

Bewertung anthropogener Beeinträchtigungen von Seeufern anhand des Makrozoobenthos

Mario Brauns, Xavier-F. Garcia, Martin Pusch & Norbert Walz

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin, brauns@igb-berlin.de

Keywords: Makrozoobenthos, Eulitoral, Infralitoral, Bewertung, Morphologie, Nutzungsdruck

Einleitung

Ein Seeufer bildet ein Ökoton, das im Eu- und Infralitoral (nach Schwoerbel 1987) im Vergleich zum Sublitoral oder Profundal die höchste Artenzahl und Diversität des Makrozoobenthos erreicht (Brauns et al. 2004). Allerdings ist die morphologische Struktur dieser Zonen aufgrund des hohen Nutzungsdruckes an vielen mitteleuropäischen Seen bereits stark anthropogen überprägt und eine weitere Zunahme ist zu erwarten (Ostendorp 1993; Walz et al. 2002). Über die ökologischen Auswirkungen der Ufernutzungen ist dagegen noch wenig bekannt, da sowohl der ökologische Zustand des Eu- und Infralitorals als auch das dort lebende Makrozoobenthos bei der Bewertung von Seen weitestgehend unberücksichtigt blieb. Bisherige Ansätze zur ökologischen Bewertung von Seen mit dem Makrozoobenthos beziehen sich entweder auf das Sublitoral oder Profundal (Lewis et al. 2001; Blocksom et al. 2002), oder es stehen die Auswirkungen der Eutrophierung auf das Makrozoobenthos im Vordergrund (Fittkau et al. 1992; Brodersen et al. 1998). Die Eignung des Makrozoobenthos zur Bewertung des ökologischen Zustandes des Eu- und Infralitorals erkannten bereits Barton & Hynes (1978): *“Since the shallow, nearshore zone is the area most immediately affected by mans activities, this fauna has potential for rapid and inexpensive monitoring [...]”*. Im folgenden sollen daher verschiedene anthropogene Beeinträchtigungen in der Uferzone anhand des eu- und infralitoralischen Makrozoobenthos beschrieben und bewertet werden.

Material und Methoden

Es wurden acht Seen in Brandenburg (siehe Abb. 1) mit einer Fläche > 50 ha und möglichst vielfältigen Beeinträchtigungen durch Nutzungen unterschiedlicher Art untersucht. An unterschiedlich degradierten Uferabschnitten wurden Probestellen festgelegt, denen jeweils nahe gelegene morphologisch unbeeinträchtigte Referenzstellen zugeordnet wurden. Es wurden drei a priori definierte Beeinträchtigungstypen unterschieden: Strukturelle Degradation z. B. Spundwände und Steinschüttungen (Beeinträchtigungstyp I), strukturell-hydrmechanische Belastung z. B. an Badestellen (Beeinträchtigungstyp II) und hydrodynamische Belastung durch anthropogen induzierten Wellenschlag durch Freizeit- und Berufsschiffahrt (Beeinträchtigungstyp III, vorwiegend an Flusseen). Die Probestellen wurden im Oktober 2003 und April 2004 im Eu- und Infralitoral quantitativ und substratspezifisch beprobt. Um den Effekt der substratbedingt unterschiedlichen Probenahmetechniken zu standardisieren, wurde für jedes Taxon der prozentuale Abundanzanteil berechnet. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe der Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung (MDS, Clarke [1993]) und den Prozeduren ANOSIM (Analysis of Similarity) und SIMPER (Similarity percentage) des Programms PRIMER v5 (Clarke & Gorley 2001) analysiert. Für die Berechnung der Biodiversität wurde der „log series α “ Index (Fisher et al. 1943) verwendet.

Ergebnisse

Vergleich der Seen

Zunächst wurde geprüft, inwiefern sich die untersuchten Seen faunistisch ähnlich sind, und ob damit eine seenübergreifende Bewertung der Probestellen möglich ist. Dazu wurde eine MDS der Taxa an den Referenzstellen innerhalb jedes Sees durchgeführt (Abb. 1).

