

**NEBEN „KLASSISCHEN“ BEWERTUNGSKRITERIEN WIE ORGANISCHE BELASTUNG, GEWÄSSERSTRUKTUREN UND QUERVERBAU SIND INSBESONDERE TRÜBUNG UND SEDIMENTTRANSPORT ÜBER DEM GEWÄSSERGRUND ALS WICHTIGE PARAMETER FÜR AQUATISCHE ORGANISMEN ZU BERÜCKSICHTIGEN.**

RALF SCHULZ, CHRISTEL RIETZ

## Limnologische und ichthyologische Bewertung des Köhntop im Kreis Uckermark

Schlagwörter: Bewertung, Fische, Gewässermorphologie, Sedimenttransport, Trübung, Wirbellose

### 1. Einleitung

Die Flachland-Fließgewässer Brandenburgs, zu denen auch der 13 km nördlich von Prenzlau gelegene Köhntop im Kreis Uckermark zu zählen ist, weisen einige besondere Eigenschaften auf, die bei der Bewertung ihres Zustandes berücksichtigt werden müssen: Die Nährstoffbelastung ist oftmals relativ hoch (BRAASCH et al. 1993), obgleich sich in der jüngsten Zeit eine allgemeine Zustandsverbesserung ergeben hat (MUNR 1995). Die hohe Belastung ist auf die durchflossenen, z.T. stark eutrophierten Stillgewässer, auf ungeklärte Abwässer anliegender Ortschaften und Viehhaltungen sowie auf Einträge von landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen. Die intensive landwirtschaftliche Nutzung führt neben dem potentiellen Eintrag von Agrochemikalien (Nährstoffe und Pestizide) zu einem vermehrten Eintrag und Transport von Sedimenten im Gewässer (BUDDENSIEK et al. 1993, COOPER 1993, FRIELINGHAUS et al. 1994). Durch Aufstauungen und andere Querbauwerke ist als weiterer Belastungsfaktor eine mannigfache Zerschneidung der Durchgängigkeit der Fließgewässer im Längsgradienten gegeben (BRESK 1992, LABATZKI 1994).

Verschiedene Schemata zur Gewässerbewertung liegen zum Teil seit langer Zeit und in gut erprobter Form vor. Für die Gewässergüte im Hinblick auf abbaubare organische Stoffe ist hier zum Beispiel das Saprobien-System zu nennen (FRIEDRICH 1990, LAWA 1976). Entsprechende Systeme zur Gewässerstrukturgüte-Bewertung befinden sich in der Entwicklung bzw. Erprobung (LWRP 1994).

Basierend auf diesen Bewertungssystemen und weiteren Untersuchungen (BÖTTGER u. PÖPPERL 1990, HOLM 1989) wurden Verfahrensansätze zur Gewässerbewer-

tung speziell für das Land Brandenburg erarbeitet (BRAASCH 1995, BRAASCH et al. 1993).

In der vorliegenden Untersuchung wird am Beispiel des Köhntop analysiert, welche Bedeutung die eingangs genannten abiotischen Parameter für die Wirbellosen- und Fischgemeinschaft besitzen. Besonderes Augenmerk wird hierbei neben Gewässerstrukturen und Querverbau auf die Trübung und den Sedimenttransport über dem Gewässergrund (Sedimentdrift) als potentielle Einfluß- und Bewertungsparameter gelegt.

Den Teilnehmerinnen und Teilnehmern der Lehrveranstaltung „Lebensraum Fließgewässer“ im Sommersemester 1994 an der Technischen Universität Braunschweig sei an dieser Stelle für ihre engagierte Mitarbeit gedankt. Besonderer Dank gilt auch Herrn H. Wendt, Kreisverwaltung Prenzlau

sowie Herrn Dipl.-Mel.-Ing. P. Ratzke, Landesumweltamt Brandenburg, für die Kooperations- und Hilfsbereitschaft auf behördlicher Seite.

### 2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Ende April/Anfang Mai 1994 wurde der Köhntop (NO: 53° 25'; 13° 50'), ein Fließgewässer 2. Ordnung im Nordosten Brandenburgs untersucht. Das Gewässer ist etwa 28 km lang und besitzt einen mittleren Abfluß von  $0,32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  am Pegel Wolfshagen. Die Strömungsgeschwindigkeiten an der Wasseroberfläche liegen zwischen  $0,2$  und  $1,1 \text{ m s}^{-1}$ . Der Köhntop durchfließt mehrere Stillgewässer (Abb. 1) und Ortschaften, die als potentielle Nährstoffquellen fungieren. An 16 Probestellen (PS) wurde die Wirbellosen- und die Fisch-

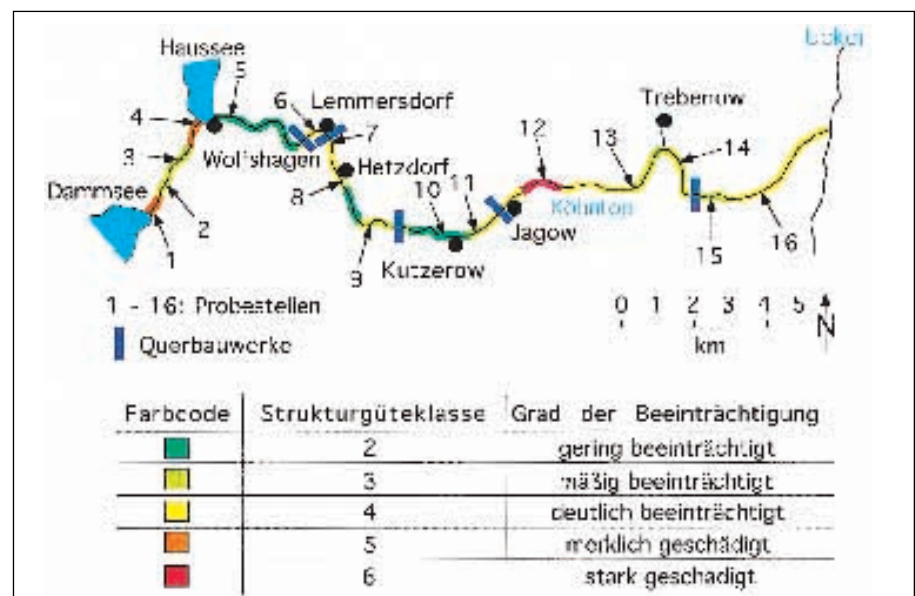


Abb. 1

Skizzierte Karte des Untersuchungsgebietes mit Lage der Probestellen, der Stillgewässer, Ortschaften und bedeutender Querbauwerke. Die farbige Unterlegung beschreibt Bereiche unterschiedlicher Gewässerstrukturgüteklassen in Anlehnung an (LWRP 1994). Nähere Erläuterungen siehe auch Tab. 3

fauna (Elektrofischung von 100 m Strecken, watend, Gerät DEKA 3000, 10 A, 600 V) untersucht (Abb. 1). Außerdem wurden an den Probestellen je nach Vorhandensein bis zu vier Strukturtypen (Tab. 1) unterschieden und deren Wirbellosenfauna untersucht.

Insgesamt wurden an den 16 Probestellen 35 Strukturtypen (= Samplestellen) mit jeweils 4 unabhängigen Stichproben (Surber-Sampler, Grundfläche: 1250 cm<sup>2</sup>) beprobt. Bei den Erlenwurzeln wurden äquivalente Flächenanteile mit einem Saug-sampler (SABARTH 1994) beprobt. Ergänzend wurden chemische, physikalische und gewässerstrukturelle Parameter erhoben (Tab. 2).

