

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Befahrensintensität und -regelungen

Durch die in Tab 5. dargestellten Ergebnisse der vier Kanuzählungen 1998 und 1999 wird die unterschiedliche Befahrensintensität der Untersuchungsabschnitte deutlich.

**Tab. 6:** Anzahl der Boote bei den gleichzeitig durchgeführten Kanuzählungen 1998 und 1999.  
n.g. = nicht gezählt; ( ) = Zahlen aus der Hellinghauser Mersch; \* = wurde Mittags wegen schlechten Wetters abgebrochen; \*\* = Vorbeifahrten vom Bewegungsmelder registriert ; \*\*\* = auch am 01.05.99 gezählt: kein Boot, Beobachtungszeiten: 9:00 Uhr bis 18:00 Uhr MESZ.

	<b>So, 28.06.98</b>	<b>Do, 13.05.99</b>	<b>So, 04.07.99</b>	<b>Sa, 17.07.99</b>
Ems/Rheine	20	-	23	56
Eltingmühlenbach	3	-	-	-
Ems/Münster	56	0*	37**	40
Werse/Münster (Stapelskotten)	44	-	64	91
Werse/Münster (Havichhorster Mühle)	-	15	-	-
Lippe/Haltern	-	6	9	15
Lippe/Werne	0	0	1	-
Lippe/Benninghausen	21	5*	17	26(33)
Wenne***	-	0	-	-
Ruhr/Neheim	39	22	-	20

Die Witterungsbedingungen an den Zählterminen waren sehr unterschiedlich. So herrschten im Juni 1998 eher kühlere Temperaturen um 15 bis 20°C vor. Einzelne Schauer gingen im Laufe des Tages nieder, es war - abgesehen von einzelnen sonnigen Abschnitten - bedeckt. Auch der Mai-Termin 1999 war hinsichtlich des Wettergeschehens wechselhaft. Es herrschten kühle bis frische Temperaturen um 15°C vor, es war heiter bis wolkgig mit immer wieder eingestreuten Schauern. An zwei Abschnitten wurde die Zählaktion aufgrund der Witterungsbedingungen abgebrochen. An den zwei folgenden Terminen herrschten dagegen optimale Bedingungen zum Kanufahren. So war es am 04.07.99 durchgehend heiß mit Temperaturen um 30°C. An einzelnen Abschnitten schien durchgehend die Sonne, während es im Münsterland zeitweise bewölkt war. Am 17.07.99 herrschten ähnliche Temperaturen zwischen 26 und 30°C vor, die Sonne zeigte sich jedoch durchgängig.

#### **Eltingmühlenbach**

Am Eltingmühlenbach wurde ausschließlich am ersten Termin im Juni 1998 gezählt. Hier passierten drei Einer-Kajaks den Zählabschnitt. Sie fuhren mit einer geringen Lautstärke in einer geschlossenen Gruppe direkt auf der Gewässermitte. Zusätzlich konnten bei den Begehungen zu den Eisvogel-Kontrollen im Laufe des Jahres einzelne Bootgruppen registriert werden.

Für dieses Gewässer besteht in Abstimmung mit dem Kanuverband und den Kanuverleihern für die Zeit vom 15.04. bis 31.08. ein absolutes Befahrensverbot, das jedoch noch in eine gesetzliche Regelung umzusetzen ist. Über diesen Zeitraum hinaus sollte eine Befahrung nur in Kleingruppen und mit Einern erfolgen (KANU-VERBAND NRW 1998).

## Ems

Für die Ems im Regierungsbezirk Münster gelten die durch die "Ordnungsbehördliche Verordnung zur Ausweisung des Gebietes "Emsaue" in den Kreisen Steinfurt und Warendorf festgesetzten Regelungen (AMTSBLATT FÜR DEN REGIERUNGSBEZIRK MÜNSTER vom 12.12.1998, Nr.49a). Hiernach ist es verboten, die Ems (im Kreis Steinfurt von der L 590 - nordöstlich von Emsdetten/OT Sinnigen bis zur Eisenbahnbrücke der Bahnlinie Rheine-Osnabrück und im Kreis Warendorf) mit Wasserfahrzeugen (z.B. Boote) aller Art zu befahren. Allerdings gibt es Ausnahmen. So ist das zügige Durchfahren der Ems mit Ruderbooten und Kanus erlaubt, sofern zwischen zwei aufeinander folgenden Ein- und Aussetzstellen nicht mit mehr als 100 Booten pro Tag (an Samstagen, Sonn- und Feiertagen), die nicht im Rahmen des Trainingsbetriebes der anliegenden Kanu- und Rudervereine genutzt werden, befahren wird (Kontingentierung). Das Befahren der Strecke zwischen Mesum-Elte (L 578) und der Eisenbahnbrücke südlich von Rheine (= Untersuchungsabschnitt „Ems/Rheine“) ist nur unter Berücksichtigung eines Kontingentes von 50 Booten pro Tag erlaubt. Ein Befahren im Rahmen der Kontingentierung ist allgemein nur erlaubt, wenn eine rechtzeitige Anmeldung vor Fahrtantritt bei den zentralen Anmeldestellen erfolgt ist. Auch bleibt das Befahren der Ems mit dem Rheiner Fahrgastschiff und mit Motorbooten, die als Begleitfahrzeuge für Trainingsfahrten notwendig sind, erlaubt. Verboten ist es außerdem, am Emsufer außerhalb der gekennzeichneten Ein- und Aussetzstellen anzulanden und auszusteigen. Darüber hinaus gilt die im Amtsblatt des Reg.Bez. Münster 1999 veröffentlichte Öffentlich-rechtliche Vereinbarung der beteiligten Parteien.

Die Ems/Rheine gehört zu den intensiv und regelmäßig befahrenen Gewässerabschnitten. So liegen im Siedlungsbereich der Stadt Rheine vier Wassersportvereine, die ihre regelmäßigen Trainingseinheiten auf dem Gewässer durchführen. Dies zeigt sich unter anderem in der tageszeitlichen Verteilung der gezählten Boote. Neben den Schwerpunkten an Vor- und vor allem Nachmittagen lässt sich eine deutliche Lücke während der Mittagsstunden erkennen (vgl. Anhang). Die Fahrweise der Boote war zum überwiegenden Teil direkt und geradlinig, was weitgehend dem Charakter von Trainingsfahrten entspricht (vgl. Anhang). Solche Übungseinheiten werden teilweise von einem Trainer mit Motorbooten begleitet, der seine Kommandos per Megaphon an die Kanusportler weitergibt.

Auch die Ems/Münster wird intensiv mit Booten befahren, vornehmlich von Kanadiern der örtlichen Verleiher, von einzelnen privaten Gruppen oder von Wassersportvereinen. Tagestouren starten sehr oft im Bereich Telgte und enden an der Ausstiegstelle in Gelmer (Schiffahrter Damm), die nicht weit von dem Zählpunkt entfernt liegt, so dass die tageszeitliche Verteilung einen deutlichen Schwerpunkt am Nachmittag aufweist (vgl. Anhang). Neben den Daten aus den Zählaktionen konnten außerdem während der Eisvogel-Beobachtungen am 03.06.99 zwischen 12:00 Uhr und 16:00 Uhr 43 und am 26.07.99 zwischen 12:40 Uhr und 15:30 Uhr 58 Boote durchfahrende Kanus registriert werden.

Inzwischen liegen auch die Zahlen der Touranmeldungen vom 01.05. bis 31.10.99 vor und wurden von der Bezirksregierung zur Verfügung gestellt. Danach meldeten sich für den Abschnitt vom Ringemann's Hals (Einsetzstelle WAF 10) bis zum Schiffahrter Damm (ST 1) an den 45 Sonn- und Feiertagen zwischen dem 01.05 und 25.09.99 insgesamt 1978 Kanufahrten an. Im Durchschnitt sind dies ca. 44 Boote pro Sonn- und Feiertag (n = 45 Tage). Das Minimum lag am 25.09. bei drei angemeldeten Booten, das Maximum am 22.08. bei 90 angemeldeten Booten.

Während der Zählaktion fuhr ein sehr hoher Anteil von Booten schlängelnd und wenig geradlinig (vgl. Anhang). Bestätigt wurden derartige Beobachtungen während der Driftuntersuchungen. So herrschten am 26.07.98 beinahe chaotische Zustände, als regelmäßig Boote kenterten, mehrere Personen in der Ems schwammen und liefen sowie einzelne Personen sich gegenseitig aus den Booten warfen. Auch am 16.07.99 kenterten eine Reihe von Booten. Die Sandbänke und Gleithänge im Bereich Dorbaum werden zudem sehr regelmäßig zum Aussteigen und Rasten genutzt, wobei sich bei Nachfragen herausstellte, dass die Gruppen in

der Regel nicht über die aktuelle rechtliche Situation informiert waren und z.B. nicht wussten, dass sie nicht anlanden und/oder aussteigen durften, etc. An einzelnen Tagen fanden in diesem Bereich auch Übernachtungen mit Zelten und Lagerfeuer auf den Sandbänken und an den Steilwänden statt.



Foto 10: Aussteigende Kanuten an einer Sandbank im Dorbaum-Bereich der Ems/Münster

### **Werse/Münster**

Die Werse ist das am stärksten frequentierte Gewässer im Untersuchungsgebiet. Im Bereich von Stapelskotten bis zur Warendorfer Str. befinden sich eine ganze Reihe von Wochenendhäusern, von denen viele über einen direkten Zugang zum Wasser verfügen und mit Kanus und Kajaks ausgestattet sind. Darüber hinaus gibt es hier einige Bootsvereine, die das Gewässer ebenfalls als Trainingsstätte nutzen (u.a. Hochschulsport). Hinzu kommen die gewerblichen Verleiher, die an mehreren Stellen Boote für den Tagesverkehr und für mehrtägige Touren vermieten (z.B. Pleistermühle). In den Sommerferien gehören mehrere Kanutouren pro Tag zum Programm der Ferienspielaktion der Stadt Münster, die im Bereich Stapelskotten stattfinden.

Die derartige intensive Nutzung durch Bootsfahrer wurde durch die Ergebnisse der Kanuzählung verdeutlicht. So konnten am 07.07.99 immerhin 91 Boote registriert werden, die in 65 Gruppen vorbeifuhren (vgl. Anhang). Die tageszeitliche Verteilung zeigt Schwerpunkte am Vor- und Nachmittag, mit einer leichten Mittagspause. Die beobachtete Fahrweise war während der Zählaktionen überwiegend direkt und die Lautstärke nicht überdurchschnittlich hoch (vgl. Anhang).



Foto 11: Kanuten auf der Werse bei Münster

### **Lippe**

Der Abschnitt Lippe/Haltern gehört mit bis zu 15 Booten pro Zähltermin zu den Flussstrecken, die eher eine geringe Befahrensintensität aufweisen. Die tageszeitliche Verteilung ist sehr heterogen und wird wohl durch einzelne größere Gruppen stark beeinflusst (vgl. Anhang). Während der Zählaktion war die Fahrweise überwiegend direkt und erfolgte in geringer Lautstärke. Eine Kontingentierung liegt nicht vor, jedoch sind die zu benutzenden Ein- und Ausstiegstellen festgelegt.

Auch der Lippeabschnitt bei Werne gehört zu den wenig befahrenen Bereichen. Hier passierte an den drei Zähltagen insgesamt nur ein Boot, auch während der zahlreichen eigenen Begehungen konnten nur in wenigen Ausnahmen einzelne Boote registriert werden. Für diesen Bereich gilt die in den Landschaftsplan übernommene Vereinbarung zwischen dem Kreis Unna und den organisierten Kanu - Sportlern im Kreis, die eine Totalsperrung der Lippe zwischen dem 04.10. und 31.03. vorsieht und eine limitierte Befahrung vom 01.04. bis 03.10. mit bis zu 10 Booten täglich, aufgeteilt in max. 5 Durchgänge pro Tag, zulässt. Hierbei ist ein Anlanden untersagt und nur ein mittiges Befahren des Flusses gestattet.

Im Bereich Klostermersch der Lippe/Benninghausen ließen sich an den Zählterminen keine zeitlichen Schwerpunkte der Durchfahrten erkennen. Auffällig war, dass sich ein großer Anteil der Kanuten laut oder mittellaut verhielt, von denen sich fast die Hälfte in schlängelnder Art und Weise auf dem Fluss bewegte. Außerdem konnten an den Beobachtungstagen eine Reihe von Personen im Gelände beobachtet werden, die nicht mit dem Kanu unterwegs waren. Sie nutzten die flache Lippe inkl. der Sandstrände und Inseln zum Sonnenbaden, als Badestelle, Lager- und Picknickplatz. Zwischen Lippstadt und Benninghausen ist im NSG „Hellinghauser Mersch“ eine zügige Durchfahrt mit Kanus von März bis November in Flussrichtung und ohne anzulanden erlaubt. Im NSG „Klostermersch“ ist ebenfalls das zügige Durchfahren auf der Lippe mit kleine Fahrzeugen ohne eigene Triebkraft erlaubt.

### **Ruhr/Arnsberg**

An der Ruhr konnten an den Zählterminen bei Bachum zwischen 20 und knapp 40 Boote, mit einem Schwerpunkt am späten Vormittag, festgestellt werden. Damit gehört dieser Bereich zu den mittelstark frequentierten Abschnitten. Die Kanus befuhren das Gewässer vor allem in einer direkten Art und Weise und mit einem relativ geringem Geräuschpegel (vgl. Anhang). An der Ruhr im Kreis Arnsberg besteht laut Landschaftsplan Arnsberg ein Befahrungsverbot, wobei die Nutzung der Kanu-Übungsstrecke westlich des

Rathaus der Stadt Arnsberg unberührt bleibt. Weiter flussabwärts im NSG „Ruhrstau bei Echthausen“ (von Haus Füchten bis zum Wehr, Kreis Soest) ist das zügige Durchfahren für Bootswanderer in Fließrichtung erlaubt.

## Wenne

An der Wenne fanden zwei Zähltermine (01.05.99, 13.05.99) statt, an denen kein Boot registriert werden konnte. Für das Gewässer existieren keine Befahrensregelungen.

## 5.2 Erfassung der Gewässerstrukturen

### 5.2.1 Gewässerstrukturkartierung an den limnologischen Probestellen

**Tab. 7:** Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierungen an den limnologischen Untersuchungsstellen  
Es bedeuten: Ziffern 1-7 = Strukturgüteklassen nach LUA (1998) vgl. Tab. 5 im Kapitel 4.2.1; +, - = Ein- und Aussatzstelle vorhanden / nicht vorhanden

Gewässer (Probestelle)	Sohle			Ufer			Land		Ein- und Aussatzstelle
	Laufentwicklung	Längsprofil	Sohlenstruktur	Querprofil	Uferstruktur		Gewässerumfeld		
					Links	Rechts	Links	Rechts	
Eltingmühlen- bach (Eb1)	2	2	2	2	2	2	<b>2</b>	<b>3</b>	-
	<b>2</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>2</b>	<b>2</b>				
Eltingmühlen- bach (Eb2)	1	1	1	1	1	1	<b>1</b>	<b>1</b>	-
	<b>1</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>1</b>	<b>1</b>				
Eltingmühlen- bach (Eb3)	3	4	3	3	2	2	<b>2</b>	<b>6</b>	+
	<b>3</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>3</b>	<b>3</b>				
Ems (E1)	5	6	6	5	5	5	<b>2</b>	<b>6</b>	-
	<b>6</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>5</b>	<b>5</b>				
Ems (E2)	5	6	5	4	5	5	<b>3</b>	<b>4</b>	-
	<b>5</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>5</b>	<b>5</b>				
Ems (E3)	6	6	5	5	6	6	<b>6</b>	<b>6</b>	+
	<b>6</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>6</b>	<b>6</b>				
Werse (W1)	6	7	3	5	5	5	<b>7</b>	<b>6</b>	+
	<b>5</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>5</b>	<b>5</b>				
Werse (W2)	5	7	6	5	5	5	<b>6</b>	<b>6</b>	+
	<b>6</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>5</b>	<b>5</b>				
Werse (W3)	3	2	3	3	5	3	<b>6</b>	<b>1</b>	-
	<b>3</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>4</b>	<b>3</b>				
Lippe (L1)	4	5	2	5	5	4	<b>5</b>	<b>6</b>	+
	<b>4</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>5</b>	<b>5</b>				
Ruhr (R1)	6	5	5	5	5	6	<b>5</b>	<b>6</b>	+
	<b>5</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>5</b>	<b>6</b>				
Ruhr (R2)	3	2	3	2	4	3	<b>6</b>	<b>3</b>	-
	<b>3</b>			Ufer links	Ufer rechts				
				<b>3</b>	<b>3</b>				

In der Tab. 7 sind die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierungen gemäß der Kartiervorschrift des LUA NRW (1998) zusammengefasst. Die Angaben beziehen sich immer auf Gewässerabschnitte von 100 m Länge.

Anhand der Tab. 7 ist zu erkennen, dass die Strukturgüte der naturfern ausgebauten Gewässerabschnitte an der Ems, der Werse und der Ruhr (R1) in allen drei Bewertungsbereichen „Sohle“, „Ufer“ und „Land“ strukturell i.d.R. merklich bis stark geschädigt sind. Darüber hinaus wirkt sich für die Probestellen, an denen sich Ein- und Aussatzstellen für Kanuten befinden, negativ aus, dass dort immer Verkehrswege queren. Etwas günstiger liegen die berechneten Strukturgüteklassen an der Lippe und der Ruhr (R2). Diese Abschnitte zeichnen sich durch strukturell mäßig bis merklich geschädigte Gewässerstrukturen aus. Dagegen ist der Eltingmühlenbach insbesondere an Eb1 und Eb2 deutlich naturnäher strukturiert. An diesen Abschnitten zeichnet sich der Eltingmühlenbach durch mindestens bedingt naturnahe Gewässerstrukturen aus. Im Bereich der Probestelle Eb2 erfüllt das sandige Fließgewässer sogar die Anforderungen an eine Referenzstrecke mit Leitbildcharakter.

In der Tabelle 8 werden abschließend die sechs betrachteten Ein- und Aussatzstellen näher beschrieben.

**Tab. 8** Strukturparameter der untersuchten Ein- und Aussatzstellen (E/A) für Kanuten

Gewässer (Probestelle)	Breite der E/A	Gewässertiefe beim Ein- und Ausstieg	Ufererosion	Trittschäden am Ufer	Trittsbelastung der Gewässersohle	Massiver Verbau zum Ein- und Aussetzen
Eltingmühlenbach (Eb3)	6 m	0 – 30 cm	Punktuell sehr stark	Stark	Stark	Nein
Ems (E3)	15 m	0 – 60 cm	Flächenhaft sehr stark	Stark	Stark	Nein
Werse (W1)	7 m	10 – 40 cm	Keine	Keine	Stark	Ja (Betontreppe)
Werse (W2)	6 m	60 cm	Keine	Keine	Keine	Ja (Betontreppe)
Lippe (L1)	10 m	0 – 40 cm	Flächenhaft sehr stark	Stark	Stark	Nein
Ruhr (R1)	9 m	70 cm	Keine	Keine	Keine	Ja (Betontreppe)

### 5.2.2 Gewässerstrukturkartierung an den ornithologischen Untersuchungsabschnitten

Im folgenden werden die ornithologischen Probestrecken hinsichtlich ihrer Struktur beschrieben. Für diejenigen Abschnitte, die im Rahmen der ornithologischen Studie regelmäßig mit einem Kanu befahren wurden, wurden die Ergebnisse der Strukturkartierung kartographisch dargestellt. Diese Karten befinden sich im Anhang.

#### **Eltingmühlenbach**

Der untersuchte Abschnitt des Eltingmühlenbaches weist über weite Strecken eine naturnahe Fliessgewässermorphologie auf. Das Gewässer ist ca. 6 m breit, die Ufer sind aufgrund des eingeschnittenen Profil relativ steil. Durch den Stau effekt oberhalb der Eltingmühle ist das Profil dort nur wenig eingetieft. Die Fliessgewässerdynamik ist unterhalb des Wehres nicht eingeschränkt. Nur an einigen Abschnitten finden sich eingebrachte Steinschüttungen. Ansonsten ist das Gewässer durch einen mäandrierenden Verlauf gekennzeichnet. An den zahlreichen Prallhängen befinden sich ausgeprägte, z.T. frisch abgebrochene Steilwände, die für Eisvogel und Gebirgsstelze von Bedeutung sind. Nahezu der gesamte Verlauf des Eltingmühlenbaches wird von Ufergehölzen bzw. Wäldern begleitet, offene Uferpartien fehlen. Eine

Schwimblatt- oder Tauchblattvegetation ist nur oberhalb der Eltingmühle anzutreffen und wird vor allem aus der Teichrose gebildet.

Direkt angrenzende Bootshäuser oder Wohnhäuser sind nicht vorhanden, nur eine sehr kleine Strecke wird von einer Straße begleitet. Zwischen der Autobahnbrücke und dem FMO verläuft ein kleiner Pfad entlang des Gewässers.

### **Ems/Rheine**

Durch die Stauwirkung des im Stadtgebiet von Rheine befindlichen Wehres ist das Profil deutlich aufgeweitet (Gewässerbreite: ca. 30-35 m) und die Fließgeschwindigkeit verringert. Außerdem zeichnet sich die Ems hier durch eine geringere Eintiefung aus. Allerdings sind die Ufer nahezu im gesamten Verlauf durch wasserbauliche Maßnahmen verändert. Die Uferböschungen fallen teilweise steil ab und sind mit Ausnahme weniger Bereiche durch Steinschüttungen befestigt. Naturnahe, gut ausgeprägte Steilwände, die für einige Vogelarten von Bedeutung sind, fehlen. Sandbänke treten erst bei geringem Wasserstand auf. Die wenigen vorhandenen Röhrichte sind nur als sehr schmale Säume ausgebildet und haben für die Wasservögel als Bruthabitate fast keine Bedeutung. Stärker werden die Weidengehölze genutzt, die abschnittsweise an den Uferpartien zu finden sind. Ansonsten sind die Uferböschungen offen und mit Hochstauden bestanden. Eine Wasservegetation ist nur im geringen Ausmaß entwickelt. Kleinere, einzelne Teppiche der Teichrose ziehen sich entlang der Ufer. Von Bedeutung aus ornithologischer Sicht sind die fünf Altarme, die mit der Ems in Verbindung stehen.



Foto 12: Die Ems bei Rheine

Im Bereich oberhalb der Eisenbahnbrücke befinden sich einige Bootshäuser an einer Uferseite. Dort existiert ein Fahrrad- und Spazierweg, der ca. 200 m flussabwärts parallel zum Ufer verläuft. An zahlreichen Abschnitten der Ems werden die Uferpartien von Anglern frequentiert, die teilweise ausgedehnte Tritts Spuren verursachen.

### **Ems/Münster**

Die Ems bei Münster weist eine Breite von ca. 13 m auf ist durch ein vergleichsweise stark eingetieftes Profil gekennzeichnet. Der größte Abschnitt zwischen der alten Panzerbrücke und den Fuestruper Bergen im Bereich des Truppenübungsplatzes Dorbaum ist mit Ausnahme einiger Bereiche (Steinschüttung) durch

wasserbauliche Maßnahmen nicht verändert worden. Die Ufer sind als relativ naturnah zu bezeichnen. Es existieren eine Reihe von Steilwänden und Sandbänken. Der Großteil der Ufer wird von Weidengebüsch eingenommen. Außerhalb dieses naturnahen Abschnitts ist die Ems durch ein naturfernes, gehölzarmes Regelprofil geprägt, dessen Ufer mit Steinschüttung befestigt wurde und mit Hochstauden und Gräser bewachsen sind. Eine gut ausgeprägte Röhricht- bzw. Wasservegetation fehlt im gesamten Untersuchungsbereich.



Foto 13: Die Ems im Bereich des Truppenübungsplatzes Dorbaum bei Münster

Von dem angebundenen Altarm "Handorf II" bis kurz unterhalb der Panzerbrücke verlaufen beidseitig ein Reit- und Spazierwege. Darüber hinaus werden die Steilwände und Sandbänke als Rastplatz von Spaziergängern genutzt.

### **Werse/Münster**

Die Werse ist im bearbeiteten Abschnitt stark anthropogen überformt. Neben den Stauwehren (im Untersuchungsabschnitt: Pleistermühle) prägen vor allem auch die zahlreichen Wochenendhäuser ihr Erscheinungsbild.

Im obersten bearbeiteten Abschnitt, oberhalb der Wolbecker Straße, existieren zwei Altarme mit direktem Anschluss an das Fließgewässer. Im oberen Altarm kommt es zur kleinflächigen Ausbildung von Uferröhrichten, (*Typha latifolia*, *Glyceria* spec., *Phragmites australis*). Daneben finden sich eingestreut Bereiche mit Schwimmblattvegetation, bestehend aus der Gelben Teichrose (*Nuphar lutea*). Gehölze sind neben eingestreuten Bereichen mit Hochstauden ebenfalls zu finden. Die einzelnen Grundstücke sind mit Wochenendhäusern bestanden und besitzen einen direkten Zugang zum Wasser, inkl. Bootseinsatzstelle. Der untere Altarm ist komplett mit dichten Beständen von *Nuphar lutea* bewachsen. Bis zur Brücke der Wolbecker Straße finden sich an der Werse noch weitere kleine Bestände von Uferröhrichten, bestehend aus *Glyceria* spec., *Iris pseudacorus* und *Sparganium erectum*. Auch hier prägen neben den zahlreichen rechtsseitigen Wochenendhäusern mit Bootseinsatzstellen auf der linken Uferseite Gehölze, vor allem Weiden, das Bild. Stellenweise kommt es hier ebenfalls zur Ausbildung von Schwimmblattvegetation (*Nuphar lutea*), die jedoch durch die zahlreichen Angler und Bootsfahrer stark beeinträchtigt werden.

Im Abschnitt Stapelskotten unterhalb der Wolbecker Straße ist die Werse stark mit Gehölzen bestanden. Gegenüber dem Freibad Stapelskotten befindet sich linksseitig im Prallhang eine relativ große Steilwand mit Eisvogelbrutplatz. Da hier parallel zur Werse ein Spazier- und Radweg verläuft, wird die Abbruchkante häufig betreten. Im hier vorhandenen NSG prägen größere *Phragmites australis*-Bestände, vorgelagert mit *Nuphar lutea* das Bild. Kleinflächig ausgebildete - kartographisch nicht dargestellte - Erlenbruchwälder bilden den Abschluss zur Talkante. Rechtsseitig ist die Werse ebenfalls mit Gehölzen bestanden; es schließen sich, mit eingestreuten kleinflächigen Hochstaudenbreichen, das Freibad Stapelskotten und weiter unterhalb eine durchgehende Ferienhausbebauung an. Die Gewässerbreite liegt an dieser Stelle bei ca. 30 m. Sämtliche Grundstücke besitzen einen Zugang zum Wasser mit Bootseinsatzstelle, in einigen befinden sich die Unterkünfte von Bootsvereinen. Sehr kleinflächig sind Hochstauden, Röhrichte oder Seerosenbestände eingestreut. Nach dem Ende der Bebauung bleibt die Werse bis zur Pleistermühle mit Gehölzen bestanden, es schließen sich kleinflächig Waldbestände an. Der Einfluss der Staubeiches der Pleistermühle ist sehr groß, die Fließgeschwindigkeit sehr niedrig. Die Gewässerbreite beträgt hier ca. 35 m, die -tiefe ca. 2,80 m. Direkt vor dem Wehr liegt rechtsseitig eine befestigte Ein- und Aussetzstelle.

Unterhalb der Pleistermühle setzen sich die beschriebenen Strukturen weiter fort, allerdings finden sich wieder vermehrt Ferienhäuser mit entsprechenden Bootseinsatzstellen. Kleinflächig sind ebenfalls Hochstauden und Teichrosenbestände aus *Nuphar lutea* eingestreut.

Auch unterhalb der Warendorfer Straße zeigt sich das gleiche Bild. Rechtsseitig befindet sich eine von der Werse angeschnittene, aber mit Gehölzen bestandene Steilkante. An den sehr kleinflächig ausgebildeten offenen Bereichen brütete ein Eisvogelpaar. Weiter unterhalb ist der Gehölzsaum weiter aufgelockert und die Bereiche mit Hochstauden nehmen einen breiteren Raum ein. Kleinflächige mit Hochstauden bewachsene Uferabbrüche und eingestreute Teichrosenfelder komplettieren das Bild. Am Ende des Abschnittes befindet sich rechtsseitig eine kleinere offene Steilkante (entstanden durch den Absturz eines Baumes mit Wurzelscheibe), die ebenfalls als Eisvogelbrutplatz dient. Hier wurde 1999 eine spezielle Untersuchung zum Eisvogel mit Lichtschanke durchgeführt.

Ein weiterer Werse-Abschnitt stellt der Bereich unterhalb der Havichhorster Mühle bis zur Emsmündung dar. An dieser sog. kleinen Werse wurde im zweiten Jahr das Vorkommen und das Fütterungsverhalten des Eisvogels untersucht. Der Abschnitt zeichnet sich aufgrund des fehlenden Staueffektes durch eine deutlich höhere Fließgeschwindigkeit, eine geringere Breite (je nach Wasserstand zwischen acht und 14 m) und eine geringere Tiefe des Gewässers (ebenfalls stark schwankend) aus. Das Gewässer mäandriert stark und wird von Weidengebüschen gesäumt. Eingestreut sind Bereiche mit Hochstauden und regelmäßig vorkommende größere Uferabbrüche.

## **Lippe/Werne**

Der gut 10 km lange Abschnitt Lippe/Werne liegt zwischen dem Gleitwehr in Werne-Rünthe und dem Fallwehr in Lünen-Beckinghausen. Die Uferstrukturen sind sehr vielgestaltig ausgebildet.

Direkt unterhalb des Gleitwehres in Werne-Rünthe liegt rechtsseitig eine unbefestigte Bootseinsatzstelle mit einem kleinen offen liegenden Sandbereich, an dem sich auch regelmäßig Erholungssuchende und Angler aufhalten. Die Uferstrukturen sind sehr heterogen ausgebildet. In einigen Bereichen finden sich vor allem von *Nuphar lutea* gebildete Schwimmblattgesellschaften und Tauchblattfluren aus *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum spicatum*. Landwärts schließt sich über weite Strecken ein schmaler Röhrichtgürtel an, der vor allem von *Sparganium erectum* gebildet wird. Die Uferkante ist mit Hochstaudenfluren und/oder Weidengebüschen bestanden. Über weite Strecken durchdringen sich auch beide Einheiten. Im gesamten Abschnitt ist eine deutlich sichtbare, z.T. bewachsene Steinschüttung eingebracht. In der ersten S-Kurve befindet sich linksseitig ein Rohbodenbereich, der durch Viehtritt offen gehalten wird.

Unterhalb der Brücke der Werner Straße ist die Uferkante ebenfalls mit Hochstauden und Uferweiden bestanden. Streckenweise schließt sich rechtsseitig auf der Uferkante eine Pappelreihe an. Linksseitig wird die

Uferböschung ebenfalls von sich gegenseitig durchdringenden Weidengebüschen, Hochstaudenfluren und einem schmalen Röhrichtgürtel direkt an der Wasserlinie geprägt. Stellenweise finden sich Spuntwände oder Holzfaschinen an der Wasserlinie. Auch Trittsuren von Anglern sind regelmäßig zu finden. Westlich der Halde finden sich bis zum kleinräumigen Siedlungsgebiet an der B 54 vor allem Uferweiden, rechtsseitig sind auch Hochstauden eingestreut. Im weiteren Verlauf wurden über weite Strecken die eingebrachten Steinschüttungen entfernt, so dass sich kleinräumig eine naturnahe Flussdynamik entwickeln konnte. In diesen Bereichen wechseln sich mit Weiden und/oder Hochstauden bestandene Inseln mit neu entstandenen Sandbänken, Uferabbrüchen und wieder bewachsenen Böschungen ab. In den entstandenen Stillwasserzonen finden sich Schwimmblattgesellschaften und Tauchfluren. Solche sehr heterogenen und damit ökologisch hochwertigen Abschnitte finden sich in den NSG's „Waterhues“, „Disselkamp“ und „Langerner Hufeisen“. Die hier entstandenen Steilufer werden von Eisvögeln und Uferschwalben besiedelt. Regelmäßig finden sich auch durch Weidevieh entstandene Rohbodenbereiche und Trittsuren durch Angler. Unterhalb des Langerner Hufeisens ist die Uferböschung vorwiegend mit Uferweiden bestanden, stellenweise findet sich auch ein dünner Röhrichtsraum aus *Phragmites australis* und größere Strecken mit Hochstaudenfluren. Neben einem weiteren linksseitigen Uferabbruch befindet sich kurz vor dem Fallwehr in Lünen-Beckinghausen eine befestigte Ein- und Aussetzstelle für Kanuten.

