©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen
Band 26, S. 167–190, 2000

Ein Fließgewässer im urbanen Umfeld. Analyse des ökologischen Zustandes des unteren Belmer Baches (Osnabrück, Niedersachsen) anhand des Makrozoobenthos.

Peter Rasch & Stefan Trapp

Kurzfassung: Die stoffliche Belastung des unteren Belmer Baches stammt aus dem intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet. Das Makrozoobenthos ist bereits vor dem Eintritt in den urbanisierten Bereich artenarm. Gründe hierfür sind die saprobielle Belastung und die Strukturarmut der Gewässersohle und Ufer.

Ein Vergleich der Artenzahlen zwischen einer Referenzprobestelle vor dem und einer Probestelle im urbanen Bereich zeigt kaum Unterschiede. Die Beeinträchtigung durch die längszonale Isolierung und die Temperaturerhöhung von Δ 1 °C im urbanen Gewässerabschnitt werden durch die abwechslungsreiche Ufervegetation und die wasserbauliche Erhöhung der Strukturvielfalt der Gewässersohle ausgeglichen. Eine Temperaturerhöhung von Δ 5 °C und eine kontinuierliche Sinkstofffracht unterhalb eines Klärwerkzulaufs reduzieren das Makrozoobenthos auf wenige dominante Taxa.

Abstract: The organic pollution of the lower Belmer Bach can be attributed to its agriculturally intensively used drainage area. Already before entering the urbanized region, the macrozoobenthos is poor in species due to saprobic pollution and the structural poverty of the waterbed and the banks. When comparing the species numbers of a reference sampling plot located before the urban region and a sampling plot situated within this region, hardly any differences could be ascertained. The longitudinal isolation and the rise in temperature of Δ 1 °C in the urban brook section negatively influence its fauna; this, however, is compensated by the varied riparian vegetation and the greater structural diversity of the waterbed due to hydraulic engineering. A rise in temperature of Δ 5 °C and a continuous inflow of suspended matter from a sewage works reduce the macrozoobenthos to few dominant taxa.

Key words: urban running waters, benthic macroinvertebrate communities, water quality, nitrate, temperature

Autoren:
Dipl.-Biol. P. Rasch, Fachgebiet Ökologie, Fachbereich Biologie/Chemie, Universität Osnabrück, Barbarastr. 11, D-49069 Osnabrück, Deutschland
Prof. Dr. S. Trapp, Institut for Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet, DK-2800 Kongens Lyngby, Dänemark

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1 Einleitung

Bereits in der freien, landwirtschaftlich genutzten Landschaft unterliegen Fließgewässer vielfältigen anthropogenen Einflüssen. Naturnahe Abschnitte sind oftmals nur noch im quellnahen Bereich zu finden (Ohde & Glandt 1991). Das gilt auch für die Gewässer des Osnabrücker Hügellandes (siehe Hettlich et al. 1996, Pape & Rasch 1996, Roßbach & Rasch 1999).

Im Siedlungsbereich werden Fließgewässer endgültig technischen Anforderungen unterworfen und sind oft gänzlich stadttypisch verändert.

Daten zu urbanen Fließgewässern liegen relativ selten vor, da zu dem ohnehin komplexen natürlichen Faktorengefüge des Ökosystems Fließgewässer ein schwer zu übersehendes Mosaik nutzungsbedingter Einflußgrößen hinzukommt. Zudem lädt der durch Nutzung entstellte, in der Regel verarmte Lebensraum wenig zu Untersuchungen ein (Schuhmacher & Thiesmeier 1991, Gammeter 1996).

Das untersuchte Gewässer, der Belmer Bach im Stadtteil Belm der Stadt Osnabrück, entwässert ein landwirtschaftlich intensiv genutztes Einzugsgebiet, bevor er in städtisch bebautes Gelände eintritt. Direkt vor der Stadt durchfließt der Belmer Bach einen flachen Teich, und es wird Kühlwasser für eine Papierfabrik entnommen und zurückgeführt. Kurz vor der Mündung in die Hase entläßt die Kläranlage der Papierfabrik ihre Abwässer in den Belmer Bach. Longitudinal ist der innerstädtische Bereich des Belmer Baches gegen das Einzugsgebiet und den Vorfluter, die Hase, isoliert.

Im Rahmen eines Wasserrechtsantrages ergab sich für den innerstädtischen Bereich des Belmer Baches die Möglichkeit, umfangreichere chemisch-physikalische und biologische Untersuchungen durchzuführen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen werden dargestellt als Beitrag zur Diskussion über urbane Fließgewässer und als Datengrundlage für vergleichende Untersuchungen in kommenden Jahren.

Folgende Fragen wurden gestellt:

- Wie groß sind die stofflichen Beeinträchtigungen, und woher stammen sie?
- Wie ist das Temperaturregime des Belmer Baches verändert?
- Welche Auswirkungen hat das auf die Biozönose?
- Ist ein Einfluß des Belmer Baches auf den Vorfluter, die Hase, meßbar?
- Welche Maßnahmen zur Verbesserung der Situation können vorgeschlagen werden?

2 Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Der Belmer Bach ist ein ca. 25 km langes Fließgewässer, das mit einem mittleren Abfluß von 0,34 m^3/s in die Hase bei Osnabrück mündet. Dem Wiehengebirge entspringend, entwässert der Belmer Bach mit glazialen Sedimenten überlagerte Schichten des Keupers. Fast das gesamte Einzugsgebiet wird landwirtschaftlich genutzt. Neben extensiv bewirtschafteten Viehweiden findet sich großflächig intensiv für Mais-, Raps- und Getreideanbau genutztes Ackerland. Einziger kommunaler Einleiter ist Belm mit ca. 20.000 Einwohnergleichwerten. Am Unterlauf, ca. 2 km vor der Mündung in die Hase, liegt eine große Papierfabrik. In diesem Bereich wird der Bach zu einem Teich aufgestaut, unterfließt auf 200 m verrohrt das Firmengelände und mündet nach einer Bacherweiterung in die Hase. Am Auslauf des Teiches, einem Steilwehr von ca. 2 m Höhe, wird zuvor zur Papierherstellung entnommenes Kühlwas-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

ser rückgeführt. 500 m vor der Mündung in die Hase wird Klärwasser aus der firmeneigenen Kläranlage in den Belmer Bach eingeleitet. Unterhalb der Papierfabrik durchfließt der Bach mehr oder weniger dicht bebautes städtisches Gelände.

Gewässerkundliche Angaben zur Hase finden sich u.a. bei Hoffmeister (1975), Neumann (1976), Trapp (1995) und Weber (1976).

2.2 Meßstellen

Die Lage der Probestellen ist in Abb. 1 wiedergegeben. Tab. 2 faßt die Probestellenbeschreibungen der intensiv bearbeiteten Probestellen zusammen.

Belmer Bach:
Die Probestelle **M1** liegt auf Höhe des Fabrikparkplatzes im Bereich der stählernen Fußgängerbrücke. Dieser Bachbereich ist von der Papierfabrik unbeeinflußt und spiegelt als Referenzprobestelle den Zustand des Gewässers vor dem urbanisierten Bereich wider.

M2 befindet sich auf Höhe des Grabmales, unterhalb des Teiches, und ist von der Kühlwassereinleitung durch die Fabrik betroffen.

Die Probestelle **M3** am Pegel Gretesch liegt unter dem Zulauf der Kläranlage der Papierfabrik und dient zur Erfassung der chemisch-physikalischen Parameter, die sich auf M4 auswirken.

M4 ist etwa 200 m nach der Abwassereinleitung der Papierfabrik an und oberhalb einer mit Bauschutt aufgefüllten Furt lokalisiert, oberhalb der Aufweitung des Belmer Baches, kurz vor der Mündung in die Hase. Die Probestelle dient der Erfassung der unter dem Einfluß der Kläranlageneinleitung stehenden Biozönose.

Hase:
Um herauszufinden, welchen Einfluß der Zulauf des Belmer Baches auf die Hase hat, wurden oberhalb und unterhalb des Zuflusses in der Hase Fangstellen beprobt. Die Probestelle **Ho** (Hase „oberhalb“) liegt ca. 500 m vor dem Zufluß des Belmer Baches. Die beiden Probestellen **Hur** und **Hul** (Hase „unterhalb“) befinden sich kurz vor der Eisenbahnbrücke und liegen unterhalb des Zuflusses des Belmer Baches. Um Durchmischungsphänomene abschätzen zu können, wurden die chemisch-physikalischen Messungen jeweils vom rechten (r) (Einleitungsseite, Osten) und linken (l) Ufer aus durchgeführt.

Um einen Eindruck vom Einzugsgebiet zu bekommen, wurden Stichproben genommen: an **Q1** in der westlichen Quelle im Osten Gattbergens, an **Q2** in der nördlichen Quelle südlich Oberhaaren und an **Q3** in der östlichen Quelle bei Haltern. **A** liegt im Oberlauf vor der Ortschaft Belm und B hinter der Kläranlage Belm.

2.3 Untersuchungs- und Auswertungsmethoden

Die Abflußdaten stammen vom Staatlichen Amt für Wasser und Abfall (StAWA) Cloppenburg, jetzt Bezirksregierung Weser-Ems.

2.3.1 Sauerstoff und Temperatur

Von November 1996 bis April 1998 wurden regelmäßig alle vier Tage die Meßstellen M1, M2, M3, Hu und Ho beprobt. Um einerseits Sauerstoffminima und andererseits maximale Temperaturerhöhungen zu finden, wurde möglichst zum Sonnenaufgang gemessen (in der Regel zwischen 6:00 und 7:00 Uhr). Die anderen Meßstellen wurden außer der Reihe zwischen 14:30 und 15:30 Uhr gemes-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