In der Untersuchungsperiode führte das Gewässer den für diese Jahreszeit üblichen Abfluß von ca. 0,36 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Pegel Wolfshagen). In der Untersuchungszeit fiel lediglich 1 mm Niederschlag am 30.4.94.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Gewässerstrukturen und Ausbaugrad

Im Oberlauf des Köhntop befinden sich zwei durchflossene Stillgewässer, der Dammsee und der Haussee (Abb. 1). Im dazwischenliegenden Abschnitt, der auch als Landgraben bezeichnet wird, ist das Gefälle äußerst gering (< 0,5 ‰). Das Gewässer selber weist aufgrund der resultierenden geringen Strömungsgeschwindigkeit (< 0,05 m s<sup>-1</sup>) in Verbindung mit dem starken Fallaubeintrag eher schlechte Lebensbedingungen auf. Infolge der ausgedehnten ungenutzten Überschwemmungsflächen mit Erlenbruchwald ist der Gewässerabschnitt um PS 2 und 3 (Jagenbruch) jedoch insgesamt als wertvoll einzustufen.

Der eigentliche Fließgewässercharakter des Köhntop ist erst unterhalb des Haussees ausgebildet. Der hier beginnende Gewässerabschnitt zwischen PS 5 und PS 11, weist größtenteils die Gewässerstrukturgüteklasse 2 „gering beeinträchtigt“ auf (Abb. 1). Die Variationskoeffizienten der Bachbreiten (0,13 bis 0,25) und der Maximaltiefen (0,27 bis 0,35) sind um den Faktor zwei bis drei höher als an begradigten Abschnitten. Erlen dienen als Uferbefestigung, Erlenbruchwälder sind als Umlandstruktur zu finden (Abb. 2). In struktureller Hinsicht wertvoll ist außerdem der untere Köhntopabschnitt zwischen PS 13 und PS 15. Eine beispielhafte Erläuterung der in Abb. 1 verwendeten Strukturgüteklassen findet sich in Tab. 3. Andere Abschnitte

**Tabelle 1**

Strukturtyp	Eigenschaften
Kiessohle	Gewässersohle mit kiesigem bis steinigem Untergrund, Korngrößen: > 2 mm
Erlenwurzeln	ins Wasser ragende Erlenwurzeln ( <i>Alnus glutinosa</i> )
Makrophyten	Pflanzenpolster ( <i>Mysotis palustris</i> , <i>Glyceria fluitans</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Berula erecta</i> ) in Ufernähe, Untergrund sandig, Korngrößen: 0,2 bis 0,63 mm
Sandzonen	Makrophytenfreie Sandablagerungsbereiche an Gleithangabschnitten, Korngrößen: 0,2 bis 1,0 mm

Tab. 1: Charakterisierung der 4 unterschiedenen Struktur- bzw. Substrattypen.

**Tabelle 2**

Parameter	Methode
pH, Leitfähigkeit, Sauerstoff, Temperatur	Elektronische Meßgeräte (Fa. WTW)
Orthophosphat, Chlorid, Ammonium, Nitrit, Nitrat	Kolorimetrisch (Fa. MERCK)
Trübung	Formazin-Trübungseinheiten (FTU) nach DIN
Sedimenttransport über Grund (= Sedimentdrift)*	Im Bachgrund eingegrabene Kunststoffbecher (500 ml) mit 3cm Ø-Öffnung (LIESS 1993)
Lichtintensität*	Ozolidpapier nach FRIEND (WASNER 1976)
Sauerstoffzehrung	Nach DIN (5 Tage)
Korngrößenverteilung*	Trockensiebung
Breitenvarianz	Variationskoeffizient nach (JUNGWIRTH 1984)
Varianz der Maximaltiefen	Variationskoeffizient nach (JUNGWIRTH 1984)
Gewässerstrukturgüte	Kartierung in Anlehnung an (LRWP 1994)

\* = an jeder Samplestelle erhoben

Tab. 2: An den 16 Probestellen erhobene abiotische Parameter mit Angabe der verwendeten Methoden.

**Tabelle 3**

Güteklasse	Beschreibung
- 2 - gering beeinträchtigt	geschlängelter Verlauf mit Krümmungserosion, zahlreiche Uferbänke und Treibholzansammlungen, große Strömungsdiversität sowie Breiten- und Tiefenvarianz, annähernd Naturprofil, bodenständiger Galeriewald, kein Uferverbau, ausgeprägter Uferstreifen, Umland: Wald oder Brache
- 6 - stark beeinträchtigt	geradliniger Verlauf ohne Krümmungserosion, keine Uferbänke und Treibholzansammlungen, keine Strömungsdiversität sowie Breiten- und Tiefenvarianz, Regelprofil, kein Ufergehölz, Uferverbau, keine Uferstreifen, Umland: Äcker oder Gärten

Tab. 3: Allgemeine Charakteristika der in Abb. 1 unterschiedenen Gewässerstrukturgüteklassen nach LRWP (1994) am Beispiel der Güteklasse 2 und 6.

Abb. 2  
Stark mäandrierender Abschnitt (PS 13) mit hohen Breiten- und Tiefenvarianzen, Erlen (*Alnus glutinosa*) als Uferbewuchs und Erlenbruchwald als Umlandstruktur  
Foto: R. Huwe



Tabelle 4	Probestelle															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<b>Nachgewiesene Arten</b>																
<b>Gastropoda</b>																
<i>Anisus spirorbis</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anisus vortex</i>	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aplexa hypnorum</i>	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bathymphalus contortus</i> *	-	1	2	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bithynia tentaculata</i> *	5	1	4	4	4	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galba truncatula</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gyraulus albus</i>	5	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lymnaea stagnalis</i>	-	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Physa fontinalis</i> *	2	-	-	4	2	4	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planorbis planorbis</i>	-	1	3	4	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planorbis corneus</i>	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Radix peregra</i> *	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stagnicola palustris</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Bivalvia</b>																
<i>Pisidium nitidum</i>	2	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphaerium corneum</i>	-	-	-	3	3	2	4	-	-	-	-	4	3	-	-	-
<b>Turbellaria</b>																
<i>Dugesia gonocephala</i> *	-	-	-	-	-	-	-	3	1	2	-	-	-	-	-	-
<i>Dugesia lugubris</i> *	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polycelis spec.</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Turbellaria spec.</i>	4	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Hirudinea</b>																
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	-	-	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Glossiphonia complanata</i> *	-	-	-	2	3	-	5	3	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Glossiphonia heteroclita</i> *	-	-	-	-	-	-	1	4	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Eropobdella octoculata</i> *	2	2	-	4	5	4	5	4	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Helobdella stagnalis</i> *	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Oligochaeta</b>																
<i>Nais variabilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	4	5	-	-	-	-	-	-
<i>Nais spec.</i>	4	4	2	5	2	4	4	5	4	1	3	3	4	-	-	-
<i>Stylaria lacustris</i>	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tubifex tubifex</i> *	-	-	-	-	5	4	3	3	3	4	3	4	2	3	3	1
<b>Isopoda</b>																
<i>Asellus aquaticus</i> *	5	4	6	4	4	6	6	6	3	-	-	3	1	-	1	-
<b>Amphipoda</b>																
<i>Gammarus pulex</i> *	-	2	-	3	3	4	5	5	5	6	1	6	6	5	5	4
<i>Gammarus roeseli</i> *	2	2	2	-	-	-	5	7	5	1	4	7	-	-	-	-
<b>Coleoptera</b>																
<i>Elmis aenea</i>	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	-	1	-	2	4	-
<i>Halipilus sp.</i>	-	-	-	4	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Helodes minuta</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	4	2	-	-	-	1	1	1
<i>Hyphydrus ovatus</i>	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platambus spec.</i>	2	2	3	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Laccophilus spec.</i>	3	3	3	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Copelatus haemorrhoidalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<b>Megaloptera</b>																
<i>Sialis lutaria</i> *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-
<i>Sialis fuliginosa</i> *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	3
<b>Diptera</b>																
<i>Ceratopogonidae spec.</i>	5	4	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chironomidae (weiß) spec.</i>	5	5	6	4	5	5	6	5	6	6	5	6	5	6	4	4
<i>Chironomidae (rot) spec.</i>	5	6	6	4	2	3	4	4	4	4	4	5	3	3	2	-
<i>Anopheles spec.</i>	4	3	2	4	2	2	4	2	3	5	4	5	2	-	3	-
<i>Simuliidae spec.</i>	-	2	-	4	6	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ptychoptera spec.</i>	-	3	-	3	-	-	2	2	2	1	2	4	4	3	2	-
<i>Psychodidae spec.</i>	-	-	-	-	2	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Ephemeroptera</b>																
<i>Baetis rhodani</i> *	-	-	-	-	4	2	5	2	4	4	2	1	3	4	3	2
<i>Caenis horaria</i>	7	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Caenis robusta</i>	-	-	-	-	1	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cloeon dipterum</i> *	6	-	5	4	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ephemera danica</i> *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	5	1	-	-	-
<i>Ephemera vulgata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	2
<b>Odonata</b>																
<i>Coenagrion puella</i>	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ischnura elegans</i>	4	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Erythromma najas</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aeshna cyanea</i> *	-	4	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> *	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platycnemis pennipes</i> *	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Plecoptera</b>																
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Nemoura cinerea</i>	-	-	-	-	-	4	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<b>Trichoptera</b>																
<i>Anabolia nervosa</i> *	5	-	2	-	-	3	-	4	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Chaetopteryx villosa</i>	-	-	-	-	-	-	2	2	4	2	-	-	1	-	-	-
<i>Halesus digitatus/radiatus</i>	-	-	-	-	-	2	1	-	3	4	4	5	5	4	4	3
<i>Hydropsyche siltalai</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	1	-	1	-
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ironoquia dubia</i>	-	-	-	-	4	-	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnephilus affinis/incisus</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnephilus coenosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnephilus flavicornis</i>	-	1	2	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnephilus fuscicornis</i>	-	-	-	3	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnephilus lunatus</i>	3	1	-	4	2	7	4	5	2	-	2	4	3	3	-	-
<i>Limnephilus rhombicus</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Limnephilus vittatus</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Micropterna/Stenophylax spec.</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mystacides spec.</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plectrocnemia conspersa</i> *	-	-	-	-	-	-	-	4	3	-	2	2	-	-	-	-
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	4	4	4	-	-
<i>Potamophylax nigricornis</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhyacophila fasciata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sericostoma personatum</i> *	-	-	-	-	-	-	-	2	3	-	2	4	-	2	-	-