### **Lippe/Benninghausen**

Der betrachtete Abschnitt von Lippstadt bis zur Fußgängerbrücke in Eickelborn ist sehr vielgestaltig ausgeprägt und durch das Fallwehr in Benninghausen strukturell in zwei Abschnitte unterteilt.

Unterhalb von Lippstadt zeigt die Lippe eine relativ hohe Fließgeschwindigkeit und mäandriert in diesem Bereich stark. Direkt an der Brücke der Umgehungsstraße befindet sich eine offizielle und unbefestigte Einsatzstelle. Die Uferböschungen sind über weite Strecken durch Steinschüttungen befestigt und mit Weiden (*Salix spec.*) bewachsen. Diese werden jedoch immer wieder von Hochstaudenfluren unterschiedlicher Flächengröße durchdrungen. Im Wasser finden sich z.T. ausgedehnte Tauchblattfluren. Hin und wieder sind kleinere Bereiche der Ufervegetation vor allem von Anglern und anderen Erholungssuchenden niedergetreten (Trittsuren). Vor der Einmündung der Glenne finden sich linksseitig einige neu geschaffene Steilkanten. Weiter unterhalb wurden ebenfalls derartige Strukturen als Artenschutzmaßnahme angelegt. Die Böschungen werden an diesen Bereichen vor allem von Weiden und Hochstaudenfluren bestanden.



Foto 14: Die renaturierte Lippe im Bereich Klostermersch

Unterhalb des Benninghausener Wehres ist die Lippe völlig umgestaltet worden (vgl. ABU-Info 23, 1/99). Neben einer abwechselnd einseitigen Profilaufweitung wurde die Gewässersohle angehoben und eine weitere Eintiefung verhindert. Darüber hinaus entstanden in den strömungsberuhigten Bereichen Sandbänke und -inseln, die bei Hochwässern regelmäßig überflutet werden. Die Böschungen sind mit einzelnen Weiden und Hochstaudenfluren oder komplett mit Weiden bestanden. Daneben finden sich einzelne Steilwände. Dieser Bereich wird durch ein Blockwehr abgeschlossen, unterhalb finden sich bis zum Ende des untersuchten Abschnittes wieder durchgängig die uferbegleitenden Weidensäume.

### **Lippe/Haltern**

Die Lippe und deren Aue im untersuchten Abschnitt ist durch menschliche Eingriffe stark verändert worden. Aufgrund der Folgen der Bergsenkung wurden entlang des Abschnitts zwischen der K 22 und der K 55 beidseitig flussbegleitende hohe Deiche errichtet. Innerhalb dieses Bereiches weist die Lippe wegen der fortschreitenden Senkung ein mit z.T. ca. 50-70 m aufgeweitertes Profil auf. Es überwiegen im gesamten Untersuchungsgebiet - vor allem bei absinkenden Wasserstand im Frühjahr - steile Uferkanten, so dass ausgedehnte Röhrichtbereiche fehlen. Ausnahme bilden die Leitdeichbereiche und Buchten mit Flachwasserzonen innerhalb der Deichstrecke. Weidengebüsche finden sich vor allem oberhalb der K 22, während der eingedeichte Bereich nahezu gehölzfrei ist. Teichrosendecken und submerse Vegetation haben nur eine geringe Ausdehnung. Eine große Steilwand findet sich oberhalb der K 22 an der Grenze des Untersuchungsabschnitts.



Foto 15: Eingedeichte Lippe bei Haltern

Während die Ufer flussaufwärts der K 22 kaum zugänglich sind, verläuft auf beiden hochgelegenen Uferdeichen ein regelmäßig genutzter Spazier- und Radweg. Gleichzeitig sind dort regelmäßig Angler anzutreffen.

### **Ruhr/Amsberg**

Die Ruhr im untersuchten Abschnitt hat eine Breite von ca. 15 - 20 m und ist nur mäßig tief. Die Ufer- und Auenbereiche sind durch den Menschen verändert worden. Ein begleitender Erlengaleriewald fehlt oftmals, die landwirtschaftliche Nutzung grenzt an einigen Abschnitten direkt an das Gewässer. Die Aue ist in Form

von menschlicher Siedlungstätigkeit überformt. Die Flusssdynamik wurde durch den Bau von Wehren stark verändert.

Entlang einiger offener Abschnitte verläuft ein Rad- und Spazierweg. Die meisten Wehre stellen beliebte Rastplätze und Treffpunkte dar. Aber auch Schotter- und Kiesinseln (z.B. bei Bachum) werden oft von Erholungssuchenden aufgesucht.

### **Wenne**

Die Wenne ist mit ca. 5 - 8 m Breite ein kleineres Mittelgebirgsfließgewässer. Das Gewässer durchfließt mehrere Siedlungsbereiche, in denen eine naturnahe Ufervegetation (Erlenwald) fehlt und die Aue stark überbaut ist. Außerhalb der Siedlung wird die Wenne überwiegend von einem Erlensaum begleitet und die Aue bis zum Ufer landwirtschaftlich genutzt. Einige Wehre führen zur Veränderung der Fließdynamik. Direkt angrenzende Wege sind nur in den Siedlungen vorhanden. Ein Abschnitt unterhalb Wennholtshausen wird zum Fliegenfischen genutzt.



Foto 16: Die Wenne

## 5.3 Limnologische Untersuchungen

### 5.3.1 Physikalische Messungen

Die in den beiden Untersuchungsjahren 1998 und 1999 durchgeführten physikalischen Messungen sind in den Tabellen 9 bis 12 aufgelistet worden.

#### a. Ems

**Tab. 9:** Physikalische Messwerte der Ems

Probestelle	Datum	Wassertemp. [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Sauerstoff [mg/l]	Sauerstoffsättigung [%]
E1	20.7.98	17,6	8,05	698	-	-
E2	20.7.98	18,0	8,13	766	-	-
E3	26.8.98	16,2	8,15	1007	11,3	112
E3	25.5.99	16,0	7,29	752	11,8	121

Die für ein Fließgewässer des Tieflandes im Hochsommer ungewöhnlich tiefen Wassertemperaturen von 16-18°C spiegeln den überwiegend feucht-kühlen Witterungsverlauf des Sommers 1998 wieder. Die an der Probestelle E3 im August 98 erhöhte elektrische Leitfähigkeit wird möglicherweise durch die wenig oberhalb einmündende, organisch stärker belastete Welse verursacht. Die an E3 gemessene geringfügige Sauerstoffübersättigung zeugt von der nur vereinzelt ausgebildeten submersen Vegetation im Umfeld der Untersuchungsstelle. Stärkere sauerstoffzehrende Vorgänge sind für diesen Emsabschnitt auszuschließen.

#### c. Welse

Die physikalischen Messungen an der Welse zeigen keine Auffälligkeiten. Obwohl das Fließgewässer an W2 aufgestaut ist und hier die sandige Sohle von einer dicken organischen Sedimentauflage überdeckt wird, war Ende September 98 der Sauerstoffgehalt des Freiwassers nicht erniedrigt. Dagegen bewegt sich am 4.6 an dem freifließenden Unterlauf der Welse (W3) der Sauerstoffgehalt mit einer Sättigung von 72% nahe dem Toleranzbereich anspruchsvollerer benthischer Invertebraten.

**Tab. 10:** Physikalische Messwerte der Welse

Probestelle	Datum	Wassertemp. [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Sauerstoff [mg/l]	Sauerstoffsättigung [%]
W1	28.9.98	15,4	7,86	844	8,9	89
W2	28.9.98	15,7	7,87	833	9,5	96
W3	4.6.99	19,1	7,85	813	6,2	72

## d. Lippe

**Tab. 11:** Physikalische Messwerte der Lippe

Probestelle	Datum	Wassertemp. [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Sauerstoff [mg/l]	Sauerstoff- sättigung [%]
L1	9.10.99	12,9	-	-	-	-

## e. Ruhr

**Tab. 12:** Physikalische Messwerte der Ruhr

Probestelle	Datum	Wassertemp. [°C]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS/cm]	Sauerstoff [mg/l]	Sauerstoff- sättigung [%]
R1	3.8.99	18,0	7,75	284	7,8	83

Die oben notierten Messwerte der Ruhr veranschaulichen, dass auch während hochsommerlichen Witterungsbedingungen die Ruhr bei Neheim-Hüsten (R1) im Gegensatz zu den übrigen untersuchten Fließgewässern als ein elektrolytarmes, sommerkalt Fließgewässer des Mittelgebirges einzustufen ist.

## 5.3.2 Allgemeine Zusammensetzung der Benthosfauna

### a. Eltingmühlenbach

Die Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna des Eltingmühlenbaches wird anhand der allgemeinen Benthosaufsammlungen an den Probestellen Eb1 (etwa 1 Fließkilometer oberhalb der Überquerung des Dortmund-Ems-Kanals) und Eb2 (zwischen der Überquerung der A1 und der Eltingmühle) dokumentiert. Wie im Kapitel 3.3.1 dargestellt wurde, ähneln sich diese Gewässerabschnitte strukturell, aber nur Eb2 ist Teil einer stärker von Kanuten frequentierten Wanderstrecke.

### Das Taxainventar

In der Tab. 13 sind die an den beiden Probestellen am 29.6.98 festgestellten Taxa des Makrozoobenthos aufgelistet.

An beiden Probestellen konnte mit 45 Taxa (Eb2) bzw. 47 Taxa (Eb1) beinahe die gleiche Anzahl an Taxa des Makrozoobenthos nachgewiesen werden konnte. Mindestens 33 Taxa besiedeln den Eltingmühlenbach an beiden Probestellen. Betrachtet man Eb1 und Eb2 zusammen, erwiesen sich die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) mit elf unterschiedenen Taxa sowie die Köcherfliegen (Trichoptera) und die Zweiflügler (Diptera) mit jeweils neun unterschiedenen Taxa als die taxareichsten Tierordnungen. Unter Berücksichtigung des Probenahmeumfanges und der Tiefe der taxonomischen Determination ist die Taxadiversität des Benthos dieses Tieflandbaches als hoch einzustufen.

Folgende an Eb1 und/oder Eb2 nachgewiesene Tierarten sind in ihrem Bestand landes- bzw. bundesweit gefährdet: *Lepidostoma hirtum* (RL3), *Brachycentrus subnubilus* (RL3) (beide Trichoptera), *Heptagenia flava* (RL3) (Ephemeroptera), *Gomphus vulgatissimus* (RL2), und *Calopteryx splendens* (RL3) (beide Odonata) (vgl. F. KLIMA

1994, SCHMIDT U. WOIKE 1997, BFN 1998). An Eb1 waren alle sechs gefährdeten Taxa in den Proben enthalten. An Eb2 wurden *Calopteryx splendens* nicht nachgewiesen. Insgesamt ergibt sich hieraus ein sehr hoher Wert des Eltingmühlenbaches aus Sicht des Artenschutzes.

**Tab. 13:** Gesamttaxaliste der Probestellen Eb1 und Eb2 des Eltingmühlenbaches vom 29.6.98

<b>Amphipoda</b>	Leptoceridae n.d.	Elmidae	<b>Diptera</b>
Gammaridae	Limnephilidae	<i>Elmis maugetii</i>	Limoniidae n.d.
<i>Gammarus pulex</i>	<i>Limnephilus lunatus</i>	<i>Limnius spec.</i>	Athericidae
<i>Gammarus roeseli</i>	Psychomyiidae	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	<i>Atherix ibis</i>
	<i>Lype reducta</i>	Hydroporinae	<i>Atrichops crassipes</i>
<b>Isopoda</b>	Polycentropodidae	<i>Hydroporus spec.</i>	Ceratopogonidae
Asellidae	<i>Polycentrop. flavomaculatus</i>	Dytiscidae	<i>Bezzia spec.</i>
<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Polycentropus irroratus</i>	<i>Stictotarsus duodecimpustul.</i>	Chironomidae
			Chironomini n.d.
<b>Turbellaria</b>	<b>Ephemeroptera</b>	<b>Odonata</b>	Orthocladinae n.d.
Planariidae	Baetidae	Gomphidae	Tanypodinae n.d.
<i>Polycelis nigra et tenuis</i>	Baetis spec.	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	Tanytarsini n.d.
	<i>Centroptilum luteolum</i>	Calopterygidae	Simuliidae
<b>Hirudinea</b>	<i>Proclaeon bifidum</i>	<i>Calopteryx splendens</i>	<i>Simulium spec.</i>
Erpobdellidae	Caenidae	Platycnemidae	
<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Caenis luctuosa</i>	<i>Platycnemis pennipes</i>	<b>Oligochaeta</b>
Glossiphoniidae	<i>Caenis macrura</i>		Lumbriculidae
<i>Helobdella stagnalis</i>	Ephemeridae	<b>Gastropoda</b>	<i>Lumbriculus variegatus</i>
	<i>Ephemera danica</i>	Planorbidae	<i>Stylodrilus heringianus</i>
<b>Heteroptera</b>	Ephemerellidae	<i>Bathymphalus contortus</i>	Haplotaxidae n.d.
Corixidae	<i>Ephemerella ignita</i>	Lymnaeidae	Tubificidae
<i>Micronecta minutissima</i>	Leptophlebiidae	<i>Bithynia tentaculata</i>	<i>Tubifex spec.</i>
	<i>Habroleptooides confusa</i>	<i>Galba truncatula</i>	<i>Limnodrilus spec.</i>
<b>Trichoptera</b>	<i>Habrophlebia fusca</i>		Oligochaeta n.d.
Brachycentridae	Heptageniidae	<b>Bivalvia</b>	
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	<i>Heptagenia flava</i>	Sphaeriidae	<b>Hydrozoa</b>
Hydropsychidae	<i>Heptagenia sulphurea</i>	<i>Sphaerium corneum</i>	Hydridae
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		<i>Pisidium amnicum</i>	<i>Hydra spec.</i>
Lepidostomatidae	<b>Coleoptera</b>	<i>Pisidium spec.</i>	
<i>Lepidostoma hirtum</i>	Halipidae		<b>Hydracarina</b>
Leptoceridae	<i>Brychius elevatus</i>		Hydrachnellae n.d.
<i>Athripsodes cinereus</i>			



Foto 17: Eltingmühlenbach an Eb2

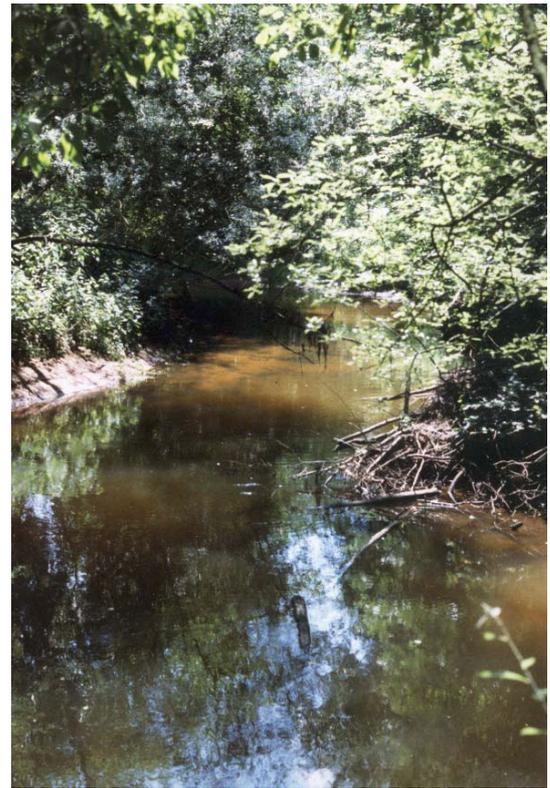
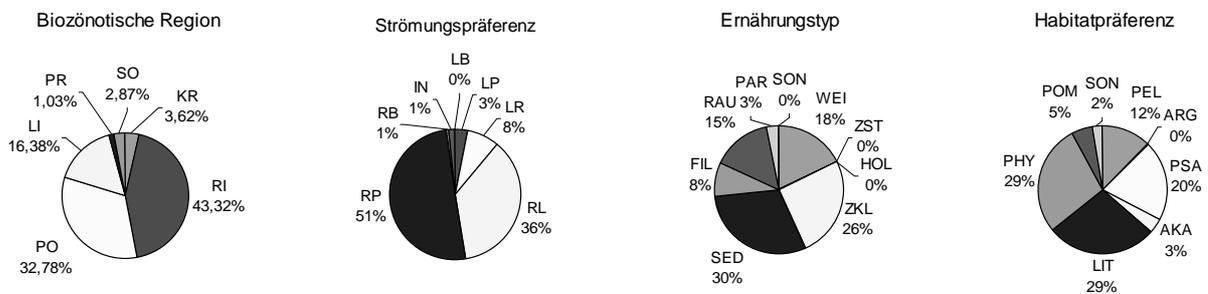


Foto 18: Eltingmühlenbach an Eb1

**Limnologisch- /ökologische Charakterisierung**

Vergleich der Probestellen Eb1 und Eb2

In den Abbildungen 3 und 4 sind unter Anwendung des Auswertungsprogramms „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“ des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (Stand Dez. 1997) Angaben über die biozönotische Region des Gewässerabschnittes, die Strömungs- und Habitatpräferenzen sowie die Zusammensetzung der Ernährungstypen der beprobten Organismen in Form von Kreisdiagrammen dargestellt. Zusätzlich vermerkt wurden die jeweiligen Anteile derjenigen Taxa, welche in die Auswertung einbezogen werden konnten. Dieser Anteil liegt i.d.R. unter 100%, da nicht zu allen Tierarten detaillierte Informationen über deren autökologische Einordnung bekannt sind und/oder nicht jedes Tier auf Artniveau bestimmt werden konnte.



**Abb. 3:** Autökologische Einordnungen an Eb1 (Eltingmühlenbach)

Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 67%, Strömungspräferenz: 74%, Ernährungstyp: 85%, Biozönotische Region: 77%

**Erläuterungen:**

**Substratspräferenz mit den Kategorien**

- PEL: Pelal: unverfestigte Feinsedimente (Schlick, Schlamm; Korngröße < 0,063 mm)
- ARG: Argilla: verfestigte Feinsedimente (Lehm, Ton; Korngröße < 0,063 mm)
- PSA: Psammal: Fein-Grobsand (Korngröße 0,063-2 mm)
- AKA: Akal: Feinkies, Mittelkies (Korngröße 0,2-2 cm)
- LIT: Lithal: Grobkies, Steine bis Felsblöcke (Korngröße > 2 cm)
- PHY: Phytal: aquatische Algen, Moose und höhere Wasserpflanzen einschl. lebender Pflanzenteile wie Wurzelbärte oder ins Wasser ragendes Blattwerk von Uferpflanzen
- POM: partikuläres organisches Material: u.a. Totholz, Baumstämme, Äste, Zweige, Fallaub, Getreibsel, Feindetritus
- SON: Sonstige Habitats

**Strömungspräferenz mit den Kategorien**

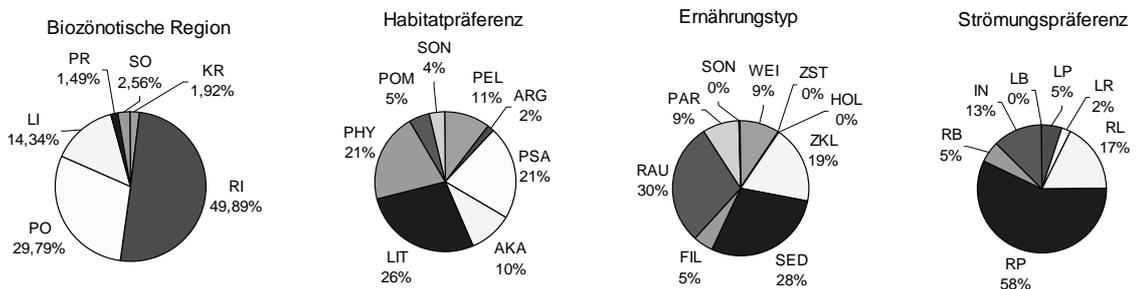
- LB: limnobiont: an Stillgewässer gebunden, daher nur in stehendem Wasser.
- LP: limnophil: Stillwasserart; strömungsmeidend, nur selten in träge fließenden Gewässern.
- LR: limno- bis rheophil: Stillwasserart, die häufiger auch in träge bis langsam fließenden Gewässern vorkommt
- RL: rheo- bis limnophil: vorwiegend in Fließgewässern; Präferenz für langsam bis träge fließende Gewässer bzw. ruhige Zonen in Fließgewässern, daneben auch in Stillgewässern.
- RP: rheophil: Fließgewässerart; strömungsliebend, bevorzugt in schnell fließenden Gewässern.
- RB: rheobiont: Fließgewässerart; an strömendes Wasser gebunden; Schwerpunkt in reißenden bis schnell fließenden Gewässern.
- IN: indifferent: keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennbar.

**Ernährungstyp mit den Kategorien**

- |                                |                            |
|--------------------------------|----------------------------|
| WEI: Weidegänger               | RI: Rhithral (Oberbegriff) |
| ZST: Zellstecher/Blattminierer | PO: Potamal (Oberbegriff)  |
| HOL: Holzfresser               | EK: Eukrenal               |
| ZKL: Zerkleinerer              | HK: Hypokrenal             |
| SED: Sedimentfresser           | ER: Epirhithral            |
| FIL: Filtrierer/Strudler       | MR: Metarhithral           |
| RAU: Räuber                    | HR: Hyporhithral           |
| PAR: Parasiten                 | EP: Epipotamal             |
| SON: Sonstige                  | MP: Metapotamal            |
| A: amphibisch                  | HP: Hypopotamal            |

**Biozönotische Region mit den Kategorien**

- Fließgewässer
- KR: Krenal (Oberbegriff)
- Stillgewässer
- LI: Litoral (Sublitoral)
- PR: Profundal
- Sonstige
- SO: Sonstige (z.B. Kleinstgewässer)



**Abb. 4:** Autökologische Einordnungen an Eb2 (Eltingmühlenbach)

Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 69%, Strömungspräferenz: 57%, Ernährungstyp: 92%, Biozönotische Region: 61%, Erläuterungen: vgl. Abb. 3

Den Abbildungen 3 und 4 ist unschwer zu entnehmen, dass sich mit Ausnahme der Verteilung der Ernährungstypen die autökologischen Ansprüche des Benthos beider Gewässerabschnitte sehr stark ähneln. So stellen an beiden Probestellen lithophile, psammophile und phytophile Taxa jeweils etwa dreiviertel aller gesammelten Individuen. Auf Grundlage der längszonalen Verteilung aller Invertebraten fallen sowohl Eb1 als auch Eb2 in die Zone des Hyporhithrals und bezüglich der Strömungspräferenz dominieren an beiden Gewässerabschnitten rheo- bis limnophile Tierarten. Demgegenüber ist an Eb2 der Anteil räuberischer Taxa mit 30 % aller Individuen doppelt so hoch und der Anteil von Weidegängern mit 9% Abundanzanteil nur halb so hoch als an Eb1. Zu diesen Unterschieden kommt es, da an Eb2 etwa doppelt so viel der überwiegend räuberisch sich ernährenden Wassermilben in den Proben enthalten waren. Dagegen verteilt sich der relativ höhere Anteil an Weidegängern an Eb1 gleichmäßig auf mehrere Taxa.

Insgesamt zeigen die autökologischen Auswertungen, dass die ökologischen Präferenzen der Benthoszönosen an den einschließlich des Gewässerumfeldes strukturell ähnlichen Probestellen in einem hohem Maße einander gleichen.

Abgesehen von dem rein beschreibenden autökologischen Vergleich der beiden Gewässerabschnitte wurden Unterschiede in der Besiedlung zusätzlich anhand der Prüfparameter „Gesamtindividuenzahl“ und „Gesamtartenzahl“ (zweiseitiger Wilcoxon-Vorzeichenrangtest) und schließlich durch die Anwendung des Ähnlichkeitsindex nach GUHL (1987) analysiert (vgl. Kapitel 4.3.6).

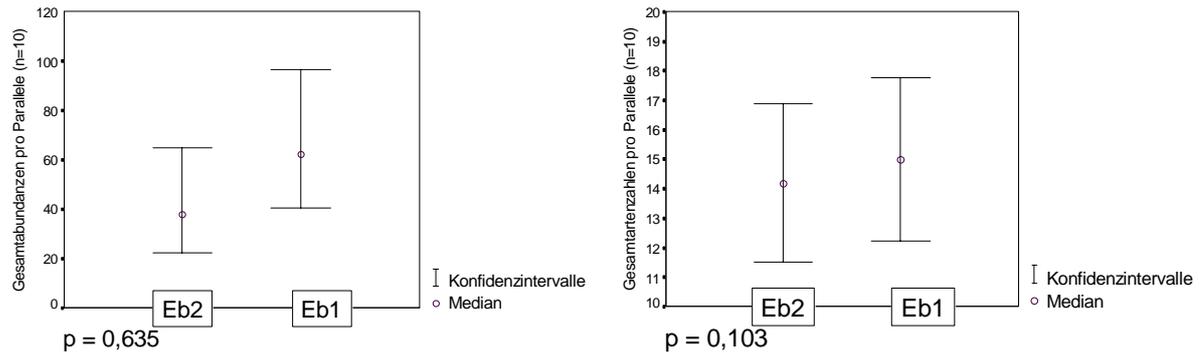
Die Ergebnisse dieser Auswertungen sind in der Tabelle 14 aufgelistet. In dieser sind darüber hinaus für jede Probestelle und Testgröße die Ergebnisse des  $\theta^2$ -Testes, der den Verteilungstyp der Testgröße erkennen lässt, aufgeführt (vgl. Kapitel 4.3.6).

**Tab. 14:** Vergleich der Zusammensetzung des Benthos an Eb1 und Eb2 (Eltlingmühlenbach) am 29.6.98.  
n = Anzahl der Parallelen

	<b>Eb1</b>		<b>Eb2</b>	
$\theta^2$ -Test (n=10)	<b>Ind<sub>ges</sub>: 233,7</b> ♥ gehäufte Verteilung	<b>Tax<sub>ges</sub>: 10,7</b> ♥ Zufallsverteilung	<b>Ind<sub>ges</sub>: 110,3</b> ♥ gehäufte Verteilung	<b>Tax<sub>ges</sub>:13,2</b> ♥ Zufallsverteilung
Verschieden stark von Kanuten befahrene Gewässerabschnitte (Eb1, Eb2)	p-Wert (Wilcoxon-Test); n= 10		Ähnlichkeitsindex nach Guhl (K)	
	Gesamtindividuenzahl (A <sub>ges</sub> )	Gesamtartenzahl (Tax <sub>ges</sub> )	<b>K = 0,75</b>	
	<b>p = 0,635</b>	<b>p = 0,103</b>		

Die Anwendung des  $\theta^2$ -Testes ergab für Eb1 und für Eb2 eine gehäufte Verteilung der Gesamtindividuenzahlen und eine Zufallsverteilung der Gesamtartenzahlen. Dies bedeutet, dass die z.B. an Totholzansammlungen stark konzentrierten Besiedlungsdichten benthischer Invertebraten nicht in gleichem Maße eine höhere taxonomische Diversität bewirken.

Der obenstehenden Tabelle ist weiter zu entnehmen, dass bezogen auf die Prüfparameter A<sub>ges</sub> und Tax<sub>ges</sub> keine signifikanten Unterschiede zwischen Eb1 und Eb2 nachgewiesen werden konnten. Graphisch verdeutlicht wird dieses Ergebnis durch die Abbildungen 5 und 6, in denen für beide Probestellen und Testgrößen die Mediane und 95%-Konfidenzintervalle aufgetragen wurden.



**Abb. 5 und Abb. 6:** Vergleich der Probestellen Eb1 mit Eb2 (Eltingmühlenbach) bezüglich der Gesamtindividuen- und Gesamtartenzahlen

Auch die Anwendung des Indexes nach Guhl kommt mit einem K-Wert von über 0,7 zu dem Ergebnis, dass die Ähnlichkeit zwischen den beiden Probestellen eindeutig ist.

Demgemäß konnten aufgrund aller Testgrößen keine wesentliche Unterschiede in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos des Eltingmühlenbaches an zwei strukturell ähnlichen Gewässerabschnitten, die verschieden intensiv als Kanuwandergewässer genutzt werden, festgestellt werden.

## b. Ems

Die Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna der Ems wurde anhand von Benthosaufsammlungen im Umfeld einer Ein- und Aussatzstelle (E3: Kurz unterhalb der Werseeinmündung) sowie an zwei Sohlrampen (E1: Kurz unterhalb von Telgte, E2: An der Überbrückung des Fahrradweges von Handorf nach Westbevern) dokumentiert.



Foto 19: Ems an der Probestelle E1



Foto 20 : Ems an der Probestelle E2

## **Taxainventar**

In den Tabellen 15 und 16 sind die an den drei Probestellen in 1998 nach allgemeinen Benthosaufsammlungen (Kick-sampling) festgestellten Taxa des Makrozoobenthos aufgelistet worden.

Die Sohlrampe an E1 ist mit 41 Taxa etwas artenreicher besiedelt als die gewässerabwärts liegende Sohlrampe an E2 mit 32 Benthostaxa. 19 Taxa besiedeln die Ems an beiden Probenstellen. Mit insgesamt elf Taxa stellen die Dipteren die taxareichste Tierordnung an den Sohlrampen dar. Ephemeropteren und Trichopteren wurden mit jeweils neun Taxa nachgewiesen.

Unter Berücksichtigung des Probenahmeumfanges und der Tiefe der taxonomischen Determination ist die Taxadiversität des Benthos an den Sohlrampen der Ems als durchschnittlich hoch einzustufen. Der etwas niedrigere Taxareichtum an E2 hängt möglicherweise damit zusammen, dass im Rahmen der Umsetzung des Ems-Auenschutzkonzeptes (Planungsabschnitt 8) die beprobte Sohlrampe nur wenige Monate zuvor neu angelegt wurde (STUA MÜNSTER 1999).

**Tab. 15:** Gesamttaxaliste der Probestellen E1 und E2 der Ems vom 20.7.98

<b>Amphipoda</b>	<b>Ephemeroptera</b>	<i>Hydraena rufipes</i>	<i>Simulium ornatum</i>
Gammaridae	Baetidae	Gyrinidae	<i>Simulium spec.</i>
<i>Gammarus pulex</i>	<i>Baetis fuscatus</i>	<i>Orectochilus villosus</i>	<i>Wilhelmia spec.</i>
<i>Gammarus roeseli</i>	<i>Baetis vernus</i>		Psychodidae
	<i>Baetis rhodani</i>	<b>Gastropoda</b>	<i>Psychoda spec.</i>
<b>Turbellaria</b>	<i>Centropilum luteolum</i>	Sphaeriidae	Empididae
Planariidae	Ephemerellidae	<i>Pisidium amnicum</i>	<i>Antocha spec.</i>
<i>Dugesia tigrina</i>	<i>Ephemerella ignita</i>	<i>Sphaerium corneum</i>	<b>Odonata</b>
	Caenidae	Lymnaeidae	Calopterygidae
<b>Trichoptera</b>	<i>Caenis beskidensis</i>	<i>Bithynia tentaculata</i>	<i>Calopteryx splendens</i>
Hydropsychidae	<i>Caenis luctuosa</i>	Planorbidae	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	Heptageniidae	<i>Gyraulus albus</i>	<b>Oligochaeta</b>
<i>Hydropsyche siltalai</i>	<i>Heptagenia flava</i>		Tubificidae
Rhyacophilidae	Siphonuridae	<b>Diptera</b>	<i>Tubifex spec.</i>
<i>Rhyacophila nubila</i>	<i>Siphonurus spec.</i>	Athericidae	Lumbricidae
Polycentropodidae		<i>Atherix ibis</i>	<i>Eiseniella tetraedra</i>
<i>Polycentrop. flavomaculatus</i>	<b>Coleoptera</b>	<i>Athripsodes spec.</i>	<i>Mikrooligochaeta n.d.</i>
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	Elmidae	Chironomidae	
Psychomyidae	<i>Elmis maugetii</i>	Orthoclaadiinae n.d.	<b>Hydracarina</b>
<i>Lype phaeopa</i>	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	Tanypodinae n.d.	<i>Hydrachnellae n.d.</i>
<i>Psychomyia pusilla</i>	<i>Riolus cupreus</i>	<i>Tanytarsus spec.</i>	
Leptoceridae	<i>Limnius spec.</i>	Chironomini n.d.	<b>Nemertini</b>
<i>Oecetis testacea</i>	Hydraenidae	Simuliidae	<i>Prostoma graecense</i>
Hydroptilidae	<i>Hydraena gracilis</i>	<i>Eusimulium aureum</i>	
<i>Hydroptila spec.</i>			

Die Tabelle 16 listet die 40 an der Probestellen E5 (Überbrückung der K 45) per Kick-sampling festgestellten Taxa auf. Hier erwiesen sich die Diptera und Trichoptera mit zehn bzw. neun Taxa als die Taxareichsten taxonomischen Gruppen. Angesichts der überwiegend sandigen Gewässersohle ist die Taxadiversität vergleichsweise hoch.