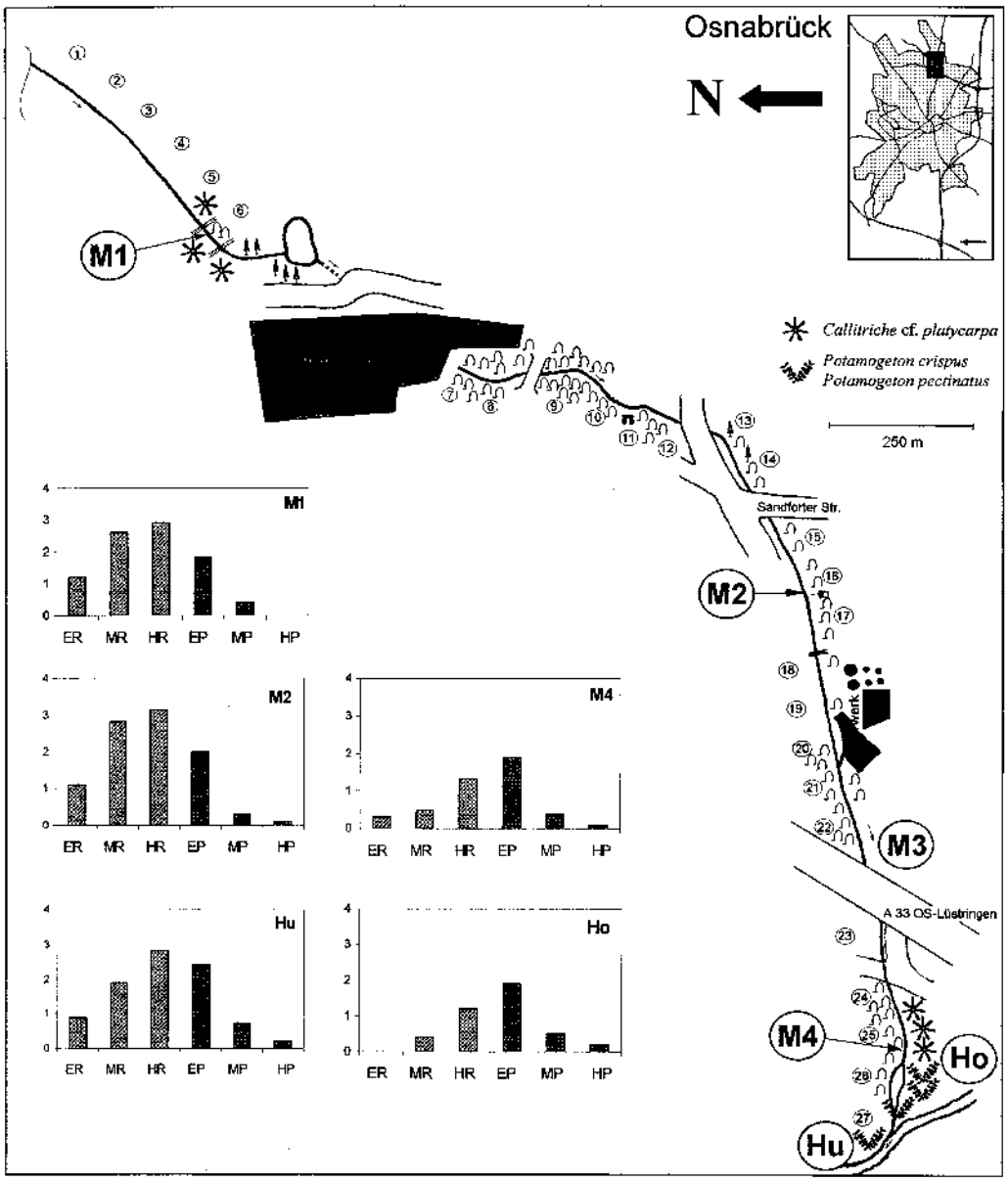


Abb. 1: Übersicht über die Lage der Probestellen. Die Graphiken charakterisieren die Zoozönosen nach dem Vorkommen von Indikatorarten: ER, MR und HR = Epi-, Meta- und Hyporhithral, EP, MP und HP = Epi-, Meta- und Hypopotamal (Moog 1995).

Tab. 1: Leitfähigkeitswerte der Meßkampagne vom 08.05.97 (n = 1/Probestelle).

Probestelle	Q	A	B	M1	M3	Ho	Hu
Leitfähigkeit in µS/cm	519	733	766	742	965	691	726

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 2: Gewässermorphologie, vm = ca. Fließgeschwindigkeit in [m/sec] im Stromstrich und Substratzusammensetzung der Probestellen.

	Breite [m]	Tiefe [m]	vm [m/sec]	Substrat mit ca. Deckung	Makrophyten	Ausbauzustand
M1	3–4.5	0.2–0.3	0.2	Schlamm 60–80 % Sand 20–40 %	*Callitriche* in geringer Deckung	Begradigt, Kastenprofil, 1–1.5 m Steilböschung
M2	2	0.2–0.3	0.2–0.4	Schlamm 10–40 % Sand 20–40 % Steine 50–80 %	Keine	Begradigt, trapezförmig, Riffles und Pools Ufer mit Blockwurf befestigt
M4	3–4	0.3–0.4	0.2	Schlamm 100 %	*Potamogeton* 20–50 % Deckung	Begradigt, Kastenprofil, 0.3–0.4 m Böschung
Ho	6–8	0.4–0.7	0.2	Schlamm 100 %	*Sagittaria, Potamogeton, Ceratophyllum, Callitriche, Nuphar*	Begradigt, Kastenprofil, 0.7–0.8 m Steilböschung
Hu	5–7	0.4 -0.5	0.4–0.5	Schlamm 10–20 % Sand 10–30 % Steine 50–80 %	Dichte Vegetation mit *Nuphar, Potamogeton, Callitriche, Sagittaria*	Flaches Kastenprofil und Gabelung durch Brückenpfeiler

sen. Die Messungen erfolgten direkt vor Ort mit Elektroden und Meßgeräten der Firma WTW.

2.3.2 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit wurde nur gelegentlich mit einem WTW-Gerät gemessen.

2.3.3 Nitrat, Ammonium, Gesamtstickstoff

Die Probenahmen erfolgten kontinuierlich, aber in unregelmäßigen Abständen. Die Probenahmetermine können den entsprechenden Graphiken entnommen werden. Im allgemeinen wurden die Proben innerhalb von drei Stunden im Labor analysiert. Nitrat, Ammonium und Gesamtstickstoff (inkl. org. N) wurden mit dem photometrischen System von Dr. Lange gemessen, das speziell für die betriebliche Abwasseranalytik entwickelt wurde.

Ammonium: Indophenolblau-Methode, DIN 38406-E 5.

Nitrat: In schwefel- und phosphorsaurer Lösung, DIN 38405-D 9.

Gesamtstickstoff: (N-total = Summe NH_4^+-N + Nitrat-N + organischer Stickstoff); Aufschluß mit Peroxodisulfat zu Nitrat; weiter wie DIN 38405-D 9.

Nitrit wurde nicht gemessen und fehlt bei der Bilanz des Gesamtstickstoffs.

2.3.4 Bachmorphologie sowie aquatische und bachbegleitende Vegetation

Durch eine Begehung am 06.06.97 wurde die aquatische und bachbegleitende Vegetation entlang des Belmer Baches zwischen der Probestelle M1 und der Mündung des Belmer Baches in die Hase kartiert. In Abb. 1 ist der Bachverlauf fortlaufend numeriert, um die Bachabschnitte eindeutig ansprechen zu können.

2.3.5 Faunistische Probenahmen

Die faunistischen Probenahmen fanden am Belmer Bach im Frühjahr am 01.05.97, im

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Sommer am 15.07.97 und im Herbst am 15. und 16.09.1997 statt. Da die Hase erst später in das biologische Programm aufgenommen wurde, fanden an den beiden Probestellen in der Hase (Ho und Hu) im Frühjahr 1997 keine Probenahmen statt. Eine weitere Probenahme wurde am 11.05.1998 durchgeführt.

Durch eine Begehung und Sichtprüfung der aquatischen Fauna wurde am 28.05.98 kontrolliert, inwieweit die an der Referenzprobestelle M1 angetroffene Fauna derjenigen im Einzugsgebiet entspricht.

Der Fang an den Probestellen M1, M2 und M4 erfolgte nach der Kicking-Methode (Schwoerbel 1986) mit einem halbkreisförmigen Käscher (Durchmesser 30 cm, Maschenweite 300 µm). An Probestelle M4 und an den Probestellen in der Hase wurden mit diesem Käscher die submerse Vegetation durchkämmt und mit einem Küchensieb (Maschenweite 1 mm) der Schlamm gesiebt. Die Probenahmen wurden auf etwa 10–15 Minuten zeitstandardisiert (Braukmann 1992). Soweit vorhanden, wurden Steine separat abgesucht. Die Ufervegetation wurde mit einem Streifnetz abgesammelt.

Die gefangenen Tiere wurden vor Ort in weiße Fotoschalen gegeben, quantitativ ausgelesen und in 70 % Ethanol konserviert.

Ausgesammelt wurden Mollusca, Coleoptera, Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. Bei Abundanzen über ca. 200 Individuen je makroskopisch unterscheidbarem Taxon wurden Schätzungen vorgenommen und nur ein Anteil ausgelesen (*Gammarus pulex, Baetis vernus*, Milben und Chironomidae).

An Bestimmungsliteratur wurden benutzt:
Coleoptera: Freude et al. Bd. 3 1971 und Bd. 6 1979
Trichoptera: Sedlack 1985, Pitsch 1993 und Tobias & Tobias 1981
Ephemeroptera: Malzacher 1984, Studemann et al. 1992 und Müller-Liebenau 1969
Crustacea: Pöckl 1988
Mollusca: Glöer & Meier-Brook 1998
Diptera und Annelida: Tachet et al. 1987
Belegexemplare sind in der Sammlung des Erstautors hinterlegt.

2.3.6 Auswertung

Die Berechnungen der Diversitätsindizes wurden mit dem Programm Comm (Piepenburg & Piatkowski 1992) durchgeführt.

Der S90 %-Wert ist die Zahl der Arten, die an einer Probestelle 90 % der Abundanzen ausmachen. Er ist weniger vom methodischen Vorgehen und dem Zufall abhängig als die reine Artenzahl. Ein geringer S90 %-Wert bedeutet, daß die Lebensgemeinschaft von wenigen Arten dominiert ist.

Als gängige Parameter wurden der Diversitätsindex nach Shannon und zum Probestellenvergleich der Sörensen-Index berechnet. Letzterer wird für die zusammengefaßten Probenahmen 1997 in Form einer UPGMA-Clusterung graphisch dargestellt.

Die Saprobienindizes sind nach Friedrich 1990, DIN 38419 Teil 2, und nach Angaben aus Moog 1995 berechnet. Beim DIN-Verfahren ist, zumindest nach der vorliegenden Liste von Friedrich (1990), ein sehr eingeschränktes Artenspektrum aufgenommen, unter anderem aus Gründen der Wirtschaftlichkeit und Praxisnähe im Einsatz als Routineverfahren. Im vorliegenden Fall ist jeweils höchstens die Hälfte (vgl. Tab. 6 und Tab. 7) der nachgewiesenen Arten in der DIN eingestuft. Nach den Listen von Moog (1995) können in der Regel zwei Drittel der vorgefundenen Arten berücksichtigt werden. Deshalb wurde zur Abschätzung der Sicherheit der Ergebnisse für die drei Beprobungen Mai, Juli und September eine Berechnung nach DIN und nach Moog durchgeführt. Dabei wurden die Rohdaten der Probenahmen des

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Jahres 1997 je Probestelle so behandelt, als handele es sich um eine Probenahme, d.h. die Individuensummen wurden addiert und dann in Häufigkeitsklassen eingeteilt.

Die Einstufung in Häufigkeitsklassen (HK) zur Berechnung des Saprobienindex nach DIN erfolgte nach den Werten in Braukmann 1992.

Ist die Anzahl und Häufigkeit der Arten zu gering, d.h. die Summe der Häufigkeitsklassen <15, oder erreicht das Streuungsmaß (SM) 0,2, spiegelt der Saprobienindex nicht eindeutig die Belastung mit biologisch abbaubaren Stoffen wider. In den Tabellen wird dann keine Saprobie angegeben (Formalien nicht erfüllt).

Die Berechnung des Saprobienindex nach Moog 1995 basiert, wie die DIN, auf der Methode von Zelinka & Marvan 1961. Da ein großer Anteil der Arten in die Listen aufgenommen ist, macht es Sinn, den Anteil der zönotischen saprobiellen Valenz für jede Saprobitätsstufe zu berechnen. Den Saprobienindex der Zönose erhält man durch Multiplikation der Balkenwerte mit den Faktorenwerten der jeweiligen Saprobitätsstufe (1 für oligosaprob bis 4 für polysaprob) und Division der Summe durch 10. Diese Berechnungsart entspricht der Bildung eines gewichteten Mittels aus Individuenzahl, Indikationsgewicht und spezieller saprobieller Valenz der Arten einer Zönose.

Die Analyse, welcher längszonalen Region die Zoozönose an den Probestellen zuzuordnen ist, erfolgt nach Angaben aus Moog 1995. Die Berechnung erfolgt analog der 10-Punkte-Methode von Zelinka und Marvan 1961. Anstatt der saprobiellen Valenz wird hier eine auf 10 Regionen verteilte biozönotische Valenz zugrunde gelegt, und der Indikatorwert wird nicht gewichtet. Die Probenahmen über das Jahr 1997 werden summiert. Zur Anwendbarkeit der „Fauna Aquatica Austriaca“ vgl. Aschemeier et al. 1998.

