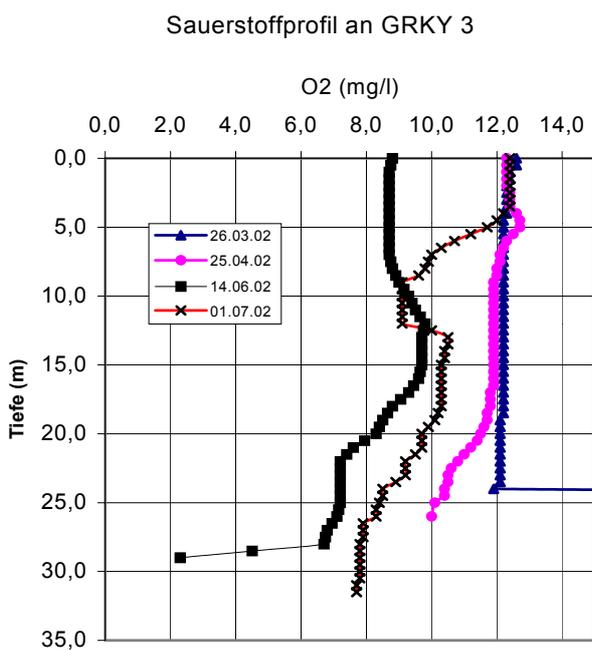


Abbildung 2: Lage von Messpunkten und Anlage

Zur ersten Darstellung der Dynamik wird an dieser Stelle ausschließlich auf Messpunkt Grky 3, Abbildung 2, Bezug genommen. Dieser Messpunkt liegt ca. 400 m von TWBA 2 entfernt.

Die Sauerstoffprofile zeigen nach Abstellen der Befüllung im April 2002, eine Senke im Hypolimnion, die am 14.06.2002 über dem Sediment bereits auf 2 mg/l abfällt. Am 07.06.02 wurden die Anlagen 1,2 und 3 in Betrieb genommen, so das sie zu diesem Messdatum bereits 7 Tage in Betrieb waren. 3 Wochen nach Inbetriebnahme, am 01.07.02 stiegen die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion auf 8mg/l.

Abbildung 3: Temperatur und Sauerstoffprofile an GRKY 3



Die Temperaturschichtung stellte sich nach der Beschickung mit dem kalten Saalewasser vom 26.03.02 bis zum 14.06.02 ein. In der Messung am 14.06.02 ist das Methalimnion deutlich zu erkennen. Am 01.07.02, 3 Wochen nach Inbetriebnahme, hat sich die Schichtung im Hypolimnion nicht maßgeblich verändert. Eine leichte Temperaturanhebung im Bereich der Einleitung bei 16 m von ca. 1 °C hat sich eingestellt. Dieses kann durch den Energieeintrag der Anlagen oder aber durch den solaren Energieeintrag über das Epilimnion hervorgerufen worden sein.

Mit der zunehmenden epilimnischen Temperaturentwicklung ist die Biomassenentwicklung vorangeschritten und die sauerstoffzehrende Mikrobiologie im Hypolimnion hat eingesetzt, was an der Sauerstoffsенke in

Abbildung 3 im Zeitraum vom 26.03.02 bis 14.06.02 zu erkennen ist.

Das System reagierte nach der Befüllung relativ schnell mit ausgeprägten Systemschwankungen, was sich anfänglich unter anderem durch gigantische Populationen von großen Daphnienarten und eine anschließende Massenpopulation von Blaualgen (Aphanizomenon) äußerte.

9. Literatur:

Das Geiseltal im 21. Jahrhundert, Interessen- und Förderverein „Geiselalsee“ e.V.

Externe Phosphor-Elimination mit dem Bodenfiltersystem Neptun

Kai Ehlers * & Stefan Bruns **

* POLYPLAN GmbH, Ingenieurbüro für Energie- und Umwelttechnik, Ilse-ter-Meer-Weg 7, 30449 Hannover

** POLYPLAN GmbH, Ingenieurbüro für Energie- und Umwelttechnik, Fahrenheitstraße 1, 28359 Bremen

Keywords: Bodenfilter, Phosphatelimination, Phosphorelimination, Badegewässerrichtlinie

Kurzfassung

Die externe Phosphor-Elimination wird nach der Sanierung des Einzugsgebietes zur Gewässeroligotrophierung eingesetzt. Heute liegen acht Jahre Betriebserfahrungen mit dem Bodenfiltersystem Neptun vor. Im Vergleich zur externen Phosphat- Fällung weist der Einsatz an Flachseen mit Algenblüten im Sommerhalbjahr deutliche Kostenvorteile auf. Die Neptun- Anlagen sind kostengünstige, regenerationsfreie Bodenfiltersysteme mit hohen hydraulischen Leistungen. Neben der Phosphatadsorption findet eine Entkeimung, eine Biomasseentnahme und eine Stabilisierung des pH- Wertes statt. In den nachfolgenden Ausführungen werden die erreichten Reduzierungen des Phosphatgehaltes der Gewässer dargestellt und Forschungsergebnisse zur Verbesserung der PO₄- Adsorption des eingesetzten Materials erläutert.

Das System eignet sich besonders zur nutzungsbegleitenden Gewässerpflege von Badeseen, um langfristig die Badewasserqualität einzuhalten.

Kostenvergleich externe Phosphat- Elimination

Besonders in kleinen Badeseen (<20 ha) wird infolge des Nährstoffeintrages der Badegäste oftmals kein stabiler Trophiezustand erreicht. Die Badegewässerrichtlinie der EU (EWG 1976) gibt jedoch klare Qualitätsgrenzen vor, die in warmen Sommermonaten und entsprechend starkem Badebetrieb an den Gewässern nicht überschritten werden dürfen. Als nutzungsbegleitende Sanierungsmaßnahme bietet sich die externe Phosphat- Elimination an.

In Tabelle 1 sind die sinnvollen Einsatzbereiche für die externe Fällung und die externe Phosphatelimination mit Neptun- Anlagen gegenübergestellt. Unbestreitbar ist die externe Fällung für die Behandlung hypolimnischen Wassers aus tiefen Seen im Vorteil, wo hohe Gehalte an gelöst vorliegendem Phosphat zu entnehmen sind. Liegt das Phosphat überwiegend in partikulär gebundener Form vor, wie beispielsweise in Flachseen, gebunden in der Algenbiomasse, kann die Neptun- Anlage ihren Kostenvorteil voll ausspielen, der im wesentlichen durch auf den Verzicht auf Fällmitteleinsatz zurückzuführen ist.

	externe Phosphat- Fällung	externe Phosphat- Elimination mit Neptun
typischer Einsatz	Hypolimnisches Wasser PO ₄ -P hoch, oTS gering, kalt P _{ges} -P >> 200 µg/l	Oberflächenwasser PO ₄ -P gering, oTS hoch, warm P _{ges} -P < 500 µg/l
Vorteil	geringer Flächenbedarf effizient für gelöstes P mobile Containeranlage	geringe spezifische Kosten effizient für gebundenes P harmoniert mit Umgebung
wesentlicher Kostenfaktor	Fällmitteleinsatz	Abschreibung
spezifische Kosten	€ / gP-Elimination	€ / gP-Elimination
Abschreibung 10 Jahre	1,01	2,21
Bedienung, Wartung	2,52	0,47
Strom	0,17	0,33
Fällmittel, Abfallentsorgung	15,09	
Gesamt	18,78	3,01

Tabelle 1: Kostenvergleich externe Phosphat- Elimination

Eigenschaften der Neptun- Anlagen

Die Neptun- Anlagen (Abbildung 1) sind Systeme zur externen Phosphatelimination an Gewässern. Die Eliminationsrate für P_{ges}-P liegt bei ca. 50%. Durch die Entnahme des Phosphates wird das Wachstum des Phytoplanktons begrenzt. Durch die Feinfiltration werden beachtliche Eliminationsleistungen hinsichtlich BSB₅ und organischer Substanz Keimzahl erreicht. Dies trägt zur Verbesserung der Sichttiefe, Minimierung der Sedimentationsrate sowie zur Reduzierung der Keimzahl auch fäkalcoliformer Bakterien bei. Weiterhin

sind die Stabilisierung des pH- Wertes (Ablauf bei ca. pH 8) und die gute Sauerstoffanreicherung durch die Anlage hervorzuheben.

Im Kern bestehen die Anlagen aus Filterbecken und dem hydraulischen System. In die Filterbecken sind Mineralstoffe mit Zuschlägen als Festbett eingebaut. Die Filter sind betretbar und passen sich gut in natürliche Landschaften ein.

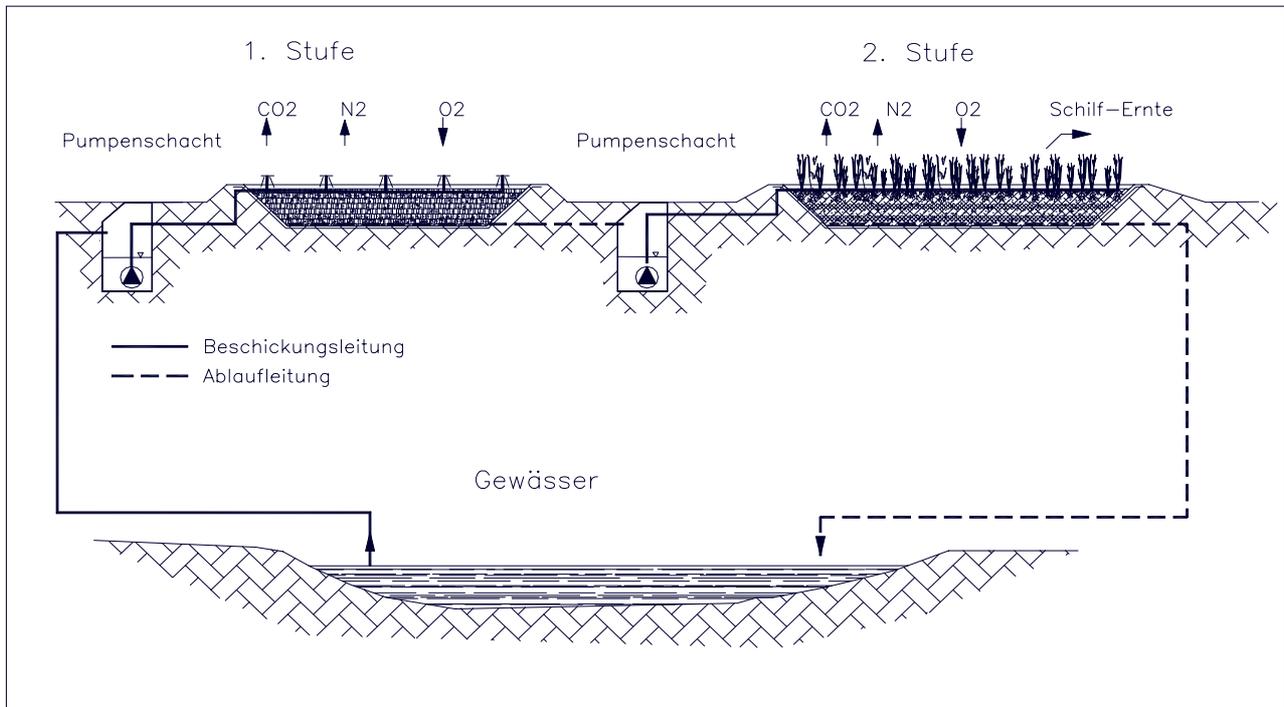


Abbildung 1 : Anlagenschema einer Neptun-Anlage

Das Rohwasser wird durch Pumpen gefördert, deren Anordnung und Leistungsbedarf sich nach den Geländeverhältnissen (Höhenunterschiede und lange Leitungswege haben hier besondere Bedeutung) und der Stufenanzahl richtet. Ein Grobfilter am Anlagenzulauf hält Störstoffe der Anlage fern. Der gereinigte Anlagenablauf wird in ausreichender Entfernung vom Zulauf in das Gewässer zurückgeleitet, um einen Kurzschluß zu vermeiden.

Die Zulaufmenge an organischer Substanz muß an die saisonale Abbauleistung angepaßt werden, um die hydraulische Durchlässigkeit des Filters zu erhalten. Dabei ist es unter dem Gesichtspunkt der Effizienz und Größe der Anlage sinnvoll, diese Grenze in Monaten hoher Nährstofffracht kurzfristig zu überschreiten. Daher muß die Durchsatzleistung gesteuert werden. In der Neptun- Anlage wird diese Aufgabe von einer SPS (Speicher Programmierbare Steuerung) übernommen. Die Temperatur des Bodenfilters dient dabei als Führungsgröße. In größeren Anlagen kommt eine Trübungssteuerung zum Einsatz. Abbau und Mineralisation der abfiltrierten organischen Substanz funktionieren dann selbsttätig, eine Regeneration oder Rückspülung des Filters ist nicht erforderlich.

Die Anlagen können als ein- oder zweistufige Anlagen konzipiert werden. Der Anlagentyp richtet sich nach den Zielen des Einsatzes: für eine effiziente und hohe jährliche Phosphat- Entnahme zur Oligotrophierung eines Gewässers kommen zweistufige Anlagen zum Einsatz. Hier spielen die spezifischen Kosten der Phosphatentnahme die wesentliche Rolle. Dagegen werden zur Erhaltung eines guten Zustands durch die Entnahme der unvermeidlichen Einträge in der Regel einstufige Anlagen eingesetzt. Hier liegen häufig geringe Konzentrationen vor, die Anlage muß daher für eine höhere hydraulische Belastung ausgelegt sein.

Die einstufigen Anlagen kommen zum Einsatz, wenn nur geringe Gehalte organischer Trockensubstanz im Seewasser vorliegen oder der verfügbare Platz für eine zweistufige Anlage nicht ausreicht. Mit der zweistufigen Ausführung wird eine höhere Phosphor-Eliminationsrate sowie eine erhöhte Filtrationsrate und Entkeimungsleistung erreicht (vgl. Abbildung 2).

Die zweistufigen Anlagen bieten die Möglichkeit, den Abbau der organischen Substanz im ersten Filterbett zu konzentrieren und optimal mit dem benötigten Sauerstoff zu versorgen. In der zweiten Stufe kann dann eine Feinfiltration realisiert werden, ohne das Risiko einer Überlastung mit organischer Substanz einzugehen: eine direkte Feinfiltration von Seewasser mit hoher Fracht an organischer Substanz führt innerhalb kurzer Zeit zu oberflächlicher Verstopfung (Kolmation).

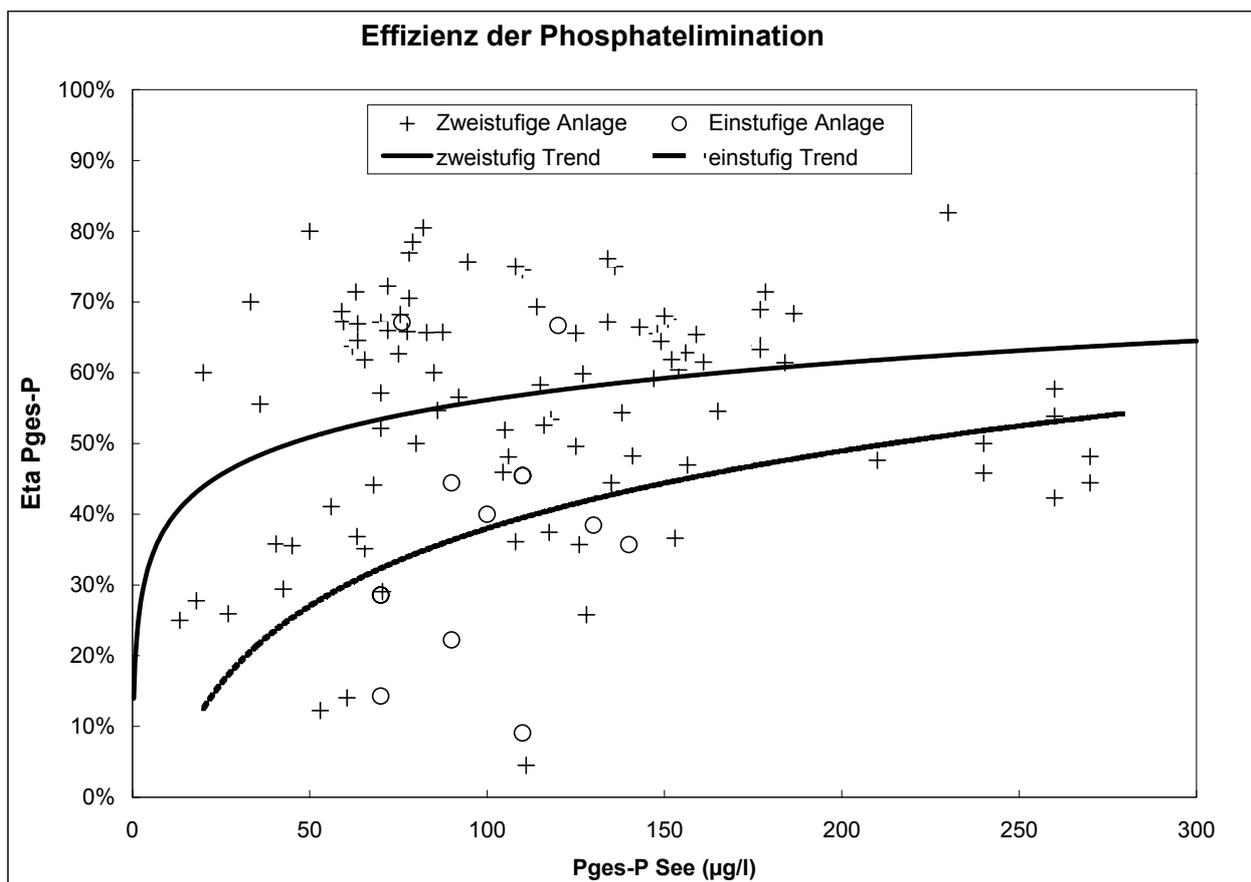


Abbildung 2: Effizienz der Phosphatelimination 1- und 2- stufiger Neptun- Anlagen

In Tabelle 2 sind die Eigenschaften Filterkörper der 1. Und 2. Stufe einander gegenübergestellt.

Eigenschaften der Filterkörper		
	1. Stufe	2. Stufe
Korngröße	grob	fein
pH	leicht basisch	leicht sauer
Biomasse	oTS- Filtration grob z.B. koloniebildende Algen	oTS- Filtration fein z.B. Entkeimung
P-Adsorption	partikulär geb. P mäßige Reaktion preiswerte Kapazität Apathit (Ca) Goethit (Fe) MAP (Mg, Ammonium)	gelöstes P starke Reaktion hohe Geschwindigkeit Goethit (Fe) Boehmit (Al)

Tabelle 2: Eigenschaften Filtermaterial 1. und 2. Stufe

Die erste Stufe wird als Rieselfilmbett mit intermittierender Beschickung betrieben und enthält gröberes Filtermaterial als die zweite Stufe. Dadurch ist eine gute Sauerstoffversorgung für den Abbau der organischen Substanz sichergestellt. Die Zellen der abfiltrierten Algen und Keime sterben dort ab und werden auf dem Wege des biologischen Abbaus mineralisiert. Der enthaltene Phosphor wird auf den basischen Oberflächen des dotierten Oolith- Splits gebunden. In der zweiten Stufe wird fein filtriert und eine erhöhte Keimzahlreduzierung erreicht. Phosphat wird hier an amorphe Eisen- oder Aluminiumhydroxide gebunden, sowie über das Schilfwachstum an Biomasse.

Bei sehr geringer oTS- Fracht kann das Filterbett als Naßfilter (eingestautes Filterbett) betrieben werden. Die Sauerstoffversorgung für den Abbau der organischen Substanz muß dann allein aus dem Sauerstoffgehalt des Wassers sichergestellt werden. In dieser Betriebsweise sind höhere hydraulische Belastungen realisierbar, mit dem Vorteil geringerer Investitionskosten.

Das eingesetzte Oolith bewirkt eine Pufferung des pH- Wertes um 8,5 durch die Herstellung des Gleichgewichts mit dem enthaltenen Calciumcarbonat. Daneben bewirken der aerobe Abbau organischer

Substanz und die Oxidation der dotierten Metalle eine Erniedrigung des pH- Wertes. Durch diese Mechanismen puffert die Neptun- Anlage den pH – Wert sehr wirkungsvoll.

Phosphatbindung in Neptun- Anlagen

Grundsätzlich läuft die Phosphor-Elimination in beiden Filterstufen nach dem im folgendem beschriebenen Schema ab: Dem Gewässer wird Oberflächenwasser mit einem möglichst hohen Gehalt an partikulär gebundenem Phosphat entnommen und der Anlage zugeführt. Durch die Filtration wird die organische Substanz mit dem enthaltenen Phosphat auf den Filterkörnern akkumuliert. Dadurch werden die Verweilzeit des Phosphates und die Phosphatkonzentration auf den adsorptiven Korngrenzen deutlich erhöht (zur Veranschaulichung vgl. Bild 3). Die bakteriellen Abbauprozesse setzen das enthaltene Phosphat in gelöste Formen um, das infolge der erhöhten Konzentration effizient an das Filtermaterial gebunden werden kann.

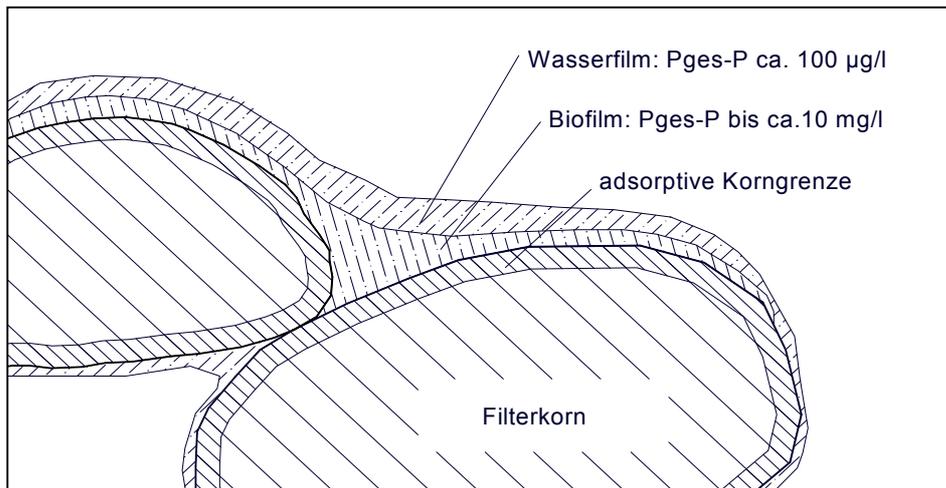


Bild 3: Phosphatkonzentrationen an der Korngrenze

Betriebserfolge mit Neptun- Anlagen

Mit den zunächst beschriebenen zwei Anlagen wird an größeren Gewässern mittelfristig eine Oligotrophierung angestrebt.

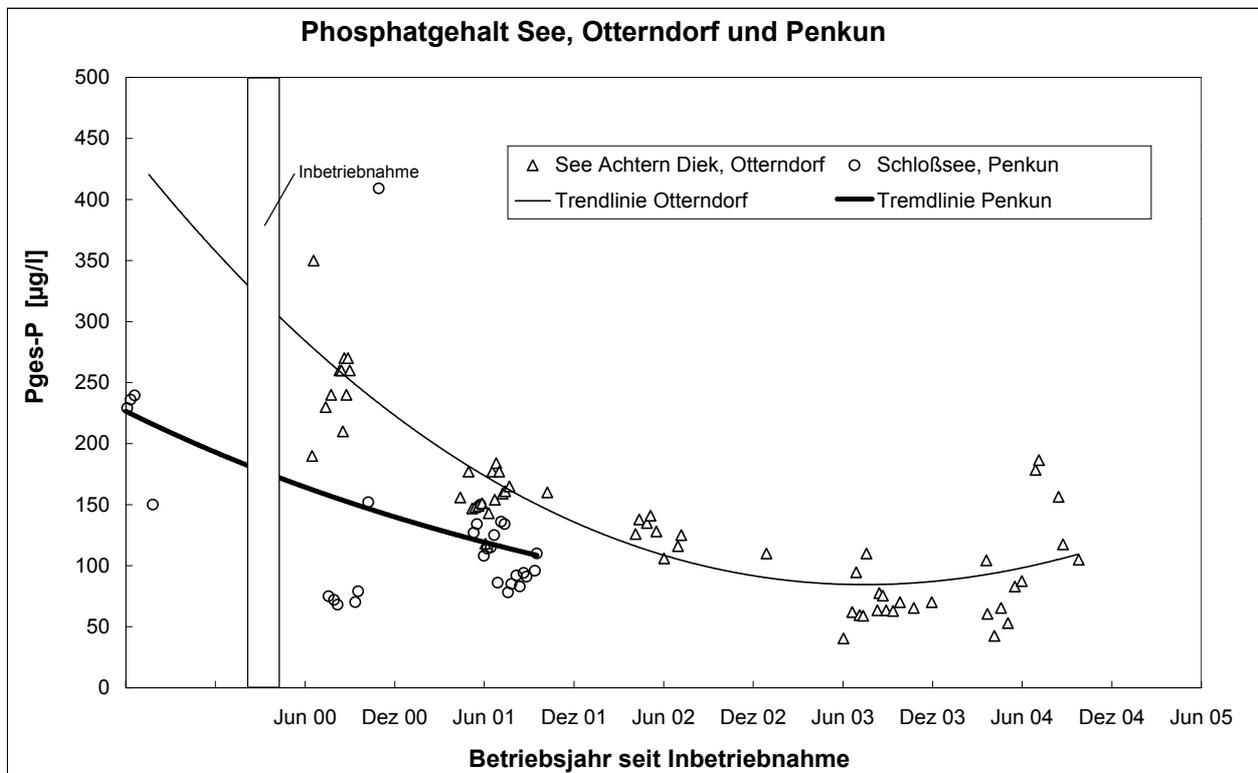
Projekt Betreiber	See Achtern Diek Stadt Otterndorf	Schloßsee Penkun Stadt Penkun
Neptun- Anlage	2- stufig	2- stufig
Inbetriebnahme	01.06.98	01.07.01
hydr. Leistung	440.000 m ³ /a	540.000 m ³ /a
Anlagenfläche	2.200 m ²	3.000 m ²
el. Leistung	25 kW	20 kW
Investition	476.670 €	370.000 €
Elimination	22 kgP/a	36 kgP/a
Gewässer		
Volumen	240.000 m ³	600.000 m ³
Oberfläche	18,0 ha	40 ha
mitl. Tiefe	1,3 m	1,5 m
max. Tiefe	2 m	4 m
P-Inventar (Wasserkörper)	22 kg P	72 kg P
Einsatzziele	mittelfristige Oligotrophierung	mittelfristige Oligotrophierung
	Elimination des P- Inventars	Elimination des P- Inventars
	Sicherstellung der Badenutzung	

In beiden Seen liegt eine große Menge Phosphat aus Einträgen früherer Jahre im Sediment gebunden vor: In Otterndorf wurde über Jahre hinweg die Verdunstung mit phosphatreichem Grundwasser ausgeglichen. In Penkun wurde ungeklärtes Abwasser eingeleitet. In den Jahren vor der Inbetriebnahme wurden diese Phosphateinträge unterbunden.

Die 1998 in Betrieb genommene Neptun- Anlage in Otterndorf arbeitet mit einer Effizienz Pges-P von durchschnittlich 55% und entnimmt dem See bei knapp zweimaligem Wasserumsatz pro Saison etwa 22 kg P jährlich, das entspricht dem Phosphorinventar des Wasserkörpers. Die Ablaufwerte liegen bei 40 µg/l.

Der Ablauf der Neptun- Anlage wird gezielt im intensiv genutzten Badebereich eingeleitet. Dadurch kann hier auch im Hochsommer eine Wasserqualität aufrechterhalten werden, die den Anforderungen der Badegewässerrichtlinie entspricht.

In Penkun wird der Wasserkörper knapp einmal pro Jahr umgewälzt, dabei wird eine Effizienz von ca. 60% erreicht und die Entnahme liegt hier bei etwa 36 kg P jährlich. Die Ablaufwerte liegen im Mittel bei 40 µg/l.

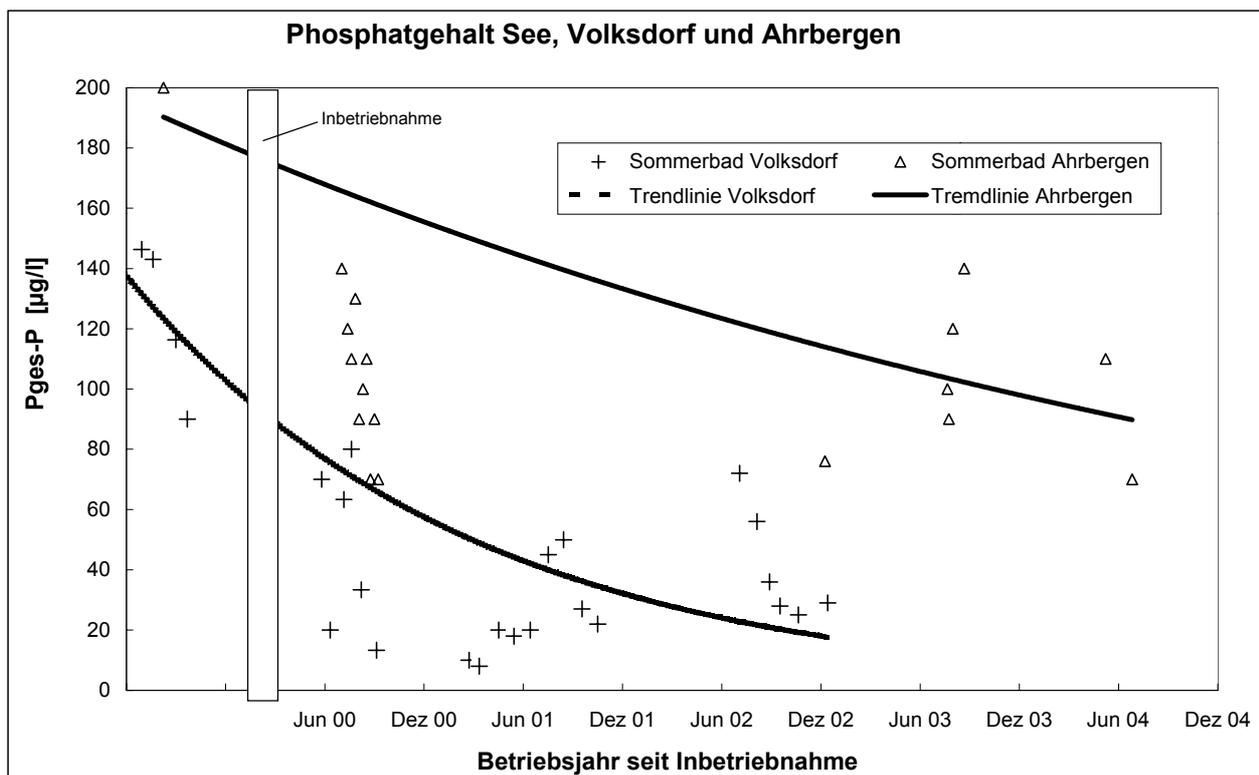


Wie aus der vorstehenden Abbildung zu ersehen ist, wurden seit der Inbetriebnahme beachtliche Reduzierungen der Phosphatkonzentration im See erreicht. Ein wirklich niedriges Niveau kann sich jedoch erst einstellen, wenn die internen Phosphateinträge (Rücklösungen) aus dem Sediment nachlassen.

Mit den im Folgenden beschriebenen zwei Anlagen an kleinen Badegewässern werden die unvermeidlichen Einträge aus intensiver Badenutzung laufend entnommen, um die Badegewässerqualität aufrechtzuerhalten.

Projekt Betreiber	Sommerbad Volksdorf Umweltbehörde Hamburg	Sommerbad Ahrbergen Umweltsenat Bremen
Neptun- Anlage	2- stufig	1- stufig
Inbetriebnahme	01.06.96	13.07.98
hydr. Leistung	60.000 m3/a	25.000 m3/a
Anlagenfläche	270 m2	75 m2
el. Leistung	7 kW	1 kW
Investition	52.000 EUR	25.000 EUR
Elimination	1,8 kgP/a	0,9 kgP/a
Gewässer		
Volumen	17.500 m3	9.000 m3
Oberfläche	1,5 ha	0 ha
mitl. Tiefe	1,2 m	3,0 m
max. Tiefe	4 m	6 m
P-Inventar (Wasserkörper)	1,1 kg P	0,8 kg P
Einsatzziele	Unterhaltung	Unterhaltung
	Entnahme laufender P- Einträge aus Badenutzung	Entnahme laufender P- Einträge aus Badenutzung

Im Sommerbad Volksdorf wurde eine zweistufige Neptun- Anlage errichtet, die mit einer durchschnittlichen Effizienz Pges-P von 50% arbeitet und dem See bei knapp fünfmaligem Wasserumsatz pro Saison etwa 1,8 kg P jährlich entnimmt. Die einstufige Anlage im Sommerbad Ahrbergen erreicht einen Wirkungsgrad von durchschnittlich 35% und entnimmt dem See bei knapp dreimaligem Wasserumsatz pro Saison etwa 0,9 kg P jährlich.



In beiden Anlagen können die Phosphateinträge mühelos entnommen werden. Die zweistufige Anlage kann jedoch aufgrund der höheren Effizienz niedrigere Ablaufwerte (durchschnittlich ca. 25 µg/l) erreichen und den Phosphatgehalt im See auf einem niedrigeren Niveau halten, als es bei der preiswerteren einstufigen Anlage im Sommerbad Ahrbergen möglich ist.

Ausblick

Um einen effizienten Einsatz der Neptun- Anlagen auch nach der Reduzierung des P- Inventars von Wasserkörper und Sediment zu gewährleisten, wenn nur noch geringe Mengen an Phosphat über oTS abfiltrierbar sind, ist es erforderlich, die Adsorption für gelöstes Phosphat an das Filtermaterial zu verbessern.

Der Einsatz von Sorbens mit einer spezifisch ausschließlich für Phosphat verfügbaren Bindungskapazität ist wirtschaftlich nicht vertretbar. Wir verfolgen den Weg, das mineralische Filtermaterial mit einem Depotstoff auszurüsten, aus dem sich das Sorbens kontinuierlich nachbilden kann. Die unerwünschte Reaktion mit konkurrierenden Anionen (Sulfat, Nitrat und Chlorid) wird dadurch zwar nicht ausgeschlossen, aber mengenmäßig auf ein vernünftiges Maß reduziert, denn das Sorbens wird auch bei hohem Angebot an konkurrierenden Anionen nur gedrosselt nachgebildet.

In Laborversuchen wurden die besten Ergebnisse mit einer Coating des Filtermaterials erzielt, die als Depotstoff feinste Eisenpartikel durch mineralische Bindung auf dem Korn fixiert. Unter aeroben Bedingungen wird das Eisen sukzessive oxidiert. Es bilden sich amorphe Hydroxid- und Oxihydroxid-Konkretionen, die insbesondere während des Bildungsprozesses sehr sorptiv wirken.

Das alternativ in Frage kommende Aluminium weist zwar den Vorteil auf, das gebundene Phosphat unter anaeroben Bedingungen besser zu fixieren. Es ist jedoch als Depotstoff nicht geeignet, da die Zehrungsraten der Oxidation bei pH- Werten im leicht basischen Bereich zu gering sind.

Literatur:

BGB (1997): Empfehlungen zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen.- Bundesgesundheitsblatt 7/97: 261-264.

SCHULZ, L. (1981): Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste.- Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Org. B 173: 528-548.

Restaurierung des Tiefwareensee (Mecklenburg-Vorpommern), Erste Ergebnisse einer hypolimnischen Al- und CaCO₃-Fällung

THOMAS GONSIORCZYK, GERLINDE WAUER, PETER CASPER & RAINER KOSCHEL

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin - Neuglobsow, Tel. 033082-699-10/12, Fax: 033082-699-17, e-mail: togo@igb-berlin.de

Keywords: Seenrestaurierung, Tiefwareensee, hypolimnische P-Fällung, Sedimentkonditionierung, Aluminium, Calcitfällung

1 Einleitung

Der Tiefwareensee ist ein dimiktischer Hartwassersee mit einem potentiell mesotrophen Status (KOSCHEL et al. 1998b). Bis in die Mitte der 80er Jahre wurde der See mit Nährstoffen sehr stark überlastet und war zeitweise hypertroph. Anfang der 80er Jahre wurden Ges.-P-Konzentrationen während der Frühjahrszirkulation von 0,8 mg/l ermittelt. Eingeleitete Sanierungsmaßnahmen konnten die externe P-Last um etwa 90 % senken (Reduktion der P-Flächenbelastung von 6,4 auf 0,6 g/m²*a). Die Ges.-P-Konzentrationen während der Frühjahrszirkulation blieben seit 1998 auf einem konstanten Niveau von etwa 0,17 mg/l (Tab. 1) und waren immer noch zu hoch um zu einer P-Limitation des Algenwachstums zu führen. Darüber hinaus ergaben Untersuchungen der Nahrungskette einen überproportionalen großen Anteil von zooplanktivoren Fischen und nach wie vor hohe hohe Bestandsdichten von Silberkarpfen, die in den vergangenen Jahrzehnten eingesetzt wurden.

Umfassende Untersuchungen zur externen und internen Phosphorbilanz ergaben, dass die interne P-Rücklösung aus den Sedimenten entscheidend den P-Haushalt des Tiefwareensees prägt (KOSCHEL et al. 1999a, GONSIORCZYK et al. 2000). Am Ende der Sommerstagnation befinden sich bis zu 80 % des gesamten Phosphorinhaltes im Hypolimnion unterhalb einer Wassertiefe von 8 m, die nur etwa 1/3 des Seevolumens darstellt. Daraus leitet sich eine Restaurierungsstrategie ab, die u.a. an einer Sedimentkonditionierung ansetzen muss. Auf Grund der hohen Phosphorkonzentration im Hypolimnion, sowie in der Sediment-Wasser-Kontaktzone, bietet sich insbesondere eine hypolimnische Nährstofffällung mit Sedimentkonditionierung zur Restaurierung an. Damit lässt sich ein Großteil des P-Vorrates im See sehr effektiv in das Sediment verfrachten. Wir haben uns für den Einsatz der im Schmalen Luzin erfolgreich erprobten TIBEAN-Nährstofffällungs-Anlage entschieden. Nacheinander wurden während der Sommerstagnation ein hocheffizientes basisches Fällmittel (Aluminat) und das weniger effiziente Calciumhydroxid zur Auslösung von Kalkfällungen und Stabilisierung der Sedimenteigenschaften appliziert. Die gezielte Überdosierung der Fällmittel soll nicht nur den im Hypolimnion gelösten Phosphor ausfällen, sondern zusätzlich die Sedimente mit einer hohen P-Bindungskapazität ausstatten (vgl. COOKE et al. 1993). Dadurch soll der in tieferen Sedimentschichten mobilisierte Phosphor, dauerhaft im Sediment festgelegt werden und die P-Rücklösung aus den Sedimenten reduziert werden.

Flankierend zu der kombinierten Nährstofffällung im Hypolimnion wird in den nächsten Jahren ein seengüteorientiertes, nachhaltiges Fischereimanagement angestrebt. Die Abfischung der Graskarpfen, die Reduzierung der zooplanktivoren Fische durch Zugnetzbefischung und ein zunehmender Besatz mit piscivoren Fischen soll dazu beitragen, dass die gegenwärtig vorhandenen Disproportionen im Nahrungsnetz verringert werden, sich häufigere und längere Klarwasserstadien ausbilden können und auch die Makrophytenbesiedlung weiter voranschreitet (KASPRZAK et al. 2000).

In dieser Arbeit sollen erste Ergebnisse der Fällungsmaßnahmen im Hypolimnion 2001-2002 und ihre Auswirkungen auf den P-Haushalt des Gewässers dargestellt werden.

2 Material und Methode

2.1 Untersuchungsgewässer

Einige wichtige morphometrische und trophische Charakteristika des Tiefwareensees sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Seefläche	[ha]	139
Seefläche (> 10 – 12 m)	[ha]	61 - 45
maximale Tiefe (z_m)	[m]	24,0
mittlere Tiefe	[m]	8,2
Volumen	[10^6 m^3]	12,9
Volumen (> 10 –12 m)	[10^6 m^3]	3,1-2,1
Einzugsgebiet	[km^2]	17,5
Wassererneuerungszeit	[a]	5,4
Sichttiefe ¹⁾	[m]	$2,8 \pm 1,2$
Chl a ¹⁾	[$\mu\text{g/l}$]	15 ± 6
Ges.-P ²⁾	[$\mu\text{g/l}$]	169 ± 12

Tab. 1: Morphometrische und trophische Charakteristika des Tiefwareensees

¹⁾ Sommermittel (Mai – September 1998/1999), ²⁾ Frühjahrszirkulation (1998-2001)

2.2 Technologie der Fällmitteleinbringung

Die Wirkung verschiedener Fällmittel auf die P-Fällung im hypolimnischen Wasser und die P-Rücklösung aus dem Sediment wurde im Tiefwareensee in vorherigen Fällungs- und Sedimentinkubationsexperimenten untersucht (ABARCHALINE et al. 2000, KOSCHEL et al. 1999b). Wegen der redoxunabhängigen P-Bindung und dem hohen P-Bindungsvermögen wurden Al-haltige Fällmittel favorisiert. Nach der Aluminiumfällung sollte zusätzlich eine Calcitfällung im Hypolimnion induziert werden, um die gelartigen Al-Hydroxid-Flocken auf der Sedimentoberfläche zu stabilisieren (Minimierung von Resuspensionsprozessen).

Die Einmischung der Fällmittel erfolgte mit einer für den Tiefwareensee modifizierten Tiefenwasserbelüftungsanlage (Tibeau), die bereits bei der Restaurierung des Schmalen Luzins erfolgreich eingesetzt wurde (KOSCHEL et al. 1998a). Als Fällmittel wurden alternierend eine basische Natriumaluminatlösung (HTFIX alkalisch, Al-Gehalt: 10 %, Brenntag GmbH) und eine $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Lösung ($\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Gehalt: 30 %, Kalkwerke Rüdersdorf) eingesetzt. Nach jeder „Zugabephase“ folgte jeweils eine 2wöchige Belüftungs- und Sedimentationsphase. Während der Betriebsphasen 2001-2002 wurden insgesamt ca. 350 t Natriumaluminatlösung und ca. 90 t $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in das Tiefenwasser des Tiefwareensees (> 10 m) eingemischt (Tab. 2). Die Ausströmöffnung befand sich in einer Wassertiefe von 10 m. Bezogen auf die Seefläche unterhalb von 10 – 12 m ergibt sich daraus eine Al-Zugabe von 59 – 81 g $\text{Al}^{3+}/\text{m}^2$ bzw. 77 – 104 g $\text{Ca}^{2+}/\text{m}^2$.

Datum	Fällmittelzugabe
17.07.-28.07.2001	114 t Natriumaluminat
27.08.-18.09.2001	45 t $\text{Ca}(\text{OH})_2$
24.05.-09.06.2002	122 t Natriumaluminat
08.07.-27.07.2002	44 t $\text{Ca}(\text{OH})_2$
26.08.-19.09.2002	116 t Natriumaluminat

Tab. 2: Betriebszeiten und Zugabemengen der Fällmittel in das Hypolimnion des Tiefwareensees

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Einmischung der basischen Fällmittel in das Hypolimnion führte zu einer Zunahme der pH-Werte im Tiefenwasser unterhalb von 9-10 m (Abb. 1). Dabei wurden zeitweise maximale pH-Werte von 8,8 ermittelt. Etwa 4 Wochen nach der Fällmittelzugabe lagen die pH-Werte wieder in einem ähnlichen Bereich wie vor der Fällmittelzugabe. Im Metalimnion, das nicht durch die Fällmittelzugabe beeinflusst wurde führten die Mineralisationsprozesse sedimentierender organischer Partikel zu einer steilen Abnahme der pH-Werte. Am Probepunkt 2, etwa 200 m von der Tibeau entfernt, stellten sich weitgehend ähnliche pH-Profile ein.

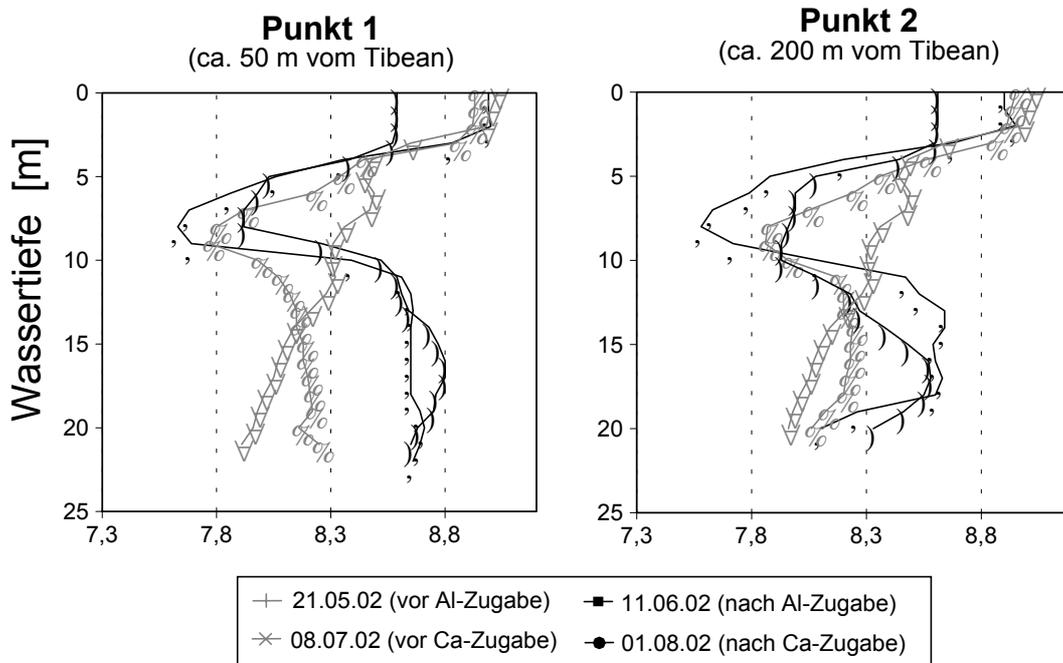


Abb. 1: Entwicklung der pH-Werte vor bzw. nach der hypolimnischen Einmischung von Natriumaluminat bzw. Calciumhydroxid

Ziel der Tiefenwasserbelüftung war es in erster Linie die Fällmittel in einem großen Bereich des Hypolimnions zu verteilen und der hohen Reduktionskapazität entgegenzuwirken. Eine Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser ist erst in den Folgejahren zu erwarten, wenn die zunehmende Phosphorlimitation zu einer drastischen Reduzierung der organischen Frachten ins Hypolimnion und Sediment führt. Entsprechend reichten 2001 und 2002 die Belüftungsbetriebsphasen der Tibeau nicht aus, um das Auftreten anoxischer Verhältnisse im Hypolimnion zu verhindern. Allerdings konnten die anoxischen Bedingungen im Tiefenwasser bereits verzögert werden. Außerdem wurde die Akkumulation von NH_4^+ im Hypolimnion, wie sie im Tiefwareensee während der Sommerstagnation sonst typisch ist, infolge der Belüftung nahezu vollständig unterdrückt. Stattdessen kam es bereits durch Nitrifikationsprozesse zu einer Akkumulation von NO_3^- im Hypolimnion.

Sehr deutliche Veränderungen ergaben sich bei den Akkumulationsraten von gelöstem reaktiven P (SRP) während der Sommerstagnation im Hypolimnion (Abb. 2). Nach der ersten Aluminatzugabe im Juli 2001 (Tab. 2) wurde der bereits im Hypolimnion akkumulierte SRP sehr effektiv an die Al-Hydroxide gebunden. Während und nach der $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Zugabe kam es zu einem leichten Anstieg der SRP-Konzentrationen im Hypolimnion. Am Ende der Sommerstagnation 2001 lagen die SRP-Konzentrationen im Hypolimnion drastisch unter denen der Vorjahre. Das wirkte sich nach der Herbst- und Frühjahrsvollzirkulation auf den gesamten Wasserkörper aus. Die P-Konzentrationen erreichten während der Frühjahrszirkulation 2002 nur noch 0,06 mg/l (SRP) bzw. 0,09 mg/l (Ges.-P). Das sind nur noch etwa 50% der Konzentration aus den Vorjahren (Tab. 1). Daraus lässt sich eine mitgefällte P-Menge von 1032 kg kalkulieren. Im Mai 2002 kam es zum Beginn der Som-

merstagnation zunächst zu einem leichten Anstieg der SRP-Konzentrationen im Hypolimnion. Durch die eingeleiteten Fällmittelzugaben (Tab. 2) wurde die Akkumulation von SRP im Hypolimnion aber vollständig unterdrückt.

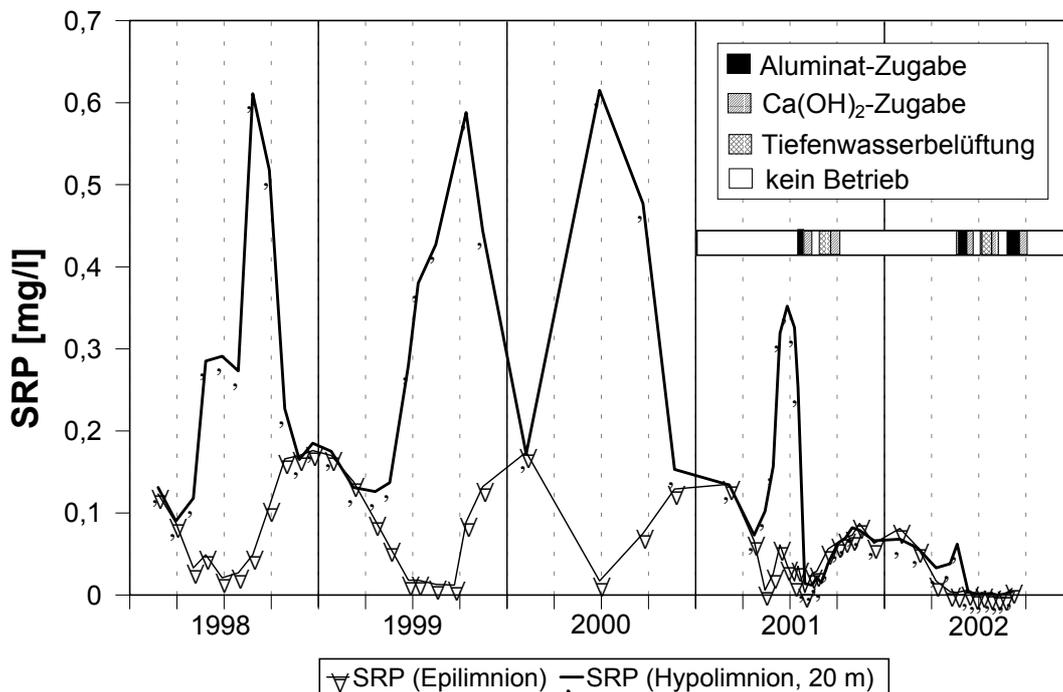


Abb. 2: Entwicklung der SRP-Konzentrationen im Epilimnion und im Hypolimnion des Tiefwarensees vor der Restaurierungsmaßnahme (1998-2000) und seit dem Beginn der Fällungsmaßnahmen (s. Tab. 2)

Die SRP-Konzentrationen im Epi- und Metalimnion blieben 2001 von der Fällmittelzugabe unbeeinflusst (Abb. 3). In einer Wassertiefe von 10 m kam es jedoch zu einer sehr steilen Abnahme der SRP-Konzentrationen. Der P-Inhalt für den Wasserkörper unterhalb von 10 m Wassertiefe lag im August 2001 mit 226 kg um 1002 kg niedriger als im August 1999. Dies steht in sehr guter Übereinstimmung mit der Abnahme der TP-Konzentrationen während der Frühjahrszirkulation 2002 (s. o.). Im Jahr 2002 war die SRP-Akkumulation im Metalimnion bereits wesentlich niedriger als 2001 bzw. 1999. Auch die SRP-Konzentrationen im Epi- und Hypolimnion nahmen ab.

Auch in den oberen Sedimentschichten kam es zu einer deutlichen Verminderung der SRP-Konzentrationen (Abb. 4). In den tieferen Sedimentschichten blieben die SRP-Konzentrationen dagegen erwartungsgemäß unverändert hoch. Für den Austausch von gelösten Substanzen zwischen Sediment und Pelagial sind aber die Konzentrationen der gelösten Substanzen unmittelbar an der Sediment-Wasser Kontaktzone entscheidend. Phosphor, der in tieferen Sedimentschichten noch immer mobilisiert wird, wird an der Sedimentoberfläche an die aufliegenden Fällmittel gebunden (COOKE et al. 1993).

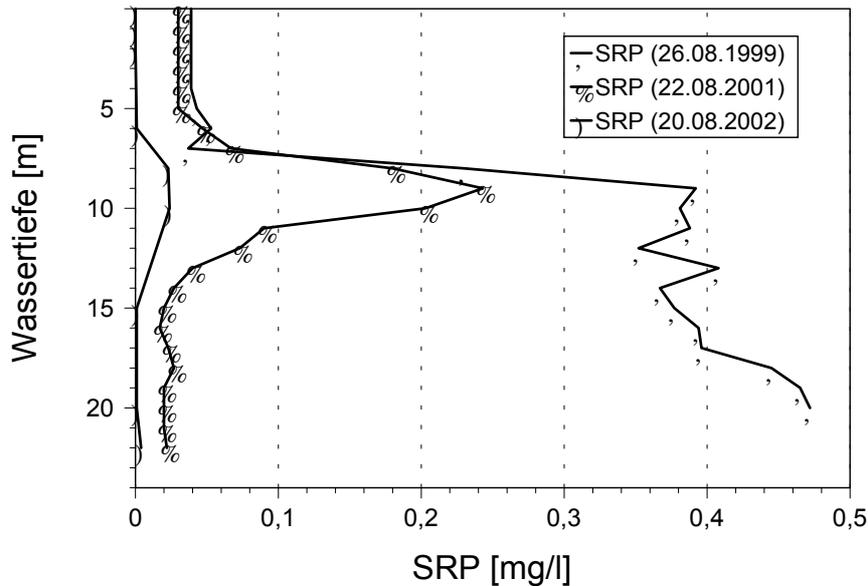


Abb. 3: SRP-Gradienten im Pelagial am Ende der Sommerstagnation vor und während der Restaurierung des Tiefwareensees

Die SRP-Diffusionsraten verminderten sich von durchschnittlich $8,8 \pm 9,9 \text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$ (1998-2001, $n = 11$) vor der Restaurierung auf $0,4 \pm 0,7 \text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$ (2001-2002, $n = 8$) während der Restaurierung. Unter der Annahme, dass die ermittelten Diffusionsraten für die Profundalsedimente unterhalb einer Wassertiefe von 12 m repräsentativ sind, lässt sich für den bisherigen Zeitraum der Restaurierungsmaßnahme (ca. 15 Monate) eine zusätzliche P-Retention von 1,7 t kalkulieren.

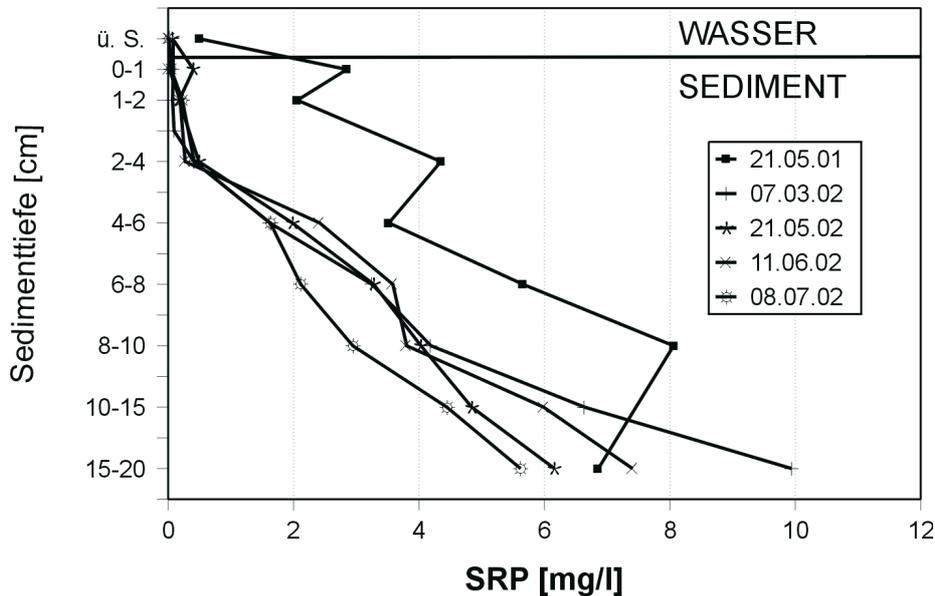


Abb. 4: SRP-Konzentrationsgradienten an der Sediment-Wasser Kontaktzone vor und während der Restaurierung des Tiefwareensees

Die Abnahme der P-Rücklösung aus dem Sediment spiegelt sich auch in einer Zunahme der Ges.-P-Anteile an der Sedimentoberfläche wider. An der Sedimentoberfläche (0-1 cm) nahm der Ges.-P-Anteil von $2,12 \pm 0,27 \text{ g/kg}$ Trockengewicht (Mittelwert 1998-2001, $n = 4$) auf $4,20 \pm 0,27 \text{ g/kg}$ Trockengewicht (Oktober 2001, Mittelwert von 4 Messpunkten unterhalb einer Wassertiefe von 14 m) zu. Mehr als die Hälfte des Ges.-P an der Sedimentoberfläche ist an Al- bzw. Fe-Oxide gebunden und somit unabhängig von den Redoxbedingungen im Sediment festgelegt. Es ist zu erwarten,

dass die Ges.-P-Konzentrationen während der Frühjahrszirkulation 2003 nochmals drastisch abnehmen und sich dann einschneidend auf die Wasserbeschaffenheit im Epilimnion auswirken werden.

