

REIHE: Dissertationen aus der Abteilung für Limnologie
des Institutes für Zoologie der Universität
Innsbruck

DIE POPULATIONSDYNAMIK VON BAETIS ALPINUS (PICTET)
UND ANDERER BAETIDAE (EPHEMEROPTERA) IN EINEM
KLEINEN MITTELGEBIRGSBACH (PIBURGER BACH, TIROL)

PETER WEICHSELBAUMER

Diss.Abt.Limnol. 19: 1 - 171. (1984)

Eigentümer, Herausgeber und Verleger: Abteilung für Limnologie des Institutes für Zoologie der Universität Innsbruck (Leiter: Univ.-Prof.Dr.Roland Pechlaner).

Alle: Universitätsstraße 4, A-6020 Innsbruck, Austria

Vervielfältigung dieses Heftes: Abteilung für Limnologie des Institutes für Zoologie der Universität Innsbruck, Universitätsstraße 4, A-6020 Innsbruck
Alle Rechte vorbehalten.

Bestellungen sind zu richten an die Abteilung für Limnologie des Institutes für Zoologie der Universität Innsbruck, Universitätsstraße 4, A-6020 Innsbruck, Austria

D A N K

Mein Dank gilt all jenen, die direkt oder indirekt zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben: meiner Familie, zahlreichen Freunden und vielen hilfsbereiten Mitarbeitern, vor allem aus dem Institut für Zoologie der Universität Innsbruck, sowie vielen Kollegen aus dem In- und Ausland, die mir bei der Literaturbeschaffung behilflich waren.

Im besonderen danke ich dem Betreuer meiner Dissertation, dem Vorstand der Abteilung für Limnologie am Institut für Zoologie der Universität Innsbruck, Herrn Univ.-Prof. Dr. Roland PECHLANER, dem ich nicht nur zahlreiche kritische Anregungen verdanke, sondern der mich durch seine tatkräftige Unterstützung meine eigenen Ideen stets verwirklichen ließ.

Ich widme diese Arbeit in Dankbarkeit meinen lieben Eltern, die mir und meinen vier Geschwistern unter großen persönlichen Opfern ein Universitätsstudium ermöglichten.

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Verzeichnis der Abbildungen.....	3
Verzeichnis der Tabellen.....	5
Verzeichnis der Anhang - Tabellen	7
1. EINLEITUNG.....	9
2. UNTERSUCHUNGSGEBIET.....	10
2.1 Allgemeine Charakteristik.....	10
2.2 Wasserstand.....	10
2.3 Wassertemperatur.....	13
2.4 Chemismus.....	16
3. STATISTIK.....	17
4. EMERGENZ.....	18
4.1 Allgemeines.....	18
4.2 Methodik.....	19
4.2.1 Sammelmethode.....	19
4.2.2 Probenbearbeitung.....	26
4.2.2.1 Determination (Subimagines).....	26
4.2.2.2 Fixierungsfaktor.....	28
4.2.2.3 Trockengewicht.....	29
4.2.2.4 Fekundität.....	31
4.3. Ergebnisse und Diskussionen.....	33
4.3.1 Allgemeine Übersicht.....	33
4.3.2 Abundanzen.....	39
4.3.2.1 Phänologie.....	39
4.3.2.2 Räumliche Verteilung.....	46
4.3.3 Biomassen.....	51
4.3.4 Literaturvergleich: Abundanz, Biomasse.....	57
4.3.5 Potentielle Natalität.....	62
4.3.6 Nebenergebnisse.....	65
4.3.6.1 Araneae.....	65
4.3.6.2 Soricidae.....	66
5. BENTHOS.....	67
5.1 Allgemeines.....	67
5.2 Voruntersuchungen.....	67

	Seite
5.3 Methodik.....	68
5.3.1 Sammelmethode.....	68
5.3.2 Probenverteilung.....	78
5.3.3 Probenbearbeitung.....	81
5.3.3.1 Determination (Larven).....	81
5.3.3.2 Fixierungsfaktor.....	82
5.3.3.3 Entwicklungsstadien.....	83
5.3.3.4 Trockengewicht.....	84
5.4 Ergebnisse und Diskussion.....	87
5.4.1 Allgemeine Übersicht.....	87
5.4.2 Vergleich: Benthos - Emergenz.....	91
5.4.3 Strata - Test.....	92
5.4.4 Literaturvergleich.....	95
6. DRIFT.....	99
6.1 Allgemeines.....	99
6.2 Methodik.....	99
6.3 Ergebnisse und Diskussion.....	100
6.3.1 Tagesgang.....	100
6.3.2 Routineserie.....	107
7. PRODUKTION VON <u>BAETIS ALPINUS</u>	108
7.1 Allgemeines.....	108
7.2 Entwicklungszyklus.....	109
7.3 Methodik der Produktionsberechnung.....	116
7.3.1 Allgemeines.....	116
7.3.2 Kohortenwachstum.....	117
7.3.3 Elimination und standing crop.....	120
7.4 Ergebnisse und Diskussion.....	123
7.5 Literaturvergleich.....	130
8. ZUSAMMENFASSUNG - SUMMARY.....	133
9. LITERATUR.....	135
10. ANHANG-TABELLEN.....	147

Verzeichnis der ABBILDUNGEN

	Seite
Abb.1 Untersuchungsgebiet.....	11
2 Wasserstand und Abfluß.....	12
3 Wassertemperatur, Jahresverlauf.....	14
4 Wassertemperatur, Tagesschwankungen.....	15
5 Schlüpftrichter.....	21
6 Zusammenhang zw. Wasserstand und Bachbreite.....	24
7 <u>B.alpinus</u> , Subimago, Gonopoden.....	27
8 <u>B.rhodani</u> , Subimago, Gonopoden.....	27
9 <u>B.rhodani</u> , Subimago, Metatergum.....	27
10 <u>B.muticus</u> , Subimago, Vorderflügel-Haare.....	27
11 Trockengewicht, Subimagines.....	30
12 Fekundität.....	32
13 Emergenz von <u>B.alpinus</u> , Abundanz 1980, 1981.....	40
14 Emergenz, <u>B.muticus</u> u. <u>B.rhodani</u> , Abundanz 1980, 1981..	41
15 Baetiden-Emergenz: Abundanz 1980, 1981.....	45
16 Emergenz 1981, Abundanzvergleich: Baetidae - Heptageniidae.....	46
17 Prozentanteile der Schlüpftrichter S1 - S16 an den Jahresfängen 1980 - 1981.....	47
18 Prozentanteile der drei <u>Baetis</u> -Arten an den Jahresfängen der Schlüpftrichter S1 - S16.....	47
19 Fängigkeit der Schlüpftrichter S1 - S16.....	48
20 Baetiden-Emergenz, Körperlängen.....	52
21 Baetiden-Emergenz, Biomassen der Subimagines.....	56
22 Baetiden-Emergenz, potentielle Natalität.....	63
23 Benthos-Sammelgerät.....	70
24 Benthosfalle.....	71
25 Abdeckplatte.....	71
26 Benthos, Vergleich: Benthosfallen - Routineserien.....	72
27 Filtriergerät zum Konzentrieren der Bodenfauna nach dem Aufschlännen von Benthos-Proben.....	76
28 Position der Benthosproben, Benthosfallen und Schlüpftrichter im Gelände.....	79
29 Körperlängen-Trockengewichts-Regression für <u>Baetis</u> -Larven.....	85
30 Körperlängen-Trockengewichts-Regression für <u>Baetis</u> -Larven, \log_e -Transformation.....	86

	Seite
31 Benthos, durchschnittliche Abundanz und Biomasse.....	88
32 Benthos, Korrektur der jahresdurchschnittlichen Abundanz und der Biomasse unter Berücksichtigung der unbestimmbaren Larvulae.....	90
33 Benthos, Strafa-Test.....	93
34 Drift, Tagesgang, 10./11.1.1981.....	101
35 Drift, Tagesgang, 29./30.8.1981.....	102
36 Entwicklungszyklus von <u>B.alpinus</u>	110
37 Abundanzen der Larvenstadien von <u>B.alpinus</u>	113
38 Abundanzen der drei Entwicklungsstadien Eier, Larvulae und Larven von <u>B.alpinus</u>	114
39 Wachstum der Larven von <u>B.alpinus</u> innerhalb der Kohorten A ₁ bis C.....	118
40 Elimination von <u>B.alpinus</u> -Larven innerhalb der Kohorten A ₁ bis C.....	122
41 Jahresproduktion der Kohorten A ₁ bis C von <u>B.alpinus</u>	126
42 Biomassen der Entwicklungsstadien von <u>B.alpinus</u>	129

Verzeichnis der TABELLEN

	Seite
Tab.1 Chemische Daten.....	16
2 Körperlängen-Trockengewichts-Regression für <u>Baetis</u> -Subimagines.....	31
3 Körperlängen-Fekunditäts-Regression für <u>Baetis</u> -Weibchen.....	33
4 Zusammenfassung der Ephemeropteren-Emergenz 1980 und 1981.....	34
5 Emergenz 1980, Schlüpftrichter-Basisdaten.....	37
6 Emergenz 1981, Schlüpftrichter-Basisdaten.....	38
7 Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und Schlüpfen der Subimagines.....	42
8 Paralleltrichter-Test.....	50
9 Maximale und minimale Werte von Körperlängen und Körpergewicht der <u>Baetis</u> -Subimagines.....	53
10 Biomasse und Abundanz von <u>Baetis</u> -Subimagines im Jahr 1981.....	54
11 Literaturvergleich bisher bezüglich Ephemeropteren-Emergenz untersuchter europäischer Bachsysteme: Biotopbeschreibung.....	57
12 Literaturvergleich bezüglich Ephemeropteren-Emergenz, Gesamtjahresabundanzen.....	58
13 Literaturvergleich der Emergenz von <u>Baetis</u> spp., Jahresabundanzen.....	59
14 Literaturvergleich der Emergenz von <u>Baetis</u> spp., Biomassen.....	61
15 Literaturvergleich, Prozentanteile der Emergenz der Ephemeroptera an der Biomasse der Gesamtemergenzz.....	61
16 Baetiden-Emergenz, potentielle Natalität.....	64
17 Araneae in Emergenz-Fallen.....	66
18a Benthos, Vergleich: Benthosfallen - Routineserien.....	73
18b Benthos, Vergleich: Benthosfallen- Routineserien, t-Werte.....	74
19 Kontrolle des Individuenverlustes beim Aufschlännen und Filtrieren von Benthosproben.....	77
20 Kontrolle des Individuenverlustes beim Aufschlännen und Filtrieren von Benthosproben unter experimentellen Bedingungen.....	77
21 Körperlängen-Trockengewichts-Regression für <u>Baetis</u> -Larven.....	87