3 Ergebnisse

3.1 Abfluß

Der mittlere Abfluß der Hase (MQ) am Pegel Lüstringen (Düstrup) entspricht etwa dem an Meßstelle Hu und war nach Angaben des StAWA Cloppenburg im Zeitraum 1963–1994 1,72 m³/s, der mittlere Niedrigwasserabfluß (MNQ) 0,30 m³/s. Am Pegel Gretesch (Belmer Bach) ist für den Zeitraum von 1984–1994 der MQ 0,338 m³/s, der MNQ 0,084 m³/s. Nach Angaben des Betreibers der Papierfabrik beträgt die Abwassereinleitung der Firma derzeit etwa 0,117 m³/s, so daß der tatsächliche Abfluß am Pegel Gretesch bei Niedrigwasser etwas höher liegt.

3.2 Die Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit ist entsprechend dem kalkreichen Einzugsgebiet hoch. Tab. 1 zeigt eine Meßreihe vom 08.05.97.

3.3 Temperatur-Regime

Die im Viertagesrhythmus gemessenen morgendlichen Temperaturen des Belmer Baches und der Hase sind in Abb. 3 und Abb. 4 dargestellt. Es zeigt sich ein deutlicher jahreszeitlicher Gang an allen Probestellen. An den Probestellen M1, M2 und M3 im Belmer Bach sind die Kurven parallelverschoben, so daß sich an M2 eine leichte und an Probestelle M3 eine erhebliche durchschnittliche Temperaturerhöhung im Vergleich mit der Referenzprobestelle M1 ergibt (Abb. 3). Der Mittelwert an den Probestellen ist an M1 = 8,7 °C, an M2 = 10,0 °C und an M3 = 14,1 °C. Der Mittelwert der Temperatur in der Hase oberhalb des Zuflusses des Belmer Baches liegt bei 8,8 °C. Die getrennten Messungen

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

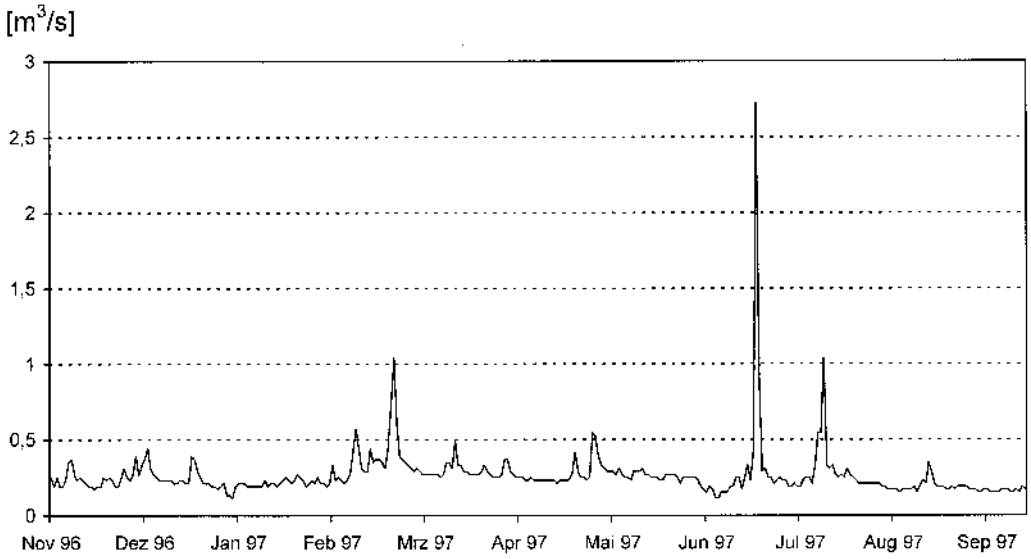


Abb. 2: Abfluß des Belmer Bachs am Pegel Gretesch (M3, 800 m vor Mündung). Datenquelle: StAWA Cloppenburg.

Tab. 3: Individuensummen der gefangenen Organismen (PN = Probenahme, PS = Probestelle).

	M1	M2	M4	Ho	Hu	Summe PN
1997						
Mai	271	240	187	– *	– *	698
Juli	124	103	217	444	516	1404
September	206	66	439	69	605	1385
1998						
Mai	1349	415	134	195	4452	6545

* = die Hase wurde erst später in das Meßprogramm aufgenommen, deshalb fanden in der Hase 1997 keine Frühjahresprobenahmen statt.

vom linken und rechten Haseufer aus, unterhalb des Zuflusses des Belmer Baches, ergaben für das rechte Haseufer einen Mittelwert von 11,1 °C und für das linke Ufer einen Mittelwert von 9,6 °C.

Das morgendliche Temperaturmaximum an den Probestellen lag an M1 bei 18,7 °C, an M2 bei 19,7 °C und an M3 bei 25 °C. In der Hase, an Probestelle Ho, lag das Maximum bei 19,3 °C, an Hu am rechten Ufer (Hur) bei 20,2 °C und am linken Ufer (Hul) bei 20,6 °C.

Die tagsüber gemessene maximale Temperatur an Probestelle M1, vor der Papierfabrik, betrug 1997 21,2 °C (11.08.97, 14:30 Uhr) und an Probestelle M3, hinter der Papierfabrik, 27,2 °C (10.08.97, 14:30 Uhr).

3.4 Stickstoff

Der Mittelwert der Konzentration von NO_3^- im Belmer Bach liegt an M1 bei 7 mg N/l und an M3 bei 5,5 mg N/l (Abb. 5). Maximale Werte mit über 10 mg N/l Nitratstickstoff finden sich am Oberlauf vor der Ortschaft Belm (Meßstelle A). An den Probestellen flußab-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

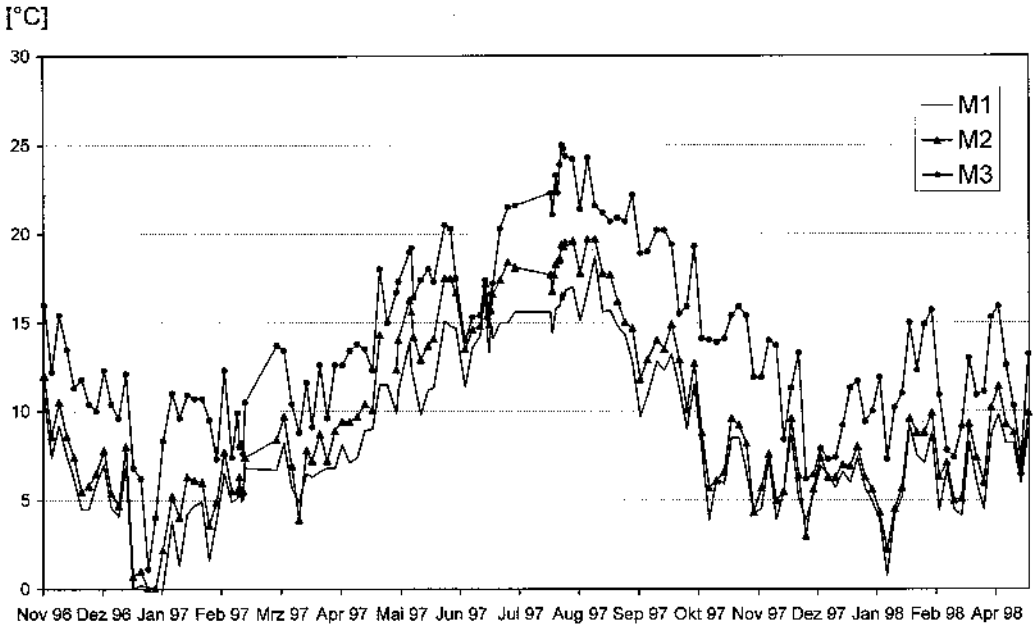


Abb. 3: Die morgendlichen Temperaturen des Belmer Bachs von November 1997 bis April 1998, gemessen in 4-Tages-Abständen (n = 140/Probestelle).

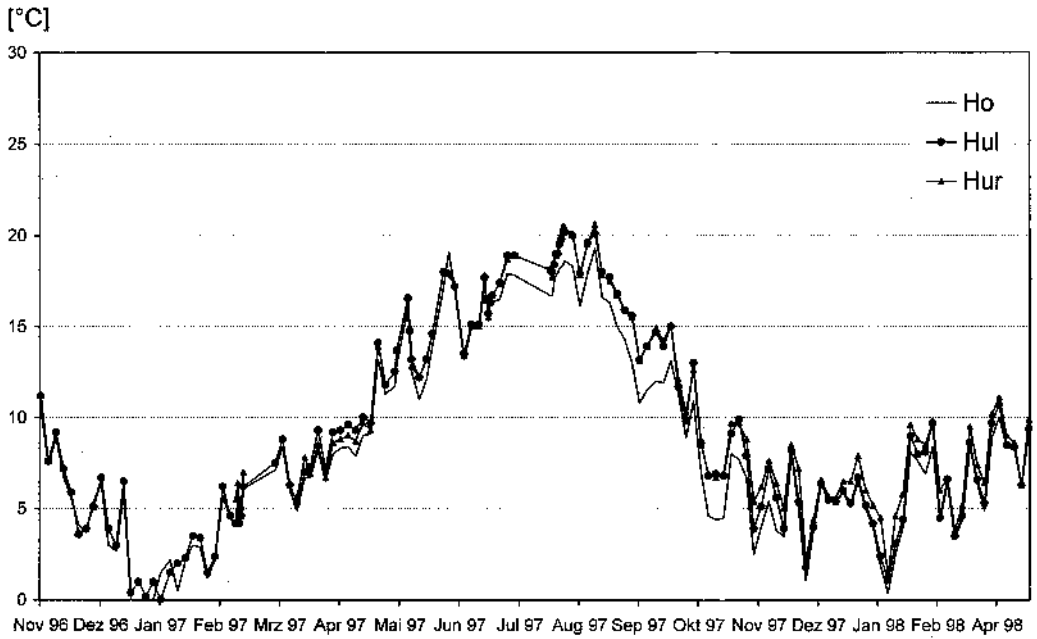


Abb. 4: Die morgendlichen Temperaturen der Hase von November 1997 bis April 1998, gemessen in 4-Tages-Abständen (Hu links und rechts; n = 140/Probestelle).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

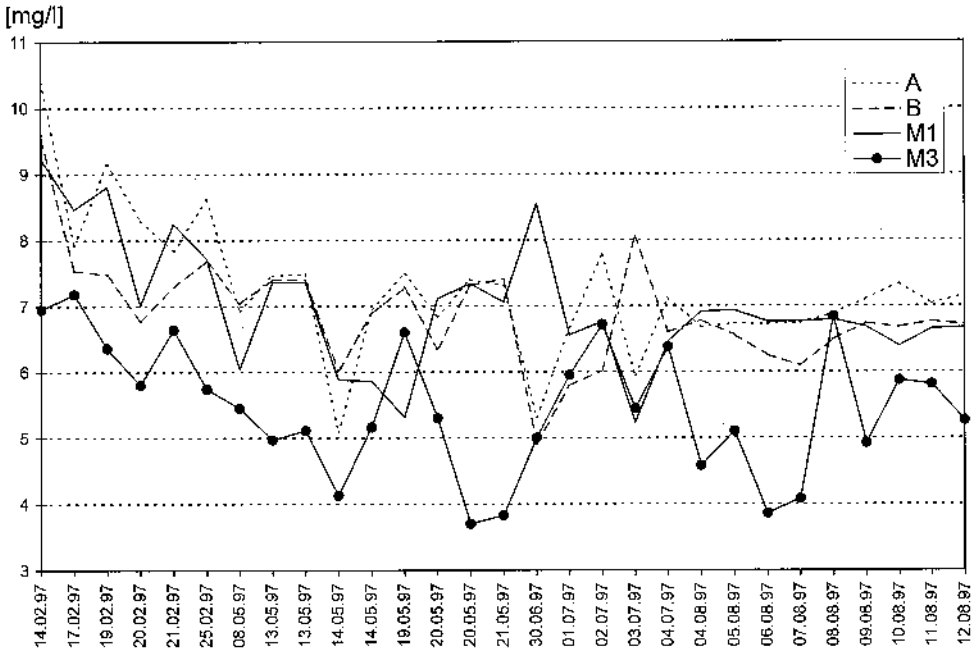


Abb. 5: Nitrat-N-Gehalte des Belmer Baches, Messungen 1997.