4 Schlußfolgerungen

Im Tiefwareensee hat sich die kombinierte hypolimnische P-Fällung mit Al- und Ca-Verbindungen als eine sehr effektive Methode zur Verminderung der P-Konzentration erwiesen. Die Fällmittel bewirken eine dauerhafte Festlegung des mitgefällten Phosphors im Sediment (redoxunabhängige P-Bindung) und wirken zusätzlich als Sperrschicht für SRP, der noch in tieferen Sedimentschichten mobilisiert wird. Die O₂-Zehrung der Sedimente und eine nachhaltige Verbesserung des Sauerstoffregimes im Tiefenwasser bleiben durch die P-Fällung zunächst unbeeinflusst. Sie können sich erst dann verbessern, wenn sich die P-Fällungsmaßnahmen im Hypolimnion zunehmend auf den gesamten Wasserkörper auswirken und eine drastische P-Limitierung der Produktionsprozesse, insbesondere eine Verminderung der Primärproduktion des Phytoplanktons auslösen.

Danksagung

Die Arbeiten wurden durch die EU, das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und die Stadt Waren gefördert.

5 Literatur

- ABARCHALINE, M., GONSIORCZYK, T., CASPER, P., & BELIAKOVA, G., 2000: Studies on phosphorus precipitation and lake restoration techniques in Globsoowsee and Tiefwareensee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 1999, Rostock, Erweiterte Zusammenfassungen: 609 - 614.
- COOKE, G. D., WELCH, E. B., PETERSON, S. A. & NEWROTH, P. R. (1993): Restoration and Management of Lakes and Reservoirs. Lewis Publishers and CRC Press, Boca Raton, FL.
- GONSIORCZYK, T., CASPER, P. & KOSCHEL, R., 2000: Untersuchungen des Nährstoffhaushaltes zur Sanierung und Restaurierung eines polymiktischen und eines dimiktischen Sees. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 1999, Rostock, Erweiterte Zusammenfassungen: 615 - 620.
- KASPRZAK, P., SCHRENK-BERGT, CH, KOSCHEL, R., KRIENITZ, L., GONSIORCZYK, T., WYSUJACK, K. & STEINBERG, CH., 2000: Biologische Therapieverfahren (Biomanipulation). In: STEINBERG, C., BERNHARD, H. & KLAPPER, H. (eds.): Handbuch „Angewandte Limnologie“. Ecomed, Landsberg: VI-2.3, 1-20.
- KOSCHEL, R., DITTRICH, M., CASPER, P., GONSIORCZYK, T., HEISER, A., ROßBERG, R., 1998a: Induzierte hypolimnische Calcitfällung zur Restaurierung geschichteter eutropher Seen. In : Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Wassertechnologie und Schlammbehandlung (PtWT) (Hrsg.). Entwicklung von Gewassertechnologien zur Sanierung von Talsperren und Seen. Abschlußbericht 1998 des vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie geförderten Verbundvorhabens „Stehende Gewässer“, Dresden, 55 - 97.
- KOSCHEL, R., GONSIORCZYK, T., ANWAND, K. & CASPER, P., 1998b: Machbarkeitsstudie. Maßnahmen zur Sanierung und Restaurierung des Tiefwareensees: Nachhaltiger Seenschutz. Stadt Waren, Mecklenburg-Vorpommern: 35 S. + Anhang.
- KOSCHEL, R., GONSIORCZYK, T., CASPER, P., KAPRZAK, P., KRIENITZ, L., RONNEBERGER, D. & WOLLMANN, K., 1999a: Voruntersuchungen zur Erfassung der Trophiesituation des Tiefwareensees. Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt, Staatliches Amt für Umwelt und Natur Lübz, Land Mecklenburg-Vorpommern: 55 S. + Anhang.
- KOSCHEL, R., GONSIORCZYK, T., ABARCHALINE, M. & CASPER, P., 1999b: Voruntersuchungen zur Restaurierung des Tiefwareensees: Phosphorfällung und Sedimentkonditionierung. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Staatliches Amt für Umwelt und Natur Lübz, Land Mecklenburg-Vorpommern: 29 S. + Anhang.

Depotstoffe – Erhöhung der Phosphor-Retention durch Sedimentbehandlung

GERLINDE WAUER, THOMAS GONSIORCZYK, BERIT HILLBRECHT*, PETER CASPER & RAINER KOSCHEL

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Limnologie Geschichteter Seen, Alte Fischerhütte 2, 16775 Stechlin - Neuglobsow, Tel. 033082-69957, Fax: 033082-699-17, e-mail: gerlinde@igb-berlin.de

*Ingenieurgesellschaft Prof. Dr. Rudolph & Partner, Berliner Str. 71, 15366 Dahlewitz-Hoppegarten

Keywords: Restaurierung, Nitrat-Depot, Phosphor

1 Einleitung

Bei eutrophierten Seen, deren Nährstoffgehalt wesentlich durch intern ablaufende P-Rücklösungsprozesse aus den Sedimenten bestimmt wird, können Maßnahmen zur Sedimentabdeckung die Gewässergüte wesentlich verbessern.

Ziel solcher Sedimentkonditionierungs-Maßnahmen ist es stets, das P-Rückhaltevermögen der Sedimente zu erhöhen. Dabei werden im allgemeinen zwei Strategien verfolgt: Zum einen können Phosphor-Bindungspartner wie z.B. Al^{3+} , Fe^{3+} oder Ca^{2+} eingesetzt werden. Eine andere Möglichkeit ist, das Sedimentmilieu durch Belüftung oder Nitrat-Zugabe zu verändern. Bei Partnern wie Fe oder Ca legen vor allem die Umgebungsparameter fest, ob die P-Bindung labil oder permanent ist.

Die Funktion der Sedimente als P-Senke wird in oligotrophen Seen häufig durch eine oxidierte Mikrozone aus Fe(III)-hydroxid im Sediment-Wasser-Kontaktbereich aufrechterhalten (Abb. 1).

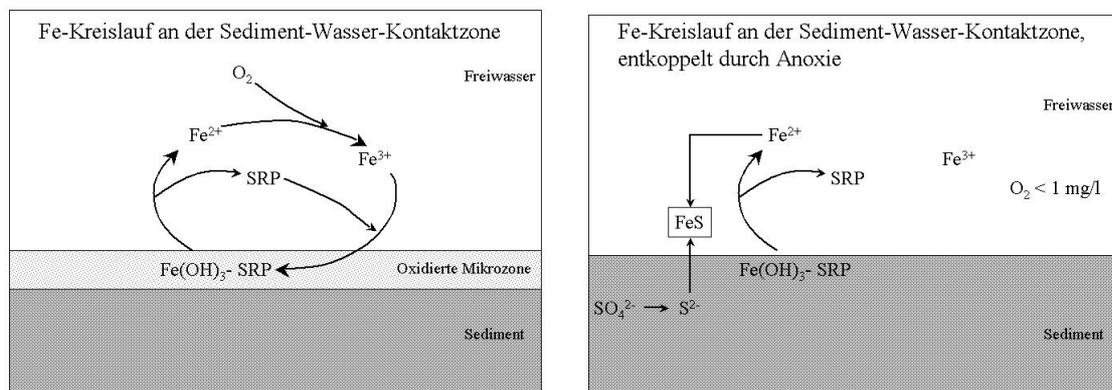


Abb. 1: Schematischer Eisenkreislauf unter oxischen bzw. anoxischen Verhältnissen an der Sediment-Wasser-Kontaktzone

$\text{Fe}(\text{III})$ -hydroxid bindet adsorptiv Phosphat. Da $\text{Fe}(\text{III})$ von Sedimentbakterien neben O_2 , Mn und NO_3^- als e^- -Akzeptor für mikrobielle Umsetzungen genutzt wird, findet ständig eine Reduktion zum leicht löslichen $\text{Fe}(\text{II})$ statt, wobei auch der adsorbierte P freigesetzt wird. Der Sauerstoff des Freiwassers oxidiert $\text{Fe}(\text{II})$, es bildet sich erneut $\text{Fe}(\text{III})$ -hydroxid, das wiederum SRP mitfällt. (Boström et al. 1988, Cooke et al. 1993, Gonsiorczyk et al. 2001)

Sinkt der O_2 -Gehalt im Tiefenwasser unter 1 mg/l , findet keine Reoxidation zum $\text{Fe}(\text{III})$ statt. Das hat zur Folge, dass die erneute P-Adsorption ausbleibt und die oxidierte Mikrozone sich auflöst. Bei länger anhaltender Anoxie erfolgt in sulfatreichen Sedimenten Sulfid-Bildung, das seinerseits mit

Fe(II) eine schwerlösliche Verbindung eingeht und so den Fe-Kreislauf irreversibel entkoppelt. (Caraco 1989)

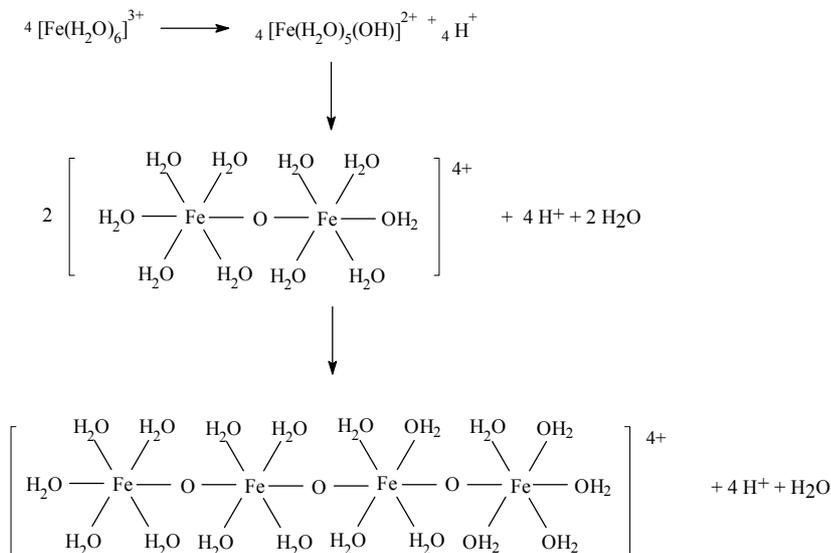
Infolgedessen kann es sinnvoll sein, die beiden eingangs erwähnten Strategien bei der Sedimentbehandlung zu kombinieren. Häufig wurde zusätzlich zur Fe(III)-Zugabe eine Ca(NO₃)-Lösung ins Sediment injiziert (Ripl & Lindmark 1978) oder Nitrat als Lösung bzw. Feststoff hypolimnisch zugegeben (Søndergaard et al. 2000).

Der wesentliche Nachteil dieser Verfahren ist, dass Nitrat aufgrund seiner hohen Wasserlöslichkeit schnell aus dem Sediment ausgewaschen wird. Deshalb wurde ein Depotstoff entwickelt, der in der Lage ist, Nitrat zum Sediment zu transportieren und dort über einen längeren Zeitraum abzugeben (Patentnr. DE19958271 C).

Die vorliegende Arbeit untersucht das Nitrat-Bindevermögen des Depotstoffes und den zeitlichen Verlauf der diffusionskontrollierten Nitrat-Abgabe. Vorgestellt werden weiterhin ausgewählte Ergebnisse aus Mikro- und Mesokosmos-Experimenten zur Wirkung der Depotstoffe auf die Sauerstoff- sowie die Nitrat-Zehrung, die SRP-Rücklösung und auf die bakterielle Stoffwechsellistung in den Sedimente verschiedener eutropher Seen.

2 Depotstoffe – Zusammensetzung und Speicherwirkung

Kern des Depotstoffes Depox[®]Fe ist ein Fe(III)-hydroxidsol, das sich infolge fortschreitender Kondensation bei ansteigenden pH-Werten als dreidimensionales, hochmolekulares, kolloidales Polykondensat bildet:



Dabei wird Nitrat bereits bei der Bildung in die makromolekulare Matrix eingeschlossen und sowohl ionogen als auch adsorptiv gebunden.

Die Matrix wird aus einer Fe(III)-Lösung im alkalischen Milieu als pH-neutrale Suspension synthetisiert. Beim Depotstoff Depox[®]Al/Fe kommt in Analogie eine Mischung von Eisen(III)- und Aluminiumnitrat im Verhältnis 1:2 (mg Fe: mg Al) zum Einsatz. Nach Einbringung dieser Suspension ins Gewässer bilden sich große Flocken, die rasch sedimentieren.

In mehreren Flaschenversuchen wurde die Desorption von Nitrat aus der Depotstoff-Matrix nach Zugabe unterschiedlicher Mengen Depotstoff-Suspension zu Deionat bzw. Leitungswasser zeitlich verfolgt. Dabei zeigte sich, dass anfangs annähernd 90 % des eingesetzten Nitrats in der Matrix gebunden vorliegen. Die Diffusion von Nitrat ist zum Zeitpunkt t proportional der zugegebenen

Depotstoffmenge und bildet in ihrem zeitlichen Verlauf eine exponentielle Sättigungskurve (Gleichung 1).

$$c[\%] = c_0 + 100(1 - \exp(-t/\tau_D)) \quad (\text{Gleichung 1})$$

mit c_0 = Ausgangskonzentration
 τ_D = Zeitkonstante für die Desorption

Die Depotwirkung hielt ca. 3 Wochen an, nach dieser Zeit war die eingesetzte Nitratmenge vollständig in Lösung zu finden (Abbildung 2).

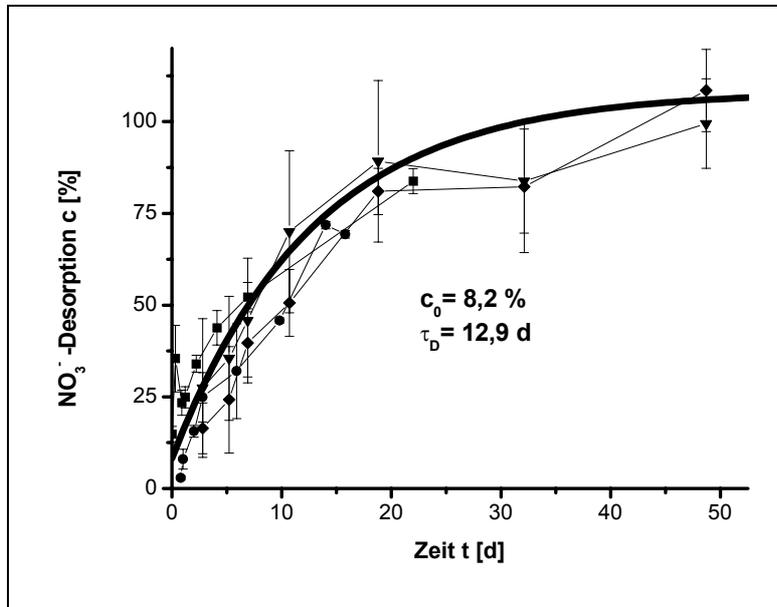


Abb. 2: Desorption des Nitrates aus dem Depotstoff in Flaschenversuchen, Fit aus experimentell ermittelten relativen Konzentrationen unter Annahme einer Abhängigkeit $c[\%] = c_0 + 100(1 - \exp(-t/\tau_D))$

3 Aufbau der Versuche

In Laborversuchen wurden Sedimentaufschlammungen der oberen 4 cm Sediment aus einem eutrophen, dimiktischen See (Tiefwarensee, Mecklenburg-Vorpommern, Koschel et al. 1999a und 1999b) im Parallelversuch zu unbehandelten Kontrollen mit Depox[®] Fe bzw. Depox[®] Al/Fe (jeweils 50 und 150 g N/m²) behandelt. Folgende Parameter wurden zu Beginn, nach 2 Tagen und nach 9 Tagen gemessen: pH, SRP, NO₃⁻, NH₄⁺, SO₄²⁻, CH₄, K⁺ und Ca²⁺.

Bei einem weiteren Versuch an ungestörten Sedimentkernen eines hocheutrophen, polymiktischen Sees (Globosowsee, Brandenburg, Koschel et al. 1998, 1999c) wurde die Zugabe von Depotstoffen im Vergleich sowohl zur Einzeldosierung der Inhaltstoffe als auch zu Kontrollen untersucht. Das Experiment dauerte 5 Wochen. Zusätzlich zu den genannten Parametern wurden Redoxpotential und DIC verfolgt.

Der Einfluss der Nitratbehandlung auf die Methanbildung konnte in einem dreimonatigen Test nachgewiesen werden: In gasdicht verschlossenen Flaschen inkubierten wir Globosowsee-Sediment, das wahlweise mit 2 Depotstoff-Dosen bzw. mit Glukoselösung versetzt wurde (in verschiedenen Kombinationen und jeweils mit 3 Parallelen).

In 2002 fand ein Enclosure-Versuch im Dagowsee statt. Der Dagowsee ist ein dimiktischer eutropher See (0,3 km² Fläche, mittlere Tiefe 5 m, maximale Tiefe 9,5 m) des Stechlinseegebietes (Koschel et al. 1987). Die Enclosure-Anlage umfasst 4 Becken mit einem Durchmesser von jeweils 10 m und einer Tiefe von 8 m. Jeweils 2 von ihnen wurden mit Depotstoffsuspension in einer Dosis von 50 g N/m² behandelt, während 2 als Kontrollen dienten. Die Suspension wurde vor Ort hergestellt und über Schlauch auf der Wasseroberfläche verteilt. Die Parameter wurden analog zu denen aus den Vorversuchen erhoben.

4 Ergebnisse und Diskussion

Die theoretisch ermittelte Depotwirkung konnte auch bei Anwendung im Sediment nachgewiesen werden. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass jedes Sediment ein spezifisches Nitrat-Zehrungsverhalten zeigt. Prinzipiell lässt sich die Zehrung mit Hilfe einer Gleichung der Form $c(t) = c_1 \cdot \exp(-t/\tau_Z)$ (Gleichung 2)

mit $c_1 =$ Ausgangskonzentration
 $\tau_Z =$ Zeitkonstante für die Zehrung

beschreiben. Für das Globosowsee-Sediment wurden die Konstanten c_1 und τ_Z nach Behandlung intakter Sedimentkerne mit Nitrat-Lösung experimentell ermittelt.

Aus den beiden Gleichungen für Desorption bzw. Zehrung lässt sich eine Resultierende als zu erwartender Nitrat-Konzentrationsverlauf errechnen. Sie steht in relativ guter Übereinstimmung mit den Nitrat-Konzentrationen, die im Inkubationsexperiment nach Behandlung der Sedimentkerne mit Depotstoff gemessen wurden (Abbildung 3).

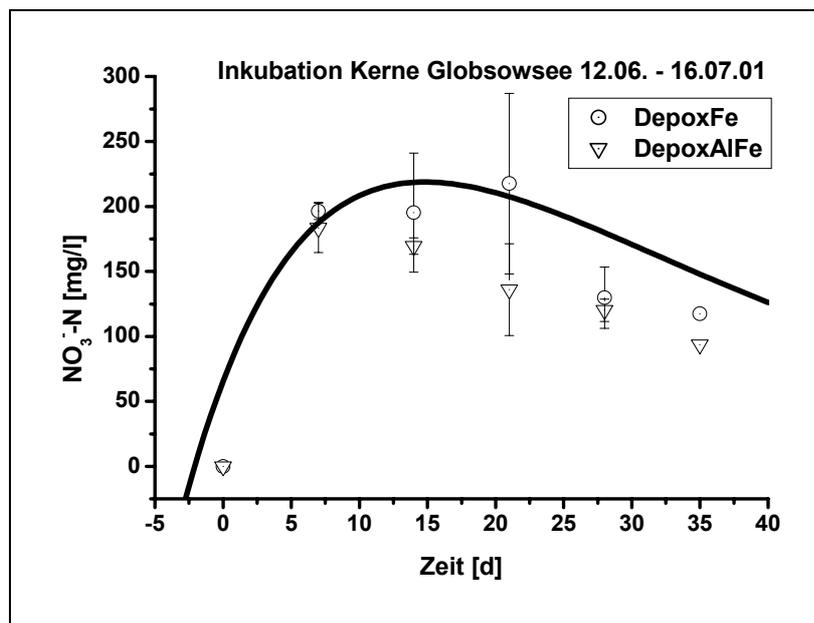


Abb. 3: Aus Desorption und Zehrung errechneter Nitrat-Konzentrationsverlauf im Sediment des Globosowsees nach Behandlung mit Depotstoffen im Vergleich zu den experimentell ermittelten Daten (○ bzw. △).

Im Enclosure-Versuch wurden in den behandelten Enclosures während des gesamten Versuchszeitraumes sehr hohe Nitrat-Konzentrationen im Epilimnion gemessen. Die geringen Nitrat-Abbauraten zeigen, dass der Nährstoffzyklus des Phytoplanktons nicht Stickstoff-limitiert abläuft. Es lässt sich daraus jedoch auch kalkulieren, dass nur ca. 35 % des eingebrachten Nitrates die Sedimentoberfläche erreicht haben. Offensichtlich wurde die Depotstoff-Matrix durch die

mechanische Beanspruchung der Suspension während der Ausbringung teilweise zerstört. Bei zukünftigen Anwendungen ist deshalb eine hypolimnische Zugabe empfehlenswert. Beim Enclosure-Versuch standen die Auswirkungen der Fällmittelzugabe auf Sedimentmilieu und P-Retention im Vordergrund. Die Phosphor-Rücklösung wurde bei allen Versuchen gesenkt bzw. vollständig unterbunden (Abbildung 4). Die Diffusionsraten wurden aus den SRP-Gradienten an der Sediment-Wasser-Kontaktschicht errechnet. Sie verdeutlichen eine vollständige Unterdrückung der P-Rücklösung infolge der Nitrat-Fe-Zugabe, wobei in einer Wassertiefe von 10 cm über dem Sediment noch 25 Tage nach der Behandlung signifikant höhere Nitrat-Konzentrationen als in den Kontroll-Enclosures gefunden wurden.

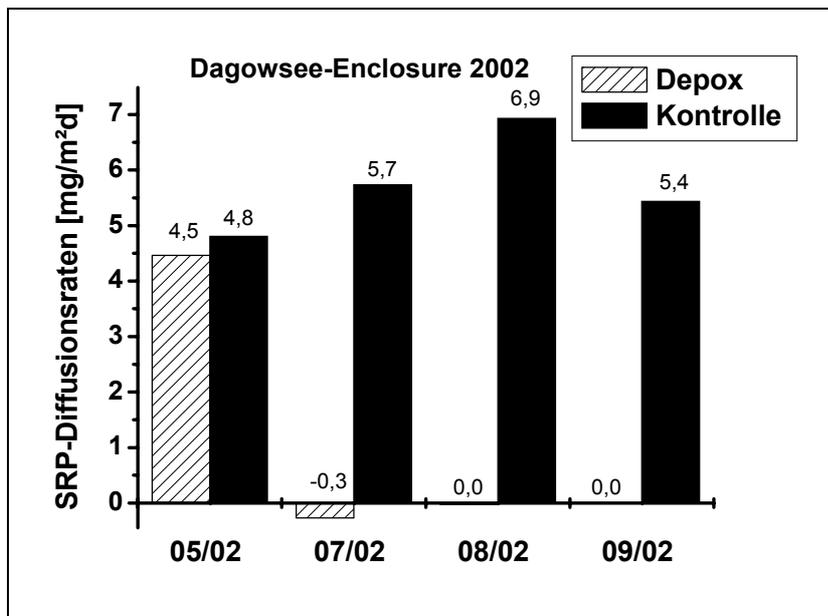


Abb. 4: Vergleich der SRP-Diffusionsraten von mit Depox[®]Fe behandelten Enclosures und Kontrollen

Die Nitratzugabe greift in der energetischen Reihenfolge der Abbaureaktionen im Sediment bei der Denitrifikation an. Folglich war sowohl bei den Inkubationsversuchen als auch im Mesokosmos die O₂-Zehrung der Sedimente durch den Depotstoff nicht beeinflusst.

Während Rippl & Lindmark (1978) davon ausgehen, dass Nitrat im Sediment ausschließlich die Denitrifikation stimuliert und folglich vollständig zu N₂ umgesetzt wird, beobachten Søndergaard et al. (2000) auch eine verstärkte Ammonifikation. Bei unseren Versuchen wurde keine signifikante Ammonium-Bildung registriert.

Die energetisch erst bei niedrigerem Redoxpotential möglichen Prozesse der Desulfurikation und Methanogenese wurden gehemmt. Das äußerte sich in einem deutlich geringeren Sulfat-Verbrauch, sowie vollständiger Unterdrückung der Methanbildung nach der Depotstoff-Zugabe.

5 Zusammenfassung

Die Kombination von Eisen und Nitrat stellt eine sinnvolle Fällmittel-Applikation zur Erhöhung der P-Retention von Sedimenten eutrophierter Seen dar. Durch den Einsatz eines neuartigen Nitrat-Depotstoffes ist es möglich, die Verfügbarkeit des Nitrates an der Sedimentoberfläche über einige

Wochen zu garantieren. Die genaue Wirk-Dauer des Nitrat-Depots ist abhängig vom spezifischen Nitrat-Zehrungspotential des behandelten Sedimentes.

Die vorgestellten Ergebnisse belegen, dass die P-Rücklösung aus den Sedimenten nach Zugabe des Depotstoffes drastisch verringert bis verhindert werden kann. Die Nitrat-Zugabe bewirkt darüber hinaus eine Erhöhung des Redoxpotentials und eine Hemmung der Methanbildung.

6 Literatur

- BOSTRÖM, B.; ANDERSEN, J. M.; FLEISCHER, S. & JANSSON, M. (1988): Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. - *Hydrobiologia* **170**: 229-244.
- CARACO, N. F.; COLE, J. J. & LIKENS, G. E. (1989): Evidence for sulphate-controlled phosphorus release from sediments of aquatic systems. - *Nature* **341**: 316-318.
- COOKE, G. D.; WELCH, E. B.; PETERSON, S. A. & NEWROTH, P. R. (1993): Phosphorus Inactivation and Sediment Oxidation in: *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs* Kap. 8: 161-209
- GONSIORCZYK, T.; CASPER, P. & KOSCHEL, R. (2001): Mechanisms of phosphorus release from the bottom sediment of the oligotrophic Lake Stechlin: Importance of the permanently oxic sediment surface. - *Arch. Hydrobiol.* **151 (2)**: 203-219
- KOSCHEL, R.; PROFT, G. & RAIDT, H. (1987): Autochthone Kalkfällung in Hartwasserseen der Mecklenburger Seenplatte. - *Limnologica* **18 (2)**: 317-338
- KOSCHEL ET AL. (1998): Phosphormobilität von Seesedimenten Fallbeispiel: Globsoowsee. - Ergebnisbericht 1998, IGB Abt. Limnologie Geschichteter Seen, Neuglobsow
- KOSCHEL ET AL. (1999a): Voruntersuchungen zur Erfassung der Trophiesituation des Tiefwareensees. - Abschlußbericht 1998/99, IGB Abt. Limnologie Geschichteter Seen, Neuglobsow
- KOSCHEL ET AL. (1999b): Voruntersuchungen zur Restaurierung des Tiefwareensees : Phosphorfällung und Sedimentkonditionierung. - Abschlußbericht 1999, IGB Abt. Limnologie Geschichteter Seen, Neuglobsow
- KOSCHEL ET AL. (1999c): Vorarbeiten zur Sanierung und Restaurierung des Globsoowsees (Teil II). - IGB Abt. Limnologie Geschichteter Seen, Neuglobsow
- Patent Nr. DE 19958271 C: Zusammensetzung und Verfahren zur Aufbereitung von verunreinigten Wässern und Gewässersedimenten, Erfinder Kretschmer, K.; Hillbrecht, B. und Panning, F.
- RIPL, W. & LINDMARK, G. (1978): Ecosystem control by nitrogen metabolism in sediment. - *VATTEN* **2**:135-144.
- SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E. & JENSEN, J. P. (2000):Hypolimnetic Nitrate Treatment to Reduce Internal Phosphorus Loading in a Stratified Lake. - *Lake and Reservoir Management* **16 (3)**: 195-204.

Untersuchungsprogramme im Vorfeld von Seenrestaurierungen

Jörg Lewandowski, Inke Schauser & Michael Hupfer

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei,
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin
Tel.: 030/64181-605, email: lewe@igb-berlin.de

Bedeutung von Voruntersuchungen für Restaurierungen

Die Erfolgsquote von seeinternen Verfahren ist gering. Dies zeigt beispielsweise eine Studie über 33 durchgeführte Restaurierungen in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 1999). Demnach konnte eine Verbesserung der Wasserbeschaffenheit in nur 24 % der Fälle auf die Restaurierungen zurückgeführt werden. In weiteren 18 % wurde die Ziele zumindest teilweise erreicht. In der nationalen und internationalen Fachliteratur wird meist nur dann über Maßnahmen berichtet, wenn sie erfolgreich waren. Dabei ließe sich gerade aus Misserfolgen viel für zukünftige Restaurierungen lernen (BRADSHAW 1996). Angesichts der schlechten Erfolgsquote haben wir uns gefragt: Was sind die Gründe für Restaurierungen und für die Auswahl eines bestimmten Verfahrens? Um dies zu ergründen, wurde ein Fragebogen entwickelt und an Fachleute in Behörden, Ingenieurbüros und wissenschaftlichen Einrichtungen verschickt (LEWANDOWSKI et al. 2002a).

Als Veranlassung für die durchgeführten Restaurierungen wurden verschiedene eutrophierungsbedingte Nutzungseinschränkungen angegeben. Bei der Auswahl eines bestimmten Verfahrens spielten ökonomische, technische und politische Faktoren die Hauptrolle. Dazu gehören: geringe Investitions- und Betriebskosten, Möglichkeit der lokalen Wirtschaftsförderung, Zugänglichkeit von Fördermitteln, billige Arbeitskräfte sowie das Vorhandensein von Geräten und technischen Ausrüstungen. Limnologische Gründe spielten in den meisten Fällen keine Rolle. Die Fragebögen zeigten außerdem, dass oft keine oder keine ausreichenden Voruntersuchungen durchgeführt wurden. Ohne fundierte Zustandserhebungen kann die Verfahrensauswahl aber nicht auf einer seriösen limnologischen Beurteilung beruhen.

Für fehlende oder unzureichende Voruntersuchungen gibt es eine Vielzahl von Gründen. In etlichen Fällen wurden Restaurierungen als Sofortmaßnahme aus einem konkretem Anlass heraus durchgeführt, z. B. nach einem plötzlichen Fischsterben oder einem Badeverbot. Unter starkem politischem Handlungsdruck stellten die Entscheidungsträger Geld für Sofortmaßnahmen zur Verfügung und erwarteten ein sofortiges Handeln, ohne dass sie Zeit für ausreichende Voruntersuchungen einräumten. Auch die getrennten Haushaltstöpfe der öffentlichen Hand waren ein Problem, denn einmalige Investitionen, wie sie eine Restaurierungsmaßnahme in der Regel erfordert, waren über Fördermittel erheblich leichter finanzierbar als die wesentlich niedrigeren Kosten für Voruntersuchungen, die aus dem laufenden Haushalt zu finanzieren gewesen wären. Verbreitet war auch die Vorstellung, das Geld lieber direkt in die Maßnahme zu stecken, als für teure Voruntersuchungen auszugeben. Dass dieser gut nachvollziehbare Gedanke falsch ist, zeigt eine einfache Kosten-Nutzen-Abschätzung, der folgende Annahmen zugrunde liegen:

1. Eine durchschnittliche Restaurierung kostet 100.000 Euro. Die Höhe dieses Betrages ist nur für das folgende Rechenbeispiel wichtig, hat aber keinen Einfluss auf das in Abb. 1 dargestellte Ergebnis.
2. Der Nutzen einer erfolgreichen Restaurierung entspricht dem Gegenwert ihrer Kosten (O'RIORDAN 1999).
3. 20 % des Restaurierungsbudgets sind für Voruntersuchungen erforderlich.
4. Auch ohne Voruntersuchungen werden immer die optimalen Restaurierungsmaßnahmen gewählt, d. h. Voruntersuchungen tragen nur dazu bei, nicht restaurierbare Seen zu identifizieren. Anders ausgedrückt bedeutet diese Annahme, dass auch ohne Voruntersuchungen immer die für einen See optimale Methode ausgewählt wird und es bestimmte Seen gibt, die nicht restaurierbar sind.

Auf der Grundlage dieser Annahme ergeben sich die in Tabelle 1 dargestellten Werte für die Kosten und den Nutzen. Tabelle 2 zeigt einige beispielhafte Berechnungen auf der Grundlage der Annahmen. Daraus ergeben sich die in Abb. 1 dargestellten Kurven. Die Kurve der Restaurierungen ohne Voruntersuchungen verläuft bis 0,8 unter der Kurve der Restaurierungen mit Voruntersuchungen. Demnach ist es volkswirtschaftlich nur dann sinnvoll, auf Voruntersuchungen zu verzichten, wenn ohne derartige Voruntersuchungen mehr als 80 % der Restaurierungen erfolgreich wären. Voruntersuchungen führen bei der derzeitige Erfolgsquote von ungefähr 30% bei gleichem Mitteleinsatz zu einer deutlichen Erhöhung des Nutzens von Restaurierungen.

Untersuchungen des Wasserkörpers

Zu den erforderlichen Voruntersuchungen gehören Untersuchungen des Wasserkörpers. Dazu zählt eine einmalig durchzuführende morphometrische Vermessung des Gewässers. Dabei werden entlang von Transekten Tiefenmessungen mit einem Echolot durchgeführt und die zugehörigen Positionen mittels GPS bestimmt. Eine Software zur automatisierten Datenverarbeitung wird genutzt, um eine morphometrische Karte der Gewässer zu zeichnen und die morphometrischen Kenngrößen zu berechnen. In

Tabelle 1. Kosten und Nutzen von Restaurierungen und Voruntersuchungen auf der Grundlage der vier im Text beschriebenen Annahmen.

	Kosten* (Euro)	Nutzen* (Euro)
Restaurierung ohne Voruntersuchung	100.000	100.000
Voruntersuchung (20 %)	20.000	
Restaurierung mit Voruntersuchung	120.000	100.000

*unabhängig vom Erfolg der Maßnahme

*falls Restaurierung erfolgreich war

Tabelle 2. Beispielrechnungen für das Nutzen/Kosten Verhältnis von Restaurierungen mit und ohne Voruntersuchungen auf der Grundlage der vier im Text beschriebenen Annahmen.

Erfolg	Miß- erfolg	Er- folgs- quote	Vor- unt.	Kosten (Euro)	Nutzen (Euro)	<u>Nut- zen</u> Ko- sten
1	0	100 %	ohne	100.00 0	100.00 0	1,00
			mit	120.00 0	100.00 0	0,83
0	1	0 %	ohne	100.00 0	0	0,00
			mit	20.000	0	0,00
1	1	50 %	ohne	200.00 0	100.00 0	0,50
			mit	140.00 0	100.00 0	0,71

Deutschland dürften für die meisten Gewässer, bei denen Restaurierungsmaßnahmen erwogen werden, bereits die entsprechenden morphometrischen Daten vorliegen. Die wichtigsten Größen sind die Seefläche, das Seevolumen, die maximale Länge, die maximale Breite, die Länge des Sees in Hauptwindrichtung, die Uferlänge, der Uferentwicklungskoeffizient (Uferlänge dividiert durch Umfang eines Kreises mit gleicher Fläche wie Seefläche), die maximale Tiefe, die mittlere Tiefe und die Tiefen-Volumen-Kurve.

Regelmäßig erforderlich sind Beschaffenheitsuntersuchungen des Gewässers. Dazu zählen neben der Sichttiefe Tiefenprofile physikalischer und chemischer Parameter, die mit Multiparametersonden in-situ gemessen werden können (Temperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung, pH-Wert) sowie chemische Untersuchungen von Wasserproben, die mit Wasserschöpfnern entnommen werden (Orthophosphat / gelöster reaktiver Phosphor Gesamtphosphor, Ammonium, Nitrat, Nitrit, Sulfat, Chlorid, gelöstes Eisen, gelöstes Mangan, Calcium, Magnesium, gelöster anorganischer Kohlenstoff, gelöster organischer Kohlenstoff, Alkalinität). Außerdem sind mikrobiologische Untersuchungen, Planktonbestimmungen und Chlorophyll-a-Messungen durchzuführen. Die Festlegung des genauen Untersuchungsprogramms (Parameter, Häufigkeit, Probenahmestellen) erfordert in jedem Einzelfall eine umfangreiche limnologische Expertise. Dabei sind entsprechende Richtlinien (z. B. LAWA 1998) zu berücksichtigen. Während der Vegetationsperiode sollten die Probenahmen in zwei- bis vier wöchentlichem Abstand erfolgen. Es sind zwei oder besser noch mehr Vegetationsperioden zu erfassen. Aus der zeitlichen Entwicklung der Tiefenprofile wird der Durchmischungstyp und die Lage des Metalimnions abgeleitet. Aus der Sichttiefe, dem TP-Gehalt und der Chlorophyll-a-Konzentration läßt sich unter Berücksichtigung morphometrischer Parameter der wahrscheinliche Trophiegrad des Gewässers z.B. nach LAWA (1998) ermitteln.

Voruntersuchungen werden auch benötigt, um eine Wasser- und Phosphorbilanz aufzustellen. Genaue Bilanzierungen sind meist sehr aufwendig, da sowohl Volumenstrom als auch Phosphorkonzentrationen der Zuflüsse je nach Einzugsgebiet unter Umständen innerhalb von Stunden erheblich schwanken können (SCHMIDT & FRÜHAUF 2000). Andere Größen, beispielsweise der Grundwasserzustrom, sind noch schwieriger zu erfassen. Für den Wasser- und Phosphoreintrag können auch Laubfall, Badegäste, Wasservögel, Fisch- und Entenfütterung, Einleitungen, Direkteinträge von den Ufern, trockene Deposition sowie Niederschläge von Bedeutung sein. Wichtige Austräge sind Abflüsse, Grundwasserabstrom, Verdunstung und Wasserentnahme. Auch die Quell- und Senkenfunktion des Sedimentes für Phosphor ist zu berücksichtigen. Aufgrund der Vielzahl der Größen wird die Wasser- und Phosphor-Bilanz eines Sees oft nur eine grobe Abschätzung darstellen. Daher reicht es meist aus, sich bei der Bilanzierung auf die Hauptein- und -austragspfade zu konzentrieren. Die Wasserbilanz des Gewässers kann außerdem genutzt werden, um die theoretische Verweilzeit des Wassers im Gewässer zu berechnen.

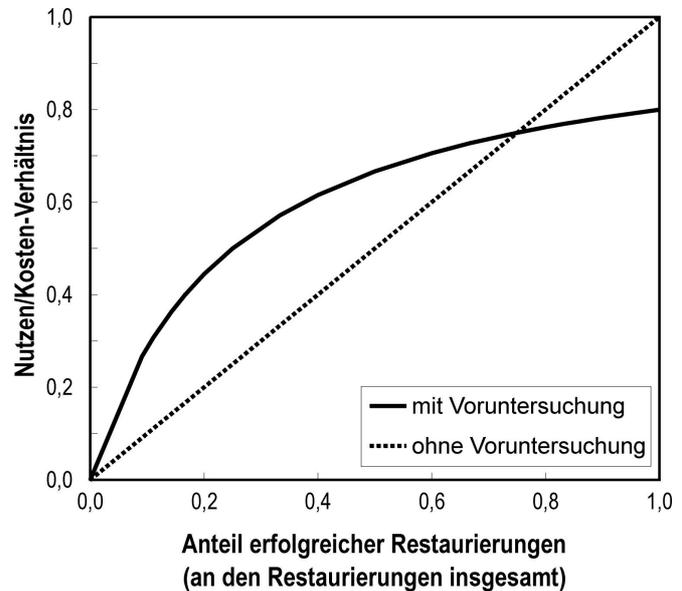


Abb. 1. Kosten-Nutzen-Abschätzung für Seenrestaurierungen mit und ohne Voruntersuchungen in Abhängigkeit der Erfolgsquote

Untersuchungen der Sedimente

Da viele Restaurierungsverfahren über eine Erhöhung der Bruttosedimentation oder Verminderung der P-Rücklösung auf die P-Retention im Sediment zielen, sind Sedimentuntersuchungen ein besonders wichtiger Bestandteil von Voruntersuchungen. Zwei entscheidende, aber schwer erfassbare Größen zur Charakterisierung der P-Retention und ihrer Dynamik sind das P-Freisetzungspotential (mobilisierbarer P-Pool im Sediment) und die P-Freisetzungsrates (P-Fluxe aus dem Sediment in den Wasserkörper). Daneben sollte auf jeden Fall auch eine chemische Grundcharakterisierung des Sedimentes durchgeführt werden. Außerdem können Bioturbationsaktivität, Sorptionseigenschaften und die Sauerstoffzehrung des Sedimentes von Interesse sein.

Die P-Freisetzungsrates kann als Konzentrationsdifferenz im überstehenden Wasser zwischen zwei Zeitpunkten gemessen werden. Dies erfolgt im Säulenversuch im Labor, mit Fluxkammern in-situ oder in geschichteten Seen als hypolimnische P-Anreicherung erfolgen. Die P-Freisetzungsrates kann auch aus dem Konzentrationsgradienten im Bereich der Sediment-Wasser-Grenze nach dem 1. Fick'schen Gesetz berechnet werden. Das für die Konzentrationsprofile erforderliche Porenwasser wird durch Unterdruckfiltration, mit Dialysesammlern (Peepern nach HESSLEIN 1976), mit Gelsammlern sowie durch Zentrifugation, Vakuumfiltration oder Druckfiltration von schichtweise geschnittenen Sedimentkernen abgetrennt.

Eine Möglichkeit zur Abschätzung des P-Freisetzungspotential besteht in der Auswertung eines schichtweisen TP-Profiles des Sedimentes. Dazu wird zunächst ein Sedimentkern entnommen und in Schichten geschnitten. Im Labor werden die TP-Gehalte der verschiedenen Schichten gemessen, man erhält ein TP-Tiefenprofil. Unter stationären Bedingungen nehmen die TP Gehalte mit zunehmender Sedimenttiefe, also zunehmendem Alter des Sedimentes, ab, bis sich in einigen Dezimetern Tiefe ein konstanter TP-Gehalt eingestellt hat. Als freisetzbar wird die TP-Menge aufgefasst, die den TP-Hintergrundgehalt überschreitet und im Sediment oberhalb der Tiefe, in der der TP-Hintergrundgehalt erreicht wird, enthalten ist (LEWANDOWSKI et al. 2002b). In der Praxis schwanken die TP-Gehalte leider meist erheblich, und es ist schwierig festzulegen, welcher TP-Gehalt sich langfristig einstellt. Ein weiterer Nachteil der Methode besteht darin, dass der Ansatz nur unter stationären Bedingungen gilt. Diese liegen bei Seen, die restauriert werden sollen, häufig nicht vor. Ein anderer Ansatz zur Bestimmung des P-Freisetzungspotentials beruht darauf, aus den P-Bindungsformen im oberen Sedimenthorizont zu ermitteln, wie groß die im Verlauf der Frühdiagenese mobilisierbare P-Menge ist. Eine Möglichkeit die P-Bindungsformen abzuschätzen, stellt die sequentielle P-Extraktion nach PSENNER et al (1984) dar. Als mobilisierbar können die Fraktionen $\text{NH}_4\text{Cl-P}$, BD-P und NaOH-NRP aufgefasst werden. Schwachpunkt der Bestimmung des P-Freisetzungspotentials auf diesem Wege ist die Tatsache, dass häufig auch die als mobilisierbar geltenden P-Verbindungen noch in größeren Sedimenttiefen anzutreffen sind, also im Verlauf der Frühdiagenese nicht vollständig mobilisiert werden. Die Wahl der „richtigen Schichtdicke“, also der Schicht, aus der eine Rücklösung von Phosphor in den Wasserkörper erfolgen kann, ist schwierig. Eine weitere Methode zur Bestimmung des P-Freisetzungspotentials sind Schüttelversuche. Dabei wird das Sediment einige Stunden mit destilliertem Wasser geschüttelt. Desorptions- und Mineralisationsprozesse führen zur P-Freisetzung. Anschließend wird das Wasser mehrfach gewechselt und die Probe jedes Mal erneut geschüttelt. Die freigesetzten Mengen werden gemessen und rechnerisch extrapoliert, um den langfristig freisetzbaren P-Pool zu ermitteln. Um eine Verfälschung der Ergebnisse durch Oxidation des Probenmaterials zu verhindern, erfolgt die gesamte Versuchsdurchführung in einer mit Stickstoff oder Argon durchströmten Glovebox. Auch bei dieser Methode besteht das Problem, dass die Wahl der „richtigen“ Schichtdicke schwierig ist.

Bestandteile fundierter Entscheidungsprozesse

Die Entscheidungsfindung sollte möglichst objektiv und nachvollziehbar sein. Deshalb sollten die Gutachten zur Restaurierung nach Möglichkeit von „unabhängiger Seite“ erstellt werden und nicht von einem Büro oder einer Institution, das/die selbst ein bestimmtes Verfahren zur Seenrestaurierung anbietet. Als problematisch hat sich herausgestellt, dass jede Institution, die Voruntersuchungen durchgeföhrt und auf dieser Grundlage ein Therapiekonzept vorgeschlagen hat, nicht mehr unabhängig ist, weil sie ein Interesse daran hat, dass die von ihr gegebene Restaurierungsempfehlung richtig war. Dies spricht dafür, Begleit- und Nachuntersuchungen von jemand anderem als die Voruntersuchungen durchföhren zu lassen. Allerdings sollte ein Bearbeiterwechsel aus Kosten- und Zeitgründen sowie zur Sicherstellung gleicher Arbeitsmethodiken eher vermieden werden. Stattdessen schlagen LEWANDOWSKI et al. (2002a) vor, dass die Gutachten durch zertifizierte Gutachter geprüfpt werden, wie dies beispielsweise beim Ökoaudit, aber auch in anderen ingenieurtechnischen Bereichen, üblich ist. Die Forderung nach Objektivität verlangt außerdem, die Ziele der Restaurierungsmaßnahme frühzeitig festzulegen. In groben Zügen sollten sie bereits vor der Konzipierung des Untersuchungsprogramms feststehen, da es auch von den Restaurierungszielen abhängt, wie ein sinnvolles Untersuchungsprogramm aufgebaut ist. Mit den Voruntersuchungen wird der Istzustand des Gewässers erfasst. Daraus sollte ein realistisches Entwicklungsziel abgeleitet und vor Beginn der Restaurierung quantitativ festgelegt werden. Zu einem nachvollziehbaren Entscheidungsprozess gehört auch eine Dokumentation der Untersuchungsergebnisse und des Entscheidungsprozesses in gut verständlicher und leicht zugänglicher Form. Dies ist für eine unabhängige Prüfung, eine spätere Erfolgskontrolle, für andere Restaurierungsobjekte und für gegebenenfalls später am gleichen See erforderliche Maßnahmen notwendig. Nachuntersuchungen sollten über einen ausreichend langen Zeitraum, in der Regel über mehrere Jahre, durchgeföhrt werden. Nur so können Schwankungen infolge klimatischer Einflüsse von den Auswirkungen der durchgeföhrteten Maßnahme unterschieden werden.

Grundsätzlich sollten sozioökonomische Gründe nur zur Entscheidung zwischen ökologisch sinnvollen Alternativen verwendet werden. Da in der Vergangenheit die Wirkung der meisten Restaurierungen hinter den Erwartungen zurückblieb, muss mehr Wert auf die einzelfallbezogene Auswahl der am besten geeigneten Methode gelegt werden. Das komplexe Wirkungsgefüge der Steuergrößen des Phosphor-Haushalts ist in jedem See anders und muss zunächst durch ein umfangreiches, mehrere Vegetationsperioden andauerndes Analysenprogramm untersucht werden, um die richtigen Ansatzpunkte für eine Restaurierung zu erkennen. Um trotz der Komplexität eine weitgehend objektive Entscheidung sicherzustellen, können Entscheidungshilfen nützlich sein, wie sie beispielsweise in SCHAUSER et al. (2002) beschrieben werden. Ein sehr umfangreiches und detailliertes Entscheidungsunterstützungssystem (SCHAUSER et al. 2003) wurde im Rahmen eines BMBF-Projektes am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei entwickelt. Bei diesem mehrstufigen System werden zunächst alle ungeeigneten Verfahren aussortiert und dann die Eignung der übrigen Verfahren verglichen. Die Verwendung eines derartigen Entscheidungsunterstützungssystems stellt ein hohes Maß an Objektivität sicher, auch wenn das Ergebnis von den gemessenen oder geschätzten Eingangsparametern abhängt.

Literatur

- Bradshaw, A. D. (1996). Underlying principles of restoration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53** (Suppl. 1), 3-9.
- Hesslein, R. H. (1976). An in situ sampler for close interval pore water studies. *Limnol. Oceanogr.* **21**, 912-914.
- Lewandowski, J.; Schauser, I.; Hupfer, M. (2002a). Bedeutung von Vor- und Nachuntersuchungen in der Seentherapie. *Wasser & Boden* **54** (9), 21-25.
- Lewandowski, J.; Schauser, I.; Hupfer, M. (2002b). Die Bedeutung von Sedimentuntersuchungen bei der Auswahl geeigneter Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* **46**, 2-13.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Hrsg) (1998). *Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien*. Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, Hrsg.) (1999). *Grundlagen für ein Sanierungs- und Restaurierungskonzept der Seen in Mecklenburg-Vorpommern*. Materialien zur Umwelt, Heft 2/99. Mathes, J.; Venebrügge, G.; Korczynski, I. (Bearb.). Güstrow.
- O'Riordan, T. (1999). Economic challenges for lake management. *Hydrobiol.* **395/396**, 13-18.
- Psenner, R.; Pucsko, R.; Sager, M. (1984). Fractionation of organic and inorganic phosphorus compounds in lake sediments. *Arch. Hydrobiol.* **70**, 111-155.
- Schauser, I.; Mathes, J.; Scharf, B.; Hupfer, M. (2002). Entscheidungsfindung und Entscheidungshilfen bei der Seentherapie. *Wasser & Boden* **54** (9), 14-20.
- Schauser, I.; Lewandowski, J.; Hupfer, M. (2003). Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen. Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten technischen Verfahrens. *Berichte des IGB* (im Druck).
- Schmidt, G.; Frühauf, M. (2000) Abflussdynamik und Stofftransport im Einzugsgebiet des wiederentstehenden Salzigen Sees. *Geoöko* **21**, 229-252.

Entwicklung von Auenaltwässern – Möglichkeiten, Konzepte, Erfolge

Volker Lüderitz und Uta Langheinrich

Hochschule Magdeburg – Stendal, Fachbereich Wasserwirtschaft, Breitscheidstr. 2, 39114 Magdeburg,
Volker.Luederitz@Wasserwirtschaft.HS-Magdeburg.de

keywords: Biosphärenreservat, Altwässer, Trophie, Entschlammung, Erfolgskontrolle, Naturschutzindex

Einleitung

Altwässer sind ehemalige Flussarme, die durch dynamische Veränderung der Flussmäander vom Fluss abgetrennt wurden. Sie sind in ihrer Existenz zeitlich begrenzte Lebensräume der Aue. Mit ihrer Abtrennung und Isolierung vom Fluss durchlaufen sie natürliche Entwicklungsphasen, die von der Besiedlung des Gewässers durch Tiere und Pflanzen der Stillgewässer bis zur totalen Verlandung gehen. Durch die natürliche Flussdynamik, d. h. durch die Verlagerung der Mäanderbögen, können in der Aue stetig Altarme entstehen. Diese Situation ist jedoch im Falle der Elbe wie fast aller mitteleuropäischer Flüsse nicht mehr gegeben, denn

- durch den vorhandenen Ausbau- und Unterhaltungszustand (Deiche, Buhnen, Uferlängsverbau an Prallhängen, Staustufen im Oberlauf) wird der Flusslauf festgelegt, die natürliche Morphodynamik (Seitenerosion, Uferabbrüche, Sand- und Kiesbänke, Auskolkungen, Mäanderbildung, Laufverlagerung) eingeschränkt und die Sohlerosion erhöht;
- die Retentionsfläche ist auf etwa 20 % des Landschaftsraumes beschränkt; damit ist auch die natürliche Überflutungsdynamik eingeschränkt und der Raum für eine Flussbewegung nicht mehr gegeben;
- der Vernetzungsgrad von Fließgewässern und Altwässern ist gering; dadurch findet eine beschleunigte Sukzession statt und
- das Kontinuum der Altwässer ist durch unsachgemäßen Brückenbau (Schüttdämme) oft zerstört.

Dazu kommen verlandungsbeschleunigende Eutrophierungsprobleme, denn zahlreiche Altwässer wurden bis in die jüngere Zeit für die Einleitung von kommunalen und landwirtschaftlichen Abwässern missbraucht. Zudem existieren oft keine Gewässerschonstreifen, eine intensive landwirtschaftliche Nutzung erfolgt bis zum Ufer. Folgerichtig ergaben unsere Untersuchungen zum Zustand zahlreicher Altwässer im Mittelbegebiet (Lüderitz et al. 1994, Lüderitz et al. 2000), dass bei Fortsetzung der gegenwärtigen Trends Altwässer in wenigen Jahrzehnten aus der Landschaft verschwinden würden.

Da Auenaltwässern in frühen und mittleren Sukzessionsstadien andererseits zu den artenreichsten aquatischen Ökosystemen in Mitteleuropa überhaupt gehören (Lüderitz et al. 2000, Hentschel et al. 2002, Langheinrich et al. 2002), muss diesem Trend entgegengewirkt werden. Hentschel et al. geben in diesem Zusammenhang eine komplexe

Begründung für die Sanierung von Altwässern:

1. Grundsätzliche landschaftsgenetische Begründung

Altwässer entstehen infolge der morphologischen Dynamik des natürlichen Flusslaufes. Durch Eindeichung und den Ausbau des Flusses wird die natürliche Dynamik unterbunden und es entstehen (so gut wie) keine Altwässer mehr. Mit der Verlandung der Altwässer würde dieser Lebensraumtyp aus der Aue verschwinden. Nur durch Sanierung bestehender Altwässer kann er als essenzieller Bestandteil des Ökosystems Aue erhalten werden.

2. Ökologische Begründung

Unter der Voraussetzung, dass Altwässer in der Aue erhalten bleiben, kann die volle ökologische Ausschöpfung des Lebensraums Altwasser nur erfolgen, wenn die einzelnen Phasen seiner Existenz - die Initial-, die Optimal- und die Terminalphase - nebeneinander in ausreichender Fläche und Verteilung vorhanden sind. Heute befinden sich die Altwässer vorwiegend in der Terminalphase.

Hinzu tritt die anthropogene Eutrophierung, die eine vorschnelle Alterung der Gewässer auslöst. Da in polytrophen Gewässern nur noch eine geringe Anzahl von Arten Lebensmöglichkeiten findet, müssen

Sanierungsmaßnahmen neben morphologischen Verbesserungen auch immer die Zielstellung des Nährstoffentzugs haben.

3. Landschaftsästhetische Begründung

Viele Altwässer sind Bestandteil historisch gewachsener Kulturlandschaften. Infolge flächigen Gehölzaufwuchses auf den ufernahen Verlandungsflächen wird die erlebbare Beziehung zwischen See und umgebenden Landschaft nahezu völlig unterbunden.

4. Wasserwirtschaftlich - fischereiwirtschaftliche Begründung

Infolge von Verschlammung und Verlandung ist die fischereiliche Nutzung vieler Altwässer zum Erliegen gekommen. Mit ihrer Sanierung wird eine solche Nutzung in Abstimmung mit den Anforderungen des Naturschutzes wieder ermöglicht.

Untersuchungsgebiet /Gewässerauswahl

Das Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“ (BRME) ist mit einer Fläche von 43.000 ha das größte Schutzgebiet Sachsen-Anhalts. In absehbarer Zeit soll eine Erweiterung auf die gesamte Landschaftseinheit der Elbtalau erfolgen (Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ mit 110.000 ha). Das BRME ist reich an Altwässern, die sich allerdings überwiegend in der Terminalphase befinden (Hentschel et al. 2002). Auf Grundlage initialer Monitoring-Programme Anfang der 1990er Jahre (Lüderitz et al. 1994) wurden Altwässer für die Sanierung in Fällen vorgeschlagen, wo eine solche aus ökologischen und landschaftsästhetischen Gründen erfolgversprechend erschien. Folgende Sanierungsmaßnahmen wurden in den Jahren 1991 bis 2001 mit entsprechender wissenschaftlicher Vorbereitung, Begleitung und Erfolgskontrolle realisiert:

- Wallwitzsee bei Dessau: 1990 / 1991 Totalentschlammung, faktische Wiederherstellung des völlig verlandeten Gewässers
- Kühnauer See bei Dessau: schrittweise Entschlammung 1993 - 1997, Entfernung von Schadstrukturen, Anlage von Flachwasserzonen, Festlegung von Nutzungsstatuten
- Alte Elbe bei Klieken: Entnahme von 200.000 m³ Schlamm 2001, Errichtung eines Gewässerschonstreifens, Unterbindung von Einleitungen aus der Landwirtschaft
- Matzwerder Altarm (Kurzer Wurf): Wiederanbindung an die Stromelbe 2001
- Ferner ist im Erweiterungsgebiet des BRME die Revitalisierung der Alten Elbe bei Magdeburg geplant: Anhebung der Wasserstände (Mittel- und Niedrigwasser) um ca. 0,5 m, Wiederherstellung eines teilweisen Fließgewässercharakters, Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit durch Entfernung von Schüttdämmen, Teilentschlammung, Abflachung von Ufern, Gewässerschonstreifen (Lüderitz et al. 2000).

