

Der Einfluß einer mechanischen Entkrautungsmaßnahme auf die Driftraten der Makro-Invertebraten im Unteren Schierenseebach

Von Bernhard Stätzner und Dirk-H. Stechmann

1. Einleitung

Die wechselseitigen Beziehungen zwischen einem Fließgewässer und dem von ihm entwässerten terrestrischen Areal sind so groß, daß die Veränderung des einen sich stets auch auf den anderen Bereich mehr oder minder stark auswirkt. Abgesehen von der Gewässerverschmutzung läßt sich diese Erscheinung besonders deutlich an den Auswirkungen der Rodung der Ufervegetation unserer Fließgewässer zeigen. Während die aquatische Flora in einem beschatteten Bach nur spärlich entwickelt ist, können Wiesenbäche, die der Sonneneinstrahlung ungehindert ausgesetzt sind, stark verkrauten. Da die Verkrautung den Abfluß hindert, treten nach Perioden stärkerer Niederschläge im Einzugsgebiet eines solchen Gewässers, je nach der Morphologie des Areals, mehr oder minder umfangreiche Überschwemmungen auf.

An Stelle der Baumbepflanzung an schmalen Uferstreifen als biologische Maßnahme gegen die Verkrautung und ihre negativen Auswirkungen wird von den Wasserwirtschaftlern vermehrt eine ganze Reihe das ökologische Gefüge verändernder Eingriffe vorgenommen, um ein schnelleres Abfließen des Wassers zu gewährleisten. Dazu gehören: Entkrautung von Hand, mit Maschinen, mit Herbiziden, Vertiefung des Gewässerbettes, Begradigung, Betonierung oder schließlich die vollständige Verrohrung des Gewässers.

Dabei werden die Fließgewässer weitgehend als „Kanalisation“ der Landschaft verstanden. Daß diese Maßnahmen die Fauna und damit auch ökologisch wichtige Funktionen der Fließgewässer (z. B. Abbau organischer Substanzen) beeinträchtigen, ist unbestritten. Detaillierte Informationen sind notwendig, um die Auswirkungen solcher Maßnahmen beurteilen zu können.

Die vorliegende Arbeit befaßt sich mit einem Teilaspekt dieser Problematik, nämlich dem Einfluß einer maschinell durchgeführten, mechanischen Entkrautung auf die Driftraten der Makro-Invertebraten eines Baches im Naturpark Westensee bei Kiel. Diese Entkrautungsmaßnahmen werden auf Veranlassung des hiesigen Wasser- und Bodenverbandes ein- bis zweimal jährlich routinemäßig durchgeführt. Es ergab sich daher die Frage, welche Arten der Fauna jenes Baches durch die regelmäßigen Eingriffe besonders beeinträchtigt werden.

2. Methoden

2.1 Driftterminologie

Das Phänomen der Drift wurde zuerst von McATEE (1925), BORGH (1927, cit. ex MÜLLER 1954 a) und NEEDHAM (1928) beschrieben. Nach den Arbeiten von MÜLLER (1954 a, b) setzten immer intensiverer Forschungen darüber ein. Während man anfangs

unter Drift einen dauernden Strom von benthischen Organismen in Fließrichtung verstand, erkannte man bald, daß die spezifischen Driftraten nicht konstant sind, sondern tages- und jahresperiodisch schwanken. WATERS (1965) stellte daraufhin drei Drifttypen auf, die er folgendermaßen benannte:

„behavioral drift“ (zurückzuführen auf spezifische Verhaltensweisen der Organismen),
„constant drift“ (zurückzuführen auf das gelegentliche Abtreiben einzelner Individuen, ohne tagesperiodische Muster),
„catastrophic drift“ (zurückzuführen auf Hochwasser oder andere physikalische Störungen).

BOURNAUD & THIBAUT (1973) erweiterten dieses System, indem sie als Ursache für die Katastrophen-Drift „pollution“ miteinbezogen. Nach Auffassung von MÜLLER (1970) sollte die „constant drift“ entweder zur „behavioral drift“ oder zur „catastrophic drift“ gerechnet werden. ULFSTRAND (1968) unterschied zwischen der passiven Driftbewegung selbst und dem Beginn und Ende dieses Vorganges, an dem die Individuen aktiv teilhaben. Eine Zusammenstellung der Driftliteratur findet sich bei WATERS (1972), BOURNAUD & THIBAUT (1973) und MÜLLER (1974).

Die Terminologie der Drifttypen wird in der Literatur jedoch nicht konsequent benutzt. So wird unter „catastrophic drift“ sowohl der treibende Organismenstrom verstanden, der aktiv nach thermischer oder chemischer Verschmutzung des Bachwassers (BESCH 1966, WOJTAŁIK & WATERS 1970, WALLACE et al. 1973, WALLACE & HYNES 1975) oder nach Rückgang der Strömung (MINSHALL & WINGER 1968) aktiv in die Drift eintritt, als auch derjenige Organismenstrom, der ganz oder überwiegend passiv durch natürliche (vgl. HYNES 1972) oder künstliche (WATERS 1962, MÜLLER 1970, vorliegende Arbeit) mechanische Störungen losgerissen wird. Auch die erhöhten Driftraten während der Elektrofischerei (ELLIOTT & BAGENAL 1972) müssen als „catastrophic drift“ angesehen werden.

Andererseits werden mit dem Begriff „behavioral drift“ ebenfalls Organismen bezeichnet, die aktiv oder passiv in den Organismenstrom gelangt sind, wie es u. a. SCHUMACHER (1970) zeigt.

Wir schlagen deshalb vor, den treibenden Organismenstrom einschließlich Exuvien, Dauerstadien, Gelegen, Puppen und Imagines wie zu Beginn seiner Entdeckung (s. o.) solange als Drift zu bezeichnen, bis man über den aktiven oder passiven Eintritt der Individuen hinreichende Aussagen machen kann. Als Sonderfall möchten wir lediglich die Katastrophen-Drift abgrenzen, die durch ein außergewöhnliches natürliches oder unnatürliches Ereignis verursacht wird.

Auf Grund dieses kurzen Abrisses über den bisherigen Stand der Driftforschung läßt sich die einleitend gestellte Fragestellung wie folgt differenzieren:

1. Bewirkt die mechanische Entkrautung eine Katastrophen-Drift?
2. Welche Arten sind in einer eventuellen Katastrophen-Drift enthalten?
3. Mit welcher Geschwindigkeit können die einzelnen Arten sich einer eventuellen Katastrophen-Drift entziehen?

2.2 Untersuchungsgebiet und Versuchstechnik

Die Untersuchungen wurden am Unteren Schierenseebach durchgeführt, der im Naturpark Westensee liegt und vom kleinen Schierensee in den Westensee fließt. Den Unteren Schierenseebach stellte bereits SCHMIDT (1971) vor, der die Odonatenfauna dieses Gewässers analysierte. Weitere Einzelheiten werden in einer Monographie über diesen Bach mitgeteilt werden, an der von STATZNER seit 1974 gearbeitet wird.

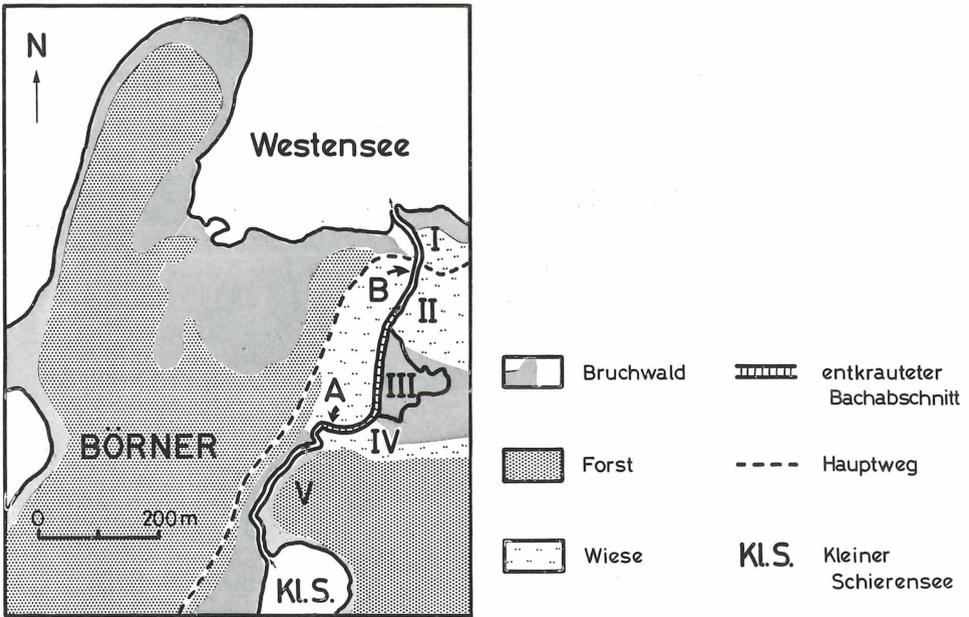


Abb. 1. Unterer Schierenseebach; Lage der Probenstellen (A, B) sowie des entkrauteten Abschnittes und Skizzierung der umgebenden Vegetation, denen die Bachabschnitte I-V zugeordnet sind. Nach SCHMIDT (1971), verändert.