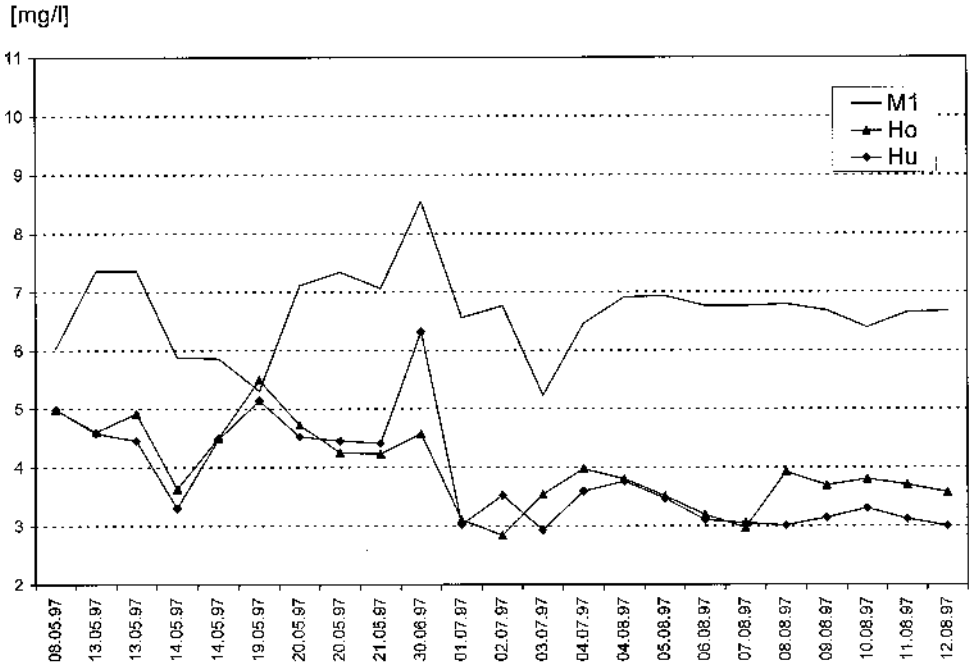


Abb. 6: Nitrat-N-Gehalte der Hase, Messungen 1997.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

wärts nehmen die Konzentrationen ab, die niedrigste Nitrat-Belastung weist die Probestelle M3 unterhalb der Kläranlage der Papierfabrik auf.

In der Hase ist das Niveau der Nitratkonzentration mit einem durchschnittlichen Wert von 3,9 mg N/l an Ho, oberhalb des Belmer Baches, und einem Wert von 4,0 mg/l NO_3^--N praktisch gleich und deutlich niedriger als im Belmer Bach. Ein Einfluß des Zulaufs des Belmer Baches auf den Nitratgehalt der Hase läßt sich nicht feststellen.

Die Ammonium-Konzentrationen lagen an allen Meßstellen im langfristigen Mittel unter 1 mg N/l. Im Februar 1997 wurde an M3 allerdings ein Maximum von 2,6 mg N/l Ammonium festgestellt.

Die Menge an Gesamtstickstoff variiert im Belmer Bach kaum, die Mittelwerte der Summe von Nitrat- und Ammoniumstickstoff liegen an Probestelle A bei 9,7 mg/l, an B bei 9,63 mg/l, an M1 bei 9,33 mg/l und an M3 bei 10,3 mg/l.

An den Probestellen A, B und M1 ist die Stickstoffhauptkomponente somit das Nitrat, an M3 liegt bis zur Hälfte des Stickstoffs organisch gebunden vor.

Um die Herkunft des Nitrats zu klären, wurden auch die Quellen des Belmer Bachs analysiert, wobei die drei Hauptquellen Q1 (am Fuße des Gattbergs, westlichste Quelle), Q2 (südlich Oberhaaren) und Q3 (bei Haltern, östlichste Quelle) beprobt wurden. Dabei wurden zum Teil sehr hohe Nitratgehalte gefunden. Q2 wies mit 14,4 NO_3^--N je Liter (64 mg NO_3^-) den höchsten Wert auf. An Quelle Q1 (Gattberg) fanden sich ähnlich hohe Werte (11,1 und 11,8 mg N/l), und zwar konstant (im Rahmen der Meßgenauigkeit) von 1997 bis 1998. Lediglich die Quelle Q3 wies mit „nur“ 6,4 bis 7,4 mg/l moderate Nitrat-N-Gehalte auf.

3.5 Sauerstoff

Die Sauerstoffsättigung des Belmer Baches lag im Jahresdurchschnitt an Probestelle M1, über Tages- und morgendliche Werte gemittelt, bei ca. 78 % Sättigung und an Probestelle M3 bei 75 % Sättigung (Abb. 8). Die Minima lagen bei 30 % bzw. 36 %.

In der Hase bewegen sich die Werte in ähnlichen Größenordnungen (Abb. 9). Oberhalb des Zuflusses des Belmer Baches lag der Jahresdurchschnitt der Sauerstoffsättigung bei 80 %, unterhalb des Zulaufs bei 72 %. Die Minima lagen bei 51 % bzw. 41 % Sättigung.

Die Sauerstoffmaxima lagen im Belmer Bach, wahrscheinlich bedingt durch großflächiges Auftreten fädiger Grünalgen im Sommer, bei ca. 120 %. In der Hase werden die gemessenen Maximalwerte durch zum Teil dichten Makrophytenbewuchs hervorgerufen.

3.6 Bachmorphologie

Der Belmer Bach ist auf die gesamte kartierte Fließstrecke begradigt und fließt durch ein gemauertes oder durch groben Blockwurf gesichertes Bachbett. Es herrscht ein Trapezprofil mit Böschungshöhen von 1–1,5 m vor. Die Bachbreite bewegt sich zwischen 2 und 4 m. Tab. 2 faßt die Probestellenbeschreibungen zusammen.

Oberhalb von Probestelle 1 besteht die Bachsohle aus Sand, der stark verschlammt ist und Anfang Juni zu 50 bis 80 % mit fädigen Algen bewachsen war. Die Bachsohle zwischen Probestelle M1 bis zur Mündung in die Hase ist von Schlamm geprägt. In Bereichen, in denen die Verbauung einen niedrigeren durchflossenen Querschnitt sichert, wird Sand freigespült, und der Blockwurf stellt Hartsubstrat dar (Bachbereiche 8, 13–22).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

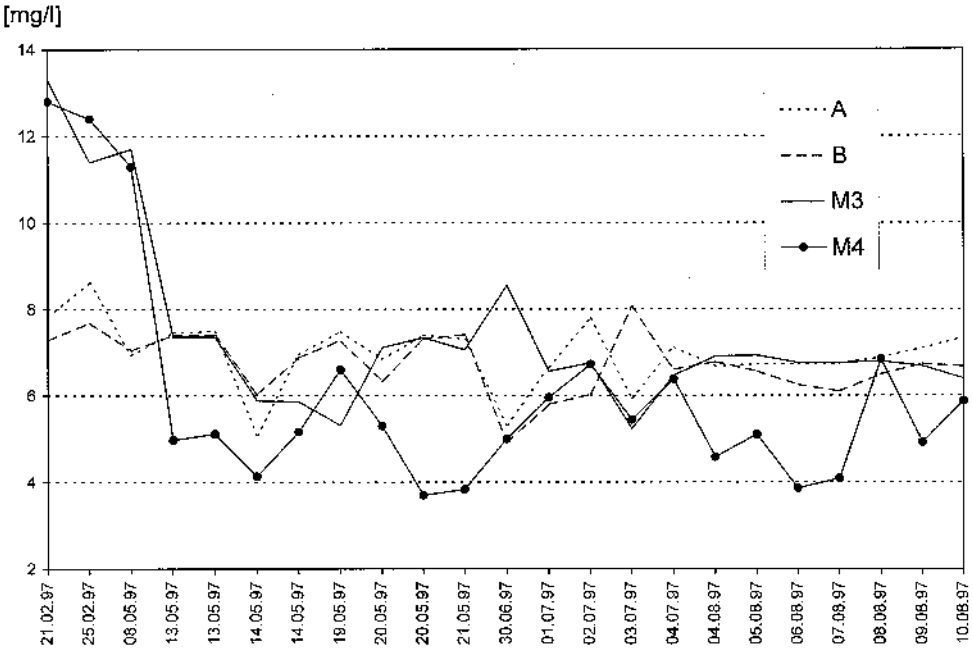


Abb. 7: Gesamtstickstoff des Belmer Baches, Messungen 1997 (n = mind. 29/Probestelle).

Lediglich in den Bereichen 9, 10 und 11 macht das Bachbett kurzfristig einen naturnahen Eindruck mit abwechslungsreicherem Substratmosaik und Uferhöhen von 20–30 cm.

Unterhalb der Brücke Sandforter Straße befindet sich eine kurze Riffles-Zone, die sich günstig auf den physikalischen Sauerstoffeintrag und damit auf Probestelle M2 auswirkt.

Unterhalb des Klärwerkeinlaufes sedimentieren auf der Stromsohle weiß-graue Sinkstoffe aus dem Abwasser der Kläranlage. An Probestelle M4 ist die lockere Schlammschicht bis 0,5 m dick.

Oberhalb der Probestelle M1, in den Bachbereichen 12, 21 (entlang der Bahnlinie) und ab Bachbereich 25 verläuft der Belmer Bach weitgehend unbeschattet. Durch Baumbestand beschattet ist er in den Bereichen 8–10 und im Bereich 23. Der restliche, größte Anteil des Bachverlaufes ist durch einseitigen Baumbewuchs teilbeschattet mit einem Lichtgenuß von < 50 %.

Die Hase fließt oberhalb und unterhalb der Mündung des Belmer Baches in einem leicht geschwungenen kastenförmigen Bett mit steilen, durch Pflegemaßnahmen gehölzfrei gehaltenen Uferböschungen. Der Abfluß ist schleichend, das Wasser trüb. Kurz vor der Eisenbahnbrücke, unterhalb der Mündung des Belmer Baches, verflacht das Flußbett, und durch die erhöhte Fließgeschwindigkeit wird Grobsubstrat freigespült.