An den drei Probestellen der Ems sind insgesamt fünf Benthostaxa nachgewiesen worden, welche in ihrem Bestand landes- bzw. bundesweit gefährdet sind: *Gomphus vulgatissimus* (RL2), *Calopteryx splendens* (RL3) (beide Odonata), *Oecetis testacea* (RL3) (Trichoptera), *Heptagenia flava* (RL3) (Ephemeroptera), *Riolus cupreus* (RL3) (Coleoptera). An E3 wurden von diesen Taxa nur *Gomphus vulgatissimus* angetroffen.

An dieser Stelle soll angemerkt werden, dass die tatsächliche, sich an diesem Emsabschnitt fortpflanzende Taxanzahl benthischer Invertebraten nicht über qualitative Benthosaufsammlungen ermittelt werden kann. Anschaulich wird dies allein dadurch, nachdem man alle an E3 durchgeführten Untersuchungen (also auch die Driftfänge) in diese Betrachtung miteinschließt. So wurden in den zwei Untersuchungsjahren an zehn Untersuchungstagen in 195 Probeeinheiten insgesamt 90 Taxa für die Ems an E3 nachgewiesen. In diesen Proben wurden weitere drei in ihrem Bestand bedrohte Arten festgestellt: *Oecetis notata* (RL3), *Lepidostoma hirtum* (RL) (beide Trichoptera), und *Hydraena rufipes* (RL3) (Coleoptera).

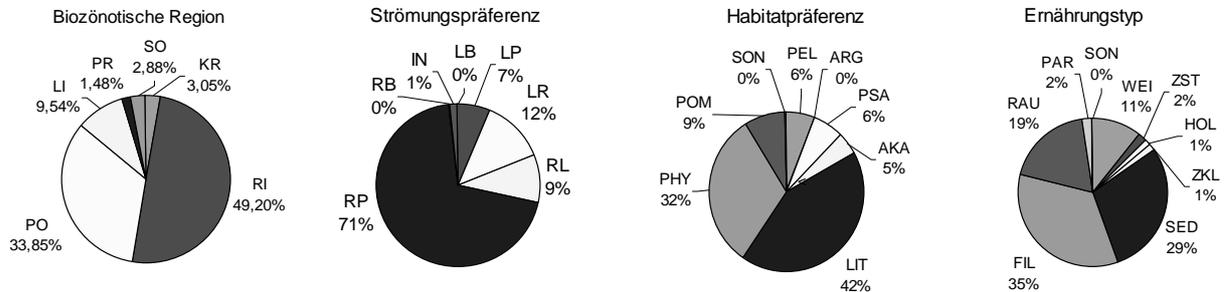
**Tab. 16:** Gesamttaxaliste der Probestelle E3 der Ems vom 25.8.98 und 25.6.99

<b>Amphipoda</b>	Leptoceridae	<b>Bivalvia</b>	<b>Odonata</b>
Gammaridae	<i>Mystacides azurea</i>	Sphaeriidae	Gomphidae
<i>Gammarus pulex</i>	<i>Oecetis spec.</i>	<i>Pisidium spec.</i>	<i>Gomphus vulgatissimus</i>
<i>Gammarus roeseli</i>			
<i>Gammarus lacustris</i>	<b>Ephemeroptera</b>	<b>Gastropoda</b>	<b>Oligochaeta</b>
	Baetidae	Planorbidae n.d.	Lumbriculidae
<b>Turbellaria</b>	<i>Baetis fuscatus</i>		<i>Lumbriculus variegatus</i>
Planariidae	<i>Baetis vernus</i>	<b>Diptera</b>	Naididae
<i>Dugesia tigrina</i>	Caenidae	Athericidae	<i>Nais spec.</i>
	<i>Caenis beskidensis</i>	<i>Atherix ibis</i>	Oligochaeta n.d.
<b>Trichoptera</b>	<i>Caenis robusta</i>	Ceratopogonidae	
Hydropsychidae	<i>Caenis luctuosa</i>	<i>Bezzia spec.</i>	<b>Ostracoda</b>
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Heptageniidae	Chironomidae	Ostracoda n.d.
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	<i>Heptagenia spec.</i>	Chironomini n.d.	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		Orthoclaadiinae n.d.	<b>Hydracarina</b>
<i>Hydropsyche spec.</i>	<b>Coleoptera</b>	Tanypodinae n.d.	Hydrachnellae n.d.
Polycentropodidae	Gyrinidae	<i>Tanytarsus spec.</i>	
<i>Polycentrop. flavomaculatus</i>	<i>Orectochilus villosus</i>	Simuliidae	<b>Nematoda</b>
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	Elmidae	<i>Simulium ornatum</i>	Nematoda n.d.
Hydroptilidae	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	<i>Simulium spec.</i>	
<i>Hydroptila spec.</i>		<i>Wilhelmia spec.</i>	
Psychomyidae		<i>Eusimulium angustipes</i>	
<i>Psychomyia pusilla</i>		Limoniidae n.d.	

**Limnologisch- ökologische Charakterisierung**

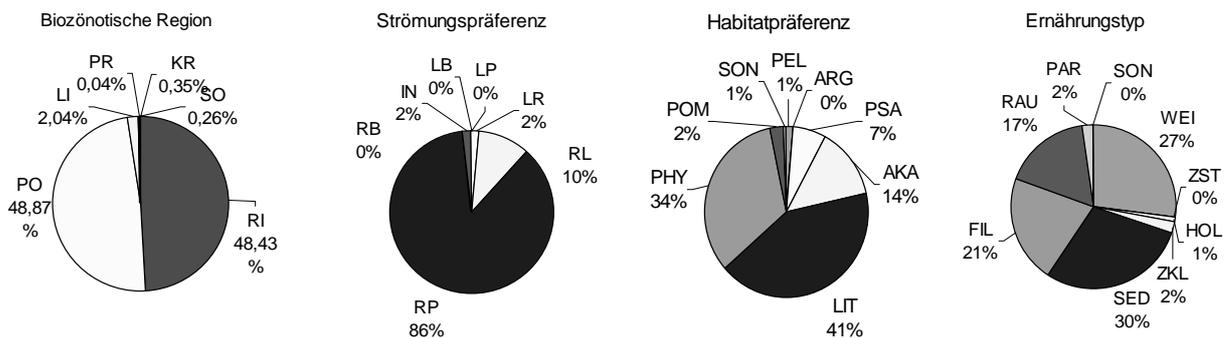
Vergleich der Probestellen E1 und E2

Die autökologischen Auswertungen für E1 und E2 sind in den Abbildungen 7 und 8 zusammengefasst dargestellt.



**Abb. 7:** Autökologische Einordnungen an der Sohlrampe an E1.

Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 78%, Strömungspräferenz: 68%, Ernährungstyp: 97%, Biozönotische Region: 64%. Erläuterungen: vgl. Abb. 3



**Abb. 8:** Autökologische Einordnungen an der Sohlrampe an E2.

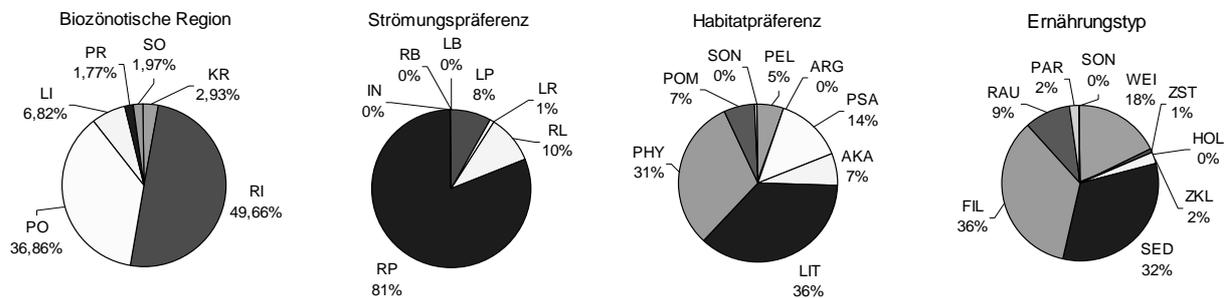
Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 77%, Strömungspräferenz: 74%, Ernährungstyp: 99%, Biozönotische Region: 89%. Erläuterungen: vgl. Abb. 3

Die Abbildungen 7 und 8 zeigen, dass sich die Strömungs- und Habitatpräferenzen sowie die längszonale Einordnung der Organismen an den beiden Sohlrampen stark ähneln. So dominieren an beiden Probestellen strömungsliebende, an Hartsubstrate gebundene Organismen, die in ihrer Gesamtheit den Übergang vom Rhithral zum Potamal indizieren. Einige Unterschiede bestehen in der Zusammensetzung der Ernährungstypen. So wurde an E2 ein deutlich höherer Anteil an Weidegängern festgestellt.

Die Ergebnisse der autökologischen Einordnungen spiegeln für beide Sohlrampen die dort wirksamen abiotischen Bedingungen deutlich wieder. An den rasch überströmten groben Steinblöcken finden lithophile und/oder rheophile Organismen besonders geeignete Lebensraumbedingungen vor. Ähnliches gilt für filternd sich ernärende Taxa (hier insbesondere Simuliiden- und Hydropsychidenlarven) des Benthos. Diese Ernährungsgilde ist an den Sohlrampen mit 21% bzw. 35% ungewöhnlich stark vertreten.

### Probestelle E3

Die autökologischen Auswertungen für E3 sind in der Abbildung 9 zusammengefasst dargestellt.



**Abb. 9:** Autökologische Einordnungen an der Probestelle E3.

Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 77%, Strömungspräferenz: 66%, Ernährungstyp: 87%, Biozönotische Region: 65%. Erläuterungen: vgl. Abb. 3

Den Kreisdiagrammen der Abbildung 9 ist zu entnehmen, dass das Benthos der Ems kurz unterhalb der Werseeinmündung von filtrierenden und sedimentfressenden Taxa geprägt wird. Dieser hohe Anteil entspricht den Voraussagen des River Continuum Concept (RCC) von VANNOTE ET AL. (1980) für sehr breite Fließgewässer mit einem relativ geringen allochthonen Stoffeintrag aus der Ufervegetation. Zu beachten gilt jedoch, dass ein direkter Vergleich mit dem RCC nicht möglich ist, da überwiegend in der Gewässermitte und nicht in Ufernähe beprobt wurde. Obgleich die Ems an dieser Probestelle mit Ausnahme der ufernahen Zonen eine überwiegend sandige Sohle besitzt (bzw. eine mächtig übersandete Steinschüttung) dominieren lithophile Taxa (33%) gegenüber psammophilen Taxa (18%) zahlenmäßig. Dies ist dadurch zu erklären, dass die Besiedlungsdichten an Hartsubstraten, wie z.B. Totholzablagerungen wesentlich höher sind als auf sandigen Untergrund. Bezüglich der Längszonierung indiziert die Faunenzusammensetzung eine Einordnung dieses Emsabschnittes in die Zone des Hyporhithrals (Äschenregion). Dies entspricht jedoch nicht der fischereibiologischen Einstufung des Fischartenkatasters der LÖBF (LÖLF 1991). Hier wird dieser Emsabschnitt in die Zone des Epipotamals (Barbenregion) eingestuft. In diesem Zusammenhang gilt zu beachten, dass sich eine naturnahe Zonierung der Ems durch den massiven Gewässerausbau und Aufstauungen verschoben hat.

### c. Werse

Die Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna der Werse wurde anhand von Benthosaufsammlungen in der Nähe der Brücke Gallitzinstraße (Münster-Angelmodde, W1), per Bodengreifer von einem Boot aus unmittelbar oberhalb der Pleistermühle (W2) sowie an W3 in Höhe der Wallburg Haskenau ermittelt.

### Taxainventar

In den Tabellen 17 und 19 sind die an den oben genannten Probestellen in 1998 nachgewiesenen Taxa des Makrozoobenthos aufgelistet.

Der Tabelle 17 ist zu entnehmen, dass von den insgesamt 40 an W1 festgestellten Taxa die Trichopteren und Dipteren mit zehn bzw. neun Taxa klar die taxareichsten Gruppen darstellen. Die Taxadiversität des sandigen Fließgewässers wird für diese Probestelle als recht hoch eingestuft. Verantwortlich hierfür ist zum einen die relativ hohe Substratdiversität der Gewässersohle, welche neben sandigen Abschnitten auch durch zahlreiche Totholzablagerungen, einzelne lockere Steinschüttungen und Bestände submerser Vegetation gekennzeichnet

ist. Zum anderen wurde diese Probestelle bewusst oberhalb des Aufstauscheitelpunktes an der Pleistermühle ausgewählt.

**Tab. 17:** Gesamttaxaliste der Probestelle W1 der Werse vom 28.9.98

<b>Crustacea</b>	Hydropsychidae	<b>Coleoptera</b>	<i>Chironomus obtusidens-Gr.</i>
Asellidae	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Halipliidae	<i>Chironomus thummi-Gr.</i>
<i>Asellus aquaticus</i>	Leptoceridae	<i>Halipilus spec.</i>	Orthocladiinae n.d.
Gammaridae	<i>Athripsodes cinereus</i>	Elmidae	Tanypodinae n.d.
<i>Gammarus pulex</i>	<i>Athripsodes spec.</i>	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	<i>Tanytarsus spec.</i>
<i>Gammarus roeseli</i>	<i>Mystacides azurea</i>	Dytiscidae	Simuliidae
	<i>Mystacides nigra</i>	<i>Platambus maculatus</i>	<i>Simulium ornatum</i>
<b>Hirudinea</b>	<i>Leptoceridae n.d.</i>		Tabanidae n.d.
Ichthyobdellidae	Mollannidae	<b>Gastropoda</b>	
<i>Piscicola geometra</i>	<i>Molanna angustata</i>	Lymnaeidae	<b>Odonata</b>
Glossiphoniidae		<i>Galba truncatula</i>	Gomphidae
<i>Theromyzon spec.</i>	<b>Ephemeroptera</b>	<i>Stagnicola palustris</i>	<i>Gomphus vulgatissimus</i>
	Baetidae		
<b>Heteroptera</b>	<i>Baetis fuscatus</i>	<b>Bivalvia</b>	<b>Hydracarina</b>
Corixidae	<i>Centroptilum luteolum</i>	Sphaeriidae	Hydrachnellae n.d.
<i>Micronecta spec.</i>	<i>Proclaeon bifidum</i>	<i>Pisidium spec.</i>	
	Caenidae		<b>Oligochaeta</b>
<b>Trichoptera</b>	<i>Caenis horaria</i>	<b>Diptera</b>	Tubificidae
Polycentropodidae	<i>Caenis luctuosa</i>	Ceratopogonidae	<i>Tubifex spec.</i>
<i>Polycentrop. flavomaculatus</i>	Ephemeridae	<i>Bezzia spec.</i>	<i>Limnodrilus spec.</i>
<i>Cyrnus flavidus</i>	<i>Ephemera vulgata</i>	Chironomidae	Naididae
<i>Cyrnus trimaculatus</i>		Chironomini n.d.	<i>Nais spec.</i>

Kurz oberhalb der Pleistermühle (W2) wurden in der Gewässermittle in 10 Bodengreiferproben insgesamt 12 Benthostaxa in der Werse festgestellt (vgl. Tab. 18). Auf die Abundanzen bezogen stellen Chironomidenlarven etwa 60% aller gesammelten Organismen. Die Fauna der an W2 aufgestauten Werse kann als stark an Arten verarmt und für Fließgewässer völlig untypisch bezeichnet werden. Neben der Aufstauung ist das uniform sandige Substratgefüge der 3 m tiefen Werse hierfür verantwortlich.

**Tab. 18:** Gesamttaxaliste der Probestelle W2 der Werse vom 28.9.98

<b>Trichoptera</b>	<b>Bivalvia</b>	Chironomidae	<b>Oligochaeta</b>
Limnephilidae	Sphaeriidae	Chironomini n.d.	Tubificidae
Limnephilidae n.d.	<i>Pisidium spec.</i>	<i>Chironomus plumosus-Gr.</i>	<i>Limnodrilus spec.</i>
	Unionidae	<i>Chironomus thummi-Gr.</i>	Lumbriculidae
<b>Ephemeroptera</b>	Anodonta anatina	<i>Tanytarsus spec.</i>	<i>Stylodrilus heringianus</i>
Caenidae			
<i>Caenis luctuosa</i>	<b>Diptera</b>	<b>Hydracarina</b>	
	Ceratopogonidae	Hydrachnellae n.d.	
	<i>Bezzia spec.</i>		

In der Tabelle 19 sind die im Rahmen der Benthosaufsammlungen vom 12.7.99 an W3 festgestellten Benthostaxa aufgelistet. Wie der Tabelle zu entnehmen ist, sind an W3 die Dipteren mit elf Taxa die mit Abstand taxareichste taxonomische Gruppe. Mit insgesamt 32 nachgewiesenen Taxa ist diese Probestelle weniger artenreich als an W1. Als Ursachen hierfür sind die geringere Substratdiversität und v.a. das weitgehende Fehlen von submerser Vegetation anzuführen.

**Tab. 19:** Gesamttaxaliste der Probestelle W3 der Werse vom 12.7.99

<b>Amphipoda</b>	<b>Ephemeroptera</b>	<b>Bivalvia</b>	Limoniidae
Gammaridae	Baetidae	Spaeriidae	<i>Antocha spec.</i>
<i>Gammarus roeseli</i>	<i>Baetis fuscatus</i>	<i>Pisidium amnicum</i>	<i>Dicranota spec.</i>
<i>Gammarus lacustris</i>	<i>Baetis scambus</i>	<i>Pisidium spec.</i>	Ceratopogonidae
	<i>Baetis vernus</i>	<i>Sphaerium corneum</i>	<i>Bezzia spec.</i>
<b>Isopoda</b>	<i>Baetis spec.</i>		
Assellidae		<b>Diptera</b>	<b>Odonata</b>
<i>Asellus aquaticus</i>	<b>Coleoptera</b>	Athericidae	Calopterygidae
	Elmidae	<i>Atherix ibis</i>	<i>Calopteryx spec.</i>
<b>Trichoptera</b>	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	Chironomidae	
Hydropsychidae		Chironomini n.d.	<b>Oligochaeta</b>
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	<b>Gastropoda</b>	Orthoclaadiinae n.d.	Naididae
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	Ancylidae	Tanypodinae n.d.	<i>Nais spec.</i>
<i>Hydropsyche spec.</i>	<i>Ancylus fluviatilis</i>	Tanytarsini n.d.	Tubificidae
Hydroptilidae	Lymnaeidae	Prodiamesidae n.d.	<i>Limnodrilus spec.</i>
<i>Hydroptila spec.</i>	<i>Galba truncatula</i>	Simuliidae	
Polycentropodidae	Valvatidae	Simulium spec.	<b>Hydracarina</b>
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	<i>Valvata piscinalis</i>	<i>Wilhelmia spec.</i>	Hydrachnellae n.d.
	Hygrobiiidae		
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		

Mit der an W1 gefundenen Gewöhnlichen Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) sowie den an W3 nachgewiesenen Taxa *Ancylus fluviatilis* (RL3) (Gastropoda) und *Calopteryx spec.* (RL3) (Odonata) wurden in der Werse drei in ihrem Bestand gefährdete Invertebraten nachgewiesen.

Unter Einbeziehung der an W3 durchgeführten Driftuntersuchungen ergibt sich für die an fünf Untersuchungsterminen gewonnenen 102 Probeeinheiten eine Gesamttaxanzahl von 66. Unter diesen wurden zwei weitere in ihrem Bestand gefährdete Taxa nachgewiesen: *Oecetis notata* (RL3) (Trichoptera) und *Heptagenia flava* (RL3) (Ephemeroptera).

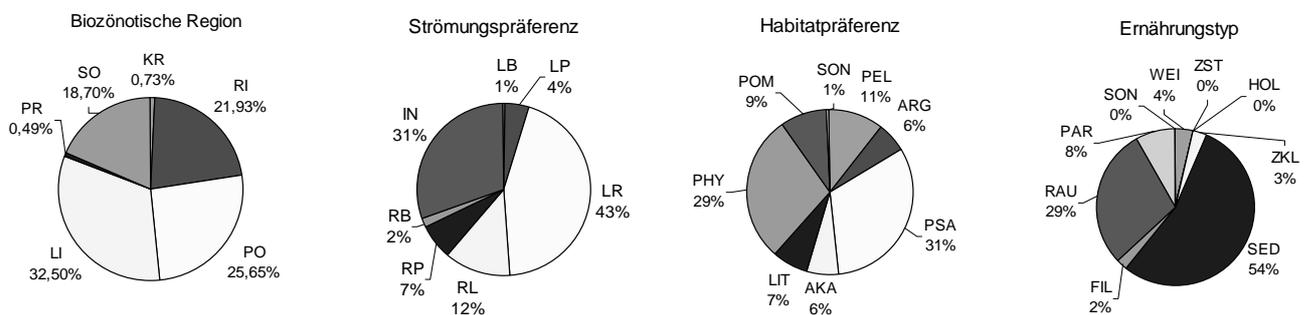
### **Limnologisch- ökologische Charakterisierung**

Die autökologischen Auswertungen für W1, W2 und W3 sind in den Abbildungen 10 und 12 zusammengefasst dargestellt werden.

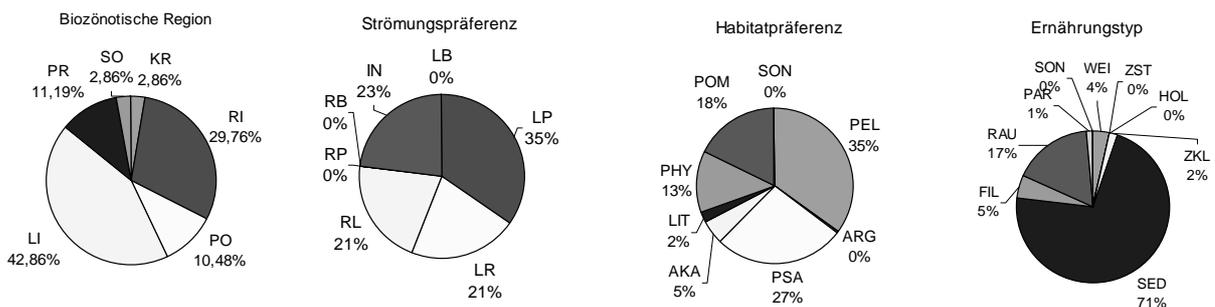
Vergleich der Probestellen W1, W2 und W3

Aufgrund stark unterschiedlicher abiotischer Bedingungen (Strömung!) an den drei Probestellen ergeben die ökologischen Auswertungen z.T. sehr unterschiedliche Resultate. Während an der aufgestauten Werse (W2) annähernd zweidrittel aller Organismen schlammige bis sandige Sedimente präferieren, treten insbesondere an W1 viel stärker phytophile Taxa in den Vordergrund. Da an W3 Hartsubstrate in Form von Totholz und

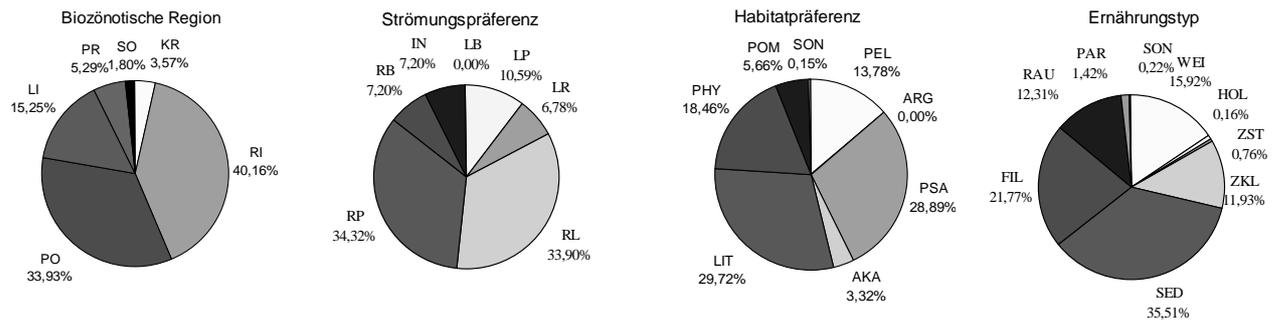
Mergelplatten in größerem Umfang der Gewässersohle aufliegen, ist hier der Anteil lithophiler Organismen mit 30% Abundanzanteil entscheidend höher als an W1 und W2. In dem aufgestauten Gewässer an W2 ist der Anteil limnophiler Taxa mit 56% extrem hoch und für ein Fließgewässer völlig untypisch. Während auch an W1 unmittelbar oberhalb des Aufstauscheitelpunktes der Welse limnophile Taxa mit 48% Abundanzanteil immer noch dominieren, sinkt deren Anteil an dem rasch fließenden Abschnitt an W3 auf 18%. Bezüglich der Ernährungsweise fällt insbesondere auf, dass mit zunehmender Fließgeschwindigkeit an den Probestellen der Anteil an Sedimentfressern deutlich abnimmt (W2 S = 71%, W1 = 54%, W3 = 36%). Auch auf die biozönotische Zonierung bezogen ist die Gewässerfauna der aufgestauten Welse (W2) mehr für stehende als für fließende Gewässer charakteristisch. Auch an W1 liegt der Abundanzanteil von für Fließgewässer typischen Taxa lediglich bei 49%. Dagegen bevorzugen an W3 78% aller gefundenen Invertebraten fließende Gewässer.



**Abb. 10:** Autökologische Einordnungen an der Probestelle W1  
 Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 71%, Strömungspräferenz: 63%, Ernährungstyp: 87%,  
 Biozönotische Region: 63%, Erläuterungen: vgl. Abb. 3



**Abb. 11:** Autökologische Einordnungen an der Probestelle W2  
 Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 97%, Strömungspräferenz: 76%, Ernährungstyp: 82%,  
 Biozönotische Region: 62%, Erläuterungen: vgl. Abb. 3



**Abb. 12:** Autökologische Einordnungen an der Probestelle W3

Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 75%, Strömungspräferenz: 55%, Ernährungstyp: 73%, Biozönotische Region: 56%, Erläuterungen: vgl. Abb. 3

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass durch den Aufstau der Werse deren Benthosfauna in ihrer Zusammensetzung völlig verändert wurde und dass auch noch kurz oberhalb des Stauscheitelpunktes anhand der Zusammensetzung der bodengebundenen Fauna dieser Eingriff in die Durchgängigkeit des Gewässers deutlich zu erkennen ist. Dagegen dominieren an einem besonders rasch fließenden Abschnitt des Werseunterlaufes rheophile Taxa.

#### d. Lippe

Die Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna der Lippe wurde anhand von Benthosaufsammlungen in der Umgebung einer städtischen Kanueinsatzstelle unmittelbar unterhalb von Lippstadt (L1) von einem Boot aus beprobt (s.a. Kapitel 4.3.2).

#### Taxainventar

In der Tabelle 20 sind die an den L1 im Zuge einer allgemeinen Benthosbeprobung festgestellten Taxa des Makrozoobenthos aufgeführt.

Insgesamt konnten an der Probestelle L1 mindestens 40 Benthostaxa festgestellt werden. Unter Berücksichtigung der Beprobungsintensität ist die Lippe hier vergleichsweise artenreich besiedelt. In diesem Zusammenhang wirken sich die vergleichsweise hohe Substrat- und Strömungsdiversität des Tieflandflusses günstig aus. Neben Sandgrund gib es auch viele kiesig- bis stellenweise steinige Sohlenabschitte und an dem Abfall zu einer Tiefrinne hin breiten sich im Sommer große Bestände submerser Vegetation (v.a. schmalblättrige Laichkräuter) aus.

Die taxareichsten Tiergruppen sind die Diptera und Trichoptera mit neun bzw. acht Taxa. Auffällig ist weiterhin, dass auch die bis zu 2,8 m tiefe Gewässersohle sehr dicht von Makroinvertebraten besiedelt wird. Hervorzuheben ist schließlich, dass der Amphipode *Echinogammarus berilloni*, ein aus dem westlichen Mittelmeergebiet (vgl. SCHELLENBERG (1942) und WAGLER (1956)) eingewandertes Faunenelement nicht nur den einheimischen Flohkrebs *Gammarus roeseli* in der Lippe beinahe vollständig verdrängt hat, sondern in den Proben 76% aller gesammelten Organismen ausmachte!

Mit der Flusskahnschnecke (*Theodoxus fluviatilis*, RL 1) und der Köcherfliege *Athripsodes albifrons* (RL4) waren in der Lippe zwei in ihrem Bestand landesweit gefährdete Tierarten in den Proben enthalten. Hervorzuheben ist das Vorkommen von *Theodoxus fluviatilis*, einer Süßwasserschnecke, die in NRW beinahe nur noch in der oberen Lippe anzutreffen ist.

Unter Einbeziehung aller an L1 genommenen Proben ergibt sich für die an vier Untersuchungstagen gesammelten 96 Probeinheiten insgesamt eine Taxaanzahl von 73. Mit *Ancylus fluviatilis* (RL3) (Gastropoda) und *Ithytrichia lamellaris* (RL1) (Trichoptera) wurden weitere zwei in ihrem Bestand gefährdete bzw. vom

Aussterben bedrohte Arten vorgefunden. Von *I. lamellaris* ist in den zurückliegenden 60 Jahren nur der Fund eines Einzelexemplars in der Senne bekannt (ROBERT UND WICHARD 1994). Da an L1 gleich zwei vom Aussterben bedrohte Tierarten in jeweils größeren Populationen bodenständig sind, ist dieser Lippeabschnitt aus Sicht des Artenschutzes als sehr wertvoll einzustufen.

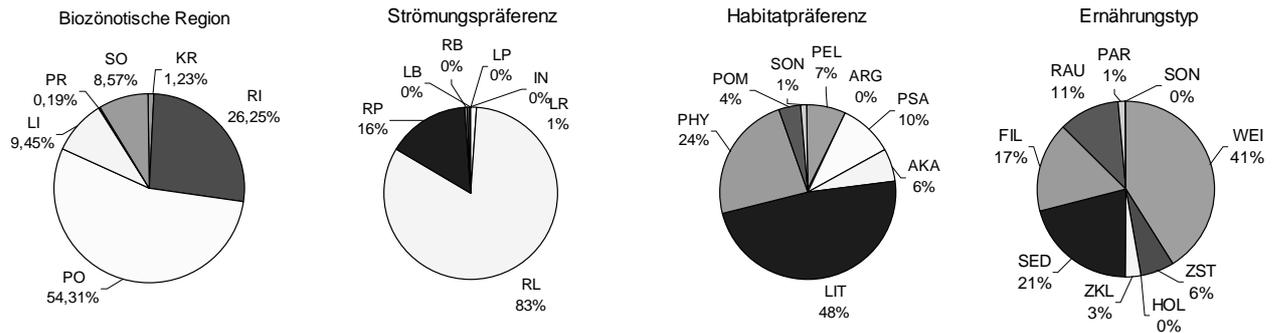
**Tab. 20:** Gesamttaxaliste der Probestelle L1 der Lippe vom 1.9.98

<b>Crustacea</b>	Rhyacophilidae	<b>Coleoptera</b>	<b>Diptera</b>
Asellidae	<i>Rhyacophila nubila</i>	Elmidae	Chironomidae
<i>Asellus aquaticus</i>	Hydropsychidae	<i>Limnius volckmari</i>	Chironomini n.d.
Gammaridae	<i>Hydropsyche spec.</i>	<i>Elmis spec.</i>	Orthoclaadiinae n.d.
<i>Echinogammarus berilloni</i>	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	<i>Elmis aenea</i>	Tanypodinae n.d.
	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	<i>Elmis maugetii</i>	<i>Tanytarsus spec.</i>
<b>Turbellaria</b>	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	Gyrinidae	Simuliidae
Planariidae	Leptoceridae	<i>Orectochilus villosus</i>	<i>Simulium ornatum</i>
<i>Dugesia gonocephala</i>	<i>Athripsodes albifrons</i>		<i>Wilhelmia spec.</i>
<i>Dugesia tigrina</i>	Glossosomatidae	<b>Bivalvia</b>	Empididae n.d.
	<i>Agapetus fuscipes</i>	Sphaeriidae	Tipulidae n.d.
<b>Hirudinea</b>		<i>Pisidium spec.</i>	Limoniidae n.d.
Erpobdellidae	<b>Ephemeroptera</b>	<i>Pisidium amnicum</i>	
<i>Erpobdella octoculata</i>	Baetidae	<i>Sphaerium corneum</i>	<b>Hydracarina</b>
Glossiphoniidae	<i>Baetis spec.</i>		Hydrachnellae n.d.
<i>Glossiphonia complanata</i>	<i>Baetis fuscatus</i>	<b>Gastropoda</b>	
Ichthyobdellidae	<i>Baetis rhodani</i>	Ancylidae	<b>Oligochaeta</b>
<i>Piscicola geometra</i>	<i>Baetis vernus</i>	<i>Ancylus fluviatilis</i>	Lumbricidae
	Heptageniidae	Neritidae	<i>Eiseniella tetraedra</i>
<b>Trichoptera</b>	<i>Heptagenia spec.</i>	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	Lumbriculidae
Hydroptilidae	Ephemerellidae		<i>Stylodrilus heringianus</i>
<i>Hydroptila spec.</i>	<i>Ephemerella ignita</i>		

### **Limnologisch- ökologische Charakterisierung**

Die autökologischen Auswertungen für die 10 Proben an L1 sind in der Abbildung 13 zusammengefasst dargestellt.