\* = Arten, denen ein Saprobienwert nach FRIEDRICH (1990) zugeordnet werden konnte, der für die Berechnung der Saprobienindizes verwendet wurde.

Tab. 4: Liste der an den 16 Probestellen nachgewiesenen Wirbellosenarten. Die mit \* gekennzeichneten Arten wurden für die Berechnung der Saprobienindizes nach FRIEDRICH (1990) verwendet. Die Zahlenwerte beziehen sich auf die Häufigkeitsklassen nach FRIEDRICH (1990).

(vor allem PS 12, aber auch PS 6 und PS 8, die direkt in Ortsnähe liegen) sind begründet, ausgebaut und weisen nahezu keinen Uferbewuchs auf (Abb. 3). Sie sind dementsprechend wesentlich schlechteren Gewässerstrukturgüteklassen zuzuordnen, bilden jedoch auf die Gesamtlänge des Köhntop gerechnet eher die Ausnahme. In seinem Längskontinuum wird der Köhntop durch zahlreiche Querbauwerke, die als Fischwechselhindernisse fungieren könnten, unterbrochen (Abb. 1). Besonders hervorzuheben sind hier die Wehrabstürze zwischen den PS 6 und 7, 11 und 12 sowie 14 und 15, die jeweils Fallhöhen über 50 cm aufweisen.

Zusammenfassend läßt sich der gewässerstrukturelle Zustand des Köhntop als vergleichsweise gut einstufen. Hierbei kommt den genannten Abschnitten PS 2–3, PS 5–10 und PS 13–15 besondere Bedeutung und Schutzwürdigkeit zu.

### 3.2 Faunistische Aspekte

Insgesamt konnten mindestens 85 Wirbellosenarten bzw. -gattungen aus 14 Ordnungen nachgewiesen werden, wobei innerhalb der Diptera nicht alle Gruppen bis zur Art bestimmt wurden. Die Trichopteren bildeten mit 21 Arten die häufigste Ordnung. Mit 7 rheotypischen Arten (*Paraleptophlebia submarginata*, *Elmis aenea*, *Halipilus fluviatilis*, *Sialis fuliginosa*, *Sericostoma personatum*, *Plectrocnemia conspersa*, *Chaetopteryx villosa*) nach BÖTTGER u. PÖPPERL (1990) sowie 3 Rote-Liste-Arten (*P. submarginata*, *Ironoquia dubia* und *Potamophylax rotundipennis*) ist die Wirbellosenfauna nicht als besonders schützenswert einzustufen. Diese Einordnung wird auch dadurch unterstützt, daß von den genannten rheotypischen bzw. schützenswerten Arten lediglich vier (*P. submarginata*, *P. conspersa*, *I. dubia*, *P. rotundipennis*) den Schutzwert 3 nach BRAASCH (1995) erhalten, alle weiteren nachgewiesenen Arten sind schlechteren Werten zuzuordnen. Ein Nachweis wird in Tabelle 4 geführt. Außerdem konnten 16 Fischarten (inkl. Bachneunauge *Lampetra planeri*) aus 8 Familien nachgewiesen werden (Tab. 5). Die häufigsten Arten waren Rotaue *Rutilus rutilus* (42,3 %), Güster *Blicca bjoerkna* (13,9 %), Bachschmerle *Barbatula barbatula* (12,5 %) und Flußbarsch *Perca fluviatilis* (10,4 %). Bezogen auf die erfaßten Individuen sind 24 % des Fanges (9 Arten) auf der Roten Liste Brandenburg (KNUTH 1992) zu finden (13,9 % stark gefährdet; 8,7 % gefährdet und 1,4 % potentiell gefährdet). Von den nachgewiesenen Arten sind drei nach WAID-

Abb. 3  
Begradigter  
Abschnitt (PS 12)  
mit einförmigem  
Profil, künstlicher  
Uferbefestigung,  
fehlendem  
Uferbewuchs  
und landwirt-  
schaftlich  
genutztem  
Umland  
Foto: R. Röhrig



BACHER (1989) als rheophil einzustufen (Bachscherle *B. barbatula*; Bachforelle *Salmo trutta f. fario* und Gründling *Gobio gobio*), wobei das Bachneunauge *L. plane-ri*, welches von WAIDBACHER nicht eingeordnet wurde, in der vorliegenden Untersuchung auch zu dieser Gruppe gezählt wurde.

Mit Ausnahme der Bachscherle *B. barbatula* wurden von den schützenswerten bzw. rheophilen Arten lediglich geringe Individuenzahlen nachgewiesen. Die Nachweise der Bachforelle *S. trutta f. fario* könnten zudem auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen sein, die letztmalig etwa 1987/88 stattgefunden haben (mündl. Mitt. H. WENDT, Umweltamt Prenzlau). Für weitere zu erwartende rheophile Kleinfischarten nach BRAASCH (1995), wie Elritze *Phoxinus phoxinus* und Groppe *Cottus gobio* gibt es keinerlei Fundnachweise für den Köhntop (mündl. Mitt. H. Wendt, Umweltamt Prenzlau).