Oberhalb der Probestelle M1 gleicht die Bachmorphologie in großen Abschnitten weitgehend dem bereits beschriebenen Strukturtyp. In landwirtschaftlich genutzten Bereichen sind der Belmer Bach und seine Zuläufe begradigt und eingetieft, die Stromsohle ist größtenteils homogen schlammig bis sandig. In Belm und unterhalb ist die

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

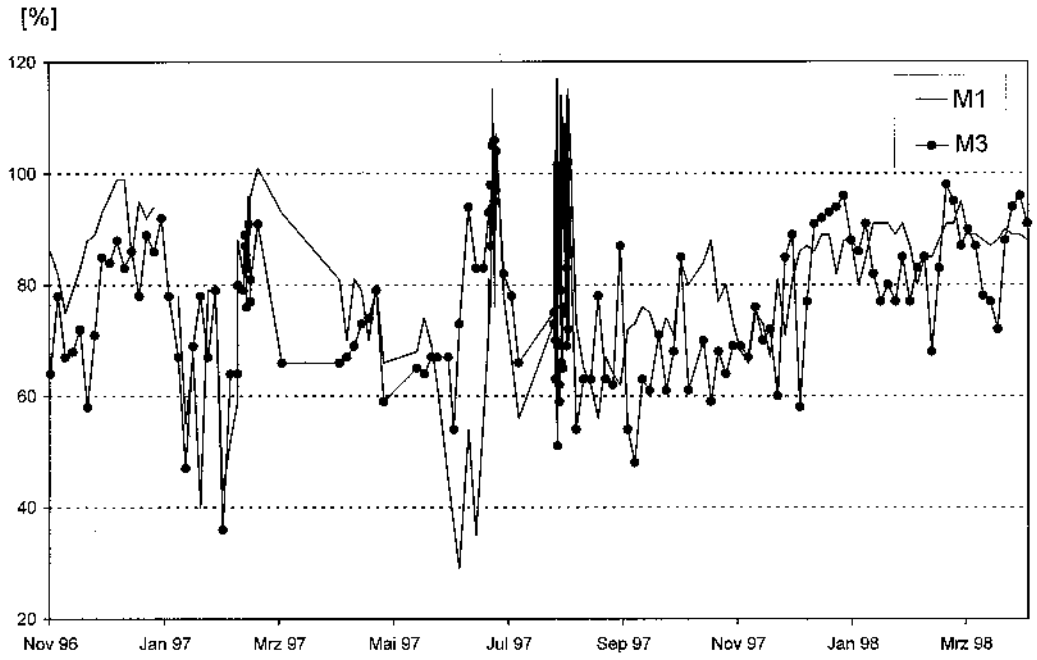


Abb. 8: Sauerstoffsättigungswerte an den Probestellen des Belmer Baches (140 n/Probestelle).

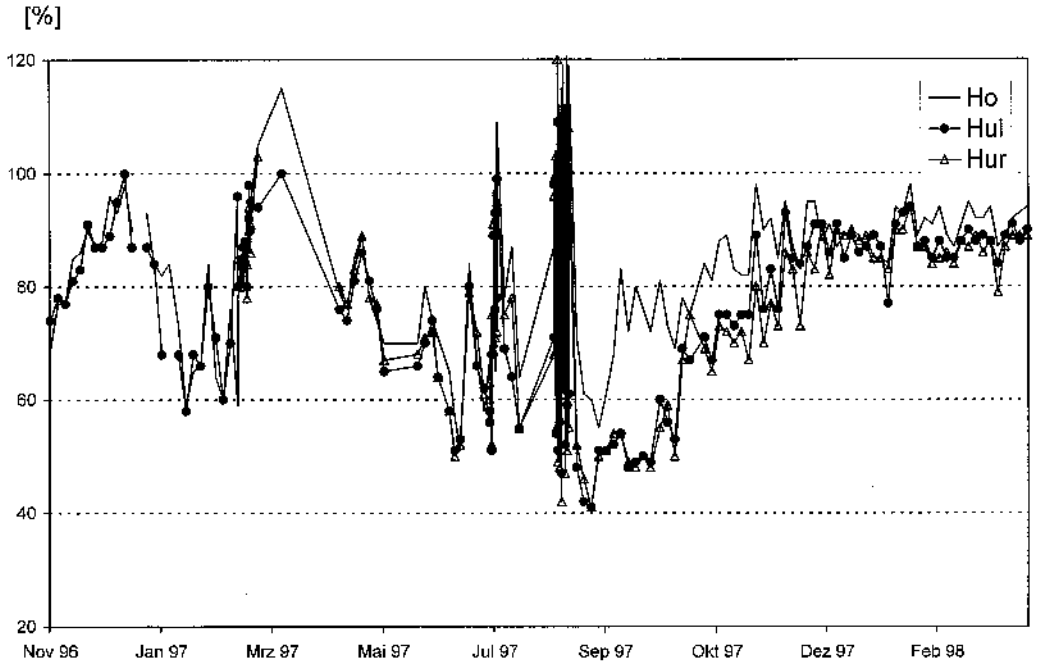


Abb. 9: Sauerstoffsättigungswerte an den Probestellen der Hase.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Sohle, ähnlich wie an Probestelle M2, durch Blockwurf gesichert. Naturnahe Gewässerabschnitte sind fragmentarisch und allenfalls auf wenigen Metern z.B. „Beim Hofe“ auf 80 m Länge ausgebildet.

3.7 Aquatische und bachbegleitende Vegetation

Die aquatische Vegetation des Belmer Baches setzt sich aus *Callitriche* cf. *platycarpa, Potamogeton crispus* und *Potamogeton pectinatus* zusammen (Abb. 1). Callitriche war zum Zeitpunkt der Kartierung lediglich in kleinen Beständen bis 20 cm Durchmesser, selten etwas größer vorhanden. *Potamogeton crispus* kommt an den Bachnummern 24, 25 und 26, bachabwärts in immer größeren Beständen vor. Der Gewässergrund der Bacherweiterung direkt über der Einmündung des Belmer Baches in die Hase ist fast flächendeckend bewachsen. *Potamogeton pectinatus* ist nur im Mündungsbereich des Belmer Baches in die Hase vertreten. *Potamogeton* dringt offensichtlich aus der Hase ein kurzes Stück in den Belmer Bach vor.

Bemerkenswert ist der Fund von *Batrachospermum* spec. (Rotalge) an Probestelle M1. Am 28.05.98 war an allen kontrollierten Stellen des Belmer Baches, außer in den Quellbereichen (Q), *Batrachospermum* nachzuweisen.

Gewässerspezifische bachbegleitende Vegetationseinheiten konnten entlang der Kartierungsstrecke am Belmer Bach kaum festgestellt werden. Lediglich an Bachstrekke 26 und 27 sind einzelne Bestände von *Iris pseudacorus* und *Phragmites australis* zu vermerken.

Die Krautschicht entlang der Bachufer setzt sich aus Pflanzen der angrenzenden Wiesen (Molinio-Arrhenatheretea-Fragmentgesellschaft) und nitrophytischen und feuchtigkeitsliebenden Arten zusammen. *Urtica dioica* ist entlang eines Großteils des Bachlaufes die dominierende Art.

Die bachbegleitende Vegetation des Belmer Baches, oberhalb der Probestelle M1, setzt sich ähnlich zusammen wie die unterhalb der Probestelle M1. Gewässerspezifische bachbegleitende Vegetation kommt nur sehr kleinflächig vor, z.B. das Fragment eines Erlen-Eschen-Auenwalds auf 80 m auf einer Seite des Baches „Beim Hofe“. Feuchtbiotope, die sich durch besondere Arten wie z.B. *Agrostis stolonifera, Carex acutiformis* und *Carex remota* auszeichnen (Kartierung besonders geschützter Biotope, H. Storch 1998), sind ebenfalls nur wenige Ar groß und erhalten ihre Bedeutung lediglich durch das naturferne Umland.

Auch entlang der Haseufer ist im untersuchten Abschnitt keine gewässerspezifische Vegetation ausgebildet. Im Gewässer wächst entlang der Ufer ein 1–1,5 m breiter Streifen aus vorwiegend *Sagittaria sagittifolia, Potamogeton crispus* und *P. pectinatus* und vereinzelt *Callitriche* spec., *Ceratophyllum demersum* und *Nuphar lutea*. Die Strömungsgeschwindigkeit ist sehr niedrig, und die aquatische Vegetation ist dick mit Sinkstoffen bedeckt und mit fädigen Algen verfilzt.

Unterhalb der Mündung des Belmer Baches dringt die aquatische Vegetation zunehmend in die Flußmitte der Hase vor. In dem flachen Bereich oberhalb der Eisenbahnbrücke ist die Vegetation mit 70–80 % Deckung teilweise sehr dicht und besteht hauptsächlich aus flutenden *Nuphar lutea, Callitriche* spec. und *Potamogeton pectinatus*. Sinkstoffe setzen sich auf Grund der erhöhten Strömungsgeschwindigkeit kaum ab.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 4: Artenliste und Anzahl der insgesamt im Mai, Juli, September 1997 und Mai 1998 gesammelten und bestimmten Organismen.

	M1	M2	M4	Ho	Hu	Σ Ind. Art	Bem.
Hirudinea						1 Art	
Erpobdellidae	29	31	–	2	18	80	
Glossiphonia spec.	12	32	–	–	–	32	
Helobdella stagnalis	3	–	–	1	1	5	
Coleoptera						13 Arten	
Brychius elevatus	–	–	–	–	3	3	Imago
Dytiscidae	2	–	82	26	1	111	kleine L.
Elmis aenea	17	5	–	–	9	31	Imago
Graptodytes pictus	–	–	–	1	–	1	Imago
Haliplus fluviatilis	6	–	3	39	5	53	Imago
Haliplus laminatus	1	–	1	11	–	13	Imago
Hydraena exisa	–	–	–	–	1	1	Imago
Laccobius bipunctatus	1	–	–	–	–	1	Imago
Laccophilus hyalinus	–	–	1	4	–	5	Imago
Limnius volckmari	1	1	–	–	–	2	Imago
Oulimnius tuberculatus	8	14	–	6	4	32	Imago
Platambus maculatus	2	–	–	–	–	2	Imago
Potamonectes depressus	5	7	11	1	23	47	Imago
Strictotarsus duodecimpustulatus	2	–	–	–	–	2	Imago
Crustacea						3 Arten	
Asellus aquaticus	1	1	34	6	22	64	
Ceriodaphnia quadrangula	–	–	–	40	–	40	
Gammarus pulex	430	59	–	8	8	505	
Diptera							n. det.
Chironomidae	38	21	602	8	–	669	Larven
Limoniidae	6	3	–	–	–	9	Larven
Rheotanytarsus spec.	1	–	–	–	viele	1	Larven
Simuliidae	5	2	14	2	176	199	Larven
Tabanidae	7	1	–	–	–	8	Larven
Ephemeroptera						13 Arten	
Baetis fuscatus	–	6	6	–	182	194	Larven
Baetis fuscatus-Gruppe	3	2	–	–	63	68	klein
Baetis rhodani	5	21	10	–	63	99	Larven
Baetis scambus	18	21	–	–	9	48	Larven
Baetis spec.	101	12	5	–	1269	1387	kleine L.
Baetis vernus	181	230	43	152	3322	3928	Larven
Caenis horaria	–	7	4	–	10	21	Larven
Caenis luctuosa	11	17	7	6	16	57	Larven
Caenis spec.	5	18	–	1	1	25	kleine L.
Centroptilum luteolum	29	8	6	51	60	154	Larven
Cloeon dipterum	4	–	113	246	21	384	Larven
Ephemera danica	32	29	–	–	–	61	Lar. Im.
Ephemeroptera	–	–	–	30	–	30	Larvulae
Habroleptoides confusa	2	2	–	–	–	4	Larven
Heptagenia sulphurea	9	18	–	–	–	19	Larven
Procloeon bifidum	8	–	2	–	–	10	Larven
Seratella ignita	20	32	–	–	16	68	Larven