Die Entkrautungsarbeiten wurden am 4. 11. 1974 in den Bachabschnitten II (nur oberer Teil), III und IV durchgeführt (vgl. Abb. 1). Dabei wurde die in diesem Bereich auftretende aquatische Vegetation (vornehmlich *Phragmites communis*) mit einem motorbetriebenen Propeller etwa 10 cm unterhalb der Wasseroberfläche abgeschnitten (Abb. 2). Beim Eintauchen des sich schnell drehenden Propellers in das Wasser entstanden starke Turbulenzen, die den Bachgrund sichtbar aufwirbelten. Die Entfernung des geschnittenen Materials aus dem Bachbett erfolgte zwei Tage später mittels eines Rechens.

Für die Driftmessung wurden zwei Probenstellen gewählt, die unterschiedlich weit von dem entkrauteten Bereich entfernt waren. Probenstelle A lag 15 m unterhalb der bachaufwärts verlaufenden Grenze der Entkrautungsarbeiten, hier wurden die Einflüsse auf die Drift direkt im entkrauteten Bereich erfaßt. Probenstelle B richteten wir hinter dem entkrauteten Bereich ein, und zwar 70 m unterhalb der bachabwärts gelegenen Grenze der Arbeiten. Die Ergebnisse dieser zweiten Probenstelle sollten Aufschluß darüber geben, ob sich die Tiere einer möglichen Katastrophen-Drift auf einer Bachstrecke von maximal 300 m und minimal 70 m entziehen können.

An den Probenstellen A und B sind Bachbreite (ca. 4,5 m), Wassertiefe (ca. 0,45 m) und Oberflächenströmung (ca. 0,45 m/sec) annähernd gleich, so daß die Ergebnisse beider Probenstellen von der Hydraulik her miteinander vergleichbar sind. Hinsichtlich der Besiedlung der jeweils vor den beiden Probenstellen gelegenen Bachabschnitte bestehen allerdings Unterschiede. Während der entkrautete Abschnitt als zöologische Einheit betrachtet werden kann, erstreckt sich zwischen der unteren Grenze der Entkrautungsarbeiten und der Probenstelle B eine differente Zönose. Der Bach ist in die-



Abb. 2. Mähen der Makrophyten mit einem schneidenden Propeller im Unteren Schierensee-
bach, Übergang von Abschnitt II zu III (4. 11. 1974).

sem Abschnitt breiter und tiefer, im Sommer findet man hier dichte Bestände von *Ranunculus circinatus* (vgl. SCHMIDT 1971, Abb. 2). Zum Zeitpunkt dieser Untersuchung waren die *Ranunculus*-Bestände bereits stark zurückgegangen, die Strömungsgeschwindigkeit (Oberfläche) betrug hier ca. 0,15 m/sec. Es wäre sinnvoller gewesen, die Probenstelle B weiter bachaufwärts unmittelbar hinter dem Phragmites-Bereich einzurichten, doch dann hätte die Entkrautung abschnittsweise an zwei Tagen erfolgen müssen. Dieses war aus arbeitstechnischen Gründen nicht möglich.

Zur Probenentnahme setzten wir zwei Driftnetze ein, die dem von ELLIOTT (1970) abgebildeten Typ 1 A entsprachen. Das an der Probenstelle A verwendete Netz hatte eine Rahmenöffnung von 0,21 m Höhe und 0,41 m Breite sowie eine Maschenweite des Netzbeutels von 500 μm . Das zweite Netz (Probenstelle B) hatte eine Rahmenöffnung von 0,30 m Höhe und 0,50 m Breite, die Maschenweite betrug 600 μm . Zum Vergleich der Fangergebnisse aus beiden Netzen wurden die ermittelten Werte auf die jeweils gefilterten Wasservolumina umgerechnet. Dazu bestimmten wir die Strömungsgeschwindigkeit des Wassers in der Mitte der Netzöffnung mittels Kaliumpermanganat-Lösung, und zwar zu Beginn und am Ende jeder Netzexponierung. Der Mittelwert dieser beiden Messungen wurde mit dem Wert 0,7 multipliziert (SCHROEDER 1968) und diente dann zur Errechnung des gefilterten Wasservolumens.

Die Entnahme der Driftproben erfolgte durch Exponierung der Netze auf der Bachsohle für die Zeit von jeweils 30 Minuten. Am 4. 11. 1974 wurden an jeder der beiden Probenstellen folgende Proben entnommen: Proben-Nr. 1 vor, Proben-Nr. 2 während und Proben-Nr. 3 und 4 nach den Entkrautungsarbeiten. Um tagesperiodische Erschei-

nungen als Ursache der Schwankungen in der Drift abschätzen zu können, wurden an denselben Probenstellen eine Woche später (11. 11. 1974) mit den selben Geräten drei weitere Proben (Nr. 5–7) zu verschiedenen Tageszeiten entnommen.

Die Organismen wurden im Labor ohne Verwendung optischer Hilfsmittel lebend aus den Proben ausgesucht. Die Werte in den graphischen Darstellungen und bei der Berechnung des Diversitäts-Indexes \bar{d} beziehen sich jeweils auf 10 m³ Bachwasser. Der Diversitäts-Index wurde nach der Formel

$$\bar{d} = - \sum_{i=1}^s (n_i/n) \log_2 (n_i/n)$$

berechnet, wobei n_i die Individuenzahl der i -ten-Art (s) und n die Gesamt-Individuenzahl jeder Probe darstellt (SHANNON & WEAVER 1963, cit. ex WILHM 1975, der die Anwendungsmöglichkeiten dieses Indexes ausführlich beschreibt). Dabei wurden die Vertreter der Familien Chironomidae (insgesamt 26 Individuen), Psychodidae (3) und Helodidae (4) geklumpt auf den Artrang gestuft, während alle anderen Individuen (z. T. nur ein Individuum pro Familie oder Gattung) bis auf dieses Niveau aufgeschlüsselt werden konnten. In der Nomenklatur folgten wir ILLIES (1967), hinsichtlich des Genus *Gammarus* wurde die Änderung von STOCK (1969) berücksichtigt.

Parallel zu den Driftproben erfolgten an beiden Probenstellen Bestimmungen der Wassertemperatur (Gerät Metratast P 4), der elektrolytischen Leitfähigkeit (Gerät LF 54 von WTW; Temperaturkorrektur nach Deutsche Einheitsverfahren etc., C 8), des pH-Wertes (Gerät pH 54 von WTW) und der Beleuchtungsstärke (Gerät MetruX K). Dazu wurden Wasserproben zur Bestimmung der Sauerstoffsättigung sowie der Alkalinität (Säurebindungsvermögen in ml n/10 HCl gegen Methylorange) entnommen, vgl. dazu SCHWOERBEL (1966) und GOLTERMANN (1970). Das Volumen der in den Driftnetzen zurückgehaltenen Schwebstoffe (Detritus, Blätter, Äste, zerschlagene *Phragmites*-Halme etc.) schätzten wir grob, nachdem wir dieses Material eine jeden Probe in einem Netz hatten abtropfen lassen.

D a n k : Herrn Prof. Dr. K. BÖTTGER, Zoologisches Institut der Universität Kiel, danken wir für die vielfältige Unterstützung.