Unter Berücksichtigung des Vorkommens

stark gefährdeter bzw. rheophiler Arten weist die Fischfauna des Köhntop im Gegensatz zur Wirbellosenfauna durchaus wertvolle und schützenswerte Faunenelemente auf, deren Bestandssituation jedoch deutliche Störungen anzeigt.

Es läßt sich an dieser Stelle zusammenfassen, daß die Gewässerstrukturgüte des Köhntop vergleichsweise positiv zu bewerten ist, die aquatische Fauna jedoch keine dementsprechende Ausprägung zeigt. Vielmehr fehlen autochthone Bestände schützenswerter Faunenelemente nahezu völlig bzw. weisen deutliche Störungen auf. In der Folge sollen nun die Gründe für diese Situation genauer analysiert werden.

### 3.3 Nährstoffbelastung und Selbstreinigung

Insbesondere durch den stark eutrophierten Haussee zwischen PS 4 und 5 ergibt sich eine sprunghafte Erhöhung des Saprobienindex von 2,3 auf 2,6 (Abb. 4). Gleichzeitig verringert sich der Orthophos-

phatgehalt von 0,43 mg l<sup>-1</sup> oberhalb des Haussees auf < 0,01 mg l<sup>-1</sup> unterhalb des Sees (Abb. 2). Die Nährstoffe werden vermutlich in gebundener Form mit der hohen Algenbiomasse ausgetragen, welche im Frühjahr und Sommer zu einer starken Grünfärbung des abfließenden Wassers an PS 5 führt.

Entlang der sich anschließenden ca. 10 km langen Fließstrecke zwischen PS 5 und PS 10 ist eine starke Verringerung des Saprobienindizes festzustellen (Abb. 4). Es liegen schließlich wieder Werte vor, die denen oberhalb des stark organisch belasteten Haussees entsprechen. Die Selbstreinigungsstrecke befindet sich in einem Abschnitt, der vorwiegend die Gewässerstrukturgüteklasse 2 bzw. 3 aufweist (Abb. 1). Das Gewässer besitzt eine starke Verzahnung mit dem Umland, die Ufer sind sehr flach und die Varianz der Gewässerbreiten ist in diesem Abschnitt am höchsten. Obwohl die Effekte sehr schwer zu quantifizieren sind, wird im allgemeinen angenommen, daß intakte bzw. naturnahe Gewässerstrukturen positive Auswirkungen auf die Selbstreinigung besitzen (DVWK 1990). Die am Köhntop vorgefundene Situation unterstützt diese Vermutung und deutet darauf hin, wie wichtig insbesondere in den oftmals organisch belasteten Flachland-Fließgewässern intakte Gewässerstrukturen sind.

### 3.4 Bedeutende Parameter für die Wirbellosenfauna

#### 3.4.1 Gewässerstrukturen

Die Anzahl wirbelloser Arten ist im Strukturtyp Makrophyten (Tab. 1) mit knapp 80 Arten am höchsten, Erlenwurzeln und Sandzonen folgen mit jeweils etwa 50 Arten (Abb. 5). Als häufige Arten waren in den Makrophytenpolstern neben verschiedenen Oligochaeten vor allem Trichopteren zu finden, die Pflanzenköcher bauen und demgemäß an Wasserpflanzen gebunden sind, z.B. *Limnephilus lunatus* oder *Ironoquia dubia* (Rote Liste). *Limnephilus lunatus* ist ein typischer Besiedler aquatischer Makrophytenpolster (GOWER 1967, LEHRKE-RINGELMANN u. REUSCH 1990). Üppiger Pflanzenbewuchs fand sich nur an Probestellen, die aufgrund fehlender Baumvegetation gut durchlichtet waren (Lichtsumme > 50 000 Lux h). Bezogen auf die Vielfalt wirbelloser Arten sind also baumlose Gewässerabschnitte mit Makrophytenbewuchs im Wasser als sehr positiv zu bewerten. Die ökologische Bedeutung aquatischer Makrophyten konnte bereits in zahlreichen Untersu-

Tabelle 5

Nachgewiesene Arten	Probestelle															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Lampetra planeri</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-
<i>Anguilla anguilla</i>	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	-	-	7	7	1	-	-	-	-	1	-	26	11	-
<i>Abramis brama</i>	12	-	3	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gobio gobio</i>	-	-	-1	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blicca bjoerkna</i>	23	7	19	9	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	67	5	42	4	11	1	2	5	-	-	-	-	6	-	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	5	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tinca tinca</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alburnus alburnus</i>	22	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Esox lucius</i>	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Pungitius pungitius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	1
<i>Perca fluviatilis</i>	28	3	4	9	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gymnocephalus cernua</i>	2	-	-	1	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salmo trutta f. fario</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	1	-

Tab. 5: Liste der an den 16 Probestellen nachgewiesenen Rundmäuler und Fische. Die Zahlenwerte geben die tatsächlichen Fangzahlen wieder.

Abb. 4 Orthophosphat-gehalte und Saprobienindizes im Längsverlauf des Köhntop im April/Mai 1994. Für die Probestellen 11, 14, 15 und 16 konnten aufgrund zu geringer Häufigkeiten von Indikatororganismen (Abundanzsumme < 15) keine zuverlässigen Saprobienindizes berechnet werden.

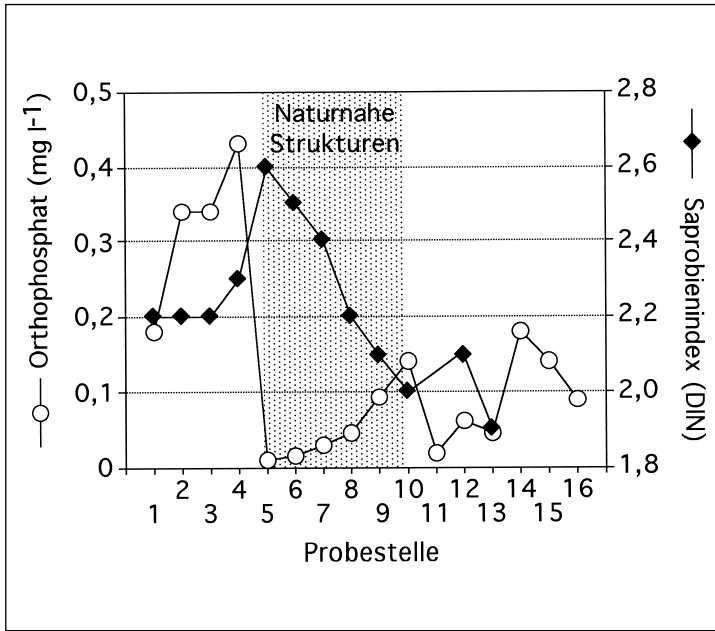


Abb. 5 Artenzahl und Individuenanteil geschützter Wirbellosenarten (MUNR BRANDENBURG 1992) in den verschiedenen Strukturtypen. Eine detaillierte Beschreibung der Strukturtypen findet sich in Tab. 1.