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

	M1	M2	M4	Ho	Hu	Σ Ind. Art	Bem.
Heteroptera						4 Arten	
Corixidae	–	–	–	viele	viele	–	n. det.
Hydrometra stagnorum	–	–	–	–	viele	–	
Nepa rubra	–	1	–	–	–	1	
Plea learchi	1	–	–	–	–	1	
Velia caprai	–	1	–	–	–	1	
Hydrocarida	678	106	1	7	130	922	n. det.
Mollusca						11 Arten	
Ancylus fluviatilis	12	–	–	–	–	12	
Anisus vortex	–	2	1	28	35	66	
Bathyomphalus contortus	1	–	–	–	–	1	
Bithynia tentaculata	–	–	–	4	–	4	
Gyraulus albus	–	1	–	–	3	4	
Physa fontinalis	1	–	–	–	2	3	
Pisidium spec.	11	15	–	–	1	27	n. det.
Potamopyrgus jenkinsi	17	–	–	–	–	17	
Radix auricularia	1	–	–	2	5	8	
Radix spec.	1	–	–	–	1	2	klein
Stagnicola corvus	–	1	–	–	–	1	
Valvata piscinalis	–	–	–	1	–	1	
Odonata						4 Arten	
Calopteryx splendens	1	–	–	–	2	3	Larven
Ischnura elegans	–	–	9	8	–	17	Larven
Lestes sponsa	6	–	4	–	–	10	Larven
Lestes viridis	–	–	1	9	–	10	Larven
Zygoptera	–	–	10	2	–	12	Larvulae
Plecoptera						1 Art	
Isoperla grammatica	–	1	–	–	5	6	Exuvien
Trichoptera						18 Arten	
Anabolia nervosa	8	3	–	–	–	11	P. Lar.
Athripsodes albifrons	2	4	–	–	–	6	Larven
Athripsodes aterrimus	–	–	–	–	2	2	Imago
Athripsodes cinereus	1	4	–	–	2	7	Larven
Brachycentrus cf. *subnubilus**	–	–	–	–	2	2	Larven
Ceraclea spec.	2	–	–	–	–	2	Larven
Goera pilosa	50	5	–	–	1	56	Im. Lar.
Grammotaulius nigropunctatus	12	1	–	–	–	13	Larven
Hydropsyche angustipennis	9	11	–	–	3	23	Larven
Hydropsyche pellucidula	1	2	–	–	2	5	Larven
Hydropsyche siltalai	3	1	–	–	–	4	Larven
Hydroptila cf. *sparsa*	16	2	–	–	11	29	P. Lar.
Hydroptila sparsa	100	20	–	1	5	126	Imago
*Lepidostoma hirtum**	–	3	–	–	1	4	Larven
Limnephilidae	1	4	–	1	2	8	Larven
Lype phaeopa	–	1	–	–	–	1	Imago
Mystacides azurea	7	26	6	–	2	41	Larven
*Oecetis testacea**	–	1	–	–	–	1	Larven
Polycentropus flavomaculatus	4	8	1	4	52	69	Im. Lar.
Polycentropus irroratus	–	–	–	–	1	1	Larven
Summe Probestelle	1950	824	977	708	5573	10032	

* = durch Dipl.-Biol. K. J. Maier überprüft.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3.8 Makrozoobenthos

Aus ca. 10.000 Individuen wurden 85 Taxa meist bis auf die Art bestimmt. Die Probenahmetermine und den Probenahmeumfang gibt Tab. 3 wieder. Die vergleichsweise hohen Individuenzahlen im Mai 1998 an Probestelle M1 werden durch Hydracarida, 600 Individuen, und *Gammarus pulex*, ca. 400 Individuen, verursacht. An Probestelle Hu verursachen *Baetis vernus* mit 3.000 Individuen und *Baetis* spec. mit 1.200 Individuen die hohen Zahlen.

3.9 Zönotische Kenngrößen und Sörensen-Index

Die Artenzahlen für die zusammengefaßten Probenahmen 1997 sind an M1 und an M2 ähnlich groß. Ohne Ausnahme niedrig liegen die Artenzahlen an Probestelle M4. Die S90 %- Werte belegen, daß an M4 nur wenige Arten eine hohe Abundanz erreichen und die meisten Arten in nur wenigen Individuen nachgewiesen wurden. Der Sörensen-Index zeigt für die summierten Probenahmen 1999, mit Ausnahme der Probestelle M4, eine Clusterung entsprechend der Gewässerzugehörigkeit (Abb. 10). M4 zeigt eine größere Ähnlichkeit mit den Verhältnissen in der Hase und nicht, wie ohne Belastungen zu erwarten wäre, mit den anderen beiden Probestellen im Belmer Bach.

3.10 Saprobie

Die Saprobienindizes nach DIN liegen, über die summierten Probenahmen 1997 (Tab. 6) und für die Einzelprobenahmen im Mai 1997 und im Mai 1998 berechnet, mit Ausnahme der Probestelle M4 relativ konstant im β-mesosaproben Bereich. Im Mai 97 erreicht die Probestelle M1 allerdings knapp (HK = 15) nicht die erforderliche Abundanzsumme, die eine diskussionslose Einstufung der Saprobie nach DIN erlaubt.

Konsequent nicht erreicht werden die formellen Voraussetzungen zur Berechnung des Saprobienindex an Probestelle M4. Es liegt zweifellos, wie es auch die Artenzahlen und die Diversitätsindizes zeigen (Tab. 5), eine extreme Verarmung der Biozönose vor.

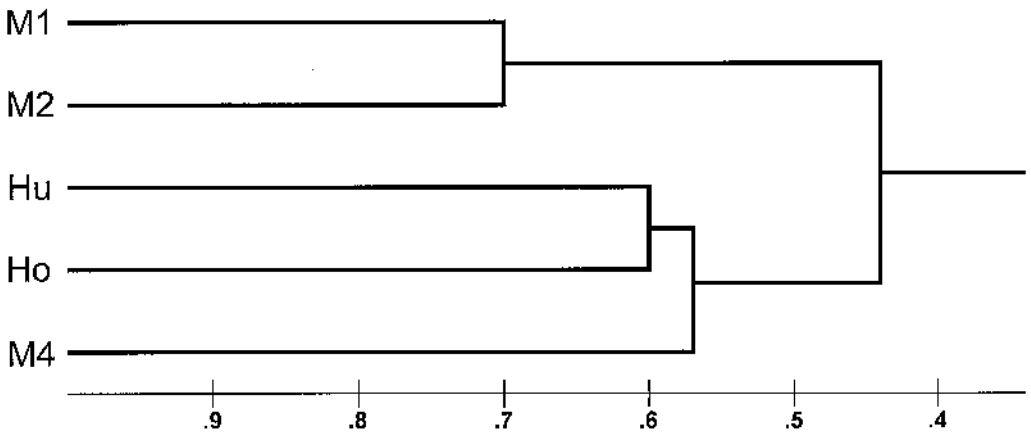


Abb. 10: Dendrogramm der UPGMA-Linkage der Sörensen-Indizes (aus Rohdaten, Cophenetic Coefficient = 0,9535). Berechnet aus den Probenahmen 1997.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 5: Parameter zur Beschreibung der Zönosen, Probenahmen 1997 zusammengefaßt. S90 %: Anzahl der Arten, die 90 % der Stationsabundanz stellen, Dominanzmuster berechnet nach Shannon & Weaver 1963.

1997	M1	M2	M4	Ho	Hu
Ind. Summe[1]	492	378	828	481	1023
Artenzahl	37	35	20	23	35
S90 %	17	16	3	8	10
Shannon[2]	2.5	2.6	1.2	1.9	2.3
Mai 97					
Ind. Summe[1]	271	240	187	–	–
Artenzahl	18	25	7	–	–
S90 %	6	11	2	–	–
Shannon[2]	1.8	2.0	0.6	–	–
Mai 98					
Ind. Summe[1]	336	201	111	44	139
Artenzahl	33	33	8	14	19
S90 %	17	20	5	10	12
Shannon[2]	2.7	3.0	1.6	2.3	2.1

1) alle zweifelhaften Taxa sind in diesen Berechnungen nicht berücksichtigt worden: *Baetis* spec. an Probestelle Hu mit 1.200 Ind., *Baetis fuscatus*-Gruppe, Zygoptera spec. und Hydocarida (Mai 97 an Probestelle M1 mit 600 Ind.). Deshalb weichen die Individuensummen von den vollständigen Tabellen ab.
2) zur Basis *e*.

Tab. 6: Saprobienindex (DIN) über die drei Probenahmen Mai, Juli und September 1997 zusammengenommen berechnet. S = Saprobienindex, AS = Arten bzw. Taxa mit Saprobienindex laut DIN, A = insgesamt an den Probestellen nachgewiesene Taxa. SM = Streuung, HK = Summe der Abundanzen; Formalien nicht erfüllt: Summe HK < 15 oder SM > 0,2.

PS	AS / A	S	HK	SM	Saprobität	org. Belastung
M1	19 / 37	2,1	35	0,06	β-mesosaprob	Mäßig belastet
M2	15 / 35	2,0	35	0,06	β-mesosaprob	Mäßig belastet
M4	6 / 20	2,3	14	0,11	Formalien nicht erfüllt	
Ho	10 / 23	2,2	24	0,07	β-mesosaprob	Mäßig belastet
Hu	18 / 35	2,1	42	0,05	β-mesosaprob	Mäßig belastet

Tab. 7: Saprobienindex nach Moog 1995 über die drei Probenahmen Mai, Juli und September 1997 zusammengenommen berechnet. Legende wie Tab. 6.

PS	AS / A	S	o	β	α	p	Saprobität	Belastung
M1	24 / 37	2,1	1,8	5,5	2,6	0,0	β-mesosaprob	Mäßig belastet
M2	22 / 35	2,1	1,8	5,1	3,1	0,0	β-mesosaprob	Mäßig belastet
M4	14 / 20	2,5	0,6	4,8	4,0	0,6	β- bis α-mesosaprob	Kritisch belastet
Ho	14 / 25	2,3	1,2	4,9	3,6	0,4	β- bis α-mesosaprob	Kritisch belastet
Hu	26 / 35	2,3	1,8	3,7	4,5	0,0	β- bis α-mesosaprob	Kritisch belastet

Tab. 8: Zuordnung der Probestellen zu den biozönotischen Regionen. Es sind die Probenahmen Mai, Juli und September 1997 zusammengefaßt. ER, MR und HR = Epi-, Meta- und Hyporhithral, sinngleich Potamal.

Zone	ER	MR	HR	EP	MP	HP
M1	1,2	2,6	**2,9**	1,8	0,4	0
M2	1,1	2,8	**3,1**	2,0	0,3	0,1
M4	0,3	0,5	1,3	**1,9**	0,4	0,1
Ho	0,0	0,4	1,2	**1,9**	0,5	0,2
Hu	0,9	1,9	**2,8**	2,4	0,7	0,2

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die mehr als doppelte Anzahl (14 gegenüber 6 nach DIN) der im Saprobiensystem nach Moog berücksichtigten Arten ergibt eine rechnerische Festlegung des Index auf 2,5.

Die Berechnungen nach den Tabellen aus Moog ergeben für alle Probestellen eine etwas höhere Saprobie (Tab. 7) als die Berechnungen nach DIN. An den Probestellen Ho und Hu führt das zu einer Einstufung in den β- bis α-mesosaproben Bereich, der eine kritische Belastung anzeigt. Bemerkenswert ist die unterschiedliche β- und α-mesosaprobielle Valenz zwischen den Probestellen Hu und Ho (Tab. 7).