3. Ergebnisse

3.1 Physikalisch-chemische Messungen

Betrachten wir zuerst die Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchungen, wie sie sich am Tage der Entkrautungsmaßnahme darstellten. Die Meßwerte der Proben-Nr. 1–4 sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Sie zeigen – abgesehen von der Beleuchtungsstärke – nur geringe Schwankungen. Die parallel zu den Proben-Nr. 5–7 gewonnenen Meßwerte lagen in den gleichen Bereichen. Lediglich der am 4. 11. 1974 bei 5000 Lux liegende Maximalwert der Beleuchtungsstärke wurde am 11. 11. 1974 mit 7500 Lux übertroffen. Die Werte der Tabelle 1 entsprechen den auch sonst an diesen Abschnitten zu dieser Jahreszeit gemessenen (STATZNER, in Vorbereitung), sie wurden durch die Mäharbeiten nicht beeinflusst. Die relativ starken Sauerstoffdefizite erklären sich durch die noch nicht erfolgte physikalische Sättigung des Schierenseewassers, das sich zu dieser Zeit in der Phase der herbstlichen Durchmischung befindet und in dessen Hypolimnion offensichtlich starke Sauerstoffzehrung aufgetreten war. Zusätzlich wird der Abbau des im Bache auftretenden Laubes dem System weiteren Sauerstoff entzogen haben.

Tabelle 1. Ergebnisse der physikalisch-chemischen Messungen am 4. 11. 1974 an den Probenstellen A und B.

	Probenstelle	
	A	B
Wassertemperatur (°C)	7,1 - 7,8	7,1 - 7,7
Leitfähigkeit ($\mu\text{mS}_{20} \times \text{cm}^{-1}$)	362 - 363	362 - 369
pH	6,9 - 7,1	7,0 - 7,1
SBV	3,1	3,1 - 3,2
O ₂ (% Sättigung)	57 - 60	66 - 67
Beleuchtungsstärke (Lux)	360 - 5000	20 - 5000

Das Volumen der mitgeführten Schwebstoffe erhöhte sich während der Entkrautung deutlich. An der Probenstelle A stieg es von Proben-Nr. 1 zu Proben-Nr. 2 um das 20fache, Proben-Nr. 3 enthielt das 4fache, Proben-Nr. 4 das 3fache Volumen des Wertes vor Beginn der Arbeiten. Auch an der Probenstelle B waren die Werte ähnlich: Proben-Nr. 2 enthielt das 10fache, Nr. 3 und Nr. 4 jeweils das 2fache der Proben-Nr. 1. Das Substrat war mindestens fünfeinhalb Stunden nach den Mäharbeiten noch relativ instabil, wie die erhöhten Volumina von driftendem Detritus, Blättern und Ästen be weisen.

Ergänzend ermittelten wir die Wassertemperatur im Substrat (Feinkies-Grobsand) an der Probenstelle A unmittelbar neben dem arbeitenden Propeller in einer Tiefe von 0,05 m unterhalb der Bachsohle. Dabei zeigte sich, daß während des Mähens die Wassertemperatur im oberen Teil des Substrates um 0,5° C bis auf die Temperatur des freien Wassers (7,7° C) absank. Fünf Minuten nach dem Mähen war sie wieder auf 8,0° C angestiegen, und 15 Minuten nach dem Mähen hatte sie die ursprüngliche Höhe von 8,2° C erreicht. Diese Beobachtung ist besonders beachtenswert. Zieht man nämlich in Betracht, daß bei Hochwasser derselbe Effekt auftritt (vgl. TILZER 1968) wie bei der künstlichen Erzeugung von Turbulenzen, so kann man hierin einen wirksamen Mechanismus vermuten, der das Fließwasserbenthon vor dem Abdriften schützt. Mit stärker werdender Strömung werden die Isothermen im Hyporheal tiefer gedrückt und könnten die Organismen dadurch veranlassen, in tiefere Schichten zu wandern, bevor die zuvor bewohnten Schichten von der Strömung abgetragen werden. Das würde bedeuten, daß die verminderte Benthon-Besiedlung nach einem Hochwasser (vgl. HYNES 1972, p. 224–229) nicht allein auf die erhöhte Abdrift („catastrophic drift“) der Benthon-Organismen zurückzuführen ist. Schon WENINGER (1968) weist auf verringerte Driftraten bei sehr hohem Wasserstand hin und SCHWOERBEL (1967) demonstriert, wie die Besiedlungsdichte des Hyporheals während Hochwasserphasen ansteigt.

3.2 Artenspektrum

In den Driftproben waren insgesamt 65 Taxa vorhanden, von denen 40 an der Probenstelle A und 47 an der Probenstelle B auftraten. Gegliedert nach Ordnungen und Familien ergibt sich folgende Liste.

1. Monaxonida,	Spongillidae:	<i>Spongilla lacustris</i> (L.)
2. Seriata,	Planariidae:	<i>Polycelis tenuis</i> IJIM.
3. Diotocardia,	Neritidae:	<i>Theodoxus fluviatilis</i> L.
4. Monotocardia,	Valvatidae:	<i>Valvata piscinalis</i> MÜLL.
	Hydrobiidae:	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i> SMITH
	Bithyniidae:	<i>Bithynia leachi</i> SHEEP.
		<i>Bithynia tentaculata</i> L.

5. Basommatophora,	Physidae:	<i>Physa fontinalis</i> L.
	Planorbidae:	<i>Anisus vortex</i> L.
		<i>Gyraulus albus</i> MÜLL.
		<i>Segmentina nitida</i> MÜLL.
	Acroloxidae:	<i>Acroloxus lacustris</i> L.
6. Eulamellibranchiata,	Sphaeriidae:	<i>Pisidium casertanum</i> POLI
7. Hirudinea,	Glossiphoniidae:	<i>Glossiphonia complanata</i> (L.)
		<i>Theromyzon tessolatum</i> (MÜLL.)
	Piscicolidae:	<i>Piscicola geometra</i> (L.)
	Erpobdellidae:	<i>Erpobdella octoculata</i> (L.)
8. Acari,	Limnocharidae:	<i>Limnochares aquatica</i> (L.)
	Hydrodromidae:	<i>Hydrodroma despiciens</i> (MÜLL.)
	Torrenticolidae:	<i>Torrenticola anomala</i> (KOCH)
	Hygrobatidae:	<i>Hygrobates longipalpis</i> (HERM.)
	Unionicolidae:	<i>Unionicola aculeata</i> (KOEN.)
		<i>Unionicola crassipes</i> (MÜLL.)
		<i>Unionicola tricuspis</i> (KOEN.)
	Mideopsidae:	<i>Mideopsis crassipes</i> SOAR
	Arrenuridae:	<i>Arrenurus albator</i> (MÜLL.)
9. Branchiura,	Argulidae:	<i>Argulus foliaceus</i> (L.)
10. Isopoda,	Asellidae:	<i>Asellus aquaticus</i> (L.)
11. Amphipoda,	Gammaridae:	<i>Gammarus pulex</i> L.
12. Ephemeroptera,	Ephemeridae:	<i>Ephemera danica</i> MÜLL.
	Baetidae:	<i>Centroptilum luteolatum</i> MÜLL.
	Leptophlebiidae:	<i>Leptophlebia marginata</i> L.
	Caenidae:	<i>Caenis horaria</i> L.
13. Plecoptera,	Nemouridae:	<i>Nemoura cinerea</i> RETZ.
14. Odonata,	Agrionidae:	<i>Agrion splendens</i> (HARRIS)
	Platycnemidae:	<i>Platycnemis pennipes</i> (PALL.)
	Coenagrionidae:	<i>Ischnura elegans</i> (v. d. L.)
15. Hemiptera,	Aphelocheiridae:	<i>Aphelocheirus aestivalis</i> (F.)
	Corixidae:	<i>Micronecta minutissima</i> L.
16. Coleoptera,	Gyrinidae:	<i>Orectochilus villosus</i> MÜLL.
	Elodidae:	
	Elminthidae:	<i>Oulimnius tuberculatus</i> P. MÜLL.
17. Trichoptera,	Hydropsychidae:	<i>Hydropsyche siltalai</i> DÖHLER
		<i>Hydropsyche angustipennis</i> CURT.
		<i>Hydropsyche pellucidula</i> CURT.
	Polycentropidae:	<i>Neureclipsis bimaculata</i> L.
		<i>Polycentropus irroratus</i> CURT.
	Phyrganeidae:	<i>Oligotrichia striata</i> L.
	Limnephilidae:	<i>Limnephilus rhombicus</i> L.
	Goeridae:	<i>Silo nigricornis</i> PICT.
	Leptoceridae:	<i>Athripsodes dissimilis</i> STEPH.
		<i>Mystacides azurea</i> L.
		<i>Leptocerus interruptus</i> F.
	Sericostomatidae:	<i>Notidobia ciliaris</i> L.
	Molannidae:	<i>Molanna angustata</i> CURT.
18. Diptera,	Psychodidae:	
	Ptychopteridae:	
	Chaoboridae:	<i>Chaoborus flavicans</i> (MEIG.)
	Dixidae:	<i>Dixa amphibia</i> DE G.
		<i>Dixa autumnalis</i> MEIG.
	Culicidae:	<i>Culicella fumipennis</i> (STEPH.)
	Chironomidae:	
	Simuliidae:	<i>Boophthora erythrocephala</i> DE G.
	Rhagionidae:	<i>Atherix</i> sp.
19. Phylactolaemata,	Cristatellidae:	<i>Cristatella mucedo</i> CUV.