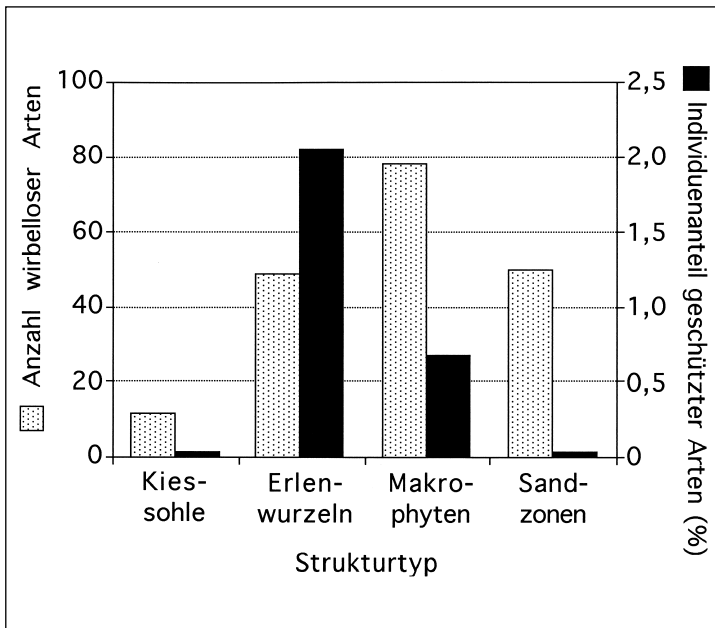
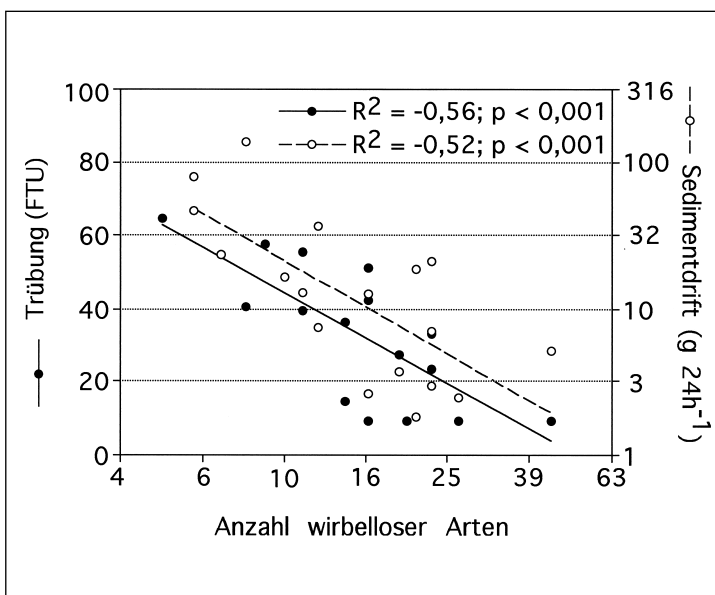


Abb. 6 Korrelation der Wassertrübung und der Sedimentdrift über dem Gewässergrund (logarithmische Skala) mit der Anzahl wirbelloser Arten (logarithmische Skala)



chungen gezeigt werden (GREGG u. ROSE 1985, SCHULZ u. MEYER 1995, SPETH u. BÖTTGER 1993).

Die höchsten Individuenanteile schützenswerter Wirbellosenarten von über 2 % wurden im Strukturtyp Erlenwurzeln (Tab. 1) gefunden. An Probestellen mit Makrophyten waren es noch 0,7 %, während Sandzonen bzw. Kiessohle-Probestellen zu weniger als 0,1 % Individuen schützenswerter Arten enthielten (Abb. 5). Alle nachgewiesenen Rote-Liste-Arten (s. auch Kapitel 3.2) sind nach ILLIES (1966) als Weidegänger einzustufen. Sie sind vermutlich an den epiphytischen Aufwuchs auf Erlenwurzeln und Wasserpflanzen gebunden und kommen deswegen in diesen Strukturtypen verstärkt vor. Im Hinblick auf schützenswerte Wirbellosenarten sind also insbesondere die Erlenwurzeln von herausragender Bedeutung.

Die Wichtigkeit der beiden Strukturtypen Erlenwurzeln und Makrophyten für die Vielfalt wirbelloser Arten konnte z.B. auch von SABARTH (1994) sowie SPETH u. BÖTTGER (1993) für Flachlandfließgewässer gezeigt werden. Für eine nachhaltige Sicherung dieser beiden Strukturtypen am Köhntop ist an den Uferabschnitten ohne Baumbestand eine Anpflanzung von Erlen (*A. glutinosa*) im Wechsel „offen-bewachsen“ anzustreben und durch entsprechende Unterhaltungsmaßnahmen zu pflegen.

### 3.4.2 Nährstoffe, Trübung und Sedimentdrift

Im Längsverlauf des Köhntop konnte eine Abnahme der Anzahl wirbelloser Arten festgestellt werden. Gleichzeitig verschlechtern sich einige abiotische Parameter, die für die Verminderung der Artenzahl verantwortlich sein könnten.

Zum einen ist im Längsverlauf eine Erhöhung der Nitratkonzentrationen (von etwa 5 mg l<sup>-1</sup> auf etwa 25 mg l<sup>-1</sup>) festzustellen, für die vermutlich Einleitungen aus Lemmersdorf, Hetzdorf und Kutzerow verantwortlich sind. Als Folge hoher Nitratbelastungen kann es nach NEUMANN et al. (1994) zu kurzfristigen bzw. regionalen Erhöhungen der Nitritkonzentrationen bis in toxische Konzentrationsbereiche kommen. Die maximalen Nitritkonzentrationen im Untersuchungsgewässer liegen mit 0,32 mg l<sup>-1</sup> unterhalb der Konzentrationen, die NEUMANN et al. (1994) als akut toxisch charakterisieren (2 mg l<sup>-1</sup>). Es ist jedoch bei den festgestellten Nitratbelastungen nicht auszuschließen, daß phasenweise entsprechende Erhöhungen der Nitritwerte auftreten und für die Verringerung

der Artenzahl im Gewässerlängsverlauf mitverantwortlich sind.

Zum anderen erhöhen sich im Verlauf der Fließstrecke die Parameter Trübung, Carbonatgehalt und pH. Diese Änderungen deuten auf einen verstärkten Sedimenteintrag bzw. -transport im Verlauf der Fließstrecke hin. Bei den Trübstoffen handelt es sich vorwiegend um mineralische Bestandteile. Die Menge organischer Trübstoffe (z.B. Algen) war jeweils hinter den Stillgewässern am höchsten und nahm dann im Verlauf der Fließstrecke rasch ab.

Unter allen abiotischen Parametern, die sich im Verlauf der Fließstrecke ändern, zeigt die Trübung, die in Abb. 6 dargestellt ist, die stärkste negative Korrelation ( $R^2 = -0,56$ ;  $p < 0,001$ ) mit der Anzahl wirbelloser Arten. Bei einer Zunahme der Trübung von 10 FTU auf 65 FTU ergibt sich eine Abnahme der Artenzahl von maximal 45 Arten auf minimal 5 Arten. Die Ursachen für die Verringerung der Wirbellosenzahl könnten direkter (Sandstrahleffekt) oder indirekter (Verschlechterung der Nahrungsbedingungen) Natur sein (BLOHM u. BORCHARDT 1989). LLOYD et al. (1987) konnten zeigen, daß eine Erhöhung der Trübung um 25 FTU eine Reduzierung der Photosyntheserate um bis zu 50 % zur Folge haben kann. Eine derartig verringerte Leistung der Primärproduzenten kann sich ihrerseits negativ auf die nachgeschalteten Glieder der Nahrungskette wie Wirbellose und Fische auswirken (SIGLER et al. 1984). Ein ähnlicher negativer Einfluß erhöhter Konzentrationen suspendierter Sedimente auf Wirbellose wurde in bezug auf punktförmige Einleitungen z.B. von HOGG u. NORRIS (1991) festgestellt. Für diffuse Einträge liegen bisher nur wenige Informationen vor (z.B. COOPER 1987, NEWCOMBE u. MACDONALD 1991).

Nach RYAN (1991) liegen die Trübungswerte für „klare“ Gewässer zwischen 2 und 15 FTU. In den USA haben verschiedene Bundesstaaten Grenzwerte von etwa 10 bis 25 FTU für die Trübung in Oberflächengewässern festgelegt (RYAN 1991). Diese Werte werden im unteren Bereich des Köhntop bei weitem überschritten. Sie könnten der Grund dafür sein, daß trotz positiv zu bewertender Gewässerstrukturen (Abb. 1) in diesem Bereich des Köhntop nur eine außerordentlich geringe Anzahl wirbelloser Arten vorhanden ist.