	Seite
Tab.22 Benthos, Jahresdurchschnitte von Abundanz und Biomasse aller Larvenstadien.....	90
23 Vergleich: Emergenz - Benthos.....	91
24 Benthos, Strata - Test.....	94
25 Benthos, Strata - Test, t-Werte.....	94
26 Benthos, Abundanzen, Literaturvergleich.....	97
27 Drift, Tagesgänge, Artenanteile.....	105
28 Kohortenwachstum von <u>B.alpinus</u>	119
29 Elimination der Larven von <u>B.alpinus</u> innerhalb der Kohorten A ₁ bis C.....	121
30 Jahresproduktion der Kohorten A ₁ bis C von <u>B.alpinus</u> nach Modus I.....	125
31 Jahresproduktion der Kohorten A ₁ bis C von <u>B.alpinus</u> nach Modus II.....	127
32 Literaturvergleich der Jahresproduktion einiger <u>Baetis</u> -Arten.....	131

Verzeichnis der ANHANG-TABELLEN (A1 - A27)

	Seite
Tab.A-1	Emergenz 1980: Abundanz, durchschnittliche Körperlänge und Geschlechterverhältnis der Subimagines von <u>B.alpinus</u>148
A-2	Emergenz 1981: Abundanz, durchschnittliche Körperlänge und Geschlechterverhältnis der Subimagines von <u>B.alpinus</u>149
A-3	Emergenz 1980: Abundanz und durchschnittliche Körperlänge der weiblichen Subimagines von <u>B.muticus</u>150
A-4	Emergenz 1981: Abundanz und durchschnittliche Körperlänge der weiblichen Subimagines von <u>B.muticus</u>150
A-5	Emergenz 1980: Abundanz, durchschnittliche Körperlänge und Geschlechterverhältnis der Subimagines von <u>B.rhodani</u>151
A-6	Emergenz 1981: Abundanz, durchschnittliche Körperlänge und Geschlechterverhältnis der Subimagines von <u>B.rhodani</u>152
A-7	Emergenzvergleich 1980 - 1981: Baetidae - Heptageniidae, Abundanzen.....153
A-8	Fängigkeit der Schlüpftrichter S1 - S16, Basisdaten.....154
A-9	Prozentanteile der drei <u>Baetis</u> -Arten am Gesamtfang der jeweiligen Schlüpftrichter (S1 - S16) 1980 und 1981.....154
A-10a	Fängigkeit der Schlüpftrichter S1 - S16, Abundanzen.....155
A-10b	Schlüpftrichter-Strata-Test.....155
A-11	Emergenz 1980: Biomasse der Subimagines von <u>B.alpinus</u>156
A-12	Emergenz 1981: Biomasse der Subimagines von <u>B.alpinus</u>157
A-13	Emergenz 1980: Biomasse der weiblichen Subimagines von <u>B.muticus</u>158
A-14	Emergenz 1981: Biomasse der weiblichen Subimagines von <u>B.muticus</u>158
A-15	Emergenz 1980: Biomasse der Subimagines von <u>B.rhodani</u>159
A-16	Emergenz 1981: Biomasse der Subimagines von <u>B.rhodani</u>160
A-17	Emergenz 1980: Potentielle Natalität von <u>B.alpinus</u> , <u>B.muticus</u> und <u>B.rhodani</u>161

Tab.A-18	Emergenz 1981: Potentielle Natalität von <u>B.alpinus</u> , <u>B.muticus</u> und <u>B.rhodani</u>	162
A-19	Abundanz, Biomasse und durchschnittlich Körperlängen der Larvenstadien von <u>B.alpinus</u>	163
A-20	Abundanz, Biomasse und durchschnittliche Körperlängen der Larvenstadien von <u>B.muticus</u>	165
A-21	Abundanz, Biomasse und durchschnittliche Körperlängen der Larvenstadien von <u>B.rhodani</u>	167
A-22	Abundanz, Biomasse und durchschnittliche Körperlängen der indeterminierten Larvulae.....	168
A-23	Benthos, Abundanz, Summen der determinierbaren Larvenstadien.....	169
A-24	Benthos, Biomassen, Summen der determinierbaren Larvenstadien.....	170
A-25	Benthos, Jahresdurchschnitte von Abundanz und Biomasse.....	170
A-26	Benthos, Anteile der unbestimmbaren <u>Baetis</u> -Larvulae an den Jahresdurchschnitten von Abundanz und Biomasse der drei <u>Baetis</u> -Arten.....	171
A-27	Driftserie DS I und DS II.....	171

1. EINLEITUNG

Nach einer Periode vorwiegend qualitativer Untersuchungen ging man in der Fließgewässerökologie vor allem in den beiden letzten Jahrzehnten immer mehr dazu über, auch Einblicke in die quantitativen Zusammenhänge dieser Ökosysteme zu gewinnen. Die dabei beschrittenen Wege stützten sich oft auf sehr unterschiedliche methodische Ansätze, sodaß die damit erarbeiteten Ergebnisse meist nur schwer standardisierbar und somit vergleichbar sind.

Mit der vorliegenden Untersuchung wurde versucht, einen Beitrag zur Quantifizierung eines Teilaspektes der ökologischen Zusammenhänge in einem kleinen Wiesenbach zu liefern, wobei besonderer Wert auf methodisch gut abgesicherte Bearbeitung gelegt wurde. Als Untersuchungsobjekt schien der Piburger Bach aus mehreren Gründen gut geeignet. Zunächst war die Zusammensetzung der Bachfauna aus früheren Arbeiten gut bekannt (KOWNACKA 1976, 1977, KOWNACKA & MARGREITER 1978, PREM & STEMBERGER 1976, STEMBERGER 1976, TARMANN-PREM 1976, 1977), sodaß von vornherein die Baetidae mit der stark dominanten Art B.alpinus als ökologisch bedeutende Gruppe ausgewählt werden konnten. Ferner war die Erfassung abiotischer Faktoren wie Abfluß und Wassertemperatur teilweise durch bereits vorhandene Einrichtungen leicht möglich. Darüber hinaus machten aber auch die günstige Zugänglichkeit und die Kleinheit des Fließgewässers den Piburger Bach zum bevorzugten Untersuchungsobjekt.

2. UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 Allgemeine Charakteristik

Der Piburger Bach liegt ca. 50 km westlich von Innsbruck an der orographisch linken Seite des äußeren Ötztales. Sein Ausgangspunkt ist eine Quelle in 1002 m Seehöhe, die ca. 580 m Luftlinie westlich seiner Einmündung in den Piburger See liegt. Der Bachverlauf ist in Abb.1 dargestellt. Der 698 m lange Bach fließt zunächst durch eine kleine, steile sumpfige Wiese. Von der orographisch rechten Seite münden Zuflüsse ein, die das steile, felsige und teilweise bewaldete Gebiet im Süden und Westen entwässern und die Wasserführung des Quellbaches etwa verdoppeln. In seinem weiteren Verlauf durch landwirtschaftlich genutztes Gebiet hat der Piburger Bach eine durchschnittliche Breite von etwa 40 cm (Minimum 15 cm, Maximum 160 cm, alle Werte bei durchschnittlichem Wasserstand). Er mündet in 915 m Seehöhe in den Piburger See. Die Höhendifferenz zwischen Quelle und See beträgt somit 87 m, was ein Gefälle von rund 12 % ergibt. Das Bachsediment ist relativ einheitlich und besteht vorwiegend aus Fein- und Mittelkies. Steine mit Durchmessern von mehr als 10 cm sind relativ selten. Geologisch handelt es sich bei den Sedimenten um Verwitterungsprodukte von Silikatgesteinen (hauptsächlich Biotitgneis und Granodioritgneis) (aus PECHLANER & PSENNER 1979). Salzungsversuche aus dem Jahr 1976 ergaben eine durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit von ca. 48 cm/sec (KOWNACKA & MARGREITER 1978). Der Piburger Bach entwässert eine Fläche von 103 ha. Davon sind 37 % Ödland, 50 % Wald und 13 % landwirtschaftlich genutzte Flächen (PECHLANER & PSENNER 1979). Eine nennenswerte organische Belastung durch häusliche oder landwirtschaftliche Abwässer besteht nicht. Bei der vorliegenden Untersuchung wurde nur ein 437.5 m langes Teilstück (zwischen P1 und P2 in Abb.1) berücksichtigt.

2.2 Wasserstand

Die Wasserstandsregistrierungen erfolgten durch Herrn Dr. W. GATTERMAYR, der mir seine Daten (unpubl.) dankenswerterweise zur Verfügung stellte.