Da die Autökologie des an L1 mit großem Abstand häufigsten Taxons *Echinogammarus berilloni* nicht hinreichend bekannt sind, konnte für die Habitatpräferenzen und Ernährungstypen nur ein sehr geringer Anteil in den autökologischen Berechnungen berücksichtigt werden. Bezüglich der Fließgewässerlängszonierung dominieren mit über 50% Abundanzanteil potamaler Taxa in der Lippe. Mit 83% Abundanzanteil wird der Lippeabschnitt ganz überwiegend von rheo-limnophilen Invertebraten besiedelt. Dies spiegelt die vergleichsweise geringen Fließgeschwindigkeiten in der durch submerse Vegetation von dem Stromstrich abgeschirmten Uferzone und die vermutlich ebenfalls reduzierten Fließgeschwindigkeiten in über 2 m Wassertiefe wieder.



**Abb. 13:** Autökologische Einordnungen an der Probestelle L1  
 Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 18%, Strömungspräferenz: 94%, Ernährungstyp: 22%,  
 Biozönologische Region: 93%, Erläuterungen: vgl. Abb. 3

### e. Ruhr

Die Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna der Ruhr wurde im ersten Untersuchungsjahr anhand von Benthosaufsammlungen im Bereich einer flach überströmten Laufverzweigung der Ruhr (R2) in der Nähe der Kläranlage Neheim-Bachum beurteilt. Im August 1999 wurde schließlich die Benthosfauna an R1 im Bereich der Wildwasseranlage des SKC Neheim-Hüsten qualitativ erfasst.

### Taxainventar

In der Tabelle 21 sind die an R2 die per Kick-sampling festgestellten Taxa des Makrozoobenthos aufgeführt.

Von den am 8.7.98 nachgewiesenen 43 Benthostaxa sind die Ephemeropteren mit zehn Taxa und die Dipteren und Trichopteren mit jeweils acht Taxa die taxareichsten Tierordnungen. Die Taxadiversität ist für rasch strömende Mittelgebirgsflüsse charakteristisch. Besonders auffallend sind die ungewöhnlich hohen Besiedlungsdichten des Benthos. Obwohl die Beprobungsdauer der zehn Kick-sampling Proben auf eine minimale Beprobungsdauer von jeweils 3-5 sec begrenzt wurde, waren insgesamt über 4000 Tiere in den Proben enthalten!

An R2 wurden insgesamt sechs, zumindest potenziell in ihrem Bestand gefährdete Invertebraten nachgewiesen: *Anomalopterygella chauviniana* (RL4), *Glossosoma boltoni* (RL4), *Athripsodes albifrons* (RL4) (jeweils Trichoptera), *Caenis rivulorum* (RL3) (Ephemeroptera), *Leuctra geniculata* (RL3) (Plecoptera) und *Noemacheilus barbatulus* (RL3) (Pisces).

**Tab. 21:** Gesamttaxaliste der Probestelle R2 der Ruhr vom 8.7.98

<b>Crustacea</b>	Rhyacophilidae	<b>Plecoptera</b>	Tanypodinae n.d.
Gammaridae	<i>Rhyacophila nubila</i>	Leuctridae	<i>Tanytarsus spec.</i>
<i>Echinogammarus berilloni</i>	Serisostomatidae	<i>Leuctra albida</i>	Simuliidae
	<i>Sericosstoma personatum</i>	<i>Leuctra geniculata</i>	<i>Simulium ornatum</i>
<b>Turbellaria</b>	Glossosomatidae		<i>Simulium reptans</i>
Planariidae	<i>Glossosoma boltoni</i>	<b>Coleoptera</b>	
<i>Dugesia gonocephala</i>		Elmidae	<b>Hydracarina</b>
	<b>Ephemeroptera</b>	<i>Limnius spec.</i>	Hydrachnellae n.d.
<b>Hirudinea</b>	Baetidae	<i>Elmis spec.</i>	
Glossosomatidae	<i>Baetis fuscatus</i>	<i>Elmis maugetii</i>	<b>Oligochaeta</b>
<i>Haemaphys sanguisuga</i>	<i>Baetis lutheri</i>	<i>Esolus angustatus</i>	Lumbricidae
	<i>Baetis rhodani</i>	Hydraenidae	<i>Eiseniella tetraedra</i>
<b>Trichoptera</b>	<i>Baetis scambus</i>	<i>Hydraena gracilis</i>	Lumbriculidae
Limnephilidae	<i>Baetis vernus</i>		<i>Stygodrilus heringianus</i>
<i>Anomalopterygella chauvinia.</i>	Caenidae	<b>Gastropoda</b>	Tubificidae
Leptoceridae	<i>Caenis luctuosa</i>	Ancylidae	<i>Limnodrilus spec.</i>
<i>Athripsodes albifrons</i>	<i>Caenis rivulorum</i>	<i>Ancylus fluviatilis</i>	<i>Tubifex spec.</i>
Hydropsychidae	Heptageniidae		
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	<i>Ecdyonurus torrentis</i>	<b>Diptera</b>	<b>Nematoda</b>
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	<i>Ecdyonurus venosus</i>	Empidiidae n.d.	Nematoda n.d.
<i>Hydropsyche siltalai</i>	Ephemerellidae	Ceratopogonidae	
<i>Hydropsyche spec.</i>	<i>Ephemerella ignita</i>	<i>Bezzia spec.</i>	<b>Pisces</b>
		Chironomidae	Cobitidae
		Chironomini n.d.	<i>Noemacheilus barbatulus</i>
		Orthoclaadiinae n.d.	

In der Tabelle 22 sind alle an R1 in den zehn Kick-Sampling-Proben nachgewiesenen Invertebraten aufgelistet.

Mit insgesamt 31 nachgewiesenen Taxa ist die Ruhr etwas artenärmer als an R2 besiedelt. Mit der Steinfliege *Leuctra geniculata* (RL3) ist eine in ihrem Bestand gefährdete Steinfliegenart in den Proben enthalten gewesen. Unter Berücksichtigung der ebenfalls am 3.8.99 an R1 durchgeführten Driftuntersuchungen erhöht sich die Anzahl der in den insgesamt 40 Probeinheiten enthaltenen Benthostaxa auf 46.

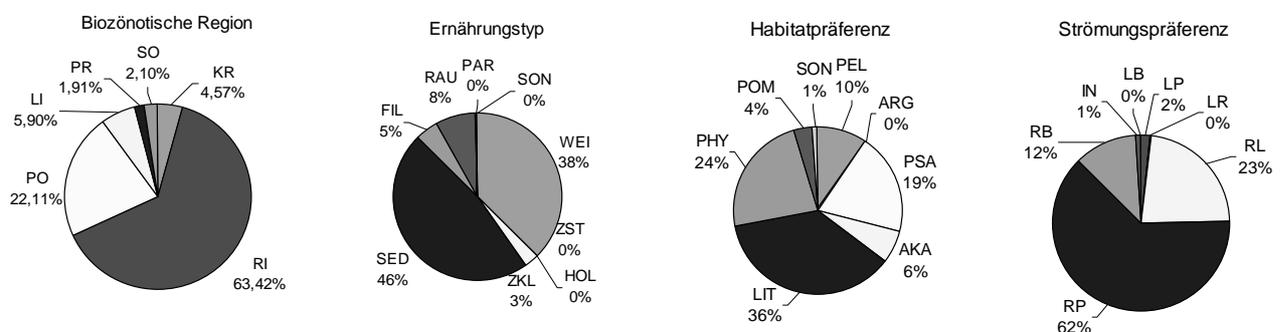
**Tab. 22:** Gesamttaxaliste der Probestelle R1 der Ruhr vom 3.8.99

<b>Amphipoda</b>	Baetidae	Leuctridae	Tanypodinae n.d.
Gammaridae	<i>Baetis vernus</i>	<i>Leuctra albida</i>	Tanytarsini n.d.
<i>Gammarus fossarum</i>	<i>Baetis spec.</i>	<i>Leuctra fusca</i>	Simuliidae
	Heptageniidae	<i>Leuctra geniculata</i>	<i>Eusimulium aureum-Gruppe</i>
<b>Trichoptera</b>	<i>Ecdyonurus venosus</i>		<i>Simulium ornatum</i>
Hydropsychidae	Ephemerellidae	<b>Diptera</b>	Psychodidae n.d.
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	<i>Ephemerella ignita</i>	Athericidae	
<i>Hydropsyche siltalai</i>		<i>Atherix ibis</i>	<b>Oligochaeta</b>
Polycentropodidae	<b>Coleoptera</b>	Limoniidae	Lumbriculidae
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	Elmidae	<i>Dicranota spec.</i>	<i>Stylodrilus heringianus</i>
Rhyacophilidae	<i>Elmis maugetii</i>	Limoniidae n.d.	
<i>Rhyacophila nubila</i>	Hydraenidae	Ceratopogonidae	<b>Hydracarina</b>
Glossosomatidae	<i>Hydraena gracilis</i>	<i>Bezzia spec.</i>	Hydrachnellae n.d.
<i>Agapetus spec.</i>		Empididae n.d.	
	<b>Plecoptera</b>	Chironomidae	<b>Hydrozoa</b>
<b>Ephemeroptera</b>	Perlodidae	Chironomini n.d.	Hydridae
Caenidae	<i>Isoperla spp.</i>	Orthocladinae n.d.	<i>Hydra spec.</i>
<i>Caenis beskidensis</i>			

### Limnologisch- ökologische Charakterisierung

Die autökologischen Auswertungen für die Probestelle R2 sind in der Abbildung 14 dargestellt.

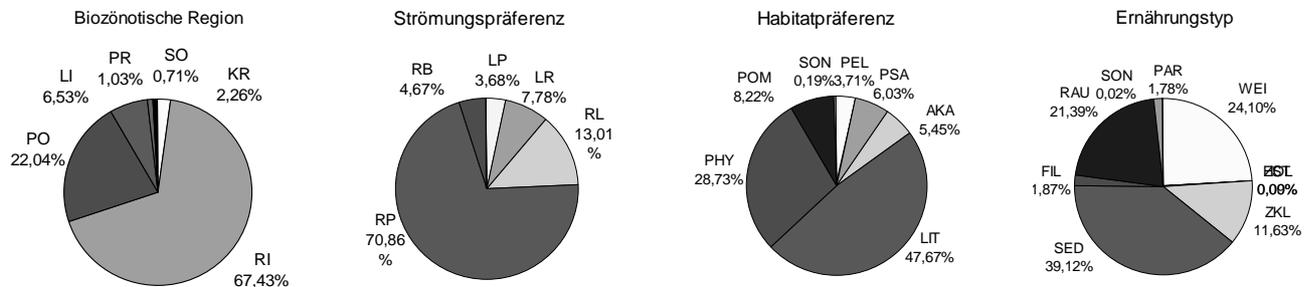
Da die Ruhr an R2 zwar sehr breit ist, aber über steinig-kiesigen Grund nur flach überströmt wird (häufiger Grundkontakt bei der Befahrung mit Kanus), besitzen etwa zweidrittel aller Organismen einen Verbreitungsschwerpunkt im Rhithral und etwa dreiviertel aller Taxa sind rheobiont oder rheophil. Entsprechend der Substratbeschaffenheit (kiesig-steinige Sohle mit Fontinalis-Bewuchs) dominieren lithophile und phytophile Benthostaxa. Der hohe Anteil an Sedimentfressern wird v.a. durch die sehr häufige Ephemeroptere *Ephemerella ignita* und den Oligochaeten *Stylodrilus heringianus*, welche zusammen über ein Viertel aller Organismen stellen, bewirkt.



**Abb. 14:** Autökologische Einordnungen an der Probestelle R2 (Ruhr)  
 Eingestufte Anteile: Habitatpräferenz: 90%, Strömungspräferenz: 76%, Ernährungstyp: 78%,  
 Biozönotische Region: 77%, Erläuterungen: vgl. Abb. 3

Insgesamt ist die Zusammensetzung der Benthosfauna für den Gewässertypus charakteristisch und ist nicht an Arten verarmt. Ein nachhaltiger Einfluss der Kanubefahrung auf die benthische Invertebratenfauna konnte nicht nachgewiesen werden.

Die autökologischen Zuordnungen für die Benthosaufsammlungen an R1 am 3.8.99 sind in der Abbildung 15 wiedergegeben.



**Abb. 15:** Autökologische Einordnungen an der Probestelle R1 (Ruhr)

Da der Ruhrabschnitt an R1 ebenfalls durch hohe Strömungsgeschwindigkeiten und einer überwiegend steinig-kiesigen Gewässersohle gekennzeichnet ist, dominieren auch an R1 rhithrale, strömungsliebende Hartsubstratbesiedler. Einige Unterschiede ergeben sich für Zusammensetzung der Fauna nach der Ernährungstechnik. So liegt der Anteil der Zerkleinerer mit ca. 12% Abundanzanteil viermal höher als an R2. Darüber hinaus stellen Weidegänger mit 24% einen deutlich niedrigeren Anteil und der Anteil räuberischer Taxa ist mit 21% deutlich höher als an R2. Schließlich fällt auf, dass die in jüngster Vergangenheit in die Ruhr eingewanderte Flohkrebsart *Echinogammarus berilloni* an der einige Kilometer ruhraufwärts liegenden Probestelle R1, anders als an R2, nicht mehr nachgewiesen wurde. Hier besiedelt der für Mittelbergirgswässer typische Flohkrebs *Gammarus fossarum* die Ruhr.

### 5.3.3 Benthosfauna an Ein- und Aussatzstellen für Kanuten

Unterschiede in der Besiedlung der Ein- und Aussatzstellen mit den ähnlich strukturierten Vergleichsstellen wurden anhand der Prüfparameter „Gesamtindividuenzahl“ und „Gesamtartenzahl“ (zweiseitiger Wilcoxon-Vorzeichenrangtest) sowie durch die Anwendung des Ähnlichkeitsindex nach GUHL (1987) analysiert. Die Ergebnisse dieser Auswertungen sind in Tabellen zusammengefasst. Dort sind für jede Probestelle und Testgröße die Ergebnisse der  $\theta^2$ -Tests, welche den Verteilungstyp der Testgrößen angeben, aufgeführt (vgl. hierzu auch Kapitel 4.3.6).

#### a. Eltingmühlenbach

Am 25.6.98 wurde eine etwa 100 m oberhalb der Einmündung des Eltingmühlenbaches in die Glane am rechten Ufer gelegene Ein- und Aussatzstelle für Kanuten sowie ein benachbarter ähnlich strukturierter Gewässerabschnitt beprobt. Wegen der geringen Größe des Baches und der Ein- und Aussatzstelle war es nötig, die jeweils 10 Kick-sampling nicht mit einem Kicking-Netz, sondern mit einem Haushaltssieb (Maschenweite 1 mm) durchzuführen. Die Probenahmedauer pro Parallele betrug ca. 10 sec. Der Gewässergrund an den beiden beprobten Gewässerabschnitten war überwiegend sandig und wies nur sehr kleinräumig Ablagerungen von Totholz und Grobdetritus auf.



Foto 21: Ein- und Aussatzstelle am Eltingmühlenbach an Eb3

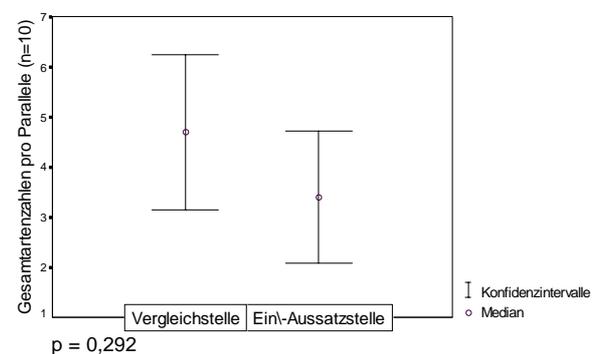
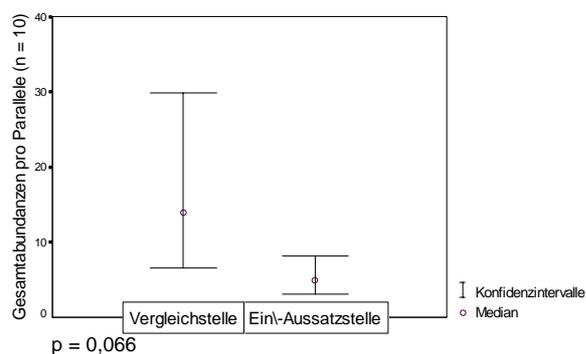
Die Anwendung des  $\theta^2$ -Testes ergab für E/A und für E/A-V eine gehäufte Verteilung der Gesamtindividuenzahlen sowie eine Zufallsverteilung der Gesamtartenzahlen. Dies bedeutet, dass die beispielsweise an Totholzansammlungen konzentrierten Besiedlungsdichten benthischer Invertebraten nicht in gleicher Intensität eine höhere taxonomische Diversität bewirken.

**Tab. 23:** Vergleich der Zusammensetzung des Benthos an einer Ein- und Aussatzstelle (E/A) mit einer ähnlich strukturierten Vergleichsstelle (E/A-V) an Eb3 (Eltingmühlenbach) am 25.6.99

	E/A		E/A-V	
$\theta^2$ -Test (n=10)	<b>Ind<sub>ges</sub>: 34,3</b> ♥ gehäufte Verteilung	<b>Tax<sub>ges</sub>: 5,4</b> ♥ Zufallsverteilung	<b>Ind<sub>ges</sub>: 144,4</b> ♥ gehäufte Verteilung	<b>Tax<sub>ges</sub>: 10,7</b> ♥ Zufallsverteilung
Verschieden stark von Kanus befahrene Gewässerabschnitte (Eb1, Eb2)	p-Wert (Wilcoxon-Test); n= 10		Ähnlichkeitsindex nach Guhl (K)	
	Gesamtindividuenzahl (A <sub>ges</sub> ) <b>p = 0,066</b>	Gesamtartenzahl (Tax <sub>ges</sub> ) <b>p = 0,292</b>	<b>K = 0,76</b>	

n = Anzahl der Parallelen

Der obenstehenden Tabelle ist weiter zu entnehmen, dass bezogen auf die Prüfparameter A<sub>ges</sub> und Tax<sub>ges</sub> keine signifikanten Unterschiede zwischen E/A und E/A-V nachgewiesen werden konnten. Der Signifikanzwert von p = 0,066 für den Vergleich der Gesamtabundanz indiziert jedoch eine Tendenz, dass der Median der Gesamtabundanz an der ungestörten Vergleichsstelle größer ist als derjenige an der Ein- und Aussatzstelle. Graphisch verdeutlicht wird dieses Ergebnis durch die Abbildungen 16 und 17, in denen für beide Probestellen und Testgrößen die Mediane und 95%-Konfidenzintervalle gegenüber aufgetragen wurden. Auch die Anwendung des Index nach Guhl kommt mit einem K-Wert von über 0,7 zu dem Ergebnis, dass die Ähnlichkeit zwischen den beiden Probestellen eindeutig ist.



**Abb. 16 u. 17:** Vergleich der Probestellen E/A mit E/A-V (Eltingmühlenbach) bezüglich der Gesamtindividuen- und Gesamtartenzahlen am 25.6.98

Demzufolge konnten für alle Testgrößen keine wesentlichen Unterschiede zwischen der Zusammensetzung des Makrozoobenthos des Eltingmühlenbaches an einer Ein- und Aussatzstelle zu derjenigen einer strukturell ähnlichen, ungestörten Vergleichsstelle dokumentiert werden. Dies bedeutet, dass keine Indizien dafür gefunden werden konnten, dass die Benthosfauna an dieser Ein- Aussatzstelle entscheidend durch ein- und aussetzende Kanus beeinträchtigt wurde.

## b. Werse

Am 28.7.98 wurde eine unterhalb der Pleistermühle gelegene Ein- und Aussatzstelle für Kanuten sowie ein benachbarter, ähnlich strukturierter Gewässerabschnitt beprobt (W2). Der Gewässergrund setzt sich an den beiden Gewässerabschnitten überwiegend aus mit viel Falllaub durchsetztem Faulschlamm zusammen. Nur sehr kleinräumig war die sandige Gewässersohle in Ufernähe zu erkennen. Da die Werse an der Pleistermühle aufgestaut ist, konnten die Proben nicht per Kick-sampling gewonnen werden, sondern erfolgten vom Ufer aus mit einem Stabnetz, mit dem in etwa gleich große Mengen an Sediment entnommen wurden.



Foto 22: Ein- und Aussatzstelle an der Werse an W2

Die Anwendung des  $\theta^2$ -Testes ergab für E/A und für E/A-V eine gehäufte Verteilung der Gesamtindividuenzahlen und eine reguläre Verteilung der Gesamtartenzahlen. Dies bedeutet, dass unabhängig von einer geklumpten Besiedlungsdichte die Artenzahlen pro Parallele sehr konstant bleiben.

Der Tabelle 24 ist weiter zu entnehmen, dass bezogen auf den Prüfparameter Ages keine signifikanten Unterschiede zwischen E/A und E/A-V nachgewiesen werden konnten. Dagegen ist der Median der Gesamtartenzahlen (Taxges) an der ungestörten Vergleichsstelle hoch signifikant größer als derjenige der Ein- und Aussatzstelle. Graphisch verdeutlicht wird dieses Ergebnis durch die Abbildungen und , in denen für beide Probestellen und Testgrößen die Mediane und 95%-Konfidenzintervalle aufgetragen sind.

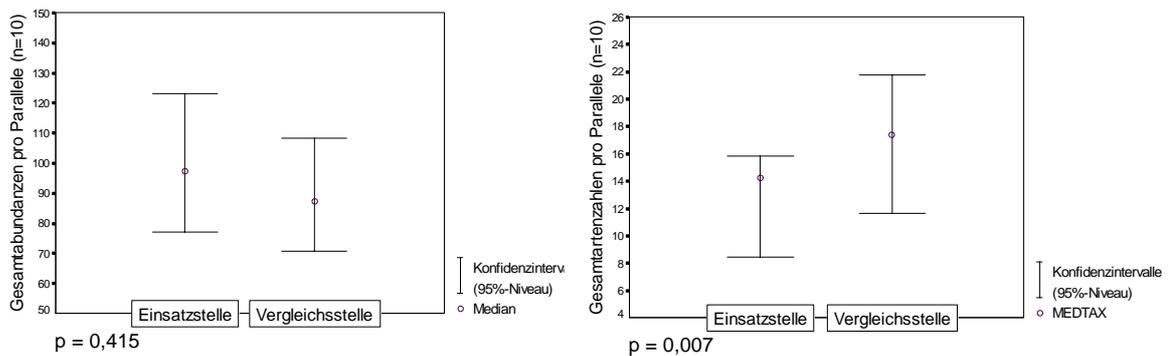
In diesem Kontext gilt zu beachten, dass die hoch signifikanten Unterschiede des Testparameters „Gesamtartenzahlen“ auf nur geringfügig sich unterscheidenden Medianen beruhen und die hohe Signifikanz durch die reguläre Verteilung des Parameters hervorgerufen wird. Daher ist die ökologische Relevanz dieses Unterschiedes weitaus geringer.

Auch die Anwendung des Indexes nach Guhl kommt mit einem sehr hohen K-Wert von  $K = 0,83$  zu dem Ergebnis, dass sich die Faunenzusammensetzung an den beiden Probestellen sehr stark ähnelt.

**Tab. 24:** Vergleich der Zusammensetzung des Benthos an einer Ein- und Ausatzstelle (E/A) mit einer ähnlich strukturierten Vergleichsstelle (E/A-V) an W3 (Werse) am 28.9.98

	E/A		E/A-V	
$\theta^2$ -Test (n=10)	<b>Ind<sub>ges</sub>: 88,0</b> ♥ gehäufte Verteilung	<b>Tax<sub>ges</sub>: 1,0</b> ♥ reguläre Verteilung	<b>Ind<sub>ges</sub>: 74,7</b> ♥ gehäufte Verteilung	<b>Tax<sub>ges</sub>: 1,7</b> ♥ reguläre Verteilung
Verschieden stark von Kanuten befahrene Gewässerabschnitte (Eb1, Eb2)	p-Wert (Wilcoxon-Test); n= 10 Gesamtindividuenzahl (A <sub>ges</sub> ) <b>p = 0,415</b>		Ähnlichkeitsindex nach Guhl (K) <b>K = 0,83</b>	
	Gesamtartenzahl (Tax <sub>ges</sub> ) <b>p = 0,007</b>			

n = Anzahl der Parallelen



**Abb. 18 u. 19:** Vergleich der Probestellen E/A mit E/A-V (Werse) bezüglich der Gesamtindividuen- und Gesamtartenzahlen am 28.9.98

**c. Lippe**

Am 1.9.98 wurde an der städtischen Ein- und Aussatzstelle für Kanuten kurz unterhalb von Lippstadt (L1) sowie ein benachbarter, ähnlich strukturierter Gewässerabschnitt mit einem Kick-Netz in jeweils zehn Parallelen beprobt. Die Probenahmedauer pro Parallele betrug ca. 10 sec. Der Gewässergrund an den beiden beprobten Gewässerabschnitten war überwiegend sandig bis feinkiesig.



Foto: 23: Ein- und Aussatzstelle an der Lippe an L1

**Tab. 25:** Vergleich der Zusammensetzung des Benthos an einer Ein- und Aussatzstelle (E/A) mit einer ähnlich strukturierten Vergleichsstelle (E/A-V) an L1 (Lippe) am 1.9.99

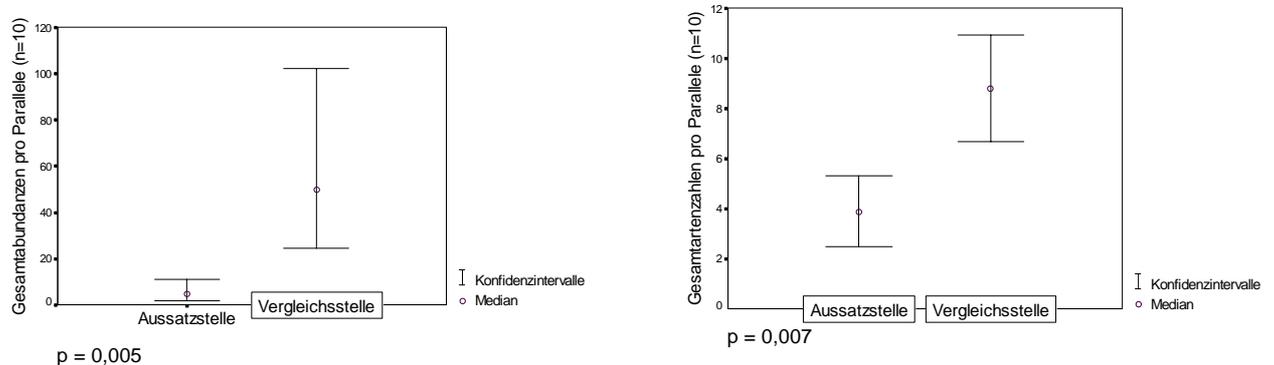
	<b>E/A</b>		<b>E/A-V</b>	
$\theta^2$ -Test (n=10)	<b>Ind<sub>ges</sub>: 37,5</b> ♥ gehäufte Verteilung	<b>Tax<sub>ges</sub>: 14,1</b> ♥ Zufallsverteilung	<b>Ind<sub>ges</sub>: 499,8</b> ♥ gehäufte Verteilung	<b>Tax<sub>ges</sub>: 7,9</b> ♥ Zufallsverteilung
Verschieden stark von Kanuten befahrene Gewässerabschnitte (Eb1, Eb2)	p-Wert (Wilcoxon-Test): n= 10		Ähnlichkeitsindex nach Guhl (K)	
	Gesamtindividuenzahl (A <sub>ges</sub> ) <b>p = 0,005</b>	Gesamtartenzahl (Tax <sub>ges</sub> ) <b>p = 0,007</b>	<b>K = 0,50</b>	

n = Anzahl der Parallelen

Die Anwendung des  $\theta^2$ -Testes ergab für E/A und für E/A-V eine gehäufte Verteilung der Gesamtindividuenzahlen bzw. eine Zufallsverteilung der Gesamtartenzahlen. Dies bedeutet, dass die stellenweise konzentrierten Besiedlungsdichten benthischer Invertebraten nicht in gleicher Weise eine höhere taxonomische Diversität nach sich ziehen.

Der obenstehenden Tabelle ist weiter zu entnehmen, dass an der ungestörten Vergleichsstelle die Mediane

beider Prüfparameter hoch signifikant größer sind als diejenigen an der Ein- und Aussatzstelle. Graphisch verdeutlicht wird dieses Ergebnis durch die Abbildungen 20 und 21, in denen für beide Probestellen und Testgrößen die Mediane und 95%-Konfidenzintervalle aufgetragen sind.



**Abb. 20 u. 21:** Vergleich der Probestellen E/A mit E/A-V (Lippe) bezüglich der Gesamtindividuen- und Gesamtartenzahlen am 1.9.98

Die hoch signifikanten Unterschiede beider Testparameter werden auch durch die Anwendung des Indexes nach Guhl mit einem sehr niedrigen K-Wert von 0,50 bestätigt.

Daher kann davon ausgegangen werden, dass die Zusammensetzung der Benthosfauna an der Ein- und Aussatzstelle für Kanuten zumindestens während der Sommermonate deutlich gestört ist. Eine Betrachtung der einzelnen Ähnlichkeitsparameter des Indexes nach Guhl zeigt, dass die größten Unterschiede zwischen den beiden Probestellen in der unterschiedlichen Artendiversität sowie in der Verschiedenheit der Artenzusammensetzung begründet sind. So ergeben sich für das Verhältnis der Artenzahl mit  $V = 0,39$ , den SØERENSEN-Index mit  $SI = 0,43$  und den Ähnlichkeitsindex der Individuenhäufigkeit mit  $J = 0,23$  besonders niedrige Werte für das Probenpaar.

### 5.3.4 Driftmessungen an Ein- und Aussatzstellen für Kanuten

#### Longitudinal und horizontal angeordnete Driftmessungen an Ein- und Aussatzstellen

##### a. Eltingmühlenbach

Am Eltingmühlenbach wurden am 21.9.98 gegenüber der Ein- und Aussatzstelle an Eb3 Driftmessungen durchgeführt. Zu diesem Zeitpunkt lag die Wasserführung des Baches nach einem kräftigen Hochwasser noch immer etwa 0,5 m über der mittleren Abflusssituation. Die unter diesen hydrologischen Bedingungen durchgeführte Erfassung der organismischen Drift ermöglicht es, die möglicherweise durch den Kanusport beeinflusste Änderung der organismischen Drift mit einer natürlichen Störung, einem Hochwasser, vergleichen zu können. Zu diesem Zweck wurde ein Driftnetz (technische Beschreibung vgl. Kapitel 4.3.4) im Eltingmühlenbach exponiert. Am Untersuchungstag herrschte durchweg sonniges Wetter, das Netz wurde in der Gewässermitte mit einem Abstand von 2,3 m vom rechten Ufer aufgestellt, die Wassertiefe am Netz betrug 76 cm und der Abstand von der Netzunterkante zum Gewässergrund 10 cm. Die Driftmessungen erfolgten i.d.R. in insgesamt zehn 5 min langen Intervallen kontinuierlich zwischen 12:50 Uhr und 13:57 Uhr. Die Driftintervalle mussten wegen der relativ hohen mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,54 m/sec und großer Mengen an mitgeführtem organischem Material sehr kurz gewählt werden. Während der Messungen passierte kein Kanu die Untersuchungsstelle.