An 18 der 35 untersuchten Samplestellen wurde die Sedimentdrift über dem Gewässergrund gemessen. Es ergab sich auch für diesen Parameter, der anders als die Trübung von der Fließstrecke unabhängig war, eine deutliche negative Korrelation

zur Anzahl wirbelloser Arten (Abb. 6). Mit steigender Sedimentdrift reduziert sich die Anzahl wirbelloser Arten von maximal 45 Arten auf minimal 6 Arten. Die Gründe für die negativen Auswirkungen der Sedimentdrift auf die Artenzahl dürften ähnlich denjenigen sein, die bereits bei der Trübung diskutiert wurden. Die Sedimentdrift wurde bisher vorwiegend in experimentellen Arbeiten untersucht. So konnten CULP et al. (1986) sowie SABARTH (1995) feststellen, daß eine Sedimentbewegung über dem Gewässergrund negative Auswirkungen auf die Artenvielfalt besitzt, die stärker sind als die Auswirkungen von Sedimentationsprozessen. Als sehr empfindlich stellten sich in der Untersuchung von CULP et al. (1986) Arten der Gattung *Paraleptophlebia* heraus. Die Sedimentdrift könnte demzufolge ein Grund dafür sein, daß *P. submarginata*, eine Art der Roten Liste Brandenburg, auch im Köhntop nur noch sehr selten zu finden ist.

Es läßt sich zusammenfassen, daß für eine Situationsverbesserung am Köhntop eine Reduzierung des Eintrages und Transportes von Sedimenten und Trübstoffen dringend notwendig ist.

### 3.5 Bedeutende Parameter für die Fischfauna

#### 3.5.1 Sedimentdrift

Die Fischartenzahl ist ebenso wie die Anzahl wirbelloser Arten negativ mit der Sedimentdrift über dem Gewässergrund ( $R^2 = -0,65$ ;  $p < 0,001$ ) korreliert (Abb. 7). Mit steigender Sedimentdrift reduziert sich die Fischartenzahl von maximal 10 Arten auf 0 Arten an PS 9 und PS 10. Trotz positiv zu bewertender Gewässerstrukturen (Abb. 1) konnten an diesen beiden Probestellen

keinerlei Fische nachgewiesen werden. Ein derartiger Einfluß der bodennahen Sedimentdrift auf die Fischfauna wurde bisher nicht dokumentiert. Es ist zu vermuten, daß neben einer direkten Beeinflussung der Fischfauna auch indirekte Effekte über die Nahrungssituation vorliegen. Die Fischartenzahl ist positiv mit der Nahrungsvielfalt (log der Anzahl wirbelloser Arten:  $R^2 = 0,47$ ;  $p = 0,004$ ) und mit der Nahrungsmenge (log der Individuenzahl wirbelloser Organismen:  $R^2 = 0,30$ ;  $p = 0,033$ ) korreliert. Probestellen mit hoher Sedimentdrift weisen also eine vergleichsweise geringe Nahrungsvielfalt und -menge auf, die sich negativ auf die Fischartenzahl auswirken könnte. Bei der Untersuchung von im Freiwasser suspendierten Schwebstoffen konnten SIGLER et al. (1984) einen negativen Zusammenhang mit der Dichte und dem Wachstum von Salmoniden feststellen. NEWCOMBE u. MACDONALD (1991) konnten zeigen, daß für im Freiwasser suspendierte Sedimente das Produkt aus Expositionszeit und Expositionsdauer negativ mit fischfaunistischen Parametern korreliert ist.

#### 3.5.2 Durchgängigkeit

Stark gefährdete (MUNR BRANDENBURG 1992) bzw. rheophile Fischarten nach WAIDBACHER (1989) bildeten an den PS 6–8 und 15–16 einen deutlichen Anteil der Gemeinschaft (Abb. 8). Jeweils oberhalb dieser Probestellen befinden sich Querbauwerke im Gewässer (s. auch Abschnitt 3.1), die Hindernisse für einen Fischaufstieg darstellen. An den Probestellen oberhalb dieser Querbauwerke konnten keinerlei schützenswerte oder rheophile Arten nachgewiesen werden.

Insbesondere bei den wirtschaftlich nicht

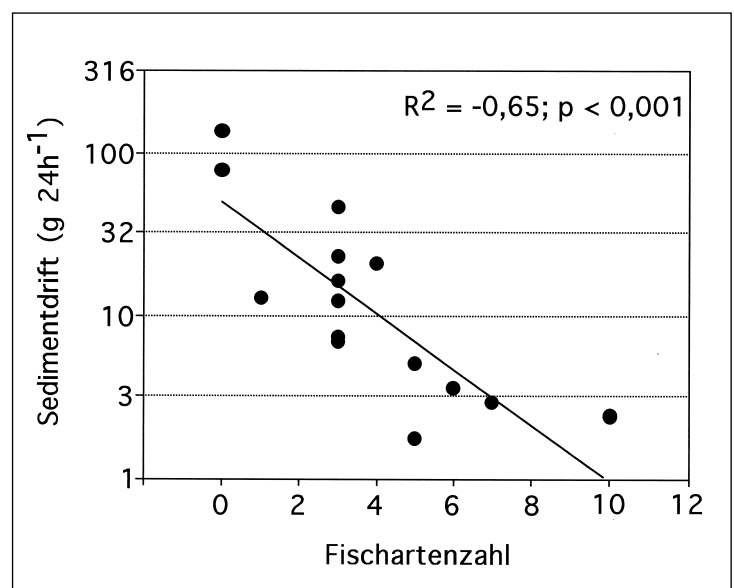
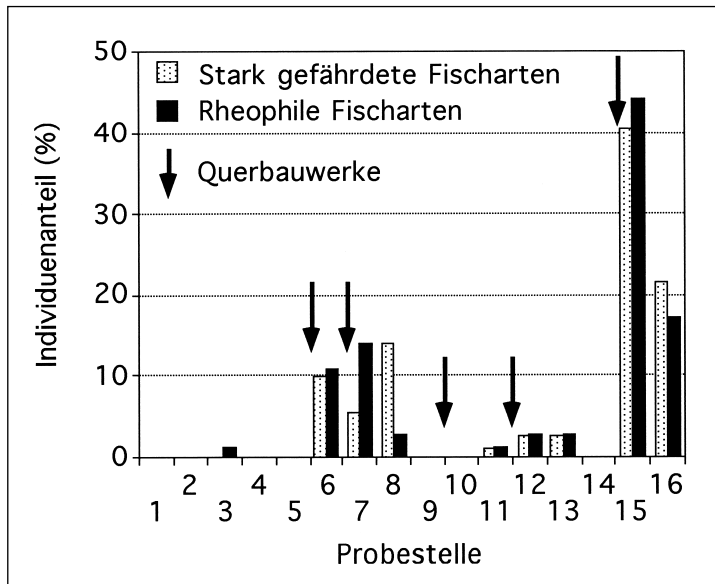


Abb. 7  
Korrelation der  
Fischartenzahl  
mit der  
Sedimentdrift  
über dem  
Gewässergrund  
(logarithmische  
Skala)

Abb. 8  
Anteile stark gefährdeter (MUNR BRANDENBURG 1992) und rheophiler (WAIDBACHER 1989) Fischarten (s. Kapitel 3.2) im Längsverlauf des Köhntop im April/Mai 1994



interessanten Kleinfischarten läßt sich das Vorkommen im Gewässer weitgehend unabhängig von Besatzmaßnahmen interpretieren. So wurde z.B. die Bachschmerle *B. barbatula* an den Probestellen 6, 7 und 15 unterhalb von Querbauwerken in größeren Stückzahlen gefangen, während sie jeweils oberhalb überhaupt nicht nachgewiesen werden konnte. Von den Habitateigenschaften her eignen sich die oberhalb der Querbauwerke gelegenen Probestellen jedoch grundsätzlich für ein Vorkommen der Bachschmerle. Eine ähnliche Situation konnte von BRESK (1992) für die Nebengewässer der Alten Finow nachgewiesen werden. Auch BRUNKEN (1989) nimmt für die Bachschmerle eine Verhinderung der Aufwärtswanderung im Gewässer durch Querbauwerke an. Die negativen Einflüsse der Zergliederung der Fließgewässer in Brandenburg auf die Fischfauna allgemein werden von Labatzki (1994) ausführlicher dargestellt.