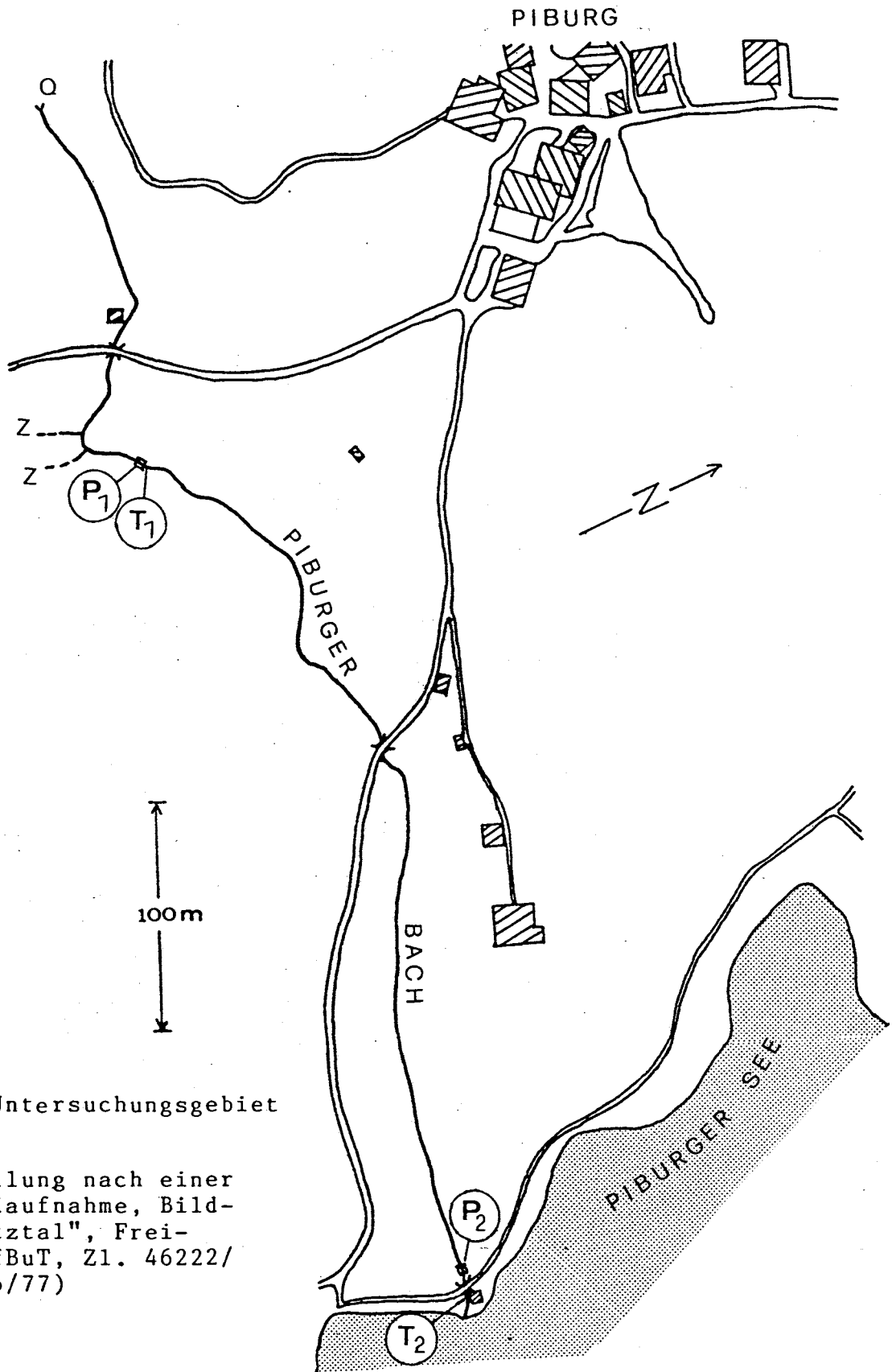


Abb.1: Untersuchungsgebiet

(Darstellung nach einer Luftbildaufnahme, Bildflug "Ötztal", Freigabe BMfBuT, Zl. 46222/285-IV/6/77)

P1...Lärchen-Pegel

P2...See-Einrinn-Pegel

(Abstand P1 - P2: 437.5 m)

T1...Wassertemperatur-Meßfühler 1

T2...Wassertemperatur-Meßfühler 2

▨....Hütten, Häuser

≈....Wege, Straßen

ZZuflüsse

QQuelle

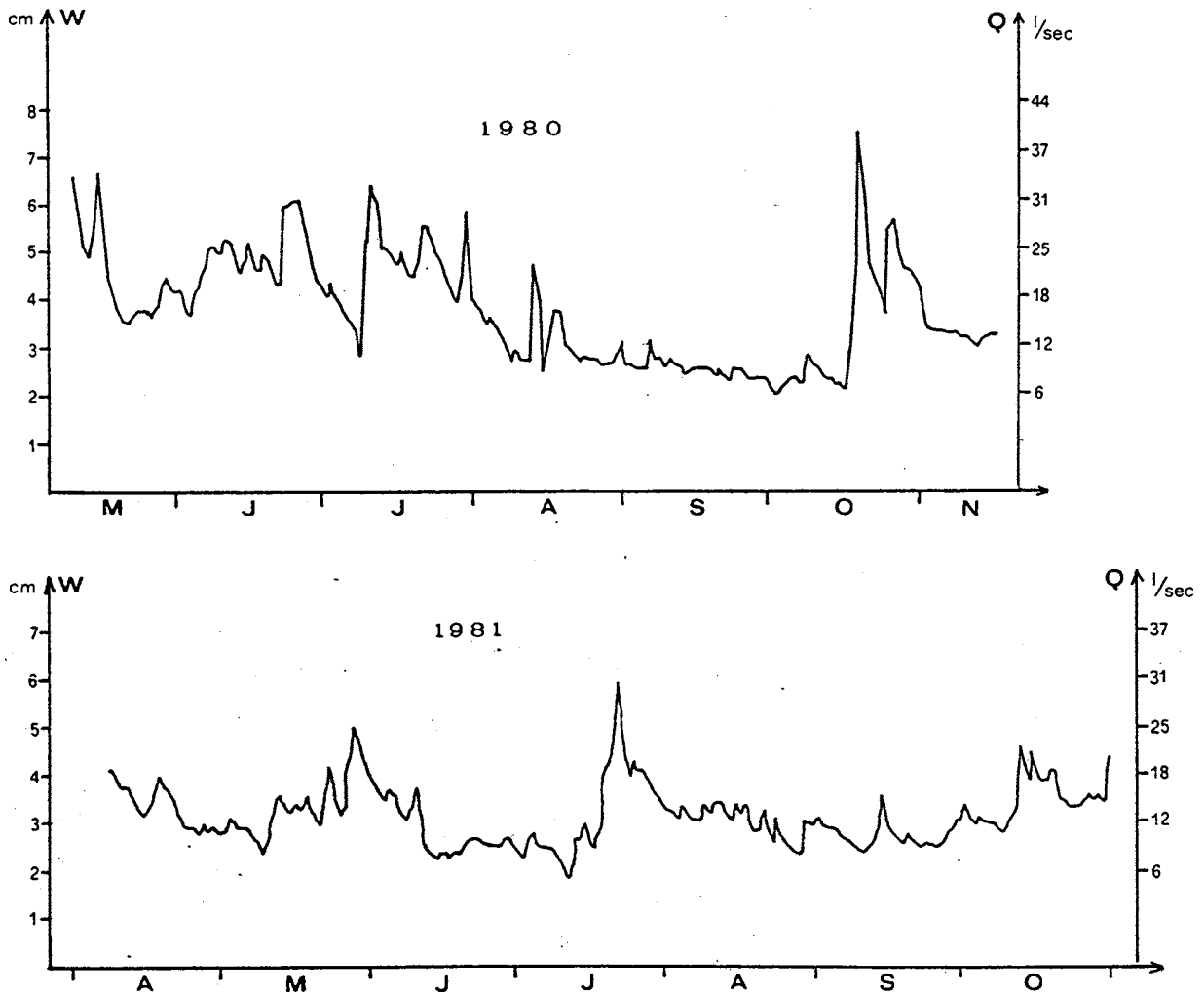


Abb.2: Wasserstand (W, Tagesmittel) und Abfluß (Q, Tagesmittel) im Verlauf der Emergenzperioden 1980 und 1981. Daten von GATTERMAYR, W. (unpubl.).

Zur Registrierung wurde eine 4 m lange Holzrinne mit rechteckigem Querschnitt verwendet (P2 in Abb.1), die auch für Driftuntersuchungen (siehe Kap.6) zur Verfügung stand. Die Wasserstandsaufzeichnung erfolgte mit einem Pegelschreiber im Aufzeichnungsmaßstab 1 : 1 (GATTERMAYR 1981).

Angaben des Wasserstandes waren eine wichtige Voraussetzung zur Berechnung der Schlüpftrichter-Sammelflächen, da sich diese ja mit zu- oder abnehmendem Wasserstand ändern (siehe Kap.4.2.1).

In Abb.2 sind daher nur die Wasserstandsschwankungen während der Emergenzmessungsperioden 1980 und 1981 dargestellt. In der kälteren Jahreszeit (November bis März) liegt der Wasserstand durchschnittlich bei ca. 2.0 bis 2.5 cm (= 6.0 bis 8.8 l/sec).

2.3 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wurde mit Hartglas-Platin-Thermometern (100 Ohm bei 0° C) gemessen. Verwendet wurden insgesamt 3 Meßfühler. 2 davon wurden im fließenden Wasser exponiert (Meßfühler T1 am Beginn der Untersuchungsstrecke, Meßfühler T2 8.6 m unterhalb des Pegels T2 am Ende der Untersuchungsstrecke, Abb.1). Ein dritter Meßfühler ("Tiefenfühler") wurde nahe von T2 im Bachsubstrat vergraben, um die Wassertemperatur im Substrat (10 bis 15 cm Tiefe) zu registrieren, und um eventuelle Differenzen gegenüber den Daten von T2 zu untersuchen. Auf eine Darstellung der Daten dieses Meßfühlers wurde verzichtet, da bei laufenden Kontrollen im Gelände festgestellt wurde, daß sich der Abstand des Fühlers von der Substratoberfläche ständig änderte, da der Bach je nach Wasserführung unterschiedlich viel Substrat anschwemmte oder abtransportierte. Die Auswertung der Daten dieses Tiefenfühlers ergab allgemein eine um ca. 1 bis 1.5° C kältere Wassertemperatur in den Sommermonaten und eine um ca. 0.5 bis 1.0° C wärmere Wassertemperatur im Winter (Dezember, Jänner) gegenüber dem Meßfühler T2 im gleichen Bachabschnitt. In den übrigen Jahreszeiten gab es keine nennenswerten Unterschiede.

Registriert wurden die Daten mit einem Mehrfarbenschreiber der Firma Schenk. Die Ergebnisse der Meßfühler T1 und T2 sind in Abb.3 dargestellt. Wie aus der Abbildung zu ersehen ist, war über mehrere mehr oder weniger lange Zeiträume hinweg durch die Störungsanfälligkeit der Anlage keine Registrierung möglich. Um Feuchtigkeit bzw. zu tiefe Temperaturen im Schreibergehäuse zu vermeiden, wurde eine 10 Volt-(25 Watt)Lampe für Heizzwecke installiert.