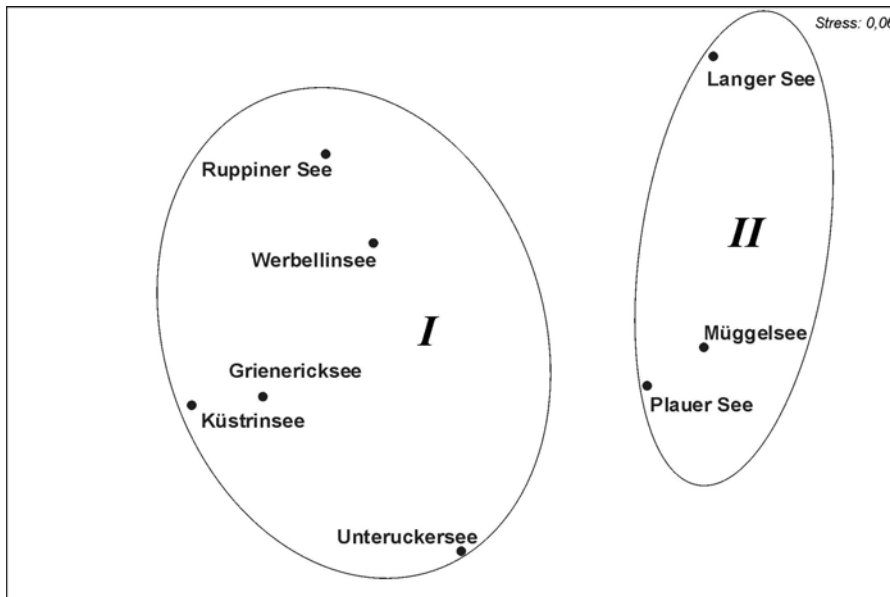


Abb. 1: MDS-Plot des Makrozoobenthos der Referenzstellen

Hierbei wurde eine Unterteilung in zwei distinkte Gruppen gefunden, wobei aufgrund des Abstandes der Gruppen zueinander auf eine große faunistische Unähnlichkeit geschlossen werden konnte. Bestätigt wurde dieses durch die ANOSIM, die zwischen den Seengruppen signifikante faunistische Unterschiede zeigte ($p < 0.05$). Kennzeichnend für Seen der Gruppe II war der hohe Anteil an Neozoa; die SIMPER-Analyse zeigte, dass *Dreissena polymorpha* (Bivalvia), *Dikergammarus villosus*, *D. haemobaphes* sowie *Chelicorophium curvispinum* (alle Crustacea) bereits einen Beitrag von 50 % zur Ähnlichkeit innerhalb der Gruppe leisteten. Innerhalb der Gruppe I dagegen waren 12 Taxa für eine 50%-ige Ähnlichkeit der Gruppe verantwortlich, darunter auch stenotope Taxa wie z. B. *Lype phaeopa* (Trichoptera). Da Gruppe II überwiegend von Neozoa dominiert war und diese hauptsächlich durch Binnenschifffahrt über die Bundeswasserstrassen verbreitet werden, schien die Verbindung eines Sees mit einem größeren Fluss faunistisch strukturierend zu wirken. Darauf deutete auch die Verweilzeit des Wassers hin, die in Gruppe I im Mittel 24 Jahre (grundwassergespeiste Seen), in Gruppe II hingegen < 1 Jahr (Flusseen) beträgt. Aufgrund der signifikanten faunistischen Unähnlichkeiten zwischen den Gruppen mussten diese separat ausgewertet werden, wobei im folgenden aus Platzgründen auf Gruppe II und die dort schwerpunktmäßig auftretende hydrodynamische Belastung (Beeinträchtigungstyp III) nicht näher eingegangen wird.

Eulitoral

Zur Beantwortung der Frage, wie sich beide Beeinträchtigungstypen auf das eulitorale Makrozoobenthos auswirken, wurde zunächst eine MDS der Taxa der eulitoralen Substrate durchgeführt (Abb. 2).