Die Driftmessungen lieferten folgende Ergebnisse:

€ Driftdichte [ $n/m^3$ ]:  $3,41 \pm 1,19$  ( $n = 10$ )

€ Volumenkorrigierte Driftdichte\* [ $\Delta 10^{-3}$ ]:  $2,27 \pm 1,39$

\*: vgl. Kapitel 4.3.4,  $n$  = Anzahl Organismen,  $V$  = Volumenäquivalent

Im Vergleich zu Driftmessungen am Eltingmühlenbach von DANIEL (1997) zu Zeitpunkten, an denen der Bach kein Hochwasser führte, sind die hier ermittelten Driftdichten für die Tageszeit etwas erhöht (bei Daniel bewegen sich die Driftdichten tagsüber zwischen  $0,4 - 2,8 n/m^3$ )

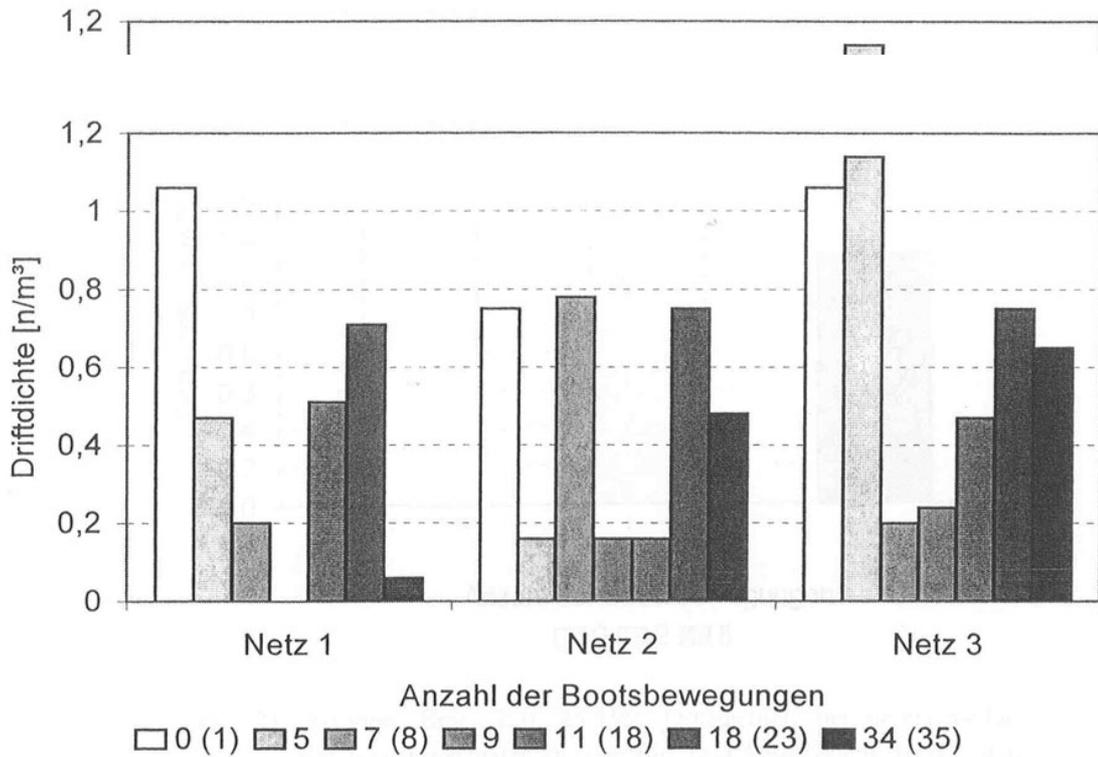
## **b. Ems**

An der Ems wurden im ersten Untersuchungsjahr am 26.7.98 und 30.7.98 gegenüber der Ein- und Aussatzstelle an E3 mit jeweils drei Netzen Driftmessungen durchgeführt. In 1999 schlossen sich am 25.5., 19.6. und 16.7. weitere Driftuntersuchungen an. An den fünf Untersuchungstagen herrschte unterschiedlich starker Kanuverkehr. Während am 30.7.98 und 25.5.99 an der Ein- und Aussatzstelle nur vergleichsweise wenig Bootsbewegungen registriert wurden (elf bzw. zehn) herrschte an den übrigen Untersuchungstagen reger Bootsverkehr (26.7.98: 118 Bootsbewegungen, 19.6.99: 37 Bootsbewegungen, 16.7.99: 58 Bootsbewegungen).

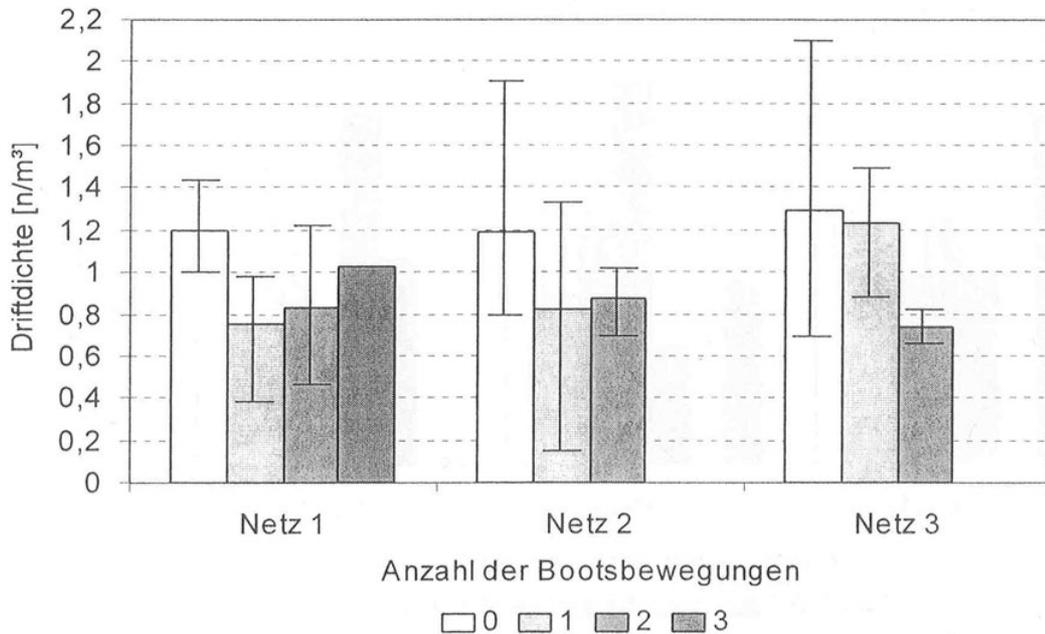
Mit Ausnahme der Untersuchungen am 25.5.99 und 16.7.99 wurden an E3 drei Driftnetze folgenderweise aufgestellt. Während das vorderste Netz etwa 25 m vor der Ein- und Aussatzstelle positioniert wurde, befanden sich Netz 2 und Netz 3 5 m bzw. 30 m unterhalb dieser. Aufgrund der hohen Wasserführung am 25.5.99 konnte nur das mittlere Netz aufgestellt werden. Am 16.7.99 erfolgten die Driftmessungen nicht longitudinal, sondern mit vier Netzen auf der Höhe des mittleren Netzes horizontal orientiert (vgl. auch Kapitel 4.3.4). Generell wurden die Driftnetze mit einem Abstand zum Gewässergrund von ca. 10 cm in der Ems exponiert. Die Abstände der Netze vom rechten Emsufer betragen 2,5 m bis 4 m. Die Wassertiefen an den Netzen bewegten sich je nach Standort und Wasserführung zwischen 53 cm und 115 cm bzw. im Rahmen der horizontalen Messungen am 16.7.99 zwischen 18 cm und 75 cm. Die Driftmessungen erfolgten am 26.7.98 in sieben i.d.R. 25 min langen Intervallen und an allen übrigen Terminen in zehn 20 – 30 min langen Intervallen zwischen frühestens 12:00 Uhr und spätestens 18:27 Uhr. Die mittleren Fließgeschwindigkeiten lagen zwischen  $0,25 m/sec$  und  $0,57 m/sec$ .

Die Ergebnisse der longitudinal orientierten Driftmessungen sind in den Abbildungen 22 bis 25 dargestellt. Die Abbildungen geben in Form von Säulendiagrammen die an den einzelnen Netzen gemessenen Driftdichten wieder. Diese wurden nach aufsteigender Anzahl der Bootsbewegungen pro Driftintervall angeordnet. Zu beachten gilt, dass sich die angegebenen Bootsbewegungen für das vorderste Netz 1 auf die Gesamtzahl der im Driftintervall vorbeifahrenden Boote, dagegen sich bei den hinter der Ein- und Aussatzstelle aufgestellten Netzen 2 und 3 auf ein- oder ausgesetzte Boote bezieht. Im Vergleich zu Driftmessungen an kleineren Sandbächen im Einzugsgebiet der Ems (DANIEL 1997) sind die an E3 bei Abwesenheit von Kanuten gemessenen Driftdichten von  $0,8$  bis  $1,4$  Tiere pro Kubikmeter vergleichsweise niedrig, jedoch für die Tageszeit (hoher Sonnenstand) charakteristisch.

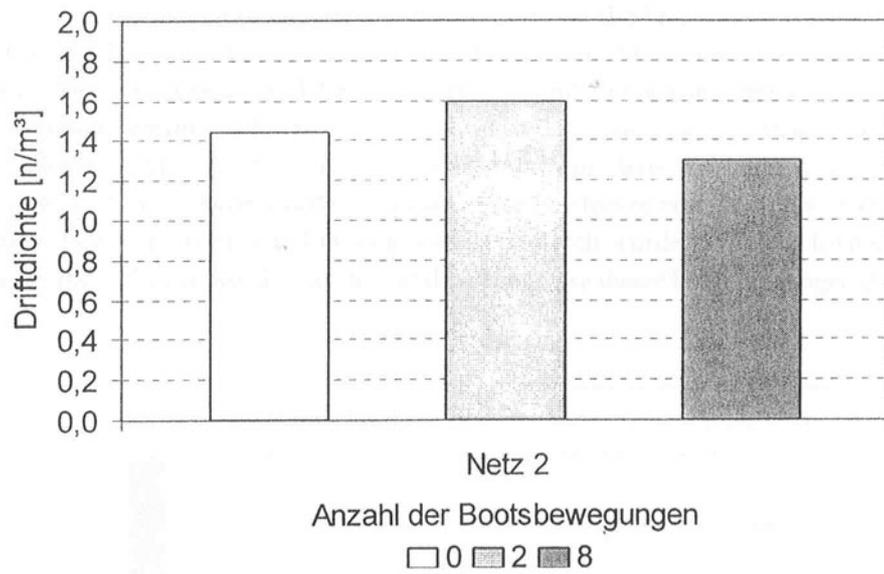
Wie den Abbildungen 22 bis 25 zu entnehmen ist, konnten an der Ems (Ein- und Aussatzstelle an der Überbrückung der K 45 bei Gelmer) an keinem Untersuchungstermin und für keinen der drei Netzstandorte mit zunehmender Intensität des Bootsverkehrs an der Ein- und Aussatzstelle ein Anstieg der Driftdichten festgestellt werden. Die bei Bootsverkehr berechneten Driftdichten bewegen sich vielmehr immer in der gleichen Größenordnung wie diejenigen in Intervallen ohne Bootsverkehr. Es konnten daher selbst bei sehr intensivem Kanubetrieb durch ein- und aussetzende Kanus auch in einem geringen Abstand von ca. 5 – 10 m unterhalb der Ein- und Aussatzstelle keine Auswirkungen auf die Drift benthischer Invertebraten festgestellt werden. Zu dem gleichen Ergebnis gelangt man, wenn volumenkorrigierte Driftdichten als Bezugsgröße (vgl. Kapitel 4.3.6) gewählt werden.



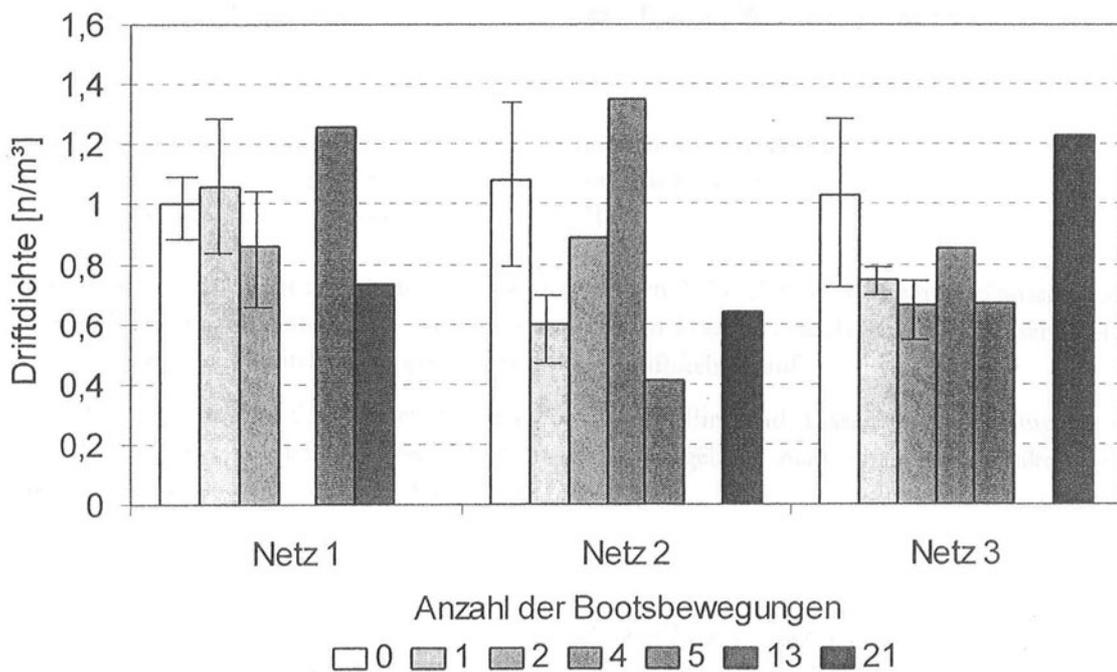
**Abb. 22:** Standort Ems (E3), 26.7.98: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten. Die Abweichungsbalken veranschaulichen Min/Max - Werte. Die in Klammern gesetzten Zahlen beziehen sich auf Netz 1.



**Abb. 23:** Standort Ems (E3), 30.7.98: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten. Die Abweichungsbalken veranschaulichen Min/Max - Werte.

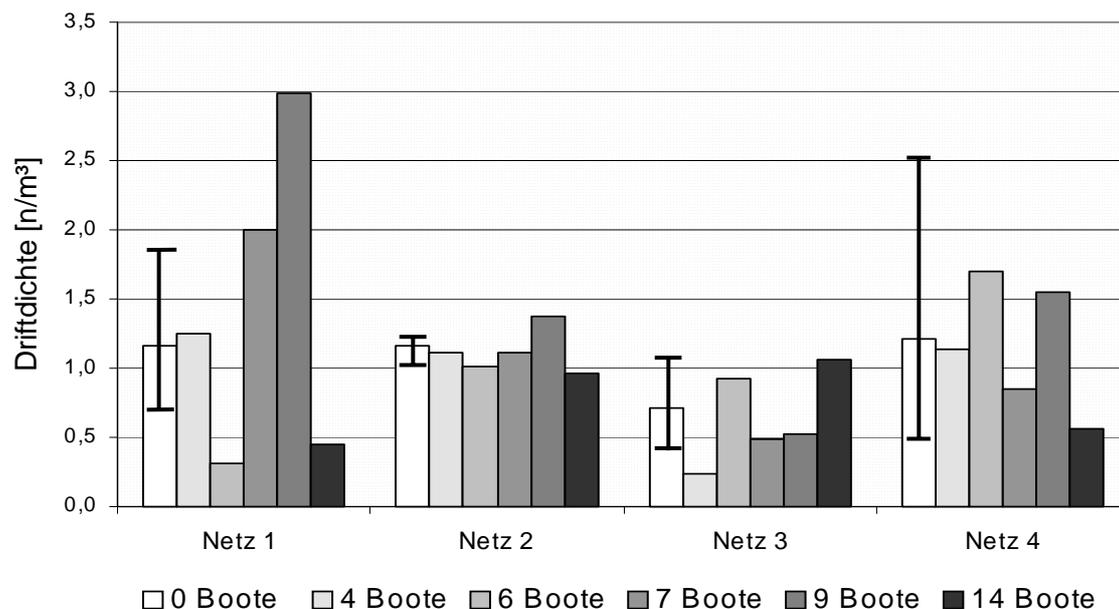


**Abb. 24:** Standort Ems (E3), 25.5.99: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten. Die Abweichungsbalken veranschaulichen Min/Max – Werte.



**Abb. 25:** Standort Ems (E3), 19.6.99: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten. Die Abweichungsbalken veranschaulichen Min/Max – Werte.

Am 16.7.99 wurden an E3 horizontal orientierte Driftmessungen auf der Höhe des mittleren Netzstandortes (etwa 5 – 10 m hinter der Ein- und Aussatzstelle) durchgeführt. Diese Messungen wurden durchgeführt, um der beträchtlichen Längen- und Breitenausdehnung dieser Ein- und Aussatzstelle gerecht zu werden. Da die Ems an E3 im Sommerhalbjahr i.d.R. zu Fuß durchschritten werden kann, steigen gerade bei dem gleichzeitigen Anlanden mehrerer Boote einige Kanuten auch in größerer Entfernung vom Ufer aus und ziehen das Kanu hinter sich her. Daher wurden insgesamt vier Driftnetze vom Ufer aus in einem möglichst gleichmäßigen Abstand zur Gewässermitte hin aufgestellt. Hierdurch wurde ein 7,3 m breiter Streifen vom rechten Emsufer aus erfasst. In der Abbildung 26 sind die Ergebnisse dieser Driftmessungen dargestellt.



**Abb. 26:** Standort Ems (E3), 16.7.99: Driftsdichten bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten. Die Abweichungsbalken veranschaulichen Min/Max – Werte.

Der Abbildung 26 ist un schwer zu entnehmen, dass an den Netzen 2, 3 und 4 von den ein- und aussetzenden Kanus keine Einfluss auf die Driftsdichten nachgewiesen werden konnte. Allenfalls am ufernahen Netz 1 traten nach sieben bzw. neun Bootsbebewegungen etwas höhere Driftsdichten auf.

Insgesamt konnten auch am 16.7.99 keine eindeutiger Einfluss des Ein- und Aussetzens von Kanus auf die organismische Drift belegt werden. Zu dem gleichen Ergebnis gelangt man, wenn volumenkorrigierte Driftsdichten als Bezugsgröße (vgl. Kapitel 4.3.6) gewählt werden.

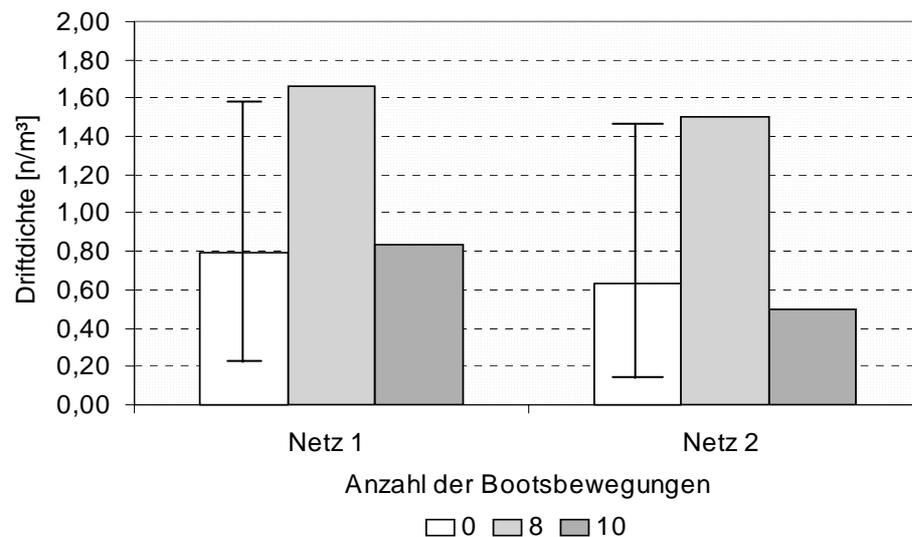
### c. Werse

An der Werse wurden am 4.6.99 am frei fließenden Unterlauf an W3 (gegenüber der Wallburg Haskenau) mit drei Driftnetzen in zehn Intervallen zwischen 12:25 Uhr und 16:26 Uhr Driftmessungen unter unbeeinflussten Bedingungen durchgeführt. Da in diesem Zeitraum lediglich zwei Kanadier den Werseabschnitt befahren, können anhand dieser Messungen keine Aussagen über eine Beeinflussung der Vorbeifahrt von Kanus auf die benthischen Driftsdichten getroffen werden. Dagegen ist es möglich die von dem Kanubetrieb unbeeinflussten Driftsdichten zu dokumentieren. So berechnet sich unter Einbeziehung aller drei Netzstandorte die mittlere Driftsdichte an W3 zu 2,1 ± 1,2 Tiere pro Kubikmeter Wasserkörper. Zu beachten gilt in diesem Zusammenhang, dass an dem flach überströmten Werseabschnitt als zusätzliche,

externe Störgröße während der Driftmessungen sehr starke Wasserstandsschwankungen von bis zu 20 cm auftraten. Hierdurch variierten an den Netzen die Fließgeschwindigkeiten von 0,23 m/sec bis 0,67 m/sec. Verursacht werden diese Schwankungen technisch durch eine automatische Wasserstandsregulierung der wenige Kilometer gewässeraufwärts gelegenen Havichhorster Mühle. Es ist davon auszugehen, dass starke Wasserstandsschwankungen einen erheblichen Einfluss auf die Driftdichten ausüben. Über einen Zusammenhang zwischen der Wasserführung bzw. der Fließgeschwindigkeit gib es in der Fachliteratur jedoch unterschiedliche Aussagen (BAILEY 1966, IRVINE 1985, BOURNAUD & THIBAUT 1973, MOOR ET AL. 1986).

#### d. Lippe

An der Lippe wurden an der städtischen Ein- und Aussatzstelle kurz unterhalb von Lippstadt (L1) am 25.7.99 mit zwei Driftnetzen longitudinal ausgerichtete Driftmessungen durchgeführt. Die Messungen erfolgten in zehn Intervallen von i.d.R. 30 min Länge zwischen 9:55 Uhr und 16:20 Uhr. Innerhalb dieses Zeitraumes kam es zu insgesamt 43 Bootsbewegungen. Das Netz 1 wurde in einem Abstand von ca. 5 m und das Netz 2 in einem Abstand von 20 m unterhalb der Ein- und Aussatzstelle in Uferabständen von 1,4 m bzw. 2,2 m positioniert. Die Wassertiefen betragen an den Netzen 33 cm (Netz 1) bzw. 49 cm (Netz 2). Während des Untersuchungszeitraumes war der Wasserstand der Lippe nicht konstant, sondern schwankte wiederholt um bis zu 12 cm. Hierdurch variierten die Fließgeschwindigkeiten am Netz 1 zwischen 0,20 m/sec und 0,32 m/sec und am Netz 2 zwischen 10 cm/sec und 17 cm/sec. In der Abbildung sind die Ergebnisse dieser Driftmessungen dargestellt.



**Abb. 27:** Standort Lippe (L1), 25.7.99: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten. Die Abweichungsbalken veranschaulichen Min/Max – Werte.

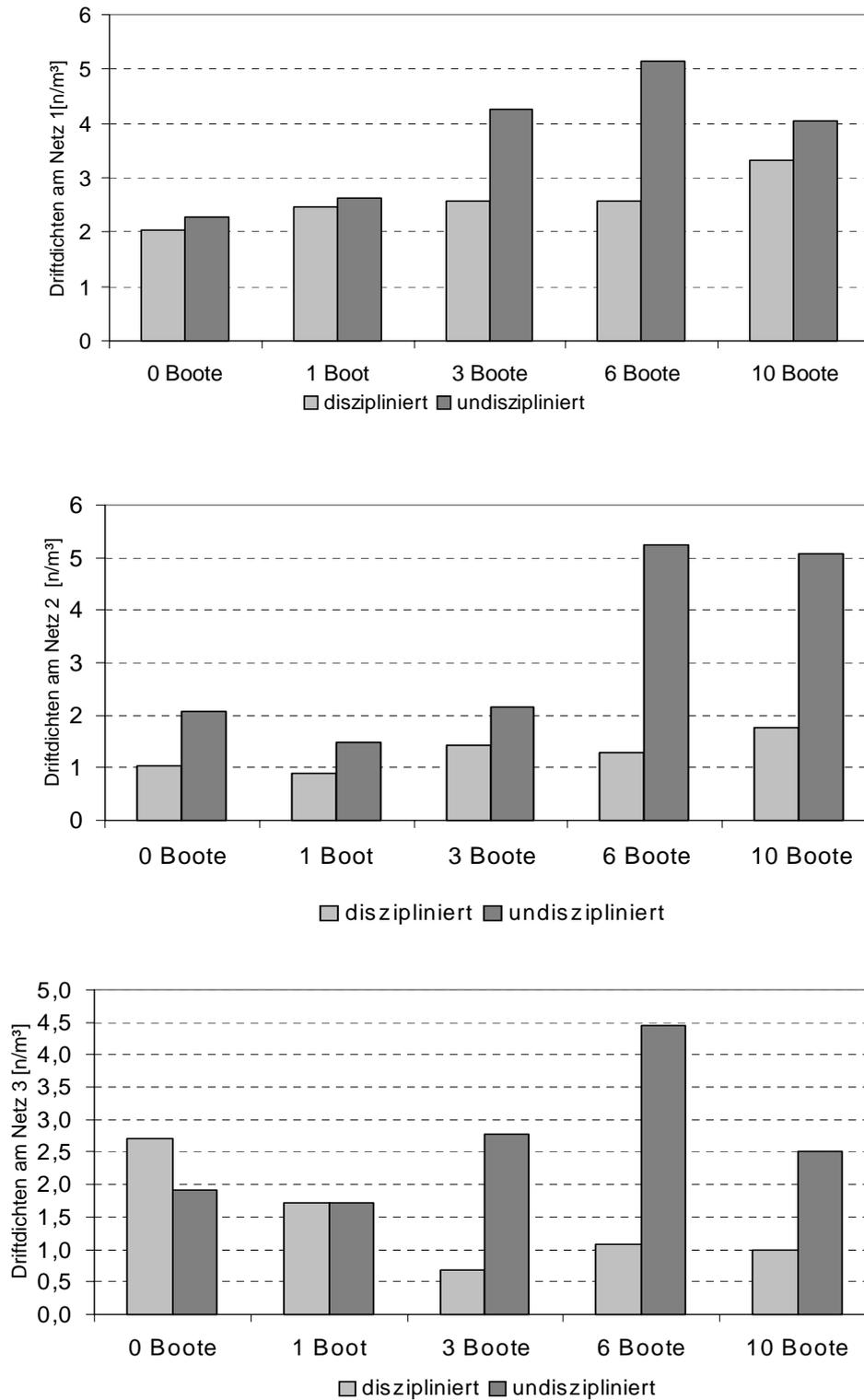
Die obenstehende Abbildung macht deutlich, dass an beiden Netzen zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den Driftdichten kein Zusammenhang besteht. Zu dem gleichen Ergebnis gelangt man unter Verwendung volumenkorrigierter Driftdichten (vgl. Kapitel 4.3.6). Zu beachten gilt, dass am 25.7.99 an L1 durch badende Hunde und grüdelnde Schwäne schwer kontrollierbare, zusätzliche Störungen auftraten. Die mittleren Driftdichten betragen an der Lippe unter Abwesenheit von Booten 0,71  $\pm$  0,42 Tiere pro Kubikmeter Wasserkörper.

## **Driftmessungen während experimentell durchgeführter Kanubefahrungen**

### **a. Ems**

An der Ems wurden an der Ein- und Aussatzstelle an E3 am 6.7.99 im Zusammenhang mit experimentellen Kanubefahrungen Driftmessungen durchgeführt. Das Feldexperiment gliederte sich in zwei Teile. In dem ersten Untersuchungsteil war die zehnköpfige Kanugruppe angewiesen, von einer gewässeraufwärts liegenden Sammelstelle aus in ansteigenden Anzahlen (1, 3, 6, 10 Kajaks) die Ein- und Aussatzstelle möglichst diszipliniert anzufahren, auszusetzen und abschließend wieder zum Ausgangspunkt, ca. 150 m emsaufwärts, zurückzupaddeln. Hierbei wurde ein Mindestabstand zwischen den Boote von 20 m eingehalten. Der zweite Untersuchungsteil verlief genau gleich ab, nur mit dem Unterschied, dass die Kanuten möglichst undiszipliniert fahren, aus- und einsetzen sollten. Vor und nach den Kanubefahrungen wurden Nullmessungen ohne Bootsverkehr durchgeführt. Alle Driftintervalle dauerten 15 min. Fremde Boote störten das zwischen 13:45 Uhr und 16:35 Uhr durchgeführte Feldexperiment nicht. Die Driftmessungen wurden mit drei Netzen an den gleichen Standorten wie am 26.7.98, 30.7.98 und 19.6.99 (s.o.) durchgeführt (Netz 1 vor der Ein- und Aussatzstelle, Netze 2 und 3 hinter der Ein- und Aussatzstelle). Die Wassertiefen an den Netzen betragen 66 cm bis 97 cm. Die Fließgeschwindigkeit der Ems betrug einheitlich 0,45 m/sec. In den Abbildungen 28 bis 30 sind die während der experimentellen Kanubefahrung erfassten Driftdichten in Form von Säulendiagrammen wiedergegeben. Darüber hinaus wurde ein rechnerischer Zusammenhang zwischen den Driftdichten als abhängige Variable und der Anzahl der Bootsbewegungen als unabhängige Variable über lineare Regressionsanalysen überprüft (vgl. hierzu auch Kapitel 4.3.6). Die Ergebnisse der lineare Regression sind in der Tabelle 26 zusammengefasst und exemplarisch in der Abbildung 31 die Regressionsgerade für die während des Experimentes simulierte, stärkste Störung dargestellt worden.

Wie bereits weiter oberhalb ausgeführt wurde, ist es wichtig zu unterscheiden, dass sich die angegebenen Bootsbewegungen für das vordere Netz 1 auf Vorbeifahrten und für die hinter der Ein- und Aussatzstelle positionierten Netze 2 und 3 auf das Ein- und Aussetzen von Booten beziehen. Die Abbildungen 28 bis 30 veranschaulichen, dass an allen Netzen während des bewusst undisziplinierten Aus- und Einsetzens der Kanugruppe ausnahmslos höhere Driftdichten als während der diszipliniert vorgenommenen Befahrungen auftraten. Während am Netz 1 dieser Effekt schwächer ausgeprägt ist, wurden an den Netzen 2 und 3 um 2,5× bis 4× höhere Driftdichten festgestellt. Gegenüber den Nullmessungen erhöhen sich die Driftdichten bei undiszipliniertem Fahrverhalten nicht, dagegen übersteigen die gemessenen Driftdichten während undiszipliniertem Fahrverhalten am Netz 1 um bis zu dem Faktor 2,5×, am Netz 2 um bis zu dem Faktor 3,3× und am Netz 3 um bis zu den Faktor 2× der Nullmessungen. Die linearen Regressionsanalysen wiesen bei einem undisziplinierten Fahrverhalten insbesondere für den Netzstandort 2 einen signifikant linearen Zusammenhang zwischen der Befahrensintensität und den Driftdichten nach. Die ebenfalls signifikanten Regressionen an den Netzen 1 und 2 bei diszipliniertem Fahrverhalten sind ökologisch nicht relevant, da hier der Anstieg der Driftdichten minimal bleibt.