3.3 Diversitätsindex

Die Diversitäts-Indices \bar{d} (ohne Berücksichtigung von *Potamopyrgus jenkinsi*, siehe Kapitel 3.4) lagen während und nach den Mäharbeiten deutlich höher als zur vergleichbaren Zeit bei ungestörten Verhältnissen und erreichten beinahe die Höhe der Morgenwerte. Dabei übertrafen die Werte der Probenstelle B im allgemeinen die Werte der Probenstelle A, vergleiche dazu Tabelle 2 und Abb. 3.

Tabelle 2. Filtriertes Wasservolumen, Diversität und Individuenzahl der Driftproben.

Proben- stelle	Proben- Nr.	Zeit der Proben- entnahme	filtriertes Wasser- volumen (m ³)	Zahl der Taxa	Diversitätsindex \bar{d}		Individuenzahl		
					gesamt	ohne P. jenkinsi	gesamt	ohne P. jenkinsi	
A	4. 11. 1974	1	7 ²⁵ – 7 ⁵⁵	39,45	15	0,992	2,659	597	84
		2	11 ⁴⁵ – 12 ¹⁵	33,38	15	1,894	1,888	837	397
		3	14 ⁰⁰ – 14 ³⁰	35,00	19	1,345	2,078	632	160
		4	16 ⁵⁰ – 17 ²⁰	34,72	18	2,455	2,529	222	129
	11. 11.	5	9 ³⁵ – 10 ⁰⁵	48,22	8	1,699	1,189	92	59
		6	12 ³⁰ – 13 ⁰⁰	43,39	10	1,627	1,372	163	75
		7	16 ⁰⁰ – 16 ³⁰	43,39	10	1,818	1,339	143	102
Summen				40			2686	1006	
B	4. 11. 1974	1	7 ²⁰ – 7 ⁵⁰	86,94	21	2,917	3,692	85	45
		2	11 ⁰⁵ – 11 ³⁵	70,65	26	2,986	2,960	149	148
		3	13 ⁰⁵ – 13 ³⁵	65,74	25	2,052	3,650	234	76
		4	16 ¹⁵ – 16 ⁴⁵	73,40	16	2,970	2,804	53	44
	11. 11.	5	9 ³⁰ – 10 ⁰⁰	75,60	8	1,331	1,106	47	45
		6	12 ³⁰ – 13 ⁰⁰	75,60	15	2,206	1,836	70	56
		7	15 ⁵⁵ – 16 ²⁵	75,60	4	1,670	1,670	8	8
Summen				47			646	422	
Summen von beiden Probenstellen				65			3332	1428	

Der Index \bar{d} erreicht an beiden Probenstellen morgens den höchsten Wert, da der größte Teil der bisher untersuchten Benthon-Arten nachts maximal in der Drift erscheint (Zusammenstellung bei BOURNAUD & THIBAUT 1973). An beiden Probenstellen liegt er tagsüber erheblich niedriger, sofern man die Proben vom 11. 11. 1974 betrachtet. Im Vergleich hierzu zeigt \bar{d} während und nach den Mäharbeiten einen deutlichen Anstieg, d. h., daß durch die Reinigungsarbeiten eine höhere Artenzahl verdriftet wurde als bei ungestörten Verhältnissen. Dieser Effekt ist noch mindestens fünfeinhalb Stunden nach Abschluß der Mäharbeiten vorhanden. Die insgesamt höheren \bar{d} -Werte an der Probenstelle B erklären sich durch die diversere Besiedlung des bachaufwärts dieser Probenstelle liegenden Bachabschnittes. Einige der hier gefangenen Arten treten nur oder hauptsächlich im *Ranunculus*-Abschnitt auf (z. B. *Oligotrichia striata*, *Leptocerus interruptus*, *Physa fontinalis*, Coenagrionidae).

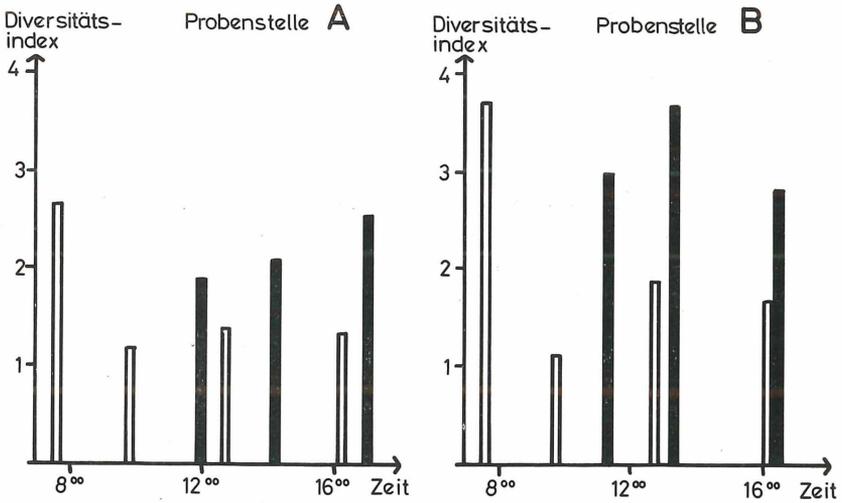


Abb. 3. Diversitätsindices \bar{d} der Driftproben (ohne Berücksichtigung von *Potamopyrgus jenkinsi*) bei ungestörten Verhältnissen (weiße Säulen) und während bzw. nach der Entkrautung (schwarze Säulen) an den Probenstellen A und B (vgl. Abb. 1).

3.4 Driftraten

Der Darstellung der Driftraten müssen folgende Bemerkungen hinsichtlich des Auftretens von *Potamopyrgus jenkinsi* vorausgeschickt werden. Diese Schnecke ist im Schierenseebach an vielen Abschnitten in außerordentlich hohen Individuenzahlen vertreten. Dabei sammeln sich die Individuen in kleinen Vertiefungen der Bachsohle, die

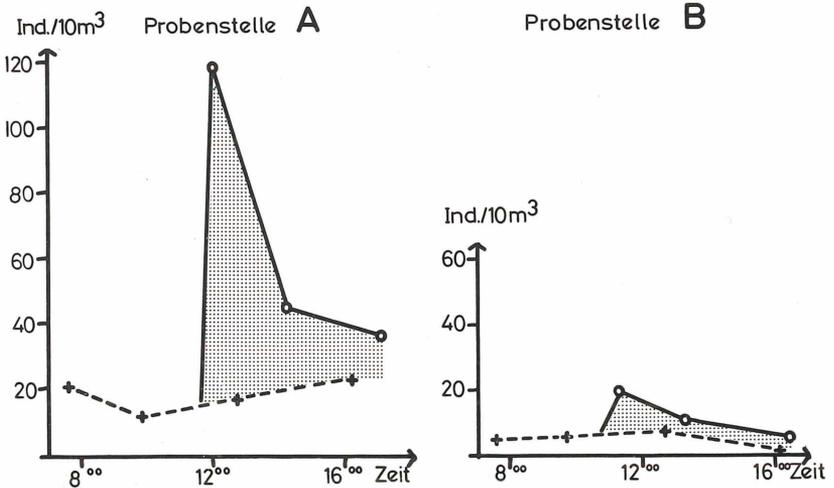


Abb. 4. Summe der Driftraten aller Makro-Invertebraten (ohne *Potamopyrgus jenkinsi*) bei ungestörten Verhältnissen (+ -- +) und während bzw. nach der Entkrautung (O — O) an den Probenstellen A und B (vgl. Abb. 1).

mitunter Hunderte von Schnecken auf wenigen cm^2 beherbergen (STATZNER, in Vorbereitung). Bei der Absenkung des Driftnetzrahmens entstehen stets geringe Verwirbelungen, die – auf eine solche mit *P. jenkinsi* gefüllte Vertiefung treffend – einen Teil der Individuen ins Netz schwimmen können. Da die „Driftraten“ von *P. jenkinsi* bei unseren Untersuchungen in der Größenordnung dieses Fehlers lagen (Abb. 5), klammern wir diese Art bei einigen Betrachtungen aus.