Für die beiden erstgenannten Maßnahmen können an dieser Stelle schon die Effekte dargestellt werden, der Kurze Wurf und die Alte Elbe bei Klieken dienen hingegen noch als „Negativreferenz“. Demgegenüber wurden auch Vergleiche mit weitgehend naturnahen Gewässern (Crassensee, Sarensee) angestellt.

Untersuchungsmethoden

Kühnauer See und Wallwitzsee wurden im Jahr vor der Sanierung und in den sechs darauffolgenden Jahren in zweijährigem Abstand sechs mal jährlich hydrochemisch untersucht. An den übrigen Gewässern erfolgte diese Untersuchung ebenfalls sechs mal im Jahr 1998. Die dabei nach DIN-/EN-Methoden erfassten Parameter (vgl. Tab. 1) dienen hauptsächlich der Trophiebestimmung nach Klapper (1992) bzw. Carlson (1977). Die parallelen biologischen Untersuchungen konzentrierten sich auf die Erfassung der Makroinvertebraten-Fauna (zweimal jährlich) und der Makrophyten (einmal jährlich). Auf dieser Grundlage wurde der Naturschutzindex nach Kaule (1991) bestimmt.

Nähere methodische Angaben finden sich bei Langheinrich et al. (2002).



Abb. 1: Verteilung der Schutzzonen im BR Mittlere Elbe

Ergebnisse

In den sechs untersuchten Altwässern fanden wir von den insgesamt im Landschaftsraum Elbe nachgewiesenen Arten (LAU 2001) 45 % der Eintagsfliegenarten, 54 % der Köcherfliegen, 74 % der Libellen, 27 % der wasserbewohnenden Käfer, 78 % der Schnecken und 45 % der Muscheln (Tab.2). Allerdings sind dieser Artenreichtum und das Vorkommen besonders geschützter Arten auf die verschiedenen Gewässer sehr unterschiedlich verteilt.

Die naturnahen Referenzgewässer Crassensee und Sarensee, die mit ihrem Umfeld als Naturschutzgebiete geschützt sind, befinden sich in einem stabilen, leicht eutrophen Zustand (Tab. 1). Es handelt sich um makrophytenreiche Klarwasserseen mit hohem Arteninventar (Tab. 3) und hohem Naturschutzindex (9 = national bedeutsam) aufgrund des Vorkommens etlicher vom Aussterben bedrohter bzw. stark gefährdeter Arten (z. B. *Trapa natans*, *Dytiscus latissimus*, *Hydrous aterrimus*, *Cybister lateralimarginalis*, *Aeshna viridis*, *Leucorrhinia albifrons*).

Die sanierten Altwässer Wallwitzsee und Kühnauer See wurden durch die Entschlammungsmaßnahmen aus dem polytrophen (Lüderitz et al. 1997) in den meso- bis leicht eutrophen Zustand gehoben (Tab. 1). Unsere Untersuchungen (vgl. auch Lüderitz et al. 2002, Papenroth 1999) zeigen eine kontinuierliche Zunahme der Artenzahl des Makrozoobenthos einschließlich besonders schutzwürdiger Arten (Naturschutzindex 8 = überregional bedeutsam) vor allem in den Flachwasserzonen, in denen sich artenreiche submerse und emerse Makrophytenbestände entwickeln (Tab. 3).

Die Alte Elbe bei Klieken und der Matzwerder-Altarm befanden sich demgegenüber bis zu ihrer Sanierung im vergangenen Jahr in einem polytrophen, algendominierten und artenarmen Zustand. Künftige Untersuchungen werden über den Erfolg der Maßnahmen Auskunft geben.

Qualitätssicherungsmaßnahmen bei der Sanierung von Altwässern

Bisherige Erfahrungen zeigen, dass Sanierungs – und Renaturierungsmaßnahmen nicht immer den angestrebten Erfolg zeitigen. Im Fall der Projekte im BRME wurde deshalb ein umfassendes Paket von Qualitätssicherungsmaßnahmen realisiert, das für den Erfolg der Maßnahmen mit entscheidend war und das auf künftige ähnliche Projekte übertragen werden kann:

- Die Sanierung soll nicht mit einer einzigen Maßnahme, sondern abschnittsweise über einzelne Bauabschnitte und mehrere Jahre erfolgen.
- Die Entschlammung erfolgt nur bis zum oberen Kiesgrund, d.h. es wird keine Vertiefung des Gewässers vorgenommen.
- Einige Teile des Gewässers sollten nicht entschlammt, sondern bewusst in der Altersphase zur Sicherung des Artenpotenzials erhalten bleiben.
- Vitale Röhrichte und Riede werden überwiegend erhalten.
- Die Sanierung erfolgt abschnittsweise alternativ durch Trocken- oder Nassbaggerung; die Trockenbaggerung erfolgt durch Ausspundung und kurzfristige Trockenlegung. Nach Ziehung der Spundwände wird der sanierte Bereich wieder an die nicht betroffenen Teile des Gewässers angeschlossen. Vor der Trockenbaggerung werden in den ausgespundeten Bereichen die Fische,

Muscheln und wertvollen Wasserpflanzen gesichert, ähnlich wird auch bei der Nassbaggerung - soweit möglich - vorgegangen.

- Die entnommenen Schlamm- und Verlandungsmassen werden nach Entwässerung aus dem Auengebiet transportiert.
- Für das Gewässer werden Schutz- und Nutzungsstatuten festgelegt.
- Von der Planungsvorbereitung bis zur Erfolgskontrolle erfolgt eine intensive wissenschaftliche Begleitung.

Tab. 1: Parameter zur Bewertung von Altwässern im BRME

Parameter (Mittelwert ± Standardabweichung)	naturnahe Seen	
	Sareensee	Crassensee
BSB ₅ [mg O ₂ /l]	5,7 ± 6,3	4,5 ± 3,2
Leitfähigkeit [µS/cm]	426 ± 24,6	514 ± 11,6
NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	0,105 ± 0,1	0,025 ± 0,02
NO ₃ ⁻ -N [mg/l]	0,29 ± 0,09	0,49 ± 0,06
PO ₄ ³⁻ -P [mg/l]	0,093 ± 0,046	0,119 ± 0,04
o-PO ₄ ³⁻ -P [mg/l]	0,006 ± 0,003	0,021 ± 0,03
Chlorophyll-a [µg/l]	12,6 ± 6,7	27 ± 13,5
Trophic State Index	63 ± 3,1	65 ± 4,2
Trophiestufe	eutroph	eutroph
Conservation Index	9	9
	sanierte Seen	
	Wallwitzsee	Kühnauer See
BSB ₅ [mg O ₂ /l]	1,9 ± 0,8	2,3 ± 0,9
Leitfähigkeit [µS/cm]	1537 ± 11,8	750 ± 24,3
NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	0,036 ± 0,01	0,022 ± 0,007
NO ₃ ⁻ -N [mg/l]	<0,23	<0,23
PO ₄ ³⁻ -P [mg/l]	0,033 ± 0,01	0,066 ± 0,03
o-PO ₄ ³⁻ -P [mg/l]	<0,003	0,011 ± 0,03
Chlorophyll-a [µg/l]	5,7 ± 4,3	11,1 ± 5,8
Trophic State Index	52 ± 4,3	59 ± 3,6
Trophiestufe	mesotroph	mesotroph/ leicht eutroph
Conservation Index	8	8
	stark belastete Seen	
	Alte Elbe bei Klieken	Matzwerder Altarm
BSB ₅ [mg O ₂ /l]	9,81 ± 6,4	5,5 ± 1,7
Leitfähigkeit [µS/cm]	515 ± 26,7	546 ± 38
NH ₄ ⁺ -N [mg/l]	0,61 ± 0,76	0,075 ± 0,06
NO ₃ ⁻ -N [mg/l]	0,53 ± 0,4	0,44 ± 0,4
PO ₄ ³⁻ -P [mg/l]	0,52 ± 0,4	0,746 ± 1,01
o-PO ₄ ³⁻ -P [mg/l]	0,22 ± 0,5	0,044 ± 0,04
Chlorophyll-a [µg/l]	128,6 ± 57,9	69 ± 18,9
Trophic State Index	80 ± 8,9	76 ± 4,3
Trophiestufe	hocheutroph/ polytrophe Tendenz	hocheutroph
Conservation Index	6	6

Tab. 2: Bestandssituation ausgewählter Makroinvertebraten im Untersuchungsgebiet und im Landschaftsraum Elbe

	Deutschland	LSA	Landschaftsraum Elbe	Untersuchungsgebiet	Rote-Liste-Arten
Plecoptera	119	60	1	0	0
Ephemeroptera	81	34 (T)	20	9	0
Trichoptera	314	124 (T)	76	41	11
Odonata	80	63	53	39	18
Coleoptera (wasserbewohnend)	413	247	149	40	7
Wassermollusken					
Gastropoda	68	47	37	29	8
Bivalvia	30	24	22	10	6

T: Tiefland

Tab. 3: Anzahl der Makroinvertebratenarten und Pflanzengesellschaften der untersuchten Altwässer

Makroinvertebraten					
Altwasser / Jahr	Artenanzahl	Anzahl gefährdeter Arten	Coleoptera-Arten	Odonata-Arten	Trichoptera-Arten
Sarensee / 1998	109	15	15	21	15
Crassensee / 1998	123	17	23	24	13
Wallwitzsee / 1998	96	8	13	16	13
Wallwitzsee / 2000	120	8	23	16	21
Kühnauer See / 1998	125	10	17	27	18
Kühnauer See / 2000	145	13	34	27	24
Alte Elbe bei Klieken / 1998	47	2	6	4	5
Matzwerder Altarm / 1998	42	0	6	3	1
Ufer- und Wasservegetation					
	Anzahl Pflanzengesellschaften	Anzahl gefährdeter Arten			
Sarensee / 1998	10	9			
Crassensee / 1998	12	12			
Wallwitzsee / 1998	9	5			
Kühnauer See / 1998	25	23			
Alte Elbe bei Klieken / 1998	10	3			
Matzwerder Altarm / 1998	4	1			

Schlussfolgerungen und Strategien für die Pflege und Entwicklung von Altwässern

- Strukturgüteverbesserungen dürfen auf keinen Fall an der Wasserlinie enden. Abflussdynamische Wechselbeziehungen zwischen der Aue und den Gewässern müssen berücksichtigt und ggf. wieder hergestellt werden.
- Gewässer, die sich in einem relativ stabilen trophischen Zustand befinden und zudem einen hohen ökologischen und Naturschutzwert (Saren- und Crassensee) besitzen, sollen so weit wie möglich vor anthropogener Beeinflussung geschützt werden, z.B. durch Festlegung von Totalreservaten. Diese müssen durch ausreichende Pufferstreifen zudem vor schädlichen Einflüssen abgegrenzt sein.

- Eine Verjüngung trophisch bereits stark belasteter Gewässer ist nur durch Entschlammungsmaßnahmen, welche die sauerstoff-zehrenden Substanzen, Pflanzennährstoffe und Schadstoffe aus dem Gewässer entfernen, möglich.
- Durch die Aussparung von Teilbereichen mit höherem ökologischen Potential kann, wie das Beispiel des Kühnauer Sees zeigt, anschließend von einer schnelleren Wiederbesiedelung des Sees ausgegangen werden.
- Der Erhalt der Auenstandgewässer wird auf Grund fehlender Möglichkeiten der Neubildung und ihrer natürlich bedingten und anthropogen beschleunigten Alterung immer gezielte Eingriffe in größeren Zeitabschnitten (mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte) erfordern. Zu beachten bleibt dabei, dass nur beim Nebeneinander der verschiedenen natürlichen Entwicklungsstadien der Altgewässer auch die Mannigfaltigkeit der Biotope und der autotypischen Lebensgemeinschaften gegeben ist.
- Durchgreifende und teure Restaurierungsmaßnahmen wie Entschlammung haben nur einen Sinn, wenn in ihrem Zuge künftige Nutzungsstatuten festgelegt werden. Dazu gehören eine ökologische Bewirtschaftung des Umlandes sowie die o.g. Schonstreifen.
- Durch extensive Befischung von Standgewässern wird Biomasse aus dem Wasserkörper entfernt. Der damit erreichte Nährstoffentzug verzögert den Verlandungsprozeß, besonders wenn er mit gelegentlichen Entkrautungen von Teilbereichen einhergeht.
- Durch den Wiederanschluß von Altarmen an den Hauptstrom können polytrophe Zustände im Gewässer durch die erhöhten Fließgeschwindigkeiten und den damit einhergehenden Abtransport trophieerhöhender Nährstoffe nach gewisser Zeit beseitigt werden. Am Beispiel des Matzwerder Altarms, der im vergangenen Jahr wieder an die Stromelbe angeschlossen wurde, sollen in den nächsten Jahren wichtige Erkenntnisse über den Erfolg einer solchen Maßnahme gewonnen werden.
- Öffentlichkeitswirksame Aktivitäten sind nötig, um Verständnis und Interesse für Schutz- und Sanierungsanforderungen zu erreichen. Das ist z.B. durch Errichtung von Naturlehrpfaden und Rundwanderwegen an Gewässern, die erholungswirksam genutzt werden, möglich. Im Rahmen der EXPO 2000 wurden solche Möglichkeiten in bestimmten Bereichen des BRME geschaffen und genutzt.

Literatur

- Carlson, R. E. (1977): A trophic state index for lakes.- *Limnol. Oceanogr.* 22: 361 – 369.
- Kaule, G. (1991): Arten – und Biotopschutz. -Stuttgart.
- Klapper, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz.- Jena.
- Henschel, P., Lüderitz, V., Schuboth, C., Reichhoff, L. (2002): Altwassersanierung im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ am Beispiel des Kühnauer Sees. *Natur und Landschaft* 77: 57 – 63.
- LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 2001): Arten – Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Elbe. Ber. LAU 3 / 2001.
- Langheinrich, U., Dorow, S., Lüderitz, V. (2002): Schutz – und Pflegestrategien für Auenoberflächengewässer des Biosphärenreservates „Mittlere Elbe“. *Hercynia* 35: 17 – 35.
- Lüderitz, V., Henschel, P., Berndt, K., Degner, Y., Weissbach, G. (1994): Aspekte der Gewässerökologie im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 4 (2): 33 – 40.
- Lüderitz, V., Berndorff, B., Langheinrich, U., Ziegler, R., Lange, C. (1997): Nährstoffverhältnisse, Planktonbesiedelung und Makroinvertebratenfauna im Kühnauer See. *Naturwiss. Beitr. Mus. Dessau, Sonderh.: Der Kühnauer See bei Dessau – Gebietsdarstellung zum Abschluss der Sanierung des Gewässers.*
- Lüderitz, V., Pütter, S., Heidecke, F., Jüpner, R. (2000): Revitalisierung der Alten Elbe bei Magdeburg – ökologische und wasserwirtschaftliche Grundlagen. *Abh. u. Ber. f. Naturkunde Magdeburg* 23: 29 – 46.
- Papenroth, K. (1999): Floristische und faunistische Untersuchungen am Landeskulturgraben und am Kühnauer See als Grundlage für die ökologische Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen der EXPO 2000. Diplomarbeit, Hochschule Anhalt (FH).

Wie entstehen Tiefenchlorophyllmaxima in eutrophen Gewässern? Ein Fallbeispiel

MARCO MATTHES

Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie, 01062 Dresden

Kontakt: marco.matthes@mailbox.tu-dresden.de

Einleitung

Tiefenchlorophyllmaxima (deep chlorophyll maxima – DCM) sind als Phänomene stratifizierter oligo- und mesotropher Seen häufig beschrieben (z.B. Fee 1976, Moll & Stoermer 1982, Lindholm 1992, Gervais 2000). Die Ursache für das Ausbleiben von DCM in eutrophen Gewässern liegt augenscheinlich in der Phosphorkonzentration im Epilimnion, die sich sowohl während der Vollzirkulation als auch in der sommerlichen Stagnationsphase auf einem hohen Niveau befindet. Die resultierenden, guten Wachstumsbedingungen für das Phytoplankton führen zu einer gleichbleibend geringen Transparenz in den oberen Gewässerhorizonten und schließen das tiefere Eindringen von Licht, eine der wichtigsten Voraussetzungen für die Entstehung von DCM, aus.

In Untersuchungen an einem kleinen See konnten ausgeprägte Tiefenchlorophyllmaxima nachgewiesen werden. Das Gewässer wies jedoch deutlich eutrophen Charakter auf (Frühjahrskonzentration TP: >100 µg/l). Auf der Suche nach Einflüssen, die auch bei hoher Trophie das Vorhandensein eines DCM ermöglichen, wurden die in den Jahren 2000 und 2001 im Untersuchungsgewässer gewonnenen Daten ausführlich analysiert. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf Faktoren gelegt, die eine entscheidende Rolle für Entstehung und Existenz von DCM spielen. Nach Richerson et al. (1978) handelt es sich dabei neben abiotischen Gradienten wie Temperatur, Sauerstoff und Lichtangebot auch um den vertikal variierenden Einfluß von Phytoplanktonkonsumenten.

Material und Methoden

Untersuchungsgegenstand war ein kleines, biomanipuliertes Steinbruchrestgewässer nahe Gräfenhain (35 km nordöstlich von Dresden) mit einer Oberfläche von 0,044 ha und einer mittleren Tiefe von 7 m. Der See ist aufgrund von dichtem Baumbestand am Ufer extrem windgeschützt und daher in der Vegetationsperiode streng geschichtet. Die Biomanipulation erfolgt jährlich durch Besatz mit *Onchorhynchus mykiss* und *Salmo trutta f. fario*.

Im Untersuchungszeitraum (Mai bis November 2000 und 2001) wurden folgende Variablen 14-tägig erfaßt:

- Chl *a* – Konzentration (Vertikalprofil, Intervall < 10 cm)
- Sauerstoffkonzentration und Lichtintensität (Vertikalprofil, Intervall 50 cm)
- TP – und SRP – Konzentration (Intervall 1m, ggf. zusätzlich im DCM)
- Abundanz und Biomasse der Daphnien (*D. pulex* und *D. rosea*) im Epilimnion

Die DCM-Tiefe wurde definiert als die Tiefe mit der maximalen Konzentration an Chl *a*. Sofern ein DCM detektiert werden konnte, wurde dessen qualitative Phytoplanktonzusammensetzung erfaßt.

Ergebnisse und Diskussion

In beiden Untersuchungsjahren konnten dauerhafte Tiefenchlorophyllmaxima nachgewiesen werden. Die Entwicklung der DCM-Tiefe war in den Jahren 2000 und 2001 sehr ähnlich (Abb. 1).

Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die wiederholte Entstehung des DCM weniger eine zufällige Erscheinung als viel mehr das Resultat konstanter und regelmäßig wiederkehrender Umweltbedingungen ist.

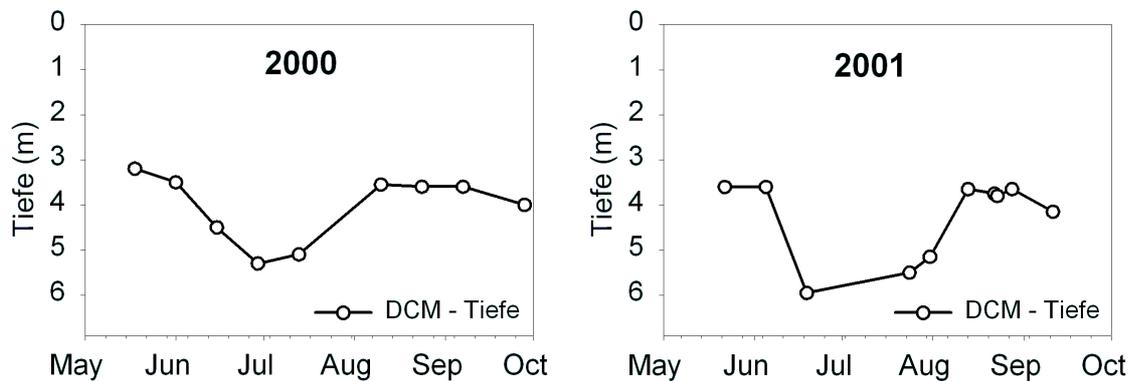


Abb. 1: Ähnliche Entwicklung der DCM-Tiefe in den Jahren 2000 (links) und 2001 (rechts)

Die Phytoplanktongesellschaft im DCM war stets dominiert von Cryptophyceen (*Cryptomonas spp.*) und Chlorophyceen (*Chlamydomonas spp.*), die sich einerseits durch ihre Fähigkeit, Sinkverluste zu kompensieren, andererseits durch ihre Toleranz gegenüber geringen Lichtintensitäten für dieses spezielle Habitat qualifizieren.

Im Bereich des DCM wurden generell Lichtintensitäten von 0,1 bis 2 % der Oberflächenstrahlung gemessen, was nach allgemeiner Faustregel etwa der Lichtintensität entspricht, bei der die euphotische Zone nach unten begrenzt ist (Lichtkompensationstiefe). Dabei paßt sich die beobachtete DCM-Tiefe mit einer zeitlichen Verzögerung von etwa 14 Tagen an die Tiefe an, in der ca. 1 % der Oberflächenstrahlung vorliegt (Abb. 2). Das bedeutet, dass ursächlich nicht das DCM die Lichtkompensationstiefe bestimmt, sondern dass sich das DCM nach den vorhandenen Lichtbedingungen „ausrichtet“.

Da die Lichteindringtiefe im untersuchten Gewässer trotz hoher Nährstoffbelastung ungewöhnlich hoch ist, muß nach der Ursache für die hohe Wassertransparenz gesucht werden, um die kausalen Zusammenhänge für die DCM-Entstehung zu finden. Die Chl *a* – Konzentration im Epilimnion des Gewässers war während der Vegetationsperioden geringer als 15 µg/l, während im DCM Werte von über 100 µg/l gemessen wurden. Augenscheinliche Hauptursache für das reduzierte Phytoplanktonaufkommen im Epilimnion ist die dauerhafte Präsenz hoher Abundanzen der Gattung *Daphnia*. Zwischen Mai und Oktober beider Jahre wurden durchschnittlich $30,1 \pm 34,7$ Ind./l registriert. Für die Schaffung günstiger Bedingungen für die Entstehung des DCM ist jedoch nicht allein die Anwesenheit der Filtrierer entscheidend, sondern vielmehr deren vertikale Verteilung und der daraus resultierende Einfluß auf die Phytoplanktongemeinschaft. Typisch für die Situation im See war eine Konzentration der Daphnien im Epilimnion des Gewässers (Abb. 3). Dabei erwies sich die Oxikline als untere Begrenzung des

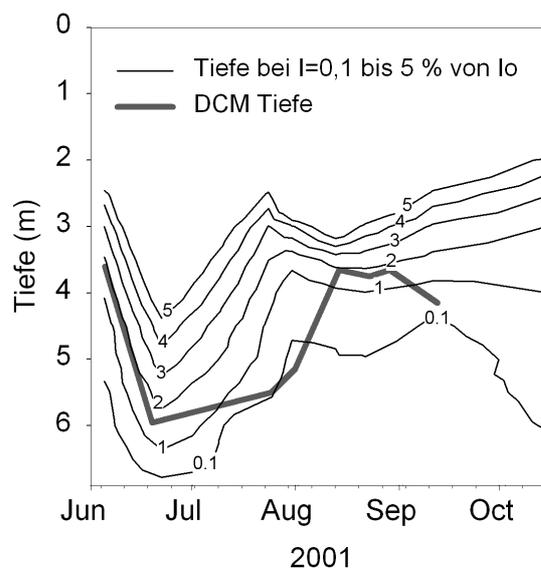


Abb. 2: Verhalten der DCM-Tiefe im Vergleich zur zeitlichen Entwicklung der Lichtintensität im Bereich des DCM. Angabe der relativen Lichtstärke in % der Oberflächenstrahlung (I_0).

Daphnienhabitates, während die Thermokline offenbar eine geringere Rolle als Habitatgrenze besaß.

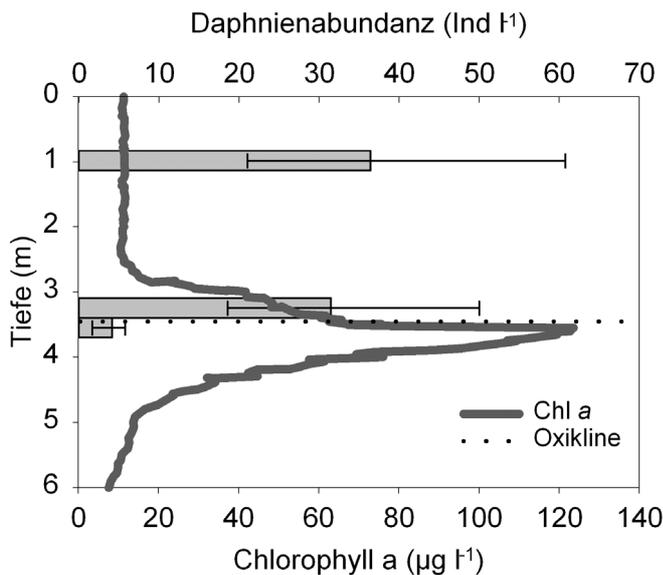


Abb. 3: Vertikale Position des DCM im Vergleich zur Daphnienabundanz im Epilimnion (oberer Balken, 0-2m), 30 cm über dem DCM (3,30 m, mittlerer Balken) und im DCM (3,6 m, unterer Balken). Die Oxikline „schützt“ die Phytoplankter des DCM vor dem Fraß durch die Anoxie-sensitiven Daphnien. Bedeutung der Balken: Mittelwert aus drei aufeinanderfolgenden Terminen im August 2000, Whisker: Minimum- und Maximumwerte.

Zusammenfassung

1. Cryptophyceen und Chlorophyceen dominieren das DCM ganzjährig.
2. Die Lichtintensität im Bereich des DCM liegt bei etwa 1% der Oberflächenstrahlung.
3. Das DCM befindet sich bis auf wenige Ausnahmen knapp unterhalb der Oxikline.
4. Das Vorhandensein des DCM ist an hohe Daphnienabundanz (>20 Ind/l) im Epilimnion geknüpft.

Vereinfacht kann die Entstehung des DCM somit wie folgt beschrieben werden:

Etablierung hoher Daphnienabundanz im Epilimnion → Steigerung der Wassertransparenz durch die Filtriertätigkeit der Daphnien → Erhöhung der Lichteindringtiefe → Entstehung eines Lebensraumes für Phytoplankter mit ausreichender Lichtversorgung und Schutz vor Grazing durch Anoxie unter der Oxikline → Nutzung dieser ökologischen Nische durch Cryptophyceen und Chlorophyceen.

Es ist anzunehmen, dass die Entstehung des DCM im eutrophen Untersuchungsgewässer Gräfenhain das Ergebnis einer Kaskade von Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Umweltfaktoren ist, deren Ursprung die Erhöhung der Daphnienabundanz durch Biomanipulation darstellt.

Literatur

- Fee, E. J., 1976, The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario: Implications for primary production estimates. *Limnol. Oceanogr.* 21: 767-783.
- Gervais, F., 2000, Fine-scale analysis of a deep chlorophyll maximum. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 932-935.
- Lindholm, T., 1992, Ecological role of depth maxima of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 35: 30-45.
- Moll, R. A. & E. F. Stoermer, 1982, A hypothesis relating trophic status and subsurface chlorophyll maxima of lakes. *Arch. Hydrobiol.* 94: 425-440.
- Richerson, P. J., M. M. Lopez & T. Coon, 1978, The deep chlorophyll maximum layer of Lake Tahoe. *Verh. Internat. Verein. theor. angew. Limnol.* 20: 426-433.

TROPISCHE ÖKOSYSTEME

- GEHLHAR, M., BOLLMOHR, S., HAHN, T. & R. SCHULZ: Einfluss von Organophosphaten auf non-target Organismen in einem südafrikanischen Ästuar
- GOLDSCHMIDT, T. & R. GERECKE: Zur Kenntnis der Wassermilbenfauna (Acari, Hydrachnidia) in Fließgewässern und Quellen auf Madagaskar.
- REINTJES, N. & K. E. LINSENMAIR: Das aquatische System einer westafrikanischen Savanne aus der Sicht der auch- und Schwimmkäfer (Coleoptera: Noteridae, Dytiscidae) Bedeutung temporärer und permanenter Gewässer
- SCHWAHN, J.: Zur Fischfauna des Pendjari-Nationalparks in Benin (Westafrika)

Einfluss von Organophosphaten auf non-target Organismen in einem südafrikanischen Ästuar

Maren Gehlhar¹, Silke Bollmohr², Torsten Hahn¹, Ralf Schulz¹

¹ Zoologisches Institut, Technische Universität Braunschweig

² Zoology Department, University of Cape Town, 7701 Rhodes Gift, Südafrika

Einleitung

Die Ästuarie im Western Cape von Südafrika werden potentiell durch die in der Landwirtschaft eingesetzten Pflanzenschutzmittel (PSM) belastet. Weniger als 1% der auf den Anbauflächen applizierten PSM kommen mit ihrem Zielorganismus in Berührung (PIMENTEL & EDWARDS, 1982). Die PSM erreichen über Fließgewässer die Ästuarie und werden dort durch Bindung und Sedimentation mit suspendierten organischen und anorganischen Partikeln aus der Wasserphase gefiltert (KENNEDY, 1984). Ästuarie sind dadurch Sammelbecken für eine Vielzahl der im Wasser befindlichen PSM aus den urbanen und landwirtschaftlichen Bereichen ihres Einzugsgebietes (CHANDLER, 1990; GREEN *et al.*, 1996). Das in dieser Studie untersuchte Ästuar des Lourens River ist ein 7,1 ha großes, zeitweise geschlossenes System, dessen mittleres Einzugsgebiet durch intensive Landwirtschaft (Obst- und Weinanbau) charakterisiert ist.

Methoden

Um den Einfluss von Organophosphat-Insektiziden (OP) auf die im Ästuar lebenden Organismen zu untersuchen, wurden Mikrokosmen- und Freilandstudien mit einer endemischen, ästuarinen Fischart (Southern Mullet, *Liza richardsonii*) sowie Mikrokosmenstudien mit einer harpacticoiden Copepodenart (*Mesochra parva*) durchgeführt. Für die Mikrokosmenversuche wurden die in Südafrika handelsüblichen Organophosphate, Chlorpyrifos (CPF) und Azinphosmethyl (AZP) verwendet. Dazu wurde Folgendes näher untersucht:

A) Im Untersuchungszeitraum vom 01. November 2001 bis 05. März 2002 erfolgte die Aufnahme der physikalischen und chemischen Parameter sowie der OP-Belastung des Wasser und des Sedimentes im Lourens Ästuar.

B) Für den Nachweis der Bioverfügbarkeit von OP im Untersuchungsgewässer wurde als Methode (nach ELLMAN *et al.*, 1961) die Messung der Acetylcholinesterase (AChE) bei Fischen (Testorganismus: *L. richardsonii*) gewählt. Das Enzym wird spezifisch durch bestimmte OP in der Aktivität gehemmt und stellt damit einen sensiblen Indikator für OP-Kontaminationen dar (WEISS, 1959).

C) Die Effekte von OP auf die Copepoden wurden in statischen Toxizitätstudien (96h; *in vivo*) untersucht und die letalen Konzentrationen von sedimentgebundenem CPF und AZP bei unterschiedlichem Salzgehalt des Wassers (12 ‰ und 33 ‰) ermittelt.

Ergebnisse

A) Im Lourens Ästuar wurden hohe OP-Konzentrationen (Tab. 1) und ein mittlerer Phosphatgehalt von $2,06 \pm 0,63$ mg/L nachgewiesen. Anfang November und am 12. Januar kam es durch starke Regenereignisse (> 10 mm) zu Runoff im Einzugsgebiet, verbunden mit einer Änderung der Parameter Strömung, Trübung und Leitfähigkeit im Ästuar.

Tab. 1 Maximale Azinphosmethyl (AZP)- und Chlorpyrifos (CPF)-Konzentrationen, die in den Monaten November bis Februar 2001/02 in Wasser- und Sedimentproben des Lourens Ästuares nachgewiesen wurden

Monat	Sediment	Wasserphase	
	[$\mu\text{g}/\text{kg}$]	AZP	CPF
Mitte November	18,2	0,22	0,01
Dezember	4,1	0,03	0
Januar	4,9	0,06	0,02
Februar	38,5	0	0

B) Bei der 1h *in vivo* Exposition mit AZP und CPF (Abb.1) konnte bei einer freilandrelevanten AZP-Konzentration (0,2 $\mu\text{g}/\text{L}$) eine signifikante Hemmung der Enzymaktivität im Gehirn von 48% festgestellt werden. Die höhere Toxizität von AZP, verglichen mit CPF, spiegelt sich in den Inhibitionskonzentrationen wider, welche eine AChE-Hemmung von 50% auslöste: AZP ($\text{IC}_{50} = 0,401 \pm 0,191$) und CPF ($\text{IC}_{50} = 11,53 \pm 3,08$).

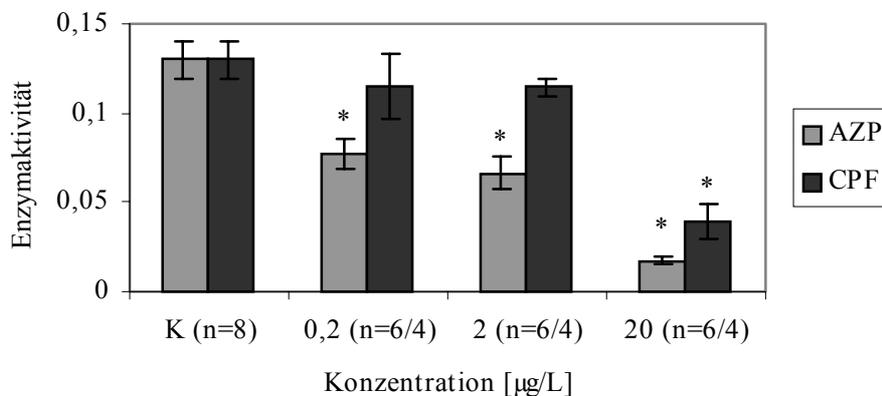


Abb. 1: Mittlere AChE-Aktivität ($\mu\text{mol} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{mg Protein}^{-1}$) im Gehirn von *L. richardsonii* nach 1h *in vivo* Exposition mit AZP und CPF (Erholungszeit = 24 h; n = Anzahl der Individuen; Fehlerbalken zeigen Standardfehler; * signifikant bei $p < 0,05$)

Bei den monatlichen Freilandfängen (Abb. 2) war eine Abhängigkeit der AChE-Aktivität im Gehirn von *L. richardsonii* vom Zeitpunkt des Fanges zu erkennen. In den Monaten Dezember bis Februar, in denen die Konzentrationen von AZP und CPF (Tab. 1) einen Einfluss auf die Fische haben konnten, war die AChE-Aktivität deutlich geringer.

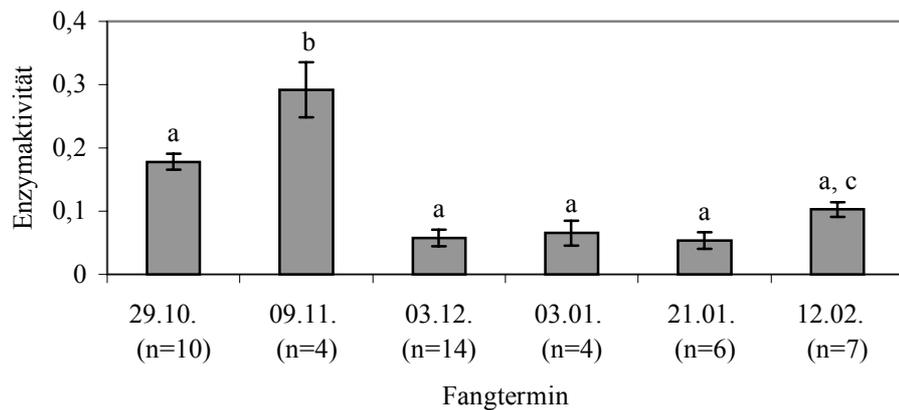


Abb. 2: Veränderung der mittleren AChE-Aktivität ($\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mgProtein}^{-1}$) im Gehirn von *L. richardsonii* über die Zeitspanne Oktober bis Februar (n = Anzahl der Individuen; Fehlerbalken zeigen Standardfehler; Balken, denen innerhalb eines Diagramms die gleichen Buchstaben zugeordnet sind, unterscheiden sich nicht signifikant voneinander)

C) CPF (Abb. 3) verursachte schon, im Vergleich zu AZP (Abb. 4), in geringeren Konzentrationen eine signifikante Abnahme der Individuen. Die totale Mortalität lag bei CPF bei 33,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und bei AZP bei 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ vor. Die letalen Konzentrationen (LC_{50}) für CPF waren mit 1,84 (12 ‰) und 1,92 (33 ‰) deutlich unter den LC_{50} -Werten von AZP mit 7,96 (12 ‰) und 3,76 (33 ‰). Die Toxizität von AZP stieg mit steigendem Salzgehalt, wobei die Toxizität von CPF nicht beeinflusst wurde.

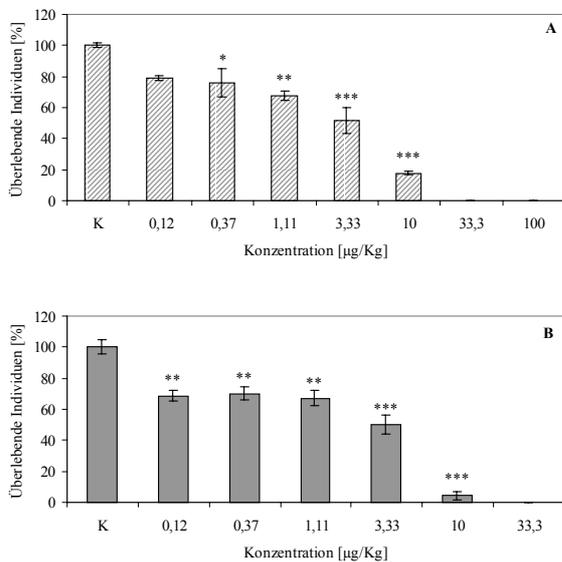


Abb. 3: Überlebende Individuen (%) nach Exposition (96h) mit sedimentgebundenem CPF bei A) 12 ‰ und B) 33 ‰ (K = Kontrolle; Balken zeigen den Standardfehler; der signifikante Unterschied zu der Anzahl der eingezählten Tiere ist angegeben; * signifikant bei $p < 0,05$; ** signifikant bei $p < 0,005$, *** signifikant bei $p < 0,001$)

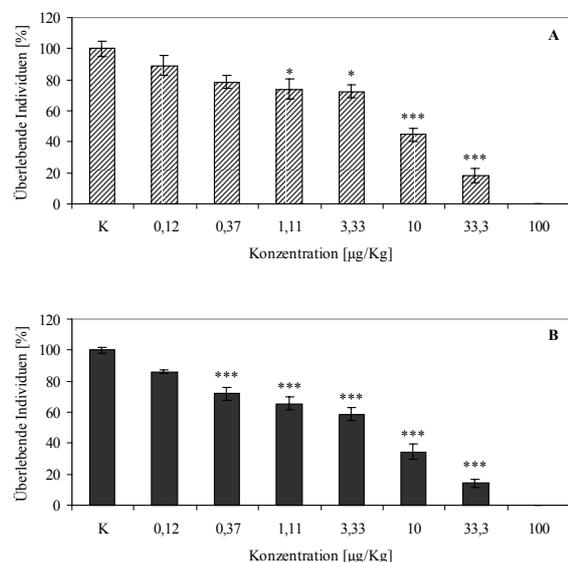


Abb. 4: Überlebende Individuen (%) nach Exposition (96h) mit sedimentgebundenem AZP bei A) 12 ‰ und B) 33 ‰ (K = Kontrolle; Balken zeigen den Standardfehler; der signifikante Unterschied zu der Anzahl der eingezählten Tiere ist angegeben; * signifikant bei $p < 0,05$; ** signifikant bei $p < 0,005$, *** signifikant bei $p < 0,001$)

Diskussion

A) Ein Einfluss der Landwirtschaft war direkt anhand von physikalischen und chemischen Parametern sowie von OP-Konzentrationen im Ästuar zu erkennen. Die hohen Phosphatwerte sind auf die intensive Landwirtschaft und Abwasserzuflüsse im Einzugsgebiet zurückzuführen. Das im November nach starken Regenereignissen in das Gewässer gespülte Sediment aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten hatte gebundene PSM enthalten, die je nach Wasserlöslichkeit in die Wasserphase übergehen waren. Die anderen OP-Einträge gelangten vermutlich während der Applikation durch Abdrift bei starkem Wind und Einspritzen (Spraydrift) in das Gewässer. Aufgrund der hohen Toxizität der nachgewiesenen OP und ihrer hohen Konzentrationen im Lourens Ästuar, kann ein negativer Effekt auf die Fisch- und die Copepodenfauna angenommen werden. Durch direkte und indirekte Aufnahmen der toxischen Substanzen und der Weitergabe in der Nahrungskette besteht die potentielle Möglichkeit zur Bioakkumulation.

B) Eine deutliche Dosis-Wirkungs-Beziehung, mit Abhängigkeit vom verwendeten OP, ergab sich bei den Mikrokosmenversuchen. AZP löste in den *in vivo* Mikrokosmosstudien bei allen Konzentrationen eine stärkere Hemmung der AChE-Aktivität im Gehirn aus als CPF. AZP war während der einstündigen Exposition durch die hohe Wasserlöslichkeit (30 mg/L) und den geringeren Adsorptionskoeffizienten (1000) stärker bioverfügbar.

Sowohl die Mitte November in der Wasserphase gemessene AZP-Konzentration von 0,22 µg/L, die bei der Exposition im Mikrokosmos eine signifikante Hemmung von fast 50% auslöste, als auch die im Freiland nachgewiesenen hohen CPF-Konzentrationen im Sediment, stellen für *L. richardsonii* als Detritus- und Sedimentfresser eine große Kontaminationsgefahr dar. Die Reduktion der AChE-Aktivität im Gehirn der Fische aus dem Freiland von November bis Dezember und die geringe Enzymaktivität bis Februar kann man auf die im Lourens Ästuar nachgewiesenen OP-Konzentrationen zurückführen.

C) Sedimentgebundenes CPF ist über eine Expositionszeit von 96 h toxischer für die in der oberen Sedimentschicht lebenden Copepodenart *M. parva*. AZP ist während der 96 h in die Wasserphase übergegangen und nicht in dem Maße bioverfügbar für *M. parva* wie das CPF mit niedriger Wasserlöslichkeit (2 mg/L) und hohem Adsorptionskoeffizienten (6070). Die im Sediment des Lourens Ästuars nachgewiesenen Konzentrationen sind weitaus höher als die in den Toxizitätsstudien ermittelten LC50-Werte. Damit kann man sagen, dass OP einen Einfluss auf die dort lebende Copepodenart haben.

Fazit

Anhand der vorliegenden Ergebnisse lässt sich erkennen, dass das Lourens Ästuar durch OP-Einträge aus anthropogenen Quellen, vor allem der Landwirtschaft, stark belastet ist. Die Laboruntersuchungen ergaben, dass subletale (Messung der AChE-Aktivität) und letale (Toxizitätsstudien) Effekte auf non-target Organismen des Lourens Ästuar schon bei geringen OP-Konzentrationen nachgewiesen wurden.

Literatur

- CHANDLER, G.T. (1990): Effects of sediment-bound residues of the pyrethroid insecticide fenvalerate on survival and reproduction of meiobenthic copepods. *Marine Environmental Research* 29: 65–76.
- ELLMAN, G.L.; COURTNEY, K.D.; ANDRES, V. & FEATHERSTONE, R.M. (1961): A new and rapid colorimetric determination of Acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7: 88-95.
- GREEN, A.S.; CHANDLER, G.T. & PIEGORSCH, W.W. (1996): Life-stage-specific Toxicity of sediment-associated chlorpyrifos to a marine, infaunal copepod. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 1182–1188.
- KENNEDY, V.S. (1984): The Estuary as a Filter. Proceedings, Seventh Biennial International Estuaries Research Conference, Academic, New York, NY, USA.
- PIMENTEL, D. & EDWARDS, C.A. (1982): Pesticides and ecosystems. *Bioscience* 32: 595–600.
- WEISS, C.M. (1959): Response of fish to sub-lethal exposures of organic phosphorus-insecticides. *Sewage Ind Wastes* 31: 580-593.

Zur Kenntnis der Wassermilbenfauna (Acari, Hydrachnidia) in Fließgewässern und Quellen auf Madagaskar.

Goldschmidt, Tom¹⁾ & Gerecke, Reinhard²⁾

¹⁾ Universität Karlsruhe, Zool. Institut I, Kornblumenstraße 13, 76128 Karlsruhe, tomgoldschmidt@web.de

²⁾ Biesingerstr. 11, 72070 Tübingen, 07071 49410; reinhard.gerecke@uni-tuebingen.de

keywords: Faunistik, Wassermilben, Hydrachnidia, Madagaskar, Afrika, Zoogeographie

Einleitung

Unsere Kenntnis der Wassermilbenfauna Madagaskars beruht bislang ausschließlich auf gelegentlichen Beifängen, die von Nicht-Spezialisten vor allem in der Umgebung größerer Städte zusammengetragen wurden (Koenike 1898; Walter 1926; Lundblad 1946; Walter & Bader 1953; Viets 1961, 1964, 1968, 1974). Insgesamt 53 Arten und eine Unterart sind inzwischen verzeichnet. Von diesen sind 29 (54 %) als endemisch anzusehen, sämtliche 19 Gattungen sind jedoch auch aus anderen zoogeographischen Regionen bekannt. Bei mehr als 80% der bis *dato* inventarisierten Arten handelt es sich um Stillwasserbewohner, lediglich sechs Arten gehören Gattungen an, deren Vertreter im allgemeinen fließwassertypisch sind. Die Fundstellen konzentrieren sich auf kleine Teile der Insel: Mehr als 80 % der Tiere wurden in den Küstenregionen des Nordwestens, bei Majunga und auf der vorgelagerten Insel Nossi-Bé gesammelt. Die zoogeographisch besonders bedeutsamen Regionen des östlichen Regenwaldgürtels und der Montagne d'Ambre im Norden sind noch nahezu unbekannt. Die vorläufige Auswertung einer im Musée National d'Histoire Naturelle Paris deponierten, noch unbearbeiteten Sammlung (Gerecke unpubl.) ergibt, daß die ca. 250 Individuen ebenfalls ausschließlich stillwassertypische Taxa repräsentieren. Somit entziehen sich bislang gerade diejenigen Segmente dieser Fauna unserer Kenntnis, die sich in anderen Teilen der Erde unter zoogeographischen Gesichtspunkten als besonders interessant erwiesen haben; Die Fauna der Quellen, der Fließgewässer und des hyporheischen Interstitials (Di Sabatino et al. 2001). Allein ein Vergleich mit den ca. 500 Arten der Fauna Mitteleuropas, also eines Teiles der Erdoberfläche, der Madagaskar hinsichtlich seiner Fläche entspricht, legt nahe, daß der größte Teil der Wassermilbenarten auf der Insel noch der Entdeckung harret. Auf dem "Mikrokontinent", der ja klimatisch wie erdgeschichtlich wesentlich günstigere Bedingungen für die Entfaltung einer großen biologischen Diversität bietet, dürfen wir mit der Anwesenheit von 500-1000 Wassermilbenarten rechnen. Dank einer intensiven faunistischen Kampagne liegen inzwischen vergleichbare Ergebnisse für einige andere Wirbellosengruppen vor (Elouard & Gibon 2001): Während aus Madagaskar bis vor 10 Jahren lediglich ca. 20 Arten der Ephemeroptera und 50 Arten der Trichoptera bekannt waren, sind inzwischen mindestens zehnfache (!) Artenzahlen zu verzeichnen.

Entsprechend der langfristigen geographischen Isolation besteht bei aquatischen Invertebraten ein hoher Anteil endemischer Taxa auch oberhalb des Art-niveaus: Die Plecoptera sind ausschließlich durch Arten einer endemischen Gattung der Notonemuridae vertreten, über die Hälfte der 42 Ephemeroptera-Gattungen sind nur von Madagaskar bekannt.

Bei dieser Bestandsaufnahme wurden neben verschiedenen anderen Invertebratengruppen auch die Wassermilben nicht mit berücksichtigt. Umso erfreulicher ist, daß wir durch die Privatinitiative unseres Kollegen D.R. Cook (USA) die Möglichkeit zu einer eigenständigen Untersuchung der Wassermilben Madagaskars erhielten. Zweck dieses Beitrages ist, einige vorläufige Ergebnisse unserer Untersuchungen vorzustellen und zugleich auf unsere weitergehenden Pläne aufmerksam zu machen. Eine taxonomisch-systematische Ausarbeitung der Ergebnisse wird nur im Rahmen eines Langzeitprojektes möglich sein, das intensive Revisionsarbeiten auf dem afrikanischen Kontinent mit einbezieht und in Zusammenarbeit mit anderen Spezialisten der Meiofauna durchgeführt werden sollte.

Sammelgebiete und -methoden

Die Feldarbeit wurde von Mitte Juli bis Anfang Dezember 2001 durchgeführt, also hauptsächlich während der Trockenzeit. Die Aufsammlungen wurden an insgesamt 171 Untersuchungsstellen in sechs Schwerpunktgebieten ausgeführt, die wir unter Berücksichtigung der wichtigsten biogeographischen Einheiten der Insel auswählten. Zugleich wurden auf diese Weise Daten entlang der beiden wichtigsten geographischen Gradienten erhoben: von der Nord- zur Südspitze und von Meereshöhe bis in hochmontane Regionen auf 2200 m NN. Jeder Fundort wurde nach morphologischen Gesichtspunkten, Leitfähigkeit und Temperatur tabellarisch dokumentiert; die Fauna wurde getrennt nach den wichtigsten Choriotopen mit einem Handnetz gesammelt. Die im Mittelpunkt der Untersuchung stehenden Wassermilben wurden semiquantitativ (mit Zeitbezug) entnommen, von anderen aquatische Invertebratengruppen wurden repräsentative Exemplare gesammelt, unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. Das gesamte Material wurde nach Beendigung der Reise nach Großgruppen sortiert und wird in Naturhistorischen Museen deponiert werden.

Zugleich wurden an insgesamt 65 Stellen Interstitialgrabungen durchgeführt. Die entnommenen Proben wurden in konzentriertem Ethanol fixiert nach Europa mitgenommen und befinden sich noch in der Sortierungsphase.

Bei der Sortierung der Milben konnte nur zum Teil das Gattungsniveau erreicht werden. Es liegt in der Natur der Sache, daß bei faunistischen Erhebungen in einem zoogeographisch isolierten und bis dato weitgehend unbekanntem Teil der Erde eine große Anzahl Taxa auftreten, die sich erst nach eingehender morphologischer Analyse beurteilen lassen.

Erste Ergebnisse

Die Wassermilben-Ausbeute der Aufsammlungen umfasst 14169 Individuen, von denen 34 % in Flüssen, 46 % in Bächen, 15 % in Quellen und 5 % in Stillgewässern gesammelt wurden. Für wissenschaftliche Aussagen auf sämtlichen bedeutsamen Gebieten der Ökologie und Zoogeographie kann nur das Artniveau eine verlässliche Einheit darstellen. Die folgenden Angaben sind daher aus zweierlei Hinsicht provisorisch: (1) Die Zuordnung zu Gattungen erfolgte in aller Regel nur unter Zuhilfenahme der Stereolupe - morphologische Überraschungen sind aber oft erst im mikroskopischen Präparat festzustellen. (2) auch wenn sich Vertreter bestimmter Gattungen in anderen Teilen der Erde gelegentlich einheitlichen ökologischen Kategorien zuordnen lassen, können diese gerade bei einer relikitären Inselfauna durchbrochen sein. Hierfür sei als Beispiel die Gattung *Diplodontus* angeführt, die bislang weltweit nur in schwimmhaartragenden Stillwasserpopulationen bekannt geworden ist. In unserer Ausbeute befinden sich aber schwimmhaarlose Vertreter, die in Wasserfällen beheimatet waren.

Nach gegenwärtigem Stand der Auswertung ist festzustellen, daß sich sämtliche gefundenen Taxa bereits bekannten Familien und Unterfamilien zuordnen lassen. Hingegen sind von den 50 festgestellten taxonomischen Einheiten oberhalb des Artniveaus ("Gattungen") mindestens acht bislang nicht aus der Literatur bekannt. Bei einer genaueren Analyse wird deren Anzahl sicher noch anwachsen, da sich kleine Vertreter, speziell aus der Unterfamilie Axonopsinae, unter der Stereolupe nicht zufriedenstellend ansprechen lassen. Zusätzliche wichtige taxonomische Neuheiten sind nach Auswertung der Interstitialproben wahrscheinlich. Bei unserer Untersuchung wurden Vertreter von 33 Gattungen nachgewiesen, die bislang von der Insel nicht bekannt waren.

In Übereinstimmung mit Ergebnissen von Untersuchungen tropischer Fließgewässer in anderen Teilen der Erde stellen Vertreter der Familien Torrenticolidae (Gattungen *Torrenticola* und *Monatractides*) den Löwenanteil der Ausbeute, 44 % der Gesamtindividuenzahl. In den Regenwäldern des Ostabfalls nimmt ihr Anteil von Norden nach Süden ab: Im Norden zwei Drittel (höchster überhaupt auf der Insel beobachteter Anteil), im Zentrum ungefähr die Hälfte und im Süden nur noch ein Drittel der Gesamtindividuenzahl. Dieselbe Tendenz einer abnehmenden Dominanz von Vertretern der Torrenticolidae mit zunehmender geographischer Breite ist sowohl in Südamerika als auch in Europa zu beobachten (Gerecke 2002).

Weitere Gattungen, deren Arten einen hohen Anteil der Gesamtindividuenzahl stellen, sind *Atractides* und *Hygrobates* (beide 10 %), *Limnesia* (6 %) sowie *Neumania*, *Nilotonia*, *Albia*, *Arrenurus* und *Ecpolus* (jeweils 3%). Die Vertreter der Gattung *Sperchon* bevorzugen offensichtlich die Hochlagen (im Ankaratra-Gebirge 13 %, sonst nirgends mehr als 3 %, im südlichen Hochland und westlichen Tiefland nur in verstreuten Einzelexemplaren).

Hervorzuheben ist schließlich, daß unsere Daten auf die Existenz einer eigenen Quellmilbenfauna hinweisen: Trotz des zwischen Quelle und Epirhithral in den Tropen einheitlichen Temperaturregimes, dessen bedeutende Rolle für die Differenzierung einer Quellfauna ja oft strapaziert wird, haben offensichtlich bestimmte Taxagruppen auf Madagascar eine deutliche Präferenz für Quellhabitats. Nach unseren Ergebnissen handelt es sich dabei vor allem um Arten der Gattung *Nilotonia* (in Einklang mit ähnlichen Beobachtungen in Südeuropa) sowie der bislang nur aus wenigen Exemplaren vom afrikanischen Kontinent bekannten Unterfamilie Teratothyadinae. In den Hochlagen des Ankaratra-Gebirges sind darüberhinaus zumindest die Gattungen *Arrenurus*, *Hygrobatas* und *Monatractides* offensichtlich durch krenobionte Arten repräsentiert.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde durch die großzügige Finanzierung der gesamten Freilandarbeit seitens Herrn Dr.D.R.Cook (Paradise Valley, USA) ermöglicht, dem wir ganz herzlich danken. Vielfältige logistische Hilfe bot uns vor allem Herr F.Rakotondraparany (Parque Tsimbazaza, Antananarivo). Die Aufenthalts-, Arbeits- und Exportgenehmigungen verdanken wir einer Zusammenarbeit der letzteren Institution mit dem Zoologischen Institut der Universität Tübingen. Die vorläufige Auswertung der Sammlungen in Paris wurde durch ein Parsyst-Stipendium an den Junior Autor ermöglicht. Herr Dr. S.Goodman (Chicago) und Herr Dr. M.Sartori (Neuchâtel) halfen mit wichtigen Ratschlägen bei der Vorbereitung dieses Manuskriptes.