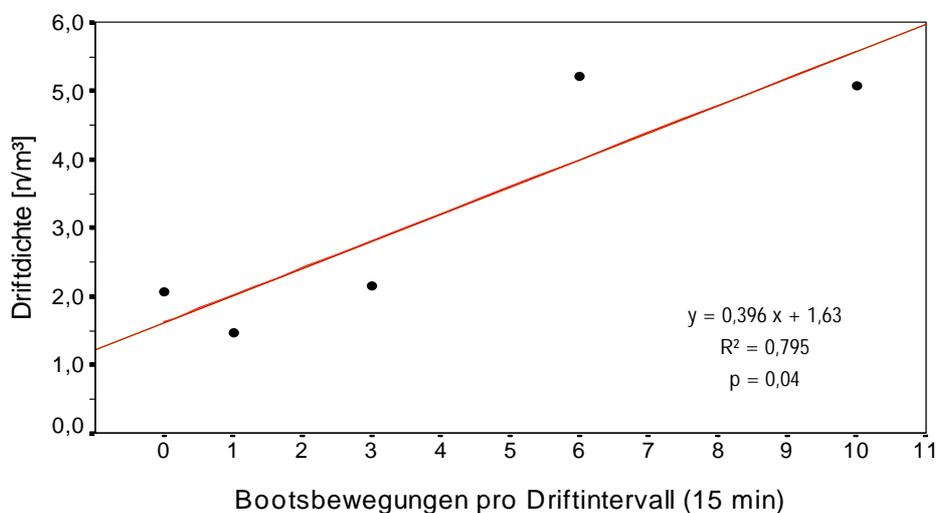
**Abb. 28 bis 30:** Standort Ems (E3), 6.7.99: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven, experimentell vorgegebenen Befahrensintensitäten sowie unterschiedlichen Fahrverhalten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten.

**Tab. 26:** Ergebnisse linearer Regressionsanalysen zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den Driftdichten im Rahmen des am 6.7.99 durchgeführten Feldexperimentes an der Ems (E3).

Netz	Verhalten der Kanuten	Lineare Regression: Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen	Lineare Regression: Volumenkorrigierte Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen
1	diszipliniert	<b>p = 0,03 / R<sup>2</sup> = 0,85</b>	p = 0,67 / R <sup>2</sup> = 0,07
	undiszipliniert	p = 0,20 / R <sup>2</sup> = 0,48	p = 0,30 / R <sup>2</sup> = 0,34
2	diszipliniert	<b>p = 0,05 / R<sup>2</sup> = 0,78</b>	p = 0,48 / R <sup>2</sup> = 0,18
	undiszipliniert	<b>p = 0,04 / R<sup>2</sup> = 0,80</b>	<b>p = 0,05 / R<sup>2</sup> = 0,77</b>
3	diszipliniert	p = 0,23 / R <sup>2</sup> = 0,43	p = 0,10 / R <sup>2</sup> = 0,65
	undiszipliniert	p = 0,42 / R <sup>2</sup> = 0,23	p = 0,74 / R <sup>2</sup> = 0,04

p = Signifikanzwert (p ® 0,1 ♥ Tendenz, p ® 0,05 ♥ Signifikanz, p ® 0,01 ♥ hohe Signifikanz); R<sup>2</sup> = Bestimmtheitsmaß, Fettdruck hebt signifikante Regressionen hervor.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass im Rahmen dieses Feldexperimentes durch das bewusst undisziplinierte Aus- und Einsetzen einer Kanugruppe sowohl durch die Vorbeifahrt als auch unterhalb der Ein- und Aussatzstelle höhere Driftdichten in der Ems zur Folge hatte. Dieser Effekt ist bei den Vorbeifahrt an Netz 1 am schwächsten und am Netz 2, ca. 6 m hinter der Ein- und Aussatzstelle, am stärksten ausgeprägt.



**Abb. 31:** Standort Ems (E3), 6.7.99: Lineare Korrelation zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den am Netz 2 registrierten Driftdichten während des bewusst undisziplinierten Aus- und Einsetzens einer Kanugruppe.

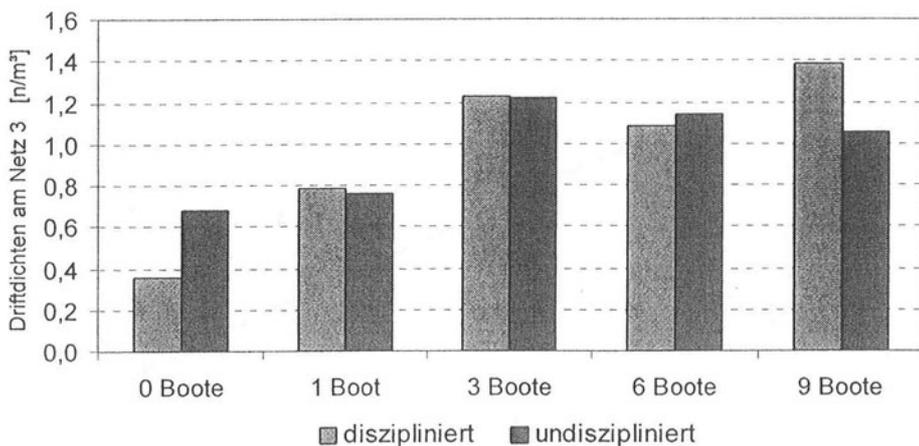
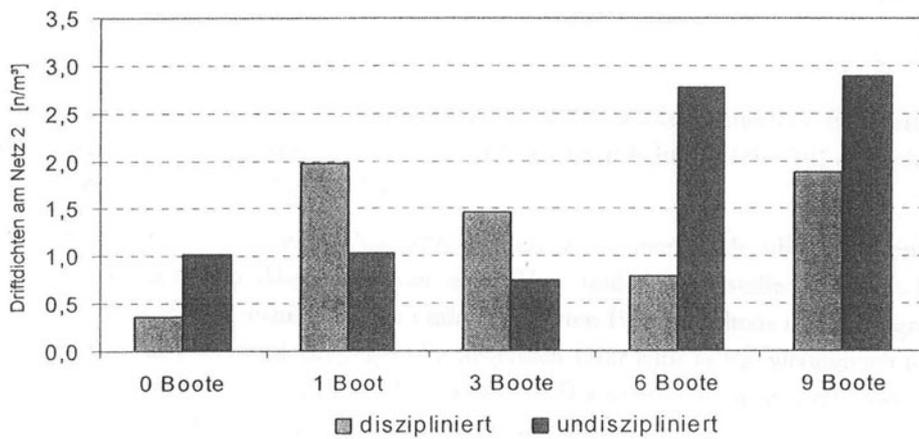
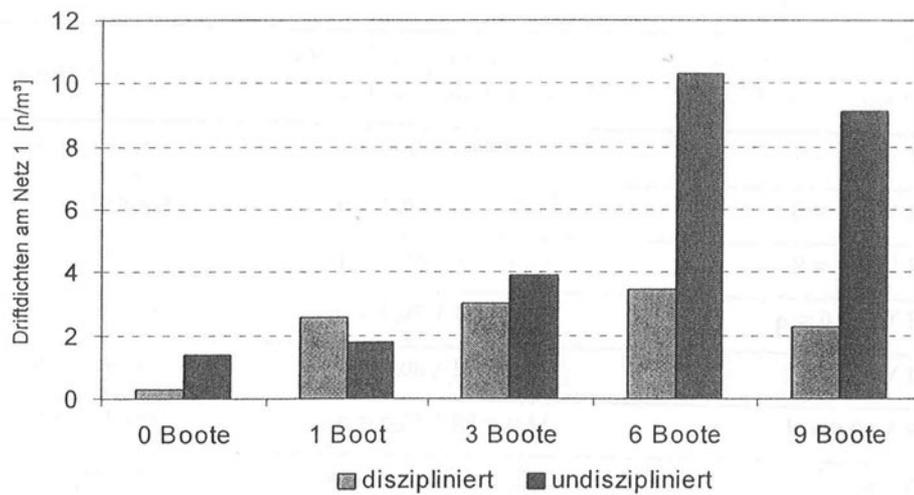
## **b. Werse**

Am Unterlauf der Werse wurde am 1.7.99 an W3 (gegenüber der Wallburg Haskenau) ein Feldexperiment mit einer Kanugruppe durchgeführt. Aufgrund der örtlichen Gewässermorphologie wurden an W3 drei Driftnetze folgendermaßen aufgestellt: Netz 1 3 - 4 m hinter der für das Feldexperiment eingerichteten Ein- und Ausatzstelle, Netz 2 25 m hinter Netz 1 und Netz 3 zwischen den Netzen 1 und 2, jedoch zum anderen Ufer hin gelegen. Zwischen den Netzen 1 und 2 (rechtes Ufer) und Netz 3 (linkes Ufer) erstreckt sich an dem flach überströmten Gewässerabschnitt eine ausgeprägte Längsbank. Diese fällt bei niedrigen Wasserständen sogar trocken und unterteilt die Werse in zwei Restwassergerinne. An der Werse gliederten sich die experimentellen Kajakbefahrungen in drei Teile. Teile 1 und 2: Diszipliniertes bzw. undiszipliniertes Aus- und Einsetzen am rechten Ufer vor Netz 1 in ansteigenden Bootszahlen (1, 3, 6, 9 Kajaks). Teil 3: Vorbeifahrt am Netz 3 in ansteigenden Bootszahlen (1, 3, 5 Kajaks). Vor und nach den experimentellen Befahrungen wurden an allen Netzen Nullmessungen ohne Boote durchgeführt. Sämtliche Driftintervalle betragen 15 min. Das Feldexperiment wurde nachmittags bei wechselhafter Witterung zwischen 15:15 Uhr und 18:30 Uhr durchgeführt. Die Wassertiefen schwankten am Netz 1 zwischen 33 cm und 40 cm, am Netz 2 zwischen 29 cm und 40 cm und am Netz 3 zwischen 40 cm und 42 cm. Da am Untersuchungstag die für den Werseunterlauf typischen Wasserstandsschwankungen (s.o.) vergleichsweise gering ausblieben, änderten sich die Fließgeschwindigkeiten entsprechend gering (zwischen 0,37 m/sec und 0,42 m/sec). Während des Feldexperimentes passierte lediglich ein fremdes Kajak das Netz 3.

In den Abbildungen 32 bis 34 sind die während der experimentellen Kanubefahrung registrierten Driftdichten in Form von Säulendiagrammen wiedergegeben. Darüber hinaus wurde ein rechnerischer Zusammenhang zwischen den Driftdichten als abhängige Variable und der Anzahl der Bootsbewegungen als unabhängige Variable über lineare Regressionsanalysen überprüft (vgl. hierzu auch Kapitel 4.3.6). Die Ergebnisse der linearen Regression sind in der Tabelle 27 zusammengefasst und exemplarisch in der Abbildung 35 die Regressionsgerade für die während des Experimentes simulierte, stärkste Störung dargestellt worden.

Anhand der Abbildungen 32 bis 34 ist zu erkennen, dass die an Netz 3, am gegenüberliegenden Ufer gemessenen Driftdichten vom Fahrverhalten der Kanuten nicht beeinflusst wurden. Mit steigender Befahrensintensität erhöhen sich die Driftdichten an Netz 3 jedoch um max. den Faktor 2,8×. Demgegenüber erhöhen sich die Driftdichten an Netz 1, in der Nähe der Ein- und Aussatzstelle, nach undiszipliniertem Fahrverhalten deutlich stärker als nach den diszipliniert durchgeführten Befahrungen. Dementsprechend erhöhen sich während des disziplinierten Aus- und Einsetzen die Driftdichten am Netz 1 gegenüber den Nullmessungen lediglich um max. den Faktor 3,5×, dagegen während des undisziplinierten Fahrverhaltens bis zu den Faktor 10×. An dem 25 m gewässerabwärts aufgestellten Netz 2 wurden während der experimentellen Kanubefahrungen ebenfalls erhöhte Driftdichten festgestellt, doch sind hier die Ergebnisse uneinheitlicher und in ihrer maximalen Intensität gegenüber dem Netz 1 um etwa den Faktor 1/3 abgeschwächt.

Während der Vorbeifahrten am Netz 3 wurde keine Veränderungen der Driftdichte festgestellt.



**Abb. 32 bis 34:** Standort Werse (W3), 1.7.99: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven, experimentell vorgegebenen Befahrensintensitäten sowie unterschiedlichen Fahrverhalten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten.

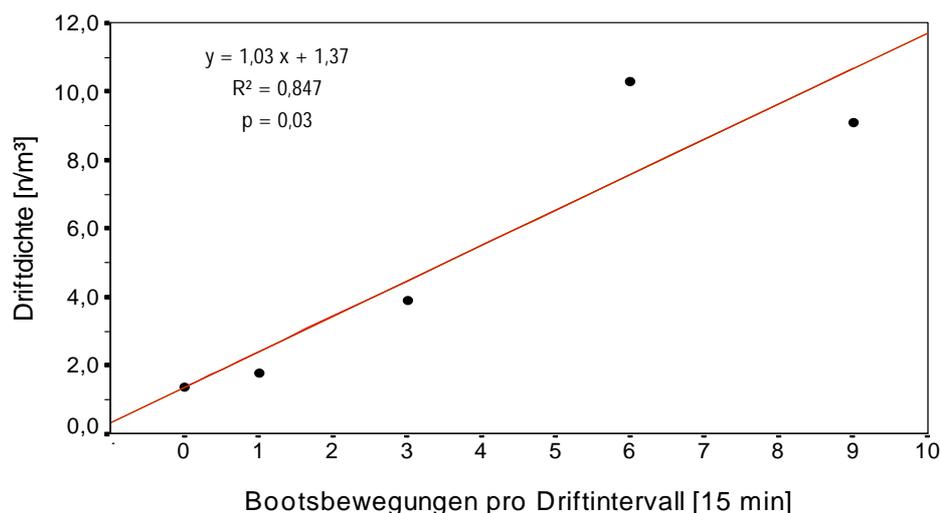
**Tab. 27:** Ergebnisse linearer Regressionsanalysen zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den Driftdichten im Rahmen des am 1.7.99 durchgeführten Feldexperimentes an der Werse (W3).

Netz	Verhalten der Kanuten	Lineare Regression: Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen	Lineare Regression: Volumenkorrigierte Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen
1	diszipliniert	$p = 0,41 / R^2 = 0,23$	$P = 0,54 / R^2 = 0,14$
	undiszipliniert	<b><math>p = 0,03 / R^2 = 0,85</math></b>	<b><math>P = 0,01 / R^2 = 0,93</math></b>
2	diszipliniert	$p = 0,58 / R^2 = 0,11$	$P = 0,82 / R^2 = 0,02$
	undiszipliniert	<b><math>p = 0,05 / R^2 = 0,79</math></b>	<b><math>p = 0,000 / R^2 = 0,995</math></b>
3	diszipliniert	$p = 0,08 / R^2 = 0,71$	<b><math>P = 0,04 / R^2 = 0,80</math></b>
	undiszipliniert	$p = 0,23 / R^2 = 0,44$	<b><math>P = 0,04 / R^2 = 0,82</math></b>
	Vorbeifahrt	$p = 0,96 / R^2 = 0,002$	$P = 0,36 / R^2 = 0,41$

$p$  = Signifikanzwert ( $p \leq 0,1$  ♥ Tendenz,  $p \leq 0,05$  ♥ Signifikanz,  $p \leq 0,01$  ♥ hohe Signifikanz);  $R^2$  = Bestimmtheitsmaß, Fettdruck hebt signifikante Regressionen hervor.

Lineare Regressionsanalysen wiesen für die Netze 1 und 2 bei undiszipliniertem Fahrverhalten signifikant lineare Zusammenhänge zwischen der Bootsanzahl und den Driftdichten nach. Auf die volumenkorrigierten Driftdichten bezogen gilt dies auch für das Netz 3.

Insgesamt wurden im Rahmen dieses Feldexperimentes an einem flach überströmten Werseabschnitt insbesondere in einem geringen Abstand hinter einer Ein- und Aussatzstelle deutliche Erhöhungen der benthischen Drift, insbesondere während eines undisziplinierten Fahrverhaltens der Kanugruppe festgestellt. Auch 25 m weiter warseabwärts und am gegenüberliegenden Ufer kam es zu, wenngleich in ihrer Intensität abgeschwächten, Erhöhung der Driftdichten. Bei ca. 40 cm Wassertiefe konnte allein durch die Vorbeifahrt von Kajaks keine Änderung der Driftdichten festgestellt werden.

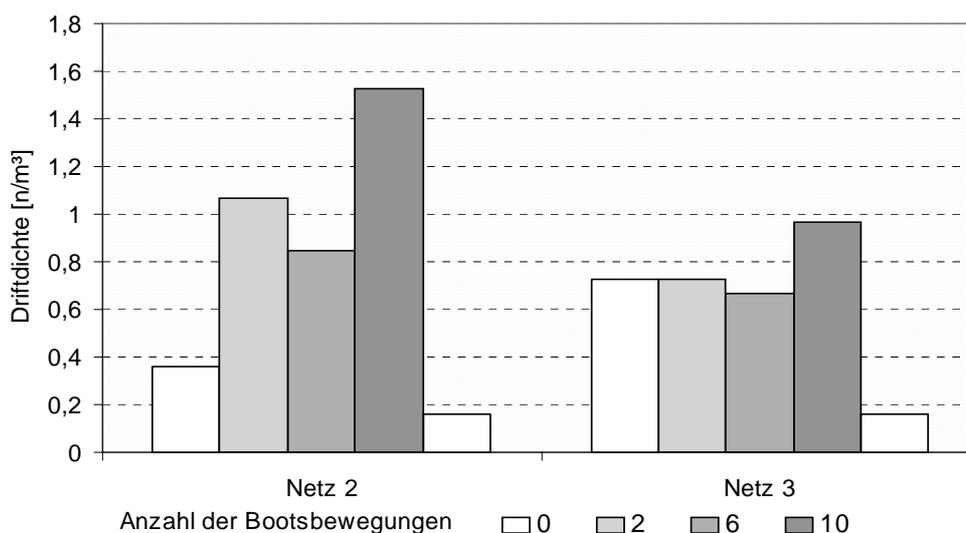


**Abb. 35:** Standort Werse (W3), 1.7.99: Lineare Korrelation zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den am Netz 1 gemessenen Driftdichten während des bewusst undisziplinierten Aus- und Einsetzens einer Kanugruppe.

### c. Lippe

An der Lippe wurden im ersten Untersuchungsjahr am 4.9.98 an der Ein- und Aussatzstelle der Stadt Lippstadt kurz unterhalb von Lippstadt (Probestelle L1) mit drei Netzen Driftmessungen durchgeführt. Da aufgrund des feuchten Witterungsverlaufes und der fortgeschrittenen Jahreszeit kaum noch stärkerer Kanubetrieb auf der Lippe zu erwarten war, wurde das Aus- und Einsetzen von Booten mit einem Kajak des Landeskanuverbandes in definierten Intensitäten simuliert. Durch das mehrmalige Aus- und Einsetzen des gleichen Bootes wurden 2, 6 und 10 Bootsbewegungen erzeugt. In möglichst gleicher Intensität erfolgte dies wenige Meter vor Netz 2, welches 4 m hinter der Ein- und Aussatzstelle aufgestellt wurde. Anschließend fuhr das Kajak gewässerabwärts auch an Netz 3 (27,3 m hinter Netz 2) vorbei. Das vordere Netz 1 wurde als Kontrolle vor der Ein- und Aussatzstelle in einem Abstand von 17,7 m vor dem Netz 2 aufgestellt. Am Untersuchungstag war es bedeckt, aber mild. Alle Driftnetze wurden in einem Abstand zum Gewässergrund von 10 cm in dem Fluss exponiert. Die Abstände der Netze vom rechten Lippeufer betragen 2,0 m bis 2,1 m. Die Wassertiefen an den Netzen bewegten sich zwischen 73 cm und 94 cm. Die Driftmessungen erfolgten in zehn 25 min langen Intervallen zwischen 11:43 Uhr und 17:08 Uhr. Die mittleren Fließgeschwindigkeiten an den drei Netzen waren recht unterschiedlich, so dass diese für jedes Netz getrennt über die Driftkörpermethode (vgl. SCHWOERBEL 1994) über Strecken von jeweils 10 m ermittelt wurden: Netz 1: 0,10 m/sec, Netz 2: 0,41 m/sec und Netz 3: 0,22 m/sec.

In der Abbildung 36 sind die während der experimentellen Kanubefahrung registrierten Driftdichten in Form von Säulendiagrammen wiedergegeben. Darüber hinaus wurde ein Zusammenhang zwischen den Driftdichten als abhängige Variable und der Anzahl der Bootsbewegungen als unabhängige Variable über lineare Regressionsanalysen überprüft (vgl. hierzu auch Kapitel 4.3.6). Die Ergebnisse der linearen Regression sind in der Tabelle 28 zusammengefasst und in der Abbildung 37 die Regressionsgerade für das Netz 2 dargestellt worden. In den Säulendiagrammen und Regressionsanalysen wurden als Nullproben nur jeweils ein Driftintervall vor und nach dem experimentellen Aus- und Einsetzen des Kajaks berücksichtigt, um eventuelle diurnale Veränderungen der Driftintensität möglichst auszuschließen. Da an dem vorderen Netz 1 die Driftdichten allgemein deutlich höher lagen (im Mittel bei 2,3 n/m<sup>3</sup>), wurde auf eine Darstellung dieser „Vergleichswerte“ verzichtet. Als wahrscheinliche Ursache für diesen Effekt ist ein gewässeraufwärts stockender, großer Laichkrautbestand anzuführen.



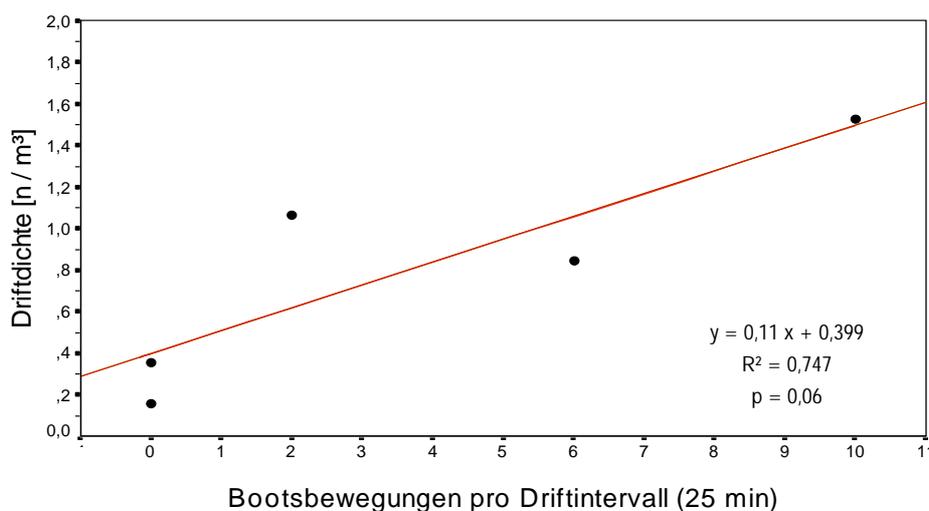
**Abb. 36:** Standort Lippe (L1), 4.9.98: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven, experimentell vorgegebenen Befahrensintensitäten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten.

**Tab. 28:** Ergebnisse linearer Regressionsanalysen zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den Driftdichten im Rahmen des am 4.9.98 durchgeführten Feldexperimentes an der Lippe (L1).

Netz	Lineare Regression: Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen	Lineare Regression: Volumenkorrigierte Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen
2	$p = 0,06 / R^2 = 0,75$	$p = 0,06 / R^2 = 0,76$
3	$p = 0,23 / R^2 = 0,43$	$p = 0,89 / R^2 = 0,01$

$p$  = Signifikanzwert ( $p \leq 0,1$  ♥ Tendenz,  $p \leq 0,05$  ♥ Signifikanz,  $p \leq 0,01$  ♥ hohe Signifikanz);  $R^2$  = Bestimmtheitsmaß, Fettdruck hebt signifikante Regressionen hervor.

Anhand der Abbildung 36 und der Tabelle 28 ist zu erkennen, dass im Gegensatz zum Netz 3 die Driftdichten am Netz 2 während des mehrfachen Aus- und Einsetzens eines Kajaks deutlich höher liegen und tendenziell mit der Anzahl an Bootsbewegungen korrelieren. Im Vergleich zu den Nullmessungen erhöhte sich am Netz 2 die Driftdichte um bis zu den Faktor 6× (auf die volumenkorrigierte Driftdichte bezogen um bis zu den Faktor 10×). Am Netz 3, ca. 27 m gewässerabwärts, wurden dagegen keine Erhöhungen der Driftdichte festgestellt.



**Abb. 37:** Standort Lippe (L1), 4.9.98: Lineare Korrelation zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den am Netz 2 gemessenen Driftdichten während des mehrfachen Aus- und Einsetzens eines Kajaks.

Dieses Ergebnis bedeutet, dass an der Lippe in einem Abstand von etwa 4 m unterhalb einer Ein- und Aussatzstelle tendenziell eine Beeinflussung eines aus- und einsetzenden Kajaks auf die Drift benthischer Invertebraten festgestellt werden konnte.

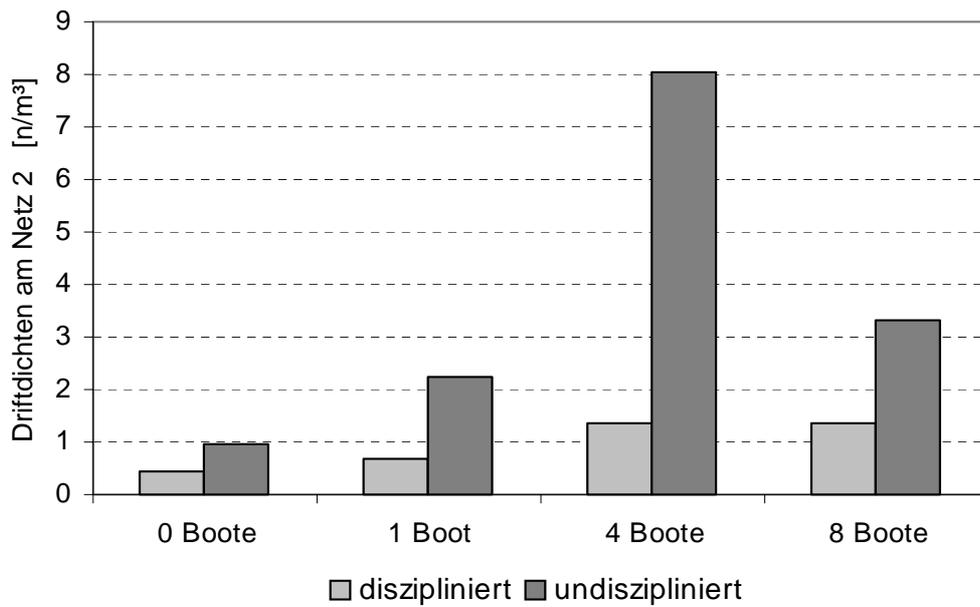
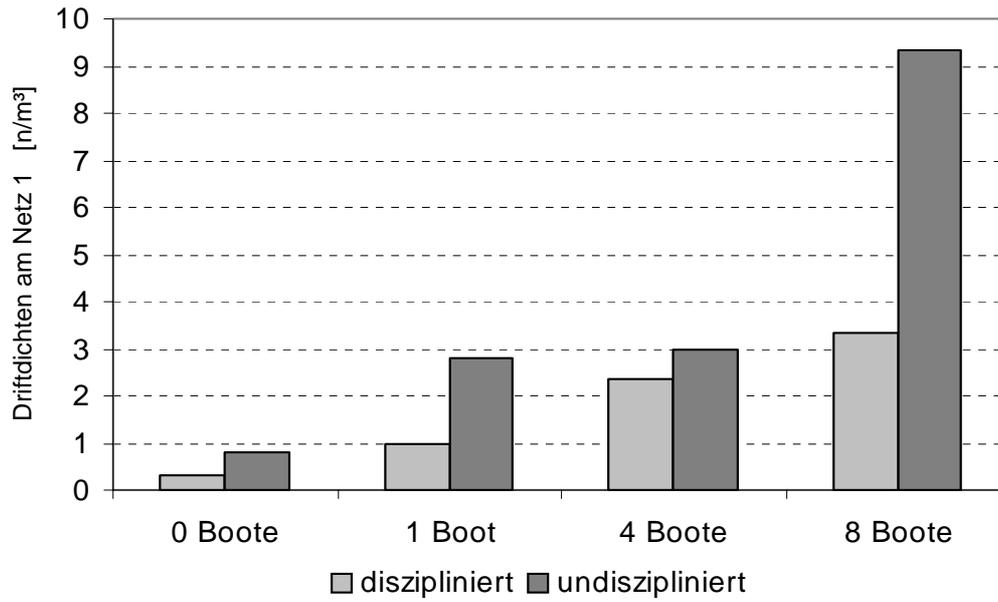
Am 9.10.99 wurde mit einer Kanugruppe ein weiteres Kanuexperiment an der Lippe an L1 durchgeführt. In Übereinstimmung mit dem an der Ems durchgeführten Experiment untergliederten sich die angeleiteten Kanubefahrungen in zwei Teile. Im ersten Teil des Feldexperimentes war es die Aufgabe der Kanuten in ansteigenden Bootsanzahlen (1, 4, 8 Kajaks) diszipliniert von der städtischen Ein- und Aussatzstellen aus- und einige Minuten später wieder einzusetzen. Das gleiche wiederholte sich im zweiten Untersuchungsteil,

jedoch mit einer möglichst undisziplinierten Fahrweise. Driftmessungen wurden mit zwei ufernah aufgestellten Netzen, 4 m bzw. 16 m gewässerabwärts in jeweils 15 min langen Intervallen vorgenommen. Vor und nach den Kanubefahrungen wurden Nullmessungen durchgeführt. Die Wassertiefen betragen am vorderen Netz 1 45 cm und am Netz 2 28 cm. Die Fließgeschwindigkeiten waren über den Untersuchungszeitraum ebenfalls konstant und lagen am Netz 1 bei 0,20 m/sec und am Netz 2 0,26 m/sec. Während des letzten Driftintervalls passierten vier fremde Kanadier und eine Kajak die Lippe in der Gewässermitte. Aufgrund der Strömungsverhältnisse und der Gewässermorphologie ist es aber mit Sicherheit auszuschließen, dass von diesen Booten die Driftdichten an den aufgestellten Netzen beeinflusst wurden.

In den Abbildungen 38 bis 39 sind die während der experimentellen Kanubefahrung registrierten Driftdichten in Form von Säulendiagrammen wiedergegeben. Darüber hinaus wurde ein Zusammenhang zwischen den Driftdichten als abhängige Variable und der Anzahl der Bootsbewegungen als unabhängige Variable über lineare Regressionsanalysen überprüft (vgl. hierzu auch Kapitel 4.3.6). Die Ergebnisse der linearen Regression sind in der Tabelle 26 zusammengefasst und exemplarisch in der Abbildung 40 die Regressionsgerade für die während des Experimentes simulierte, stärkste Störung dargestellt worden.

Die Abbildungen 38 bis 39 veranschaulichen, dass während des undisziplinierten Fahrverhaltens an beiden Netzen deutlich höhere Driftdichten registriert wurden als während des disziplinierten Aus- und Einsetzens der Boote (Netz 1: max. Faktor 3×, Netz 2: max. Faktor 5,7×). Darüber hinaus steigen am Netz 1 unabhängig vom Fahrverhalten die Driftdichten während des Aus- und Einsetzens der Kajaks gegenüber den Nullwerten an. Während der disziplinierten Fahrweise erhöhen sich die Driftdichten um den Faktor 6,5× und bei undisziplinierter Fahrweise um den Faktor 18,5× gegenüber den Nullproben. Obwohl an dem gewässerabwärts gelegenen Netz 2 die Driftdichten mit steigender Bootsanzahl nicht kontinuierlich ansteigen, wurde auch hier bei disziplinierter Fahrweise um max. 2× höhere Driftdichten und bei undisziplinierter Fahrweise um max. gut 10× höhere Driftdichten gegenüber den Nullproben festgestellt. Die linearen Regressionsanalysen wiesen für das Netz 1 bei disziplinierter Fahrweise einen signifikant linearen Zusammenhang zwischen der Bootsanzahl und der Driftdichte (bzw. der volumenkorrigierten Driftdichte) nach. Bei undisziplinierter Fahrweise bestand ein tendenziell linearer Zusammenhang zwischen diesen Größen. Da auch im Rahmen der Kanuexperimente die „Störungsintensität“ eines Kanus nicht exakt normiert werden kann, wird in diesem Kontext der rein beschreibenden Ergebnisdarstellung in Form von Säulendiagrammen mehr Bedeutung geschenkt (vgl. Kapitel 4.3.6).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass im Rahmen eines Feldexperimentes an der Lippe insbesondere durch das undisziplinierte Aus- und Einsetzen von Kajaks auch noch 16 m gewässerabwärts z.T. deutlich erhöhte benthische Driftdichten auftraten. Diese waren während einer undisziplinierteren Fahrweise der Kanuten deutlich stärker erhöht als während einer disziplinierten Fahrweise.