Für die Gesamtindividuenzahl (ohne *P. jenkinsi*) ergab sich ein erheblicher Anstieg während und nach den Mäharbeiten im Vergleich zur Normaldrift (Abb. 4). Die übrigen häufigeren Arten, Gattungen (geklumpt wegen prinzipiell gleichen Musters für die einzelnen Arten) oder Dauerstadien von Arten zeigten zwei Grundmuster.

1. Eine Gruppe driftete bei der Probenstelle A während und nach den Reinigungsarbeiten in erhöhten Raten, ohne bei der Probenstelle B anzusteigen (*Gammarus pulex*, *Aphelocheirus aestivalis*, *Hydropsyche* spp.; Abb. 6). Diese rheobionten bzw. reophilen Arten sind offensichtlich in der Lage, den passiven Vorgang der Verdriftung auf Grund ihres speziellen Verhaltensinventares aktiv so schnell wieder zu beenden (vgl. ULFSTRAND 1968), daß sie bei der Probenstelle B gar nicht mehr in Erscheinung treten. Auf das relativ schnelle Ausscheiden aus der Drift von *Hydropsyche* spp. und *Gammarus pulex* weist bereits ELLIOTT (1971a) hin. Ihre auch nach Abschluß der Reinigungsarbeiten an der Probenstelle A auftretenden erhöhten Driftraten können durch die noch vorhandene Substratinstabilität oder durch spezielles Territorialverhalten (vgl. SCHUMACHER 1970) erklärt werden.

2. Die andere Gruppe driftete während der Mäharbeiten an der Probenstelle B in höherem Maße (Abb. 7). Diese zweite Gruppe zerfällt in drei Untergruppen, von denen a) die erste bei der Probenstelle A gar nicht auftrat (*Dixa* spp.);

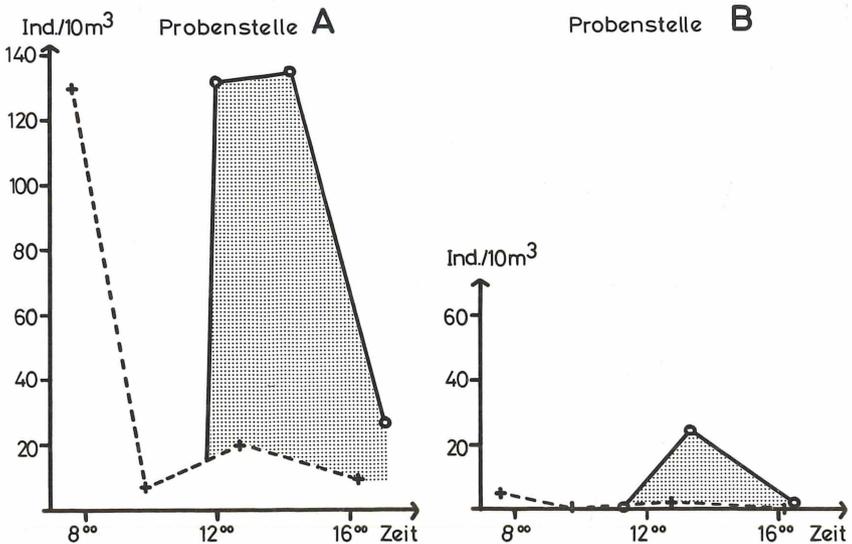


Abb. 5. Anzahl der gefangenen Individuen von *Potamopyrgus jenkinsi* an den Probenstellen A und B; weiteres siehe Abb. 4.

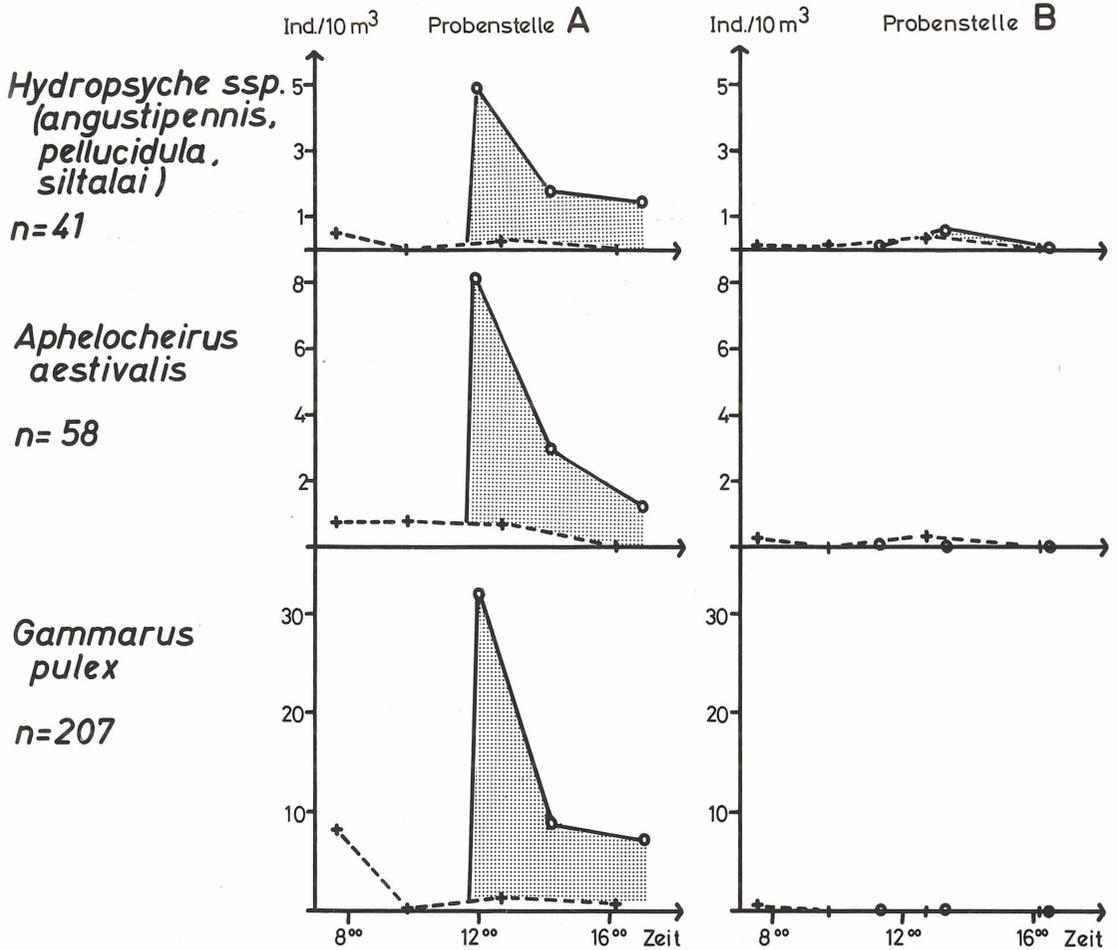


Abb. 6. Driftraten der rheobionten bzw. rheophilen Arten an den Probenstellen A und B; weiteres siehe Abb. 4.

- b) die zweite bei der Probenstelle A auftrat, hier aber keine erhöhten Driftraten während der Mäharbeiten zeigte (*Chaoborus flavicans*, *Unionicola aculeata*);
 c) die dritte bei der Probenstelle A mit höheren Driftwerten während und, mit Einschränkungen, nach den Reinigungsarbeiten in Erscheinung trat als bei B (*Limnephilus rhombicus*, *Cristatella mucedo* – Statoblasten).

Die Arten dieser zweiten Gruppe sind nicht in der Lage, aktiv wieder aus der Drift auszuscheiden. Die Statoblasten von *Cristatella* können sich gar nicht aktiv bewegen, nur eine passive Verankerung mit Hilfe ihres Hakenkranzes oder ihr erhöhtes spezifisches Gewicht nach Verlust der Funktionstüchtigkeit ihres Schwimmringes ermöglichen das Verlassen der Drift. *Dixa amphibia* und *Dixa autumnalis* besiedeln als Larven den Grenzlebensraum Wasser-Luft (vgl. DISNEY 1975). Ihnen fehlt ein störungsüberwindendes Verhalten offensichtlich ebenso wie dem aus dem „Kleinen Schierensee“

eindriftenden Plankter *Chaoborus flavicans* und der See-Milbe *Unionicola aculeata*. Gleiches gilt für *Limnephilus rhombicus*, deren Larven – einmal in der Drift – senkrecht im Wasser stehend wie ein Korken abtreiben. Diese Trichoptere, die häufig an senkrechten Gegenständen emporklettert (HIGLER 1975), wird durch den Schnitt der *Phragmites*-Halme besonders getroffen.