Bibliographie

- Di Sabatino, A.; R. Gerecke & P. Martin, 2000: The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnidia). – *Freshwater Biology*, 44: 47-62
- Elouard, J.-M. & Gibon, F.-M. (2001): Biodiversité et biotypologie des eaux continentales de Madagascar. Publication IRD, CNRE, LRSAE: 1-447
- Gerecke, R. (2002): The water mites (Acari, Hydrachnidia) of a little disturbed forest stream in southwest Germany - a study on seasonality and habitat preference, with remarks on diversity patterns in different geographical areas. –In: Bernini, F.; Nannelli, R.; Nuzzaci, G. & De Lillo, E. (eds): *Acarid Phylogeny and Evolution: Adaptations in Mites and Ticks*. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, Boston, London: 69-89
- Koenike, F., 1898: Hydrachniden-Fauna von Madagaskar und Nossi-Bé. - *Abh. Senckenberg. naturf. Ges.*, Frankfurt/M., 21 (2): 295-435.
- Lundblad, O., 1946: Madagassische Süßwassermilben. - *Ark. Zool.*, 38, A (14): 1-40.
- Viets, K. O., 1961: Über ein neues Genus der Arrenurinae: *Allarrenurus* n. gen. (Acari, Hydrachnellae). - *Senck. Biol.*, 42 (1-2): 111-122.
- Viets, K. O., 1964: Neue und seltene Wassermilben aus Madagaskar. - *Naturaliste Malgache*, 13 (1962): 89-120.
- Viets, K. O., 1968: Wassermilben aus Madagaskar, dem Kapland und aus Transvaal (Acari, Hydrachnellae). - *Zool. Anz.*, 180 (1-2): 75-107.
- Viets, K. O., 1974: Revision von *Arrenurus*-Arten aus Madagaskar und Nossi-Bé. - *Senck. Biol.*, 55 (1-3): 189-195.
- Walter, C., 1926: Hydracariens nouveaux de Madagaskar. - *Trav. Labor. Piscicult. Univ. Grenoble*, 11 (18): 1-9.
- Walter, C. & C. Bader, 1953: Hydracarinen aus Madagascar. - *Mém. Inst. scient. Madagascar*, (s. A), 8: 67-72.

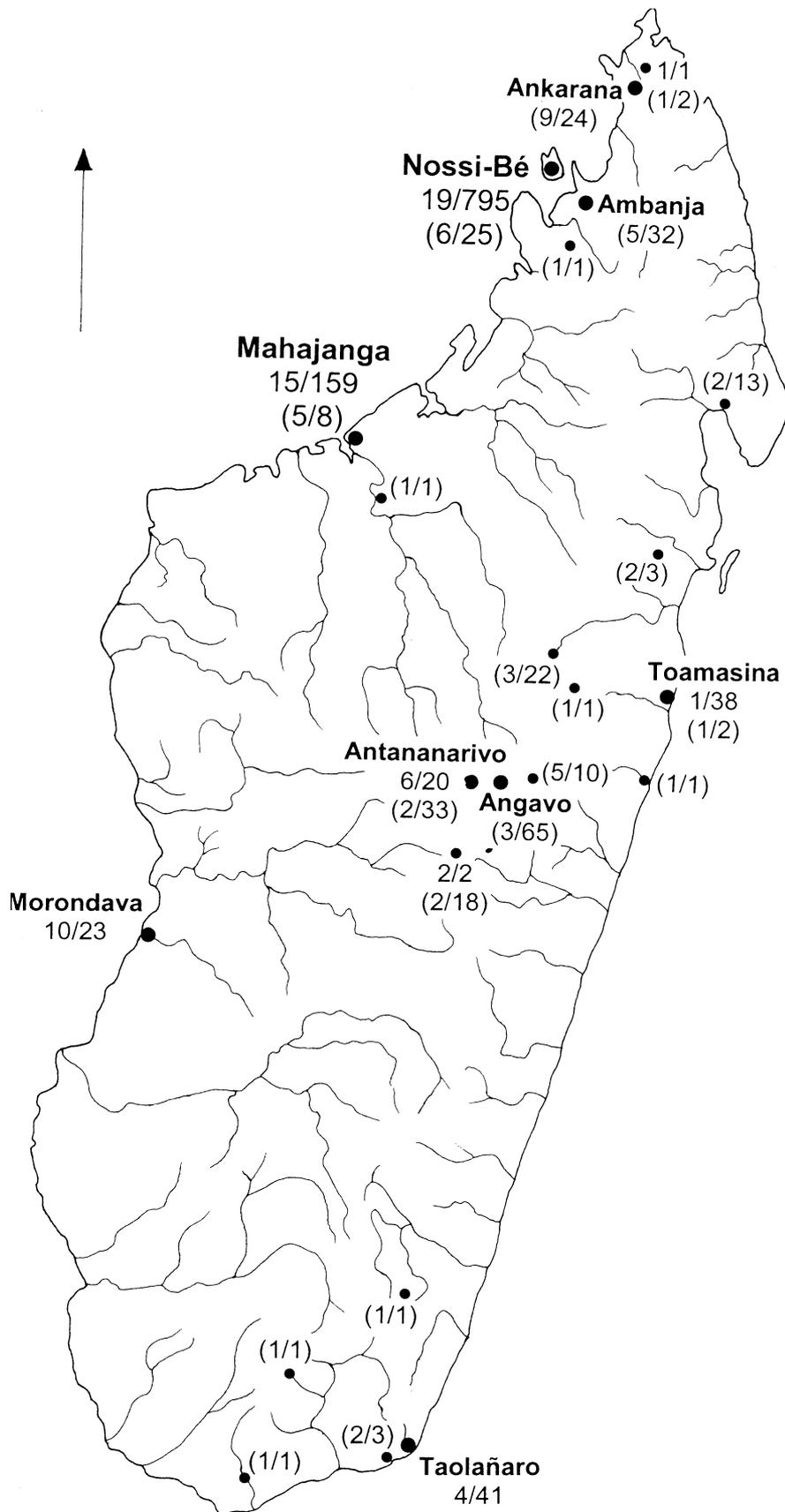


Abb.1: Unsere gegenwärtige Kenntnis der Wassermilbenfauna Madagaskars.
 Große Punkte: wichtigere Fundorte, kleinere Punkte: Einzelfundstellen.
 Zahlen ohne Klammern: Daten aus der Bibliographie, Anzahl Arten/Anzahl Individuen.
 Zahlen in Klammern: unveröffentlichtes Material MNHN Paris (Anzahl Gattungen/Anzahl Individuen)

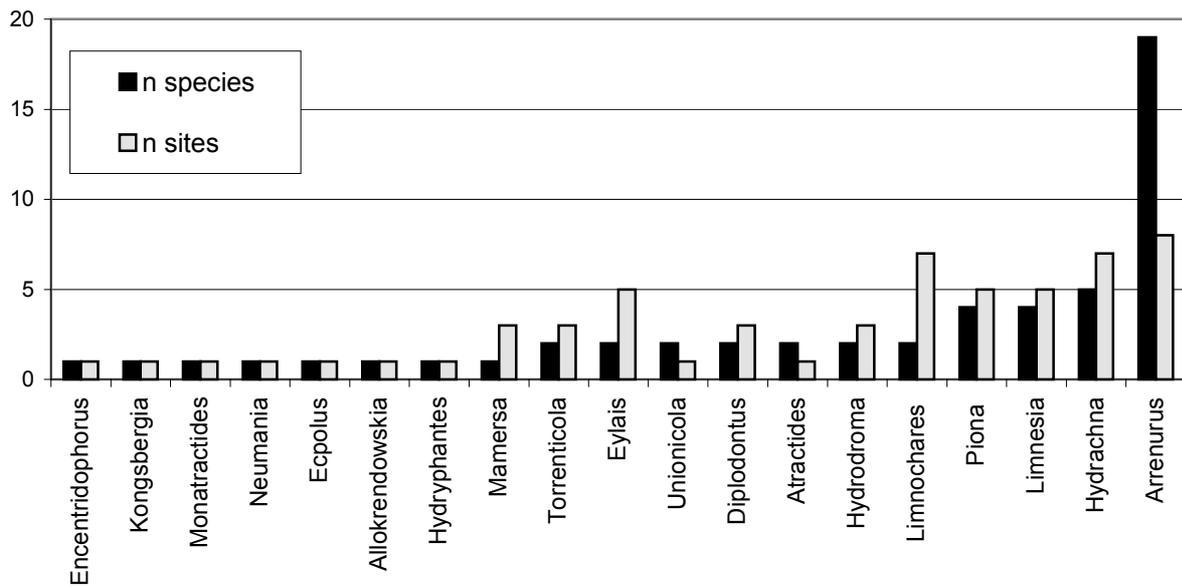


Abb 2: Die bislang aus Madagaskar publizierte Wassermilben-Nachweise, geordnet nach Artenzahl pro Gattung, mit Angabe der Mindest-Fundortanzahl.

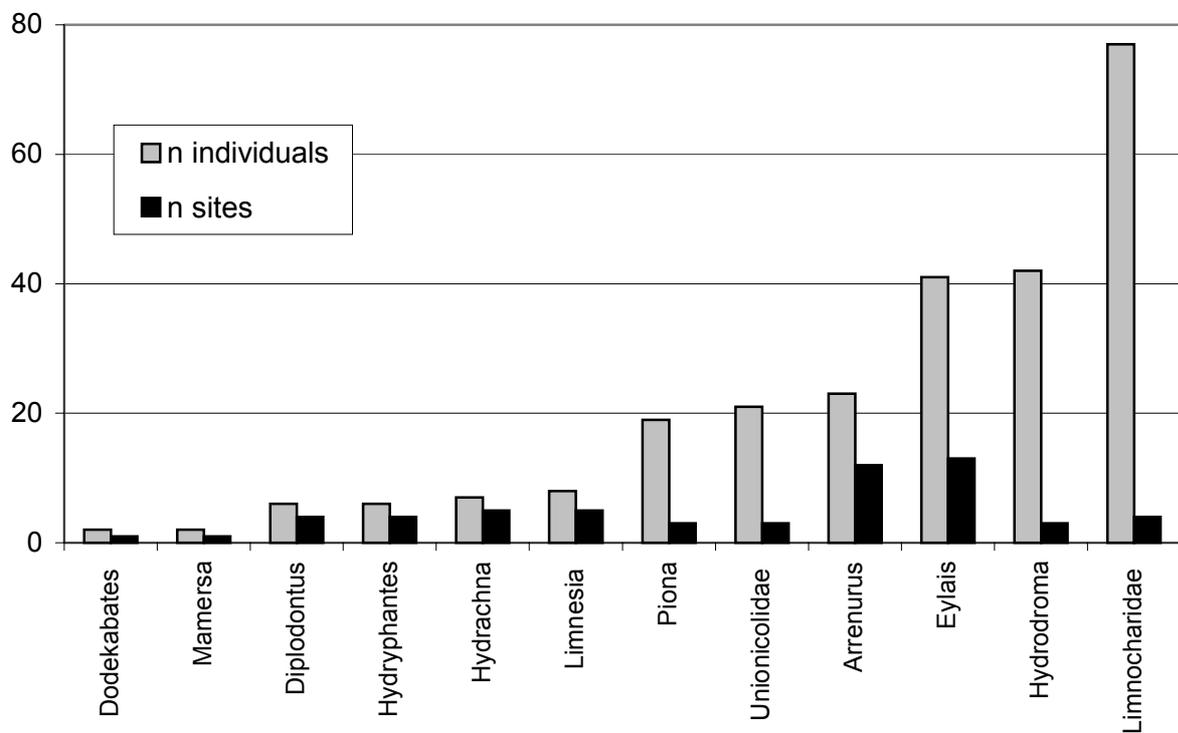


Abb. 3: Zusammensetzung des Wassermilben-Materials im MNHN Paris nach Anzahl der Fundorte und Anzahl der Individuen. Für alle Gattungen sind bislang ausschließlich lenitobionte Arten bekannt.

**Das aquatische System einer westafrikanischen Savanne aus der Sicht der
Tauch- und Schwimmkäfer (Coleoptera: Noteridae, Dytiscidae)
Bedeutung temporärer und permanenter Gewässer**

Reintjes, Norbert & K. Eduard Linsenmair

Lehrstuhl für Tierökologie und Tropenbiologie, Biozentrum, Am Hubland, D-97074 Würzburg
email: reintjes@biozentrum.uni-wuerzburg.de

Coleoptera, Noteridae, Dytiscidae, West Afrika, Elfenbeinküste, temporäre Gewässer

Einleitung

Die Bedeutung temporärer Gewässer wird in zunehmenden Maße sowohl aus wissenschaftlicher als auch aus naturschutzfachlicher Sicht erkannt. Das zeigt sich nicht zuletzt im Engagement des Arbeitskreises "Temporäre Gewässer" innerhalb der DGL. Umfangreichere Untersuchungen zum Thema fanden in Australien, Nordamerika, aber auch in Europa statt. Afrikas temporäre Gewässersysteme hingegen blieben bislang weitgehend unerforscht. Dieser Umstand spiegelt sicher nicht die unterschiedliche Bedeutung temporärer Gewässer in den verschiedenen Kontinenten, sondern vielmehr die Verteilung der Wohnorte aktiver Limnologen wider. Im Gegenteil sind temporäre Gewässer in weiten Teilen des ariden und semi-ariden Afrikas sehr häufig und von großer ökologischer Bedeutung.

Die vorgestellte Arbeit will einen Beitrag zum Verständnis der ökologischen Wechselwirkungen zwischen temporären und permanenten Gewässern der westafrikanischen Savanne liefern und spezielle Interaktionen der Invertebratenfauna mit ihren Habitaten am Beispiel der Tauch- und Schwimmkäfer aufdecken.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen fanden im Comoé Nationalpark im Nordosten der Elfenbeinküste statt (08°03' -09°04'N, 003°01' -004°03'W) (Abb. 1). Der Park liegt auf einer Höhe von etwa 250 m ü.N.N. und umfasst ca. 11.500 km² Guinea- und Sudansavanne (Porembski 1991). Das Klima wird geprägt von einer Trockenzeit von November bis März. Die mittlere jährliche Niederschlagsmenge liegt bei etwa 950 mm und die mittlere Jahrestemperatur schwankt zwischen 25 und 28 °C (Linsenmair 1998).

Das lotische Gewässersystem des Parks besteht aus dem namensgebenden Fluss Comoé, der den Park von Nord nach Süd durchzieht, einigen größeren Zuflüssen sowie zahlreichen Savannenbächen. Stillgewässer sind insbesondere in der Savanne ausgesprochen zahlreich. Im Laufe der Trockenzeit stagniert der Oberflächenabfluss selbst im Comoé Fluss, die größeren Zuflüsse bilden separate Pools und die Bäche trocknen aus. Auch die Stillgewässer trocknen mit sehr wenigen Ausnahmen vollständig aus (Abb. 2).

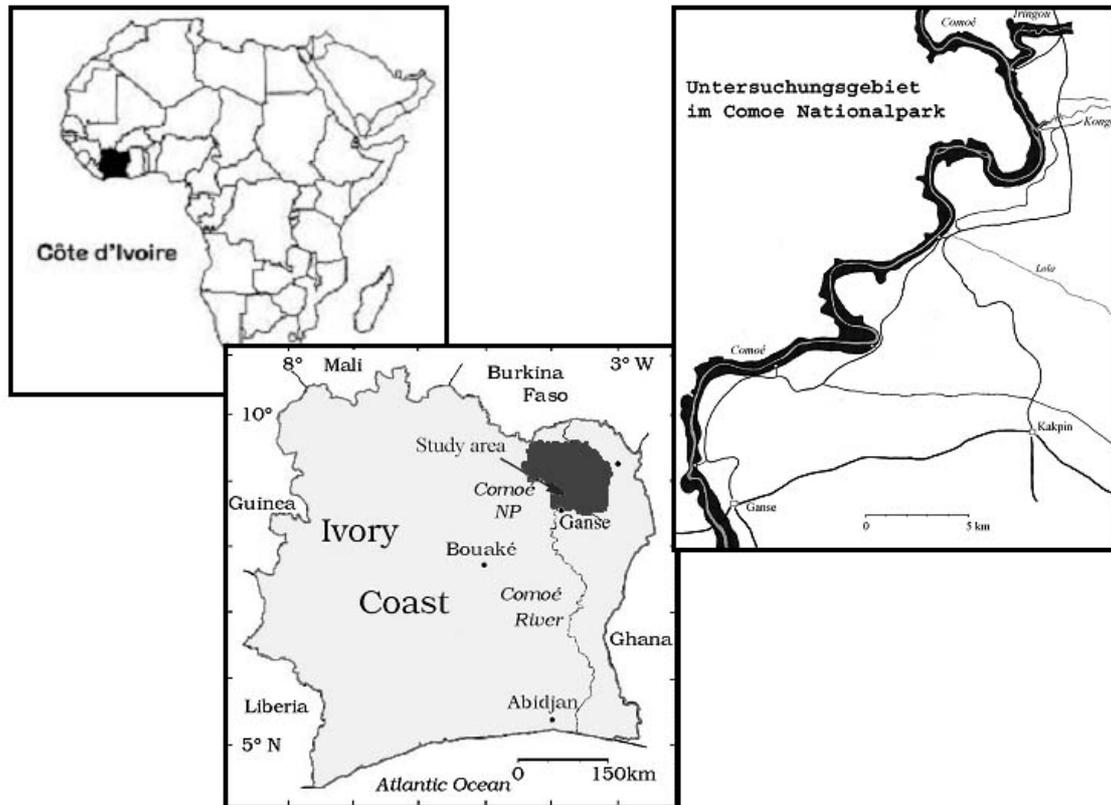


Abb. 1: Karte zum Untersuchungsgebiet. Afrika – Elfenbeinküste – Comoé NP - Untersuchungsgebiet



Abb. 2: Gewässer im Comoé NP. Oben Regenzeit, unten Trockenzeit.

Tiergruppe

In den Jahren 1998 bis 2001 hat der Erstautor im Untersuchungsgebiet über 50.000 Individuen aus den Familien Noteridae (Tauchkäfer) und Dytiscidae (Schwimmkäfer) gesammelt. In enger Zusammenarbeit mit Taxonomen konnten 109 Arten in 27 Gattungen determiniert werden (Reintjes, unveröffentlicht). Davon waren mindestens 17 Neunachweise für die Elfenbeinküste (Reintjes & Pederzani 2002) und 2 Arten unbeschrieben (Pederzani & Reintjes 2002). Um die hohe Individuenzahl bewältigen zu können, wurden ähnliche und nah verwandte Arten z.T. zusammengefasst und so die Diversität für die weitere Auswertung auf 83 Taxa reduziert. Wenn nicht gesondert erwähnt, sind im Folgenden Imagines gemeint.

Überdauerung der Trockenzeit

Im Laufe des Austrocknungsprozesses nimmt die Käferdichte zunächst immer mehr zu. Es wurden bis zu 6.000 Käfer pro m² gefunden. Ist jedoch kein freies Oberflächenwasser mehr verfügbar, sind die Käfer im Umfeld des Gewässers unauffindbar. Es stellt sich die Frage, wie und wo die Käfer die Trockenzeit überdauern. Dabei muss nach dem Entwicklungsstadium und dem Habitat gefragt werden. Die Überdauerung kann theoretisch als Ei, Larve, Puppe oder Imago stattfinden und kann entweder terrestrisch im Boden oder in der Vegetation oder aber aquatisch in permanenten Gewässern erfolgen (z.B. Klausnitzer 1996; Nilsson 1986). Die im folgenden dargestellten Untersuchungen sollten sowohl Aufschluss über das ästivierende Entwicklungsstadium als auch über das Habitat geben.

Untersuchungen

Von Dezember 1998 bis Mai 1999 wurden vier Untersuchungsreihen mit unterschiedlichen Zielsetzungen und in verschiedenen Zeitfenstern durchgeführt (Abb. 3). Von großer Bedeutung für die Versuche sind die Niederschlagsverhältnisse im Untersuchungsgebiet vor und während der Untersuchungen (Abb. 3). In der Trockenzeit von Anfang Dezember 1998 bis Anfang Februar 1999 fiel keinerlei Niederschlag. Die Gewässersituation änderte sich wie oben beschrieben. Die außergewöhnlich frühen Niederschläge im Februar vermochten es nicht, die Savannengewässer aufzufüllen. Dies geschah erst infolge des heftigen Niederschlages Ende März.

Gewässerbeprobungen

Im Zeitraum vom 18.12.98 bis 21.05.99 wurden verschiedene Gewässer im Untersuchungsgebiet mit Hilfe eines Keschers (Maschenweite 500 µm) auf ihre Käferfauna untersucht. Während der gesamten Untersuchungszeit, also auch während der Trockenzeit, wurden dabei adulte Käfer in den Gewässern nachgewiesen (Reintjes & Linsenmair 2001).

Besiedlung künstlicher Gewässer im Flussbett des Comoé

Mit der Anlage künstlicher Gewässer in unmittelbarer Nähe eines permanenten Gewässers sollte geklärt werden, ob Gewässer auch während der Trockenzeit von Käfern besiedelt werden. In einem trockengefallenen felsigen Bereich des Comoé Flussbettes wurden 7 Vertiefungen (sog. Rockpools) mit gefiltertem (Maschenweite 500 µm) Wasser aus dem Comoé aufgefüllt. Nach 5 Tagen wurden die Rockpools geleert und die enthaltenen Käfer gesammelt. Insgesamt konnten 1.507 Individuen in 26 Taxa festgestellt werden. Folglich findet eine umfangreiche Besiedlung auch während der Trockenzeit statt. Diese Besiedlung konnte nur aus der Luft erfolgt sein.

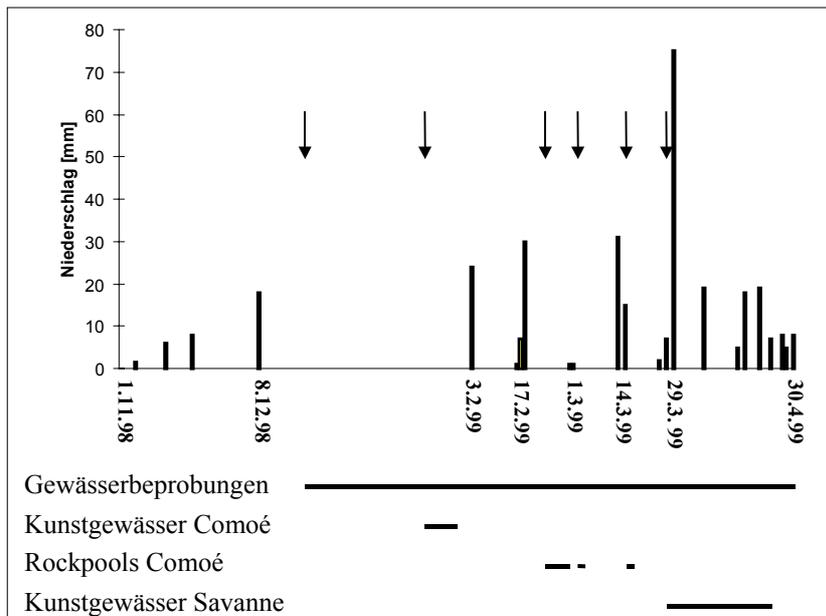


Abb. 3: Niederschlagsdiagramm von 1.11.98 bis 30.4.99 und zeitliche Anordnung der Untersuchungsblöcke. Pfeile weisen auf den Beginn einer Versuchseinheit hin.

Besiedlung natürlicher Gewässer im Flussbett des Comoé: Abundanz und Diversität

Inwieweit natürlich gefüllte Rockpools von Tauch- und Schwimmkäfern besiedelt werden, wurde in einer Versuchsreihe im gleichen Habitat erfasst. Niederschläge im Februar hatten zuvor trockene Rockpools gefüllt. Davon wurden 21 zufällig gewählt und 6-21 d nach deren natürlichen Befüllung wieder geleert. Insgesamt wurden darin 8.456 Individuen in 41 Taxa festgestellt. Es fand also eine umfangreiche Besiedlung natürlich gefüllter Rockpools statt. Mit etwa der Hälfte aller im Gebiet nachgewiesenen Arten ist die Diversität ausgesprochen hoch.

Besiedlung natürlicher Gewässer im Flussbett des Comoé: Geschwindigkeit

Der folgende Versuch sollte zeigen, wie schnell natürliche Rockpools nach ihrer Entstehung besiedelt werden. Nächtliche Niederschläge am 1. und 14. März hatten zuvor jeweils trockene Rockpools aufgefüllt. Am Morgen nach den Niederschlägen wurden am 2.3. in 4 Rockpools insgesamt 132 Individuen in 9 Arten und am 15.3. in 5 Rockpools insgesamt 302 Individuen in 13 Arten gefunden. Die Besiedlung musste während der Niederschläge oder innerhalb weniger Stunden danach erfolgt sein.

Besiedlung künstlicher Gewässer in der Savanne

Die Besiedlung temporärer Savannengewässer zu Beginn der Regenzeit sollte durch das Anbieten künstlicher Gewässer untersucht werden. Dazu wurden 2 Kunst-Tümpel mit etwa 2 m Durchmesser in der offenen Savanne angelegt. Der Boden war mit einer Betonschicht versiegelt. In einem Zeitraum von 4 Wochen wurden in zwei Blöcken von 10 und 16 Tagen täglich sämtliche Käfer entnommen.

An jedem Probenstag waren Käfer in den Gewässern vorhanden, wobei die Abundanz und Diversität der Käfer nach Niederschlägen erhöht war. In den beiden Tümpeln fanden sich 20 Taxa am 30.3.

(dem Tag nach den ausgiebigen Niederschlägen). Diese Zahl akkumulierte im ersten Block auf 34 Taxa. Insgesamt wurden 45 Arten und 2.743 Individuen erfasst. 85% der am 30.3. nachgewiesenen Taxa und je 74% der Taxa vom ersten Block und der gesamten Studie waren zuvor auch in den Rockpools am Comoé gefunden worden. Es ist festzuhalten, dass eine sehr schnelle Besiedlung aus der Luft erfolgt war. Außerdem fällt die hohe Übereinstimmung der Artenpools in den Savannengewässern und den Rockpools im Flussbett auf.

Schlussfolgerungen

Aus den genannten Untersuchungen können folgende Schlussfolgerung gezogen werden: bei Austrocknen der temporären Savannengewässer fliegen die Käfer zu permanenten Gewässern und überdauern dort die Trockenzeit. Sobald zu Beginn der Regenzeit neue Savannengewässer durch Niederschläge entstehen, werden diese von den permanenten Gewässern ausgehend mit fliegenden Käfern besiedelt. Die betrachteten Tauch- und Schwimmkäfer überdauern die Trockenzeit als Imagines in permanenten Gewässern. An dieser Stelle wurde eine Auswertung auf Familienniveau dargestellt. Die detaillierte Analyse auf Artniveau verspricht interessante Antworten auf Fragestellungen der Syn- und Autökologie.

Danksagung

A. Klotz und C. Warmers waren an der Feldarbeit als Studierende beteiligt. Die Bestimmung der Käfer wäre ohne die intensive Kooperation mit O. Biström, A. Nilsson und F. Pederzani undenkbar gewesen. Forschungsgenehmigungen erteilte das 'Ministère de l'Agriculture et des Ressources Animales' und das 'Ministère de la Recherche Scientifique de Côte d'Ivoire', Abidjan. Der Deutsche Akademische Austauschdienst (DAAD) gewährte dem Erstautor ein Doktorandenstipendium. Diese Unterstützungen werden dankend anerkannt.

Literatur

- Klausnitzer B. 1996. Käfer im und am Wasser. *Magdeburg: Westarp-Wissenschaften*, 200 pp.
- Linsenmair K.E. 1998. Risk-spreading and risk-reducing tactics of West African anurans in an unpredictably changing and stressful environment, pp. 221-242. In: Newbery, D. M., Prins, H. H. T. & Brown, N. D., Edits. *Dynamics of tropical communities. Oxford: Blackwell Science*
- Nilsson A.N. 1986. Life cycles and habitats of the Northern European Agabini (Coleoptera, Dytiscidae). *Entomologica Basiliensia* 11: 391-417.
- Pederzani F. & Reintjes N. 2002. *Laccophilus comoensis* n.sp. from Ivory Coast (Insecta, Coleoptera, Dytiscidae). *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna* 16 suppl.: 35-41.
- Porembski S. 1991. Beiträge zur Pflanzenwelt des Comoé-Nationalparks (Elfenbeinküste). *Natur und Museum* 121: 61-83.
- Reintjes N. & Linsenmair K.E. 2001. Adult diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae: Dytiscinae) recorded from January to May 1999 in Comoé National Park, Ivory Coast. *Cimbebasia* 17: 245-250.
- Reintjes N. & Pederzani F. 2002. Seventeen records of Noteridae and Dytiscidae new to the Ivory Coast, West Africa (Coleoptera: Noteridae, Dytiscidae). *Koleopterologische Rundschau* 72: 113-122.

Zur Fischfauna des Pendjari-Nationalparks in Benin (Westafrika)

JOACHIM SCHWAHN

Umweltbüro Dipl. Biol. J. Schwahn, Dorfstr. 28, 24247 Rodenbek
joachimschwahn@onlinehome.de

Keywords: Fischfauna, Pendjari-Nationalpark, Volta, Benin, Westafrika, periodische Gewässer

1. EINLEITUNG

Der seit 1961 bestehende, 1954 zuerst als Tierreservat unter Schutz gestellte Nationalpark Pendjari im Norden der Republik Benin ist Teil eines ca. 2,86 Mio. Hektar umfassenden Komplexes geschützter Zonen, der sich über das Grenzgebiet der Länder Benin, Burkina Faso und Niger erstreckt (Abb. 1). Seit 1986 besitzt der Nationalpark mit seiner Kernzone und seinen Jagdzonen den Status eines Biosphärenreservats (MAB/UNESCO). Gegenwärtig ist der Status als Welt-Naturerbe (world heritage) im Gespräch.

Bislang galt die Fischfauna des Pendjari-Nationalparks als nicht erforscht. Die vorliegenden Ergebnisse wurde im Rahmen eines 2-wöchigen Forschungsaufenthaltes im Februar 2002 (während der Trockenzeit) erarbeitet, der die Gewinnung tierökologischer Basisdaten bislang unbearbeiteter oder unzulänglich bearbeiteter Tiergruppen zum Ziel hatte. Die gewonnen Erkenntnisse sollen in den Managementplan des Nationalparks einfließen, der zur Zeit vom Bundesamt für Naturschutz in Zusammenarbeit mit den beninischen Naturschutzbehörden weiterentwickelt wird.

2. MATERIAL UND METHODE

In der vorliegenden Arbeit wurden der Fluss Pendjari, der einen Zufluss zum Volta bildet, und 6 Mare (große, z.T. periodische Flachgewässer) in Bezug auf ihre Fischfauna untersucht. Zum Einsatz kamen ein 50 m langes Kiemennetz und zwei je 5 m lange zweikammerige Reusen. Begleitend wurden eine Reihe von chemisch-physikalischen Parametern gemessen. Aufgrund der Kürze der zur Verfügung stehenden Zeit wurde jedes Gewässer nur einmal beprobt mit Ausnahme des Flusses, der an zwei in Bezug auf die Abiotik und Morphologie stark unterschiedlichen Stellen untersucht wurde (Stillwasser, Strömung).

3. KLIMA UND VEGETATION

Das Klima Westafrikas wird durch die Lage der innertropischen Konvergenz-Zone (ITCZ) bestimmt. Am Pendjari gibt es zwei Jahreszeiten: die 8-monatige Trockenzeit (Oktober bis Mai) und die 4-monatige Regenzeit (Juni bis September). Die jährliche Niederschlagssumme liegt bei 1100 mm. Die maximalen Tagestemperaturen überschreiten fast immer 30°C. In der Trockenzeit bewirken starke nordöstliche Winde (Harmattan) eine nächtliche Abkühlung auf bis zu 19°C.

Das Gebiet liegt im Vegetationsgürtel der Sudanzone, die durch Gras-, Strauch- und Baumsavannen geprägt ist. Diese Vegetationsformen werden seit Jahrtausenden durch vom Menschen gelegte Buschbrände wesentlich beeinflusst.

4. ERGEBNISSE

4.1. CHEMISCH-PHYSIKALISCHE CHARAKTERISTIK DER GEWÄSSER

Die Gewässer werden insgesamt durch eine geringe Leitfähigkeit gekennzeichnet (Tab.1), die sich aus dem hohen geologischen Alter der anstehenden Böden und Gesteine erklärt (BEADLE 1981). Im Fluss sind sowohl die Werte als auch die Tagesamplituden von Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt geringer als in den Maren. Die pH-Werte liegen weitgehend im Bereich um den Neutralpunkt und die gemessenen Härtegrade und Nährstoffgehalte sind gering. Auffällig sind die geringen Sichttiefen von knapp 50 cm im Fluss und 4 cm in den flussnahen Maren, ein Ausdruck der hohen Bioturbation durch Fische, Krokodile und Flusspferde. Eine Ausnahme bildet mit Sichttiefen von mehr als 80 cm das isoliert liegende Mare Bori, das zu keiner Zeit mit dem Fluss in Verbindung steht, und das durch einen klaren Quellbach aus dem nahen Atacora-Gebirge gespeist wird.

	Fluss	Mare
Tw [°C]	21 - 24	20 - 30
O ₂ [mg/l]	5,5 - 6,1	3,7 - 7,2
O ₂ [%]	59 - 64	21 - 94
L ₂₅ [µS/cm]	49 - 60	32 - 43
pH	6,8	6,0 - 7,5
Sichttiefe [cm]	48	4 - >80
KH [°d]	<3	0 - <3
GH [°d]	<3	<3
NO ₂ [mg/l]	0	0 - <1
NO ₃ [mg/l]	<10	0 - >10/<25



Tab. 1: Chemisch-physikalische Werte.

Abb. 1: Lage des Pendjari-Nationalparks in Benin (Westafrika).

4.2. ZUR FISCHFAUNA

Im Februar 2002 wurden insgesamt 41 Fischarten (darunter 8 Neunachweise) aus 34 Gattungen und 17 Familien gefangen. Diese Ergebnisse wurden mit denen von drei unveröffentlichten Voruntersuchungen verschnitten, die im Archiv der Nationalparkverwaltung in Tanguieta vorgefunden wurden (SAYER & GREEN 1977, GREEN 1979, LALEYE et al. 2001). Damit ergeben sich für den Pendjari-Nationalpark folgende in Tabelle 2, Spalte 3 dargestellte Zahlen. Zum Vergleich sind die Zahlen für Westafrika (LEVEQUE et al. 1990, 1992) und für das gesamte Volta-System (PAUGY et al. 1994) angegeben. Nach GREEN (1979) ist im Pendjari-Nationalpark mit 85 Arten zu rechnen.

	Westafrika	Volta-System	Pendjari 1977-2002	Pendjari 2002	Neunachweise
Familien	50	24	20	17	1
Gattungen	163	63	41	34	5
Arten	528	139	67	41	8

Tab. 2: Anzahl von Familien, Gattungen und Arten in Westafrika, im Volta und im Pendjari-Nationalpark. In den letzten beiden Spalten die Ergebnisse der eigenen Untersuchung.

Die in der vorliegenden Untersuchung für den Pendjari-Nationalpark ermittelten Artenzahlen verteilen sich folgendermaßen auf die Fischfamilien (Abb. 2): die artenreichste Familie sind die Mormyriden (mit 8 Arten / 20%), gefolgt von den Cichliden (5 Arten / 12%), den Characiden und den Mochokiden (jeweils 4 Arten / 10%) und den Bagriden, den Cypriniden und den Cithariniden (jeweils 3 Arten / 7%). Die Polypteriden sind mit zwei Arten (5%) präsent, die restlichen Familien mit jeweils nur einer Art (2%).

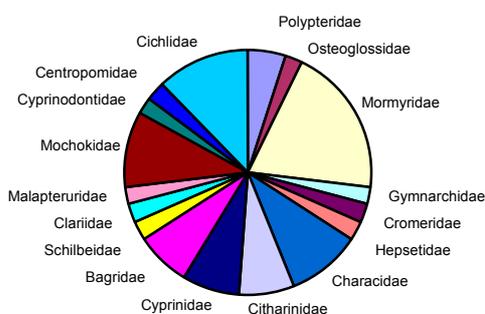


Abb. 2: Anteil der Fisch-Familien am gesamten Artenspektrum der Fänge im Februar 2002.

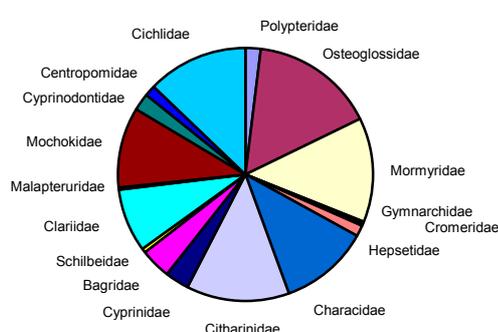


Abb. 3: Anteil der Fisch-Familien am gesamten Fang (Häufigkeit) im Februar 2002.

Die in den Fängen am häufigsten präsenten Familien (Abb. 3) sind die Osteoglossiden mit 52 Individuen (19%), gefolgt von den Mormyriden (43 Ind. / 13%), den Cithariniden und den Cichliden (42 bzw. 41 Ind. / jeweils rund 13%), den Characiden (37 Ind. / 11%), den Mochokiden (33 Ind. / 10%) und den Clariiden (26 Ind. / 8%). Die Häufigkeiten für die restlichen Familien liegen jeweils unter 5%.

Von den untersuchten Gewässern ist der Fluss das artenreichste Biotop (Abb. 4), gefolgt von den größeren und tieferen Maren. In den flacheren, zeitweise austrocknenden Maren ist die Artenzahl deutlich geringer. Hier dürfte sich der jahreszeitliche Aspekt ganz besonders auf die Artenzusammensetzung auswirken, zumal hier in der Regenzeit Arten zu erwarten sind, welche die Trockenzeit in Ruhestadien überdauern. Auch der Aspekt der Prädation durch Wasservögel (Reiher, Marabus etc.) dürfte sich besonders auf die Artenzusammensetzung und Besiedlungsdichte der kleinen, flachen Mare auswirken.

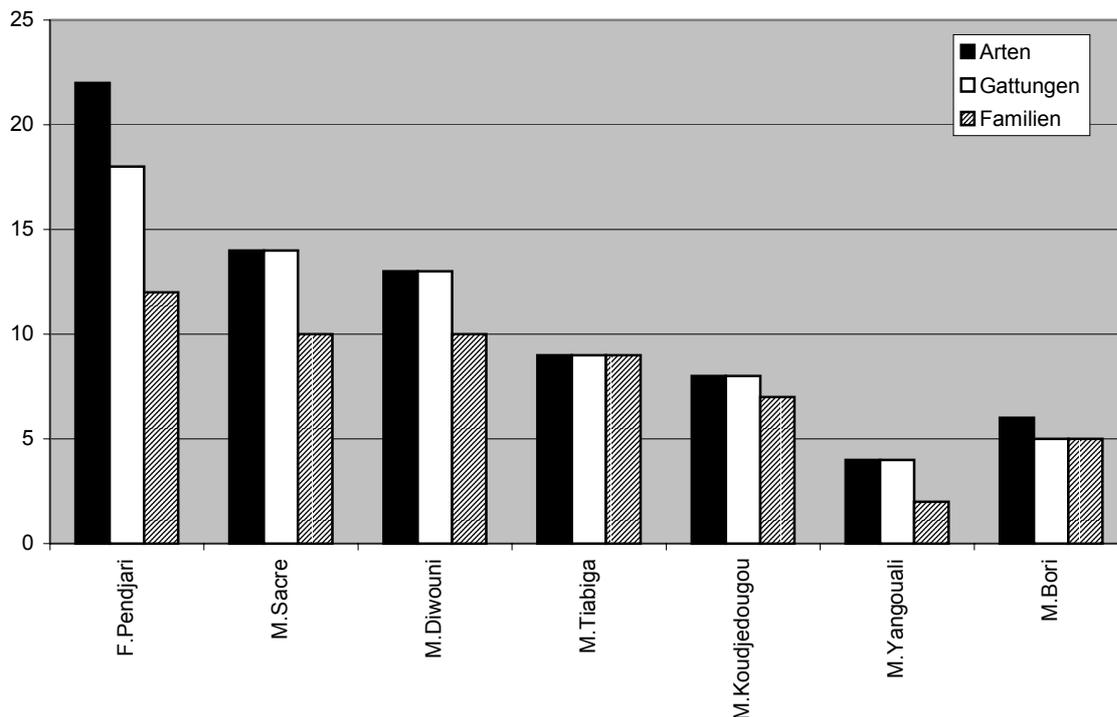


Abb. 4: Anzahl von Arten, Gattungen und Familien im Fluss Pendjari und in den untersuchten Maren im Februar 2002.

Der überwiegende Teil der Fische kommt sowohl im Fluss als auch in den Maren vor. Einzelne Arten oder Familien zeigen dagegen eine Beschränkung oder zumindest Bevorzugung bestimmter Gewässer (Abb. 5). Auf die Mare beschränkt sind die Familien der Osteoglossiden, Hepsetiden, Cyprinodontiden, Centropomiden und Cichliden. Eine Bevorzugung der Mare zeigen auch die Familien der Polypteriden, Mormyriden, Cithariniden, Cypriniden, Bagriden und Clariiden. Dagegen wurden die Familien der Cromeriden und Malapteruriden ausschließlich im Fluss gefunden. Der Fluss wird auch von den Familien der Characiden und Mochokiden als Lebensraum bevorzugt. Die Familien der Gymnarchiden und Schilbeiden erweisen sich als indifferent.

Die sowohl im Fluss als auch in den Maren vorkommenden Arten unterscheiden sich nicht gravierend in ihren jeweiligen artbezogenen Standardlängen. Demnach sind für diese Arten die Wachstumsbedingungen im Fluss und in den Maren während der Trockenzeit gleich.

Beim Vergleich der beiden Fluss-Abschnitte „Stillwasser“ und „Strömung“ zeigen sich deutliche Unterschiede (Abb 6). Die Familien der Polypteriden, Gymnarchiden, Cypriniden und der Malapteruriden wurden nur im Stillwasser nachgewiesen. Die Familien der Cromeriden, Schilbeiden und Clariiden traten nur in der Strömung auf. Von den in beiden Abschnitten auftretenden Familien

bevorzugten die Mormyriden, Characiden und Cithariniden das Stillwasser, während die Bagriden und Mochokiden in der Strömung häufiger waren.

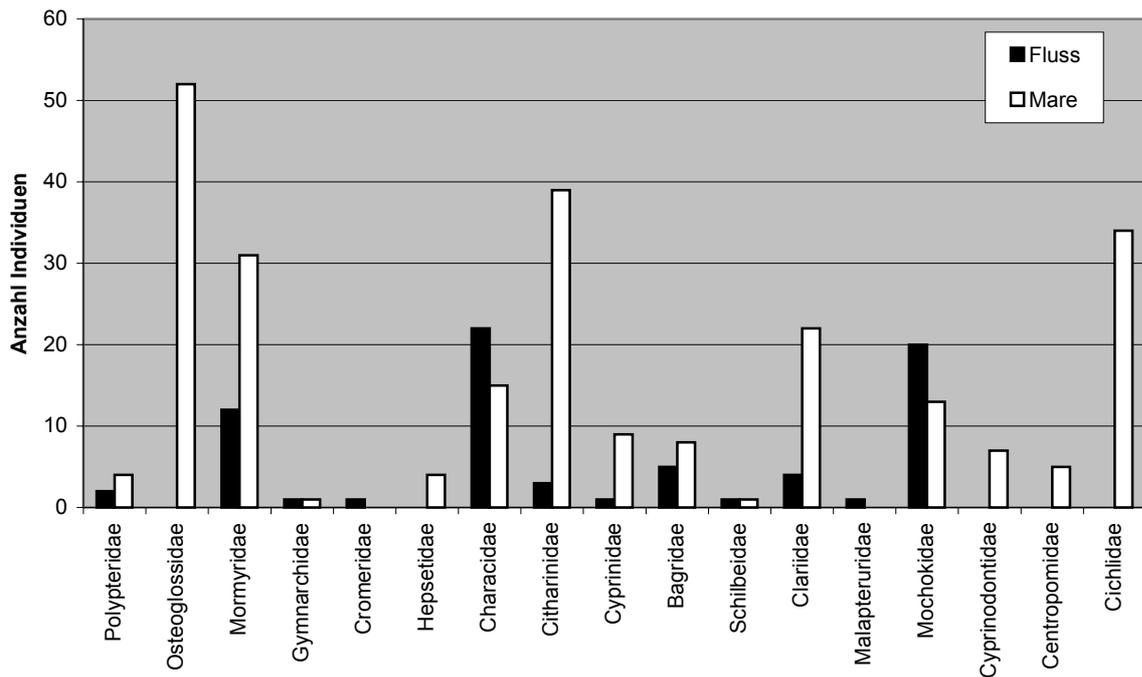


Abb. 5: Individuenzahlen für die Fisch-Familien im Fluss Pendjari und in den untersuchten Maren im Februar 2002.

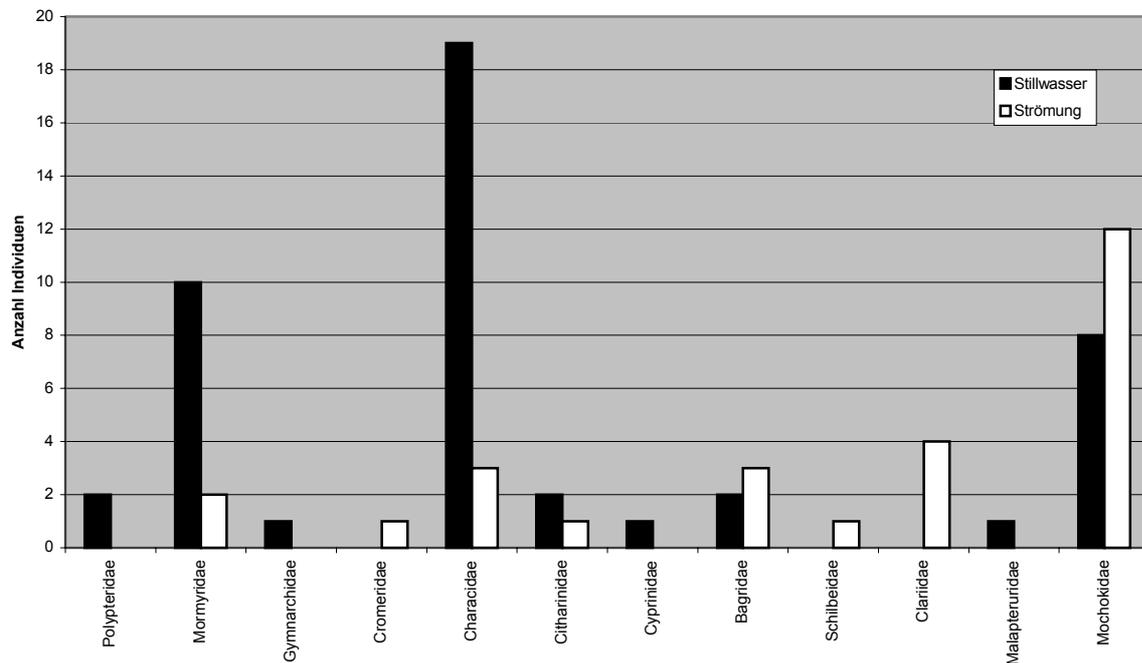


Abb. 6: Individuenzahlen der Fischfamilien im Stillwasser bzw. in der Strömung des Pendjari im Februar 2002.

Betrachtet man die gleiche Fragestellung auf Artniveau (Abb. 7), so zeigt sich, dass die Präferenz der Characiden für das Stillwasser auf die Art *Hydrocynus forskalii* zurückgeht. Die Beschränkung der Clariiden auf die Strömung wird von der Art *Clarias anguillaris* hervorgerufen. Beide Arten sind „Super-Prädatoren“, haben also keine weiteren Feinde unter den Fischen. Es scheint demnach so, als schließen sich die Vorkommen der beiden Arten jeweils aus. Der entscheidende Faktor scheint dabei die Wassertiefe zu sein, da *Hydrocynus forskalii* auch in den tieferen Maren auftritt, während *Clarias anguillaris* auch in den flacheren Maren nachgewiesen wurde. *Hydrocynus forskalii* ist auf die

Jagd im freien Wasser angewiesen, wogegen *Clarias anguillaris* das höhere Risiko der Austrocknung, das die flacheren Gewässer bergen, eingehen kann, da die Art durch ein Suprabranchialorgan zur Luftatmung fähig ist und sich durch kräftige Flossen-Dornen auch längere Strecken über Land fortbewegen kann.

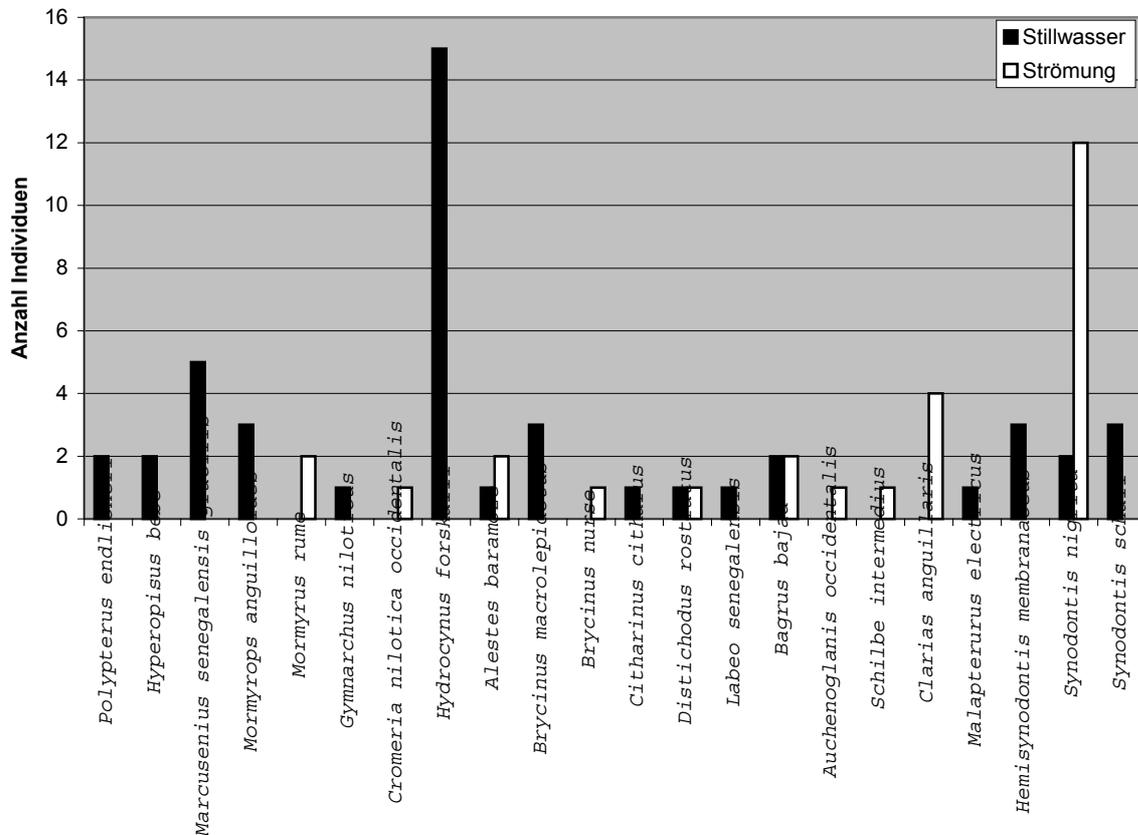


Abb. 7: Individuenzahlen der Fischarten im Stillwasser bzw. in der Strömung des Pendjari im Februar 2002.

5. ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE

Die Fischfauna des Pendjari-Nationalparks ist im regionalen Vergleich Westafrikas als artenreich zu bezeichnen, wobei noch mit weiteren Neunachweisen zu rechnen ist. Die Fischfauna besteht aus typischen Vertretern der sahelo-sudanischen Zone (vergl. BEADLE 1981, PAUGY et al. 1994). Von allen Gewässern weist der Fluss die höchste Anzahl an Arten, Gattungen und Familien auf.

Es gibt Unterschiede, aber auch Überschneidungen im Artenspektrum von Fluss und Maren. Die Osteoglossiden, Cyprinodontiden und Cichliden treten ausschließlich in den Maren auf, während die Cromeriden und die Malapteruridae ausschließlich im Fluss vorkommen. Für Arten, die in beiden Lebensräumen vorkommen, sind die Wachstumsbedingungen im Fluss und in den Maren während der Trockenzeit offenbar gleich, da sich ihre artbezogenen Standardlängen kaum unterscheiden.

Es gibt deutliche Unterschiede in der Fauna der Flussabschnitte „Strömung“ und „Stillwasser“. Während die Mormyriden und Characiden das freie Wasser der tiefen Stillwasser-Abschnitte bevorzugen, zeigen besonders die Wels-Familien (Bagriden, Schilbeiden, Clariiden und Mochokiden) eine Präferenz für die flacheren Strömungs-Abschnitte im Fluss.

Ein entscheidender Faktor für die Einnischung der Arten ist während der Trockenzeit offenbar die Wassertiefe, wie am Beispiel der Arten *Hydrocynus forskalii* und *Clarias anguillaris* beleuchtet wird.

6. AUSBLICK

Eine auf zwei Wochen beschränkte Untersuchung gibt zwangsläufig nur eine schlaglichthafte Momentaufnahme. Um die dargestellten Ergebnisse zu ergänzen, ist für den September 2003 (zur Regenzeit) eine Fortführung der Untersuchung geplant. Der Schwerpunkt soll dabei auf der Erforschung der ephemeren Gewässer und ihrer Kleinfischfauna liegen.

LITERATUR

- BEADLE, L. C. (1981): The inland waters of tropical Africa. An introduction to tropical limnology. (2nd ed.). Longman, London, New York, 475 S.
- GREEN, A. A. (1979): Developpement des Parcs Nationaux: La Riviere Pendjari (Parc National de la Pendjari). Rapport prépare pour le gouvernement de la République Populaire du Bénin. Cotonou.
- LALEYE, P., A. CHIKOU & P. VANDERVILLE (2001): Faune ichtyologique de la riviere Pendjari au Bénin. Rapport de mission scientifique. Université Nationale du Bénin, Faculté des Sciences Agronomiques, Laboratoire d'Hydrobiologie et d'Aquaculture. Cotonou, 18 S.
- LEVEQUE, C., D. PAUGY, G.G. TEUGELS (Eds.)(1990): Faune de poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome 1. – Mus. R. Afr. Cent., Ed. ORSTOM, Coll. Faune tropicale no. XXVIII, 1-384. Tervuren/Paris.
- LEVEQUE, C., D. PAUGY, G.G. TEUGELS (Eds.)(1992): Faune de poissons d'eaux douces et saumâtres de l'Afrique de l'Ouest, Tome 2. – Mus. R. Afr. Cent., Ed. ORSTOM, Coll. Faune tropicale no. XXVIII, 385-902. Tervuren/Paris.
- PAUGY, D., K. TRAORÉ & P. S. DIOUF (1994) : Faune ichtyologique des eaux douces d'Afrique de l'Ouest. In : TEUGELS, G. et al. (eds.)(1994): Diversité biologique des poissons des eaux douces et saumâtres d'Afrique. Synthèses géographiques. Ann. Mus. r. Afr. Centr., Zool., 275: 35-66. Tervuren.
- SAYER, J. A. & A. A. GREEN (1977): Plan Directeur: Parc National de la Pendjari. Document du Projet FAO/PNUD, Aménagement de la Faune et des Parcs Nationaux, Natitingou.

FREIE THEMEN

- BÖTTCHER, G., GRÜTZMACHER, G. & I. CHORUS: Microcystinabbau unter anoxischen Bedingungen am Beispiel der Uferfiltration
- DIENEMANN, C., DIENEMANN, H., DUDEL, G.E., BRACKHAGE, C. & L. STOLZ: Selektive Akkumulation von Radionukliden und Arsen in natürlichen Feuchtgebieten und künstlichen Fließstrecken
- EFFENBERGER, M., SIGL, G. & C. MATTHAEI: Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität und lokaler Habitats-Parameter für die Besiedlung wirbelloser Tiere in einem Wildbach
- HOFMANN, R.: Mehrjährige Untersuchungen an zwei Kleinbadeteichen in Sachsen
- KUSBER, W.-H., JAHN, R. & U. GEISLER: Datensammlung für eine Rote Liste und Florenliste der Zieralgen und Diatomeen Berlins
- SIGL, G., MATTHAEI, C. & C. TOWNSEND: Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität für benthische Algen, Primärproduktion und benthische Bakterien im Fließgewässer
- VIEHBERG, F. A. & G. HOFFMANN: Neueste Bestandsaufnahme der holozänen Süßwasser-Ostrakoden in Vorpommern. Eine Versuch zur Paläomilieuanalyse.
- WILDERER, C., BOGUSCH, S. & B. KAPPUS: Funktion neu geschaffener Auebiotope an der Jagst als Planungsgrundlage für fließgewässernahe Renaturierungsmaßnahmen
- UHLMANN, D., ESCHENHAGEN, M., LANGE, K.-P., KRANICH, J., CARMENKE, I. & C. SCHEERER: Negativer Einfluss von Feinsedimenten auf die Wasserbeschaffenheit in Tieflandflüssen am Beispiel der Weißen Elster in Leipzig

Microcystinabbau unter anoxischen Bedingungen am Beispiel der Uferfiltration

Gabriele Böttcher, Gesche Grützmaker und Ingrid Chorus

Umweltbundesamt, FG Wasseraufbereitung, Schichauweg 58, 12307 Berlin, Email: gabriele.boettcher@uba.de

Keywords: Microcystin, Uferfiltration, anaerober Abbau

Einleitung

Microcystine (MC) sind Hepatotoxine (Carmichael 1994) und werden von Cyanobakterien gebildet. In unserem Untersuchungsgebiet, dem Wannsee in Berlin, sind *Planktothrix agardhii* und *Microcystis* spp. die Hauptbildner der „Algenblüten“ (Massenvorkommen von Cyanobakterien). Darunter reichern sich *Microcystis*-Blüten oberflächennah an, und durch den Wind bedingt kommt es zu Anlandungen im Uferbereich. Dort wurden Konzentrationen an Microcystin von bis zu 20 mg/l gemessen. Darüber hinaus lagen im Ufersediment in bis zu mehreren Zentimetern Tiefe Cyanobakterien vor.