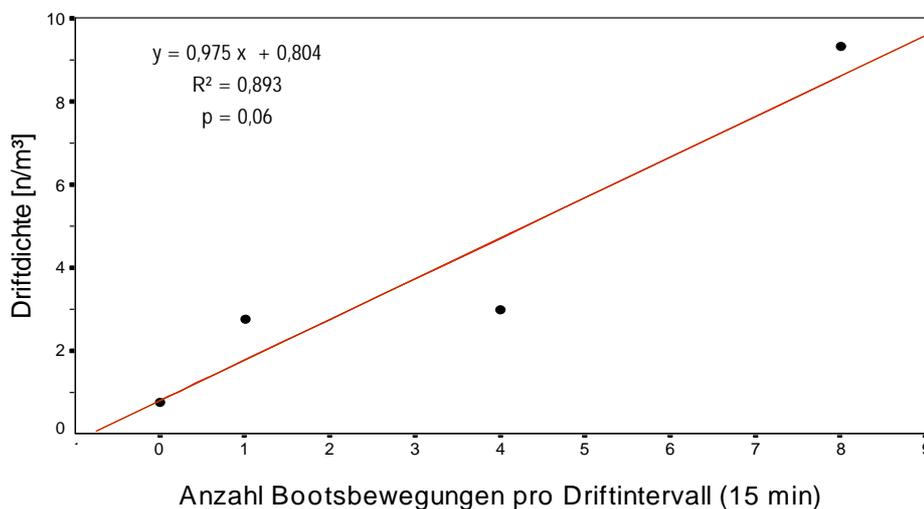


**Abb. 38 bis 39:** Standort Lippe (L1), 9.10.99: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven, experimentell vorgegebenen Befahrensintensitäten sowie unterschiedlichen Fahrverhalten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten.

**Tab. 29:** Ergebnisse linearer Regressionsanalysen zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den Driftdichten im Rahmen des am 9.10.99 durchgeführten Feldexperimentes an der Lippe (L1).

Netz	Verhalten der Kanuten	Lineare Regression: Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen	Lineare Regression: Volumenkorrigierte Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen
1	diszipliniert	<b>p = 0,02 / R<sup>2</sup> = 0,97</b>	<b>p = 0,03 / R<sup>2</sup> = 0,95</b>
	undiszipliniert	p = 0,06 / R <sup>2</sup> = 0,89	p = 0,12 / R <sup>2</sup> = 0,78
2	diszipliniert	p = 0,11 / R <sup>2</sup> = 0,79	p = 0,52 / R <sup>2</sup> = 0,23
	undiszipliniert	p = 0,59 / R <sup>2</sup> = 0,17	p = 0,83 / R <sup>2</sup> = 0,03

p = Signifikanzwert (p @ 0,1 ♥ Tendenz, p @ 0,05 ♥ Signifikanz, p @ 0,01 ♥ hohe Signifikanz); R<sup>2</sup> = Bestimmtheitsmaß, Fettdruck hebt signifikante Regressionen hervor.

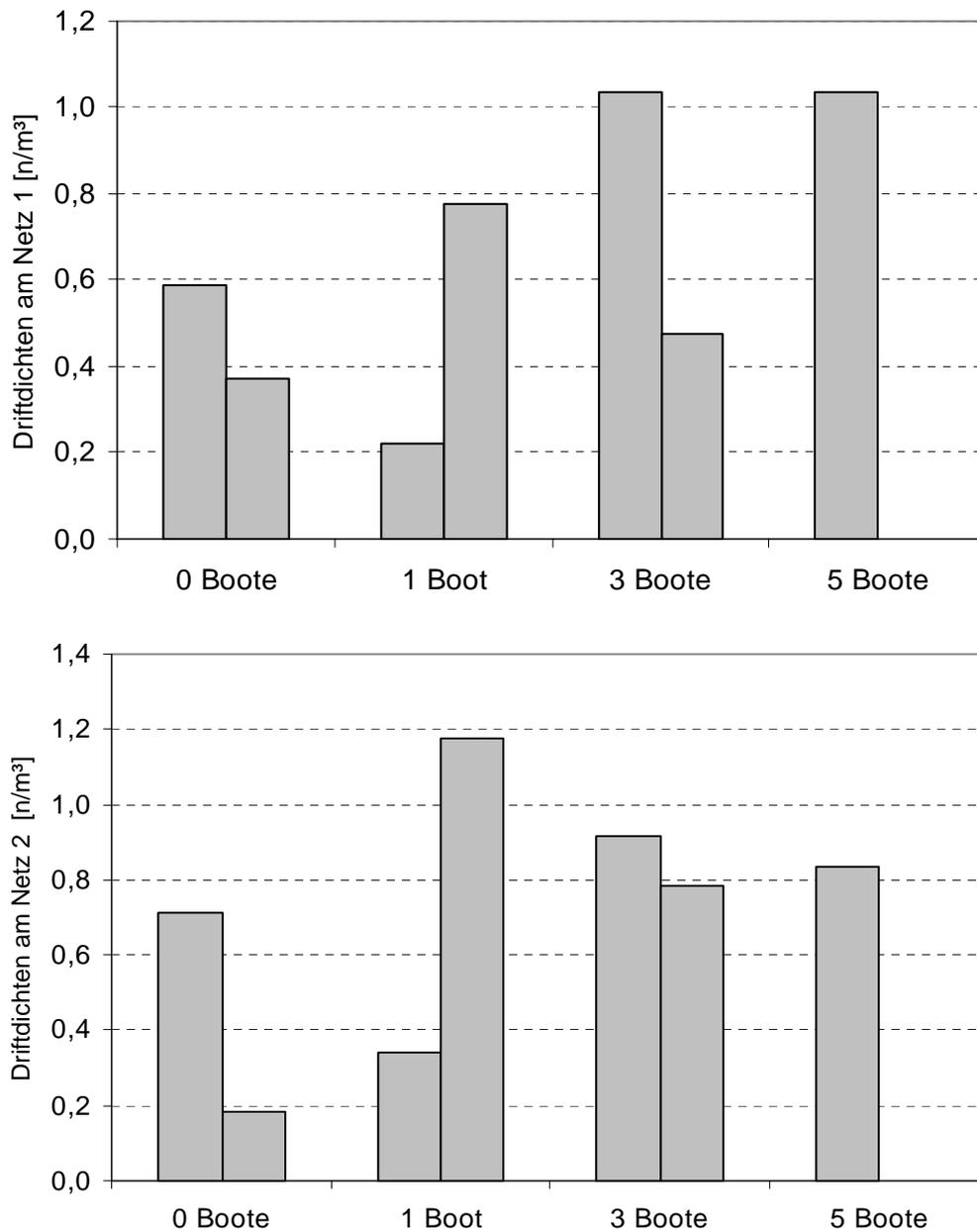


**Abb. 40:** Standort Lippe (L1), 9.10.99: Lineare Korrelation zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den am Netz 1 registrierten Driftdichten während des bewusst undisziplinierten Aus- und Einsetzens einer Kanugruppe.

#### d. Ruhr

An der Ruhr (R1) wurden an einer Wildwasseranlage mit Vereinsmitgliedern des SKC Neheim-Hüsten am 3.8.99 experimentelle Kanubefahrungen durchgeführt. Hier war es Aufgabe der Kanuten, die Wildwasseranlage in unterschiedlichen Bootsanzahlen (1, 3, 5, 3, 1 Kajaks) für jeweils 10 min zu befahren. Der Einstieg erfolgte an R1 über eine betonierte Treppe, so dass es beim Aus- und Einsetzen der Boote zu keinen Grundberührungen kommen kann. Im Allgemeinen bewegten sich Anfang August die Wassertiefen innerhalb der Anlage zwischen 40 cm und 70 cm. Mit einem Abstand von 5 m bzw. 20 m wurden zwei Driftnetze in dem gebündelten Hauptstromstrich (vgl. Kapitel 4.3.6) aufgestellt. Alle Driftintervalle betragen 15 min. Die Untersuchungen fanden am späten Nachmittag zwischen 16:45 Uhr und 18:51 Uhr statt. Das vordere Netz 1 stand in einer Wassertiefe von 73 cm (Fließgeschwindigkeit 60 cm/sec an der Netzöffnung) und Netz 2 in einer Tiefe von 57 cm (Fließgeschwindigkeit 85 cm/sec an der Netzöffnung). Beide Netze wurden in einem Abstand von 7 – 10 cm zur Gewässersohle arretiert. Während des Feldexperimentes passierten keine fremden Boote die Ruhr.

In den Abbildungen 41 und 42 sind die während der experimentellen Kanubefahrungen gemessenen Driftdichten in Form von Säulendiagrammen wiedergegeben. Darüber hinaus wurde ein Zusammenhang zwischen den Driftdichten als abhängige Variable und der Anzahl der Bootsbewegungen als unabhängige Variable über lineare Regressionsanalysen überprüft (vgl. hierzu auch Kapitel 4.3.6). Die Ergebnisse der linearen Regression sind in der Tabelle 30 zusammengefasst und in der Abbildung 43 für das Netz 2 dargestellt worden.



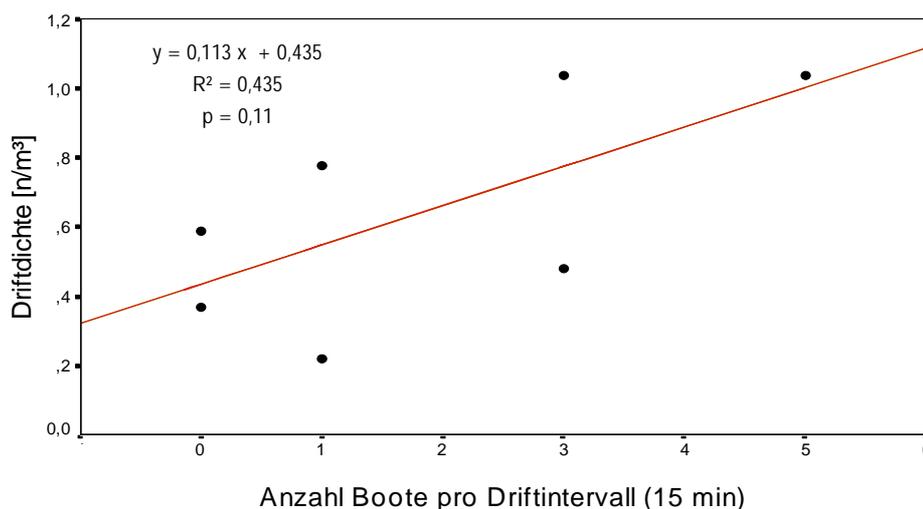
**Abb. 41 und 42:** Standort Ruhr (R1), 3.8.99: Driftdichten bei unterschiedlich intensiven, experimentell vorgegebenen Befahrensintensitäten einer Wildwasseranlage.

**Tab. 30:** Ergebnisse linearer Regressionsanalysen zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den Driftdichten im Rahmen des am 3.8.99 durchgeführten Feldexperimentes an der Ruhr (R1).

Netz	Lineare Regression: Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen	Lineare Regression: Volumenkorrigierte Driftdichte - Anzahl Bootsbewegungen
1	$p = 0,11 / R^2 = 0,44$	$p = 0,54 / R^2 = 0,08$
2	$p = 0,35 / R^2 = 0,18$	$p = 0,73 / R^2 = 0,03$

$p$  = Signifikanzwert ( $p \leq 0,1$  ♥ Tendenz,  $p \leq 0,05$  ♥ Signifikanz,  $p \leq 0,01$  ♥ hohe Signifikanz);  $R^2$  = Bestimmtheitsmaß, Fettdruck hebt signifikante Regressionen hervor.

Die Säulendiagramme der Abbildungen 41 und 42 verdeutlichen, dass auch am vorderen Netz 1 keine nennenswerter Anstieg der Driftdichten erfolgte. So sind die Driftdichten bei der Befahrung mit drei bzw. fünf Kajaks im Mittel gegenüber den Nullmessungen lediglich um den Faktor 1,75× erhöht. Auch die Regressionsanalysen wiesen keine signifikant linearen Zusammenhänge zwischen der Befahrensintensität und den Driftdichten nach.



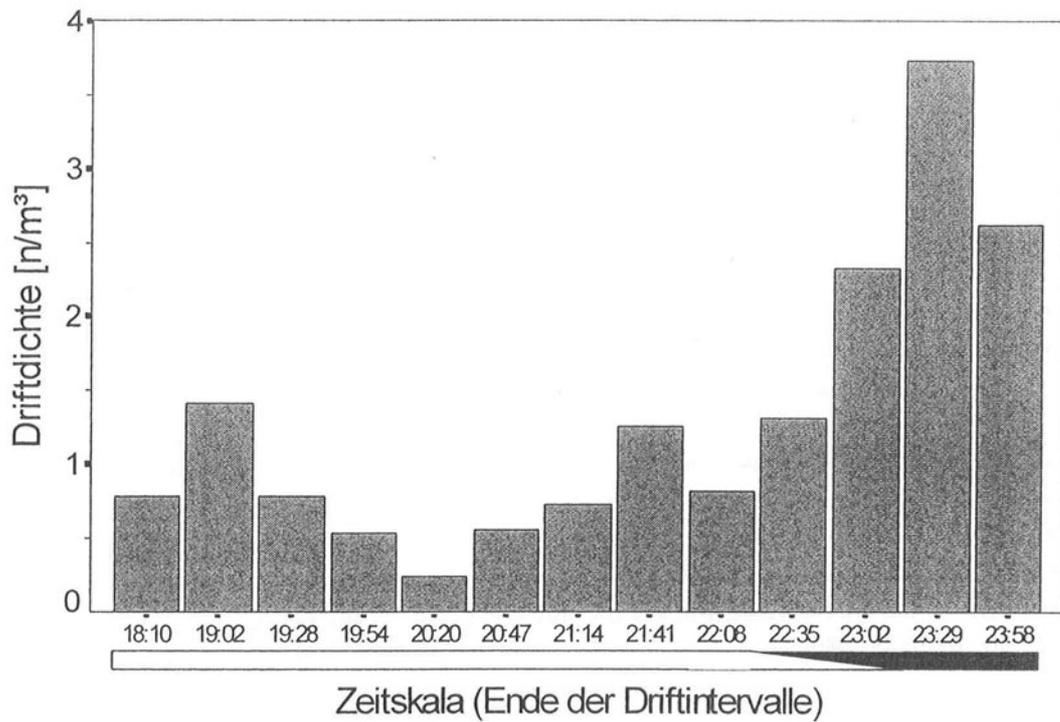
**Abb. 43:** Standort Ruhr (R1), 3.8.99: Lineare Korrelation zwischen der Anzahl an Bootsbewegungen und den am Netz 1 registrierten Driftdichten während des experimentellen Befahrens einer Wildwasseranlage.

## Erfassung der diurnalen Driftrhythmik

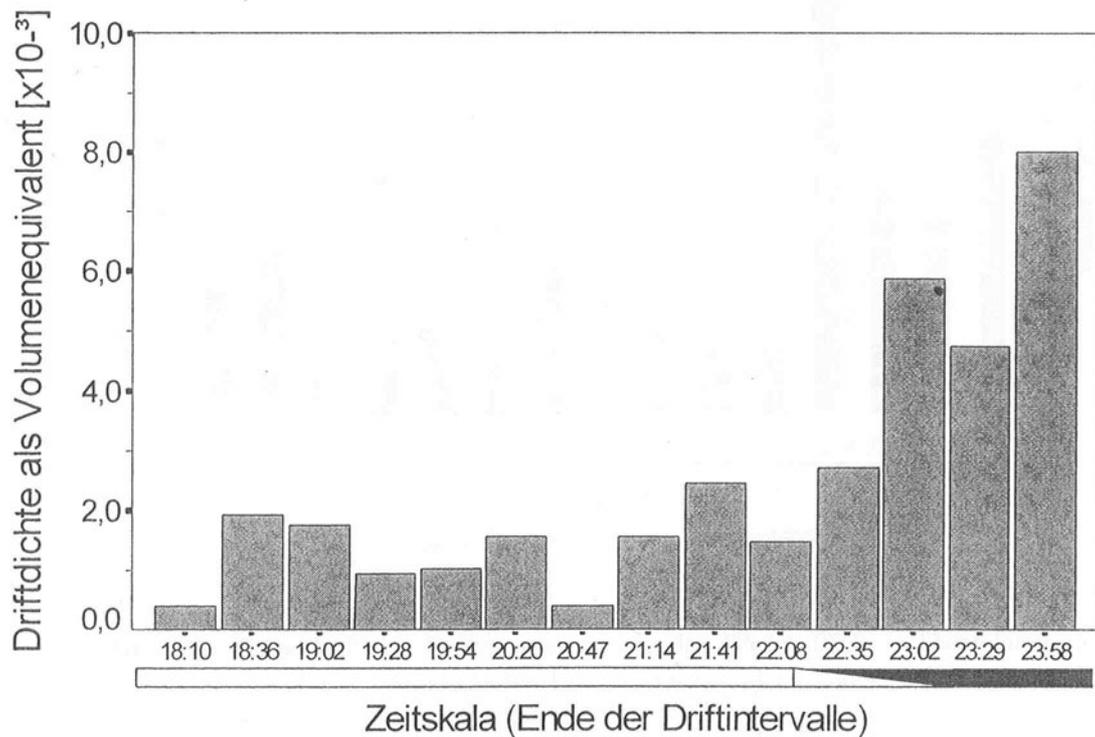
### a. Ems

An der Ein- und Aussatzstelle an E3 (Ems kurz unterhalb der Werseeinmündung) wurde am 9.6.99 als Ergänzung zu den direkt mit dem Kanusport stehenden Driftmessungen mit einem Driftnetz die spätabendliche organismische Drift erfasst (Erläuterungen siehe Kapitel 4.3.6). Die Untersuchungen erstreckten sich von 17:45 Uhr bis 23:56 Uhr in 14 jeweils 25 min langen Intervallen. Während dieses Zeitraumes kam es nur zu zwei Bootsbewegungen an der Ein- und Aussatzstelle. Das Netz wurde ca. 5 m hinter der Ein- und Aussatzstelle mit einem Uferabstand von 2,7 m, bei einer Wassertiefe von 89 cm und

einem Abstand von der Gewässersohle von ca. 10 cm positioniert. Die mittlere Fließgeschwindigkeit betrug 0,55 m/sec.



**Abb. 44:** Spätabendliche Driftmessungen an der Ems (E3) – Darstellung der Driftdichten entlang einer Zeitskala.



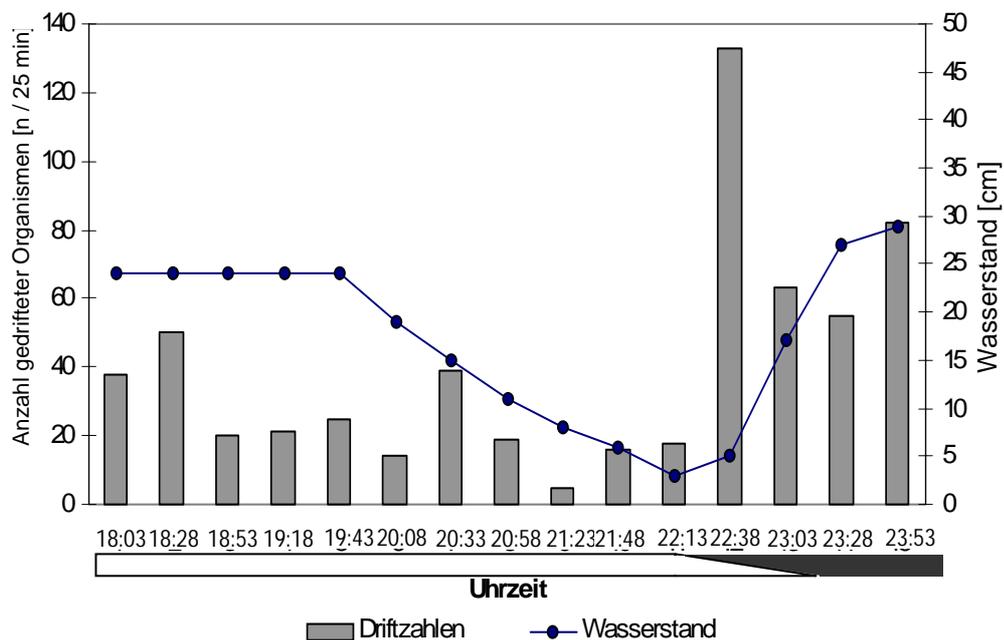
**Abb. 45:** Spätabendliche Driftmessungen an der Ems (E3) – Darstellung der volumenkorierten Driftdichten entlang einer Zeitskala.

In den Abbildungen 44 und 45 sind die Ergebnisse dieser Driftmessungen in Form von Säulendiagrammen für die Driftdichte und die volumenkorrigierte Driftdichte (vgl. Kapitel 4.3.6) wiedergegeben.

Anhand der obenstehenden Abbildungen ist unschwer zu erkennen, dass mit Einbruch der Dämmerung die benthischen Driftdichten an E3 mehr oder weniger kontinuierlich bis Mitternacht um den Faktor 4× und auf die volumenkorrigierten Driftdichten bezogen um den Faktor 8× anstiegen.

## b. Werse

Am 16.6.99 wurden an dem frei fließenden Unterlauf der Werse an W3 spätabendliche Driftmessungen durchgeführt. Die Messungen erfolgten mit einem Driftnetz in 15 jeweils 25 min langen Intervallen zwischen 17:38 Uhr und 23:53 Uhr. Das Driftnetz wurde in einem Abstand von 1,2 m zum rechten Werseufer positioniert. Während der Messungen passierte nur ein Kanadier diesen Abschnitt der Werse. Während der Driftmessungen kam es durch Wasserstandsregulierungen an der Havichhorster Mühle zu beträchtlichen Wasserstandsschwankungen um bis zu 26 cm. Dementsprechend variierten die Fließgeschwindigkeiten an dem Netz enorm und lagen zwischen 0,01 m/sec und 0,54 m/sec. Da vorübergehend der Wasserstand auf nur noch 3 cm absank, wurde das 10 cm hohe Driftnetz nicht mehr völlig durchströmt. Daher musste das Netz im Verlauf der Messungen ca. 5 cm tiefer arretiert werden und lag dann direkt der Gewässersohle auf. Vor diesem Hintergrund geben die in der Abbildung 46 dokumentierten Ergebnisse der spätabendlichen Driftmessungen nicht nur die Spannweite der täglichen Driftdiurnalität, sondern die Reaktion der benthischen Invertebraten auf zwei gleichzeitig einwirkende, sich überlagernde Störungen: Einbruch der Dämmerung und extremes Absinken des Wasserstandes.



**Abb. 46:** Spätabendliche Driftmessungen an der Werse (W3) – Darstellung der Driftraten entlang einer Zeitskala unter gleichzeitiger Angabe der Wasserstandsentwicklung.

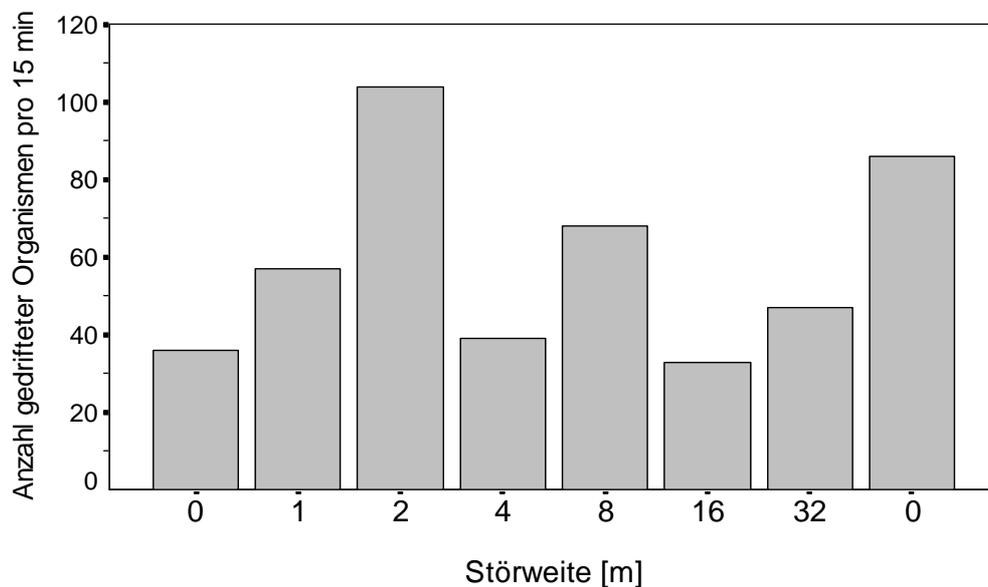
In der Abbildung 46 wurden keine Driftdichten berechnet, sondern die Driftraten (Anzahl der in einem Driftintervall gedrifteten Invertebraten), weil es nicht möglich war, die sich ständig ändernden, z.T. sehr geringen Fließgeschwindigkeiten genau zu messen. Trotz dieser ungünstigen Bedingungen ist anhand der

Abbildung zu erkennen, dass bei Einbruch der Dämmerung und gleichzeitigem Wiederanstieg des Wasserstandes und der Fließgeschwindigkeit die Driftrate vorübergehend um fast den Faktor 10× ansteigt. Auch in der ersten Nachtstunde wurden etwa doppelt bis dreifach höhere Driftraten als abends festgestellt.

### **Bestimmung der mittleren Driftweiten benthischer Invertebraten**

#### **a. Ems**

Am 15.7.99 wurden an der Ems an E3 experimentell die mittleren Driftweiten benthischer Makroorganismen bestimmt. Zu diesem Zweck wurde ein Driftnetz in der Gewässermitte in einer Wassertiefe von 85 cm (Abstand von der Sohle ca. 10 cm) bei einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,41 m/sec aufgestellt und 1 m, 2 m, 4 m, 8 m, 16 m und 32 m gewässeraufwärts ein ca. 30 cm breiter Sedimentstreifen mit den Füßen aufgewirbelt. Nullmessungen fanden vor und nach dieser Prozedur statt (Einzelheiten siehe Kapitel 4.3.4 und 4.3.6). Die Lichtverhältnisse blieben bei überwiegend sonniger Witterung weitgehend konstant. Die Driftintervalle betragen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Netz 10 min bis 20 min. Die Untersuchungen wurden zwischen 12:00 Uhr und 13:50 Uhr durchgeführt. In der Abbildung ist die Entwicklung der Driftraten (gedriftete Organismen in 15 min) in Abhängigkeit von der Störweite dargestellt.



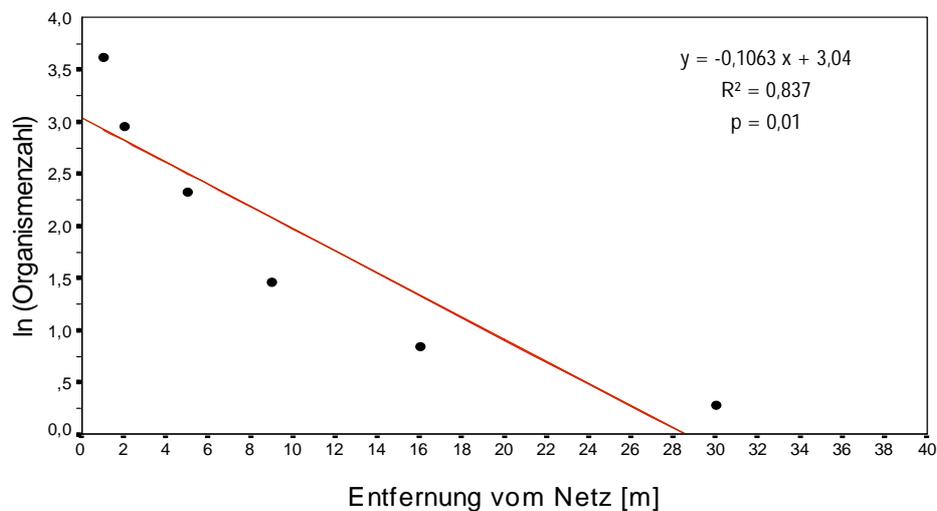
**Abb. 47:** Bestimmung der mittleren Driftweite benthischer Invertebraten an der Ems (E3) am 15.7.99: Driftraten in Abhängigkeit von der Störweite.

Anhand der obenstehenden Abbildung ist unschwer zu erkennen, dass die Driftraten mit zunehmender Störweite nicht abnehmen, sondern sich uneinheitlich entwickeln. Aus diesem Grund ist keine mathematische Berechnung der mittleren Driftweiten möglich.

#### **b. Werse**

Am 12.7.99 wurden an der Werse an W3 experimentell die mittleren Driftweiten benthischer Makroorganismen bestimmt. Zu diesem Zweck wurde ein Driftnetz in der Gewässermitte in einer Wassertiefe von 30 cm bei einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,35 m/sec aufgestellt und 1 m, 2 m, 5 m, 9 m, 16 m und 30 m gewässeraufwärts ein ca. 30 cm breiter Sedimentstreifen mit den Füßen aufgewirbelt. Nullmessungen fanden vor und nach dieser Vorgehensweise statt (Einzelheiten siehe Kapitel 4.3.4 und 4.3.6). Die Driftintervalle betragen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Netz 5 min bis 20 min. Die

Untersuchungen wurden zwischen 11:07 Uhr und 12:57 Uhr durchgeführt. In diesem Zeitraum wurde der Werseabschnitt von Ufergehölzen etwa zu 90% beschattet. Während der Messungen stieg der Wasserstand der Werse um 18 cm an. Da nicht ausgeschlossen werden kann, dass hierdurch die organismische Drift beeinflusst wird, sind die unten beschriebenen Ergebnisse mit einem gewissen Unsicherheitsfaktor behaftet. Nach ELLIOTT (1971) und KONAR (1990) konnten die mittleren Driftweiten für die Gesamtheit aller Organismen sowie für die taxonomische Gruppe der Chironomini (Diptera) berechnet werden. In der Abbildung 48 ist exemplarisch für die Gruppe der Chironomini der von ELLIOTT (1971) nachgewiesene, bei negativ semilogarithmischer Auftragung lineare Zusammenhang zwischen der Anzahl gedrifteter Organismen und der Störweite in Form von linearen Regressionsgeraden dargestellt. Hierbei entspricht der Betrag des Gefälles der Regressionsgeraden der Rückkehrate der Organismen, dessen Kehrwert der mittleren Driftweite entspricht. Die mittleren Driftweiten sind in der Tabelle 31 gegenübergestellt worden.



**Abb. 48:** Bestimmung der mittleren Driftweite der Chironomini (Diptera) an der Werse (W3) am 12.7.99: Lineare Regression zwischen der logarithmierten Organismenanzahl und den Störweiten.

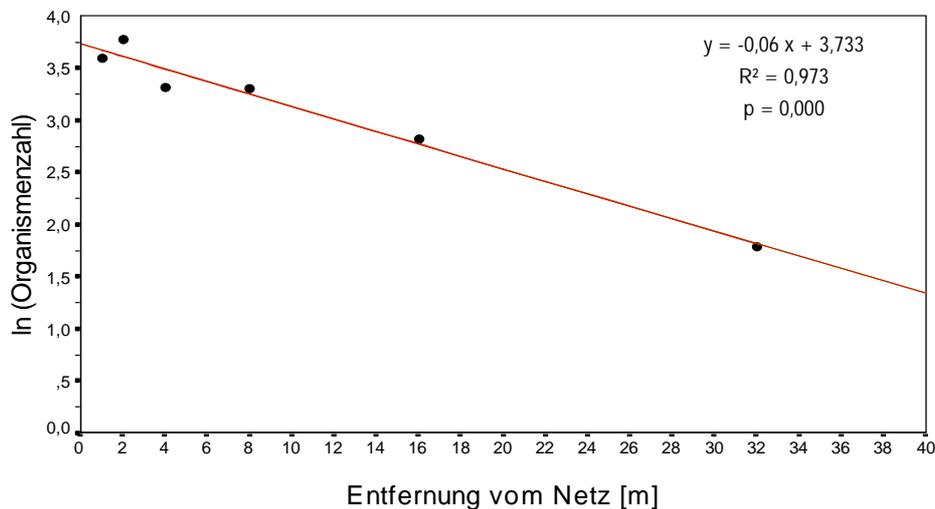
**Tab. 31:** Werse (W3): Rückkehraten (R), mittlere Driftweiten ( $\bar{x}$ ) und Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) ausgewählter Taxa.