Die drei Driftmuster dieser unter 2. zusammengefaßten rheoxenen Gruppe kommen folgendermaßen zustande:

a) *Dixa amphibia* und *Dixa autumnalis* treten im vor der Probenstelle A gar nicht oder so selten auf, daß sie hier in den Driftproben fehlen.

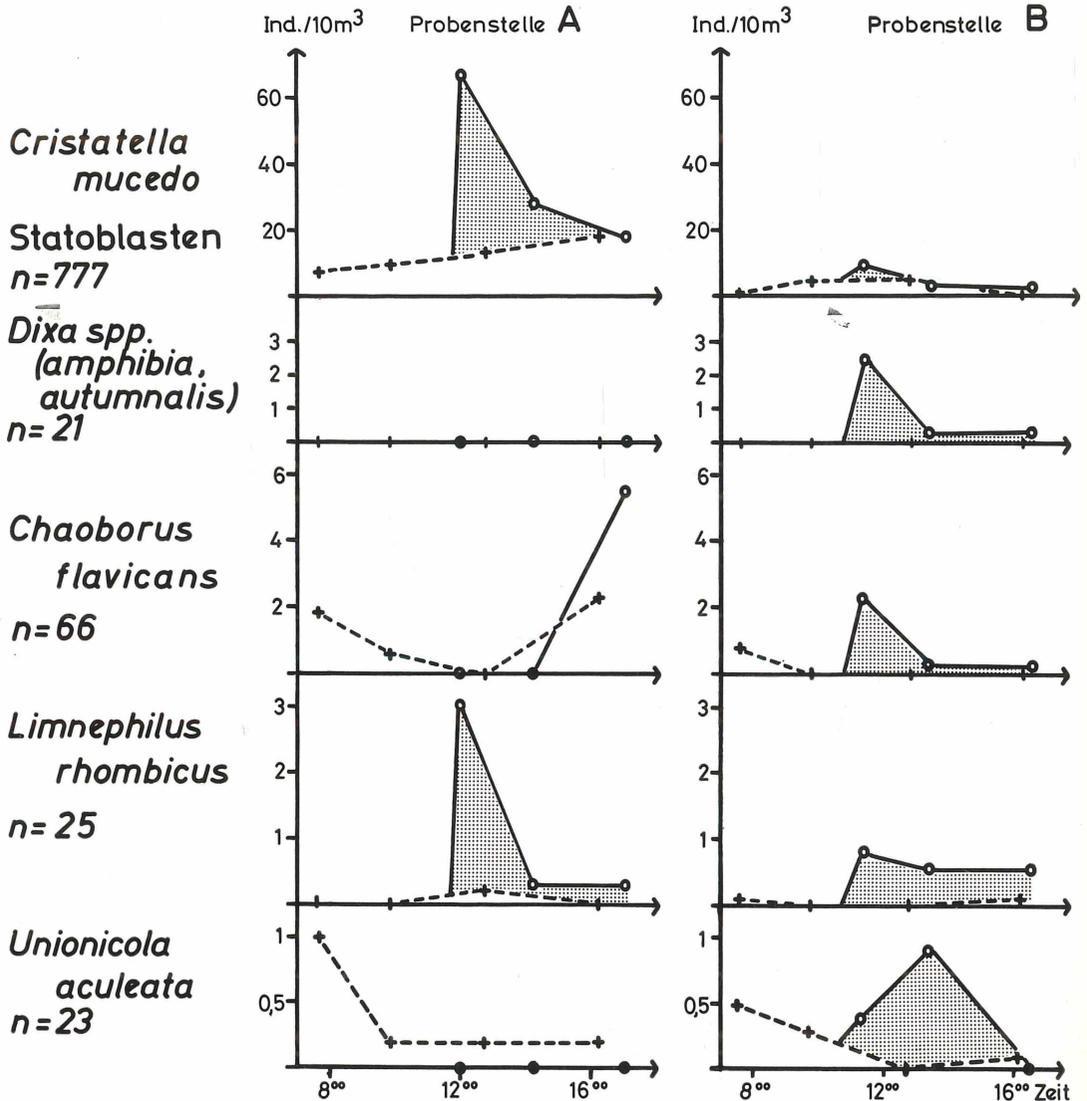


Abb. 7. Driftraten der rheoxenen Arten an den Probenstellen A und B; weiteres siehe Abb. 4

- b) *Chaoborus flavicans* driftet aus dem „Kleinen Schierensee“ in den Bach ein. Die Larven dieser Art führen tagesrhythmische Vertikalwanderungen im See durch (GOLDSPIK & SCOTT 1971, u. a.), dabei halten sie sich nachts in höheren Schichten auf als tagsüber. Diese Wanderungen schlagen sich deutlich in der Seeausdrift nieder (STATZNER, in Vorbereitung; s. a. ELLIOT & CORLETT 1972). Befinden sich die Larven erst einmal im Bach, gelangen sie (sofern sie nicht gefressen werden) relativ schnell bis zur Probenstelle A (man beachte den Anstieg in den Proben am späten Nachmittag, Abb. 7), da zwischen Seeausfluß und Probenstelle A fast keine Wasserpflanzen ihr Abtreiben verzögern. Im verkrauteten Abschnitt des Baches verlangsamt sich dagegen ihre Driftgeschwindigkeit (vgl. CHANDLER 1937, ELLIOTT 1967 b), so daß Larven während der Mäharbeiten im vor der Probenstelle B liegenden Bereich noch vorhanden waren, während sie vor der Probenstelle A bereits fehlten.
- c) *Limnephilus rhombicus* und *Cristatella mucedo* — Statoblasten kommen im ganzen gemähten Bachabschnitt vor. Ihre Driftraten sind verständlicherweise an der Probenstelle A höher als an der Probenstelle B, da sich ein Teil der Individuen nach einer gewissen Driftstrecke zufällig wieder festgesetzt haben kann.

4. Diskussion

— insbesondere der angewandten Aspekte —

Bei einer Beurteilung der Auswirkungen von Entkrautungsmaßnahmen auf die Bachfauna muß eine Reihe biologisch-ökologischer Faktoren berücksichtigt werden. Werden solche Entkrautungsmaßnahmen z. B. zu einer anderen Jahreszeit durchgeführt, so ist mit einem anderen Artenspektrum in der Drift zu rechnen. Ebenso sind andere Quantitäten der Driftraten zu erwarten, was nicht nur auf unterschiedliche Besiedlungsdichten, sondern auch auf Verlängerung oder Verkürzung der individuellen Driftstrecken in Verbindung mit der Wassertemperatur (MADSEN 1968, MEIJERING 1972) und unterschiedliche Entwicklungsstadien derselben Arten (ELLIOTT 1967a, 1968; LEHMANN 1967, u. a.) zurückzuführen ist. Aus diesem Grunde wird ein Vergleich mit den nach künstlichen, mechanischen Störungen des Bachbettes ermittelten Driftraten anderer Autoren (WATERS 1962, MÜLLER 1970) unterlassen.

Zweifellos bewirkt eine mechanische Entkrautung, wie sie im Schierenseebach durchgeführt wurde, bei einem großen Teil der Bachfauna eine Katastrophen-Drift. Besonders große Ortsverluste erleiden dabei Arten oder Stadien von Arten, denen ein spezifisches Verhalten zum raschen Ausscheiden aus der Drift fehlt. Inwieweit diese Verluste durch Aufwärtswanderungen im Wasser wieder ausgeglichen werden, ist ungewiß. Die Rückwanderungsraten dürften jedoch unerheblich sein, da sie schon bei ungestörten Driftraten nur gering sind (BISHOP & HYNES 1969, ELLIOTT 1971b).

Hemihydrobionten Insekten dürfte, je nach Flugverhalten der Imagines, ein mehr oder minder erfolgreicher Ausgleich des Ortsverlustes durch eine bachaufwärts erfolgende Eiablage möglich sein. An dieser Stelle sei auf einen weiteren schädigenden Effekt der Entkrautung hingewiesen. Einige Insekten legen nämlich ihre Eier emers an aus dem Wasser ragenden Pflanzen ab (z. B. *Sialis lutaria* und viele Limnephilidae). Hier kann der Schnitt der aquatischen Vegetation zum einen den Verlust der Gelege, zum anderen den Verlust von geeigneten Eiablageplätzen bedeuten. Auch aus diesem Grunde ist der jahreszeitliche Aspekt bei der Beurteilung von Entkrautungsmaßnahmen zu beachten.