3.11 Zonierung

Die Organismen an den Probestellen M1, M2 und Hu zeigen eine fast identische Verteilung der biozönotischen Valenzen, und die drei Probestellen sind demnach dem Hyporhithral zuzuordnen (Tab. 8). M1 und M2 zeigen Tendenzen zum Metarhithral und Hu einen erhöhten Anteil an Arten, die im Epipotamal vorkommen. An M4 und Ho sind die Verhältnisse ähnlich. Dies zeigt entweder ein gemeinsames Vorkommen von Arten aus unterschiedlichen Zonen oder das Vorkommen euryöker Arten an.

Durch die vergleichende Auswertung der Probenahmen im Mai 97 und 98 können alle Probestellen dem Hyporhithral zugeordnet werden, mit mehr oder weniger großer Affinität zum Metarhithral. Aufgrund der Verödung ist für den Mai 97 an M4 keine Aussage möglich, und auch für den Mai 98 ist das errechnete Ergebnis unter Vorbehalt zu sehen. Interessant ist, daß, im Unterschied zur Gesamtjahresauswertung 1997, für den Mai 98 auch die beiden Probestellen in der Hase dem Hyporhithral zugerechnet werden müssen.

4 Diskussion

Die anthropogenen Eingriffe, die sich auf die Zönosen des Belmer Baches auswirken und im Unterlauf summieren, sind mannigfaltig.

Bereits in den Quellen weisen hohe Nitratwerte auf eine starke Belastung des Grundwassers und des oberflächennahen Abflusses hin. Nach Messungen aus Hausbrunnen der Region (Berlekamp et al. 2000) liegen die mittleren Nitratgehalte des Grundwassers zwischen 20 und 60 mg/l. Im Verlauf des Gewässers steigen die Stickstoffwerte (Abb. 5 und Abb. 7) nicht auffällig, und es ergibt sich kein Hinweis auf punktuelle Einleitungen. Die höchsten Nitratkonzentrationen wurden vor Belm gemessen, also vor jeglichem industriellen und kommunalen Einleiter. Die Konstanz der Gehalte weist darauf hin, daß die Nitratbelastung aus tieferen Grundwasserschichten stammt und damit bereits längerfristig existiert. Als N-Quelle läßt sich somit eine übermäßige landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes des Belmer Baches vor der Probestelle M1 annehmen. Der Bach ist schon vor Eintritt in den urbanen Bereich deutlich belastet. Stoßbelastungen durch Mischkanalisation im urbanen Bereich sind dabei allerdings nicht berücksichtigt (vgl. Gammeter 1996).

Die Sauerstoffwerte zeigen ein mit den Nitratwerten übereinstimmendes Bild. Die Probestellen M1 und M3 müssen nach den chemischen Messungen mit Sättigungswerten unter 40 % O_2 als α-mesosaprob eingestuft werden (Barndt et al. 1992). M2 zeigt weniger ausgeprägte Minima, was auf die intensive physikalische Belüftung durch ein Fallwehr und den verwirbelten Abfluß über die Steinschwellen in diesem Bereich zurückzuführen ist.

Die mittleren Nitratwerte und die Sauerstoffwerte weisen den Belmer Bach als stark verschmutztes Gewässer aus (α-mesosa-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

probe Stufe, Güteklasse III; Barndt et al. 1992).

Eine stichprobenartige Überprüfung der Fauna des Belmer Baches an mehreren Stellen zwischen den Quellen und M1 ergab keinen Hinweis auf artenreichere Abschnitte als die regelmäßig beprobten Fangstellen. M1 gibt einen guten Eindruck vom faunistisch-ökologischen Zustand des Belmer Baches vor dem Eintritt in den urbanisierten Bereich. Die Artenzahlen liegen mit ca. 20 - 30 Taxa je Probestelle (bei identischer Methode) in der gleichen Größenordnung wie in vergleichbar unstrukturierten und belasteten Bachabschnitten anderer Fließgewässer der Region (z.B. Wierau: Roßbach & Rasch 1999; Düte: Pape & Rasch 1996).

Wie die Artenliste (Tab. 4) zeigt und es sich im Shannon-Index sowie dem S90 %-Wert niederschlägt (Tab. 5), werden die Zönosen an Probestelle M4 und Ho von wenigen Arten bestimmt. Ein Großteil der Arten an M4 ist sehr wahrscheinlich eingedriftet und kommt ausschließlich in der Furt, einem kurzen Abschnitt mit erhöhter Strömung und freigespültem Hartsubstrat, vor. Probestelle M4 muß als verödet angesehen werden, es dominieren nur wenige Taxa, namentlich Chironomidae. Die chemischen Werte sind nicht wesentlich anders als an den anderen Probestellen, und die deutliche Temperaturerhöhung sollte lediglich eine Verschiebung der Artenzusammensetzung zur Folge haben. Ein denkbarer Grund für den Gewässerzustand ist die Einleitung toxischer Stoffe. Sehr wahrscheinlich ist aber der kontinuierliche Sinkstoffausstoß des Klärwerkes der Papierfabrik, der unübersehbar den Gewässergrund einschließlich des Hartsubstrates überzieht, der Grund für die Verödung dieses Gewässerabschnittes. Die Sinkstoffemissionen liegen (lt. Angabe des Klärwerkbetreibers) zwar im zulässigen Bereich, die Akkumulation dürfte aber das Interstitial und selbst die Lückenbereiche unter größeren Steinen verstopft haben. Damit ist ein wesentlicher Teillebensraum des Gewässers nicht vorhanden.

Bemerkenswert ist die Artenzahl (35) an Probestelle M2. Longitudinal ist der Gewässerabschnitt gegen den Oberlauf durch den Teich, das Wehr und die Unterquerung des Fabrikgeländes, bachabwärts durch eine Verrohrung unter Bahngleisen, die Verödungszone im Anschluß an die Klärwerkseinleitung und die Bacherweiterung kurz vor der Mündung in die Hase isoliert. An Fließgewässer angepaßte Arten können diesen Gewässerabschnitt lediglich über die Luft neu besiedeln. Hierbei dürfte die allgegenwärtige Beleuchtung des urbanen Umfeldes, insbesondere die eines angrenzenden Sportplatzes, dem Licht zufliegenden Imagines die Orientierung erschweren. Gegenüber M1 (37 Arten) zeichnet sich der Bachabschnitt an M2 durch eine intensive physikalische Belüftung und eine durch Steinwurf strukturierte Gewässersohle aus (Tab. 2). Stauden und einseitig den Bach begleitende Bäume gestalten die bachbegleitende Vegetation abwechslungsreich.

Durch die künstlich geschaffene Habitatvielfalt an Probestelle M2 wird die Artenzahl soweit erhöht, daß sich die Isolierung dieser Probestelle und der Einfluß aller anderen negativen Faktoren des urbanen Umfeldes durch einen Vergleich der Artenzahl zwischen den Referenzstellen M1 und M2 nicht belegen läßt. Es ergibt sich der zwiespältige Befund, daß durch die wasserbaulichen Maßnahmen der faunistische Zustand des Gewässers verbessert wird (vgl. Ohde et al. 1990).

Ebenfalls durch die Gewässermorphologie bedingt sind die Unterschiede im Arteninventar an den Probestellen Ho und Hu. Hu wird vom Zulauf des Belmer Baches leicht erwärmt ($\Delta T \sim 1$ °C), alle anderen che-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

mischen Faktoren bewegen sich in vergleichbaren Bereichen. Lediglich das Gewässerbett ist an Hu etwas flacher als an Ho, die Strömung ist etwas höher. Das Hartsubstrat und die dichte, submerse Vegetation sind nicht, oder nur wenig, durch Detritus und Schlamm bedeckt. Diese Veränderungen erhöhen die Artenzahl um 1/3. Während an Probestelle M2 das Gewässerbett vollständig standortsfremd verändert wurde, entspricht Hu, wenn auch durch den technischen Ausbau vor einer Bahnbrücke, eher einem Zustand in Richtung Naturnähe, bei dem geringe Wassertiefe und damit verbundene Durchlichtung, Strömungsmosaik und Substratvielfalt eine diverse Lebensgemeinschaft ermöglichen.

Die Formalien zur Bestimmung der saprobiellen Gewässergüte nach DIN werden an Probestelle M4 konsequent nicht erreicht. Eine plausible Erklärung für diese Verödung ist die bereits angesprochene Kontaminierung dieser Gewässerstrecke mit Sinkstoffen. Alle anderen Probestellen sind „mäßig belastet“, was im Vergleich mit den chemischen Werten eine günstigere Einstufung ist. Der augenblickliche Umfang der in der DIN aufgenommenen Taxa ist bescheiden und deutlich geringer als in den österreichischen Listen (Moog 1995). Deshalb wurde zur Abschätzung, trotz möglicher Einschränkungen bei der Übertragbarkeit (vgl. Aschemeier et al. 1998), der Saprobienindex auch nach diesen Listen berechnet. Die Probestellen M1 und M2 verbleiben danach in der Belastungsstufe „mäßig belastet“, während M4 und die Hase als „kritisch belastet“ eingestuft werden, was sich mit den chemischen Werten deckt.

Das Temperaturregime des Belmer Baches ist bereits vor dem Eintritt in den urbanen Bereich verändert. Weitgehend unbeschattet, mit durch Schlammschichten dunkel gefärbter Stromsohle, nimmt der Bach mehr Wärmeenergie auf als in einem natürlichen, mit Gehölzen gesäumten Bachbett (Böttger 1990, Gammeter 1996). Vor Probestelle M2 kommen die Erwärmung durch den Teich und die Kühlwasserrückführung der Papierfabrik hinzu, die eine durchschnittliche Temperaturerhöhung an Probestelle M2 gegenüber M1 von ca. 1–2 °C verursachen. Mit einem ΔT von ca. 5 °C Erhöhung ist das Temperaturregime an Probestelle M3 sehr deutlich verändert, und es wird eine maximale Temperatur von 25 °C erreicht.

Da eine Höhenzonierung in der Fließstrekke fehlt, ist die zoozönologische Gliederung des Bachabschnittes abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit, der Sauerstoffsättigung (und damit auch der Saprobie) und von der Wassertemperatur. Wie bereits dargelegt, bietet Probestelle M2 über das Substratangebot, die Beschattung und den verwirbelten Abfluß ein erhöhtes Strukturangebot. Dies läßt sich auch über die Zusammensetzung der Zoozönose nachweisen (Abb. 1 und Tab. 8). Der Anteil an Arten, die bevorzugt im Hypo- und Metarhithral vorkommen, ist im Vergleich mit den anderen Probestellen der höchste. An M4 überwiegen epipotamale Elemente, obwohl auch hier Hartsubstrat freigespült wird. Da die Temperaturerhöhung und der Einfluß des Sinkstoffeintrages gleichgerichtet auf eine Potamalisierung hinwirken, ist der Anteil der Temperaturerhöhung an diesem Prozeß schwer abzuschätzen.