Aus Abb.3 ist zu ersehen, daß im Dezember und Jänner Wassertemperaturen leicht unter 0° C auftraten (strichlierte Linien bei T2). Dafür wären zwei Erklärungen möglich: Grundeisbildung im

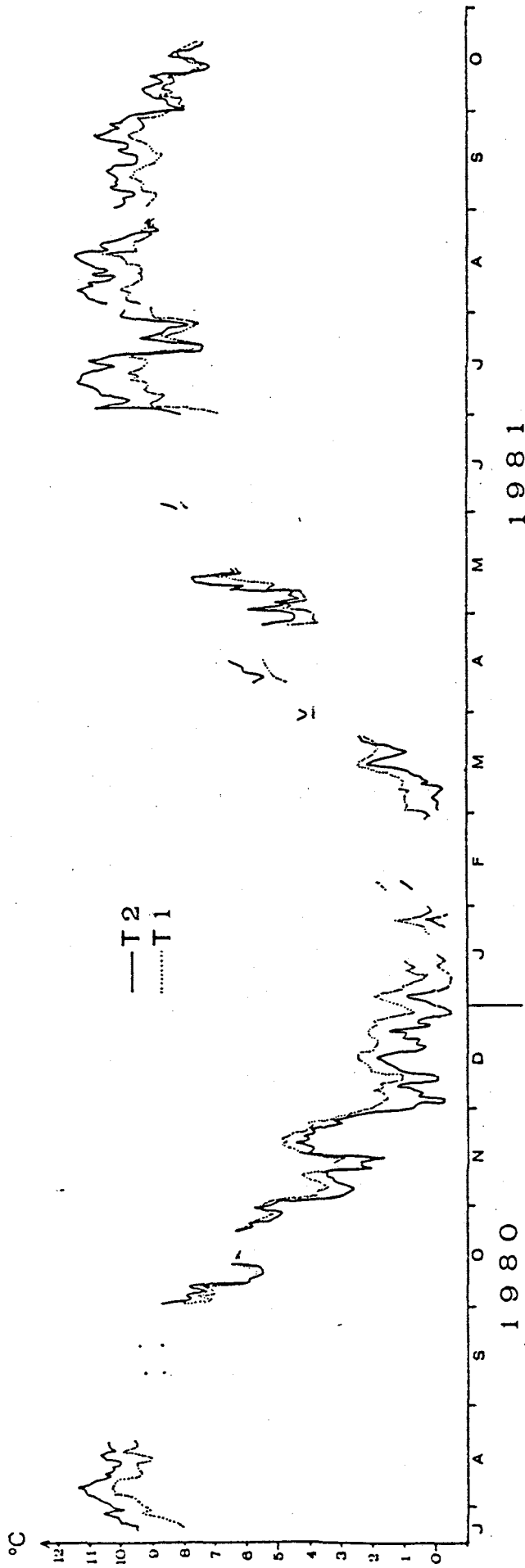


Abb.3: Wassertemperatur (Mittelwerte über 24 Stunden), Position der Meßfühler T1 und T2 siehe Abb.1

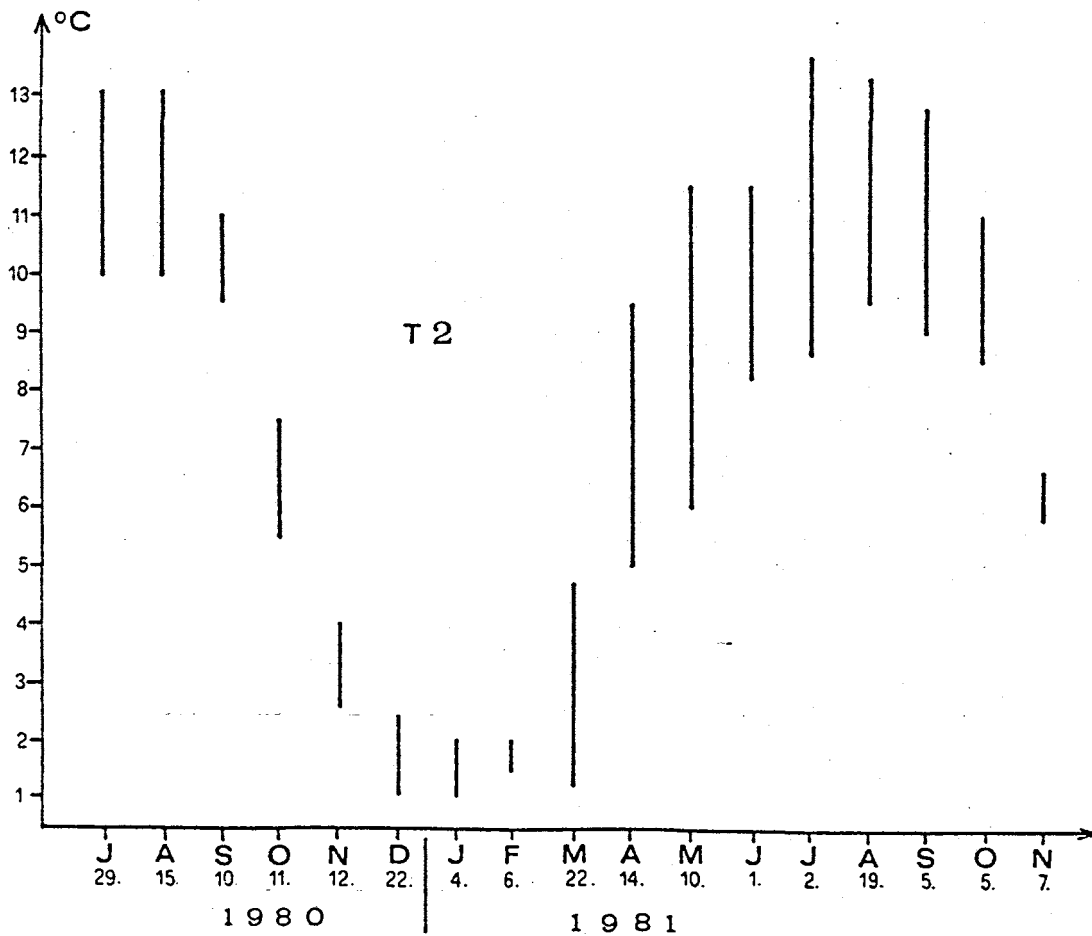
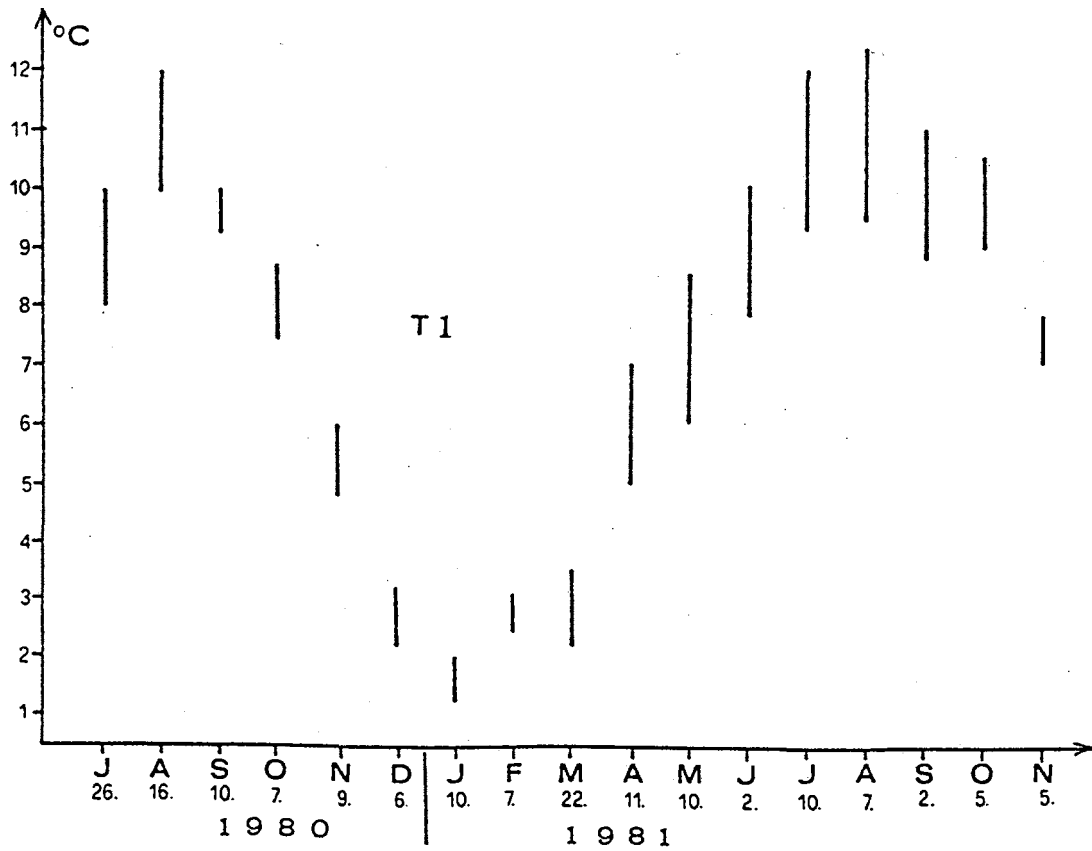


Abb.4: Wassertemperatur: Registrierte maximale Tagesschwankungen innerhalb eines Monats. (Position der Meßfühler T1 und T2 siehe Abb.1)

Bereich des Meßfühlers oder ein Versagen der Registriereinrichtung bei extrem tiefen Temperaturen. Abb.4 zeigt die innerhalb eines Monates registrierten maximalen Wassertemperaturschwankungen im Verlaufe eines Tages (0^h bis 24^h). Die größten Schwankungen traten jeweils von März bis Oktober auf. Vergleicht man Bachoberlauf (T1) und Bachunterlauf (T2), so fällt auf, daß mit Meßfühler T2 stärkere Tagesschwankungen registriert wurden. Dies läßt sich dadurch erklären, daß sowohl der Quellbach als auch seine Zuflüsse in schattigen Regionen fließen, sodaß eine starke Erwärmung durch Sonnenlicht untertags nur schwer möglich ist. Das Untersuchungsgebiet zwischen T1 und T2 hingegen liegt zur Gänze außerhalb von Schattenspendern, sodaß mit Meßfühler T2 maximale Tagesschwankungen von bis zu $5.6^{\circ} C$ (Abb.4: 10.5.1981, T2) registriert wurden.

2.4 Chemismus

Im Rahmen der Ökosystemstudie Piburger See wurden auch chemische Parameter des Piburger Baches (einziger oberirdischer Zufluß des Sees) erfaßt. Die in Tab.1 zusammengestellten Daten stammen aus PSENNER (1981, 1982).