Seit in jüngster Zeit im Untersuchungsgebiet die Reinigungspflicht der Fließgewässer von den Anliegern an die Wasser- und Bodenverbände übergegangen ist, wird die Entkrautung perfekter (mit Maschinen) und häufiger (1–2mal im Jahr) durchgeführt. Dieses

wird sich auf einige Arten in unseren Fließgewässern abundanzmindernd auswirken, wobei das Ausmaß des Rückganges erst nach der Beobachtung über längere Zeiträume ermittelt werden kann. Bereits SCHMIDT (1971) berichtet über einen Rückgang besonders der Zygopteren nach – damals noch per Hand – durchgeführten Entkrautungen im Schierenseebach.

Im Vergleich zu anderen wasserbautechnischen Maßnahmen sind maßvoll durchgeführte, mechanische Entkrautungen als das geringste Übel zu werten. Dagegen zerstörte beispielsweise eine *Ausbaggerung*, die im Wiesenabschnitt des Unteren Schierenseebaches im Frühsommer 1975 durchgeführt wurde, das ökologische Gefüge vollends. Nach unseren Schätzungen wird es mindestens zehn Jahre, wahrscheinlich aber noch länger dauern, bis sich hier das alte Gleichgewicht wieder eingestellt haben dürfte (genauere Daten hierzu sollen nach Abschluß der Untersuchungen durch STATZNER veröffentlicht werden).

Besonders bedauerlich ist, daß die wasserbautechnischen Maßnahmen am Schierenseebach in einem Abschnitt durchgeführt wurden, der wegen seines relativ großen Querschnittes mit Sicherheit nicht die Ursache für die bachaufwärts auftretenden Überschwemmungen ist. Diese kommen nämlich hauptsächlich durch einen Rückstau beim Einfluß in den „Westensee“ zustande, dessen hoher Wasserstand in Perioden starker Niederschläge sich über die Schierenseebäche bis hin zum „Großen Schierensee“ fortpflanzt (STATZNER, in Vorbereitung). Hier muß man darauf hinweisen, daß mehr Sachlichkeit bei der Entscheidung über solche Maßnahmen einfließen sollten. Dieses nicht nur unter dem Gesichtspunkt des Naturschutzes, sondern auch der Kosten, die entsprechende Arbeiten erfordern.

Wenn auch aus den oben geschilderten Gründen im Schierenseebach eine Entkrautung zur Vermeidung von Überschwemmungen wenig sinnvoll ist, sind in anderen Fließgewässern unserer Region solche Maßnahmen momentan nicht zu umgehen. Jedoch erscheint es uns fragwürdig, regelmäßig das ökologische Gefüge in unseren Bächen zu beeinträchtigen, anstatt die Ursachen der Verkrautung – den Kahlschlag der Bachufer (vgl. LOHMEYER & KRAUSE 1975) mit der damit verbundenen erhöhten Sonneneinstrahlung – zu bekämpfen. Zwar würden bei konsequenter Bepflanzung der Ufer die an Wiesenbäche gebundenen Arten zurückgehen, doch scheint uns eine solche Verarmung der Bachfauna hin zum ursprünglichen Zustand der Fließgewässer unseres Landes wünschenswerter als künstlich verarmte, instabile Lebensgemeinschaften, die vor allem durch den modernen Ökofaktor „Wasserbau“ gesteuert werden. Denn langfristig gesehen bewirkt eine fortschreitende Verkrautung unserer Bäche mit dem dabei entstehenden Zuwachs an lenitischen Bereichen, daß unsere ursprüngliche Fließwasserfauna ihren Lebensraum verliert. Die an ihre Stelle tretenden Stillwasserarten jedoch erleiden bei regelmäßigen wasserbautechnischen Maßnahmen wiederholt eine Abundanzminderung. Anzustreben ist ein *Erlenbruchsaum*, da dieser Bestand neben der Beschattung auch andere ökologisch bedeutsame Eigenschaften aufweist, die z. B. ein Tannenbestand nicht zu geben vermag. So dienen die ins Wasser gefallenen Äste der Erlen vielen Bachtieren als Substrat zur Eiablage oder als Aufenthaltsort schlechthin, um nur einen Aspekt aufzuzeigen.

Wir wissen, daß die *Beschattung durch den Uferbewuchs* die landwirtschaftlichen Erträge auf bachnahen Flächen mindern kann, so etwa die Heuernte, da das geschnittene Gras langsamer trocknet. Gleichzeitig verbilligt sich aber die Gewässerunterhaltung, so daß Entschädigungen oder gar der Ankauf ufernaher Flächen durch die Wasser- und Bodenverbände möglich erscheinen. Hier bedarf es einer abwägenden Kostenanalyse. Außerdem dürfte unsere Forderung nach Erhaltung und

Erneuerung der Uferbepflanzung schon deshalb nicht unzumutbar sein, weil die Schöpfung der „Knicks“ ebenfalls aus umwelterhaltenden Gründen in Schleswig-Holstein gesetzlich verankert ist (§ 19, LPflegG vom 16. 4. 1973).

Schließlich soll noch auf ein von Wasserwirtschaftlern oft geäußertes Argument gegen die Bepflanzung der Ufer kurz eingegangen werden. Der von ihnen geforderte Pflegestreifen läßt sich – falls überhaupt notwendig – trotz der Uferbepflanzung anlegen, wie DAHL (1976) in seinem Modellentwurf zeigte. Wir sind der Meinung, daß eine Bepflanzung der Bachufer mit Erlen im Vergleich zu den üblichen praktizierten Methoden von großem Vorteil ist. Man sollte diesen Aspekt bei der Landschaftsplanung nicht unbeachtet lassen, zumindest aber einen Modellversuch anstreben, der sowohl ökologische wie auch wirtschaftliche Gesichtspunkte berücksichtigt.

5. Zusammenfassung

Im November 1974 wurde der „Untere Schierensee bach“ mittels eines schneidenden Propellers von seinen aquatischen Makrophyten gereinigt. Während elektrolytische Leitfähigkeit, pH-Wert, Alkalinität und O₂-Sättigung nicht beeinflußt wurden, konnte im Hyporeal direkt unter dem arbeitenden Propeller ein Temperaturwechsel nachgewiesen werden.

In der Drift waren insgesamt 65 Taxa vertreten. Der Diversitäts-Index \bar{d} war während und nach den Mäharbeiten deutlich erhöht. Die Gesamtindividuenzahl in der Drift stieg ebenfalls während und nach den Mäharbeiten an, hierbei lagen alle Werte im entkrauteten Abschnitt höher als 70 m bachabwärts von diesem Bereich.

Während *Gammarus pulex*, *Aphelocheirus aestivalis* und *Hydropsyche* spp. aktiv wieder aus der Drift ausscheiden konnten, waren *Dixa* spp., *Chaoborus flavicans*, *Unionicola aculeata*, *Limnephilus rhombicus* und *Cristatella mucedo* dazu nicht in der Lage. Letztere wurden daher von der Entkrautung in besonderem Maße betroffen.

Es wird vorgeschlagen, die ursprünglichen Erlenbestände an unseren Bächen zu erhalten bzw. zu erneuern, um so die Verkrautung und damit die wasserbautechnischen Eingriffe zurückzudrängen. Diese Maßnahmen würden gleichzeitig die Stabilität der Fließwasserzösen begünstigen, da sie sich wieder zu einem natürlicheren Zustand hin entwickeln könnten.

5. Summary

(Influence of mechanical weeding in the 'Lower Schierensee brook' [Untere Schierensee bach] on the drift of macro-invertebrates.)

In november 1974 the 'Lower Schierensee brook' (Untere Schierensee bach) was weeded by means of a cutting propeller from his aquatic macrophytes. Whilst electrolytic conductivity, pH-value, alcalinity and O₂-saturation were not influenced, a change of temperature could be proved in the hyporeal directly below the working propeller.

In the brook altogether 65 species were found. The diversity index \bar{d} (Diversitäts-index) was pronounced higher during and after weeding. The number of individuals increased likewise during and after cutting. The values obtained in the weeded section were always higher than those obtained 70 m downstream from the treated part.