#### 4. Folgerungen für die Praxis

Als wichtige Strukturelemente für die Wirbellosenfauna konnten Erlenwurzeln und Makrophytenpolster identifiziert werden. Vorhandene Erlenbruchwälder sollten also unbedingt erhalten bleiben. An baumfreien Gewässerabschnitten sollten Erlenbestände im Wechsel mit offenen, durchlichteten Bereichen, in denen sich Makrophyten halten können, gepflanzt und durch entsprechende Unterhaltungsmaßnahmen langfristig gesichert werden. Die erosionsbedingten Stoffverlagerungen, die als Trübung und Sedimentdrift stark negative Auswirkungen auf die Wirbellosen- und Fischfauna zeigen, müssen

deutlich vermindert werden. Hierbei sind neben Maßnahmen im landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet (COOPER 1993) auch wasserbauliche und wasserwirtschaftliche Gründe eines erhöhten Stofftransportes im Gewässer zu berücksichtigen (BUDDENSIEK et al. 1993). Eine Verringerung des Sedimenttransportes über dem Gewässergrund kann z.B. durch Randstreifenausweisung, lokale Sohlberuhigungsmaßnahmen bzw. eine Verhinderung abrupter, starker Wasserstandsregulierungen erreicht werden. Eine uneingeschränkte Durchgängigkeit im Gewässerlängsverlauf ist insbesondere im Hinblick auf die Wanderungs- und Ausbreitungsdynamik rheophiler bzw. schützenswerter Fischarten anzustreben. Durch geeignete, die vorgenannten Punkte betreffende Maßnahmen wäre die Funktion des Köhntop als eigenständiges Fließgewässer sowie als Refugial- und Wiederbesiedlungsgewässer für die sich anschließende Ucker langfristig sicher zu stellen.

#### 5. Zusammenfassung

Im Köhntop, einem Uckerzufluß 13 km nördlich von Prenzlau, wurden die entscheidenden Faktoren für die Verteilung der Wirbellosen- und Fischfauna identifiziert und analysiert. Die naturnahen oberen Gewässerabschnitte wiesen ein hohes Selbstreinigungspotential auf, wodurch negative Einflüsse der durchströmten hocheutrophen Stillgewässer auf die Wasserqualität wieder ausgeglichen wurden. Erlenwurzeln und Makrophytenbestände konnten als wichtige Substrattypen für die Wirbellosenfauna nachgewiesen werden.

Die Anzahl wirbelloser Arten ist negativ mit der Wassertrübung ( $R^2 = -0,56$ ;  $p < 0,001$ ) und dem Übergrundtransport von Sedimenten ( $R^2 = -0,52$ ;  $p < 0,001$ ) korreliert. Die Fischartenzahl ist ebenfalls negativ mit dem Übergrundtransport von Sedimenten korreliert ( $R^2 = -0,65$ ;  $p < 0,001$ ). Rheophile bzw. schützenswerte Fischarten werden durch das Vorhandensein von Querbauwerken beeinträchtigt. Bei der Gewässerbewertung in den Flachlandgewässern Brandenburgs sollten die Parameter Trübung und Sedimentdrift neben „klassischen“ Bewertungskriterien wie Verschmutzung, Gewässerstrukturen und Querverbau besondere Berücksichtigung finden.

#### Literatur

- BLOHM, H.-P. u. BORCHARDT, D. 1989: Stossartige Belastung in Fließgewässern: Auswirkungen auf ausgewählte Organismengruppen und deren Lebensräume. – In: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau DVWK (Hrsg.): Stoffbelastung der Fließgewässerbioptope. Paul Parey Verlag. – Hamburg: 211–272
- BÖTTGER, K. u. PÖPPERL, R. 1990: Limnische Wirbellose als Bioindikatoren für die Bewertung von Strukturparametern in Fließgewässern. – Schr.-R. Landschaftspflege und Naturschutz 32: 135–142
- BRAASCH, D. 1995: Zur Bewertung rheotypischer Arten in Fließgewässern des Landes Brandenburg. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4: 4–16
- BRAASCH, D.; SCHARF, R. u. KNUTH, D. 1993: Zur Erfassung und Bewertung sensibler Fließgewässer im Land Brandenburg. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 2: 31–36
- BRESK, B. 1992: Erfassung der Ichthyofauna im Einzugsgebiet der Alten Finow und im Pregnitz-Fließ sowie Ableitungen von Vorschlägen zur Renaturierung aus ichtthyologischer Sicht. (unveröff.)
- BRUNKEN, H. 1989: Lebensraumansprüche und Verbreitungsmuster der Bachschmerle *Noemacheilus barbatulus* (LINNAEUS, 1758). – Fischökologie 1: 29–45
- BUDDENSIEK, V.; RATZBOR, G. u. WÄCHTLER, K. 1993: Auswirkungen von Sandeintrag auf das Interstitial kleiner Fließgewässer im Bereich der Lüneburger Heide. – Natur und Landschaft 68: 47–51
- COOPER, C.M. 1987: Benthos in Bear Creek, Mississippi: Effects of habitat variation and agricultural sediments. – J. Freshwat. Ecol. 4: 101–113
- COOPER, C.M. 1993: Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems – a review. – J. envir. Qual. 22: 402–408
- CULP, J.M.; WRONA, F.J. u. DAVIES, R.W. 1986: Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. – Can. J. Zool. 64: 1345–1351
- DVWK 1990: Abhängigkeit der Selbstreinigung von der Naturnähe der Gewässer. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). Selbstverlag DVWK. – Bonn. – 154 S.
- FRIEDRICH, G. 1990: Eine Revision des Saprobien-systems. – Z. Wasser. Abwasser. Forsch. 23: 141–152
- FRIELINGHAUS, M.; RATZKE, U. u. RATZKE, P. 1994: Untersuchungsgebiet Ueckerraum: Klima, Geologie und Böden. – In: BORK, H.-R. (Hrsg.): Exkursionsführer Nordost-Deutschland und Westpolen. ZALF-Bericht. Selbstverlag ZALF. – Münchenberg: 120–127

GOWER, A.M. 1967: A study of *Limnephilus lunatus* Curtis (Trichoptera: Limnephilidae) with reference to its life cycle in watercress beds. – Trans. R. Ent. Soc. London 119: 283–302

GREGG, W.W. u. ROSE, F.L. 1985: Influence of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. – Hydrobiologia 128: 45–56

HOGG, I.D. u. NORRIS, R.H. 1991: Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. – Austr. J. Mar. Freshw. Res. 42: 507–518

HOLM, A. 1989: Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche) für die Naturräume der Geest und des östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein. – Kiel, – 43 S.

ILLIES, J. 1966: Limnofauna Europaea. Fischer Verlag. – Jena. – 474 S.

JUNGWIRTH, M. 1984: Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände, Teil II. – Wasserwirtschaft Wasserversorgung, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Selbstverlag BLF. – Wien. – 188 S.