Neben der Auslösung chronischer Leberschäden wurde beobachtet, dass Microcystine die Bildung von Tumoren begünstigen (Falconer 1996). Bisher sind ca. 70 Strukturvarianten der Microcystine mit unterschiedlicher Toxizität bekannt. Die akute Letaldosis des toxischsten Microcystins (MC-LR) beträgt im Maustest 5 mg/kg Körpergewicht bei oraler Aufnahme und 50 µg/kg bei i.p.-Injektion.

Aus der Gesundheitsgefährdung der Microcystine und den jährlich wiederkehrenden Massenentwicklungen ergibt sich eine Gefahr für den Menschen, wenn dieses Wasser direkt oder indirekt für die Trinkwasserproduktion verwendet wird. Die WHO hat daher einen vorläufigen Richtwert von 1 µg/l MC-LR im Trinkwasser herausgegeben.

Berlin bezieht sein Trinkwasser zu mehr als 50% aus Uferfiltrat entlang von Gewässern, in denen regelmäßig toxische „Algenblüten“ festgestellt werden - in den eutrophen Gewässern häufig über mehrere Wochen hinweg. Daher muß geklärt werden, ob Microcystin in den Trinkwasserbrunnen vorliegt bzw. inwieweit es durch die Uferfiltration dauerhaft eliminiert wird.

Untersuchungen zur Retention und zum Abbau von Microcystinen (Grützmaker et al. in prep.) haben gezeigt, dass der mikrobielle Abbau nach der rein physikalischen Filtration von intakten Cyanobakterienzellen der effektivste Abbauprozess bei der Langsandsandfiltration (LSF) ist (Grützmaker et al. 2002). In Laborversuchen wurde bestätigt, dass es sich unter oxischen Bedingungen um biologischen Abbau (Bourne et al. 1994) handelt, und dass der Gehalt an Tonmineralen bzw. organischer Substanz eine Rolle bei der Retention durch Adsorption bei Sedimentkontakt (Miller 2000) spielt. Am Wannseegrund jedoch sowie im weiteren Verlauf der Sandpassage liegen anoxische Bedingungen vor, d.h. hier müssen andere Abbaumechanismen greifen, als die Versuche unter oxischen Bedingungen gezeigt haben (Grützmaker et al. in prep.). Im Folgenden werden die Ergebnisse aktueller Versuche unter anoxischen Bedingungen diskutiert und mit den Ergebnissen der Beobachtungen an einer Uferfiltrationsstrecke verglichen. Desweiteren werden ausgewählte Ergebnisse der aeroben Abbauprozesse für einen Vergleich der Abbauprozesse unter oxischen und anoxischen Bedingungen aufgeführt.

Abbauversuche im Labormaßstab und im Freiland

Zum Vergleich der aeroben und anaeroben Abbauprozesse wurden die Versuche unter oxischen und anoxischen Bedingungen durchgeführt sowie mit dem für das Milieu entsprechenden Sandmaterial und Wasser. Getestet wurden ein gut durchlüftetes Sandmaterial („LSF-Material“) und Sediment vom Wannsee („WS“), das aus dem anoxischen Bereich des Grundwasserleiters im Uferbereich des

Wannsees stammt und einen höheren Feinkorn- sowie organischen Kohlenstoffanteil enthält. Als Versuchswässer wurden ein nährstoffarmes Oberflächenwasser aus der Speicherteichanlage auf dem Versuchsfeld Marienfelde des Umweltbundesamtes in Berlin („Teichwasser“) verwendet sowie ein anaerobes eisenreiche Grundwasser („Brunnenwasser“) - ebenfalls vom Versuchsfeld Marienfelde.

Untersucht wurde der Abbau eines reinen Microcystins, dem MC-LR, und einer demethylierten Variante des MC-RR ([D-Asp³, Dhb⁷] MC-RR). Letzteres wurde aus einer Großzucht von *Planktothrix agardhii* HUB 076 gewonnen und lag im Filtrat der lysierten Kultur vor.

Die Analytik erfolgt mittels ELISA, einem spezifischen Immuno-Assay von EnviroGard.

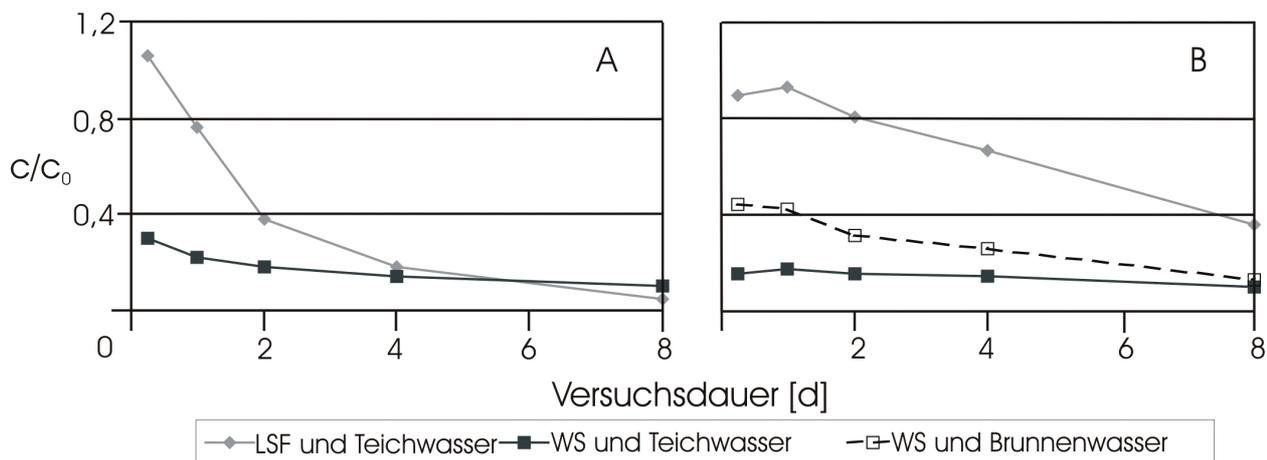


Abbildung 1 Ergebnisse der Batchversuche zum Abbau vom MC-LR unter oxischen (A) und anoxischen (B) Bedingungen mit unterschiedlichen Sandmaterialien (LSF = LSF-Material; WS = Wannsee-Sediment)

Die Batchversuche mit LSF-Material zeigen einen schnellen Abbau des MC-LR unter oxischen Bedingungen (Abb. 1A) mit einer Halbwertszeit (siehe Tabelle 1) von ca. 2 Tagen. Bei Wannsee-Sediment ist die Halbwertszeit mit 5,6 d mehr als doppelt so hoch (siehe Tabelle 1). Ferner zeigen die Ergebnisse für das Wannsee-Sediment unter oxischen und anoxischen Bedingungen eine sehr hohe Adsorption von MC mit ca. 50-70% nach 6 h. Aus Adsorptionsversuchen (Grützmaier et al. in prep.) wurde ein Verteilungskoeffizienten (k_d -Wert) von ca. $11 \text{ cm}^3/\text{g}$ bestimmt. LSF-Material zeigt dagegen so gut wie keine Adsorption und hat einen k_d -Wert $< 1 \text{ cm}^3/\text{g}$ (Grützmaier et al. in prep.).

Aus dem exponentiellen Verlauf der Abbaukurven sowie aus zusätzlichen Versuchen u.a. mit sterilem Material (Grützmaier et al. in prep.) konnte auf mikrobielle Aktivität als wesentlicher Mechanismus des MC-Abbaus unter oxischen Bedingungen geschlossen werden.

Unter anoxischen Bedingungen (Abb. 1B) setzt bei Versuchen mit LSF-Material der Abbau erst nach einer „lag-phase“ von etwa einem Tag ein, was sich dadurch erklären läßt, dass die Mikroorganismen sich erst an das neue Milieu adaptieren müssen. Beim Wannsee-Sediment, einem ursprünglich anaeroben Sediment mit der entsprechend adaptierten Mikrofauna, zeigt der Abbau des MC unter anoxischen Bedingungen mit Brunnenwasser als Ansatzwasser nur eine geringe „lag phase“ und ist sogar etwas schneller als bei LSF-Material mit Teichwasser (vgl. Tabelle 1).

Zur naturnäheren Simulation der Abbauprozesse von MC-haltigem Wasser während der Sandpassage wurden Säulenversuche durchgeführt.

Säulenversuche im Durchflußbetrieb (Kontaktzeit des MC mit dem Sandmaterial in der Säule nur wenige Stunden) mit LSF-Material zeigen keine Adsorption, jedoch werden nur ca. 20% des eingesetzten MC wiedergefunden (Grützmaier et al. in prep.).

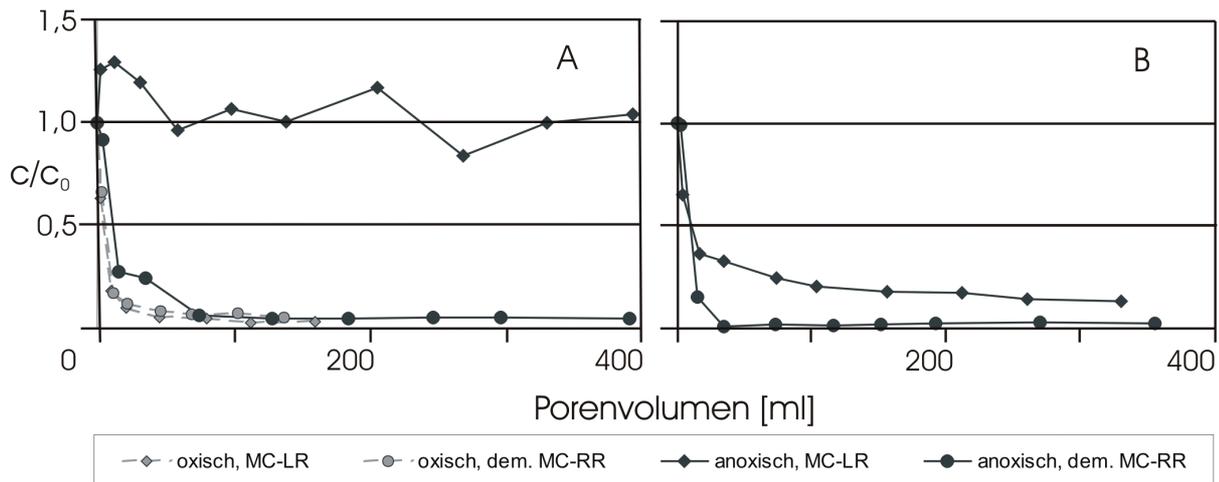


Abbildung 2 Umlaufsäulenversuche zum Abbau von zwei MC-Varianten mit LSF-Material (A) und Wannsee-Sediment (B) unter oxischen sowie anoxischen Bedingungen

Umlaufsäulenversuche (Abb. 2) simulieren eine längere Sandpassage, da eine längere Kontaktzeit des MC mit dem Biofilm auf den Partikeln des Sandmaterials stattfindet. Unter oxischen Bedingungen (Abb. 2A) ist mit LSF-Material wie bei den Batchversuchen deutlich der biologische Abbau erkennbar mit einer Halbwertszeit von ca. 1 Tag (. 16 Porenvolumen), der sich mit dieser Rate unter anoxischen Bedingungen (Abb. 2A und B) nur mit der demethylierten Variante des MC-RR zeigt. Das reine MC-LR wird mit LSF-Material unter anoxischen Bedingungen nur sehr langsam bzw. gar nicht abgebaut (Abb. 2A), weshalb eine Halbwertszeit nicht bestimmt werden kann (n.b. in Tabelle 1). Die große Differenz im Abbauverhalten zwischen reinem MC-LR und dem aus der Großzucht gewonnenen dem. Variante des MC-RR deutet darauf hin, dass es sich beim Abbau um Co-Metabolismus handelt, da das Material aus der Kulturreine Vielzahl weiterer Kohlenstoff-Quellen enthält, die die mikrobiologische Aktivität stimulieren.

Das Wannsee-Sediment zeigt auch in den Säulenversuchen eine hohe initiale Adsorption, und im weiteren Versuchsverlauf nur einen geringen Abbau mit einer Halbwertszeit von ca. 10 Tagen.

Kontrollierte Freilandversuche an Langsamsandfiltern der Speicherteichanlage liegen im Maßstab zwischen den Säulenversuchen und den Feldbeobachtungen. Hier wurden Versuche mit einer kurzzeitigen Aufgabe einer lysierten, aufkonzentrierten Cyanobakterienblüte und Langzeitversuche mit einer Freilandpopulation von *Planktothrix agardhii* (Grützmacher et al. 2002) durchgeführt.

Es zeigte sich, dass während der Versuche an der Sedimentoberfläche oxische Bedingungen vorlagen, und dass das MC von Sandmaterial kaum durch Adsorption retardiert wurde. Trotzdem zeigen die Ergebnisse eine hohe Reduktion der MC-Konzentration um ca. 80%, was sich hauptsächlich durch physikalische Filtration der intakten Zellen und den biologischen Abbau in den ersten Zentimetern des Sandfilters erklären läßt. Adsorption oder photochemischen Abbau waren vernachlässigbar. Unter geringen Temperaturen (< 4°C) kam es jedoch zu einem erhöhten Austrag von MC. Dies wurde auf den temperaturbedingt verlangsamten Metabolismus der Mikroorganismen zurückgeführt sowie auf das Absterben von Cyanobakterien, was zu deren Lysis führt und somit zum Freisetzen des zellgebundenen Microcystins.

Feldbeobachtungen am Wannsee

Für die Feldbeobachtungen wurde am Wannsee eine Transekte von Grundwassermeßstellen im See und mit zunehmender Entfernung von Ufer bis zu einem der Trinkwasserbrunnen der Berliner Wasser Betriebe (ca. 30 m) errichtet (Knappe & Pekdeger 2001). Die Meßstellen sind teils im oberen (ca. 10 m Tiefe) teils im unteren Grundwasserleiter (ca. 60-80 m Tiefe) verfiltriert. Das Grundwasser beider Grundwasserleiter unterscheidet sich deutlich in der Herkunft. So wird der obere Grundwasserleiter hauptsächlich durch Uferfiltration gespeist mit einer mittleren Verweilzeit

zwischen Oberflächenwasser und Trinkwasserbrunnen von 1-2 Monaten. Der untere Grundwasserleiter wird durch landseitiges Grundwasser gespeist. Die Infiltration erfolgt am Wannsee überwiegend in horizontaler Richtung am Ufer, da die Infiltration über den Seeboden durch die Kolmationsschicht behindert wird.

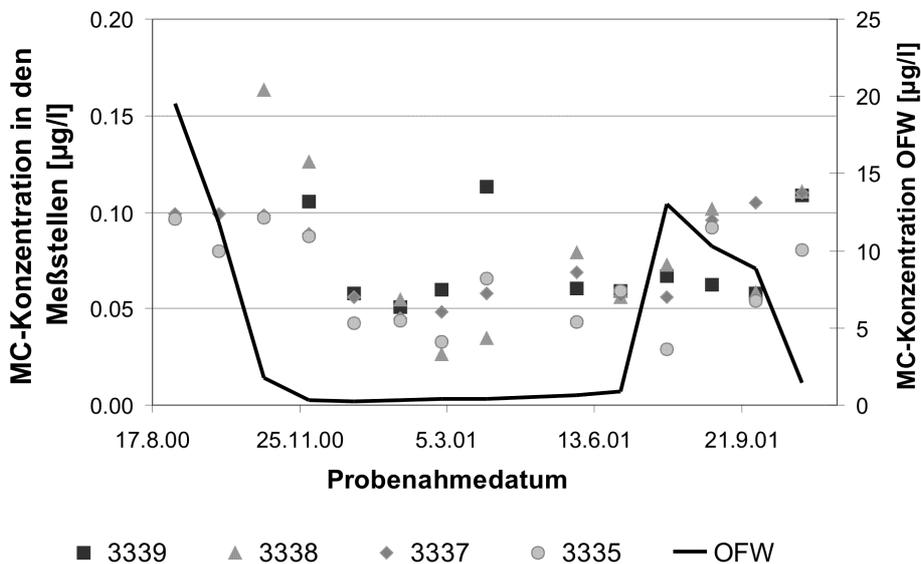


Abbildung 3 Microcystin-Konzentrationen im Oberflächenwasser (OFW) des Wannsees (Linie) und in den Meßstellen im oberen Grundwasserleiter der Transekte (Symbole)

Über den Zeitraum von einem Jahr wurde die Gesamt-Microcystinkonzentration (Summe aus zellgebundenem und gelöstem MC) im Oberflächenwasser und in den Meßstellen bestimmt. Hohe MC-Konzentrationen im OFW sind im späten Sommer bis Herbst gemessen worden. 2001 gab es nur eine vergleichsweise geringe MC-Konzentrationen im Oberflächenwasser von ca. 13 µg/l. Der Peak im Sommer 2000 zeigt höhere MC-Konzentrationen (ca. 17 µg/l), doch lag das Maximum vor Beginn des Programms und wurde nicht vollständig erfaßt.

Die MC-Konzentrationen der in Abbildung 3 dargestellten Meßstellen im oberen Grundwasserleiter liegen nahe bis unterhalb der Bestimmungsgrenze des ELISA von 0,1 µg/l. Nur wenige Werte ragen daraus hervor, wie die von der Meßstelle 3339 und 3338, die Wasser aus dem Bereich direkt unterhalb des Seebodens fördern.

Aufgrund der niedrigen Meßwerte nahe der Bestimmungsgrenze konnten die Angaben zum Abbau und zum Rückhaltevermögen des Wannsee-Sedimentes nur annähernd geschätzt werden (siehe Tabelle 1). Unklar ist noch, in welcher Form die Gesamt-MC-Konzentration in die Berechnung der Abbauraten einbezogen werden müßte, da der zellgebundene Anteil erst nach Lysis der Zellen für den Abbau während der Uferfiltration zur Verfügung stehen würde. In der Regel ist bei einer intakten Cyanobakterienpopulation der Anteil des gelösten MC am Gesamt-MC nur ca. 1%. Denkbar ist, dass sich durch Zelltod und anschließende Lysis der Cyanobakterienzellen der Anteil an gelöstem MC durch kontinuierliche oder plötzliche Freigabe des zellgebundenen MC erhöht.

Für einen besseren Vergleich der mit unterschiedlichen Methoden ermittelten Abbauraten des MC wurden die Halbwertszeiten nach dem exponentiellen Zerfallsgesetz bestimmt. Dabei wurde die Adsorption in die Berechnung nicht mit einbezogen.

Tabelle 1: Halbwertzeiten in den Laborversuchen mit MC-LR und der demethylierten MC-RR-Variante sowie den Feldbeobachtungen unter jeweils oxischen und anoxischen Bedingungen (graue Felder bedeuten: kein Versuch durchgeführt)

	Sandmaterial	MC-Variante	Halbwertzeit in Tagen	
			oxisch	anoxisch
Batchversuch	LSF-Material	MC-LR	2,0	5,6
		dem. MC-RR	2,5	5,3
	Wannsee-Sediment	MC-LR	5,3	4,3
Säulenversuch	LSF-Material	MC-LR	1,0	n.b.
		dem. MC-RR	1,1	7,5
	Wannsee-Sediment	MC-LR		10,0
Feldbeobachtungen	Wannsee-Sediment	nicht bestimmt		4-10

Zusammenfassung und Ausblick

Aus den Daten der Transekte ist erkennbar, dass der Abbau von MC auch unter anoxischen Bedingungen während der Uferfiltration effektiv ist. Ermutigend ist, dass die Werte auch deutlich unter dem WHO-Richtwert von 1 µg/l liegen, und somit keinen Anlass zur Sorge für die Trinkwasserqualität in Berlin bieten.

Der Abbau im weiteren Sinne unter anoxischen Bedingungen konnte bisher wie folgt charakterisiert werden:

- Es handelt sich (unter anderem) um Co-Metabolismus.
- Ein Abbau des reinen MC-LR wurde nicht beobachtet.
- Physikalische Filtration der intakten Cyanobakterienzellen ist der wesentlichste Retentionsprozess (Grützmaker et al. 2002).
- Microcystin adsorbiert an Wannsee-Sediment (Grützmaker et al. in prep.).

Aus diesen Ergebnissen ergeben sich weitere Fragen:

- Wo findet der Abbau vorwiegend statt: im Wasser, an der Sedimentoberfläche oder bei der Bodenpassage?
Von Bedeutung ist dabei die Rolle der Mikroorganismen in der freien Wassersäule und in den Biofilmen und somit die Funktion der „Schmutzdecke“. Die Ergebnisse deuten auf ausgeprägte Unterschiede im aeroben und anaeroben mikrobiellen Abbau des reinen MC.
- Stellen die an der Wasser-Sedimentgrenze akkumulierten Cyanobakterienzellen als zusätzliche Microcystinquelle ein langfristiges Gefahrenpotential dar?
- Die bislang durchgeführten Beobachtungen an den Transekten stellten jeweils die im Wasserkörper gemessenen zellulären und extrazellulären Microcystine den im Ablauf bzw. Uferfiltrat analysierten Microcystinen gegenüber. Die an der Wasser-Sedimentgrenze akkumulierten Zellen wurden als zusätzliche Microcystinquelle nicht quantifiziert. Wie tragen sie zu Freisetzungs- und Abbauraten bei ?
- Woran genau adsorbiert das MC im Wannsee-Sediment? Erfolgt auch eine Desorption?
Die Adsorption des MC ist abhängig vom Feinkornanteil und/oder vom Gehalt an organischen Stoffen (Miller 2000), doch wurde eine Desorption bislang noch nicht quantifiziert. Im Falle einer irreversiblen Adsorption könnte dies bei Erreichen einer Sättigungskonzentration ein Wandern der Adsorptionsfront im Boden und in der Folge zu einem Durchbruch des MC bis zum Trinkwasserbrunnen bedeuten. Andererseits könnte die Desorptionsrate der Abbaurate entsprechen, wodurch unsere Laborergebnisse zum ausbleibenden Abbau des reinen MC unter anoxischen Bedingungen erklärbar sein könnten (vgl. Abb. 2B).

- Welchen Anteil des MC aus den "Algenblüten" findet sich in der Uferfiltration wieder, bzw. wie hoch ist der Eintrag an MC aus den Cyanobakterienmassenentwicklungen in den Grundwasserleiter?

Bislang sind nur statische Betrachtungen des Eintrages möglich. Wichtig wäre die Modellierung einer Massenbilanz aufgrund der Abschätzung der MC-Produktion, der Freisetzungsrates und den Verlusten im Wasser. Erschwerend kommen mehrere Effekte hinzu: die Verdünnungseffekte durch landseitiges, unbelastetes Grundwasser, die Frischwasserzufuhr in den Wannensee und Drift- bzw. Sedimentationsbewegungen der Cyanobakterienzellen.

Diesen Fragen wird derzeit in einem Projekt über das Kompetenzzentrum Wasser Berlin (NASRI: Natural and Artificial Systems of Recharge and Infiltration) nachgegangen.

Danksagung

Vielen Dank an Asaf Pekdeger und Andrea Knappe vom Arbeitsbereich Hydrogeologie der Freien Universität Berlin für die Errichtung und Beprobung der Transekte sowie den Berliner Wasser Betrieben für die Zustimmung zur Errichtung der Transekte auf dem Gelände des WW Beelitzhof. Für die Finanzierung des Forschungsprojektes (Förderkennzeichen 02WT98527) danken wir dem Bundesministerium für Bildung und Forschung.

Literatur

- Carmichael WW (1994) The toxins of cyanobacteria. *Scientific America* 270/1:64-72
- Falkoner IR (1996) Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. *Phycologia* 35/6: 6-11
- Grützmaker G, Bartel H, Böttcher G und Chorus I (in prep.) Teilprojekt Wirksamkeit der Infiltration/Bodenpassage für die Retention von Algen- und Cyanobakterienmetaboliten; Abschlußbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben Nr. 02WT9852/7: Strategien zur Vermeidung des Vorkommens ausgewählter Algen- und Cyanobakterienmetabolite im Rohwasser.
- Grützmaker G, Böttcher G, Chorus I and Bartel H (2002) Removal of microcystins by slow sand filtration. *Environ. Tox.* 17 (4) 386-394
- Jones GJ, Bourne DG, Blekeley RL and Doelle H (1994) Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by aquatic bacteria. *Natural Toxins* 2:228-235
- MacKintosh C, Beattie KA, Klumpp S, Cohen P and Codd GA (1990) Cyanobacterial microcystin-LR is a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Lett.* 264:187-192
- Miller JM (2000) Investigation of the Removal of Cyanobacterial Hepatotoxins by Bank Filtration. PhD Thesis at Flinders University of South Australia, Dept. of Environmental Health, Faculty of Health Science
- Knappe A und Pekdeger A (2001) Zwischenbericht 2001, BMBF-Forschungsvorhabens: Strategien zur Vermeidung des Vorkommens ausgewählter Algen- und Cyanobakterienmetabolite im Rohwasser, 3. Arbeitsabschnitt. Bearbeitung: Freie Universität Berlin, FR Geochemie, Hydrogeologie, Mineralogie, AB Hydrogeologie im Auftrag des Umweltbundesamtes

Selektive Akkumulation von Radionukliden und Arsen in natürlichen Feuchtgebieten und künstlichen Fließstrecken

Claudia Dienemann, Holger Dienemann, Gert E. Dudel, Carsten Brackhage, Lieselotte Stolz
Institut für Allgemeine Ökologie und Umweltschutz, Piener Str. 19, 01737 Tharandt

Keywords: Akkumulation, Uran, Arsen, Makrophyten, Algen, Aufwuchs

1 Einleitung

Mit dem seit Jahrhunderten währenden Bergbau und besonders dem Uranabbau sind bis heute zahlreiche Umweltprobleme verbunden (SIEHL, 1996; MERKEL, DUDEL, 1998 u.a.). In den Rückständen aus der Urangewinnung liegt ein hohes radioaktives Gefährdungspotential, da sie neben den zur hydrometallurgischen Uranextraktion verwendeten Chemikalien (u.a. Schwefelsäure, Natronlauge, Ammoniak) auch den größten Teil des im Erz vorhandenen Radiums und damit sämtliche kurzlebige Radionuklide des Erzes enthalten (SIEHL, 1996). Daneben weisen einige Erze hohe Arsengehalte auf.

Die sichere Verwahrung ist darum von besonderer Bedeutung. Möglichkeiten zur Lagerung und Sanierung bestehen in der Entfernung kontaminierter Materialien, der Abdeckung von Halden und Absetzanlagen sowie der Flutung von Gruben (HURST et al., 2000). Diese Maßnahmen sollen einen Austrag der Schadstoffe in die Umwelt verhindern bzw. minimieren. Jedoch kann durch die Abdeckung industrieller Absetzanlagen (Schlammteiche, auch Tailings genannt) oder die Flutung von Gruben der Schadstoffaustrag über den Wasserpfad nicht ausreichend verhindert werden (HURST et al., 2000). Die Sanierung über die Entfernung der kontaminierten Materialien von der Fläche oder die chemische Reinigung der Sickerwässer aus Tailings bzw. Grubenwässer aus gefluteten Schächten ist ein sehr kostenaufwendiges Verfahren.¹ Es muss davon ausgegangen werden, dass trotz der genannten Maßnahmen Schadstoffe über einen längeren Zeitraum mit dem Sickerwasser aus Halden und Tailings in Grund- und Oberflächenwasser eingetragen werden (HURST et al., 2000). Auf diesem Weg können Uran und seine Folgeprodukte und Arsen außerhalb der Halden und Tailings verbreitet und aufkonzentriert werden, wobei die Möglichkeit einer Freisetzung bzw. Mobilisierung besteht.

Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, stellt sich die Frage nach kostengünstigen und langzeitstabilen Möglichkeiten zur Schadstoffimmobilisierung (HURST et al., 2000; KIESSIG, HERMANN, 2000), weshalb in jüngster Zeit verstärkt die Leistungen biologischer Systeme (z.B. „natural attenuation“) in den Mittelpunkt der Aufmerksamkeit rücken. Dabei kommt Feuchtgebieten eine besondere Bedeutung zu.

Bezogen auf die Primärproduktion ist die Eliminationsleistung von höheren Pflanzen in Relation zur Belastung relativ niedrig. Die Akkumulation in Sprossen ist gering, aber die Aufreicherung in der Rhizodermis bzw. im Wurzelraum (Rhizofiltration) kann den Konzentrationsbereich von g/kg

¹ Im Zuge der von der Wismut GmbH durchgeführten Sanierungen wurden in den letzten neun Jahren 200 Mill. m³ Wasser behandelt, Kostenpunkt: ca. 300 Mill. DM (DUDEL, 2000).

Trockenmasse erreichen (BRACKHAGE, 2000; 2002). Algen einschließlich Cyanobakterien erreichen hohe Wachstumsraten und zeichnen sich durch große individuelle Zelloberflächen für Aufnahme und Sorption (Komplexierung) der Schadstoffe und insbesondere Metalle aus (DIENEMANN, 2002; FRANKLIN et al. 2000; GOLDBERG et al. 1998). An die jeweilige Wasserqualität angepasste Strukturen könnten daher, sofern sie nachhaltig sind, gezielt für die Elimination der Spurenstoffe genutzt werden. Voraussetzung dafür ist es, an natürlichen – belasteten - Standorten geeignete Strukturen (Arten, Biozönosen, Ökosystemkompartimente) zu ermitteln, die sich durch eine hohe Eliminationsleistung auszeichnen. Im Vordergrund der hier vorgestellten Untersuchungen steht der Vergleich makrophytischer und mikrophytischer Algen sowie submerser Makrophyten unter Berücksichtigung des Aufwuchses an zwei Standorten. Die Zusammensetzung der Wässer ist insbesondere in bezug auf die Qualität sehr unterschiedlich. Darüber hinaus werden erste Ergebnisse zur Akkumulationsleistung von Helophyten (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. EX STEUD.), die sich nicht nur durch hohe Produktivität auszeichnen, sondern vergleichsweise geringe Abbauraten aufweisen.

2 Material und Methoden

Es wurden zwei Untersuchungsgebiete im sächsischen Vogtland (IAA Lengenfeld und Mechelgrün) ausgewählt. Alle Wasserproben wurden vor Ort 12 µm filtriert. Für die Uran- und Arsenbestimmung mittels ICP-MS wurden sämtliche Wasserproben innerhalb von 24 h durch 0.45 µm-Cellulose-Nitrat-Filter (*Sartorius*, Göttingen) filtriert und angesäuert.

Die anfallenden Algen und Wasserpflanzen wurden zuerst von Invertebraten (insbesondere Mollusken) und makroskopischen Verunreinigungen befreit. Anschließend wurden die Proben geteilt und ein Teil mit destilliertem Wasser mehrfach gewaschen, bis keine sichtbaren Verunreinigungen mehr im Waschwasser auftraten. Der andere Teil wurde nicht weiter behandelt. Alle Pflanzenproben wurden bei 65°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend gemahlen. Die so aufbereiteten Proben wurden per Gammaskopmetrie (U-238, Ra-226 und Pb-210; *Matec*; Germaniumdetektor) bzw. nach einem H₂O₂- HNO₃-Mikrowellenaufschluss mit ICP-MS (U und As) vermessen (methodische Details siehe MEINRATH et al. 1999).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Radionuklid- und Arsengehalte, die in unterschiedlichen Algen bzw. Pflanzenteilen gemessen wurden, waren in jedem Falle höher als die Radionuklidgehalte des umgebenden Wassers. Das trifft besonders für die submersen Gefäßpflanzen, wie Algen (Abb. 1) und Wassermoose zu.

Die Urankonzentrationen im Oberflächenwasser erreichen im Untersuchungsgebiet max. 1100 µg/L. Ähnlich hohe Konzentrationen konnten u.a. bei der IAA Schneckenstein (MERKEL et al., 1999) und der Deponie Steinsee Johannegeorgenstadt (JUNGHANS, 1998) nachgewiesen werden. Damit liegen diese Konzentrationen erheblich über den geogenen Durchschnitt von Flusswasser von 0,04 µg/L (SEIM/TISCHENDORF, 1990).

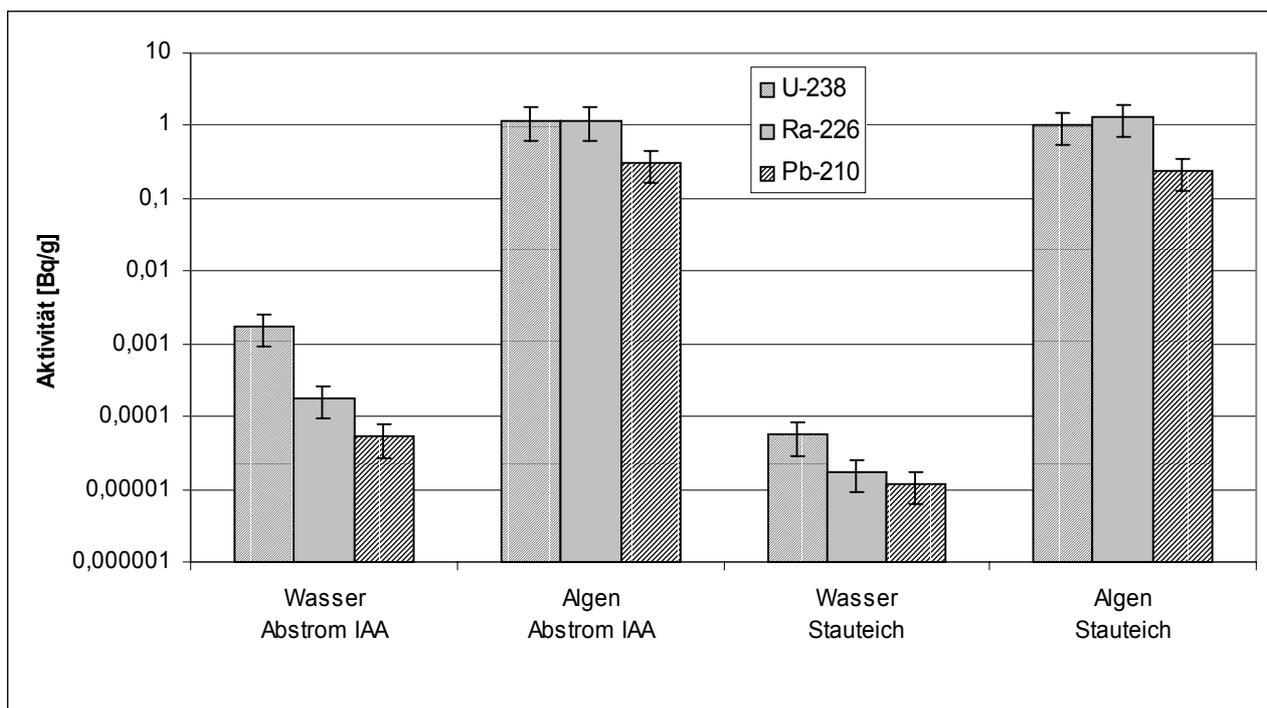


Abb. 1: Aktivitäten ausgewählter Radionuklide im Wasser und Grünalgen an zwei verschiedenen Probenahmestellen in Lengsfeld/Vogtland (Fließstrecke zwischen Abstrom IAA und Stauteich ca. 2500 m)

Auffallend ist, dass, obwohl die Radionuklidverteilung im Wasser zugunsten des Urans verschoben ist, die Algen ein eher ausgeglichenes Aktivitätsverhältnis der Isotope der Zerfallsreihe aufweisen (Abb. 1). Dies könnte möglicherweise auf einem substitutiven Einbau von Radium an Stelle von Barium oder Calcium beruhen, oder sich durch Calcification (z.B. Aragonitbildung) erklären lassen. Für Letzteres spricht der neutrale bis leicht alkalische pH-Bereich des Wassers. Bislang erfolgte jedoch noch kein röntgenspektroskopischer Nachweis, so dass beide Möglichkeiten in Betracht gezogen werden müssen.

Weiterhin ist bemerkenswert (Abb. 1), dass auf der Fließstrecke von ca. 2500 m besonders die Aktivität des Urans im Vergleich zu den anderen Isotopen abnimmt. Inwiefern dies auf biotische Leistungen (z.B. selektive Akkumulation) oder abiotische Faktoren (z.B. auch Verdünnung und/oder spezifische Fällreaktionen) zurückgeführt werden kann, ist noch nicht geklärt. Nach ersten Analysen können Eisenverbindungen im Sediment der Fließstrecke zu einer Senke für Uran und Arsen werden. Auch die Filterwirkung der makrophytischen Algen und Wasserpflanzen spielt an dieser Stelle vermutlich eine wesentliche Rolle.

Vergleichende Untersuchungen an höheren Pflanzen, insbesondere *Myriophyllum spec. (L.)*, *Phragmites australis* und *Scirpus sylvaticus L.*, zeigen, dass Algen grundsätzlich höhere Schwermetallkonzentrationen bzw. Radionuklidaktivitäten aufweisen. Dies gewinnt vor allem dadurch an Bedeutung, weil Algen sich durch hohe Wachstumsraten und rasche Biomassezunahmen auszeichnen. Durch ihre zusätzliche Wirkung als Filter bei der Zurückhaltung von feinstpartikulärer organischer Substanz (FPOM, Detritus) kann zumindest über einen

bestimmten Zeitraum ein Austrag dieser Schadstoffe verhindert werden. Aber im Vergleich verschiedener Algenarten zeigt sich ein differenziertes Bild (Abb.2).

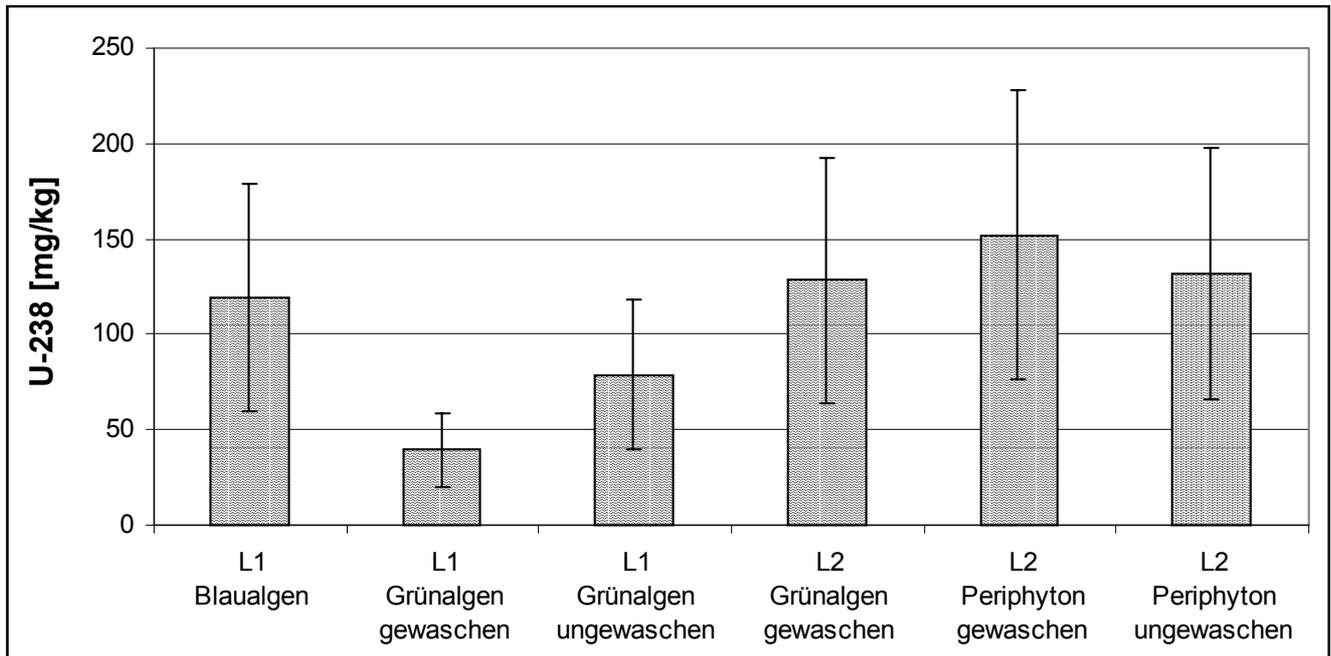


Abb. 2: Urankonzentrationen in verschiedenen Algenformen (makrophytische Grünalgen, makrophytische Aufwuchsalgen, mikrophytische Cyanobakterien)

Zwischen den einzelnen Wuchsformen wurden signifikante Unterschiede gefunden. So wurde in grünen Aufwuchsalgen (auf *Myriophyllum spec.* und *Elodea canadensis MICHX.*) die vier- bis fünffache Menge an Arsen und Uran gefunden als in Grünalgenmatten (Hauptarten: *Cladophora crispata (ROTH) J. AG.*, *Vaucheria spec.* und *Tribonema vulgare PASCHER* an einem vergleichbaren Standort.

Der Unterschied zwischen dem gewaschenen und den ungewaschenen Periphyton erscheint unverständlich. Es muss hier aber berücksichtigt werden, dass aus der ungewaschenen Probe der Aufwuchsträger mit deutlich niedrigerer Schadstoffkonzentration nicht vollständig entfernt wurde, was zu einem Verdünnungseffekt führen kann. Bei höheren Pflanzen - im Gegensatz zu Algen - lässt sich die Schadstoffakkumulation zwischen den einzelnen Pflanzenteilen deutlich differenzieren. Als Beispiel hierfür sind die Ergebnisse für die oberirdischen Organe von *Phragmites australis* dargestellt (siehe Abb.3).

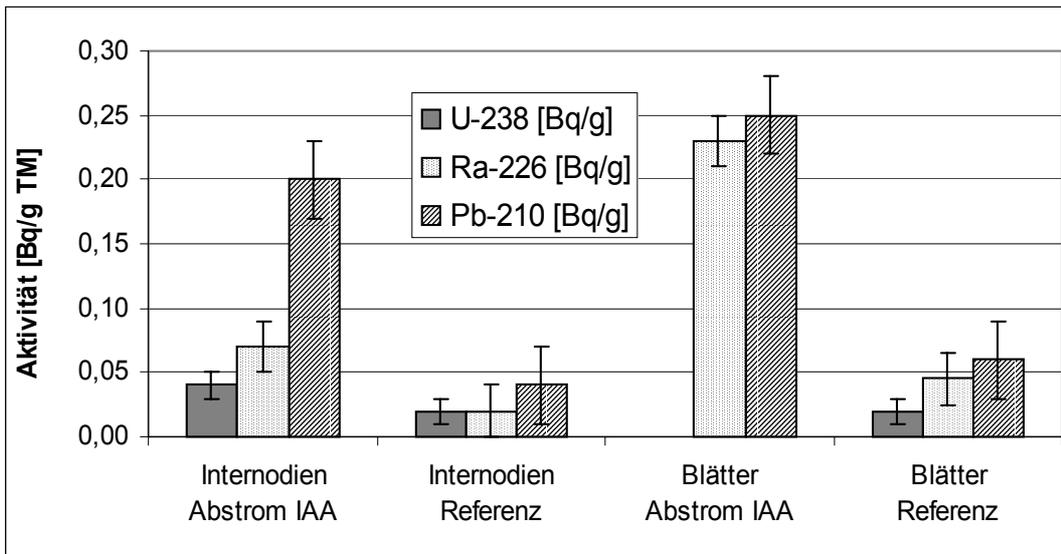


Abb. 3: Radionuklidaktivitäten in verschiedenen Pflanzenteilen von *Phragmites australis* am Probenahmestandort Abstrom IAA und einem vom Tailing unbeeinflussten Referenzgebiet in Lengsfeld; Urangehalte der Blätter im Abstrom IAA unterhalb der Nachweisgrenze (< 0,02 Bq/g TM)

Es werden z.T. an ein und demselben Standort im Vergleich zu den Algen deutlich geringere Aktivitätskonzentrationen in den photosynthetisch aktiven Organen nachgewiesen (vgl. Abb. 1 und 2). Weiterhin fällt auf, dass sich die Aktivitätskonzentrationen des Urans zwischen Referenzstandort und dem kontaminierten Gebiet kaum unterscheiden. Dafür bestehen bei Pb-210 und Radium-226 deutliche Differenzen. Es wird vermutet, daß Pb-210 über der Luftpfad via Radonzerfall eingetragen und auf den Blättern abgelagert wird. Ra-226 wird möglicherweise bevorzugt aufgenommen und analog zum Calcium in den Blättern im Verlaufe der Alterung zunehmend akkumuliert. Die Aufnahme von Uran wird vermieden (selektive Akkumulation in der Rhizosphäre bzw. in der Rhizodermis). Die Prüfung dieser Hypothesen ist Gegenstand laufender Untersuchungen.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Radionuklide und Arsen in Oberflächen- und Sickerwässern können von bestimmten Biozönosen bzw. Ökosystemkompartimenten und makrophyten-dominierten Feuchtgebieten sehr effizient akkumuliert und – zumindest zeitweise – immobilisiert werden. Die Anreicherung aus dem Wasser liegt objekt- und milieuabhängig im Bereich von ein bis zwei Größenordnungen. Damit könnten natürliche oder konstruierte Feuchtgebiete („Constructed Wetlands“) für die langfristige Sanierung von belasteten Wässern des Uranbergbaus geeignet sein.

Dabei ist vor allem die Kombination verschiedener Pflanzenarten/-gesellschaften von Bedeutung, so dass die Schadstofffestlegung optimiert werden kann.

Es können aber noch keine Aussagen zur Langzeitstabilität der Biosorption bzw. Biomineralisation und Remobilisierung der Schadstoffe, z.B. bei Änderung der wasserchemischen Verhältnisse oder beim Abbau (Mineralisation) der organischen Substanz, getroffen werden. Erste Ergebnisse aus

„Leaching-Experimenten“ (chemische Fraktionierung bzw. Extraktion) zeigen, dass unter bestimmten Randbedingungen Radionuklide verhältnismäßig stabil sorbiert werden.

Dank

Die Arbeiten wurden durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) gefördert.

Quellenverzeichnis

- BRACKHAGE C., DUDEL E.G. (2002): Long-term differences in transfer and accumulation of potentially toxic trace elements and radionuclides in trees on uranium mining dumps (Erzgebirge, Germany) *In: Uranium in the Aquatic Environment*, Hrsg. MERKEL B., PLANER-FRIEDRICH B., WOLKERSDORFER C., Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, pp.471-477
- BRACKHAGE, C., DUDEL, E.G. (2000): Experimentelle Untersuchungen zur U-Aufnahme durch Kiefernjungpflanzen (*Pinus sylvestris* L.) auf künstlich belasteten Böden im Vergleich zu Haldenmaterial des erzgebirgischen Uranerzbergbaus. *In: KAPPEN, L., HÖRMANN, G.: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 30: 206. Paul Parey Verlag Berlin
- DIENEMANN, C., DUDEL, E.G., DIENEMANN, H.; STOLZ, L. (2002): Retention of Radionuclides and Arsenic by Algae Downstream of U mining Tailings *in: Uranium in the Aquatic Environment*, Hrsg. MERKEL, B.J.; PLANER-FRIEDRICH, B.; WOLKERSDORFER, C., Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York pp. 605 - 613
- DUDEL, E.G. (2000): Naturprozesse und ökotechnologische Verfahren zur Sanierung von Schäden des Uran-Erzbergbaus, *VDI Nachrichten* (1575), 211-222.
- FRANKLIN, N.; STAUBER, J.; MARKICH, S.; LIM, R. (2000): pH-dependent toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*); *Aquatic Toxicology* 48; 275 - 289; Elsevier Science B.V.
- GATZWEILER, R.; JAKUBICK, A. T.; PELZ, F. (1996): WISMUT-Sanierung, Konzepte und Technologien; *Geowiss.* 14/11, 448 – 451
- GOLDBERG, E.L.; GRACHER, M.A., BOBROV U.A. (1998): Do diatom algae structures accumulate uranium ?, *Nucl. Instr. Meth. A.*, 405 (2-3), 584 - 589
- HURST, S.; JENK, U.; SCHREYER, J.; KLINGER, C.; SCHNEIDER, P. (2000): Untersuchungen zur mittel- und langfristigen Reduzierung des Stoffaustrages aus Grund- und Oberflächenwässern *in: Bergbausanierung, Tagungsband Internationale Konferenz, Wismut GmbH, Schlema*
- JUNGHANS, M., 1998: Hydrogeologische Untersuchungen an der ehemaligen industriellen Absetzanlage Deponie Steinsee in Johanngeorgenstadt. Diplomarbeit TU Bergakademie Freiberg
- KIESSIG, G.; HERMANN, E. (2000): Nachfolgelösungen für die konventionelle Wasserbehandlung *in: Bergbausanierung, Tagungsband Internationale Konferenz, Wismut GmbH, Schlema*
- MEINRATH G. , VOLKE P., MERKEL B.; DUDEL E. G. (1999): Determination and interpretation of uranium contents in environmental samples, *Fresenius Analytical Chemistry* 134, 91-124
- MERKEL, B.; DUDEL, E. G. (1997): Untersuchungen zur radiologischen Emission des Uran-Tailings Schneckenstein (im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung, Dresden)
- SEIM, R; TISCHENDORF, G. (Hrsg.) (1990): Grundlagen der Geochemie. 1. Auflage. Dt. Verl. für Grundstoffchemie, Leipzig
- SIEHL, A. (Hrsg.) (1996): Umweltradioaktivität, Ernst & Sohn Verlag, Berlin
- WISMUT GmbH (1994): Sanierungskonzept für den Haldenkomplex Schlema-Alberoda; Unveröff. Bericht; Wismut GmbH, Chemnitz

Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität und lokaler Habitats-Parameter für die Besiedlung wirbelloser Tiere in einem Wildbach

Michael Effenberger, Gabriele Sigl, Christoph Matthaei
Ludwig-Maximilians-Universität München, Department Biologie II, Abteilung Aquatische Ökologie, Karlstr. 23-25, 80333 München

Keywords: Störungen, Fließgewässer, Invertebraten, Sohlstabilität, Habitats-Parameter, Schmiedlaine

1 Einleitung

Die Bedeutung kleinerer Hochwasser für die räumliche und zeitliche Dynamik der Biozönosen in Fließgewässern ist noch relativ wenig erforscht (Townsend, 1989). Diese Hochwasser erzeugen meist ein kleinräumiges Mosaik von Abtragungs-, Auffüllungs- und stabilen Bereichen im Bachbett (Matthaei & Townsend, 2000). Diese „kleinräumige Sohlstabilität“, die Übersetzung des englischen Begriffs „local disturbance history“, bezeichnet folglich die spezifische Stabilität bzw. Instabilität kleiner Bachbett-Bereiche während Geschiebe führender Hochwasser. Neben dem von uns erwarteten Einfluss der Sohlstabilität wird die Verteilung von wirbellosen Fließwasser-Tieren im Bachbett jedoch auch von Mikrohabitats-Parametern (wie z.B. der Wassertiefe oder der Fließgeschwindigkeit) beeinflusst (z.B. Osborne & Herricks., 1987; Barnuta, 1989). Derzeit ist noch unklar, ob diese Habitats-Parameter ebenfalls durch die lokale Sohlstabilität beeinflusst werden, und in welchem Ausmaß die Verteilung der Invertebraten im Bachbett direkt von der lokalen Sohlstabilität abhängt. Für den Einfluss der Sohlstabilität auf die Wirbellosen-Fauna wurden in Pilotstudien in einem Bach in Neuseeland (Kye Burn) schon erste Indizien gefunden (Matthaei & Townsend, 2000). Ausgehend von diesen Untersuchungen, die allerdings auf einer einzigen Probenahme basieren, lag der Fokus unserer Arbeit auf mehreren Probenahmen vor und nach mehreren Hochwassern und somit auf der zeitlichen Dynamik der Erholungsmuster der Invertebraten. Die Fragestellungen die sich dadurch ergeben, waren:

- 1) Gibt es einen Unterschied der Besiedlung der benthischen Invertebraten zwischen den verschiedenen Sohlstabilitäts-Kategorien?
 - a) Stellen stabile Stellen während oder kurz nach einem Hochwasser ein Refugium dar?
 - b) Werden gestörte Stellen nach einem Hochwasser bevorzugt besiedelt?
- 2) Welcher Faktor beeinflusst die Besiedlung der benthischen Invertebraten stärker, die kleinräumige Sohlstabilität oder die Mikrohabitats-Parameter?

2 Material und Methoden



Abbildung 1: Lage der Schriedlaine

Um das vermutete Zusammenspiel von Mikrohabitats-Parametern und Sohlstabilität zu untersuchen, bestimmten wir mit Hilfe von senkrecht ins Sediment eingeschlagenen Metallketten die von vier Geschiebe führenden Hochwassern verursachten kleinräumigen Bettumlagerungsmuster in der Schriedlaine, einem bayerischen Wildbach. Die Schriedlaine liegt ca. 65 km südlich von München bei Benediktbeuren am Alpenrand (Abb.1). Es handelt sich dabei um einen nährstoffarmen Wildbach, der für Wanderer relativ schwer zugänglich ist. Mittlere Regenschauer führen auf Grund des steilen Einzugsgebiets hier

schnell zu Hochwassern und sind, bedingt durch die niederschlagsreiche Alpenrandlage, relativ häufig. Unsere Untersuchungsstelle an der Schriedlaine war ca. 60 m lang und bei Normalabfluss lag die Breite zwischen fünf und zehn Metern. Die durchschnittliche Korngröße, gemessen über die gesamte Untersuchungsstrecke und den kompletten Untersuchungszeitraum, lag bei 70 mm. Der mittlere Abfluss betrug im Mittel 0,54 m³/s.

Um die kleinräumige Sohlstabilität, also die Kategorien „Auffüllung“, „Abtragung“ bzw. „Stabil“ quantifizieren zu können, benutzten wir so genannte Sedimentketten („scour chains“). Diese bestehen aus einem schweren Metallkopf, mehreren Kettengliedern, einer ca. 70 cm langen Schnur und einem daran befestigten Magneten (s.u.). Sie wurden mit Hilfe eines Metallrohres und eines Rammhammers soweit ins Sediment eingeschlagen, dass alle Kettenglieder versenkt waren. Insgesamt versenkten wir so an der Untersuchungsstelle 200 Ketten in 40 Transekten zu je vier bis sechs Ketten. Der Abstand zwischen den Ketten betrug dabei jeweils ca. einen Meter. Ketten, die nach einem Hochwasser keine Veränderung erfahren hatten, behandelten wir als stabile Bereiche (Abb.2, Mitte). Hatte sich sehr viel Sediment auf den Metallketten abgelagert (Auffüllung), benutzten wir ein Magnetsuchgerät – deshalb der Magnet an der Schnur –, um die Kette wieder finden zu können und um die ungefähre Dimension des abgelagerten Sediments abschätzen zu können (Abb.2, links). Befand sich eine Kette an einem Abtragungsstandort und wurde also durch ein Hochwasser teilweise freigelegt, konnte man das an den auf dem Sediment zu liegen kommenden Kettengliedern erkennen (Abb.2, rechts). Für die quantitative Invertebraten-Beprobung benutzten wir einen Surber-Sampler. Damit konnten

wir die Gesamtabundanz, die mittlere Taxazahl und die häufigsten Einzeltaxa in den drei Sohlstabilitäts-Kategorien bestimmen. Zusätzlich untersuchten wir an jeder Probestelle noch einige Mikrohabitats-Parameter: Mit dem Meterstab die Wassertiefe, per Auge die dominante Korngröße im Surber-Sampler und mit einem Flügelmessgerät sohlnahe und mittlere Fließgeschwindigkeit. Für einen anderen Teil des Projekts, an dem Gabriele Sigl arbeitet, wurden aus dem Surber-Sampler zwei Steine entnommen, auf denen die epilithische Algen-Biomasse mit verschiedenen Methoden bestimmt wurde (G. Sigl, Universität München, laufende Dissertation).