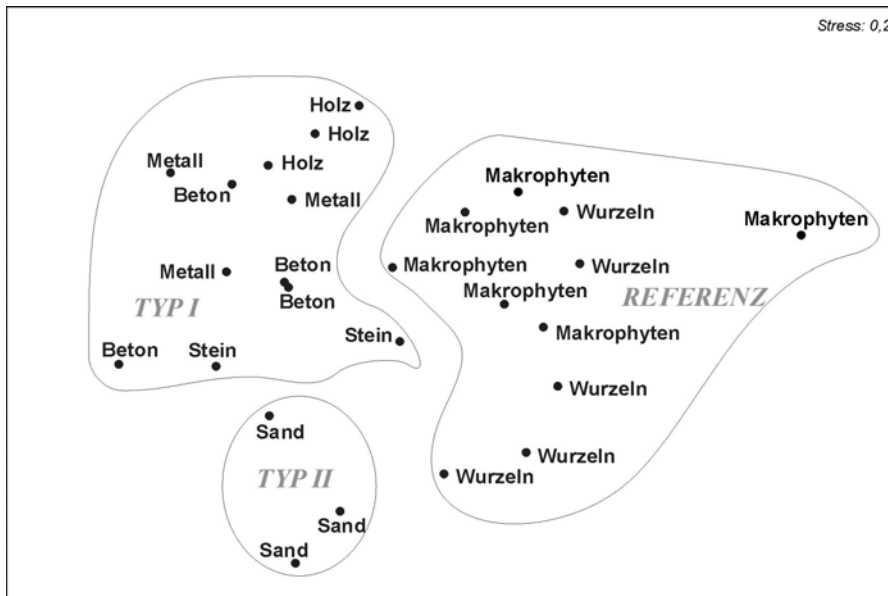


Abb. 2: MDS Plot des Makrozoobenthos der eulitoralischen Substrate in grundwassergespeisten Seen

Diese ergab eine signifikante Trennung der Referenzstellen gegenüber den strukturell degradierten Stellen (*TYP I*) (ANOSIM: $p < 0.001$) sowie gegenüber den strukturell-hydrmechanisch belasteten Stellen (*TYP II*) (ANOSIM: $p < 0.01$). Dimension 1 bildet dabei einen Gradienten einer nach rechts zunehmenden Substratheterogenität ab, der sich gleichzeitig in einem Gradienten zunehmender Artenzahl und Biodiversität widerspiegelt. Während an den Referenzstellen im Mittel $31 (\pm 8)$ Taxa gefunden wurden, konnten an den strukturell degradierten Stellen nur $13 (\pm 10)$ und an den strukturell-hydrmechanisch belasteten Stellen nur noch $10 (\pm 3)$ Taxa nachgewiesen werden. Dies spiegelte sich ebenfalls in der Biodiversität (α) wider, die an Probestellen des Typs I ($\bar{x}_\alpha = 2.5 \pm 1.8$) und des Typs II ($\bar{x}_\alpha = 2.6 \pm 1.1$) im Vergleich mit der der Referenzstellen ($\bar{x}_\alpha = 8.3 \pm 3.0$) deutlich reduziert war.

Infralitoral

Der MDS-Plot des Makrozoobenthos der infralitoralischen Substrate zeigte eine klare Einteilung der Probestellen in zwei Gruppen (Abb. 3), in der die strukturell degradierten Stellen (*TYP I*) mit den Referenzstellen eine gemeinsame Gruppe bildeten. Dem gegenüber standen die strukturell-hydrmechanisch belasteten Stellen (*TYP II*), die sich in ihrem Arteninventar sowohl von den Referenzstellen (ANOSIM: $p < 0.01$) als auch von den strukturell degradierten Stellen (ANOSIM: $p < 0.01$) signifikant unterschieden. Hinsichtlich der Artenzahl (S) und Biodiversität (α) unterschied sich Typ I ($\bar{x}_S = 24 \pm 7$; $\bar{x}_\alpha = 4.9 \pm 1.9$) nicht deutlich von den Referenzstellen ($\bar{x}_S = 27 \pm 9$; $\bar{x}_\alpha = 6.1 \pm 2.4$), während die Artenzahl an Stellen des Typs II bis um die Hälfte reduziert war ($\bar{x}_S = 12 \pm 2$; $\bar{x}_\alpha = 4.7 \pm 5.7$). Mit Hilfe der SIMPER-Analyse wurden 15 Taxa ermittelt, die zusammen 50 % zur Trennung der Referenzstellen von den Stellen des Typs II beitrugen. Unter diesen befanden sich Taxa mit teilweise ausgeprägter Präferenz für Makrophyten, wie *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera) und *Radix balthica* (Gastropoda), die beide an Stellen des Typs II fehlten und ihre höchste Abundanz an den Referenzstellen erreichten. Der fakultative Totholzbewohner *Oulimnius tuberculatus* (Coleoptera) fehlte nahezu an allen Stellen des Typs II, während er dagegen an den Referenzstellen zahlreich auftrat.