Der Vergleich zwischen der Referenzprobestelle Ho und der vom Belmer Bach beeinflußten Probestelle Hu zeigt, wie sich die Gewässermorphologie auf die Artenzusammensetzung auswirkt. Wenn es einen Einfluß durch den Zulauf des Belmer Baches auf die Zönose der Hase gibt, wird dieser durch die gewässermorphologischen Gegebenheiten mehr als kompensiert.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Wie ist die Gesamtsituation des untersuchten Gewässers einzuschätzen?
Der ökologische Gewässerzustand des Belmer Baches ist bereits im Einzugsgebiet nicht günstig. Der Grad der Entfernung vom potentiellen natürlichen Zustand ist sehr hoch. Die Fauna besteht auf weiten Strecken aus einer durch euryöke Arten gebildeten Restbiozönose. Anspruchsvollere Arten sind selten und können höchstens kleinräumig vorkommen. Einer wünschenswerten ökologischen Aufwertung des Belmer Baches im urbanen Umfeld muß ein umfassender Gewässerschutz im Einzugsgebiet vorangehen (Vorgehensweise siehe Schuhmacher et al. 1989). Dringend erforderlich sind Gewässerrandstreifen mit einer naturnahen Vegetation und das Zulassen einer gewissen Eigendynamik des Gewässers in seinem Bett.

Im urbanen Umfeld wäre das Wiederherstellen des longitudinalen Kontinuums eine wesentliche Voraussetzung zur Revitalisierung des Gewässers. Die dafür notwendigen Maßnahmen dürften allerdings praktisch aus vielerlei Gründen kaum realisierbar sein. Eventuell vorhandene Ressourcen sollten vorrangig im Einzugsgebiet investiert werden. Selbstverständlich müssen Maßnahmen, die den Gewässerzustand weiter verschlechtern, unterbleiben, und auf eine Beseitigung der Verödungszone nach der Klärwerkseinleitung vor Probestelle M4 sollte hingearbeitet werden. Bei künftiger Bebauung ist der Raumbedarf des Gewässers einzuplanen.

5 Fazit

Wie groß sind die stofflichen Beeinträchtigungen, und woher stammen sie?
Die stofflichen Belastungen des Belmer Baches stammen aus dem intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet. Unterhalb des Klärwerks sind die Stickstoffgehalte durch Verdünnung sogar reduziert. Stark belastend wirkt sich ein nicht näher spezifizierter Sinkstoffausstoß der Kläranlage aus. Stoßbelastungen aus der Mischkanalisation werden bei dieser Bilanz nicht berücksichtigt.

Wie ist das Temperaturregime des Belmer Baches verändert?
Das Temperaturregime muß bereits vor dem Eintritt in den urbanisierten Bereich als anthropogen verändert angesehen werden. Der Belmer Bach durchfließt das landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet auf weite Strecken unbeschattet. Die Kühlwasserrückführung und der Teich am Anfang der Untersuchungsstrecke heben das Temperaturregime um ein ΔT von ca. 1 °C an, der Auslauf der Kläranlage führt zu einem ΔT von ca. 5 °C.

Welche Auswirkungen haben die stofflichen Belastungen und die Temperaturerhöhung auf die Biozönose?
Der Belmer Bach ist bereits vor seinem Eintritt in den urbanen Bereich faunistisch verarmt. Im urbanen Bereich kompensieren eine durch Wasserbau erhöhte Substratvielfalt und Gehölze am Gewässerrand alle anderen negativen Einflüsse des urbanen Umfeldes auf die Zoozönose.

Der Gewässerabschnitt nach dem Zulauf aus der Kläranlage muß als verödet eingestuft werden, sehr wahrscheinlich mitverursacht durch einen kontinuierlichen Sinkstoffausstoß. Da die saprobielle Belastung, die Sinkstoffzufuhr und die Temperaturerhöhung gleichgerichtet zu der aktuellen Gewässersituation führen, ist eine Gewichtung der einzelnen Faktoren kaum möglich. Zweifellos sollte aber in einem ersten Schritt die Sinkstoffbelastung des Belmer Baches reduziert werden.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Ist ein Einfluß des Belmer Baches auf die Hase meßbar?
Wenn es eine Beeinträchtigung durch den Zulauf des Belmer Baches auf die Zönose der Hase gibt, wird dieser durch die morphologische Gewässergüte kompensiert.

Welche Maßnahmen zur Verbesserung der Situation können vorgeschlagen werden?
Ein Versuch der Revitalisierung des Belmer Baches im urbanen Bereich ist beim augenblicklichen Zustand der Hase und des Belmer Baches wenig aussichtsreich. Voranzustellen und dringend erforderlich sind umfangreiche und grundlegende Gewässerschutzmaßnahmen im Einzugsgebiet beider Gewässer. Selbstverständlich sollte der Gewässerzustand im urbanen Bereich nicht weiter verschlechtert werden.

Dank

Unser Dank gilt Herrn Grolms vom StAWA Cloppenburg, Außenstelle Osnabrück (jetzt Bezirksregierung Weser-Ems) für die Überlassung von Abflußdaten, Herrn Dr. Wanka, Herrn Schnieder und Herrn Bei der Kellen (Fa. Felix Schoeller jr.) für die Anregungen und der Fa. Schoeller jr. für die Finanzierung des Projekts.

Für das Nachbestimmen einiger Trichoptera bedanken wir uns herzlich bei Herrn K.-J. Maier.

Unser besonderer Dank gilt Herrn PD Dr. Thorsten Aßmann, Universität Osnabrück, für eine fruchtbare Diskussion zum Inhalt dieser Arbeit und Frau Martina Lemme für die sprachliche Durchsicht und die Übersetzung des Abstract ins Englische.

Literatur

Aschemeier, C. & Kaschek, N. & Meyer, E. (1998): Ist die „Fauna Aquatica“ (Moog 1995) im norddeutschen Tiefland anwendbar? – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsberichte 1997 (Frankfurt/M.), Krefeld II: 744-748.

Barndt, G. & Bohn, B. & Köhler, E. (1992): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern. – Schriftreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz 53: 90 S.

Berlekamp, J. & Fuest, S. & Gläßer, W. & Matthies, M. & Schreck, P. & Thürkow, D. (2000): Trinkwasser aus privaten Hausbrunnen. Situation und Qualitätssicherung. Herausgegeben von J.P. Lay. – Initiativen zum Umweltschutz 19, Erich Schmidt Verlag: Berlin.

Böttger, K. (1990): Ufergehölze – Funktion für den Bach und Konsequenzen ihrer Beseitigung – Ziele eines Fließgewässerschutzes. – Natur und Landschaft 65, Nr. 2: 57-62.

Braukmann, U. (1987): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. – Arch. Hydrobiol. Beiheft 26.

Freude, H. & Harde K.W. & Lohse, G.A. (Hrsg.): Die Käfer Mitteleuropas. – Goecke & Evers: Krefeld. Bd. 3 1971, Bd. 6 1979.

Friedrich, G. (1990): Eine Revision des Saprobiensystems. – Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 23: 141-152.

Gammeter, S. (1996): Einflüsse der Siedlungsentwässerung auf die Invertebraten-Zönose kleiner Fliessgewässer. – Diss. ETH Nr.11673: 1-156.

Glöer, P. & Meier-Brook, C. (1998): Süßwassermollusken. – DJN 12. Erweiterte Auflage: 1-136.

Hettlich, S. & Rasch, P. & Aßmann, T. (1996): Die Gattung Electrogena Zurwerra & Tomka im Osnabrücker Hügelland (NW-Deutschland): Taxonomie, Habitatbindung, Phänologie, Naturschutzaspekte (Ephemeroptera, Heptageniidae). – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 22: 205-233.

Hoffmeister, W. (1975): Beiträge zur Kenntnis der Quellen des Osnabrücker Landes. – Wasser + Leben 2: 21-32.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Malzacher, P. (1984): Die europäischen Arten der Gattung Caenis (Stephens 1935) (Insecta, Ephemeroptera). – Stutt. Beitr. Naturk. Ser. A. No. 373: 1-48.

Moog, O. (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. – Wissenschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Neumann, H. (1976): Gewässerkundliche Daten über die Hase und ihr Einzugsgebiet. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 4: 9-26.

Neumann, H. (1976): Hydrochemische Untersuchungen an der oberen und mittleren Hase (1966-67). – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 4: 27-84.

Müller-Liebenau, I. (1969): Revision der europäischen Arten der Gattung Baetis (Leach), 1815 (Insecta, Ephemeroptera). – Gewässer Abwässer 48/49: 1-214.

Ohde, R. & Surholt, B. & Glandt, D. (1990): Einfluß wasserbaulicher Maßnahmen auf das Vorkommen substratgebundener Insektenlarven in einem Flachlandbach des Sandmünsterlandes. – Wasser und Boden 2: 89-100.

Ohde, R. & Glandt, D. (1991): Belastungsmuster zweier Großstadt-Bäche in der westfälischen Bucht. – Schuhmacher & Thiesmeier (Hrsg.), Westarp Wissenschaften: 47-57.

Pape, S. & Rasch, P. (1996): Der Einfluß kommunaler Abwässer auf die benthische Besiedlung und die längszonale Gliederung eines Fließgewässers am Beispiel der „Düte“ im Kreis Osnabrück (Niedersachsen). – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 1995 (Berlin), Krefeld 1996: 493-497.

Piepenburg, D. & Piatkowski, U. (1992): A program for computer-aided analyses of ecological field data. – Cabios 8, no. 6: 587-590.

Pitsch, T. (1993): Zur Larventaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen. – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Sonderheft 8: 1-316.

Pöckel, M. (1988): Bestimmungsschlüssel für Peracarida der Österreichischen Donau (Crustacea, Malacostraca). – Wasser Abwasser 32: 89-110.

Roßbach, A. & Rasch, P. (1999): Das Makrozoobenthos der Wierau (Wiehengebirge, Niedersachsen): eine faunistisch-ökologische Bestandsaufnahme. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 25: 221-239.

Schuhmacher, H. & Darschnik, S. & Rennerich, J. & Thiesmeier, B. (1989): Erfassung, Bewertung und Renaturierung von Fließgewässern im Ballungsraum. – Natur und Landschaft 64: 383-388.

Schuhmacher, H. (1991): Limnologische Vorgaben und Bewertungskriterien zur ökologischen Verbesserung urbaner Fließgewässer. – In: Schuhmacher & Thiesmeier (Hrsg.), Urbane Gewässer, Westarp Wissenschaften: 16-36.

Schwoerbel, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. – UTB 979.

Sedlack, E. (1985): Bestimmungsschlüssel der europäischen Köcherfliegenlarven (Insekta, Trichoptera) von Sedlack E. Bearbeitet und übersetzt von J. Waringer. – Wasser und Abwasser. „Beiträge zur Gewässerforschung“ XV 29.

Studemann, D. & Landolt, P. & Sartori, M. & Hefti, D. & Tomka, I. (1992): Ephemeroptera. – Insekta Helvetica. Schweizerische Entomologische Gesellschaft 9: 1-174.

Tachet, H. & Bournaud, M. & Richoux, Ph. (1984): Introduction à l'étude des Macroinvertébrés des Eaux Douces. – Association Française de Limnologie: 151.

Tobias, D. & Tobias, W. (1981): Trichoptera Germanica. Bestimmungstafeln für die deutschen Köcherfliegen. – Teil 1: Imagines – Cour. Forsch. Inst. Senckenberg 49: 1-672.

Trapp, S. (1995): Neue Stickstoffelimination des Klärwerks Osnabrück entlastet die Hase. – Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 20/21: 441-448.

Weber, H.E. (1976): Die Fische und Großkrebse der oberen und mittleren Hase. – Osnabrücker. Naturwiss. Mitt. 4: 9-26.

Zelinka, M. & Marvan, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. – Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen

Jahr/Year: 2000

Band/Volume: 26

Autor(en)/Author(s): Rasch Peter, Trapp Stefan

Artikel/Article: Ein Fließgewässer im urbanen Umfeld. Analyse des ökologischen Zustandes des unteren Belmer Baches (Osnabrück, Niedersachsen) anhand des Makrozoobenthos. 167-190