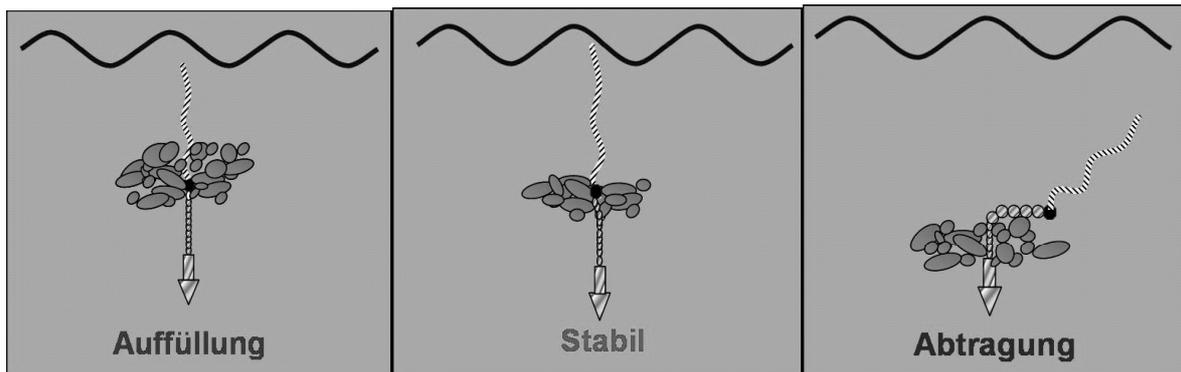


Abbildung 2: Die Lage der Sediment-Ketten in den drei Sohlstabilitäts-Kategorien

Unsere Probenahmen lagen zwischen Mai und Oktober 2001. In diesem Zeitraum ereigneten sich insgesamt vier Geschiebe führende Hochwasser; zwei relativ kleine zu Beginn der Untersuchung und später noch zwei größere. Dazwischen ereignete sich ein kleines „Zwischen-Hochwasser“, das eigentlich kaum zu Geschiebetrieb geführt hatte, aber für die Analyse unsere Daten später eine Rolle spielen sollte (siehe Abschnitt 3). Dadurch ergaben sich insgesamt 13 Probenahmen; vier an zufällig ausgewählten Stellen (n=8), wenn noch keine Umlagerung des Bachbetts stattgefunden hatte oder eine komplette Probenahme-Serie beendet war und neun Sohlstabilitäts-spezifische (n=5). Dabei versuchten wir, die Beprobungen jeweils kurz vor und dreimal nach den Hochwassern durchzuführen. Bei den beiden großen Hochwassern gelang uns dies auch.

Wie schon oben erwähnt, wurden zusätzlich zur Gesamtabundanz der Invertebraten und der mittleren Taxazahl pro Surber-Probe auch die häufigsten Einzeltaxa analysiert. Das waren die Taxa, die in mindestens 50% aller Proben vorkamen und dabei mindestens 0,5% Anteil an der Gesamtabundanz hatten. Die Tiere konnten hierbei auf Grund ihrer geringen Größe (< 2mm) meist nur bis auf Gattungsniveau bestimmt werden.

3 Ergebnisse und Diskussion

Um erste Tendenzen erkennen zu können, wurden die Daten zuerst graphisch aufgetragen (Abb. 3 und 4). Dabei ergab sich sowohl für die Gesamtabundanz und die

mittlere Taxazahl als auch für die meisten Einzeltaxa folgendes Bild: 1) Zu Beginn der Untersuchung waren die Abundanzen bzw. die mittlere Taxazahl relativ niedrig, bedingt durch das Einschlagen der Ketten. 2) Nur die zwei größten der vier Hochwasser führten überhaupt zu signifikanten Reduktionen der Invertebraten-Besiedlung und waren somit für die statistische Analyse relevant. 3) Die geringste Abundanz war oftmals in den Auffüllungs-Bereichen zu finden. 4) Nach den Reduktionen durch die beiden großen Hochwasser stiegen die Abundanzen in beiden Fällen nach der Störung wieder beständig an. Allerdings kam es nach dem „Zwischen-Hochwasser“ (20.-21.Juli) am 24. Juli in den meisten Fällen zu einer Art Stagnation der Abundanzen bzw. der mittleren Taxazahl. Das mag darauf zurückzuführen sein, dass die Biozönose durch das große, Geschiebe führende Hochwasser drei Wochen vorher schon gestresst war und deshalb auch auf ein kleineres Hochwasser ohne Geschiebetrieb reagierte.

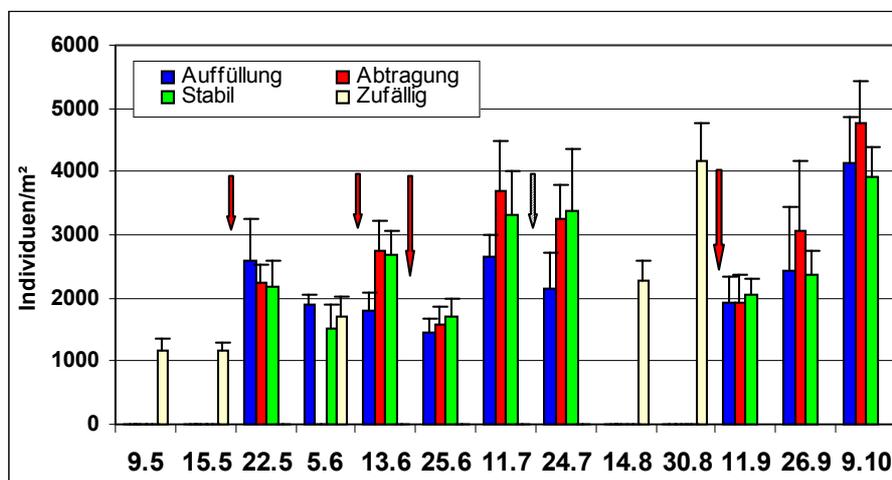


Abbildung 3: Graphische Darstellung der Gesamtabundanz pro m² in den drei Sohlstabilitäts-Kategorien. Die Pfeile stellen die vier Geschiebe führenden und das „Zwischen-Hochwasser“ dar

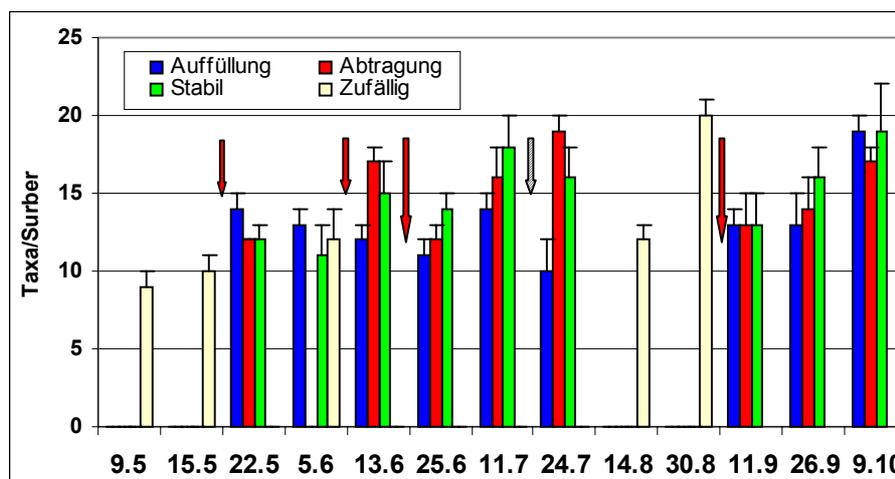


Abbildung 4: Graphische Darstellung der mittleren Taxazahl pro Surber-Probe in den drei Sohlstabilitäts-Kategorien. Die Pfeile stellen die vier Geschiebe führenden und das „Zwischen-Hochwasser“ dar.

Die statistische Auswertung führten wir mit Varianz- (ANOVA) und Kovarianzanalysen (ANCOVA) durch. Dabei fungierten die Invertebraten-Daten in beiden Analysewegen als abhängige Variable. In die Kovarianzanalyse wurden dann zusätzlich die Habitats-Parameter als Kovariablen miteinbezogen, um ihren Einfluss neben dem der Sohlstabilität abschätzen zu können. Bringt man die Ergebnisse dieser Analysen, gewertet nach ihrem prozentualen Anteil an Unterschieden hinsichtlich der Besiedlung, in eine Reihenfolge, so stellt man fest, dass beide Fließgeschwindigkeiten für die Invertebraten die wichtigsten Parameter waren (sohlnahe: 36%, mittlere: 30%). Die Korngröße war mit 24% zweit- bzw. dritt wichtigster Parameter. Die kleinräumige Sohlstabilität lag danach mit signifikanten Unterschieden zwischen den Patch-Typen in 18% aller analysierten Fälle noch vor der Algen-Biomasse (17%) der Wassertiefe (13%) und der Verwirbelung (12%), einem Quotienten aus beiden Fließgeschwindigkeiten. Zudem bestätigte sich der Trend aus den Graphiken, dass die geringste Abundanz meist in den Auffüllungs-Stellen zu finden war. Die meisten Effekte, zeitlich gesehen, zeigten sich bei beiden großen Hochwassern erst etwa einen Monat nach der Störung.

Im Vergleich zu den Ergebnissen aus der Pilotstudie aus Neuseeland (Matthaei & Townsend, 2000) stellten wir fest, dass sich die Effekte ebenfalls eher längerfristig auf die Biozönose auswirkten und dass es zu einer heterogenen Verteilung bedingt durch die Sohlstabilität kam. Allerdings ergaben sich in der Schmiedlaine deutlich weniger signifikante Effekte der Sohlstabilität auf die Invertebraten als in der Pilotstudie. Refugiumeffekte stabiler Bereiche ergaben sich so gut wie keine. Die relative Seltenheit signifikanter Sohlstabilitäts-Effekte in der Schmiedlaine mag teilweise auf die im Vergleich zur Pilotstudie deutlich geringere Anzahl an Parallelproben pro Sohlstabilitäts-Typ zurückzuführen sein ($n = 5$ an neun Probenahme-Daten statt $n = 15$ an nur einem Datum). Diese kleinere Stichprobengröße bedingte eine generell niedrigere Teststärke der verwendeten Statistik-Tests. Zum anderen lagen die Reduktionen der Invertebraten-Dichten in der Schmiedlaine selbst bei den beiden großen Hochwassern nur bei ca. 50% (im Kye Burn dagegen bei ähnlich großen Hochwassern bei ca. 70-90%, C.D. Matthaei, unveröffentlichte Daten). Das heißt, die Fauna der Schmiedlaine könnte durch die generell härteren Bedingungen und den permanenten Selektionsdruck besser an Störungen durch Hochwasser angepasst sein.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Zusammenfassend im Hinblick auf die Fragestellungen bleibt also zu sagen:

- 1) Die Habitats-Parameter Fließgeschwindigkeit und Korngröße erklärten den größten Anteil an Unterschieden der Besiedlung.
- 2) Die kleinräumige Sohlstabilität war danach der drittichtigste Parameter für die kleinräumige Verteilung der Invertebraten im Bachbett noch vor der Algen-Biomasse und der Wassertiefe.
- 3) In zukünftigen Studien zu Effekten der Sohlstabilität auf Bachinvertebraten sollte die Zahl der Replikate möglichst auf mehr als fünf erhöht werden.

Als weitere Habitats-Parameter werden wir noch die partikuläre organische Substanz (POM) und die Abundanzen der häufigsten Algentaxa in der Schmiedlaine auswerten. Auch diese Parameter könnten eine wichtige Rolle für die Verteilung der Invertebraten im Bachbett spielen. Vergleichend zur Schmiedlaine stehen außerdem noch die Auswertungen für eine mit identischer Vorgehensweise durchgeführte Studie am Kye Burn in Neuseeland und einer experimentellen Studie mit künstlichen Störungen an der Schmiedlaine aus. Nach den ersten Auswertungen scheinen sich hier unsere bisherigen Ergebnisse zu bestätigen.

Zum Abschluss möchten wir noch auf eine wichtige Limitation unserer Studie hinweisen. Sowohl in den Pilotstudien als auch in den Schmiedlaine-Untersuchungen wurden bisher lediglich Sohlstabilität und Habitats-Parameter untersucht. Der Einfluss von so wichtigen Faktoren wie Prädation oder Konkurrenz für häufig gestörte Fließgewässer wurde vernachlässigt und ist auch sonst weitgehend unbekannt. Dieser Zusammenhang zwischen Störungen und biotischen Interaktionen bleibt also weiterhin offen und könnte ein spannendes Thema zukünftiger Arbeiten sein.

5 Danksagung

Der vorliegende Artikel stellt eine kurze Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse der Diplomarbeit von Michael Effenberger dar. Der Erstautor möchte sich hiermit herzlich bei Prof. Sebastian Diehl, Dr. Christoph Matthäi, der gesamten Abteilung „Aquatische Ökologie“ und allen Helfern im Freiland, im Labor und zu Hause für ihre Unterstützung beim Anfertigen seiner Diplomarbeit bedanken.

6 Literaturverzeichnis

- Barmuta L.A. (1989) Habitat patchiness and macroinvertebrate community structure in an upland stream in temperate Victoria, Australia. *Freshwater Biology*, **21**, 223-236.
- Matthäi C.D. & Townsend C.R. (2000) Long-term effects of local disturbance history on mobile stream invertebrates. *Oecologia*, **125**, 119-126.
- Osborne L.L. & Herricks E.E. (1987) Microhabitat characteristics of *Hydropsyche* (Trichoptera: Hydropsychidae) and the importance of body size. *Journal of the North American Benthological Society*, **6**, 115-124.
- Townsend C.R. (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, **8**, 36-50.

Mehrjährige Untersuchungen an zwei Kleinbadeteichen in Sachsen

Hofmann, Reiner

Landesuntersuchungsanstalt für das Gesundheits- und Veterinärwesen Sachsen, Standort Chemnitz

e-mail: reiner.hofmann@lua.sms.sachsen.de

Keywords

Badegewässer, Ökobäder, Kleinbadeteiche, Badewasserhygiene, Gewässermikrobiologie

Einleitung

In den letzten Jahren sind Badeanlagen geschaffen worden, welche eine Zwischenstellung zwischen den zum Baden genutzten natürlichen Gewässern (Seen) und Staugewässern (Talsperren) einerseits und den Beckenbädern andererseits einnehmen. Bei den Gewässerbädern wird bekanntlich die Wasserqualität durch limnologische Prozesse bestimmt, während die Beckenbäder die technischen Möglichkeiten der mechanischen und chemischen Wasserbehandlung nutzen. In den Kleinbadeteichen wird nun versucht, angepasste naturnahe Prozesse für die Gewährleistung der Badewasserqualität einzusetzen.

Neben dem privaten Bereich finden solche Anlagen auch im gewerblichen und kommunalen Sektor zunehmend Anwendung. Jedoch ist ihre Eignung für eine Belastung durch eine größere Zahl von Badegästen umstritten.

Definition Kleinbadeteiche

Kleinbadeteiche werden auch als Bioteiche, Biobadebecken, Swimming-Teiche oder Ökobäder bezeichnet. Eine Definition dieser Bäder soll sie gegen andere Bäderarten abgrenzen.

Badewasserkommission [1]: (Zum Schwimmen und Baden) „künstlich angelegte Oberflächengewässer... In Bioteichen werden eingetragene organische Verunreinigungen infolge natürlicher Abbauprozesse biologisch abgebaut.“

Österreichisches Bäderhygienegesetz [2]: „Kleinbadeteiche... sind künstlich angelegte, gegenüber dem Grundwasser abgedichtete, mit oder ohne technische Einrichtungen versehene, entleerbare Teiche, deren Oberfläche kleiner als 1,5 ha ist und welche zum Baden bestimmt sind;...“

Aus der Schweiz sind bisher keine Bewertungskriterien für Kleinbadeteiche bekannt, jedoch werden diese Bäder von der Norm SIA 385/1 ausgeklammert [7].

Tabelle 1: Bewertungsparameter mit Grenz- (bzw. Richt-)werten für Kleinbadeteiche

Parameter	Empfehlung der BWK des UBA 10/98 [1]	Entwurf Schwimm- und BadebeckenVO 4. 8. 2000 [3]	Österreichische BäderhygieneVO 1998 [8]
<i>Escherichia coli</i> (n/100 ml)	100	100	100 (30)
Enterokokken (n/100 ml)	50	50	50 (20)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (n/100 ml)	10	10	--
Salmonellen (n/1000 ml)	--	--	0
Sichttiefe (m)	2	2	2
Sauerstoffsättigung (%)	--	--	mind. 80
Phosphat (gesamt) (mg/l P)	0,01	--	--
Wassertemperatur (°C)	--	<23	--
Wasserfläche (m ² /Badegast)	>5	--	--
Wasservolumen (m ³ /Badegast*Tag)	--	--	10...20 (größenabhängig)
Frisch(Füll-)wasser	60 m ³ /Badegast*Tag	10 m ³ /Badegast*Tag	10...1,5 % d.Ges.-vol. (größ.abh.)
Frisch(Füll-)wasserqualität	Bakt.: Trinkwasser	E. coli in 100 ml n. n. Gesamt-P 10 µg/l	frei von fäkaler Verunreinigung Gesamt-P 20 µg/l
Fläche des Regenerationsbereichs	--	> 50 % der Gesamtfläche	--
Umwälzleistung (n/Tag)	--	0,33	--

Bewertungsgrundlagen

Die Badewasserkommission des Umweltbundesamtes hat 1998 Empfehlungen für die hygienischen Anforderungen an künstliche Bioteiche, die als Badegewässer genutzt werden, erarbeitet [1]. Hier sind auch limnologische Parameter aufgeführt. Im Entwurf der Schwimm- und Badebeckenwasserverordnung vom 4. 8. 2000 [3] werden Kleinbadeteiche mit einbezogen und Daten für die Bewertung bzw. Belastung genannt. Die späteren Entwürfe der Schwimm- und Badebeckenwasserverordnung [4] haben die Bewertungsparameter für Kleinbadeteiche wieder ausgeklammert, da noch Forschungsbedarf besteht. Trotzdem sollen solche Objekte in die allgemeine hygienische Überwachung von Badewasser, wie es das Infektionsschutzgesetz [5] fordert, mit überwacht werden.

In Österreich werden Kleinbadeteiche durch die Bäderhygieneverordnung von 1998 [8] erfasst.

In der Tabelle 1 sind die Bewertungsparameter dieser drei „Quellen“ gegenübergestellt.

Untersuchte Objekte

Das „Ökobad Lindenthal“ liegt im Randbereich der Stadt Leipzig und ist seit 1999 in Betrieb. Auf dem Gelände eines ehemaligen Beckenbades entstand eine Anlage, dessen Ufer- und Bodenbereiche einem Flachgewässer „nachempfunden“ sind. Damit wird versucht, biologische Faktoren der Selbstreinigung zu etablieren. Außerdem wird das Wasser über eine Pflanzenkläranlage im Kreislauf geführt. Bild 1 zeigt den Grundriss der Anlage.

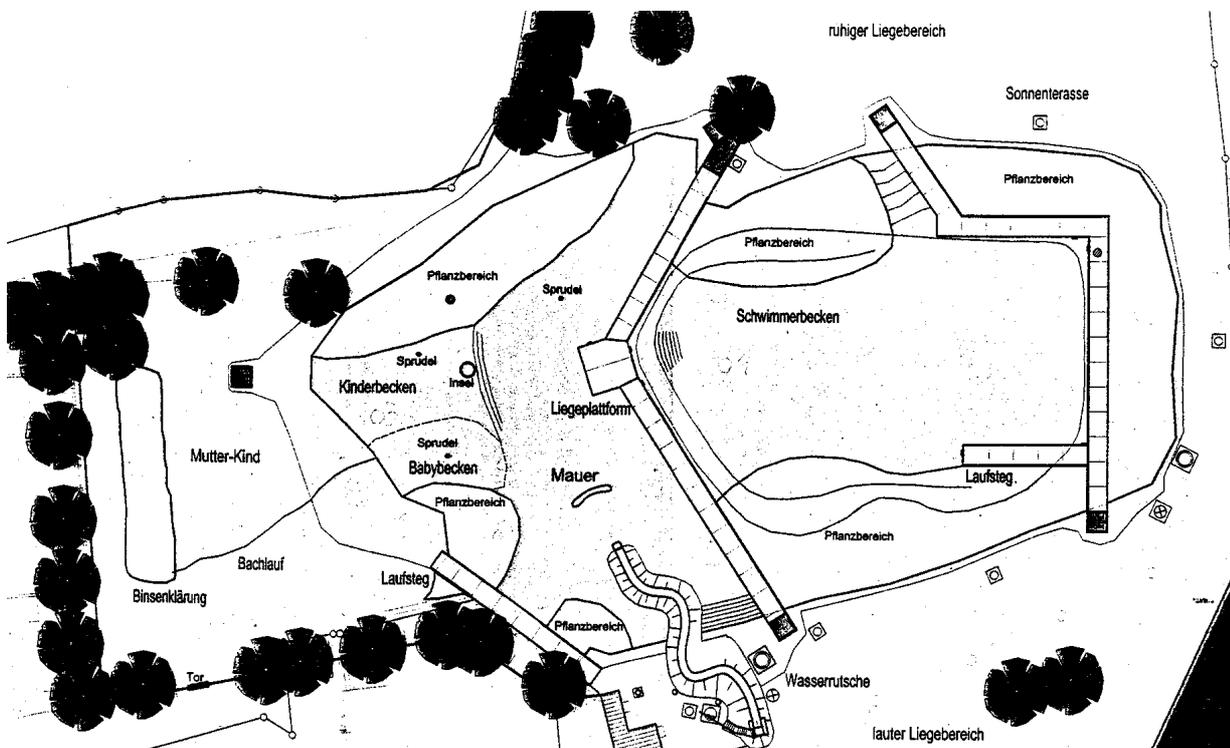


Bild 1: Grundriss des Ökobades Leipzig-Lindenthal

Demgegenüber besitzt das „Naturerlebnisbad Großenhain“ ein Badebecken, welches einem herkömmlichen Beckenbad gleicht. Es liegt im Landkreis Riesa-Großenhain und ist seit dem Jahr 2001 in Nutzung. Hier wird das Wasser aus dem Badebecken im Kreislauf über einen sogen. Regenerationsteich geführt, der mit Uferpflanzen und Submersen besetzt ist. Er besitzt eine Fläche von etwa zwei Drittel des Badebeckens und soll als Boden- und Pflanzenfilter wirken. Zusätzliche Belüftung und Mehrfachpassage sind möglich. Bei hoher Belastung durch Badegäste kann noch ein zusätzlicher Kreislauf über ein rückspülbare Filter eingeschaltet werden. Chemikalien als Flockungsmittel o. ä. kommen dort aber nicht zum Einsatz. Der Grundriß der Anlage ist in Bild 2 gezeigt.

Die allgemeinen und technischen Kenndaten beider Untersuchungsobjekte sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

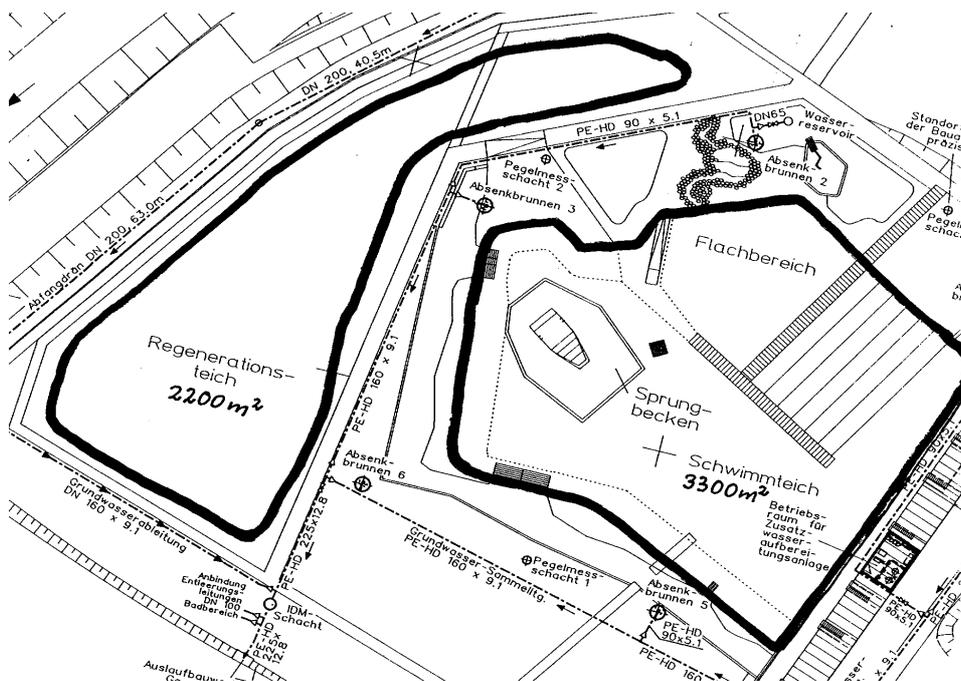


Bild 2: Grundriß des Naturerlebnisbades Großenhain

Tabelle 2: Technische Daten der Untersuchungsobjekte

	<i>Ökobad Lindenthal</i>	<i>Naturerlebnisbad Großenhain</i>
Baujahr	1998	2000/2001
Erste Badesaison	1999	2001
Gesamtwasserfläche	ca. 5000 m ²	5500 m ²
Nutzbare Wasserfläche	ca. 2500 m ²	3300 m ²
Wasservolumen	ca. 10 000 m ³	5000 m ³ (Schwimmteich)
Wassertiefe	3,50 m (maximal)	1,50 m (mittel); 4,00 m (maximal)
Fläche der Pflanzenkläranlage/Regenerationsteich	ca. 150 m ²	2200 m ²
Umwälzzeit über Pflanzenkläranlage/Regenerationsteich	ca. 1 Monat	ca. 9 Tage (lt. Projekt)
Höhenlage	130 m NN	115 m NN
Verhältnis Regenerationsbereich : Nutzwasserfläche	ca. 1 : 1	2 : 3
Regenerationsbereich	Pflanzenkläranlage, Uferbereich und Randzone	Regenerationsteich (belüftet), Filter (optional)
Pflanzen des Regenerationsbereichs	Emerse u. submerse Makrophyten	Emerse u. submerse Makrophyten
Boden im Badebereich	Folie, teilweise mit Kiesbedeckung	Folie mit Kiesbedeckung
zulässige Besucherzahl	1999: 300 gleichzeitig anwesend, ab 2000: 500	keine Begrenzung
Füllwasser	Trinkwasser	Trinkwasser, Tiefbrunnen (Uferfiltrat)

Untersuchungsmethoden

Die Untersuchungsdaten wurden im wesentlichen von den Beprobungen erhoben, welche die Gesundheitsämter im Rahmen ihrer hoheitlichen Kontrollen durchgeführt haben. Dabei stehen die hygienisch-mikrobiologischen Parameter im Vordergrund. Ergänzend werden aber auch chemische und physikalische Kenngrößen nach den standardisierten Methoden untersucht. Die quantitative Phytoplanktonanalyse wurde nach UTERMÖHL vorgenommen.

In der Regel erfolgte eine wöchentliche Probeentnahme im Zeitraum Anfang Mai bis Mitte September. Dabei wurden pro Termin bis zu 3 (Lindenthal) bzw. 7 (Großenhain) Entnahmepunkte beprobt.

Ergebnisse

Zunächst soll auf allgemeine und limnologische Befunde eingegangen werden.

In Zusammenfassung des gesamten Untersuchungszeitraums und der Befunde für beide Objekte kann festgestellt werden:

- Trotz unterschiedlicher Struktur ähneln sich die beiden Kleinbadeteiche in den hygienisch-mikrobiologischen Parametern, bei den chemischen Kenngrößen und auch im Planktonbild.

- Die mikrobiologischen und chemischen Parameter zeigen nur teilweise eine Abhängigkeit von der Belastung durch den Badebetrieb.
- Die hygienisch-mikrobiologischen und die chemischen Parameter zeigen keine Parallelität bzw. gegenseitige Abhängigkeit.
- Ein Trend im Saisonverlauf ist sowohl bei den chemischen als auch bei den hygienisch-mikrobiologischen Parametern nur bedingt erkennbar. Jedoch liegen die Verschmutzungsindikatoren Oxidierbarkeit und Trübung in der Folgesaison höher als in der vorangegangenen, so dass nach wenigen Jahren eine generelle Reinigung notwendig wird (Tabelle 3).

Tabelle 3: Ökobad Lindenthal Schwimmbereich – Maximalwerte

Parameter	Einheit	1999	2000	2001	2002
<i>Koloniezahl 20°</i>	KbE/ml	720	480	2720	736
<i>Koloniezahl 36°</i>	KbE/ml	144	528	1040	720
<i>Coliforme Keime MPN</i>	KbE/100 ml	92	>11000	>11000	1500
<i>Escherichia coli MPN</i>	KbE/100 ml	36	91	73	91
<i>Streptococcus faec. MPN</i>	KbE/100 ml	36	36	36	36
<i>Pseudomonas aeruginosa MPN</i>	KbE/100 ml	3	<3	<3	4
<i>Staphylococcus aureus</i>	KbE/100 ml	nicht in 100	in 100	in 100	nicht in 100
<i>E.-coli-Phagen</i>	pfu/100 ml	11	0	5	0
<i>VO-pH-Wert</i>		8,5	8,49	8,7	8,3
<i>Sichttiefe</i>	m	1,3	1,2	0,6	>2
<i>Oxidierbarkeit berechnet als O₂</i>	mg/l	4,16	4,4	6,62	4,1
<i>Nitrat</i>	mg/l	8	4	3	4
<i>Ammonium</i>	mg/l	0,06	0,06	0,23	0,09
<i>Trübung</i>	NTU	0,9	1	7,5	2,4

↑
Entschlammung, Neufüllung!

Phytoplankton trat in nennenswerter Konzentration erst ab dem zweiten Betriebsjahr auf. Hauptvertreter waren Cryptomonaden und Chlorococcales. Zeitweise waren auch Diatomeen (Familie Naviculaceae) stärker vertreten. Cyanophyceen waren bisher selten.

Phytoplanktonmaxima traten im Ökobad Lindenthal im August 2002 mit ca. 8 mm³/l durch *Volvox aureus* und im gleichen Zeitraum in Großenhain mit ca. 3 mm³/l durch *Oocystis spec.* und nicht determinierte Nannoplankter auf.

Das im Bad Großenhain über den Regenerationsteich des geleitete Wasser hat nur bei den größeren Phytoplanktern niedrigere Zellzahlen als im Schwimmbecken aufzuweisen. Kleine Formen zeigen kaum Unterschiede zu den Werten des Badebereichs. Beim Nitrat erfolgt hier eine deutliche Konzentrationsabnahme im Saisonverlauf.

Zur hygienischen Bewertung ist auszuführen:

Lindenthal 1999-2002: Bei der Untersuchung von Fäkalindikatoren und Krankheitserregern entsprachen bei 844 Einzeluntersuchungen nur 1,7 % nicht den Empfehlungen nach [1].

Großenhain 2001-2002: Bei 933 Einzeluntersuchungen überschritten 9,8 % die Grenzwerte der Empfehlung der Badewasserkommission.

Die Bewertung nach hygienisch-ästhetischen Gesichtspunkten, besonders Sichttiefe, ergibt für Lindenthal höhere Beanstandungsquoten als bei den mikrobiologischen Kriterien. In Großenhain wurde der Grenzwert für die Sichttiefe bisher nicht unterschritten.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Schlussfolgerungen

Die untersuchten Kleinbadeteiche stellen kein höheres gesundheitliches Gefährdungspotential für die Badegäste als ein zum Baden genutztes belastetes Flachgewässer der Region dar. Wie aus der Entwicklung des Bades Lindenthal ableitbar ist, zeigt sich nach etwa 3 Betriebsjahren eine so starke Sedimentablagerung („Verschlammung“), dass ein Ablassen und eine Grundreinigung (sowie Neubepflanzung) notwendig wird.

Tabelle 4: Grenzwertüberschreitungen nach den Parametern der Badewasserkommission [1]

Parameter	Ökobad Leipzig			Naturerlebnisbad Großenhain		
	Gesamtproben	Proben GWÜ	% GWÜ	Gesamtproben	Proben GWÜ	% GWÜ
<i>Escherichia coli</i>	214	3	1,4	234	46	19,7
<i>Enterokokken</i>	214	6	2,8	231	3	1,3
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	214	0	0,0	234	39	16,7
<i>Staphylococcus aureus</i>	202	5	2,5	234	3	1,3
Gesamt	844	14	1,7	933	91	9,8
<i>Sichttiefe</i>	123	21	17,1	237	0	0,0

Die 1999 formulierten Fragen [6] können auch heute noch nicht abschließend beantwortet werden. Als Nachteile der Kleinbadeteiche gegenüber den Beckenbädern nach DIN 19643 gelten weiterhin:

- Es sind keine Sofortparameter zur Beurteilung der bakteriologischen Wasserqualität (Chlorkonzentration, Redoxpotential) verfügbar.
- Das Vorkommen von Krankheitserregern einschließlich das von Parasiten und Parasitenstadien (Cryptosporidien, Giardien, Zerkarien usw.) kann nicht ausgeschlossen werden.
- Ein biologisches System kann nur langsamer als ein technisches reagieren.
- Die hydraulischen Prozesse im Gewässerkörper sind nur schwer kontrollierbar, so dass austauscharme Todräume resultieren können.
- Die notwendigerweise größere nutzerbezogene Wasserfläche führt zu einer Kapazitätsverringerng.

Die von Projektanten und Bauunternehmen postulierte Einsparung von Bau- und Betriebskosten (einschließlich Personal) im Vergleich mit Beckenbädern kann bisher nicht bestätigt werden.

Zweifellos bieten jedoch Kleinbadeteiche für spezielle Nutzer einen besonderen Erlebnisbereich. Im allgemeinen Ökologisierungsbemühen sind sie positiv zu bewerten. Für Schulschwimmen u. ä. Nutzungen sollten sie jedoch nicht vorgesehen werden.

Die von der BWK vorgeschlagenen Grenzwerte [1] können nach den vorstehenden Ergebnissen nicht als zu streng angesehen werden.

Zur Abschätzung der Leistung der einzelnen (Selbst)-Reinigungskompartimente sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Literatur

- [1] Badewasserkommission beim UBA: Hygieneanforderungen an künstliche Bioteiche, die als Badegewässer benutzt werden. Bundesgesundhbl. (1998) 10, 441-443.
- [2] Bundesgesetz v. 6. 5. 1976 über die Hygiene in Bädern, Sauna-Anlagen, Warmluft- und Dampfbädern, Kleinbadekabinen und über die Wasserqualität von Badestellen (Bäderhygienegesetz- BHygG). BGBl. Nr. 254/1976, zuletzt geändert durch [Ö]BGBl. I Nr. 21/1997.
- [3] Bundesministerium für Gesundheit:: Verordnung über die Qualität von Schwimm- und Badebeckenwasser (Schwimm- und Badebeckenwasserverordnung – SchwBadebwV) Entwurf 4. August 2000. unveröffentlicht.
- [4] Bundesministerium für Gesundheit:: Verordnung über die Qualität von Schwimm- und Badebeckenwasser (Schwimm- und Badebeckenwasserverordnung – SchwBadebwV -) 2. Referentenentwurf. März 2002. unveröffentlicht.
- [5] Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen (Infektionsschutzgesetz –(IfSG). In: Gesetz zur Neuordnung seuchenrechtlicher Vorschriften (Seuchenrechtsneuordnungsgesetz – SeuchRNeuG) vom 20. Juli 2000. BGBl. I, Nr. 33, S. 1045.
- [6] Hofmann, R.: Ökobäder - ein neuer Typ von Badegewässern? Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tätungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing 2000, S. 982-988.
- [7] Schweiz. Ingenieur- und Architekten-Verein (Herausg.): Norm SIA 385/1. Wasser und Wasseraufbereitungsanlagen in Gemeinschaftsbädern. Zürich 2000.
- [8] Verordnung der Bundesministerin für Arbeit, Gesundheit und Soziales über Hygiene in Bädern, Sauna-Anlagen, Warmluft- und Dampfbädern sowie Kleinbadeteichen und die an Badestellen zu stellenden Anforderungen (Bäderhygieneverordnung - BHygV). [Ö]BGBl. II Nr. 420/1998, 3147-3170.

Datensammlung für eine Rote Liste und Florenliste der Zieralgen und Diatomeen Berlins

Kusber, Wolf-Henning¹, Regine Jahn¹ & Ursula Geissler²

¹Botanischer Garten und Botanisches Museum Dahlem,
Freie Universität Berlin, Königin-Luise-Str. 6-8, D-14191 Berlin
e-mail: w.h.kusber@bgbm.org, r.jahn@bgbm.org

²Institut für Biologie, Systematische Botanik und Pflanzengeographie,
Freie Universität Berlin, Altensteinstr. 6, D-14195 Berlin

Keywords: Algen, Desmidiiales, Diatomeen, Gewässerbewertung, Naturschutz, Rote Liste

1. Rote Listen und Florenlisten der Mikroalgen

Die Entwicklung der Roten Listen der limnischen Algen in der Bundesrepublik Deutschland und Berlin wurde von KUSBER & JAHN (2001) zusammengefasst. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt (Stand 2002) existieren nur für Charales Länderlisten neben der Bundesliste (SCHMIDT ET AL. 1996). Neuere Bundeslisten wurden für Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) durch KNAPPE ET AL. (1996) und für Vaucheriaceae durch MOLLENHAUER (1996) erarbeitet.

Für einzellige Mikroalgen wurden 1996 erstmals Bundeslisten vorgelegt. Die Liste von LANGE-BERTALOT (1996) für limnische Kieselalgen (Diatomeen, Bacillariophyceae) ist besonders wichtig, da alle stehenden und fließenden Gewässer, vom Kleinstgewässer bis den WRRL-Gewässern, egal ob mit oder ohne submerse Vegetation, einer Bewertung mit diesem Werkzeug zugänglich werden. Die Stärken der Liste für Zieralgen (Desmidiiales), durch GUTOWSKI & MOLLENHAUER (1996) erstellt, liegen besonders in den Bewertungsmöglichkeiten gefährdeter Moorstandorte, die zu den schwer bis gar nicht regenerierbaren Biotoptypen gehören.

1.1 Rote Listen als Werkzeug und deren Gebrauch

Bereits kurz nach Erscheinen der Bundesliste für Desmidiiales wurde eine Auswertung auf der Basis der Daten aus SCHEER & KUSBER (1997a) publiziert (SCHEER & KUSBER 1997b). Anhand verschiedener Datensätze zu Fundangaben von Bacillariophyceae und Desmidiiales aus Moorgewässern Berlins und Hessens sowie weiteren Gewässern wurde geprüft, welche Auswertungsmöglichkeiten bestehen. Dabei wurde ein standardisiertes Verfahren zum Umgang mit und zur Auswertbarkeit von Einträgen in Florenlisten erarbeitet. Neben der Auswertung der Anteile von Rote-Liste-Arten an der Gesamtflora eines Gewässers oder Gebietes, erwiesen sich die Roten Listen als geeignet, benachbarte Gewässerstandorte und zeitlich unterschiedliche Proben eines Gewässers relativ zueinander zu bewerten (KUSBER 2001). Die Tatsache, dass jeweils nur eine Bundesliste vorliegt – und der damit verbundene Mangel an räumlich und zeitlich hochauflösenden Auswertungen – stand am Anfang des Versuches, die vorliegenden Daten der Berliner Algenflora für die Erstellung von Berliner Roten Listen für Desmidiiales und Bacillariophyceae zu nutzen.

2. Datensammlung: Die Algenflora von Berlin

Eingebunden in Arbeiten zu Veränderungen der Algenflora und deren Ursachen (GEISSLER 1988, 1991) entstand eine Datensammlung zu Algenfunden aus Berlin seit dem ersten Algenfund durch Willdenow im Jahr 1787 bis zu Funden aus 1997. Im Folgenden wird ein Beispiel aus der Algenflora Berlins (GEISSLER unpubl.) wiedergegeben und kommentiert:

Euastrum apiculatum Ehrenb.
 -> ***Micrasterias apiculata* (Ehrenb.) Menegh. ex Ralfs**
 Ehrenberg 1838
 Berlin

***Micrasterias apiculata* (Ehrenb.) Menegh. ex Ralfs**
 vgl. *Euastrum apiculatum* Ehrenb.
 Anonymus 1934
 Krumme Laake

Folgender Informationsgehalt steht hinter diesen bibliographischen Einträgen: Für *E. apiculatum* und *M. apiculata* gibt es jeweils eine Quelle mit Berliner Funddaten. *E. apiculatum* verweist auf den in dieser Liste akzeptierten Namen *M. apiculata*. Der Eintrag von EHRENBURG (1838) bezieht sich auf zwei Funde vom 20. Juni 1832 und vom 24. Juli 1834, die dokumentiert, aber nicht näher lokalisiert sind. Danach wurde das Taxon nur noch einmal während einer Exkursion 1934 genannt, deren Protokoll undokumentiert ist, das aber auf Bestimmungen der damals neuesten Fachliteratur zurückgeht (vgl. SCHEER & KUSBER 1997a).

2.1 Methodik der Berliner Roten Listen

Tabelle 1: Vergleich der IUCN-Kategorien mit den in den Bundeslisten (GUTOWSKI & MOLLENHAUER 1996, LANGE-BERTALOT 1996) und in Berlin verwendeten Kategorien (in Anlehnung an SCHNITTLER & LUDWIG 1996).

IUCN Kategorie (IUCN-Symbol)	Symbol	Kategorie (Deutschland)	Symbol (Berlin)	Anmerkungen zu den Berliner Listen
extinct in the Wild (EW)	0	ausgestorben/ verschollen		in Berlin nicht vergeben (siehe aber H und S)
-	-	-	H, S	H: nur historische Proben vor 1975, S: nur in Sedimenten
endangered (E)	1	vom Aussterben bedroht	-	in Berlin nicht vergeben
vulnerable (V)	2	stark gefährdet	-	in Berlin nicht vergeben
vulnerable (V)	3	gefährdet	-	in Berlin nicht vergeben
conservation dependent (CD)	G	Gefährdung anzunehmen	G	vergeben für bundesweit gefährdete Taxa, die in Berlin nur in gefährdeten Biotopen vorkommen
rare (R)	R	extrem selten	-	in Berlin nicht vergeben
near threatened (NT)	V	zurückgehend, Vorwarnliste	V	für Taxa vergeben, die nach 1975 nur noch vereinzelt nachgewiesen wurden, vorher dagegen häufiger
not threatened	*	derzeit ungefährdet	*	in Berlin vergeben
not threatened	**	mit Sicherheit ungefährdet	**	in Berlin vergeben
data deficient (DD)	D	Daten mangelhaft	D	siehe Text
-	°	im Gebiet zu erwarten	°	siehe Text

Für die Auswertung der Florenliste von U. Geissler waren folgende Kriterien wesentlich: welche Taxa wurden wo, wann und wie häufig nachgewiesen. Als besonders aussagekräftig wurden Funde angesehen, die mehrfach in ökologisch gut charakterisierten Gewässertypen gefunden wurden, so kann aus häufigen Funden aus dem Berliner Netz der Spreekanäle (JAHN 1990) darauf geschlossen werden, dass ein Taxon in Berlin nicht gefährdet ist. Auf der anderen Seite gibt es zahlreiche Taxa, die ausschließlich aus gefährdeten Moorstandorten bekannt sind, bei denen eine Gefährdung anzunehmen ist (G), die Datenlage ist allerdings nicht ausreichend, um zwischen den Kategorien 1, 2 und 3 differenzieren zu können. Die Kennzeichnung „D“ wurde vergeben, wenn zu wenig oder mit den ökologischen Ansprüchen des Taxons in Widerspruch stehende Befunde vorliegen.

Die Kategorie „0“, die für Mikroalgen zwar in Österreich (LENZENWEGER 1999), aus methodischen Erwägungen aber nicht in der Bundesrepublik Deutschland für Mikroalgen vergeben wurde (GUTOWSKI & MOLLENHAUER 1996, LANGE-BERTALOT 1996), wird auch für Berlin nicht vergeben. Allerdings ist auffällig, dass 59 Taxa der Kieselalgen und 104 Taxa der Desmidiales ausschließlich vor 1975 gefunden wurden. Diese Funde werden als historische Funde mit „H“ gekennzeichnet. In einigen Fällen liegen die letzten Funddaten weniger als 40 Jahre zurück, so dass die strengen Kriterien von SCHNITTLER & LUDWIG (1996) für die Kategorie „0“ nicht erfüllt werden. Der Anteil an tatsächlich ausgestorbenen Taxa an der Berliner Kategorie „H“ ist nicht zu ermitteln. Die Kategorie „S“ umfasst Kieselalgentaxa, die nur in Sedimenten gefunden wurden, wobei die gesamte nacheiszeitliche Entwicklung bis zu jüngsten Sedimenten umfasst wird.

Die Kennzeichnung der im Gebiet zu erwartenden Taxa, ursprünglich von LANGE-BERTALOT (1996) verwendet, um Taxa zu nennen, für die konkrete Fundnachweise bisher fehlen, wurde in Berlin für Funde aus Berliner Luft adaptiert. Bei den Arbeiten von BAUMANN (1979) wurden zahlreiche Algentaxa aus der Berliner Luft herausgefiltert, die in keinem Berliner Gewässer bisher nachgewiesen wurden. Einige dieser Taxa liessen sich kultivieren, so dass ein Vorkommen an geeigneten Berliner Standorten anzunehmen ist (°).

2.2 Rote Liste und Florenliste der Zieralgen von Berlin

Aus der vorläufigen Roten Liste und Florenliste der Zieralgen von Berlin, die mehr als 200 Einträge enthalten wird, ist eine kleine repräsentative Auswahl getroffen (Tabelle 2). Ein Teil der in der Bundesliste (GUTOWSKI & MOLLENHAUER 1996) als gefährdet oder stark gefährdet eingestuften Taxa konnte in Berlin ausschließlich in den wenigen verbliebenen Moorstandorten nachgewiesen werden und wird dann, da ein kontinuierliches Monitoring in Berlin fehlt mit „G“ eingestuft. Bei etwa der Hälfte der Desmidiales-Taxa in Berlin gibt es nur historische Nachweise wie bei den hier genannten *Micrasterias*-Taxa. Bundesweit als ungefährdet angesehene Taxa sind von verschiedenen, meist eutrophen Standorten in Berlin bekannt, wenn nur ein Nachweis erbracht wurde, muss die Datenlage als mangelhaft angesehen werden. Selten tritt, wie bei *Desmidium swartzii* der Fall auf, dass ein bundesweit als ungefährdet angesehenes Taxon in Berlin ausschließlich aus gefährdeten Biotopen bekannt ist, hier ist nach der Datenlage eine Gefährdung anzunehmen. Wo möglich, sollen in die Liste ökologische Einstufungen der Taxa nach COESEL (1998) eingearbeitet werden.

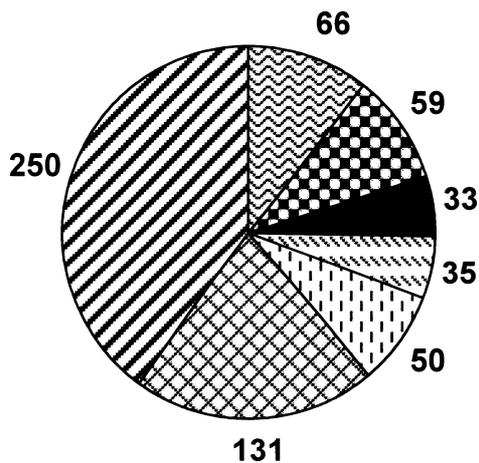
Tabelle 2: Beispiele aus der vorläufigen Roten Liste und Florenliste der Zieralgen von Berlin.

Taxon	Deutschland	Berlin
<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehrenb. ex Ralfs	*	*
<i>Closterium striolatum</i> Ehrenb. ex Ralfs var. <i>striolatum</i>	3	G
<i>Cosmarium regnellii</i> var. <i>pseudoregnellii</i> (Messik.) Willi Krieg. et Gerloff	D	G
<i>Desmidium swartzii</i> (C. Agardh) C. Agardh ex Ralfs var. <i>swartzii</i>	*	G
<i>Micrasterias apiculata</i> (Ehrenb.) Menegh. ex Ralfs	2	H
<i>Micrasterias crux-melitensis</i> (Ehrenb.) Hassall ex Ralfs var. <i>crux-melitensis</i>	3	H
<i>Staurastrum punctulatum</i> Bréb. in Ralfs var. <i>punctulatum</i>	*	D

2.3 Rote Liste und Florenliste der Diatomeen von Berlin

Die vorläufige Rote Liste und Florenliste für Berlin umfasst insgesamt 624 Taxa (Abb. 1) im Gegensatz zu 1437 Taxa der Bundesliste (LANGE-BERTALOT 1996). Die Anteile ungefährdeter Taxa ist in Berlin größer, der Anteil gefährdeter Taxa ist deutlich geringer als in der Bundesliste. Mit zusammen 20 % ist der Anteil der Berliner Taxa, die nur aus historischen Proben oder nur aus Sedimenten bekannt sind, relativ hoch. Abb. 2 zeigt, dass der Anteil oligotropher Taxa bei diesen Gruppen besonders hoch ist.

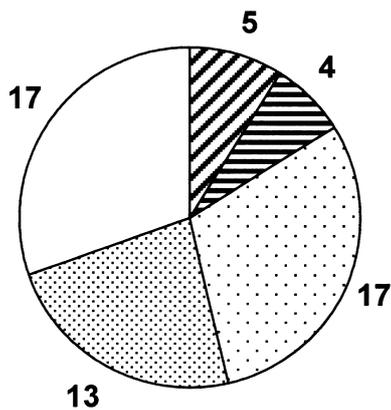
Diatomeen Berlins (624 Taxa eingestuft)



- ☒ S (nur in Sedimenten)
- ☒ H (nur in historischen Proben)
- G (Gefährdung anzunehmen)
- ☒ V (zurückgehend)
- ° (Vorkommen anzunehmen)
- ☒ D (Daten mangelhaft)
- ☒ */** (nicht gefährdet)

Abb. 1. Taxazahlen der vorläufigen Florenliste und Roten Liste der Diatomeen Berlins nach Gefährdungskategorien.

a.



b.

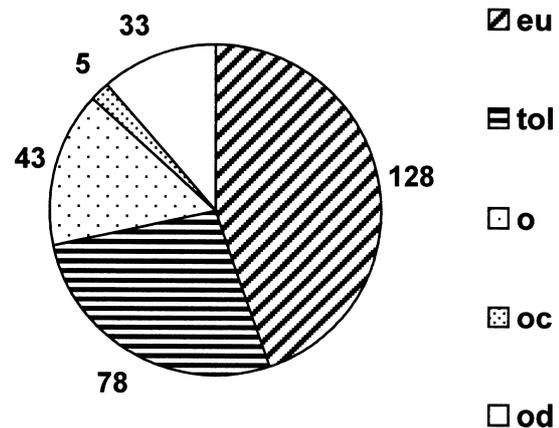


Abb. 2. Anteile der nach der Trophie eingestuft Taxa der Berliner Diatomeenflora (Einstufung nach LANGE-BERTALOT 1996).

2a. Taxa, die ausschließlich in historischen Proben (vor 1975) oder ausschließlich in Sedimenten gefunden wurden (56 Taxa).

2b. Taxa, die nach 1975 nachgewiesen wurden (287 Taxa).

eu: eutraphent, tol: tolerant, o: oligotraphent, oc: oligotraphent in kalkhaltigen Gewässern, od: oligotraphent in sauren, mehr bis weniger huminreichen Gewässern.

2.5 Zusammenfassung

Die Florenlisten der Berliner Algen ist abgeschlossen (GEISSLER unpubl.). Die Roten Listen der Diatomeen und Zieralgen Berlins sind in Arbeit. Sie sollen sich als Hilfswerkzeuge in Verbindung mit den Bundeslisten zu einer differenzierteren regionalen Einschätzung von Artenvorkommen eignen. Sie zeigen einerseits Verluste im Arteninventar an, andererseits einen erheblichen Forschungsbedarf auf.

3. Ausblick

Informationen zur fertiggestellten Roten Liste und Florenliste der Algen Berlins werden über das „AlgaTerra Informationssystem“ [<http://www.algaterra.org>] bereitgestellt. Ziele des BMBF-geförderten Internet-Datenbankprojektes wurden in KUSBER & JAHN (2002a) zusammengefasst und werden auf der o.g.

Homepage aktualisiert. Das Datenmodell (BERENDSOHN 2002), des im Aufbau befindlichen Informationssystems ist im Internet publiziert und dokumentiert. Eine inhaltliche Neuerung ist die Bereitstellung einer kommentierten Liste von Diatomeen-Namen von H. Lange-Bertalot, Mitarbeitern und Kollegen (KUSBER & JAHN 2002b).

4. Literatur

- BAUMANN, L.H. 1979: Verbreitung von Algen durch Luftströmungen. – Inaugural-Dissertation am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin.
- BERENDSOHN, W.G. 2002: The BGBM Taxonomic Information Model [<http://www.bgbm.org/biodivinf/docs/bgbm-model/>].
- COESEL, P.F.M. 1998: Sieralgen en Natuurwaarden. – Wetenschappelijke Mededeling **224**: 1-56.
- EHRENBERG, C.G. 1838: Die Infusionstierchen als vollkommene Organismen. – Leipzig.
- GEISSLER, U. 1988: Some changes in the flora and vegetation of algae in freshwater environments. – Helgoländer Meeresuntersuch. **42**: 637-643.
- GEISSLER, U. 1991: Zu Veränderungen in der Algenflora und zur Situation von Roten Listen in Berlin (West). – Landschaftsentw. & Umweltforsch., Schriftenreihe Fachbereich Landschaftsentw. Techn. Univ. Berlin **S 6**: 125-128.
- GUTOWSKI, A. & MOLLENHAUER, D. 1996: Rote Liste der Zieralgen (Desmidiaceae) Deutschlands. – Schriftenreihe Vegetationsk. **28**: 679-708.
- JAHN, R. 1990: Untersuchungen zur benthischen Diatomeenflora und -vegetation der Spree und angrenzender Kanäle im innerstädtischen Gebiet von Berlin (West). – Inaugural-Dissertation am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin.
- KNAPPE, J., GEISSLER, U., GUTOWSKI, A. & FRIEDRICH, G. 1996: Rote Liste der limnischen Braunalgen (Fucophyceae) und Rotalgen (Rhodophyceae) Deutschlands. – Schriftenreihe Vegetationsk. **28**: 609-623.
- KUSBER, W.-H. 2001: Mikroalgen und Naturschutz – Rote Listen, Bewertungsinstrumentarium und Auswertungsansätze. – Ökologie & Umweltsicherung **21**: 197-228.
- KUSBER, W.-H. & JAHN, R. 2001: Rote Listen limnischer Algen, Stand der Bearbeitung (Beitrag zur "Fachdiskussion über eine Neuauflage der Roten Liste des Landes Berlin" am 3.5.2001 beim Landesbeauftragten für Naturschutz und Landschaftspflege, Berlin) [URL: <http://www.bgbm.org/jahn/RoteListenAlgen.htm>].
- KUSBER, W.-H. & JAHN, R. 2002a: Standards für die Artidentifikation in der Limnologischen Forschung. – Pp. 858-863. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Jahrestagung 2001 (Kiel). Tutzing.
- KUSBER, W.-H. & JAHN, R. 2002b: Annotated list of diatom names by Horst Lange-Bertalot and co-workers. – Version 2.0 [http://www.algaterra.org/Names_Version2_0.pdf].
- LANGE-BERTALOT, H. 1996: Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. – Schriftenreihe Vegetationsk. **28**: 633-677.
- LENZENWEGER, R. 1999: Rote Liste gefährdeter Zieralgen (Desmidiaceae) Österreichs. 2. Fassung. – Pp. 276-281. In: NIKLFELD, H. (ed.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Wien.
- MOLLENHAUER, D. 1996: Rote Liste der Schlauchalgen (Vaucheriaceae) Deutschlands. – Schriftenreihe Vegetationsk. **28**: 625-632.
- SCHEER, T. & KUSBER, W.-H. 1997a: Bestandsveränderungen der Desmidiaceen im Naturschutzgebiet Barssee und Pechsee (Berlin) in den letzten sieben Jahren unter anthropogenen Einflüssen. – Nova Hedwigia **65**: 385-409.
- SCHEER, T. & KUSBER, W.-H. 1997b: Phykologische Untersuchung eines Berliner Kesselmooses. – Pp. 582-586. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (ed.): Tagungsbericht 1996 (Schwedt/Oder). Krefeld.
- SCHMIDT, D., VAN DER WEYER, K., KRAUSE, W., KIES, L., GARNIEL, A., GEISSLER, U., GUTOWSKI, A., SAMIETZ, R., SCHÜTZ, W., VAHLE, H.-C., VÖGE, M., WOLFF, P. & MELZER, A. 1996: Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands (2. Fassung, Stand: Februar 1995). – Schriftenreihe Vegetationsk. **28**: 547-576.
- SCHNITTLER, M. & LUDWIG, G. 1996: Zur Methodik der Erstellung Roter Listen. – Schriftenreihe Vegetationsk. **28**: 709-739.

Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität für benthische Algen, Primärproduktion und benthische Bakterien im Fließgewässer

Sigl, Gabriele; Matthaei, Christoph & Townsend, Colin*

Ludwig-Maximilians-Universität München,
Department Biologie II, Abteilung Aquatische Ökologie,
Karlstrasse 23-25, 80333 München,
Tel: 089/5902-245, Fax: 089/5902-461, E-Mail: G.Sigl@uni-muenchen.de
*University of Otago, Department of Zoology, Dunedin, New Zealand

Keywords: Benthos, lokale Sohlstabilität, Algen, Bakterien, Primärproduktion, DAPI, Fließgewässer

1 Einleitung

Die Bedeutung kleinerer Hochwasser für die räumliche und zeitliche Dynamik benthischer Organismen im Fließgewässer ist noch relativ wenig erforscht [Townsend 1989]. Diese in den meisten Fließgewässern recht häufigen Ereignisse erzeugen meist ein kleinräumiges Mosaik von Abtragungs-, Auffüllungs- und stabilen Bereichen im Bachbett [Matthaei & Townsend 2000]. Welche Effekte hat nun diese lokale Bettstabilität auf Algen und Bakterien?