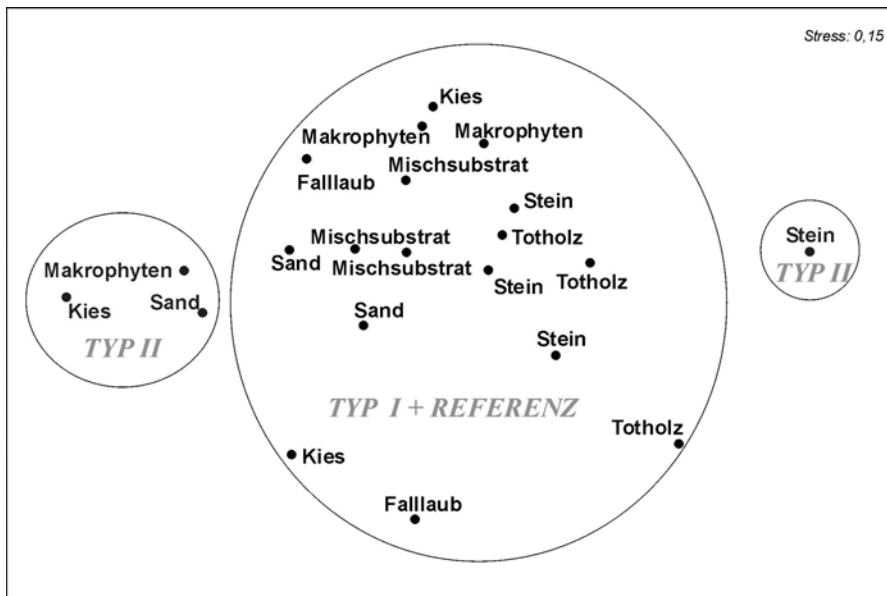


Abb. 3: MDS-Plot des Makrozoobenthos der infralitoralen Substrate in grundwassergespeisten Seen

Diskussion

Im Eulitoral ließen sich die Referenzstellen und beide a priori definierten Beeinträchtigungstypen anhand des Makrozoobenthos sehr gut charakterisieren und gegeneinander abgrenzen. Die faunistischen Unterschiede zwischen den Gruppen waren dabei auf Substratausstattung der Stellen bzw. die Substrateigenschaften zurückzuführen. Dabei war ersichtlich, dass mit zunehmender Substratheterogenität auch die Artenzahl und Diversität zunahm. Nilsson et al. (1994) zeigten an schwedischen Seen, dass Abundanz und Artenzahl der Dytiscidae (Coleoptera) positiv mit der Komplexität der Ufervegetation korreliert war. Der Grund für den Artenreichtum ist, dass diese Substrate nicht nur als Anheftungsunterlage für Hartsubstratbesiedler, sondern auch als Nahrungsgrundlage für phyto- und xylophage Taxa fungieren sowie Versteckmöglichkeiten vor Wellenschlag bzw. Prädation bieten. Da strukturelle Degradation allerdings mit Flächenversiegelung im terrestrischen Umland und strukturell-hydrmechanische Belastung mit Uferkahl-schlag einhergeht, gehen Ufergehölze und damit auch Wurzeln verloren. Dieser Ausfall kann durch anorganische Hart- bzw. Feinsubstrate nicht kompensiert werden und führt daher zu einer signifikanten Veränderung der Artenzusammensetzung. Im Infralitoral dagegen bestanden zwischen der Makrozoobenthos-Fauna der Referenzstellen und den strukturell degradierten Stellen keine signifikanten Unterschiede, vielmehr war hier eine hohe faunistische Ähnlichkeit zu finden. Dies könnte u.a. ein Hinweis darauf sein, dass spezifische, anthropogen unbeeinträchtigte Substrate unabhängig von der Trophiestufe des Sees von einer sich ähnelnden Fauna besiedelt werden. Zu gleichen Ergebnissen kamen Tolonen et al. (2001), die auf gleichen Substraten dreier finnischer Seen verschiedener Trophie eine ähnliche Makrozoobenthos-Fauna nachwiesen. Da es sich bei struktureller Degradation um einen lokal im Eulitoral stattfindenden Eingriff handelt, blieben die infralitoralen Substrate und somit auch das infralitorale Makrozoobenthos unbeeinträchtigt. Im Gegensatz dazu führte strukturell-hydrmechanische Belastung aufgrund der verringerten Substratvielfalt auch im Infralitoral zu einer signifikanten faunistischen Veränderung.