Tab.1: Chemische Daten; Alk.=Alkalinität (mval/l), El.=Elektrolytische Leitfähigkeit (μS_{20}), GP.=Gesamtphosphorkonzentrationen ($\mu g/l$)

<u>1980</u>	Alk.	El.	GP.	pH
22.1.	o.31	49	6.0	6.96
20.2.	o.24	45	17.9	6.82
18.3.	o.29	49	6.2	7.40
23.4.	o.28	47	8.4	7.08
22.5.	o.28	46	4.4	7.34
25.6.	o.29	47	14.5	7.37
24.7.	o.49	47	27.4	7.54
26.8.	o.38	54	13.1	7.60
24.9.	o.38	56	20.6	7.28
21.10.	o.37	53	58.9	7.25
18.11.	o.67	56	52.7	6.10
22.12.	o.31	49	49.2	7.03

Tab.1: Fortsetzung

<u>1981</u>	Alk.	El.	GP.	pH
21.1.	o.24	56	12.8	7.00
10.2.	o.34	57	-	6.80
11.3.	o.29	56	97.6	6.51
14.4.	o.34	55	7.9	6.65
5.5.	o.32	57	8.9	6.70
16.6.	o.30	56	9.4	6.72
14.7.	o.37	75	14.7	6.55
12.8.	o.37	61	11.9	7.59
8.9.	o.36	61	21.7	7.46
14.10.	o.31	55	75.9	7.25
10.11.	o.34	52	10.6	6.87
22.12.	o.29	58	11.0	6.65
Mittelwerte (n=12)				
1980	o.36	50	23.3	7.15
1981	o.32	58	25.7	6.90

3. STATISTIK

Bei der rechnerischen Auswertung des Datenmaterials wurden die bei ELLIOTT (1977) und CAMPBELL (1967) beschriebenen Verfahren angewandt. Gerechnet wurde großteils mit Programmen auf Magnetkarten (Abundanz, Biomasse, Fekundität). Die Rechengenauigkeit betrug zwei Kommastellen (rechnerintern acht Kommastellen). Individuenzahlen wurden ganzzahlig gerundet.

Bei der Berechnung von Mittelwerten (arithmetisches Mittel \bar{x}) und deren 95 %igen Vertrauensgrenzen (Confidence Limits CL_{95}) wurden bei \bar{x} größer als 1 die bei ELLIOTT (1977) beschriebenen Methoden angewandt (Chi-Quadrat-Test). Die Chi-Quadrat- und t-Werte wurden aus SPIEGEL (1976) entnommen. War hingegen \bar{x} kleiner oder gleich 1, dann wurden die Vertrauensgrenzen aus einem Diagramm bei PEARSON & HARTLEY (1966, Table 41) entnommen. Mußten bei der Berechnung von Vertrauensgrenzen logarithmische Transformationen verwendet werden, dann wurde dabei das arithmetische Mittel mit den entlogarithmierten Vertrauensgrenzen

zen multipliziert bzw. durch diese dividiert (vgl. ELLIOTT 1977, p. 92).

Für die Berechnung der Biomassen und der potentiellen Natalitäten war es notwendig, durchschnittliche Körperlängen und deren Vertrauensgrenzen zu ermitteln. Dabei wurde auf Grund der Ergebnisse bei Berechnungen mit großen Stichprobenanzahlen (n größer als 31) auch bei n kleiner als 31 von vornherein eine zufällige Körperlängenverteilung angenommen. War darüberhinaus auch noch das Produkt aus n mal \bar{x} kleiner als 30, so wurden die Vertrauensgrenzen aus Tab. A19 in CAMPBELL (1967) entnommen.

Die 95 %igen Vertrauensgrenzen (CL_{95}) in manchen Tabellen sind sehr weit. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn nur sehr wenige, aber große Tiere gefangen wurden, weil Biomasse und Fekundität mit der Körperlänge exponentiell korrelieren, und weil bei geringen Stichprobenanzahlen relativ große t -Werte benützt werden müssen.

4. EMERGENZ

4.1. Allgemeines

Unter Emergenz versteht ILLIES (1971) die Gesamtmenge adulter Insektenimagines, die während eines Jahres aus einem exakt definierten Abschnitt des Fließgewässers schlüpft. Diese Fraktion der organischen Produktion geht dem Biotop normalerweise weitgehend verloren, sie ist gewissermaßen ein Produktionsüberschuß und zugleich aber auch ein gesetzmäßiger Teil der Produktion (ILLIES 1971). Emergenzmessungen an Fließgewässern wurden erstmals von IDE (1940) in Kanada durchgeführt. Später verwendete SPRULES (1947) die gleiche Methode ebenfalls an einem Bachsystem. In Europa wurde diese Form der Produktionsanalyse von ILLIES (1971) aufgegriffen, der mit seinen Mitarbeitern am Breitenbach (Schlitz, BRD) Gewächshäuser als Emergenzfallen errichtete. Seither sind von dieser Gruppe zahlreiche Arbeiten erschienen (ILLIES 1973, 1975, 1978, 1979, ILLIES & MASTELLER 1977, SANDROCK 1978). Die Schlitzer Methode wurde in Österreich 1972 von der Biologischen Station Lunz übernommen (MALICKY 1976, ILLIES 1980, ZWICK 1977). - Meine eigenen Untersuchungen

waren methodisch anders angelegt. So verwendete ich keine Glashäuser, sondern pyramidenförmige Emergenzfallen ("Schlupftrichter"), deren Vorteil darin bestand, daß sie auf Grund ihrer geringen Größe in größerer Zahl entlang der relativ kurzen Untersuchungsstrecke aufgestellt werden konnten, und daß auch längere Besammlungsintervalle möglich waren. Die Ergebnisse, die sie lieferten, ermöglichten einerseits quantitative Angaben über die Emergenz des Piburger Baches, andererseits gaben sie auch wichtige qualitative Hinweise zur Produktionsbiologie von B.alpinus (Kap.7).

4.2.0 Methodik

Methodische Hinweise zur Emergenzmessung in Fließgewässern finden sich u.a. bei HARPER & MAGNIN (1971), IDE (1940), ILLIES (1971), KIMERLE & ANDERSON (1967), MACAN (1964), MUNDIE (1965, 1964, 1966), RIEDERER (1981), SANDROCK (1978) und SOUTHWOOD (1978).

4.2.1.0 Sammelmethode

Für die Emergenzmessung wurden insgesamt 18 Fallen verwendet. 16 Fallen (im folgenden "Schlupftrichter" S1 bis S16 genannt) wurden für Serienuntersuchungen in beiden Untersuchungsjahren verwendet, die beiden restlichen Fallen (sie werden als "Paralleltrichter" PT1 und PT2 bezeichnet) wurden erst 1981 für Testzwecke zusätzlich im Gelände exponiert (vgl. Kap. 4.3.2.2). Die Schlupftrichter wurden in regelmäßigen Abständen von 29 m (Ausnahmen: S7 und S12, Erklärung siehe Kap. 4.3.2.2) entlang der 437.5 m langen Untersuchungsstrecke aufgestellt, ihre Positionen sind in der Abb.28 wiedergegeben.

Die Konstruktion eines Schlupftrichters ist in Abb.5 dargestellt. Er bestand aus einem pyramidenförmigen stabilen Rahmen aus Aluminium-Winkelstäben, der mit einem widerstandsfähigen hellgrauen Kunststoffnetz (1.4 mm) bespannt wurde, und einem aufgesetzten Sammelgefäß. Als Abdichtung gegen das fließende Bachwasser dienten schwimmende Plastikflaschen, deren unterer Rand mit Bleikugeln beschwert wurde, sodaß dieser stets ein

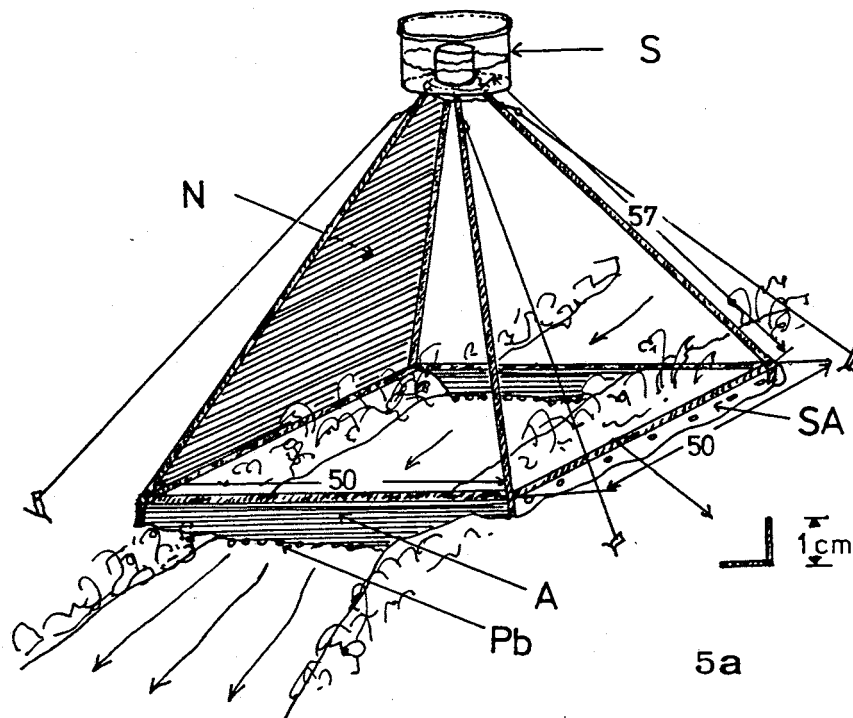
Stück ins Wasser eintauchte. Jeder Schlüpftrichter (mit Ausnahme von S6, S7 und S8) lag auf beiden Bachufern auf. Die Fixierung der Geräte erfolgte einerseits mit zugespitzten Aluminium-Winkelstäben (Verlängerungen der Kanten der Seitenflächen), die in den Boden gedrückt wurden, und andererseits mit Schnurverspannungen, die von der Spitze der Pyramide ausgingen. Als Sammelgefäße dienten durchsichtige Kunststoffbehälter, in deren Boden kurze Plexiglas-Rohre eingesetzt wurden, um den Tieren den Zutritt zum Sammelgefäß zu ermöglichen. Als Kletterhilfen wurden an den Innenseiten der Plexiglas-Rohre mit weißem Lack feine Stoffnetze eingeklebt. Zur Fixierung wurde eine 4 %ige Formaldehyd-Lösung verwendet, die mit einem Spülmittel versetzt wurde, um die Oberflächenspannung zu reduzieren, sodaß die gefangenen Tiere auf den Gefäßboden absanken, und nicht an der Fixiermitteloberfläche verrotteten (WEICHSELBAUMER 1981). Im Zusammenhang mit Voruntersuchungen, bei denen verschiedene Fixiermittel verwendet wurden, zeigte sich, daß den Tieren der beißende Geruch von Formaldehyd nichts ausmachte, sodaß dadurch keine Beeinträchtigung der Fängigkeit der Geräte entstand.