Unserer Arbeit sind Pilotstudien vorausgegangen. Matthaei et al. 2000 fanden im Kye Burn in Neuseeland direkt nach Hochwassern signifikant höhere Invertebratendichten auf stabilen als auf gestörten Steinen. Außerdem konnten in einer weiteren Studie Langzeit-Effekte der lokalen Sohlstabilität auf die Invertebraten nachgewiesen werden.

Die lokale Bettumlagerung hat auch für benthischen Algen Auswirkungen. Dies wurde in einer Pilotstudie in der Isar bei München nachgewiesen [Guggelberger 2000], Matthaei et al., in review]. Hier wurde kurz nach einem Hochwasser die höchste Algenbiomasse in stabilen Sohlbereichen gefunden. Ein Monat nach dem Hochwasser wurden die Abtragungsbereiche bevorzugt, drei Monate danach wurde in den Auffüllungsbereichen die höchste Biomasse gefunden.

In den Pilotstudien konnten jeweils häufige Effekte in bezug auf die Sohlstabilität nachgewiesen werden. Da aber in diesen Arbeiten lediglich eine geringe Anzahl an Probenahmen möglich war, wurde in der vorliegenden Studie alle ein- bis zwei Wochen beprobt, sowie mehrere Mikrohabitatparameter pro Probenahmestandort gemessen. Unsere Studie wurde an zwei Bächen durchgeführt, ein Bach befand sich in Deutschland im Voralpenland bei Benediktbeuern, ein weiterer auf der Südinsel Neuseelands in Zentral Otago. Wir erwarteten nun, dass die kleinräumige Verteilung der benthischen Algen und Bakterien im Bachbett noch stärker von der lokalen Sohlstabilität abhängt als die der Invertebraten, denn Algen und Bakterien sind viel kleiner und sessiler als die meist sehr mobilen Fließwasser-Invertebraten [Matthaei et al., in review]. Außerdem vermuteten wir, daß stabile Sohlbereiche Algen und Bakterien als Refugium zur Wiederbesiedelung nach Hochwassern dienen.

2 Material und Methoden

Um die kleinräumigen Bettumlagerungsmuster bestimmen zu können wurden zunächst Sedimentketten senkrecht, mit Hilfe eines Rohres und 16-kg-Rammhammers im Abstand von jeweils 1m in einer systematischen Anordnung in das Sediment der beiden Bäche eingebracht.

Die Ketten bestehen aus einer Schnur, einem Magneten zur besseren Auffindbarkeit nach Hochwassern, Kettengliedern sowie einem Metallkopf. Die Ketten wurden bis zum Magneten in das Sediment eingebracht (Abb. 1, links). Bei Auffüllung kann man an der Schnur abmessen, wie viel Material aufgetragen wurde (Abb. 1, Mitte). Bei Abtragung (Abb. 1, rechts) zählt man die zusätzlich freigelegten Kettenglieder um die Differenz nach Hochwassern zu errechnen. So kann man nach jedem Hochwasser die lokalen Sohlumlagerungsmuster genau bestimmen.

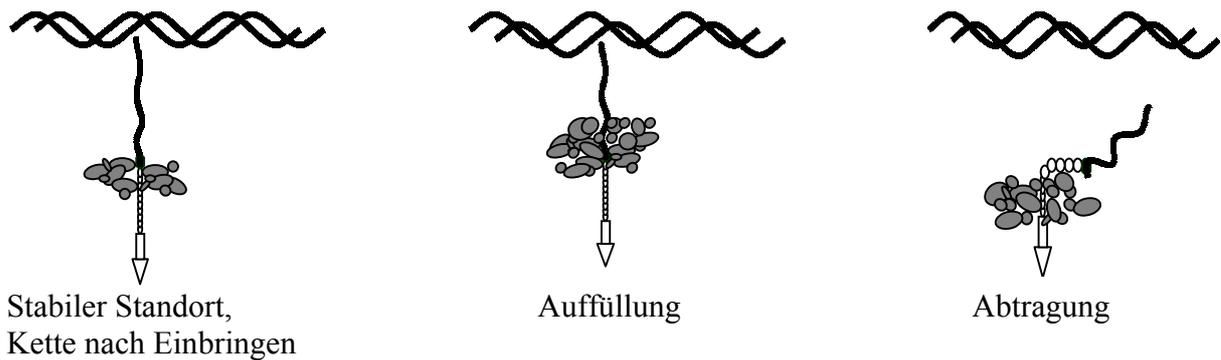


Abbildung 1. schematische Darstellung der verschiedenen Sohlstabilitätstypen: Stabil, Auffüllung und Abtragung

Im Rahmen einer parallel durchgeführten Studie wurden mit Hilfe eines Surber-Samplers (Grundfläche 25x25cm) quantitative Invertebraten-Proben entnommen. Aus dieser Fläche wurden für diese Arbeit zwei Steine entnommen. Einer davon wurde direkt ins Labor gebracht um dort die Sauerstoffproduktion in einer dafür vorgesehenen Primärproduktionskammer bei verschiedenen Lichtintensitäten unter kontrollierten Bedingungen zu messen [McIntire et al. 1964, Uehlinger & Brock 1991]. Der andere wurde vor Ort abgeschrubbt und in Formol (Endkonz. 4%) fixiert. Von diesem zweiten Stein wurden vorher die Invertebraten abgesammelt, gezählt und in die Surber-Probe rückgeführt. Im Labor wurde die Algen-Lösung geviertelt; von jeder Probe konnte so Chlorophyll a und die aschefreie Trockensubstanz (AFDM) [Steinmann & Lamberti 1996] gemessen werden, die quantitative Zählung der Algen (Neubauer Zählkammer) sowie der Bakterien (DAPI) ist derzeit noch in Arbeit. Außerdem wurde mit Hilfe einer vorne abgeschnittenen Spritze Feinsediment am jeweiligen Probenahmestandort entnommen, von dem ebenfalls eine quantitative Zählung der Sedimentbakterien durchgeführt werden soll. Die Bakterienzählung wird mit der DAPI-Methode [Porter et al. 1980, Schallenberg et al. 1989] durchgeführt. Zudem wurden während der Probenahme innerhalb der Surberfläche folgende Mikrohabitatparameter gemessen: Wassertiefe, dominante Sedimentgröße im Surber, sohlnahe und mittlere Fließgeschwindigkeit. Aus dem Quotient der beiden Fließgeschwindigkeiten wurde die Verwirbelung errechnet. Außerdem wurden die entnommenen Steine bestimmt, ihre Oberfläche vermessen, die Rauigkeit/Nischen und ihre Farbe festgehalten. In beiden Bächen wurde methodisch gleich vorgegangen.

Die statistische Analyse wurde mit dem Programm SPSS 11.0 für Windows durchgeführt.

3 Untersuchungsgebiete und Probenahme

3.1 Schmiedlaine

Die Schmiedlaine liegt 70 km südlich von München im Voralpenland Bayerns bei Benediktbeuern. Sie ist nährstoffarm, hat inhomogenes, grobes Sediment und da sie relativ unzugänglich in einer kleinen Schlucht liegt, gibt es kaum menschlichen Einfluß. Bedingt durch die Alpenrandlage sind Stauregen und Gewitter relativ häufig. Dadurch können bereits kleine oder mittlere Regenschauer erhöhte Abflüsse mit Geschiebetrieb (Bewegungen der Sohle) mit sich bringen. Das recht kleine Einzugsgebiet ist steil, dadurch gelangt das Wasser rasch in den Bach.

Im April/Mai 2001 wurden 200 Ketten ins Sediment eingebracht. Der ca. 60m lange Versuchsabschnitt wurde in 40 Transekte mit jeweils 4-6 Ketten eingeteilt. Im Untersuchungszeitraum von Mai bis Oktober 2001 traten insgesamt fünf Hochwasser mit Geschiebetrieb auf. Es konnten 13 Probenahmen durchgeführt werden, vier davon an zufälligen Standorten und neun an Standorten mit verschiedenen Sohlstabilitätskategorien (stabil, Auffüllung, Abtragung).

25.04.-05.05.01	Ketten einbringen		
09.05.01	Probenahme	zufällig	n=8
15.05.01	Probenahme	zufällig	n=8
15.05.01	Hochwasser	Dauer <1Tag, Abfluß 7,5m³/s, Wiederkehr < 6 Monate	
22.05.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5
05.06.01	Probenahme	Stabil, Abtragung, zufällig	n=3 x 5
10./11.06.01	Hochwasser	Dauer 1-2 Tage, Abfluß 9,5 m³/s, Wiederkehr 6-9 Monate	
13.06.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5
18.-20.06.01	Hochwasser	Dauer 2-3 Tage, Abfluß 25 m³/s, Wiederkehr alle 2-3 Jahre	
25.06.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5
11.07.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5
20./21.07.01	Zwischen-Hochwasser	Dauer <1Tag, Abfluß 5m³/s, Wiederkehr < 3 Monate	
24.07.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5
14.08.01	Probenahme	zufällig	n=8
30.08.01	Probenahme	zufällig	n=8
05.-09.09.01	Hochwasser	Dauer 3-4 Tage, Abfluß 14,5 m³/s, Wiederkehr 1 Jahr	
11.09.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5
26.09.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5
09.10.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5

Tabelle 1. Freilandtermine an der Schmiedlaine zwischen Mai und Oktober 2001

Bis zum ersten Hochwasser wurde in wöchentlichem Abstand an zufälligen Standorten beprobt. Am 05.06.01 waren zu wenig Abtragungs-Standorte vorhanden. Deshalb wurde anstatt dessen zufällig beprobt.

3.2 Kye Burn

Der Kye Burn liegt auf der Südinself Neuseelands in Zentral Otago. Er ist nährstoffarm und hat feineres und somit homogeneres Sediment als die Schmiedlaine. Auch hier besteht kaum menschlicher Einfluß, im Einzugsgebiet gibt es eine extensive Schafweide. Im Kye Burn treten Hochwasser deutlich seltener auf als in der Schmiedlaine.

Anfang November 2001 wurden 209 Ketten ins Sediment eingebracht und der ca. 60m lange Versuchsabschnitt in 42 Transekte eingeteilt. Im Untersuchungszeitraum von November 2001 bis März 2002 traten zwei geschiefbeführende Hochwasser auf. Insgesamt wurden neun Probenahmen durchgeführt. Davon waren lediglich zwei Probenahmen sohlstabilitätsspezifisch, da das zweite Hochwasser zu 100% Auffüllungs-Standorte verursachte. Dieses Umlagerungsmuster ist sehr selten und ungewöhnlich.

05.-09.11.01	Ketteneinbringen		
21.11.01	Probenahme	zufällig	n=8
28.11.01	Probenahme	zufällig	n=8
04.12.01	Probenahme	zufällig	n=8
05.-07.12.01	Hochwasser	Dauer 3 Tage, Abfluß 4,7m³/s, Wiederkehr 5 Monate	
11.12.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5
27.12.01	Probenahme	Stabil, Auffüllung, Abtragung	n=3 x 5
09.-21.01.01	Hochwasser	Dauer 13 Tage, Abfluß 20,7m³/s, Wiederkehr alle 5,2 Jahre	
25.01.02	Probenahme	zufällig	n=8
07.02.01	Probenahme	zufällig	n=8
20.02.02	Probenahme	zufällig	n=8
07.03.02	Probenahme	zufällig	n=8

Tabelle 2. Freilandtermine am Kye Burn zwischen November 2001 und März 2002

4 Ergebnisse

Von den bereits ausgewerteten Daten gibt die Algenbiomasse (Chlorophyll a) in beiden Bächen einen guten Überblick.

4.1 Schmiedlaine

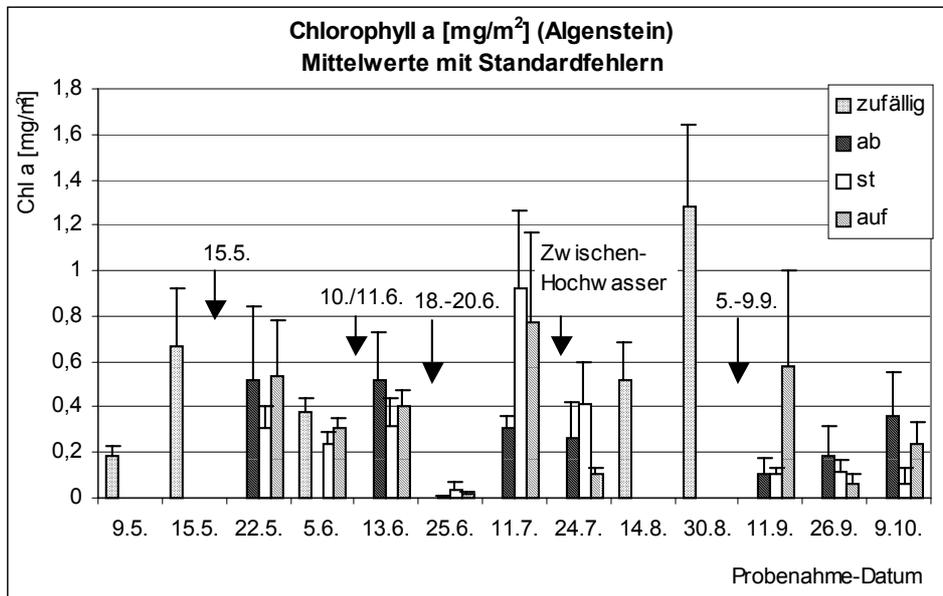


Abbildung 2. Algenbiomasse (Chlorophyll a [mg/m²]) – Mittelwerte mit Standardfehlern der Schmiedlaine, zufällig = zufällige Standorte, ab = Abtragungsstandorte, st = stabile Standorte, auf = Auffüllungsstandorte, die Pfeile markieren die Hochwasserereignisse mit dem dazugehörigen Datum

Nach dem Ketteneinbringen konnte man eine Zunahme der Biomasse erkennen. Nach dem ersten Hochwasser konnte eine leichte Reduktion festgestellt werden. Es waren zu wenig Abtragungs-Standorte zu finden, deshalb wurde stattdessen am 05.06.01 zufällig beprobt. Nach dem zweiten, Hochwasser konnte keine Reduktion erkannt werden. Das dritte Hochwasser verursachte eine starke Reduktion der Biomasse. Im Verlauf wuchsen die Algen in den stabilen und Auffüllungsstandorten am schnellsten. Am 20./21.07.01 kam ein kleines Hochwasser, Zwischenhochwasser deshalb, da man an den Ketten keinerlei Veränderungen feststellen konnte, trotzdem war eine leichte Reduktion der Algenbiomasse zu verzeichnen. Auch das vierte Hochwasser reduzierte die Algenbiomasse sehr stark.

Die Ergebnisse der aschefreien Trockensubstanz (AFDM) verliefen annähernd parallel zu den Chlorophyll a-Daten. Die Werte bewegten sich zwischen 0,0001 und 0,0002 mg/cm² nahe der Nachweisgrenze, was die Verlässlichkeit dieser Ergebnisse etwas verringert. Die Primärproduktion verlief ab dem 11.07.01 parallel (Werte von -0,1 bis 0,9 g O₂/m²*d). Das Verhältnis von Produktion zu Respiration lag im Bereich von 0,2 - 1,7.

Analysiert wurde in der statistischen Auswertung mit Varianz- (ANOVA) und Kovarianzanalysen (ANCOVA). Die Chlorophyll-, AFDM- und Primärproduktions-Daten waren bei diesen Analysen die abhängigen Variablen, die einzelnen Mikrohabitatsparameter die Kovariablen. Wann man die Ergebnisse aller Analysen zusammenfasst, kommt man insgesamt auf 81 Fälle. Die dominante Sedimentgröße im Surber war in 18,5% aller analysierten Fälle der wichtigste Parameter für die Biomasse in der Schmiedlaine. Weitere wichtige Größen waren die mittlere Fließgeschwindigkeit (17,3%), sohlnahe Fließgeschwindigkeit und Verwirbelung (16%), kleinräumige Sohlstabilität (14,8%), Algenstein-Oberfläche (12,3%) und die abgesammelten Tiere auf dem Algenstein (11,1% aller Fälle). Die Sohlstabilitätseffekte standen somit an fünftwichtigster Stelle. Die meisten davon wurden interessanterweise relativ lange nach den Hochwassern gefunden.

4.2 Kye Burn

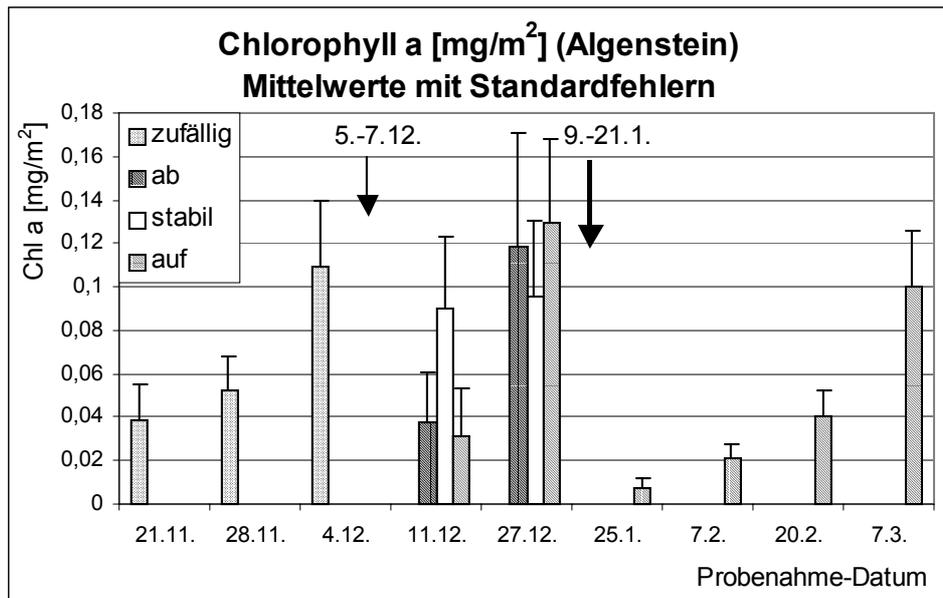


Abbildung 3. Algenbiomasse (Chlorophyll a [mg/m^2]) – Mittelwerte mit Standardfehlern des Kye Burn, zufällig = zufällige Standorte, ab = Abtragungsstandorte, st = stabile Standorte, auf = Auffüllungsstandorte, die Pfeile markieren die Hochwasserereignisse mit dem dazugehörigen Datum

Auch hier konnte nach dem Ketteneinbringen eine Zunahme der Biomasse verzeichnet werden. Das erste Hochwasser brachte eine deutliche Reduktion in den Abtragungs- und Auffüllungsstandorten. Nach dem zweiten Hochwasser wurde die Algenbiomasse sehr stark reduziert. Über die gesamte Versuchsfläche waren nur Auffüllungsstandorte zu finden, so dass danach keine sohlstabilitätsspezifische Probenahme mehr möglich war.

Das AFDM verlief bis auf wenige Ausnahmen parallel zum Chlorophyll a, wobei sich auch hier die Werte an der Nachweisgrenze befanden (Werte zwischen 0,0001 und 0,0002 mg/m^2). Die Primärproduktion verlief bis auf eine Ausnahme am 27.12.01 im stabilen Standort parallel (Werte zwischen -0,008 und 0,4 $\text{g O}_2/\text{m}^2\cdot\text{d}$). Das Verhältnis von Produktion zu Respiration (P/R) verhielt sich ebenfalls parallel zu den Chlorophyll-Werten (0,9 bis 10,0).

Die statistische Auswertung ergab, daß auch am Kye Burn die dominante Sedimentgröße im Surber sehr wichtig für die kleinräumige Verteilung der Biomasse war (in 22,2% aller analysierten Fälle). Die Tiere auf dem Algenstein und die Nischen des Algensteins lagen ebenfalls bei 22,2%, die Wassertiefe bei 16,7%. Die Algenstein-Oberfläche, die mittlere Fließgeschwindigkeit, die Geisteinsart des Algensteins und des Primärproduktionssteins fielen mit jeweils 11,1% ins Gewicht. Es war lediglich ein einziger Sohlstabilitäts-Effekt (am 27.12.01) zu finden.

5 Zusammenfassung

In beiden Bächen war der wichtigste Parameter für die kleinräumige Verteilung der Algenbiomasse im Bachbett die dominante Sedimentgröße, an zweiter Stelle stand die mittlere Fließgeschwindigkeit. Die Sohlstabilität spielte auf den beprobten Steinen in der Schmiedlaine eine wichtigere Rolle für die Verteilung der Algenbiomasse als im Kye Burn. Dies kann daran liegen, daß die Schmiedlaine wesentlich inhomogeneres Sediment hat als der Kye Burn.

Insgesamt kann man eine Tendenz erkennen, dass längere Zeit nach Hochwasser mehr Effekte in bezug auf die Sohlstabilität auftraten. Auch M. Effenberger fand in der Parallelstudie bei den Invertebraten am 24.07.01 und 09.10.01 die meisten Effekte [Effenberger 2002]. Die Sohlstabilitäten sind allerdings in beiden Bächen nicht so wichtig wie die dominante Sedimentgröße und die beiden Fließgeschwindigkeiten.

Zusammenfassend kann man sagen, dass unsere Erwartungen nur bedingt eingetroffen sind, denn die Sohlstabilität war nicht der wichtigste Faktor für die kleinräumige Verteilung der Algen im Bachbett. Was allerdings dadurch erklärt werden könnte, daß in der Invertebraten-Pilotstudie am Kye Burn [Matthaei & Townsend 2000] eine höhere Anzahl an Replikaten ($n=15$ pro Sohlstabilitätskategorie) genommen wurde. Außerdem fanden in dieser Studie keine regelmäßigen Probenahmen statt, es wurde lediglich an einem einzigen Zeitpunkt erfasst. In der anderen Pilotstudie [Matthaei et al., in review] wurden Effekte der

Sohlstabilität auf benthische Algen in der Isar untersucht. Die Isar hat feineres Sediment und somit ein homogeneres Flußbett, die Nährstoffmengen sind höher, dadurch steigt auch die Produktivität. In der Pilotstudie konnten im vorgegebenen Rahmen nur vier Probenahmen mit bis zu dreimonatigen Intervallen durchgeführt werden.

Zuletzt noch eine kleine Anmerkung: Mit Verallgemeinerungen unsere Ergebnisse sollte man sehr vorsichtig sein, denn jeder Fluß hat bis zu einem bestimmten Grad seinen eigenen Charakter. Unsere Studie gilt also strenggenommen nur für die zwei untersuchten Bäche. Gemeinsamkeiten können in erster Linie Anstöße zu weiteren, vertiefenden Studien geben.

6 Ausblick

In der Pilotstudie in der Isar traten die meisten Sohlstabilitäts-Effekte bei den am häufigsten gefundenen Algentaxa und der mittlere Taxazahl auf. Außerdem wurden die Algen in der vorliegenden Studie bisher nur anhand von Summenparametern (Chlorophyll a, AFDM, Primärproduktion) ausgewertet. Wir erwarten deshalb, dass weitere Sohlstabilitätseffekte auftreten werden, wenn die einzelnen Algen-Taxa und Bakterien-Daten ausgearbeitet sind.

In den bisherigen Studien ist lediglich beobachtet worden, was nach Hochwassern passiert. Deshalb kann unsere Forschung zwar ein gutes Bild der möglichen Effekte der kleinräumigen Sohlstabilität geben. Die bisherigen Arbeiten erlauben jedoch keine eindeutige Aussage über Ursachen und Wirkungen bei der Entstehung der kleinräumigen Muster. Geplant ist deshalb ein manipulatives Störungsexperiment im Freiland, in dem man evtl. die Effekte der lokalen Sohlstabilität auf die benthischen Algen klarer identifizieren kann.

7 Danksagung

Ein herzliches Dankeschön an alle, die mir die Arbeit ermöglicht haben und die mitgeholfen haben die 540 kg Steine ins Tal bzw. ins Labor zu schleppen!

8 Literatur

- Matthaei, C.; Arbuckle, C.J.; Townsend, C. (2000), Stable surface stones as refugia for invertebrates during disturbance in a New Zealand stream, *J.N. Am. Benthol. Soc.* 19(1):82-93
- Matthaei, C.; Townsend, C. (2000), Long-term effects of local disturbance history on mobile stream invertebrates, *Oecologia* 125:119-126
- Townsend, C. (1989), The patch dynamics concept of stream community ecology, *J.N. Am. Benthol. Soc.* 8, 36-50
- Matthaei, C.; Guggelberger, C.; Huber, H. (2002), Effects of local disturbance history on benthic river algae, *Freshwater biology*, in review
- Guggelberger, C. [2000], Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität für benthische Diatomeen in der Isar, Zulassungsarbeit
- McIntire, C.D.; Garrison, R.L.; Phinney, H.K.; Warren, C.E. (1964), Primary production in laboratory streams, *Limnol. Oceanogr.* 9:92-102
- Uehlinger, U.; Brock, J.T. (1991), The assessment of river periphyton metabolism: a method and some problems, in Whitton BA, Rott E, Friedrich G (eds), *Use of algae for monitoring rivers*, Institut für Botanik, Universität Innsbruck, ISBN 3-9500090-0-0
- Porter K.G.; Feig, Y.S. (1980), The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora, *Limnol. Oceanogr.* 25(5):943-948
- Schallenberg, M.; Kalff, J.; Rasmussen, J.B. (1989), Solutions to problems in enumeration sediment bacteria by direct counts, *Appl. Environ. Microbiology*, May, 1214-1219
- Steinmann, A.D.; Lamberti, G.A. (1996). Biomass and pigments of benthic algae, in „Methods in Stream Ecology“ by F.R. Hauer, G.A. Lamberti, Academic Press, ISBN 0-12-332905-1
- Effenberger, M. (2002), Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität und lokaler Habitatsparameter für die Besiedelung wirbelloser Tiere in einem bayerischen Wildbach, Diplomarbeit an der Ludwig-Maximilians-Universität München

Neueste Bestandsaufnahme der holozänen Süßwasser-Ostrakoden in Vorpommern. Ein Versuch zur Paläomilieuanalyse.

Finn Andreas Viehberg & Gösta Hoffmann

Universität Greifswald, Institut für Geologische Wissenschaften, AG Paläontologie,
Tel.: +49(0)3834-86-4552, FAX: -4572, mail: finn.viehberg@uni-greifswald.de

Keywords: Holozän, Mecklenburg-Vorpommern, Meeresspiegelschwankungen, Ostsee, Ostracoda, Paläosalinität

Einleitung

Untersuchungen über rezente und fossile Muschelkrebse sind zahlreich und geben ein detailliertes Bild zur Biologie, Biogeographie und allgemeinen Ökologie wider. Darüber hinaus werden Ostrakoden verstärkt als Paläomilieu-Indikatoren u.a. im Quartär benutzt, um Parameter wie z.B. Temperatur, Sauerstoffgehalt, Salinität und Trophiestatus des zu untersuchten Gewässers zu rekonstruieren (GRIFFITHS & HOLMES 2000, HOLMES 1992). Der Forschungsstand über rezente und quartäre Ostrakodenvorkommen ist, verglichen mit anderen Bundesländern, in Mecklenburg-Vorpommern sehr umfangreich (FRENZEL & VIEHBERG 2000, in Bearb.). Neuere publizierte Arbeiten über Ostrakoden aus der genannten Zeitspanne in dem Untersuchungsgebiet sind jedoch spärlich (HOLLWEDEL & SCHARF 1994, 1996; KRIENKE et al. 1999; VIEHBERG 2001).

Die autökologischen Ansprüche der einzelnen Arten sind in der Literatur z.T. lückenhaft dokumentiert bzw. fehlen, daher ist es notwendig eine aktuelle, umfangreiche, faunistische Erfassung der rezenten Ostrakodenfauna vorzunehmen. Sie bildet neben repräsentativen Literaturergebnissen die fundierte Wissensgrundlage für weiterführende Paläomilieuanalysen. Die bisher vorliegenden Ergebnisse wurden exemplarisch auf Ostrakodenfunde in Bohrkernen aus der Pudagla-Niederung (Insel Usedom, Mecklenburg-Vorpommern) übertragen.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern. Die Probestellen verteilen sich auf die Landkreise (LK) Rügen, Nord- und Ostvorpommern, Demmin und Uecker-Randow, mit erfaßt werden auch Gewässer in den Städten Neubrandenburg, Greifswald und Stralsund. Dazu wurden 11 Fließgewässerlokaltäten und 35 Stillgewässer (s. Abb.1) ausgesucht, die saisonal beprobt werden. Es kommen über 50 weitere Standorte hinzu, die unregelmäßig beprobt werden, dabei handelt es sich auch um saisonale, temporäre Gewässer. Das vorgestellte frühholozäne Material stammt aus einem Bohrkern aus der Pudagla-Niederung (LK OVP; Puda 29).

Die Pudagla-Niederung bildet die mittlere der drei holozänen Seesandebenen auf der Ostseeinsel Usedom. Sie ist ca. 16 km² groß mit Höhenlagen von ca. 0,5 m über NN. Lediglich die Dünenzüge an der Außenküste im Osten erreichen Höhen von 2-3 Metern.

Im Westen grenzt das Boddengewässer des Achterwassers, im Süden pleistozäne Höhenzüge, bzw. der Schmollensee an die Niederung. Im Norden wird die Begrenzung durch eine flache Grundmoränenlandschaft gebildet, im Osten durch die Ostsee.

Die stratigraphische Einordnung basiert zur Zeit auf Vergleichen aus benachbarten Gebieten (HOFFMANN 2000, KLIEWE 1960, PRUSINKIEWICZ & NORYSKIEWICZ 1966), sowie aus dem weitestgehend bekannten Transgressionsverlauf der Ostsee im Holozän (JANKE & LAMPE 2000). Ergänzt wird diese Einstufung durch ein ¹⁴C-Datum, weitere Angaben zur absoluten Altersstellung sind momentan in Arbeit.

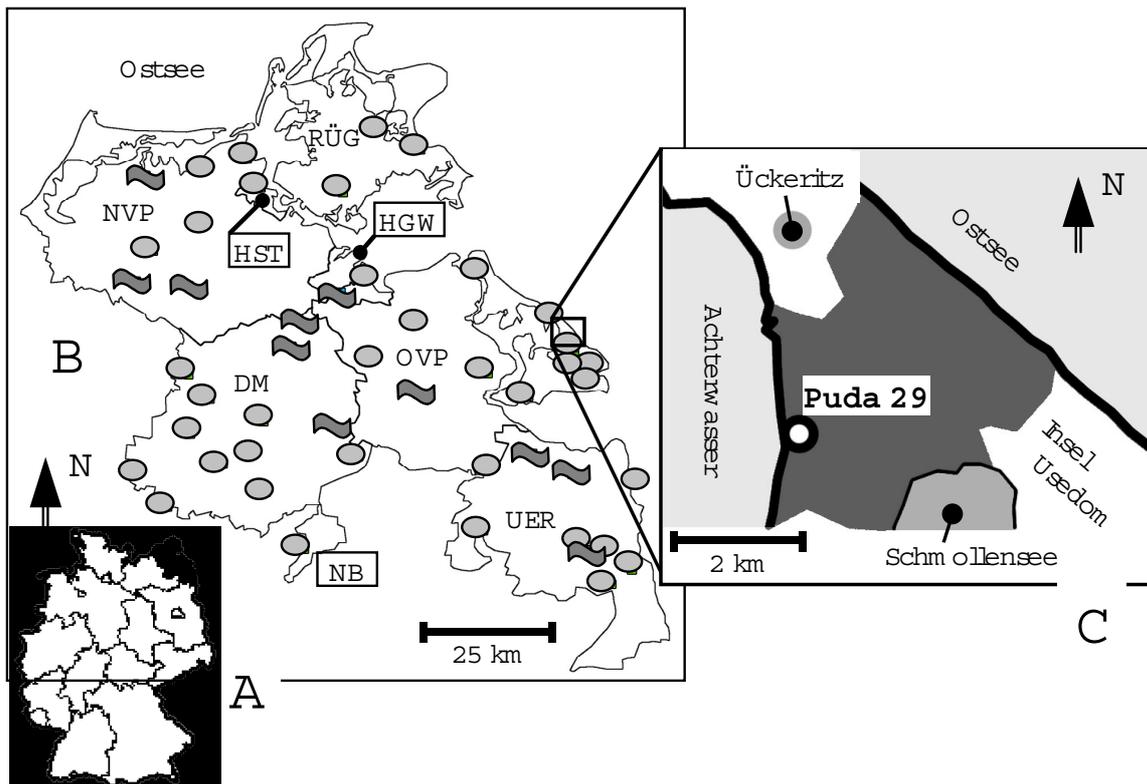


Abb. 1 Untersuchungsgebiet. **A:** Übersichtskarte Deutschland; **B:** Landkreise: Rügen (RÜG), Stralsund (HST), Nord- (NVP) und Ostvorpommern (OVP), Greifswald (HGW), Demmin (DM), Uecker-Randow (UER), Neubrandenburg (NB); Lokalitäten (saisonal): Wellenform = Fließgewässer, Oval = Stillgewässer; **C:** Pudagla-Niederung auf der Insel Usedom mit Lage der Bohrung "Puda 29"

Material und Methoden

Die Erfassung der rezenten Ostrakodenfauna erfolgte überwiegend durch einen Exhaustor, der für diese Zwecke modifiziert wurde (VIEHBERG 2002, in Vorb.). Die gewässerbeschreibenden Parameter wurden z.T. selbst erfaßt, zum anderen wurde auf langjährige Messreihen der StÄUN und des LUNG des Landes Mecklenburg-Vorpommern zurückgegriffen. Zur weiteren Auswertung wurden diese Daten mit den gefundenen Arten korreliert.

Das Material für die paläontologische und sedimentologische Arbeit des beschriebenen Gebietes wurde durch Rammkernsondierungen gewonnen. Um den spätpleistozänen und holozänen Aufbau der Seesandebene zu erschließen, wurden bisher 57 Sondierungen bis zu maximalen Tiefen von -21,5 m NN niedergebracht.

Das Material der Bohrung „Puda 29“ wurde nach makroskopischen Gesichtspunkten in Einheiten gegliedert, aus diesen sind wiederum Mischproben für Folgeuntersuchungen entnommen worden. Die untersuchten Proben wurden anschließend gesiebt und die Rückstände aus den Fraktionen 200 µm und 100 µm wurden nach Ostrakoden und Mollusken ausgelesen. An Parallelproben erfolgte die Bearbeitung der Gruppe der Diatomeen, wobei die Ergebnisse noch nicht vorliegen.

Ergebnisse

Das Standardprofil der Pudagla-Niederung beginnt im Liegenden die Abfolge mit einem spätglazialen Geschiebemergel. Mittel- bis Feinsande folgen im Hangenden, die makroskopisch fossilfrei sind. In der Regel sind die Sedimente kalkhaltig. Lokal treten grobsandige und kiesige Bereiche auf. Es ist zu vermuten, dass es sich um glazifluviale bis glazilimnische Bildungen handelt, analog den von SCHUMACHER (1995) von der

Außenküste Usedom beschriebenen Sedimentabfolgen. Die darüber folgenden Sande unterscheiden sich granulometrisch nicht von den Liegenden. Zum Hangenden ist eine Kornverfeinerung sowie zunehmender Organogengehalt zu verzeichnen. Auch hier bleibt die stratigraphische Stellung zunächst ungeklärt. Die Einstufung in das Präboreal/Boreal legen Vergleiche aus benachbarten Gebieten nahe (HOFFMANN 2000). Es handelt sich bei den Torfhorizonten nicht um Torfe im engeren Sinne, sondern in der Regel um geschichtete, durch fluviatile oder marine Umlagerungsprozesse abgelagerte Pflanzenreste. Es wird aber davon ausgegangen, dass diese Vorgänge im Ufer- bzw. Strandbereich stattgefunden haben. Somit können die Sedimente als Wasserstandanzeiger betrachtet werden.

Für die Einstufung in das Atlantikum wurden Vergleiche mit der lokalen Meeresspiegelkurve für die südliche Ostsee (JANKE & LAMPE 2000) herangezogen.

Einen mengenmäßig dominierenden Anteil am Aufbau der holozänen Abfolge haben mittelsandige Feinsande, die teilweise als Strandwallbildungen grobsandig oder auch kiesig sein können. Ein die Abfolgen abschließender

phytogener Verlandungshorizont ist wiederum als Torf ausgebildet. Lokal sind die obersten Partien sandig ausgebildet. Vor allem im Westen des Arbeitsgebietes, in der Nähe des Achterwassers, konnte dies beobachtet werden. Bei diesen bis in den dm-Bereich mächtigen Ablagerungen handelt es sich um Zeugnisse jüngster Sturmfluten. Genaue zeitliche Zuordnungen sind momentan noch nicht möglich. Im Osten bilden Strandwall- und Dünenbildungen den Profilabschluss.

In der liegenden, schluffigen Einheit (10,90 m - 11,90 m) konnten als Leitformen folgende Ostrakodenarten angesprochen werden *Candona candida* und *Limnocythere inopinata*. Die commune Art *C. candida* kommt rezent in Norddeutschland in meist limnischen bis oligohalinen Gewässern vor. Auch *L. inopinata* ist in dem Untersuchungsgebiet relativ häufig und kann auch in den Boddengewässern nachgewiesen werden. In den hangenden, sandigen Sedimenten (8,20 m - 10,40 m) konnte die Art *Cyprideis torosa* nachgewiesen werden. Sie ist die typische Brackwasserostrakode in der Ostsee. Auffallend war, dass in dem erwähnten Horizont die Buckel tragende Unterart *C. torosa torosa* die Assoziation dominierte. In den darüberliegenden Sedimentabfolgen dominierte die glattschalige Unterart *C. torosa littoralis* die Artengemeinschaft. Daneben trat in dem Horizont 7,20 m - 8,20 m eine weitere Brackwasserostrakode, *Cytheromorpha fuscata*, auf, welche rezent ebenfalls im Brackwasser häufig anzutreffen ist.

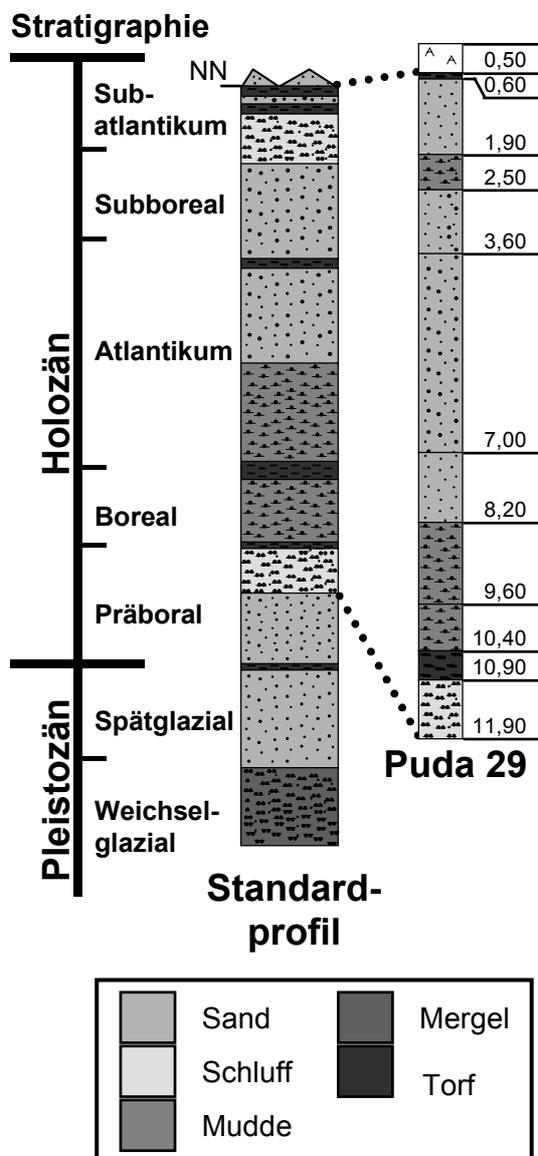


Abb. 2 Standardprofil der Pudagla-Niederung. Untersuchungsbohrkern "Puda 29"

Diskussion

Bereits die Ergebnisse aus den sedimentologischen Untersuchungen der Bohrung „Puda 29“ lassen im Liegenden auf ein energiearmes Gewässer schließen. Aufgrund der Ostrakodenfauna kann dem weitergehend hinzugefügt werden, dass es limnisch bis oligohalin beeinflusst war. Da jedoch keine *C. torosa* nachgewiesen werden konnte, ist daraus zu schließen, dass es im Präboreal von der Ostsee noch weitestgehend isoliert war. Da diese Art obligatorisch zu dem Arteninventar eines durch Brackwasser beeinflussten Milieu zählt. Das dominierende Auftreten von *C. torosa* im weiteren Zeitverlauf zeigt daher einen eindeutigen Salzwasseraustausch an. Die Salinität stieg vermutlich über 5 ‰, da Muschelkrebis-Arten mit mixomesohalinen Ansprüchen dominierten. Gestützt wird diese These durch den Fossilinhalt an Mollusken, die einem marinen Milieu zugeordnet werden (z.B. *Mytilus* sp., *Cerastoderma* sp.). Der Salzgehaltverlauf in jüngster Zeit lässt sich aus der Molluskenfauna (z.B. *Dreissena* sp.) und Sedimentbeschaffenheit dahingehend rekonstruieren, dass es zu einer Abnahme der Salinität kam. Ostrakodenklappen konnten in diesem Bereich nicht nachgewiesen werden. Dies könnte zum einen ein Indiz für Eutrophierungserscheinungen sein, zum anderen jedoch auf ein zunehmendes energiereiches Milieu schließen. Letzteres erscheint offensichtlich, da durch holozäne Küstenausgleichsprozesse in großen Mengen Sand erodiert, transportiert und sedimentiert sein müssen. Bei einer durchschnittlichen Mächtigkeit von 8-9 m und einer Fläche von rund 16 km² ergibt sich ein überschlägiges Volumen von 0,12 bis 0,14 km³ Sediment, welches bewegt wurde.

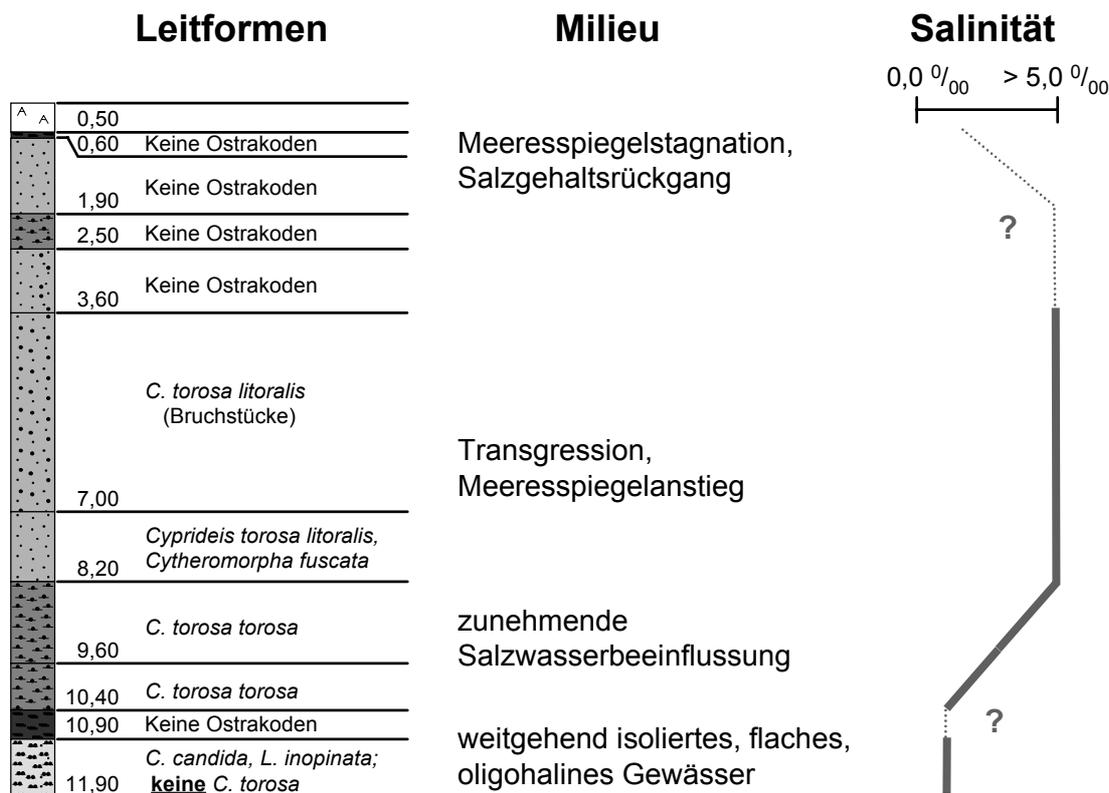


Abb. 3 Paläomilieuinterpretation. Ergebnisse des Kernes "Puda 29"

Literatur

- FRENZEL, P. und VIEHBERG, F. A. (2000): Die rezenten und quartären Ostrakoden Mecklenburg-Vorpommerns. - Terra Nostra, Schriften der Alfred-Wegener-Stiftung, **00/3**: 143
- FRENZEL, P. und VIEHBERG, F. A., (in Bearb.): Checklist of Recent und Quaternary ostracods (Crustacea) from freshwater, brackish and marine habitats/environments in Mecklenburg-Vorpommern, NE-Germany
- GRIFFITHS, H. I. und HOLMES, J. A. (2000): Non-marine ostracods and Quaternary palaeoenvironments. In: Quaternary Research Association (Hrsg.) (2000): Technical Guide **8**: 188pp., London.
- HOFFMANN, G. (2000): Modell der holozänen Entwicklung eines Seegatts (Trassenheide-Zinnowitzer Seesandebene/Usedom). – unveröff. Diplomarbeit am Institut für Geologische Wissenschaften der Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald, 75 S.
- HOLLWEDEL, W. und SCHARF, B. (1994): Zur Verbreitung der Cladoceren und Ostracoden auf den Ostseeinseln Rügen und Hiddensee. - Drosera, Oldenburg, **1/2**: 21-28.
- HOLLWEDEL, W. und SCHARF, B. (1996): Zur Verbreitung der Cladoceren und Ostracoden (Crustacea) in Gewässern des Müritz-Nationalparks (Mecklenburg-Vorpommern). - Braunschweiger Naturkundliche Schriften, **5** (1): 91-104.
- HOLMES, J. A. (1992): Nonmarine ostracods as Quaternary palaeoenvironmental indicators. - Progress in Physical Geography, **16** (4): 405-431.
- JANKE, W. & LAMPE, R. (2000): Zur Veränderung des Meeresspiegels an der vorpommerschen Küste in den letzten 8000 Jahren. - Zeitschrift für Geologische Wissenschaften **28** (6): 585-600.
- KLIEWE, H. (1960): Die Insel Usedom in ihrer spät- und nacheiszeitlichen Formenentwicklung. - VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften Berlin.
- KRIENKE, H.-D., STRAHL, J., FRENZEL, P. und KEDING, E. (1999): Weichselzeitliche und holozäne Ablagerungen im Bereich der Deponie Tessin bei Rostock (Mecklenburg-Vorpommern) unter besonderer Berücksichtigung des Prä-Alleröd-Komplexes. - Meyniana, **51**: 125-151.
- PRUSINKIEWICZ, Z. & NORYSKIEWICZ, B. (1966): Zagadnienie wieku bielic na wydmach brunatnych mierzei swiny w swielte analizy palynologicznej i datowania radioweglem 14 C. - Geografia **14**: 75-88.
- SCHUMACHER, W. (1995): Zur geologischen Entwicklung der Insel Usedom im Quartär. - Terra Nostra, Schriften der Alfred-Wegener Stiftung, **6/95**: 157-175.
- VIEHBERG, F. A. (2001): Neue Erkenntnisse zur Ostrakodenfauna (Crustacea) von Greifswald und Umgebung. - Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, **44** (1): 57-60.
- VIEHBERG, F. A. (2002): Exhaustor zur Aufnahme von aquatischen Organismen. - Patentblatt, **2002** (6): 2048.
- VIEHBERG, F. A., (im Druck): A new and simple method for qualitative sampling of meiobenthos-communities. - Limnologica, **32** (4): 350-351

Funktion neu geschaffener Auebiotope an der Jagst als Planungsgrundlage für fließgewässernahe Renaturierungsmaßnahmen

Claudia Wilderer, Susanne Bogusch & Berthold Kappus

Institut für Zoologie, Universität Hohenheim, Garbenstrasse 30, 70593 Stuttgart
Tel. 0711/459-3075; Fax: 0711/459-3450; E-mail: wilderer@uni-hohenheim.de

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Im Landkreis Hohenlohe wurden im Zeitraum von 1988 bis 2000 von staatlicher (AMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND BODENSCHUTZ, 1993) und privater Hand an der Jagst verschiedene Gewässerbiotope entlang der Talaue angelegt. Diese Biotope sollen neben ihrer Pufferwirkung bei Hochwasserereignissen (GERKEN, 1988) vor allem einen Beitrag zur Aufwertung der bestehenden Habitatverhältnisse leisten (FRANK *et al.*, 1995).

Aufgabe der vorgestellten Studie war die Analyse der durchgeführten Biotopgestaltungen hinsichtlich ihrer ökologischen Effizienz. Die gewonnenen Ergebnisse können so als Planungsgrundlage für zukünftige Projekte dienen und Ausgangsbedingungen aufzeigen, die in möglichst kurzer Zeit zur Etablierung auetypischer Lebensräume führen.

2 Untersuchungsgebiet und Methodik

Die Jagst ist ein rechter Nebenfluss des Neckars und verläuft parallel zum Kocher. Der Fluss ist in diesem Bereich noch weitgehend naturnah, die ganze Talaue wird regelmäßig von Hochwasserereignissen überflutet.

Die insgesamt 14 Aue-Biotope wurden vorwiegend in Form renaturierter Altarme verschiedenster Ausprägung geschaffen (Abb.1), haben keinen bis 3 Anschlüsse zur Jagst und umfassen eine Fläche von 190 bis 3510 m².

Die strukturelle Erfassung erfolgte im Zeitraum Juli 2001 bis Mai 2002. In dieser Zeit wurden die Probestellen vermessen, anhand ihrer Morphologie und Form des Anschlusses an den Fließgewässerkörper der Jagst typisiert und die vorhandene Vegetation erfasst. Die physikalisch-chemische Wasserzusammensetzung wurde durch eine monatliche Beprobung der Gewässer im Zeitraum Juni 1999 bis Oktober 2001 erhoben. Die Aufnahme der Zoobenthosdaten erfolgte im August 2001.

3 Ergebnisse

Alle neu entstandenen Gewässerbiotope sind nach den gegebenen Geländebeziehungen ausgerichtet und weisen Unterschiede hinsichtlich ihrer strukturellen und stofflichen Grundstruktur auf. Es wird in diesem Zusammenhang auf die Auswirkungen der Anschlussart auf den Grad der Dynamik, beispielhaft bei Hochwasser, den Zusammenhang zwischen Beschattung der Wasseroberfläche und Ausprägung eines Algentepichs und die Zusammensetzung der Benthoszönosen eingegangen.

3.1 Strukturell-morphologische und hydrodynamische Ergebnisse

Bei jährlichen Hochwasserereignissen (HQ_1) werden alle 14 Biotope überschwemmt. Die **Anschlussbreite** von 2-20m spielt hinsichtlich der Dynamik bei Hochwasser nur eine untergeordnete Rolle.

Es werden 5 **Anschlusstypen** differenziert. Auebiotope des Anschlusstyps A1 und A2 (Abb.1) werden bei den alljährlich auftretenden Hochwasserereignissen vollkommen durchströmt. Die Aue mit Anschlusstyp A3 wird im oberstromigen Teil bereits von kleinen Hochwasserereignissen (HQ_1) überflutet, wobei der unterstromige Teil erst bei höheren Wasserständen ($\geq HQ_2$) überströmt wird. Die Probestelle mit Anschlusstyp B wird bei Wasserstand Q_{300} durchflossen, liegt im Staubereich des Flusses und wird bei HQ_1 zusätzlich von der oberstromigen Seite her überflutet. Die Biotope ohne Anschluss zur Jagst (Anschlusstyp C) treten nur bei Hochwasser (HQ_1) mit dem Fluss in Verbindung.

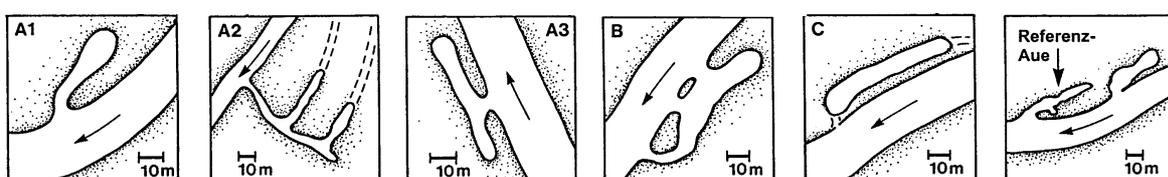


Abb.1: Schematische Darstellung der 5 verschiedenen Anschlusstypen und des Referenzstandortes.

Der **Beschattungsgrad** nimmt mit zunehmender Dichte der umgebenden Vegetation zu. Die Ausprägung eines Algent Teppichs steht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Oberflächenbeschattung und dem vorhandenen hohen Nährstoffangebot.

3.2 Limnochemische-physikalische Ergebnisse

Die limnochemische Beurteilung der Biotope an der Jagst wurde für den Gesamtphosphor (Abb.2, TP) nach der chemischen Gewässergüteklassifikation der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), für die Chlorophyll a-Werte (Chl-a) nach Trophiegraden für kleine Stehgewässer (< 5 ha) durchgeführt.

Die neu angelegten Auen wiesen deutlich höhere TP-Werte als die Jagst auf. Typisch für diese Auen sind Frühjahrs- und Sommer- Algenblüten, die den Stehgewässercharakter dieser Biotope unterstreichen. In der Altaue Ailringen (Referenz) traten keine nennenswerten Algenblüten auf. Niedrige oder zur Jagst korrelierende TP-Werte zeigten die älteren Biotope. Algenblüten konnten hier nicht festgestellt werden, allerdings sind manche der älteren Auen deutlich makrophytendominiert, was auf Grund von Nährstoffkonkurrenz zu vermindertem Phytoplanktonwachstum führen kann.

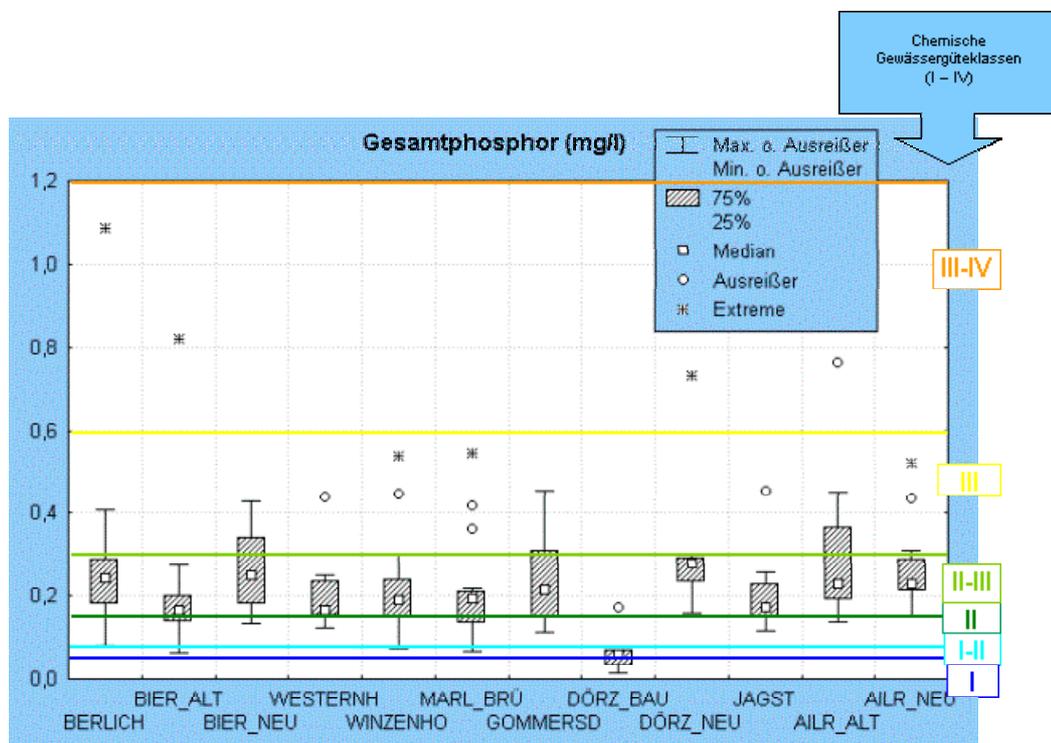


Abb. 2: Gesamtphosphor in der Jagst und in den Auebiotopen von 1999 bis 2001

3.3 Zoobenthosbiologische Ergebnisse

Verschiedene autökologische Parameter wurden mit dem Alter der einzelnen Probestellen korreliert; nachfolgend sind die Ergebnisse vorgestellt hinsichtlich Ernährungstyp, Habitatpräferenz und Lebensraum.