KNUTH, D. 1992: Rote Liste. Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Hrsg.: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MUNR). UNZE Verlag. – Potsdam: 35–38

LABATZKI, P. 1994: Zergliederung des Fließgewässersystems in Brandenburg und Maßnahmen zur Wiederherstellung des aquatischen Biotopverbundes. – Vortrag auf der 8.SVK-Fischereitagung am 25.+26.01.1994. – Bonn-Bad Godesberg. – 14 S.

LAWA 1976: Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Selbstverlag LAWA. – Mainz. – 16 S. 1 Karte

LEHRKE-RINGELMANN, D. u. REUSCH, H. 1990: Untersuchungen zur Längszonierung von Fließgewässern

insekten im norddeutschen Tiefland. – Verhandlungen der Westdeutschen Entomologentagung 1989 in Düsseldorf: 81–88

LIESS, M. 1993: Zur Ökotoxikologie der Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer. Cuvillier. – Göttingen. – 133 S.

LLOYD, D.S.; KOENINGS, J.P. u. LAPERRIERE, J.D. 1987: Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. – North American Journal of Fisheries Management 7: 18–33

LWRP 1994: Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft im Bereich der Mittelgebirge, des Hügellandes und des Flachlandes. – Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz Mainz

MUNR BRANDENBURG 1995: Qualität der Brandenburg Fließgewässer weiter verbessert. – Brandenburger UmweltJournal 17: 10–12

NEUMANN, D.; RASCHKE, I.; KRAMER, M.; STIEF, P.; SCHMITTER, E.; TENTEN, S. u. GRÇFE, B. 1994: Makrozoobenthos und Nitrittoxizität in nitratbelasteten Fließgewässern. – Erw. Zus. Jahrest. Deutsch. Gesellsch. Limnol. Hamburg 1994: 552–556

NEWCOMBE, C.P. u. MACDONALD, D.D. 1991: Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. – N. Amer. J. Fish Manage. 11: 72–82

RYAN, P.D. 1991: Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. – New Zealand J. Mar. Freshw. Res. 25: 207–221

SABARTH, A. 1994: Zur Bedeutung natürlicher Strukturelemente für die Artenvielfalt aquatischer Wirbelloser in Heidefließgewässern, am Beispiel der Lutter bei Celle. – Erw. Zus. Jahrest. Deutsch. Gesellsch. Limnol. Hamburg 1994: 567–571

SABARTH, A. 1995: Sedimentdynamik in einem naturnahen Heidebach – Wie reagiert die Biozönose? – Erw. Zus. Jahrest. Deutsch. Gesellsch. Limnol. Berlin 1995: im Druck

SCHULZ, R. u. MEYER, L. 1995: Zur Fischfauna strukturarmer innerstädtischer Gewässer am Beispiel des Bürgerparks in Braunschweig. – Braunschw. naturkd. Schr. 4: 755–767

SIGLER, J.W.; BJORN, T.C. u. EVERST, F.H. 1984: Effects of chronic turbidity on density and growth of steelhead (*Salmo gairdneri*) and coho (*Oncorhynchus kisutch*) salmon. – Trans. am. Fish. Soc. 113: 142–150

SPETH, S. u. BÖTTGER, K. 1993: Die substratspezifische Verteilung der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera in einem sandigen Bach des Norddeutschen Tieflandes (Osterau, Schleswig-Holstein). – Limnologica 23: 369–380

WAIDBACHER, H. 1989: Zum Einfluß der Uferstruktur auf Fischbestände – Stauraumgestaltung Altenwörth. – Östereichische Wasserwirtschaft 41: 172–178

WASNER, U. 1976: Eine Methode zur Mikroklimamessung im Freiland – Eich Tabellen zur integrierten Lichtmessung nach FRIEND. – Zool. Jb. Syst. 103: 355–360

#### Verfasser

Dipl.-Biol. Ralf Schulz  
Zoologisches Institut  
Technische Universität  
Fasanenstraße 3  
38092 Braunschweig  
Email: R.Schulz@tu-bs.de

Dipl.-Chem. Christel Rietz  
Landesumweltamt Brandenburg  
Abt. Gewässerschutz und  
Wasserwirtschaft  
Herbert-Jensch-Straße 38  
15234 Frankfurt (Oder)

## 5 Jahre Studienarchiv Umweltgeschichte

Das Archiv, das gemeinsam vom Institut für Umweltgeschichte und Regionalentwicklung e.V. (IUGR) und dem Bund für Natur und Umwelt e.V. (BNU) aufgebaut wird, verfügt nach fünfjähriger Sammeltätigkeit über einen umfangreichen Bestand zur Geschichte des Umwelt- und Naturschutzes in der DDR, des Natur- und Heimatschutzes seit Anfang des Jahrhunderts und zur Entwicklung der Umwelt- und Naturschutzbewegung in den neuen Bundesländern nach 1990.

Die Idee, ein Studienarchiv und eine Bibliothek in freier Trägerschaft aufzubauen, entstand u.a. deshalb, weil die Vorläufer des BNU e.V., die „Gesellschaft für Natur und Umwelt“ im Kulturbund der DDR bzw. die „Natur- und Heimatfreunde“ im Kulturbund aufgrund ihrer Geschichte als „DDR-Naturschutzverband“ einen erheblichen Fundus aufzuweisen hatten, der einen wichtigen Teil der DDR-Naturschutz- und Umweltbewegungsgeschichte repräsentierte. Immerhin arbeiteten zeitweise

bis zu 60.000 Menschen ehrenamtlich allein in den natur- und umweltschutzorientierten Fachgruppen des Kulturbundes. Im Juli 1991 begann der BNU e.V. mit einem ABM-Projekt, Materialien zur Geschichte des Natur- und Umweltschutzes in der DDR zu sammeln. Seit März 1995 wird der weitere Aufbau des Studienarchivs durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, gefördert.

Das Archiv umfaßt gegenwärtig etwa 12 500 Bücher und Broschüren, 700 Zeitschriften- und Schriftenreihentitel sowie mehrere tausend Einzeldokumente - Protokolle, Aufzeichnungen, Plakate, Fotos, Wimpel, Abzeichen u.a. Der Bestand kam fast ausschließlich durch Schenkungen ehemals oder noch aktiver Natur- und Umweltschützer, Heimatgeschichtler und Denkmalpfleger zusammen. Bisher übernahm das Archiv Material von ca. 100 Spenderinnen und Spendern.

Neben der Sammlung zur DDR-Umweltgeschichte verfügt das Archiv auch über einen interessanten Bestand zur frühen Geschichte des Naturschutzes, z.B. über Veröffentlichungen der Staatlichen Stelle

für Naturdenkmalpflege in Preußen, Bücher und Zeitschriften von bürgerlichen Natur- und Heimatschutzvereinen und aus der sozialdemokratischen Naturfreunde-bewegung.

In den vergangenen Jahren wurde begonnen, mit diesen Quellen und Dokumenten zu arbeiten. Eine Monographie und drei Aufsatzsammlungen erschienen so seit 1993, zwei weitere sind in Vorbereitung. Nach der Erschließung des Bestandes, die gegenwärtig noch nicht abgeschlossen ist, soll das Studienarchiv der wissenschaftlichen Forschung sowie für die allgemeine Weiterbildung zur Verfügung stehen. Bereits jetzt können sich jedoch schon Interessenten, die sich mit dem Thema „Geschichte von Natur- und Umweltschutz“ befassen, an das Archiv wenden.

Das Studienarchiv ist laufend an der Erweiterung seiner Bestände interessiert. Wer die Arbeit des Archivs mit Veröffentlichungen und anderen Dokumenten zu den oben genannten Themenkreisen unterstützen möchte, kann das Studienarchiv Umweltgeschichte erreichen in 10435 Berlin, Schwedter Str. 37 - 40, Tel./Fax 030/448 1590.