Bei den erwähnten Voruntersuchungen zeigte sich auch, daß Baetis-Subimagines nur dann in das Innere der Sammelgefäße kletterten, wenn der Durchmesser der Plexiglas-Rohre (R in Abb.5b) größer als 5 cm ist. Bei kleineren Durchmessern bleiben die Tiere an den Netzen der Schlüpftrichter sitzen und verenden in der Folge am Boden der Geräte.

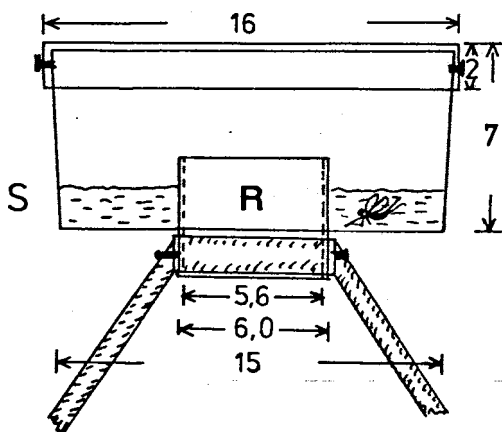
MACAN (1964) verglich drei Typen von Emergenzfallen miteinander und fand dabei den Typus der Pyramidenfalle (zu dem auch meine Fallen zu rechnen sind) für den am besten geeigneten. Auch die vom KIMERLE & ANDERSON (1967) geforderten Eigenschaften für Emergenzfallen (keine Beeinflussung der Biocoenosen unter der Wasseroberfläche, keine künstliche Beschattung der Sammelfläche, problemlose und häufige Probenentnahme sowie Fixierung an einem Standort) treffen für die von mir konstruierten und gebauten Geräte zu, sieht man von einer eventuellen leichten Beschattung der Sammelfläche durch die leicht hellgrau gefärbten Netze der Schlüpftrichter ab.

Bei der Besammlung der Schlüpftrichter wurden zunächst die

Baetis-Subimagines und Imagines mit einer Pinzette aus dem Sammelgefäß aussortiert und in kleinen Gläschen in 70 %igem Alkohol fixiert. Von den übrigen Taxa wurden zunächst die größeren Exemplare mit der Pinzette entnommen und in kleinen Glasflaschen deponiert, die restlichen kleineren Tiere wurden (weil meist sehr zahlreich) mit einem Saugapparat (Glasrohr mit 8 mm lichter Weite und einem Gummisauger an einem Ende) abgesaugt und zusammen mit der Formaldehyd-Lösung aus dem Sammelgefäß in die vorbereiteten Glasflaschen gespült, in denen sich schon die



5a



5b

Abb.5: Schlüpftrichter

a) Gesamtansicht

b) Sammelgefäß (Seitenansicht)

S...Sammelgefäß

N...Netz (1.4 mm Maschenweite)

A...Abdichtung (Plastik)

Pb..Bleibeschwerung

SA...Seitliche Abdichtung

R...Plexiglas-Rohr mit Kletterhilfe

(Zahlenangaben in cm)

größeren Exemplare befanden. Die so fixierten Tiere stehen für eine weitere Bearbeitung jederzeit zur Verfügung.

1980 konnte nicht die gesamte Emergenzperiode erfaßt werden, da am Beginn der Emergenzuntersuchungen zunächst in der Zeit von 7. bis 14.5.1980 zwei Schlüpftrichter unter Freilandbedingungen getestet wurden, wobei neben der Fängigkeit vor allem die Abdichtung der Geräte gegenüber dem fließenden Wasser von Interesse war. Die Versuche waren erfolgreich, sodaß am 14.5.1980 mit dem Aufstellen der übrigen Schlüpftrichter begonnen wurde. Ab 23.5.1980 waren alle 16 Serien-Schlüpftrichter (S1 - S16) in Betrieb. Sie wurden regelmäßig (mit geringen Ausnahmen) im Abstand von sieben Tagen besammelt. Die Besammlung der Geräte am Ende der jeweiligen Emergenzperiode endete dann, wenn an drei aufeinanderfolgenden Besammlungsterminen keine Baetis-Exemplare mehr gefunden wurden.

Da bei der Auswertung des Emergenzmaterialies die Angabe einer Sammelfläche notwendig war, mußte zunächst jene Fläche ermittelt werden, die in Abhängigkeit vom jeweiligen Wasserstand, von den Schlüpftrichtern besammelt wurde. Dabei ging ich folgendermaßen vor: Am 18.8.1980 wurden alle Schlüpftrichter im Gelände mit einer Genauigkeit von 1 cm vermessen und im Grundriß inklusive besammelter Bachoberfläche auf Papier im Maßstab 1:3.33 dargestellt. Im Labor wurden von den abgebildeten Besammlungsflächen mit einem Planimetriergerät die Flächeninhalte bestimmt und auf Quadratmeter in der Natur umgerechnet. Dabei ergab sich bei einem Wasserstand von 2.7 cm (18.8.1980) eine Gesamtsammelfläche aller 16 Schlüpftrichter (S1 bis S16) von 2.900 m² (Sammelflächen der Schlüpftrichter siehe Tab.A-8).

Die durchschnittliche Sammelfläche eines Schlüpftrichters betrug 0.1812 m² (CL₉₅: 0.149 - 0.220 n=16). Um die Gesamtbachfläche des Untersuchungsgebietes zu ermitteln, wurde bei verschiedenen Wasserständen nach einem statistischen Zufallsprogramm entlang der Untersuchungsstrecke mehrmals (n=36, 60, 96) die Bachbreite entlang der Wasseroberfläche (B in Abb.6) gemessen. Bei der graphischen Darstellung der Werte (Abb.6, strichlierte Linie) ergab sich bei Wasserständen zwischen 2.4 und 4.4 cm (See-Einrinn-Pegel P2) ein linearer Zusammenhang zwischen Was-

serstand W und Bachbreite B . Aus der Kurve B in Abb.6 wurde für einen Wasserstand von 2.7 cm (das ist jener Wasserstand, bei dem die Schlüpftrichterflächen im Gelände ermittelt wurden) eine durchschnittliche Bachbreite von 38 cm (CL_{95} : 35 - 41 cm) bestimmt (siehe Ordinate in Abb.6). Bei einer Gesamtlänge der untersuchten Bachstrecke von 437.5 m ergibt sich daher für einen Wasserstand von 2.7 cm eine Bachoberfläche von $437.5 \times 0.38 = 166.25 \text{ m}^2$ (CL_{95} : 153.12 - 179.37 m^2). Der prozentuelle Anteil der Schlüpftrichtersammelflächen (Summe aller Schlüpftrichter S1 bis S16) an der Bachoberfläche im untersuchten Bachabschnitt betrug daher bei dem erwähnten Wasserstand (von 2.7 cm) 1.7439 % (CL_{95} : 1.6163 - 1.8934 %). Da nun die Mitglieder der Bachfauna nicht die Wasseroberfläche, sondern das Substrat des Bachbettes besiedeln, war es notwendig, die bisherigen Daten über Sammelflächen zu korregieren, da sich diese ja ausschliesslich auf die Wasseroberfläche bezogen. Zu diesem Zweck wurde in die bisherigen Berechnungen der benetzte Umfang U (Abb.6) als neue Bezugsgröße eingeführt. Darunter versteht man in einem theoretischen Bachquerschnitt jene Linie, die zwischen Wasserkörper und Substrat verläuft. Der benetzte Umfang beinhaltet daher auch sämtliche Unebenheiten des Bachprofils (soweit messbar). Am Piburger Bach wurde der benetzte Umfang mit einem gut biegsamen Aluminiumdraht gemessen. Dieser wurde an mehreren mittels eines statistischen Zufallsprogrammes ermittelten Stellen ($n=36, 72$ und 96) eng an das Bachsubstrat und seine Unebenheiten angeschmiegt. Anschließend wurde er gestreckt und die benötigte Drahtlänge abgemessen. Für Wasserstände zwischen 3.0 und 4.4 cm ergab sich bei graphischer Darstellung (ausgezogene Linien in Abb.6) ebenfalls ein linearer Zusammenhang zwischen Wasserstand W und benetztem Umfang U . Im Emergenzuntersuchungszeitraum 1980 betrug der durchschnittliche Wasserstand (\bar{w}_{80}) 3.8 cm (CL_{95} : ± 0.2 cm) im Untersuchungszeitraum 1981 (\bar{w}_{81}) 3.2 cm (CL_{95} : ± 0.1 cm). Aus dem Diagramm Abb.6 wurden nun für die genannten Wasserstände (\bar{w}_{80} und \bar{w}_{81}) die dazugehörigen benetzten Umfänge ermittelt und mit der Länge der Untersuchungsstrecke (437.5 m) multipliziert. So ergab sich für den Emergenzzeitraum 1980 eine tatsächliche Bachfläche von $0.73 \times 437.5 = 319.375 \text{ m}^2$ (CL_{95} : 293.125 - 354.375 m^2). Für 1981 be-