Whilst *Gammarus pulex* L., *Aphelocheirus aestivalis* (Fab.) and *Hydropsyche* spp. could actively leave out of the drift, *Dixa* spp., *Chaoborus flavians* (Meig.), *Unionicola aculeata* (Müll.), *Limnephilus rhombicus* L. and *Cristatella mucedo* Cuv. were not able to do so. The last mentioned species were, therefore, especially affected.

It is proposed to preserve resp. to renew the original stock of alders at our brooks in order to minimize weeds and consequently hydraulic engineering. These measures would

as well favour the stability of the flowing water communities because of the development towards to the original state.

6. Literatur

- BESCH, W. (1966): Driftnetzmethode und biologische Fließwasseruntersuchungen. Verh. Internat. Verein. Limnol. **16**, 669–678.
- BISHOP, J., & HYNES, H. B. N. (1969): Upstream movements of the benthic invertebrates in the Speed River, Ontario. J. Fish. Res. Bd. Canad. **26**, 279–298.
- BOURNAUD, M., & THIBAUT, M. (1973): La dérive des organismes dans les eaux courantes. Ann. Hydrobiol. **4**, 11–49.
- CHANDLER, D. C. (1937): Fate of typical lake plankton in streams. Ecol. Monogr. **7**, 446–479.
- DAHL, H.-J. (1976): Biotopgestaltung beim Ausbau kleiner Fließgewässer. Natur u. Landschaft **51**, 200–204.
- DISNEY, R. H. L. (1975): A key to the British Dixidae. Freshw. Biol. Assoc., Scient. Publ. **31**, Ambleside, 78 S.
- ELLIOTT, J. M. (1967a): The life history and drifting of the Plecoptera and Ephemeroptera in a Dartmoor stream. J. Anim. Ecol. **36**, 343–362.
- (1967b): Invertebrate drift in a Dartmoor stream. Arch. Hydrobiol. **63**, 202–237.
- (1968): The life history and drifting of Trichoptera in a Dartmoor stream. J. Anim. Ecol. **37**, 615–625.
- (1970): Methods of sampling invertebrate drift in running waters. Ann. Limnol. **6**, 133–159.
- (1971a): The distances travelled by drifting invertebrates in a Lake District stream. Oecologia **6**, 350–379.
- (1971b): Upstream movements of benthic invertebrates in a Lake District stream. J. Anim. Ecol. **40**, 235–252.
- ELLIOTT, J. M., & BAGENAL, T. B. (1972): The effects of electrofishing on the invertebrates of a Lake District stream. Oecologia **9**, 1–11.
- ELLIOTT, J. M., & CORLETT, J. (1972): The ecology of Morecambe Bay. IV. Invertebrates drift into and from the river Leven. J. Appl. Ecol. **9**, 195–205.
- GOLDSPIK, C. R., & SCOTT, D. B. C. (1971): Vertical migration of *Chaoborus flavicans* in a Scottish loch. Freshwat. Biol. **1**, 411–421.
- GOLTERMAN, H. L. (1970): Methods for chemical analysis of fresh waters. Sec. print. (first publ. 1969). IBP Handbook **8**, London, 166 S.
- HIGLER, L. W. G. (1975): Reactions of some caddis larvae (Trichoptera) to different types of substrate in an experimental stream. Freshwat. Biol. **5**, 151–158.
- HYNES, H. B. N. (1972): The ecology of running waters. Sec. impr. (first publ. 1970). Liverpool University Press, 555 S.
- ILLIES, J. (ed.) (1967): Limnofauna Europaea. G. Fischer, Stuttgart, 474 S.
- LEHMANN, U. (1967): Drift und Populationsdynamik von *Gammarus pulex fossarum* KOCH. Z. Morph. Ökol. Tiere **60**, 227–274.
- LOHMEYER, W., & KRAUSE, A. (1975): Über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer. Schriftenr. f. Vegetationskunde **9**, 105 S.
- MADSEN, B. L. (1968): A comparative investigation of two related mayfly nymphs. Hydrobiologia **31**, 337–349.
- MC ATEE, W. L. (1925): Notes on drift, vegetable balls, and aquatic insects as a food product of inland waters. Ecology **6**, 288–302.
- MEIJERING, M. P. D. (1972): Experimentelle Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von Gammariden in Fließgewässern. Arch. Hydrobiol. **70**, 133–205.

- MINSHALL, G. W., & WINGER, P. V. (1968): The effect of reduction in stream flow on invertebrate drift. *Ecology* **49**, 580–582.
- MÜLLER, K. (1954a): Die Drift in fließenden Gewässern. *Arch. Hydrobiol.* **49**, 539–545.
- (1954b): Investigations on the organic drift in North Swedish streams. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm* **35**, 133–148.
- (1970): Tages- und Jahresperiodik der Drift in Fließgewässern in verschiedenen geographischen Breiten. *Oikos, Suppl. Bd. 13*, 21–44.
- (1974): Stream drift as a chronobiological phenomenon in running water ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **5**, 309–323.
- NEEDHAM, P. R. (1928): A quantitative study on the fish food supply in selected areas. *N. Y. St. Cons. Dept. Suppl. Annu. Rep.* **17**, 192–206.
- SCHMIDT, E. (1971): Ökologische Analyse der Odonatenfauna eines ostholsteinischen Wiesensbaches. *Faun.-ökol. Mitt.* **4**, 48–65.
- SCHROEDER, G. (1968): *Landwirtschaftlicher Wasserbau*. 4. Aufl., Springer, Berlin, 566 S.
- SCHUMACHER, H. (1970): Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie einiger Köcherfliegenarten der Gattung *Hydropsyche* PICT. (Insecta, Trichoptera). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **55**, 511–557.
- SCHWOERBEL, J. (1966): *Methoden der Hydrobiologie*. Franckh'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 207 S.
- (1967): Das hyporheische Interstitial als Grenzbiotop zwischen oberirdischem und subterranem Ökosystem und seine Bedeutung für die Primär-Evolution von Kleinsthöhlenbewohnern. *Arch. Hydrobiol., Suppl. Bd. 33*, 1–62.
- STOCK, J. H. (1969): *Rivulogammarus*, an amphipod name that must be rejected. *Crustaceana* **17**, 106–107.
- TILZER, M. (1968): Zur Ökologie und Besiedlung des hochalpinen hyporheischen Interstitials im Arlberggebiet (Österreich). *Arch. Hydrobiol.* **65**, 253–308.
- ULFSTRAND, S. (1968): Benthic animal communities in Lapland streams. *Oikos, Suppl.* **10**, 120 S.
- WALLACE, R. R. et al. (1973): The effects of experimental Blackfly (Diptera: Simuliidae) larviciding with Abate, Dursban, and Methoxychlor on stream invertebrates. *Can. Ent.* **105**, 817–831.
- WALLACE, R. R., & HYNES, H. B. N. (1975): The catastrophic drift of stream insects after treatment with Methoxychlor (1,1,1-Trichloro-2,2-Bis[p-Methoxyphenyl]Ethane). *Environ. Pollut.* **8**, 255–268.
- WATERS, T. F. (1962): Diurnal periodicity on the drift of stream invertebrates. *Ecology* **43**, 316–320.
- (1965): Interpretation of invertebrate drift in streams. *Ecology* **46**, 327–334.
- (1972): The drift of stream insects. *Ann. Rev. Entomol.* **17**, 253–272.
- WENINGER, G. (1968): Vergleichende Driftuntersuchungen an niederösterreichischen Fließgewässern (Flysch-, Gneis-, Kalkformation). *Schweiz. Z. Hydrol.* **30**: 138–185.
- WILHM, J. L. (1975): Biological indicators of pollution. In: WHITTON, B. A. (ed.): *River ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 375–402.
- WOJTALIK, T. A., & WATERS, T. F. (1970): Some effects of heated water on the drift of two species of stream invertebrates. *Trans. Am. Fish. Soc.* **99**, 782–788.

Anschriften der Verfasser:

Bernhard Stätzner, Zoologisches Institut der Universität
Hegewischstraße 3, D-2300 Kiel

Dr. Dirk-H. Stechmann, Lehrstuhl für Tierökologie der Universität
Am Birkengut, D-8580 Bayreuth

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Faunistisch-Ökologische Mitteilungen](#)

Jahr/Year: 1984-1985

Band/Volume: [5](#)

Autor(en)/Author(s): Statzner Bernhard, Stechmann Dirk-Heinrich

Artikel/Article: [Der Einfluß einer mechanischen Entkrautungsmaßnahme auf die Driftraten der Makro-Invertebraten im Unteren Schierenseebach 93-109](#)