Taxa(gruppe)	Rückkehrate R	Mittlere Driftweite $\bar{x}$	Bestimmtheitsmaß $R^2$
Alle Organismen	0,038	26,18 m	0,56
Chironomini (Diptera)	0,106	9,41 m	0,84

Anhand der obenstehenden Abbildung und Tabelle ist zu erkennen, dass insbesondere für die Gruppe der Chironomini mit einem Signifikanzwert von  $p = 0,01$  und einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 = 0,84$  die statistischen Anforderungen an die Bestimmung der mittleren Driftweite sehr gut erfüllt wurden. Dagegen ist die für die Gesamtheit der Organismen berechnete mittlere Driftweite von ca. 26 m mit einem etwas größeren Fehlerrisiko behaftet.

### c. Ruhr

Am 3.8.99 wurden an der Ruhr an R1 experimentell die mittleren Driftweiten benthischer Makroorganismen bestimmt. Zu diesem Zweck wurde ein Driftnetz im Stromstrich in einer Wassertiefe von 55 cm bei einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,97 m/sec (Driftkörpermethode) aufgestellt und 1 m, 2 m, 4 m, 8 m, 16 m und 32 m gewässeraufwärts ein ca. 30 cm breiter Sedimentstreifen mit den Füßen aufgewirbelt. Nullmessungen fanden vor und nach dieser Prozedur statt (Einzelheiten siehe Kapitel 4.3.4 und 4.3.6). Die Driftintervalle betragen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Netz 5 min bis 15 min. Die Untersuchungen wurden zwischen 11:32 Uhr und 12:57 Uhr durchgeführt. Der Ruhrabschnitt war bei sonniger Witterung durchweg unbeschattet. Nach ELLIOTT (1971) und KONAR (1990) konnten die mittleren Driftweiten für die Gesamtheit aller Organismen sowie für die taxonomische Gruppe der Chironomini, der Tanypodinae, der Chironomidae (alle Diptera) sowie der Leuctridae, von *Leuctra fusca* und *Leuctra albida* (alle Plecoptera) berechnet werden. In der Abbildung 49 ist exemplarisch für *Leuctra fusca* der von ELLIOTT (1971) nachgewiesene, bei negativ semilogarithmischer Auftragung lineare Zusammenhang zwischen der Anzahl gedrifteter Organismen und der Störweite in Form einer linearen Regressionsgeraden dargestellt. Hierbei entspricht der Betrag des Gefälles der Regressionsgeraden der Rückkehrrate der Organismen, dessen Kehrwert die mittlere Driftweite angibt. Die mittleren Driftweiten sind in der Tabelle 29 gegenübergestellt worden.



**Abb. 49:** Bestimmung der mittleren Driftweite von *Leuctra fusca* an der Ruhr (R1) am 3.8.99: Lineare Regression zwischen der logarithmierten Organismenanzahl und den Störweiten.

Der Tabelle 32 ist zu entnehmen, dass insbesondere für die Gesamtheit aller Organismen, den Tanypodinae, der Leuctridae sowie für *Leuctra fusca* und *L. albida* die mathematisch- statistischen Anforderungen an die Bestimmung der mittleren Driftweite sehr gut erfüllt wurden. Anders als an der Ems und Werse konnten folglich an der Ruhr für eine größere Anzahl einzelner Taxa(gruppen) sehr gut die mittleren Driftweiten berechnet werden. Während die mittlere Driftweite der Gesamtheit aller Organismen bei ca. 21 m liegt, bewegen sich die Driftweiten einzelner Taxa(gruppen) zwischen ca. 11 m und 23 m.

**Tab. 32:** Ruhr (R1): Rückkehrraten (R), mittlere Driftweiten ( $\bar{x}$ ) und Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) ausgewählter Taxa.

Taxa(gruppe)	Rückkehrrate R	Mittlere Driftweite $\bar{x}$	Bestimmtheitsmaß $R^2$
Alle Organismen	0,047	21,14 m	0,70
Chironomini (Diptera)	0,092	10,86 m	0,41
Tanypodinae (Diptera)	0,074	13,55 m	0,85
Chironomidae (Diptera)	0,046	21,93 m	0,50
Leuctridae (Plecoptera)	0,049	20,41 m	0,89
<i>Leuctra fusca</i> (Plecoptera)	0,060	16,69 m	0,97
<i>Leuctra albida</i> (Plecoptera)	0,044	22,73 m	0,60

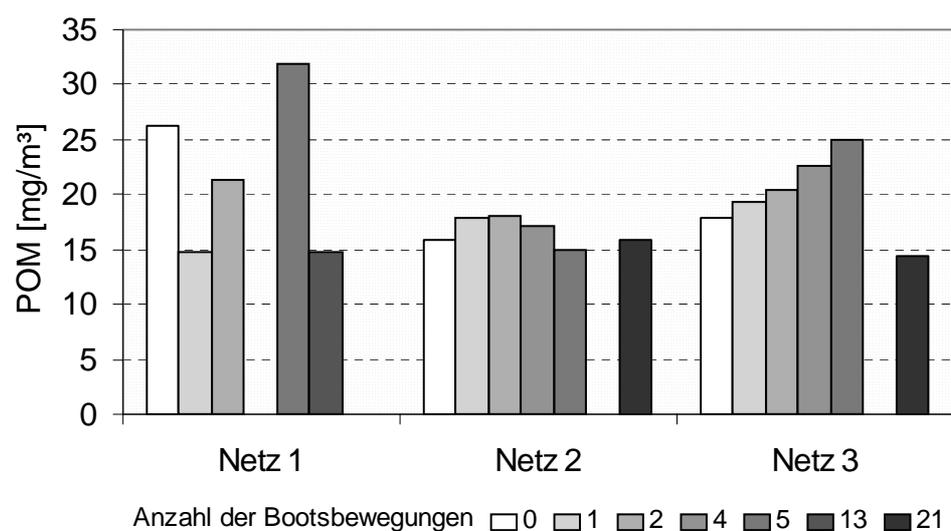
### **Bestimmung der partikulären organischen Substanz (POM) in der fließenden Welle**

Im zweiten Untersuchungsjahr, 1999, wurden mit Ausnahme der Driftmessungen an der Ems (E3) am 25.5.99 bei allen Driftmessungen neben den gedrifteten Organismen das vom Wasserkörper mitgeführte partikuläre organische Material (POM) quantitativ erfasst (Einzelheiten siehe Kapitel 4.3.4).

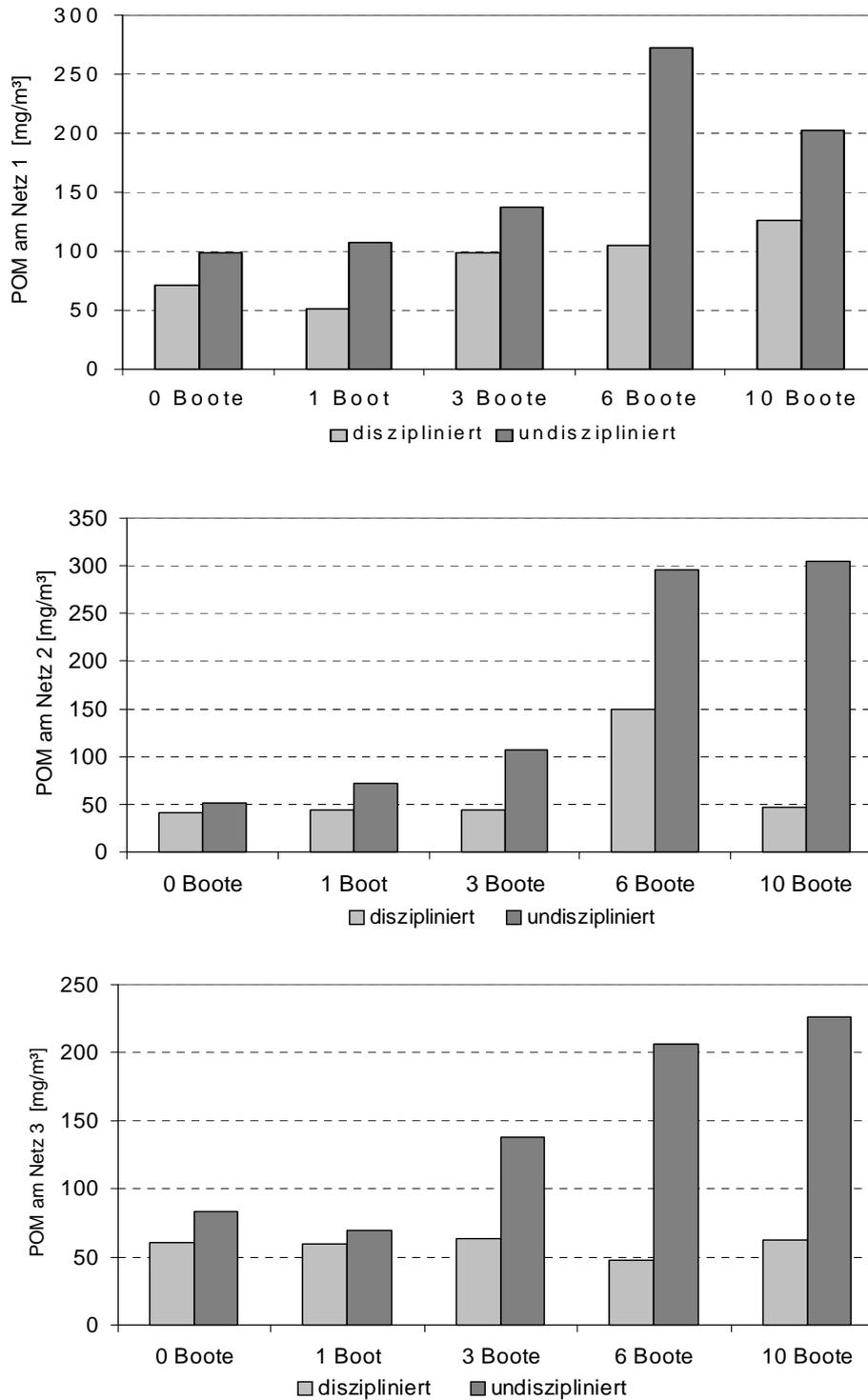
#### **a. Ems**

An der Ems wurde an E3 während der longitudinalen Driftmessungen 19.6.99, der horizontalen Driftmessungen am 16.7.99 sowie während des Kanuexperimentes am 6.7.99 die jeweils in den Netzen aufgefangene Menge des POM als Konzentration [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] berechnet (vgl. Abb. 50).

In den Abbildungen 51 bis 53 sind die an den drei Untersuchungstagen an E3 gemessenen POM-Konzentrationen bei unterschiedlichen Befahrensintensitäten bzw. Fahrverhalten dargestellt.

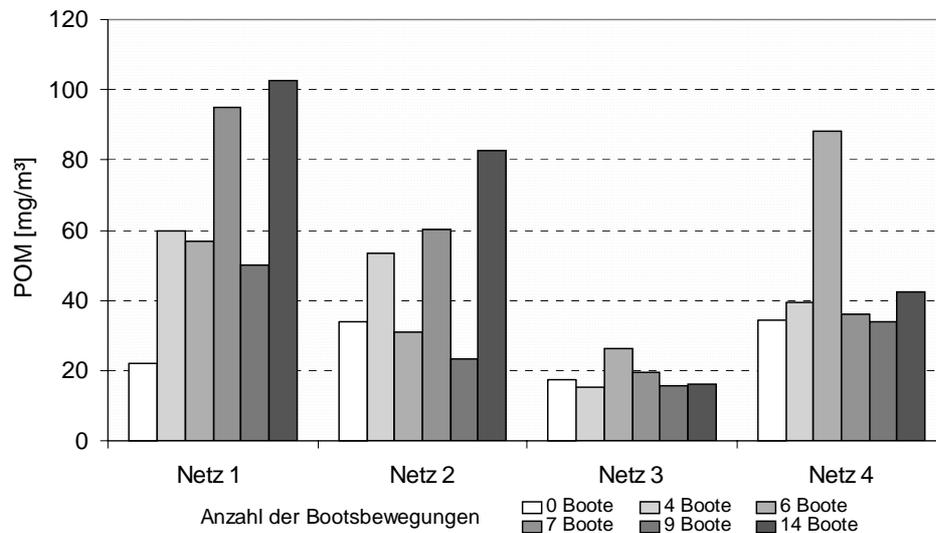


**Abb. 50:** Standort Ems (E3), 19.6.99: POM-Konzentrationen bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Ausatzstelle für Kanuten. Die Abweichungsbalken veranschaulichen Min/Max – Werte.



**Abb. 51 bis 53:** Standort Ems (E3), 6.7.99: POM-Konzentrationen bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Ausstattstelle für Kanuten.

Die Abweichungsbalken veranschaulichen Min/Max – Werte.



**Abb. 54:** Standort Ems (E3), 16.7.99: POM-Konzentrationen bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten. Die Abweichungsbalken veranschaulichen Min/Max – Werte.

Anhand der obenstehenden Abbildungen ist zu erkennen, dass am 19.6.99 auch nach bis zu 21 Boatsbewegungen an der Ein- und Aussatzstelle keine Beeinflussung der POM-Konzentrationen an den drei Netzstandorten festgestellt werden konnte.

Dagegen wurden während des am 6.7.99 durchgeführten Kanuexperimentes (s.o.) an allen drei Netzen, insbesondere bei einem bewusst undisziplinierten Fahrverhalten, mit ansteigender Anzahl der aus- und einsetzenden Kajaks z.T. höhere POM-Konzentrationen nachgewiesen. Während am vorderen Netz 1 (vor der Ein- und Aussatzstelle) und am hinteren Netz 3 (30 m hinter der Ein- und Aussatzstelle) durch das disziplinierte Vorbeifahren der Kajaks bzw. das Aus- und Einsetzen keine wesentlich erhöhten POM-Konzentrationen gemessen wurden, wurde an dem mittleren Netz 2 (ca. 5 - 8 m hinter der Ein- und Aussatzstelle) beim disziplinierten Aus- und Einsetzen von sechs Kajaks eine Erhöhung der POM-Fracht um etwa den Faktor 3× registriert. Während des undiszipliniertes Verhaltens der Kanugruppe wurden am Netz 1 um bis 2,5× höhere, am Netz 2 um bis zu 6× höhere und am Netz 3 um bis zu 3,5× höhere POM-Konzentrationen gemessen.

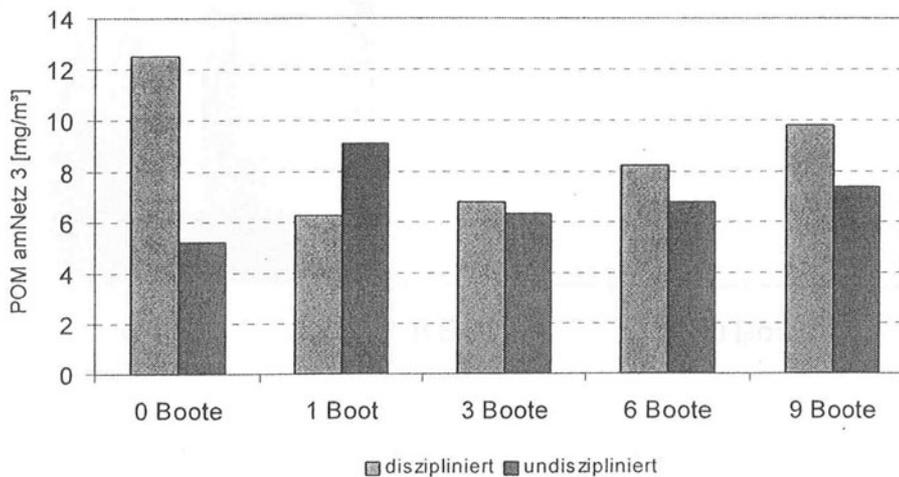
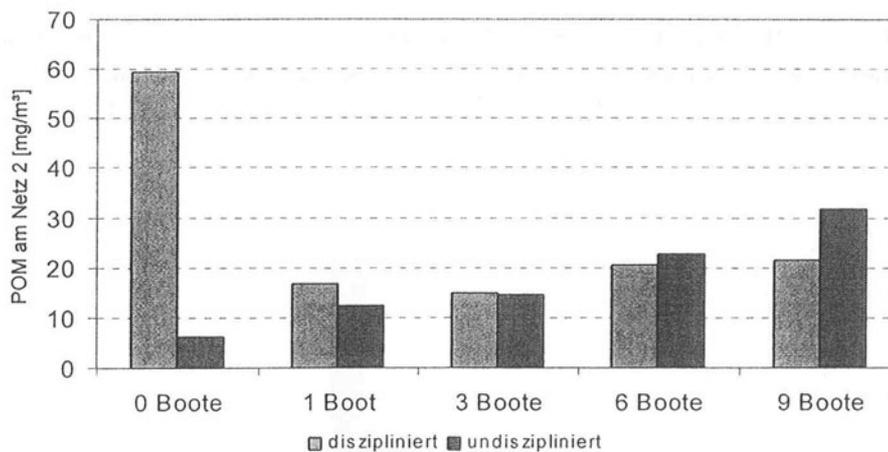
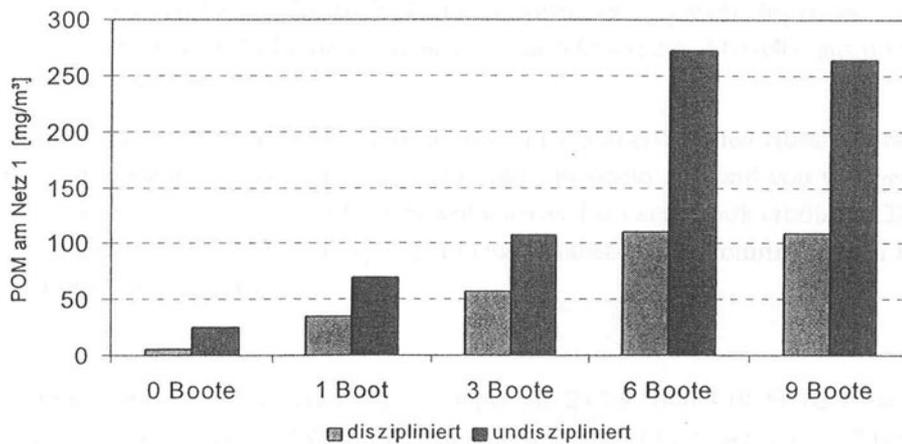
Während der horizontal ausgerichteten Driftmessungen am 16.7.99 wurden bei steigender Benutzungsintensität der Ein- und Aussatzstelle in Ufernähe (Netze 1 und 2) erhöhte POM-Konzentrationen nachgewiesen. Am Netz 1 (85 cm vom Ufer entfernt) stiegen während des Aus- und Einsetzens von Kanus die POM-Frachten um bis zu den Faktor 5× gegenüber der Nullmessungen an. Am Netz 2 (2,85 m vom Ufer entfernt) war dieser Effekt undeutlicher und schwächer ausgeprägt (Steigerungen bis den Faktor 2,4×). Dagegen konnte an den Netzstandorten 3 und 4 i.d.R. keine Erhöhung der POM-Frachten festgestellt werden. Lediglich während sechs Boatsbewegungen traten am Netz 4 gegenüber den Nullmessungen ca. 2,6× höhere POM-Konzentrationen auf.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass durch das Aus- und Einsetzen von Kanus an E3 insbesondere unter experimentell vorgegebenen Bedingungen bei bewusst undiszipliniertem Fahrverhalten vor

und hinter der Ein- und Aussatzstelle deutlich erhöhte POM-Konzentrationen registriert wurden. Während des unbeeinflussten Aus- und Einsetzens von Kanus traten i.d.R. nur in Ufernähe höhere POM-Frachten auf.

**b. Werse**

An der Werse wurden an W3 im Rahmen der Driftmessungen vom 4.6.99 und 1.7.99 (Kanuexperiment) die jeweils in den Netzen angefallene Menge an POM in Konzentrationen [mg/m<sup>3</sup>] umgerechnet. Da am 4.6.99 lediglich zwei Kanadier die Untersuchungsstelle passierten, wird auf eine Darstellung des Zusammenhanges zwischen der Bootsanzahl und der POM-Konzentration verzichtet.



**Abb. 55 bis 57:** Standort Werse (W3), 1.7.99: POM-Konzentrationen bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten bzw. Fahrverhalten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten.

In den Abbildungen 55 bis 57 sind die während der am 1.7.99 an W3 durchgeführten experimentellen Kanubefahrungen gemessenen POM-Konzentrationen bei unterschiedlichen Befahrensintensitäten bzw. Fahrverhalten dargestellt.

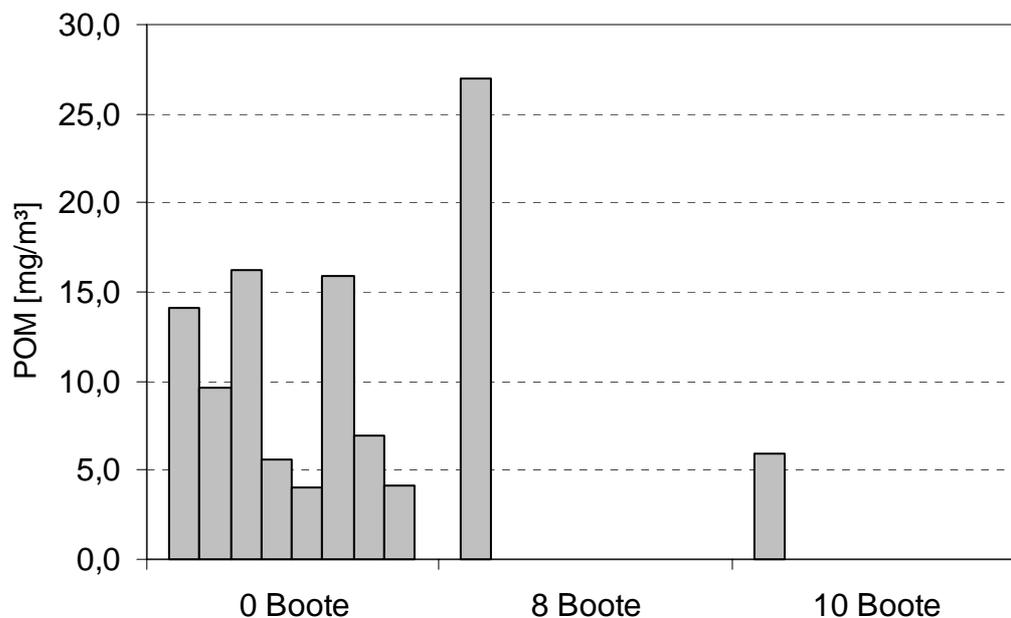
Den obenstehenden Abbildungen ist zu entnehmen, dass am Netz 1, wenige Meter unterhalb der Ein- und Aussatzstelle, mit zunehmender Anzahl der aus- und einsetzenden Kajaks die POM-Konzentrationen ansteigen. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt bei bewusst undisziplinierter Fahrweise der Kanugruppe. Hier erhöht sich die POM-Fracht um bis zu den Faktor 18×, dagegen bei disziplinierter Fahrweise nur max. um den Faktor 7×. 25 m gewässerabwärts (Netz 2) konnten sowie am gegenüberliegenden Ufer (Netz 3) keine eindeutigen Erhöhungen der POM-Konzentrationen festgestellt werden. Dasselbe gilt für die Vorbeifahrt am Netz 3 von bis zu fünf Booten.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass an einem flach überströmten Abschnitt des Werseunterlaufes im Rahmen von experimentell geführten Kanubefahrungen in einem Abstand von wenigen Metern unterhalb einer Ein- und Aussatzstelle insbesondere bei undisziplinierter Fahrweise stark erhöhte POM-Konzentrationen nachgewiesen wurden. In weiter entfernt liegenden Gewässerabschnitten konnte dagegen keine Beeinflussung der POM-Fracht festgestellt werden.

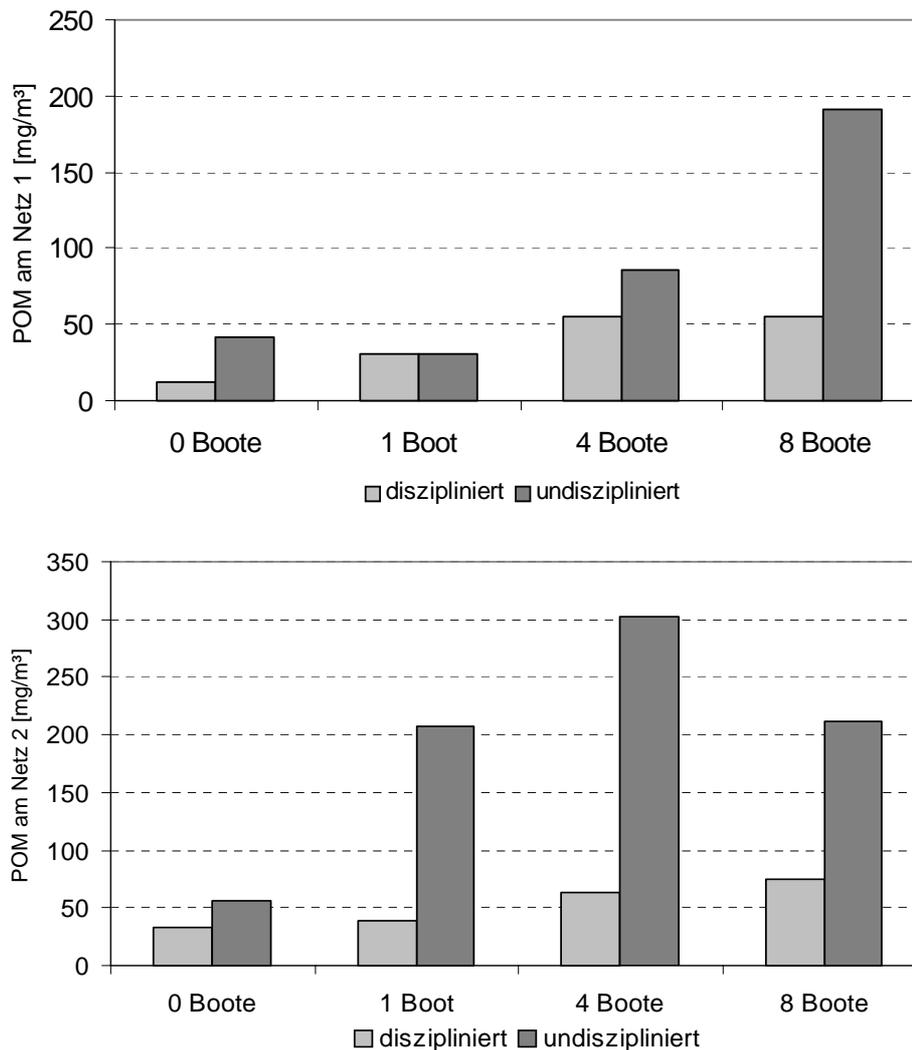
### c. Lippe

An der Lippe wurden an L1 während der Driftmessungen am 25.7.99 und 9.10.99 (Kanuexperiment) die jeweils in den Netzen angefallene Menge des POM erfasst und konzentrationsbezogen  $[\text{mg}/\text{m}^3]$  berechnet (Abb. 58).

In den Abbildungen 59 bis 60 sind die während der am 25.7.99 und 9.10.99 an L1 durchgeführten Driftmessungen berechneten POM-Konzentrationen bei unterschiedlichen Befahrensintensitäten bzw. Fahrverhalten dargestellt.



**Abb. 58:** Standort Lippe (L1), 25.7.99: POM-Konzentrationen bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten an einer Ein- und Aussatzstelle für Kanuten.



**Abb. 59 u. 60:** Standort Lippe (L1), 9.10.99: POM-Konzentrationen bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten bzw. Fahrverhalten an einer Ein- und Ausstattstelle für Kanuten.

Die Abbildung 58 veranschaulicht, dass am 25.7.99 an beiden Netzstandorten während acht Bootsbewegungen an der etwa 5 m bzw. 20 m gewässeraufwärts gelegenen Ein- und Ausstattstelle zwar leicht höhere POM-Konzentrationen registriert wurden, diese jedoch nicht den doppelten Wert der Schwankungsbreite der Nullmessungen erreichen.

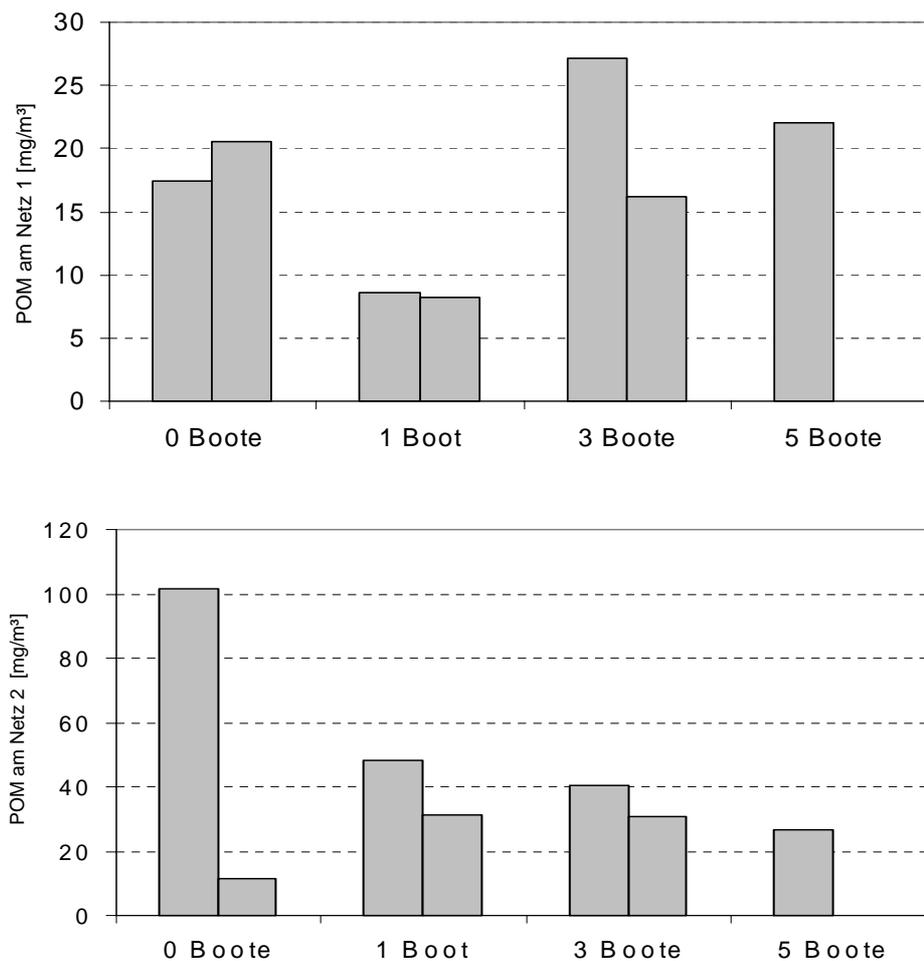
Dagegen wurden während der experimentellen Kanubefahrungen am 9.10.99 an beiden Netzstandorten (Netz 2 war an diesem Tag nicht 20 m, sondern 17 m hinter der Ein- und Ausstattstelle positioniert) bei bewusst undisziplinierter Fahrweise erhöhte POM-Frachten registriert. Sowohl am Netz 1 als auch am Netz 2 traten um bis zu ca. 7× höhere POM-Konzentrationen auf.

Hieraus kann für die Lippe an L1 geschlossen werden, dass v.a. durch ein undiszipliniertes Verhalten während des Aus- und Einsteigens in Kanus auch noch 17 m weiter gewässerabwärts deutlich erhöhte POM-Frachten auftreten können.

**d. Ruhr**

An der Ruhr wurden an R1 während der experimentellen Kanubefahrungen der Wildwasseranlage bei Neheim-Hüsten am 3.8.99 die jeweils in den Netzen angefallene Menge des POM erfasst und konzentrationsbezogen [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] berechnet.

In den Abbildungen 61 und 62 sind die am 3.8.99 an R1 berechneten POM-Konzentrationen bei unterschiedlichen Befahrensintensitäten bzw. Fahrverhalten dargestellt.



**Abb. 61 u. 62:** Standort Ruhr (R1), 3.8.99: POM-Konzentrationen bei unterschiedlich intensiven Befahrensintensitäten bzw. Fahrverhalten an einer Ein- und Ausstzstelle für Kanuten.

Die Abbildungen 61 und 62 zeigen deutlich, dass während der experimentell veranlassten Befahrungen der Wildwasseranlage keine höheren POM-Frachten gemessen wurden.