Bei den **Ernährungstypen** ist der Anteil an Sediment- und Detritusfressern (Abb.3a) in den jüngeren Biotopen (Symbol \circ) höher als in den älteren, einschliesslich der als Referenz dienenden Altaue (Symbol \bullet). Der Ernährungstyp der Holzfresser kommt ausschliesslich in der Altaue vor, was sich damit deckt, dass hier der höchste Totholzanteil vorhanden war (20%). Außerdem ist der Parasiten- und Räuberanteil (Abb.3b) in der Altaue ebenfalls am höchsten.

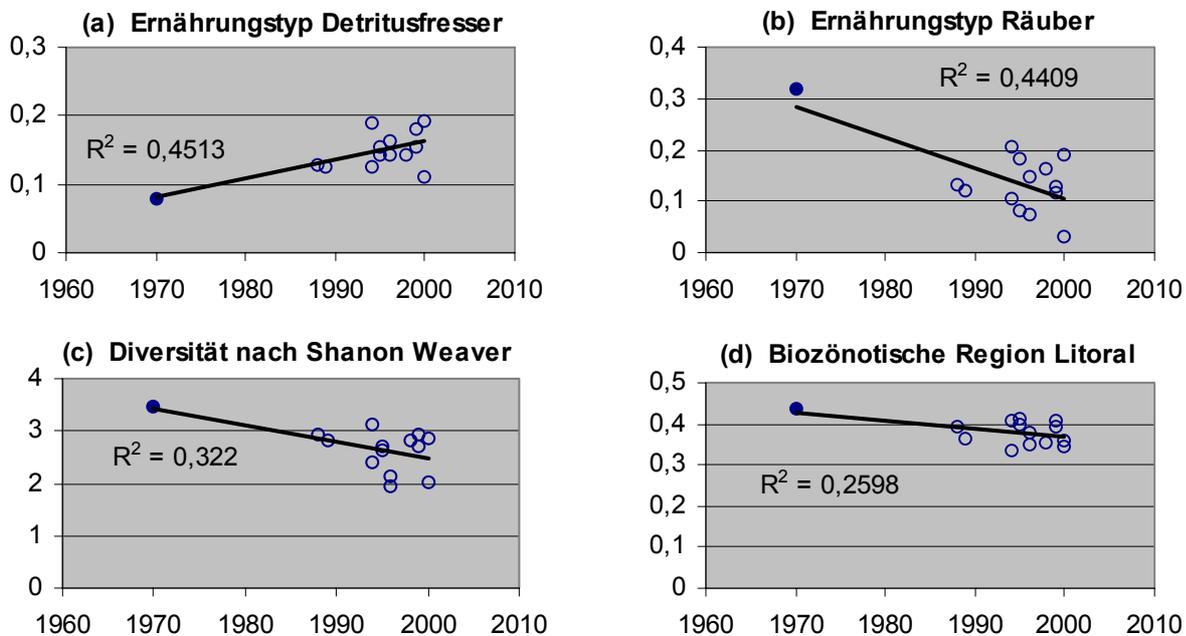


Abb.3: Graphische Darstellung verschiedenen Korrelationen

Die **Diversität** nach Shanon Weaver (Abb.3c) fiel bei der Altaue höher aus als bei den übrigen Gewässern; dies geht einher mit der Beobachtung, dass die festgestellte strukturelle Vielfalt in der Altaue ebenfalls am höchsten war.

In der Altaue wurde ein erhöhter Anteil an Arten vorgefunden, die der biozönotischen Region des Litorals zuzuordnen sind (Abb.3d), wobei hier der Abstand zu den anderen Probestellen nur gering war, da flachere Uferzonen bei allen Biotopen - mehr oder weniger stark ausgeprägt - vorhanden waren.

4 Vorläufige Beurteilung und Fazit

Biotopmaßnahmen mit Anschlusstyp A oder B, die eine permanente Verbindung zum Fließgewässerkörper haben, sind in der Lage, wasserchemische und -physikalische Schwankungen zu kompensieren. Bei zukünftigen Planungen sollte folglich zumindest ein Anschluss zum Fließgewässerkörper angestrebt werden. Eine entsprechende Umgestaltung bereits bestehender Standorte mit Anschlusstyp C erscheint unter diesem Aspekt ebenfalls sinnvoll.

Um bei den jüngeren Gewässerbiotopen eine zu starke Ausprägung eines Algent Teppichs zu vermeiden, sollte die Bepflanzung mit Jungweiden und -erlen wesentlich dichter als bisher gestaltet und darüber hinaus auch mehrjährige Bäume verwendet werden. Auch wäre es sinnvoll, wenn geplante Biotopmaßnahmen in vorhandene Ufergehölzbestände eingegliedert würden. Das Einbringen mannigfaltiger Habitatstrukturen wirkt sich positiv in Hinblick auf eine schnelle Besiedlung durch das Zoobenthos mit anschließender Nischenbildung und einer hohen Artendiversität aus.

Insgesamt entsprechen die neu geschaffenen Auebiotop-Strukturen bislang aufgrund der relativ geringen Entwicklungszeiten zwar noch nicht denjenigen funktionsfähiger Auen, jedoch sind gute Tendenzen erkennbar.

5 Literatur

AMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND BODENSCHUTZ (1993): Wasserwirtschaft und Bodenschutz - Biotopgestaltung. Hrsg. Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Künzelsau. 20 S.

FRANK, C., R. ASANG-SOERGEL & A. TEIWES (1995): Umfang von Umweltverträglichkeitsstudien in Auegebieten: Studie Fauna und Flora. Archiv für Hydrobiologie Supplementband 101 (3/4): 565-572.

GERKEN, B. (1988): Auen – verborgene Lebensadern der Natur. Rombach Verlag Freiburg.

Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrunde liegende Vorhaben der *Projektgruppe Kulturlandschaft Hohenlohe* wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 0339720 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Negativer Einfluss von Feinsedimenten auf die Wasserbeschaffenheit in Tieflandflüssen am Beispiel der Weißen Elster in Leipzig

Dietrich Uhlmann¹, Martin Eschenhagen⁴, Klaus-Peter Lange², Johannes Kranich², Ingrid Carmienke³, Carola Scheerer⁴

¹ Sächsische Akademie der Wissenschaften, Arbeitsgruppe Limnologie an der TU Dresden

² Ecosystems Saxonia G.m.b.H., Dresden

³ Staatliches. Umweltfachamt Leipzig

⁴ TU Dresden, Institut. für Mikrobiologie

Keywords: Sediment., Sauerstoffzehrung, Methan, Ammonium, Nitrifikation, Weiße Elster

Einleitung und Untersuchungsobjekte:

Die Weiße Elster entspringt in der Tschechischen Republik und mündet südlich von Halle in die Saale. Sie ist deren größter Nebenfluss und ein ehemaliges Lachsgewässer. Ihre Fließstrecke in der Leipziger Tieflandsbucht entspricht der Barben/Blei-Region, besteht aber im Stadtgebiet von Leipzig schon seit langem aus rückgestauten, parallel verlaufenden bzw. nur langsam fließenden Abschnitten. Das 0,34 km² große und 2,5 km lange Leipziger Elsterbecken (EB) begrenzt das Leipziger Stadtzentrum. Es liegt im Rückstau von drei Wehren und wurde in den Jahren 1912-1922 errichtet. Von diesen Wehren sind die für den Hochwasserfall wichtigsten überströmt und daher für Sedimente nicht durchgängig. Die Gründe für die Errichtung des EB und die Wahl der Beckenform waren nach HORLACHER (2000)

- Schaffung einer großen geschlossenen Wasserfläche mit anschließendem Park
- Nutzung als Regattastrecke nach dem Vorbild des Alsterbeckens in Hamburg
- Nutzung als Absetzbecken zur Gewinnung von Sediment für die Erhöhung des umliegenden Geländes im Interesse des Hochwasserschutzes.

Das EB unterliegt einer sehr starken Verschlammung, besitzt Feinsedimente bzw. Schlamm-bänke mit hohem organischen Anteil. Da die Sedimentmächtigkeit mit ca. 2 m wesentlich größer ist als die Wassertiefe (zwischen 0,45 m und 1,0 m), wird der O₂-Haushalt des Wasserkörpers hauptsächlich durch Prozesse im Sediment gesteuert. Die Abwasserbelastung der Weißen Elster hat sich nach 1990 infolge von Sanierungsmaßnahmen und Stilllegungen erheblich verringert. Dadurch ist ein individuen- und auch relativ artenreicher Fischbestand vorhanden.

Das EB wird durch Teilströme der Weißen Elster sowie der Pleiße gespeist, die kurz oberhalb einmündet. Durch die Wehre ist eine ausreichende Durchgängigkeit für die Fauna nicht gewährleistet. Die mittlere theoretische Verweilzeit des Wassers beträgt ca. 8 Stunden. Dadurch kann der Phytoplanktongehalt kaum ansteigen. Jedoch ist die Primärproduktion (wohl vor allem durch epipelische Mikroalgen) hoch genug, um deutliche Tag-Nacht-Schwankungen im Sauerstoffhaushalt hervorzurufen so dass eine Verschärfung der Minima möglich wird.

Die Abwasserbelastung der Weißen Elster und vor allem der Pleiße erreichten bereits in den dreißiger Jahren, in denen man bei Böhlen und Espenhain große Werke zur Benzinproduktion auf Braunkohlenbasis aus dem Boden stampfte, ein katastrophales Ausmaß. Ein Großteil des Pleißewassers wurde allerdings durch einen Mühlgraben umgeleitet, der später verrohrt wurde. Im Elsterbecken lag bei eigenen Untersuchungen im Jahr 1958 der Gehalt an gelöstem Sauerstoff im Hochsommer und bei Niedrigwasser dauerhaft nur im Bereich von einigen Zehntel Milligramm pro Liter (UHLMANN 1965). Von April bis Oktober betrug dementsprechend die O₂-Sättigung weniger als 10%. Da aber im Wasser stets Nitrat vorhanden war, trat kein Schwefelwasserstoff auf. Das Wasser besaß eine dunkelbraune Färbung, die vor allem auf Phenol-Oxidationsprodukte

zurückzuführen war. Der Gehalt an Ammonium-Stickstoff lag meistens nahe bei 10 mg/l. Immerhin kamen in strömungsschwachen Bereichen im Hochsommer und Herbst Massen von *Daphnia pulex* vor.

Derzeitig lagern nach MÜLLER et al. (1996) ca. 800.000 m³ Sediment im Elsterbecken. Dieses Sediment ist mit toxischen Schwermetallen belastet, stellt also auch unter diesem Aspekt eine Altlast dar. Die Entfernung dieser Sedimentmenge (ca. 330.000 t TM) ist sowohl ein ökologisches als auch ein finanzielles Problem. Die Aufwendungen für eine ordnungsgemäße Entsorgung könnten bis 120 Mio. € betragen.

Der durch mikrobielle Zehrungsprozesse bedingte Sauerstoff-Verbrauch in der Freiwasserregion hat sich jedoch infolge von Sanierungsmaßnahmen und Produktionsstillegungen an den oberliegenden Fließstrecken erheblich verringert. Der O₂-Gehalt entspricht meistens nahezu der Sättigung, die Ammonium-Konzentration ist nicht mehr erhöht.

Nach wie vor befindet sich über der mächtigen Sedimentschicht nur eine dünne Wasserlamelle. Gerade diese Funktion der Wirkung als Absetzbecken stellt das gegenwärtige Problem für die Bewirtschaftung des Elsterbeckens dar. Die zentrale Lage in Leipzig hat zu erheblichen Erwartungen hinsichtlich der zukünftigen Schauwirksamkeit des EB geführt. Dies würde sich jedoch nicht mit einem auch nur nennenswerten Risiko von Sauerstoffmangelsituationen bei hohen Temperaturen bzw. starkem Luftdruck-Abfall vereinbaren lassen. Deshalb sollten die O₂-Verbrauchsraten des Sediments besonders unter Freilandbedingungen gemessen und in ergänzenden Laborexperimenten die wesentlichsten Prozesse erfasst werden, die für eine episodische starke Abnahme des O₂-Gehaltes maßgebend sein könnten.

Untersuchungsmethoden:

Um Anhaltspunkte über die zu erwartenden Geschwindigkeitsbeiwerte der Sediment-O₂-Zehrung zu erhalten, wurden Freilanduntersuchungen und Laborexperimente durchgeführt. Verwendet wurden für erstere hauptsächlich in das Sediment eingerammte HDPE-Röhren von 10cm Innendurchmesser mit überstehendem Wasser. Der Wasserkörper wurde mit flüssigem Paraffin überschichtet und die O₂-Abnahme durch eine Elektrode (WTW) mit Rührwerk erfasst. Die Laborexperimente wurden in der Regel bei 20°C und bei 4°C in den Varianten: „unbelüftet“ (nur atmosphärischer O₂-Eintrag), „schwach belüftet“ und „Nitratzugabe“ mit jeweils 2 Parallelen durchgeführt.

Die Relation Sedimentvolumen zu Wasservolumen lag in allen Laboransätzen bei ca. 2 : 1. Erfasst wurden auch die O₂-Zehrung durch Austreibung und mikrobielle Oxidation von aufsteigendem Methan sowie die Bildung von Nitrit und Nitrat (Nitrifikation). Interstitialwasser aus dem oberen Horizont (0-5 cm) des Sediments wurde durch Abtrennung in 1 cm-Abständen sowie Aufbereitung durch Zentrifugation und Filtration gewonnen.

Zur Erfassung von Zeitverläufen erwies sich neben der Sauerstoffelektrode (24-h-Zehrung von suspendiertem Sediment) die in Bodenkunde und Abwassertechnik bewährte manometrische Methode als gut geeignet. (Der in der Gasphase des Reaktionsgefäßes verursachte Druckabfall aufgrund des O₂-Zehrung wird von einem elektronischen Drucksensor erfasst und gespeichert. Das entstehende CO₂ wird an einen Adsorber gebunden).

Ergebnisse:

Die in situ gemessenen O₂-Verbrauchsraten lagen bei Temperaturen um 20°C bei Werten um 4,0 g/m²*d. Die O₂-Zehrung der Altsedimente im EB war sehr viel höher, wirkte sich aber infolge der Abdeckung bzw. Isolation durch die seit etwa 1990 gebildete, ca. 10 cm dicke Sedimentschicht kaum aus. Wurde jedoch bei der Messung des O₂-Verbrauchs ein Teil des Altsediments mit dem überstehenden Wasser in Kontakt gebracht (durch leichte Resuspension mit einem dünnen Rohr), erhöhte sich die Zehrungsrate dramatisch, nämlich um mehr als 2 Größenordnungen. Aus **Abb. 1** geht hervor, dass dadurch der Verbrauch um den Faktor 152 anstieg.

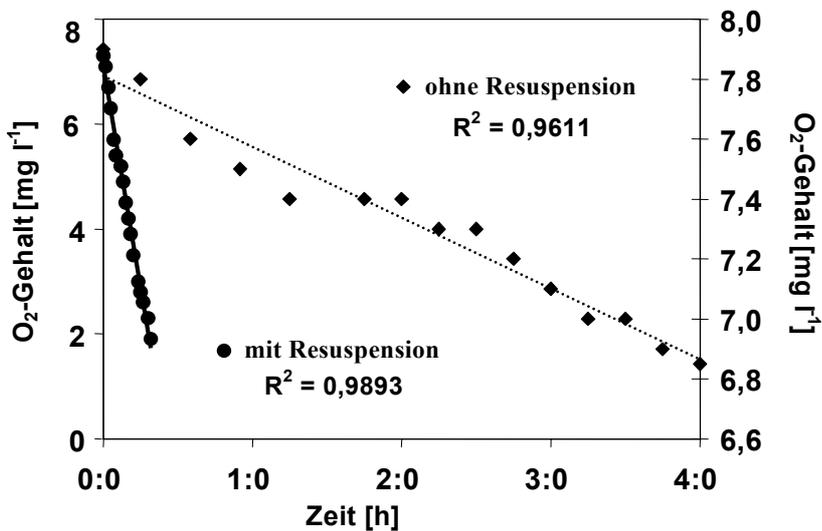


Abb. 1: Die in-situ-Zehrungsaktivität eines Sedimentkernes mit überstehendem Wasser im Elsterbecken bei Sommertemperatur nach schwacher Resuspension (links) im Vergleich zur Kontrolle (ohne Resuspension, rechte Ordinaten skala). Links: 27 g O₂/m²*h, rechts 0,18 g O₂/m²*h ($\approx 4,4$ g O₂/m²*d).

Dies bedeutet, dass im EB bei einer Temperatur von 20°C, einer Wassertiefe von 1m und der zu erwartenden (geringen) atmosphärischen Belüftung der O₂-Gehalt in nur 20 Minuten von der Sättigungskonzentration bis auf 0 mg/l absinken würde. Wurde hingegen die Zehrungsrate im Labor bestimmt (**Abb. 2**), war der Unterschied zwischen den hierbei angesetzten Proben von altem und neuem Sediment bei weitem nicht so groß.

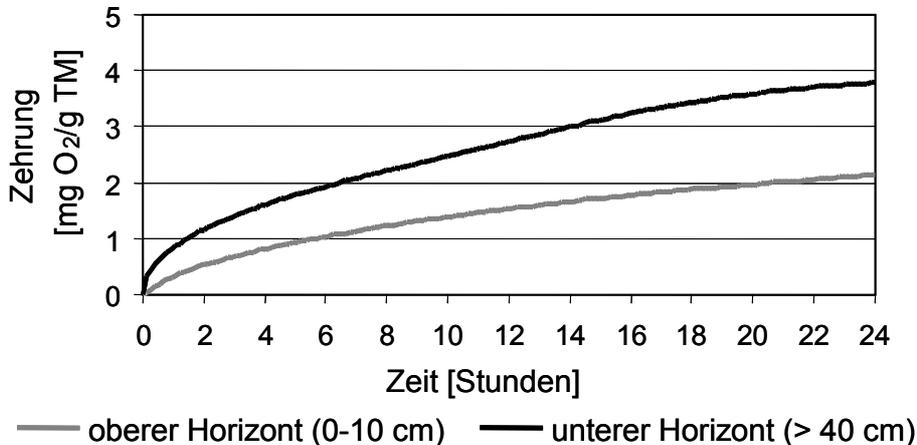


Abb. 2: Manometrische Erfassung der Sauerstoffzehrung von Sedimentproben des Elsterbeckens aus zwei verschiedenen Tiefenhorizonten (0-10cm und 40-50cm).

Es muss aber angenommen werden, dass die in-situ erfassten Werte der tatsächlichen Situation im Gewässer näher kommen, da schnelle Oxidationsprozesse insbesondere im Zeitraum zwischen Sedimententnahme und Versuchsdurchführung nicht ausgeschlossen werden können. Die aus **Abb. 1** ersichtliche starke O₂-Abnahme ist wahrscheinlich auf Oxidation von Eisensulfiden zurückzuführen.

Die Methankonvektion steht unter den Prozessen, die den Kontakt zwischen Sediment und Wasserkörper erhöhen, oftmals an erster Stelle (OHLE.1958). Vor Jahrzehnten war das Elsterbecken stark belastet. Aus dem Sediment stiegen große Mengen von Gasblasen auf. Wie **Abb. 3** zeigt, kann der Einfluss einer Austreibung durch Methan sowie die mikrobielle Methanoxidation auf den

Sauerstoffgehalt im überstehenden Wasser auch jetzt noch eine Rolle spielen. Dies gilt vor allem bei einer Kombination von starkem Luftdruckabfall (Präfrontal-Lage) und hoher Temperatur. Im Laborversuch mit verringertem Luftdruck fiel der O₂-Gehalt innerhalb von 5 min um fast 4 mg/l ab. Das entspricht rechnerisch einem Verbrauch von ca. 20 g/m²h!

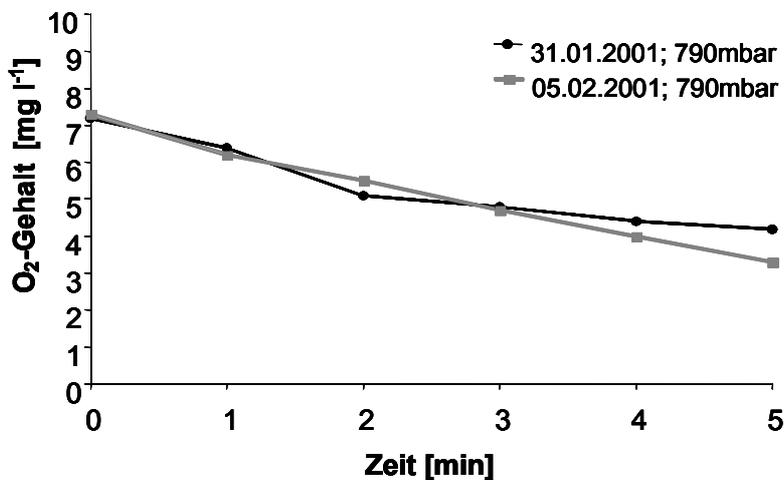


Abb. 3: Zwei aufeinanderfolgende Laborexperimente (bei 20°C) zur Auswirkung einer Senkung des Luftdruckes auf den Sauerstoffgehalt in einer Wasser/Sediment-Säule. O₂-Abnahme infolge des Aufsteigens von Methanblasen und einer Methanoxidation. (Sediment-Material von einer Schlammbank der Weißen Elster)

Zu den Faktoren, die in den untersuchten Gewässerabschnitten eine starke Inanspruchnahme des Sauerstoffvorrats bewirken können, gehört des weiteren die Nitrifikation, und zwar dann, wenn durch Luftdruck-Abfall aus dem Schlamm nicht nur Gas, sondern gleichzeitig aus dem Interstitialwasser auch Ammonium freigesetzt wird (Methankonvektion).

Umwandlungen von Stickstoffverbindungen. Die mikrobiell bedingte Abnahme von Ammonium erwies sich, nicht unerwartet, im Laborexperiment als sehr stark temperaturabhängig. Die NH₄-Konzentration blieb auch bei schwacher (Zusatz)Belüftung bis etwa zum 30. Versuchstag fast unverändert hoch, nahm danach innerhalb von 5 Tagen erheblich ab. Im Vergleich zur direkten O₂-Zehrung war aber der tatsächliche Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation geringer als erwartet. Im Interstitialwasser traten, wie aus **Abb. 4** ist zu entnehmen ist, bei 20°C NH₄-Konzentrationen bis 14 mg/l auf. Dies bedeutet einen erheblichen O₂-Bedarf (drei Grammatome O₂ pro Grammatom N).

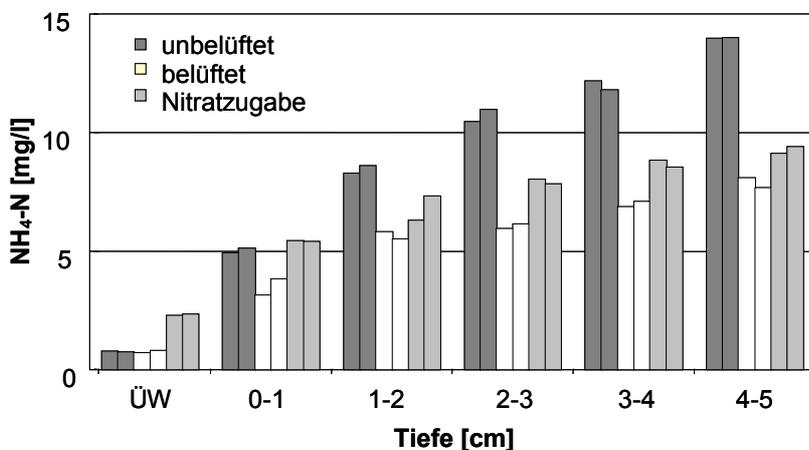


Abb. 4: Anreicherung von Ammonium im Interstitialwasser des Sediments der Weißen Elster bzw. des Elsterbeckens (Laborexperiment).

Nach einer episodischen Freisetzung von Ammonium wären vor allem bei erhöhtem pH-Wert sehr negative Auswirkungen auf den Fischbestand in der unterhalb gelegenen Fließstrecke mit dichtem Bestand an submersen Makrophyten nicht auszuschließen. Der Nitratverbrauch durch das Bodensediment war, gemessen am Verbrauch von molekularem Sauerstoff, sehr gering. Er betrug im Laborexperiment (als Sauerstoff), bei 20°C ca. 0,6 mg/l*d, bei 4°C ca. 0,2 mg/l*d. Jedoch war das Denitrifikationspotential im Elsterbecken (gemessen mit der Acetylen-Blockierungstechnik), im Elsterbecken mindestens doppelt so hoch wie in den oberliegenden Wehrstauen (C. Münch, persönl. Mitt.), deren Sediment sich nach 1990 wesentlich stärker erneuert hat. In den Versuchen mit Nitratzugabe erhöhte sich im überstehenden Wasser der Ammoniumgehalt signifikant, was auf eine (bei Sedimenten schon wiederholt beobachtete) mikrobielle Nitratammonifikation hindeutet.

Das Sediment des Elsterbeckens als Zeitbombe?

Das Risiko einer starken Schädigung empfindlicher Organismen wäre dann hoch, wenn mehrere ungünstige Faktoren kombiniert wirken:

- Im Hochsommer/Frühherbst: O₂-Schwund durch episodische Freisetzung und verstärkte mikrobielle Oxidation von Methan infolge starken Luftdruckabfalls in Kombination mit Wasser- und Sediment-Temperaturen >20°C. Im Extremfall könnte der O₂-Gehalt in kurzer Zeit so stark absinken, dass selbst Fischen nicht die für eine Abwanderung erforderliche Zeit bleibt.
- Im Frühjahr/Frühsummer: Bildung von undissoziiertem Ammoniak infolge von starkem pH-Anstieg durch Unterwasserpflanzen oder Algen. In der unmittelbar anschließenden Fließstrecke kann dies zu Fischsterben führen. Mit einer starken episodischen NH₄⁺-Freisetzung aus dem Porenwasser von Schlammablagerungen infolge Methankonvektion muss gerechnet werden (vgl. Abb. 4).

Normalerweise wird die enorme Reduktionskraft, die im Schlamm akkumuliert ist, durch die Abdeckung mit Sediment von höherem Mineralgehalt und Redoxpotential in ihren Auswirkungen auf den Wasserkörper stark gedämpft. Diese ca. 10 cm starke Oberflächenschicht ist leicht an der unterschiedlichen Färbung zu erkennen (grau, nicht tiefschwarz wie das darunterliegende Sediment).

Der für die Gütebewirtschaftung des Gewässers entscheidende „worst case“ ist dann gegeben, wenn infolge einer Druckentlastung große Mengen von Methan aus dem Sediment entweichen und im Wasserkörper sehr schnell den gelösten Sauerstoff austreiben. Ein solches Extremereignis hängt sehr stark von der Wetterlage ab und ist noch viel schwerer vorherzusagen als Niederschlags-Abfluss-Beziehungen bzw. Extremhochwässer. Auch die Risiken einer Offenlegung der O₂-zehrenden Altlasten durch Abtragung der oberen Sedimentschichten sind noch weitgehend unbekannt.

Das Leipziger Elsterbecken befindet sich in touristisch bevorzugter Lage und ist Gegenstand hoher Erwartungen im Hinblick auf zukünftige Schauwirksamkeit. Es soll im Zusammenhang mit der Modernisierung des Stadionkomplexes noch aufgewertet werden. Gefordert wird nach wie vor eine möglichst große geschlossene Wasserfläche. Die Risiken, die mit einer „Offenlegung“ der Altlasten durch Entschlammungs-Maßnahmen verbunden sind, können keinesfalls als unerheblich betrachtet werden. Bereits eine zu schnelle Stauspiegel-Absenkung im Interesse einer Trockenlegung könnte eine Druckentlastung nach sich ziehen, die im Sommer für eine massive Methan-Freisetzung ausreicht.

Literatur

ARBEITSGEMEINSCHAFT ECOSYSTEM SAXONIA, SÄCHS. AKAD. D. WISSENSCH., IDUS (2002) Gutachten zur Bewirtschaftung der Weißen Elster im Bereich von Zeitz bis zur Mündung in die Saale. Staatliches Umweltfachamt Leipzig, Buna SOW Leuna Olefinverbund GmbH Schkopau, Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft m.b.H Theißen

HORLACHER, H.-B. (2000): Variantenuntersuchung zur Reduktion der Sedimentablagerungen und langfristigen Stabilisierung des Sedimenthaushaltes im Elsterbecken der Stadt Leipzig. Unveröffentlichte Studie der TU Dresden, Institut für Wasserbau und THM im Auftrag der LTV Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen/ Talsperrenmeisterei Untere Pleiße, Rötha

MÜLLER, A., HANISCH, C., ZERLING, L., LOHSE, M., WALTHER, A. (1998): Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. Abhandl. Sächs. Akad. d. Wissensch. Leipzig Math.-Nat. Kl. 58 H.6 (1-199).

OHLE, W. (1958): Die Stoffwechselfynamik der Seen in Abhängigkeit von der Gasausscheidung ihres Schlammes. Vom Wasser 25, 127-149

UHLMANN, D. (1965): Beitrag zur Limnologie extrem nährstoffreicher Flachgewässer. I. Sauerstoff, Nährstoffe. Wiss. Z. Univ. Leipzig, Math. Nat. R. 14, 359-411

Die Verfasser danken Herrn Dr. Lutz Zerling, Arbeitsgruppe „Schadstoffdynamik in Einzugsgebieten“ der Sächsischen Akademie der Wissenschaften, für wertvolle Hinweise.

Anschrift: Prof. Dr. D. Uhlmann, c/o Inst. f. Hydrobiologie der TU, 01062 Dresden,
E-mail uhlmann@rcs.urz.tu-dresden.de

BAIER, B. & J. BÖHMER: Die ökologische Bewertung von Stehgewässern anhand der Makrozoobenthosfauna	31
BAUER, U & E. VON ELERT: Inhibition von Proteasen aus Därmen von Daphnien	276
BERENZEN, N., HÜMMER, S., LIESS, M. & R. SCHULZ: Ökotoxikologische Beurteilung von Pflanzenschutzmittel-Peak-Belastungen aus Kläranlagen im Vergleich zu Einträgen über Runoff	581
BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., PROBST, M., SCHULZ, H., LIESS, M. & R. SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 1. Simulation und Messung	590
BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., PROBST, M., SCHULZ, H., LIESS, M. & R. SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft: 2. Bewertung	596
BERGER, S., DIEHL, S., PTACNIK, R. & R. WÖHRL: Influence of mixing depth and background turbidity on phytoplankton biomass, light and nutrients: field enclosure experiments	224
BIERSCHENK, A., BIERSCHENK, B. & M. SCHIRMER: Sukzession eines neu angelegten, tidebeeinflussten Seitengewässers in der Brackwasserzone der Unterweser	565
BIRK, S.: Überblick über die Methoden zur Fließgewässerbewertung in Europa	109
BLANKE, D. & H. SCHULZ: Situation des Edelkrebses (<i>Astacus astacus</i> L.) sowie weiterer Flusskrebsarten in Niedersachsen	385
BORNSCHEIN, S., WOLLMANN, K. & D. LEBMANN: Die Makrozoobenthosbesiedlung von Tagebauseen der Lausitz	498
BÖTTCHER, G., GRÜTZMACHER, G. & I. CHORUS: Microcystinabbau unter anoxischen Bedingungen am Beispiel der Uferfiltration	773
BRENDELBERGER, H., WEICHBRODT, S. & B. LÖSKEN: Omnivorie bei <i>Asellus aquaticus</i> und <i>Gammarus pulex</i>	320
BRINKER, A. & R. RÖSCH: Eine schnelle, hochauflösende Methode zur Bestimmung der Größe von suspendierten Partikeln in Fischzuchten	420
BRÜDERN, U., LINKE, A., ZACHER, K., WEIDEMANN, W. & S. KUNST: Eignung und Bedeutung von Makrophyten für abwasserbelastete Gewässer	704
BRUNS, S.: Tiefenwasserbelüftung Runstedter See	711
BUCHBERGER, C., BRÜDERN, U. & W. WEIDEMANN: Bedeutung von Lemnaceae für die Biologie abwasserbelasteter Stillgewässer	708
CARMLENKE, I.: Erholungsnutzung an Gewässern in der Bergbaufolgelandschaft – Fragen und Probleme aus limnologischer Sicht	529
CHIM CHAN, O, ULRICH, A. & P. CASPER: Rapid assessment of methanogenic communities in lake sediments of various trophic states by T-RFLP genetic fingerprint	196
DEMBINSKI, M., JAHN, W., HOMMEN, U., SCHÄFERS, CH. & J. F. GONZALEZ-VALERO: Untersuchung von aquatischen Makrozoen in Gräben des Obst-Anbau-Gebietes "Altes Land" zur Risikoabschätzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln.	602
DIENEMANN, C., DIENEMANN, H., DUDEL, G.E., BRACKHAGE, C. & L. STOLZ: Selektive Akkumulation von Radionukliden und Arsen in natürlichen Feuchtgebieten und künstlichen Fließstrecken	779

DOMMERMUTH, M., FISCHER, J. & K. WENDLING: Ökologische Gewässerbewertung nach der EU-WRRL anhand des Makrozoobenthos – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“	157
ECKARTZ-NOLDEN, G. & M. NOLDEN: Untersuchung von stehenden Gewässern im Rahmen der Gewässergüteüberwachung NRW am Beispiel der Ville-Seen	534
EFFENBERGER, M., SIGL, G. & C. MATTHAEI: Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität und lokaler Habitats-Parameter für die Besiedlung wirbelloser Tiere in einem Wildbach	785
EGGERS, T. O.: Verbreitungsmuster neozoischer Malacostraca in norddeutschen Schifffahrtsstraßen	323
EHLERS, K. & S. BRUNS: Externe Phosphor-Elimination mit dem Bodenfiltersystem Neptun	717
FELD, C. K. & B. BIS: Was ist der „sehr gute ökologische Zustand“ nach EU-WRRL für mittel-große Sandflüsse des Tieflands?	19
FINK, P. & E. VON ELERT: Chemosensorische Futterwahl limnischer Gastropoden	329
FISCHER, J., ERNSTBERGER, H., KRAUSE, M., LINNENWEBER, C. & K. WEPPLER: Ermittlung signifikanter anthropogener Belastungen von Oberflächenwasserkörpern – Erfahrungen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“	162
GEHLHAR, M., BOLLMOHR, S., HAHN, T. & R. SCHULZ: Einfluss von Organophosphaten auf non-target Organismen in einem südafrikanischen Ästuar	751
GIELES, K.: Ökologische Auswirkungen der Wasserableitung aus gefassten Quellen zur Trinkwasserversorgung durch den Zweckverband zur Wasserversorgung der Aschafftalgemeinden	75
GIMPEL, K.: Populationsökologische Untersuchungen an isolierten Edelkrebsbeständen (<i>Astacus astacus</i> L.) in Fließgewässern.	390
GOLDSCHMIDT, T. & R. GERECKE: Zur Kenntnis der Wassermilbenfauna (Acari, Hydrachnidia) in Fließgewässern und Quellen auf Madagaskar.	755
GONSIORCZYK, TH., WAUER, G., CASPER, P. & R. KOSCHEL: Restaurierung des Tiefwarsensee (Mecklenburg-Vorpommern), Erste Ergebnisse einer hypolimnischen Al- und CaCO ₃ -Fällung	723
GUMPINGER, C. & S. SILIGATO: Das Artenschutzprojekt Flussperlmuschel in Österreich	402
GUTOWSKI, A. & J. FOERSTER: Bewertung von Fließgewässern mit Phytobenthos (ohne Diatomeen) zur Umsetzung der WRRL	80
HAAS, G.: The importance of invasive predatory amphipod <i>Dikerogammarus villosus</i> for the macroinvertebrate community in the Rhine river	337
HAASE, P., BÖHMER, J. & D. HERING: Verbundprojekte zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland (Qualitätskomponente: Makrozoobenthos)	9
HAESLOOP, UWE: Das Grabensystem des NSG „Westliches Hollerland“, Bremen – Lebensraum einer außergewöhnlich bemerkenswerten Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos)	342
HAHN, H. J.: Untersuchungen zur zeit-räumlichen Verteilung von Grundwassertieren – Erste Ergebnisse	479
HAIDEKKER, A.: Untersuchungen zum anthropogen beeinflussten Temperaturhaushalt eines Fließgewässers im Mittelgebirge am Beispiel der Lenne	348

HOFFMANN, A., MISCHKE, U. & J. RÜCKER: Pigmente in Sedimenten ungeschichteter Flachseen Brandenburgs -ein paläolimnologischer Ansatz	58
HOFFMANN, A., RÜCKER, J. & U. MISCHKE: Pigmente in Sedimenten ungeschichteter Flachseen Brandenburgs - ein paläolimnologischer Ansatz zur Leitbildermittlung	63
HOFMANN, H., HEMM, M., GASSERT, E. & D. LEBMANN: Beispiel für eine GPS-Echolot-Kopplung zur Erstellung einer bathymetrischen Karte und Bestimmung morphometrischer Parameter (Tagebausee Mortka, Ostachsen)	492
HOFMANN, R.: Mehrjährige Untersuchungen an zwei Kleinbadeteichen in Sachsen	791
HORN, W.: Das Crustaceen-Plankton in der oligotrophen Talsperre Neunzehnhain II – Dynamik und Struktur vor dem Abstau und nach der Neuflutung	300
HÜBNER, G. & U. BRAUKMANN: Makrozoobenthos der unteren Werra und ihrer Hauptzuflüsse – Eine erste Analyse des naturräumlichen Wiederbesiedlungspotenzials	354
HÜLSMANN, S., W. M. MOOIJ & J. VIJVERBERG: Infochemikalien versus Größenselektion: Effekte von juvenilen Fischen auf die Life history und Demographie von Daphnien	270
HÜNKEN, A. & M. MUTZ: Neureclipsis bimaculata (Trichoptera: Polycentropodidae) in Tagebaugewässern mit extremen Umweltfaktoren	503
IBISCH, R. B., INGENDAHL, D. & D. BORCHARDT: Dynamik von Stoffumsatzprozessen im hyporheischen Interstitial eines anthropogen belasteten Mittelgebirgsflusses	473
JANDER, J. & B. NIXDORF: Nachweis von Auto-, Mixo- und Heterotrophie des Planktons in sauren Tagebauseen mit der Mikroautoradiographie (MARG)	513
JANZEN, L. & A. LORENZ: Chironomidae (Zuckmücken) in unterschiedlichen Fließgewässertypen und deren morphologische Degradationsstufen	87
JÄSCHKE, K., WINKELMANN, C., PÖTSCHKE, G. & J. H. E. KOOP: Der Einfluss von Nahrungsmangel auf den Reservestoffhaushalt von Rhithrogena semicolorata (Ephemeroptera)	358
JERGENTZ, S., MUGNI, H., BONETTO, C. & R. SCHULZ: Aquatische Ökotoxikologie von Pestiziden in der argentinischen Pampa	612
KASTEN, J.: Das Phytoplankton des Unteren Odertales im Vergleich mitteleuropäischer Auengebiete	235
KIEL, E.: Untersuchungen zum Vorkommen von Leptophlebia vespertina (L., 1767) (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) in Hochmoorregenerationsflächen	362
KLEINWÄCHTER, M., EGGERS, T. O. & A. ANLAUF: Makrozoobenthos und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für verschiedene Buhnentypen der mittleren Elbe	466
KORCZYNSKI, I, MÜLLER, J. & J. MATHES: Monitoring der Kleinseen in Mecklenburg-Vorpommern: Untersuchungsprogramm und Ergebnisse	52
KÖRNER, S.: Rekonstruktion der submersen Flora in Brandenburger Flachseen mithilfe makrofossiler Reste	68
KRAMM, S., FELD, C. K. & D. HERING: Vergleichende Untersuchung der Besiedlung von Hartsubstraten durch Makroinvertebraten in Sandbächen	367

KRECH, M., BIELE, S., SCHLUNGBAUM, G., FREUDENBERG, K. & B. VOIGT: Leitbildorientiertes Entwicklungskonzept für die Sanierung und Restaurierung von Übergangsgewässern am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette Ein Beitrag zur fachlichen Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern	550
KRÖWER, S. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Räumliche Verteilung der Ciliaten im Benthal der mittleren Elbe - ein Frühjahrsaspekt	443
KUSBER, W.-H., JAHN, R. & U. GEISLER: Datensammlung für eine Rote Liste und Florenliste der Zieralgen und Diatomeen Berlins	796
KUSSEROW, R., MÄHLMANN, J., BOBSIN, U., RÖSKE, I., DUMKE, R., ARNOLD, R. & H. FUCHS: Einsatzmöglichkeiten der Dreikantmuschel (<i>Dreissena polymorpha</i>) als biologisches Filter und Wasserhygiene-Monitor I. Einschätzung der Kondition in verschiedenen Untersuchungsgewässern	688
LANGE, A., ZIMMERMANN-TIMM, H. & C.-J. SCHULZ: Die Versalzung der Thüringer Gewässer gestern und heute – am Beispiel der Datensammlung der AG Limnologie in Jena	570
LAUNHARDT, A. & M. MUTZ: Totholz statt Steine, eine Alternative für Sohlgleiten in abflussschwachen Sandbächen	699
LEBMANN, D., HASELHUHN, I., NIXDORF, B. & M. HEMM: Aspekte der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie an Tagebauseen	13
LEWANDOWSKI, J., SCHAUSER, I. & M. HUPFER: Untersuchungsprogramme im Vorfeld von Seenrestaurierungen	735
LORENZ, A., KIRCHNER, L. & C. K. FELD: Wie viel ist genug? Untersuchungen zur Mindestindividuenzahl für die Fließgewässerbewertung mit der AQEM-Methode	92
LÜDERITZ, V. & U. LANGHEINRICH: Entwicklung von Auenaltwässern – Möglichkeiten, Konzepte, Erfolge	741
MAABEN, S., RÖSKE, I. & D. UHLMANN: Der Einfluss der Metallzusammensetzung auf die P-Freisetzung von Talsperrensedimenten	646
MÄHLMANN, J., ARNOLD, R. & H. FUCHS: Technische Textilien für den Einsatz in der angewandten Limnologie	693
MAIBAUM, J., BLÖCHL, A. & W. WEIDEMANN: Hydrobiologische Untersuchungen mit Mesokosmen in einem hypertrophen Kiesabbaugewässer in der Weseraue	538
MARTIN, P. & R. BRINKMANN: Zur Eignung der Wassermilben als Bioindikatoren in Fließgewässern – vorläufige Befunde aus Baden-Württemberg	413
MARTIN-CREUZBURG, D. & E. VON ELERT: Futterqualitätsunterschiede im Phytoplankton: Die Bedeutung von Sterolen für das Wachstum von Daphnien	280
MATHES, J., PLAMBECK, G. & J. SCHAUMBURG: Der Entwurf zur Seentypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU	47
MATTHES, M.: Wie entstehen Tiefenchlorophyllmaxima in eutrophen Gewässern? Ein Fallbeispiel	747
MATZKE, D. & H. J. HAHN: Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken	485
MEILINGER, P., SCHNEIDER, S. & A. MELZER: Makrophyten zur Ökologischen Bewertung von Fließgewässern – Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	132

MEYER, A., GERLACH, P., ILLIES, E. & E. I. MEYER: Karstquellen und quellnahe Karstbäche der Paderborner Hochfläche – eine hydrologisch-faunistische Charakterisierung eines regionalen Bachtyps	373
MINNING, M., LEIPE, T. & G. SCHERNEWSKI: Auswirkungen der regelmäßigen Kanalausbaggerungen auf die Trophie des Stettiner (Oder) Haffs	554
MISCHKE, U., BEHRENDT, H. & B. NIXDORF: Was kann Phytoplankton für die Bewertung von Fließgewässern nach der WRRL leisten?	83
MÖLLGAARD, M., KASTEN, J. & W.-H. KUSBER: Chrysophyceae im Unteren Odertal: Umweltdaten und Vorkommen	240
MOSER, H. & U. VEIT: Ökotoxikologische Testverfahren mit Makrophyten	627
NEUMANN, M.: ILMAX: Ein Online Content Management System über Anthropogene und natürliche Störungen im Fließgewässersystem Ilm – Grundlagen für ein konzeptionelles Modell	169
NIESEL, V., CHORUS, I., SUDBRACK, R., WILLMITZER, H. & E. HOEHN: Das Auftreten von problematischen Phytoplanktonarten in Talsperren	681
ORENDT, C.: Sensible Indikation gewässerökologischer Zustandveränderungen anhand von Chironomiden auf Kunstsubstraten	138
PAKERT, M., FILIPOV, E. & S. KUNST: Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen II: Abbau- und Adsorptionsverhalten beim Faulprozess	639
PAULS, S., LUMBSCH, TH. & P. HAASE: Genetische Isolation von <i>Drusus discolor</i> RAMBUR 1842 (Trichoptera: Limnephilidae) in montanen Mittelgebirgen Mitteleuropas – Erste Ergebnisse	378
PETERS, R., SIEMENS, K. & TH. PETZOLDT: Neuronale Netze als Hilfsmittel zur Prognose der Gewässergüte in Talsperren bei veränderter Bewirtschaftung	652
PETZOLDT, T. & K. SIEMENS: Computer oder Limnologe? Anwendungsmöglichkeiten eines ökologischen Seenmodells	658
PLANK, A., ZIMMERMANN-TIMM, H. & L. FÜREDER: Was zuckt in der Elbe? - Verteilung der Chironomidae unter besonderer Berücksichtigung der Schwebstoffdynamik	455
POEPPERL, R., MEYER, A. & E. I. MEYER: „Flumagis“ – Flusseinzugsgebietsmanagement mit Geoinformationssystemen	174
POHL, B., HAMMERS-WIRTZ, M. & H. T. RATTE: Bewertung von anthropogen stark belasteten kleinen Fließgewässern mit Hilfe ausgewählter ökotoxikologischer Testsysteme am Beispiel der Nette (NRW)	608
POHLON, E., SCHUBOTZ, D., ZIMMERMANN-TIMM, H. & C.-J. SCHULZ: Auswirkungen der Versalzung auf die Nitrifikation in Nordthüringer Fließgewässern	574
POTTHOFF, M. & E. I. MEYER: Methoden zur Erfassung der Sedimentumlagerung und Interstitialsauerstoffsättigung in Fließgewässern mit sandiger Sohle	202
PRAST, M., BERGFELD, T., SCHÖL, A., MÜLLER, D. & H. ARNDT: Dynamics of heterotrophic nanoflagellates in two large rivers (Rhine and Mosel)	315
PROBST, M., BERENZEN, N., LENTZEN-GODDING, A., LIESS, M. & RALF SCHULZ: Informationssystem zur ökotoxikologischen Bewertung der Gewässergüte in Bezug auf Pflanzenschutzmitteleinträge aus der Landwirtschaft Systemaufbau und Anwendungsmöglichkeiten	585

PROBST, M.: Praktische Umsetzung der EU-WRRL in Niedersachsen: Erfassung und Bewertung. - Die Gewässerinformationssysteme BOG-2000 und BOG-Archiv	180
RADAU, T. S., STURM, A., HAHN, T. & R. SCHULZ: Acetylcholinesterase als Biomarker für den Einfluß von Organophosphat-Insektiziden auf die Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>) in einem südafrikanischen Fluß	616
RAWER-JOST, C. & J. BÖHMER: Die Auswahl und Evaluierung von Indizes zur Entwicklung eines multimetrischen Verfahrens oder Der Teufel steckt im Detail	114
REICHWALDT, E. & H. STIBOR: Ein Laborversuch zu den Auswirkungen der tagesperiodischen Vertikalwanderung des herbivoren Zooplanktons auf das Phytoplankton	230
REINTJES, N. & K. E. LINSENMAIR: Das aquatische System einer westafrikanischen Savanne aus der Sicht der auch- und Schwimmkäfer (Coleoptera: Noteridae, Dytiscidae) Bedeutung temporärer und permanenter Gewässer	761
RINKE, K. & T. PETZOLDT: Einfluß von Temperatur und Futter auf Wachstum und Vermehrung von <i>Daphnia</i> : Ein semi-empirischer Modellansatz	285
RISSE, U. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Turbulenz und Stauung – Einfluss von Querverbauungen auf die Ciliatenverteilung im Rhithral der Elbe	449
RÖDIGER, S., SCHERNEWSKI, G. & M. ZETTLER: Die Makrozoobenthosbesiedelung des Oderhaffs vor dem Hintergrund der EU- Wasserrahmenrichtlinie	560
ROLAUFFS, P.: Ökologische Bewertung von Fließgewässern: Integrierende Einflüsse des Einzugsgebietes oder lokale Gewässermorphologie? Was ist entscheidend für die Biozönose? Eine Frage der Skalierung.	98
ROLINSKI, S. & T. PETZOLDT: Simulation des Einflusses der thermischen Struktur auf die Dynamik der Frühjahrmassenentwicklung mit dem Gewässergütemodell SALMO	664
ROTTERMUND, U.: Fischereiliche Bewirtschaftung und nachhaltige Entwicklung von Abtragungsgewässern auf Grundlage praxisnaher und nutzergeführter Erfassungen	543
RÜCKER, J. & A. LIEPELT: Pigmentbestimmung in sauren Tagebauseen - Probleme und Lösungsansätze	207
SCHAUMBURG, J. & U. SCHMEDTJE: Erarbeitung eines leitbildbezogenen Bewertungsverfahrens mit MAKROPHYTEN und Phytobenthos zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	
SCHAUMBURG, J., KÖPF, B., SCHRANZ, C., HOFMANN, G. & S. SCHNEIDER: Gewässertypbezogene Trophieklassifizierung als Metric für ökologische Seenbewertungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	44
SCHMIEDER, K., DIENST, M. & W. OSTENDORP: Schilffrontdynamik nach dem Extremhochwasser 1999 am Bodensee - Ergebnisse nach 2 Jahren Monitoring	246
SCHMITT-JANSEN, M., KÜSTER, A. & R. ALTENBURGER: Untersuchung schadstofftoleranter Aufwuchsgemeinschaften als ein Instrument zur Bewertung von Schadstoffen in Gewässern	621
SCHRÖDER, TH.: Diapause in Monogonont Rotifers from Permanent and Temporary Habitats – A Comparison of Different Subpopulations	309
SCHULTZE, M. & T. RUSCHE: Flutung zweier meromiktischer Tagebauseen – Entwicklung des Wasserchemismus	519

SCHULZ, C.-J., BILLERT, K., MICHEL, J., THOMA, U. & N. WENZL: Thüringer Leine – Bestandsaufnahme eines Flussgebietes	145
SCHULZ, H., PRZEMYSŁAW Ś., WENDT, H. & R. SCHULZ: GIS-gestützte Bestandsanalyse von Flusskrebse in Nordostbrandenburg und Nordwestpolen als Basis für die Ableitung von angepassten Schutzstrategien	396
SCHULZ, M., RINKE, K. & J. KÖHLER: Quantifizierung der durch Makrophyten induzierten Nährstoffretention in der Müggelspree	252
SCHUMPELICK-DEUSCHEL, B.: Abundanzen, Zyklomorphose und Reproduktivität von <i>Bosmina</i> und <i>Eubosmina</i> in zwei verschiedenen Seen	269
SCHWAHN, J.: Zur Fischfauna des Pendjari-Nationalparks in Benin (Westafrika)	766
SCHWARTZ, R. & H.-P. KOZERSKI: Die Bedeutung von Bühnenfeldern für die Retentionsleistung der Elbe	460
SCHWARZE-SCHARFENBERG, B., FILIPOV, E. & S. KUNST: Austrag von Estrogenen aus Kläranlagen I: Abbau- und Adsorptionsverhalten im Belebungsbecken	633
SCHWEDER, H., GRÜNEBAUM, TH., MORGENSCHWEIS, G., NUSCH, E. A. & M. WEYAND: Verbesserung der Gewässerstruktur im Einzugsgebiet der Ruhr im Hinblick auf den guten Zustand der Gewässer – Kostenschätzung	151
SEIFERT, J.-P., PÄTZOLD, R., HAKE, H. & A. ANDERS: Lasergestützte fluoreszenzspektroskopische Untersuchungen von Cyanobakterien	212
SIEMENS, K. & TH. PETZOLDT: Simulation der Gewässergüte der Talsperre Bautzen in Abhängigkeit von hydrologischem Regime und Bewirtschaftungsdruck	669
SIGL, G., MATTHAEI, C. & C. TOWNSEND: Die Bedeutung der kleinräumigen Sohlstabilität für benthische Algen, Primärproduktion und benthische Bakterien im Fließgewässer	801
SILIGATO S. & C. GUMPINGER: Wiederherstellung der longitudinalen Durchgängigkeit von Fließgewässern: Planung, Umsetzung und Perspektiven	126
SIPOS, V. K., FALUSI, E., VEIT, U. & A. KOHLER: Ungarische Donaukanäle als artenreiche Pflanzenbiotope	258
SPINDLER, J. & N. DREHER: Zooplankton auf dem Weg von sauer nach neutral - Entwicklung der Zooplanktongemeinschaft während der Flutung des Tagebaus Goitsche	524
STAHLBERG-MEINHARDT, S.: Qualitätskomponente Fische – Leitbilder für die Wabe mit methodischen Anmerkungen oder EU WRRL nach dem 'bottom-up'-Prinzip	120
STEINER, S., WEILER, W., HAERTEL, S., JÄGER, I., FACCIN, R. & P. KASPRZAK: Die Sommerdepression von <i>Daphnia hyalina</i> im mesotrophen Großen Vätersee	290
STELZER, D., SCHNEIDER, S. & A. MELZER: Makrophyten zur ökologischen Bewertung von Seen - Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie	35
STICH, H. B. & A. BRINKER: Wieso noch – Vergleich von unkorrigierten und Phaeophytin-korrigierten Chlorophyll a – Messungen	218
STICH, H. B.: <i>Diaphanosoma</i> im Bodensee: Ist das neuerliche Vorkommen ein Effekt der Oligotrophierung des Sees?	306
TÄUSCHER, L.: Langzeitmonitoring oligo- und mesotropher Seen im Land Brandenburg	40

TEFS, C. & H. ZIMMERMANN-TIMM: Algen der Elbe in ungeahnten Tiefen. - Vergleichende Untersuchungen zur Verteilung der Algen im Längsverlauf und im Sediment der Elbe	439
UHLMANN, D., ESCHENHAGEN, M., LANGE, K.-P., KRANICH, J., CARMENKE, I. & C. SCHEERER: Negativer Einfluss von Feinsedimenten auf die Wasserbeschaffenheit in Tieflandflüssen am Beispiel der Weißen Elster in Leipzig	817
VEIT, U., PENKSZA, K. & A. KOHLER: Beurteilung von Fließgewässern am Beispiel einer Langzeituntersuchung der Makrophyten-Vegetation in der Friedberger Au (bei Augsburg)	263
VIEHBERG, F. A. & G. HOFFMANN: Neueste Bestandsaufnahme der holozänen Süßwasser-Ostrakoden in Vorpommern. Eine Versuch zur Paläomilieuanalyse.	807
VOGT, C. & A. SCHÄFER: Der Einfluss der Populationsdynamik von Makrozoobenthos auf die biologische Gewässerbewertung am Beispiel des Ruwer Einzugsgebietes	407
WACKER, A. & E. VON ELERT: Einfluss der Futterqualität auf die Investition von Dreissena polymorpha in die Qualität der Eizellen	334
WAGNER, A., BOLLENBACH, M., HÜLSMANN, S. & J. BENNDORF: Räuber oder Beute? Die Rolle der invertierten Räuber in der top-down gesteuerten Talsperre Bautzen	675
WAUER, G., GONSIORCZYK, T., HILLBRECHT, B., CASPER, P. & R. KOSCHEL: Depotstoffe – Erhöhung der Phosphor-Retention durch Sedimentbehandlung	729
WEITERE, M.: Das Zooplankton des Rheins dominiert von heterotrophen Flagellaten: Einfluss der benthopelagischen Kopplung in Abhängigkeit von der Wasserführung	2
WENIKAJTYS, M., FELD, C. K. & B. BIS: Die Bewertung mit der AQEM - Methode in Abhängigkeit von der Sortiermethode und Stichprobengröße	104
WICHOWSKI, F.-J. & E. PFAHLS: Biberhabitate im Hessischen Spessart: Ichthyofaunistische Erhebungen vor dem Hintergrund der FFH- und EU-Wasserrahmenrichtlinie	426
WILDERER, C., BOGUSCH, S. & B. KAPPUS: Funktion neu geschaffener Auebiotope an der Jagst als Planungsgrundlage für fließgewässernahe Renaturierungsmaßnahmen	812
WINKELMANN, C., HELLMANN, C. & J. H. E. KOOP: Beeinflusst der Ernährungszustand das Driftverhalten von Makrozoobenthosorganismen?	381
WOLLMANN, K., DENEKE, R. & K. STÖBEL: Die räumliche Verteilung der Corixiden in einem sauren Tagebausee (RL 117) und ihre Rolle im Nahrungsnetz	508
ZAHN, S.: „Lachse in Brandenburg“ - bisherige Ergebnisse und Ausblick	432
ZENKER, A., BÖHMER, J. & C. RAWER-JOST: Zentrale deutsche Datenbank für Makrozoobenthos zur ökologischen Bewertung im Rahmen der WRRL – Datenhaltung und Berechnung	184
ZUMBROICH, TH., MÜLLER, A. & P. LANGE: GIS- gestützte Methoden zur Ausweisung „erheblich veränderter Fließgewässer“	190

ISBN 3-9805678-6-9