Zusammenfassung/Schlussfolgerungen

Aufgrund seiner teilweise ausgeprägten Substratpräferenz erwies sich das eu- und infralitorale Makrozoobenthos als sehr gut geeignet, anthropogene Beeinträchtigungen in der Uferzone zu indizieren und eine Bewertung zu ermöglichen. Strukturelle Degradation und strukturell-hydromechanische Belastung führten im Eulitoral zum Verschwinden der Vielfalt organischer Substrate. Aufgrund des lokalen Charakters der strukturellen Degradation blieb deren Wirkungsbereich auf das Eulitoral beschränkt, während sich strukturell-hydromechanische Belastung bis in das Infralitoral auswirkte. Für eine ökologische Zustandsbewertung von Seen, bei der nicht wie bisher nur trophische Aspekte berücksichtigt werden, reicht es daher nicht aus, lediglich das sublitorale Makrozoobenthos zu integrieren. Der Wirkungsbereich einer Beeinträchtigung der Uferzone hängt stark vom Beeinträchtigungstyp ab, so dass wesentliche Beeinträchtigungen des Eulitorals bereits im Infralitoral nicht mehr nachweisbar sein können.

Danksagung

Wir danken Frau Dipl.-Biol. Eva Grafahrend-Belau, Frau Sylvia Stephan und Herrn Dipl.-Ing. (FH) Marc Leszinski für die Mitarbeit. Die Ergebnisse sind Teil der Dissertation des Erstautors „Erarbeitung eines Verfahrens zur ökologischen Bewertung von Seeufern“, gefördert durch ein NaFöG-Stipendium.

Literatur

- Barton, D.R. & H.B.N. Hynes (1978): Wave-zone macrobenthos of the exposed Canadian shores of the St. Lawrence Great Lakes.- *J. Great Lakes Res.* 4: 27-45.
- Blocksom, K.A., Kurtenbach, J.P., Klemm, D.J., Fulk, F.A. & S.M. Cormier (2002): Development and Evaluation of the Lake Macroinvertebrate integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs.- *Environ. Monit. Assess.* 77: 311-333.
- Brauns, M., Garcia, X.-F., Pusch, M. & Walz, N. (2004): Beitrag zur Litoralfauna der großen Seen in Brandenburg.- *Lauterbornia* 49: 43-72.
- Brodersen, K.P., Dall, P.C. & C. Lindegaard (1998): The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators.- *Fresh. Biol.* 39: 577-592.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley (2001): PRIMER v5: User Manual/Tutorial.- PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, UK, 91pp., Plymouth
- Clarke, K.R. (1993): Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure.- *Aust. J. Ecol.*, 18, 117-143.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S. & C.B. Williams (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population.- *J. Anim. Ecol.* 12: 42-58.
- Fittkau, E. J., Colling, M. F., Hofmann, G., Reiff, N., Riss, W., Orendt, C. & M. Hess (1992): Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen.- *Informationsber. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft* 7: 1-184.
- Lewis, P.A., Klemm, D.J. & W.T. Thoeny (2001): Perspectives on use of a multimetric bioassessment integrity index using benthic macroinvertebrates.- *Northeast. Nat.* 8: 233-246.
- Nilsson, A.N., Elmberg, J. & K. Sjöberg (1994): Abundance and species richness patterns of predaceous diving beetles (Coleoptera, Dytiscidae) in Swedish lakes.- *J. Biogeogr.* 21: 197-206.
- Ostendorp, W. (1993): Was tun? Perspektiven der Seeuferforschung und Seeuferrenaturierung.- In: Ostendorp, W. & P. Krumscheid-Plankert (eds.): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa.- G. Fischer, 270 S., Stuttgart/Jena
- Schwoerbel, J. (1987): Einführung in die Limnologie.- 6. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 269 S.
- Tolonen, K.T., Hämäläinen, H., Holopainen I.J. & J. Karjalainen (2001) : Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system.- *Arch. Hydrobiol.* 152: 39-67.
- Walz, N., Brüggemann, R. & W. Ostendorp (2002): Die ökologische Bewertung von Seeufern in Deutschland.- *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* 14: 255-256.