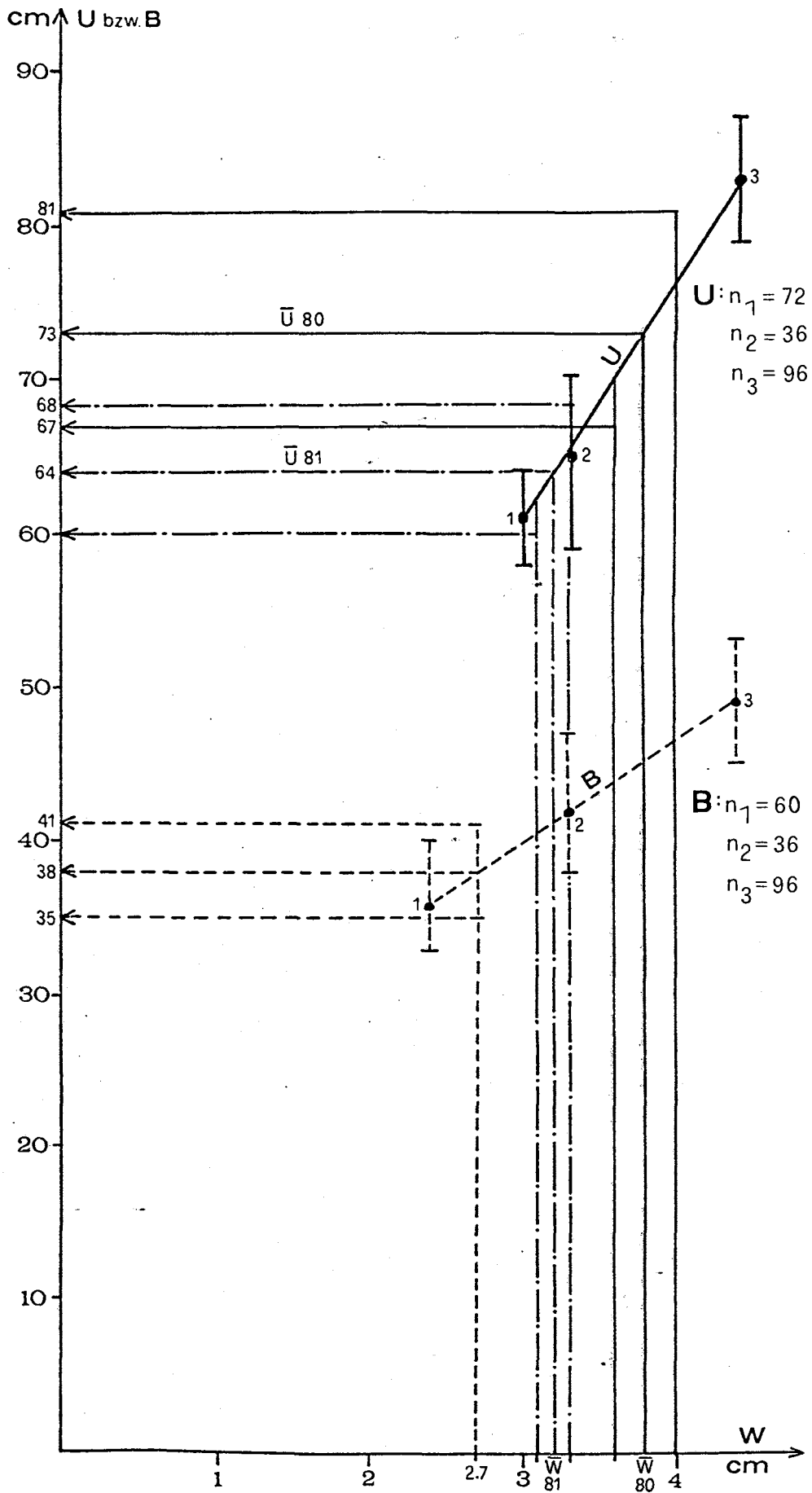


Abb.6: Zusammenhang zwischen Wasserstand W und Bachbreite B bzw. benetztem Umfang U. (n: Anzahl der Einzelmessungen im Gelände)

trug die tatsächliche Bachfläche $0.64 \times 437.5 = 280.000 \text{ m}^2$ (CL_{95} : $262.500 - 297.500 \text{ m}^2$). Zur Ermittlung der 95 %igen Vertrauensgrenzen von \bar{u} 80 und \bar{u} 81 in Abb.6 wurden die Vertrauensgrenzen der besten Schätzung des benetzten Umfanges (No.3, n=96) prozentuell ($\pm 5.0 \%$) umgerechnet. Nimmt man nun an, daß der prozentuelle Anteil der Schlüpftrichter-Sammelflächen an der gesamten Bachfläche auch bei Berücksichtigung des benetzten Umfanges gleich bleibt, so haben im Jahr 1980 alle 16 Schlüpftrichter zusammen 5.57 m^2 (CL_{95} : $4.74 - 6.71 \text{ m}^2$) besammelt. Die entsprechenden Werte für 1981 ergaben 4.88 m^2 (CL_{95} : $4.24 - 5.63 \text{ m}^2$). Diese Bezugsflächen wurden in den Tabellen und Diagrammen zur Berechnung der Abundanzen, Biomassen und Natalitäten verwendet.

Beim Vergleich meiner Ergebnisse mit denen anderer Autoren verwendete ich hingegen als Sammelflächenangaben nicht die oben erwähnten über den benetzten Umfang ermittelten Sammelflächen, sondern die von den Schlüpftrichtern besammelten Bachoberflächen, um die Ergebnisse vergleichbar zu machen (Tab.11 bis 14). Die Unterschiede sind beträchtlich:

	tatsächlich besammelte Bachfläche	besammelte Bachoberfläche	Differenz
1980	5.57 m^2 (100 %)	3.40 m^2 (61 %)	2.17 m^2 (39 %)
1981	4.88 m^2 (100 %)	3.10 m^2 (64 %)	1.78 m^2 (36 %)

Da Abundanzen (und die daraus berechneten Biomasse- und Natalitätsangaben) vom Flächenbezug abhängig sind, müssen die beschriebenen Korrekturen unbedingt durchgeführt werden. Dies vor allem dann, wenn das Bachbett (wie am Piburger Bach) tief eingeschnitten ist.

Neben der Sammelfläche der Schlüpftrichter mußte auch das Besammlungsintervall (d.h. der zeitliche Abstand der Entnahmen der Subimagines bzw. Imagines aus den Sammelgefäßen) berücksichtigt werden (siehe dt in Tab.5, Tab.6). Um festzustellen, zu welcher Tageszeit die Schlüpftrichter die größte Fängigkeit aufweisen, wurden die Schlüpftrichter in der Zeit von 7. bis 10.8.1980 in Intervallen von ca. zwei Stunden regelmäßig besammelt. Dabei zeigte sich, daß in der Zeit von 12^{h} bis 16^{h} fast alle Tiere eines Tagesfanges gefangen wurden. Es wurde daher

bei der Probenentnahme der Emergenz entweder vor 12^h oder nach 16^h besammelt und der jeweilige Besammlungstag entweder in das Besammlungsintervall nicht eingerechnet (vor 12^h) oder eingerechnet (nach 12^h). Die von mir erhaltenen Ergebnisse bezüglich der tageszeitlichen Fängigkeit der Schlüpftrichter decken sich mit jenen von RIEDERER (1981). HUMPESCH (1971) analysierte unter experimentellen Bedingungen die Häutung von B.alpinus-Larven zur Subimago. Dabei zeigte sich, daß sich das Häutungs-geschehen auf die Stunden zwischen 12^h und Sonnenuntergang konzentrierte. Das würde bedeuten, daß sich die frisch geschlüpften Subimagines möglichst rasch vom Bach zu entfernen versuchen und dabei in die Sammelgefäße der Schlüpftrichter gelangen. Der Schlüpfvorgang von der Larve zur Subimago dauert nach eigenen Beobachtungen im Zusammenhang mit Zuchten weniger als eine halbe Stunde.

4.2.2 Probenbearbeitung

4.2.2.1 Determination (Subimagines)

Schon aus früheren Arbeiten (STEMBERGER 1976, TARMANN-PREM 1976, KOWNACKA & MARGREITER 1978) war bekannt, daß am Piburger Bach nur drei Baetis-Arten vorkommen. Es sind dies B.alpinus, B.muticus und B.rhodani. Während sich die Larven und die männlichen Imagines nach MÜLLER-LIEBENAU (1969, 1973) gut determinieren lassen, gibt es für die Subimagines und die weiblichen Imagines keinerlei Bestimmungsschlüssel. Nach KIMMINS (1972) könne man B.muticus-Subimagines an ihrer Farbe und an der Aderung der Hinterflügel erkennen, B.rhodani zeige ein charakteristisches Muster am Metatergum der Subimagines. Alle diese Merkmale gelten für Männchen und Weibchen. - Durch zahlreiche Zuchten von schlüpfreifen Larven der drei genannten Baetis-Arten zu Subimagines nach der bei MÜLLER-LIEBENAU (1969) beschriebenen Methode und mittels Vergleichsmaterialies, das mir Frau Dr. MÜLLER-LIEBENAU dankenswerterweise sandte, konnten folgende Merkmale zur Bestimmung der Subimagines von B.alpinus, B.muticus und B.rhodani verwendet werden:

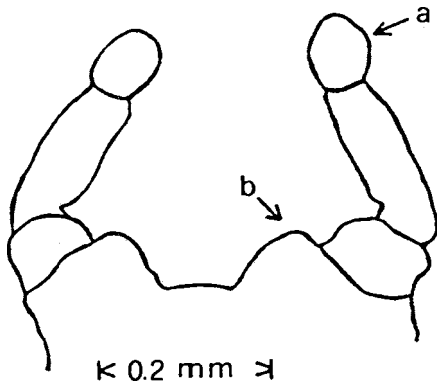


Abb.7: B.alpinus, Subimago,
Gonopoden

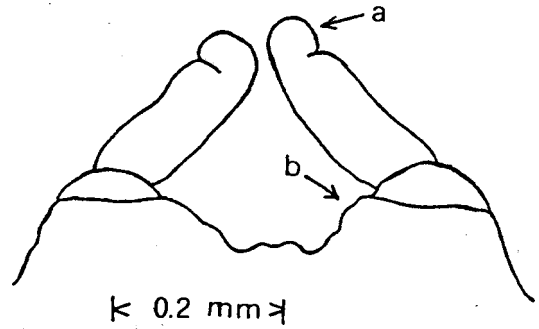


Abb.8: B.rhodani, Subimago,
Gonopoden

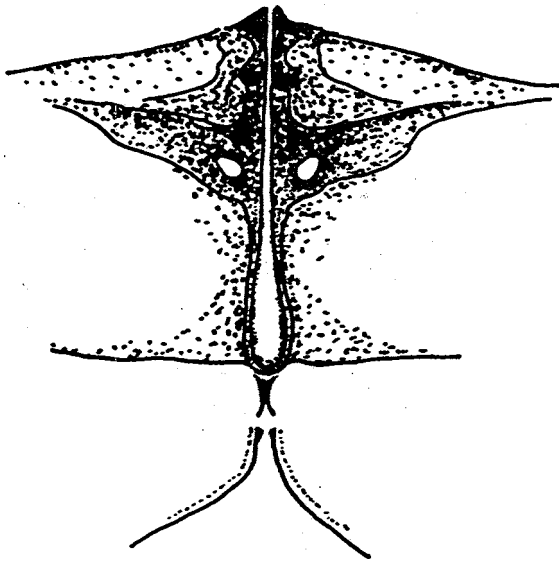


Abb.9: B.rhodani, Subimago,
Metatergum

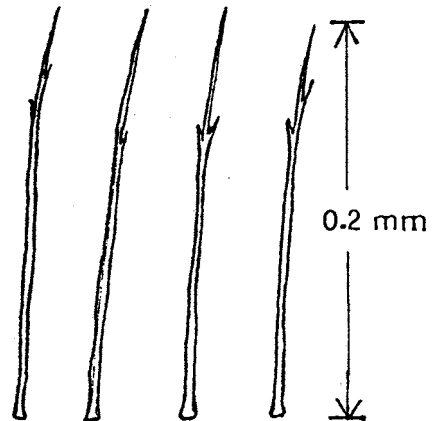


Abb.10: B.muticus, Subimago,
Vorderflügel-Hinter-
rand, Haare

B.alpinus: Flügel milchig grau, Hinterflügel mit ungegabelter mittlerer Längsader. Muster am Metatergum variabel, deutlich von dem bei B.rhodani zu unterscheiden. Männchen: Basalglied der Gonopoden am inneren Apicalrand mit deutlichem Wulst (Abb.7,b), Endglied ca. zweimal so lang wie breit (Abb.7,a).

B.rhodani: Flügel wie B.alpinus. Charakteristisches Muster am Metatergum (Abb.9).

Männchen: Basalglied der Gonopoden ohne deutlichen Wulst am inneren Apicalrand (Abb.8,b), Endglied der Gonopoden sehr kurz, kuppelförmig (Abb.8,a).

B.muticus: Körper dunkelbraun, Flügel trüb, bräunlich-grau, Hinterflügel mit gegabelter mittlerer Längsader (MÜLLER-LIEBENAU 1969, Abb.143h). Haare am Hinterrand der Vorderflügel mit feinen seitlichen Gabelungen (Abb.10). Diese sind nur in Durchlichtpräparaten bei starker Vergrößerung sichtbar.

Männliche Subimagines von B.muticus waren in den Emergenzfallen in beiden Untersuchungsjahren überraschenderweise nicht zu finden. Es waren auch sonst trotz intensiver Suche im Piburger Bach keine männlichen schlüpfreifen Larven dieser Art zu finden, die zur Weiterzucht hätten verwendet werden können (Diskussion siehe unten).

Auf eine Determination der Imagines wurde wegen deren geringem Anteil an den Gesamtfängen (Tab.4) und wegen taxonomischer Schwierigkeiten (nur die Männchen konnten nach MÜLLER-LIEBENAU (1969) exakt determiniert werden) verzichtet.

4.2.2.2 Fixierungsfaktor

Die aus den Schlüpftrichtern entnommenen Baetis-Subimagines wurden im Labor unter dem Stereomikroskop determiniert (10-fache Vergrößerung). Anschließend wurden die Körperlängen der Tiere (Kopfvorderrand bei orthognather Kopfstellung bis Abdomenende ohne Cerci) mit einer Genauigkeit von 0.1 mm gemessen.

Da bei der Fixierung der Tiere in 4 %iger Formaldehydlösung (Sammelgefäß der Schlüpftrichter) bzw. 70 %igem Alkohol (endgültige Fixierung) Änderungen der Körperlängen auftraten, mußte für eine spätere Bestimmung der Biomassen bzw. Fekunditäten ein Fixierungsfaktor ermittelt werden, mit dem auf die originalen Körperlängen rückgerechnet werden konnte. Dazu wurden 21 Baetis-Subimagines (B.alpinus: 13 Männchen, 7 Weibchen, B.rhodani: ein Weibchen) lebend vermessen, anschließend fünf Tage in 4 %i-

ger Formaldehyd-Lösung fixiert und erneut vermessen. Dabei wurde eine Verringerung der Körperlängen von 5.2 % (CL₉₅: 4.0 - 6.2 %) festgestellt. Im Anschluß an die Formolfixierung wurden die Tiere in 70 %igen Alkohol überführt und nach 195 bzw. 372 Tagen erneut vermessen. Es ergab sich dabei gegenüber der ursprünglichen Körperlänge (der lebenden Tiere) ein Gesamtlängenverlust durch Einfluß der beiden Fixierflüssigkeiten von 10.9 % (CL₉₅: 9.4 - 12.4 %), der für beide Fixierzeiträume gleich war. Es mußten daher für spätere Auswertungen die Körperlängen der fixierten Tiere mit diesem Faktor korrigiert werden. - Der für die nur in Formaldehyd fixierten Larven ermittelte Fixierungsfaktor betrug hingegen 0.7 % Körperlängenzunahme (vgl. Kap.5.3.3.2).

Um eine möglichst exakte Datenauswertung zu ermöglichen, wurde jede gefangene Subimago einzeln vermessen und deren Körperlänge nach folgender Formel korrigiert:

$$L_{\text{korr.}} = \frac{L_{\text{fix.}} \times 100}{89.1}$$

$L_{\text{korr.}}$ - korrigierte Körperlänge
 $L_{\text{fix.}}$ - Körperlänge im fixierten Zustand

4.2.2.3 Trockengewicht

Die Bestimmung der Biomassen erforderte die Ermittlung einer Beziehung zwischen Körperlänge und Trockengewicht der Subimagines. Zu diesem Zweck wurden aus schlüpfreifen Baetis-Larven Subimagines gezüchtet (Methode nach MÜLLER-LIEBENAU 1969). Es war dies nur mit Exemplaren von B.alpinus und B.rhodani möglich, da die wenigen gefundenen B.muticus-Larven für taxonomische Zwecke verwendet werden mußten. Die gezüchteten Subimagines wurden lebend vermessen (Körperlänge), anschließend im Trockenschrank 48 Stunden lang bei 60° C getrocknet und im Anschluß daran gewogen (Genauigkeit: 0.001 mg). Zur Erstellung der Regressionskurve wurden die Datenpaare (Körperlänge, Trockengewicht) jeweils logarithmisch transformiert (\log_e), um eine lineare Beziehung zu errechnen. Die Regressionskurven für B.alpinus und B.rhodani sind in Abb.11 dargestellt, die dazugehörigen Daten finden sich in Tab.2.

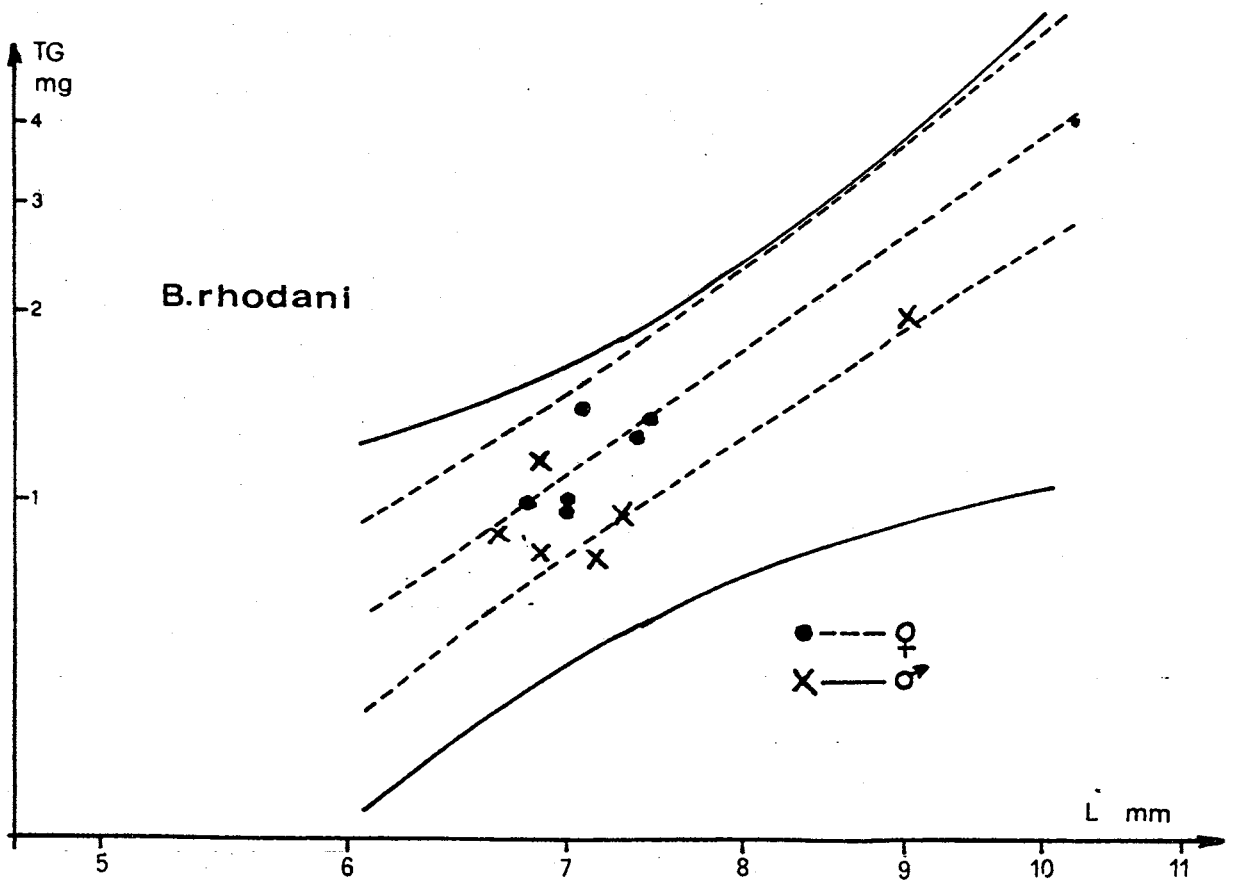
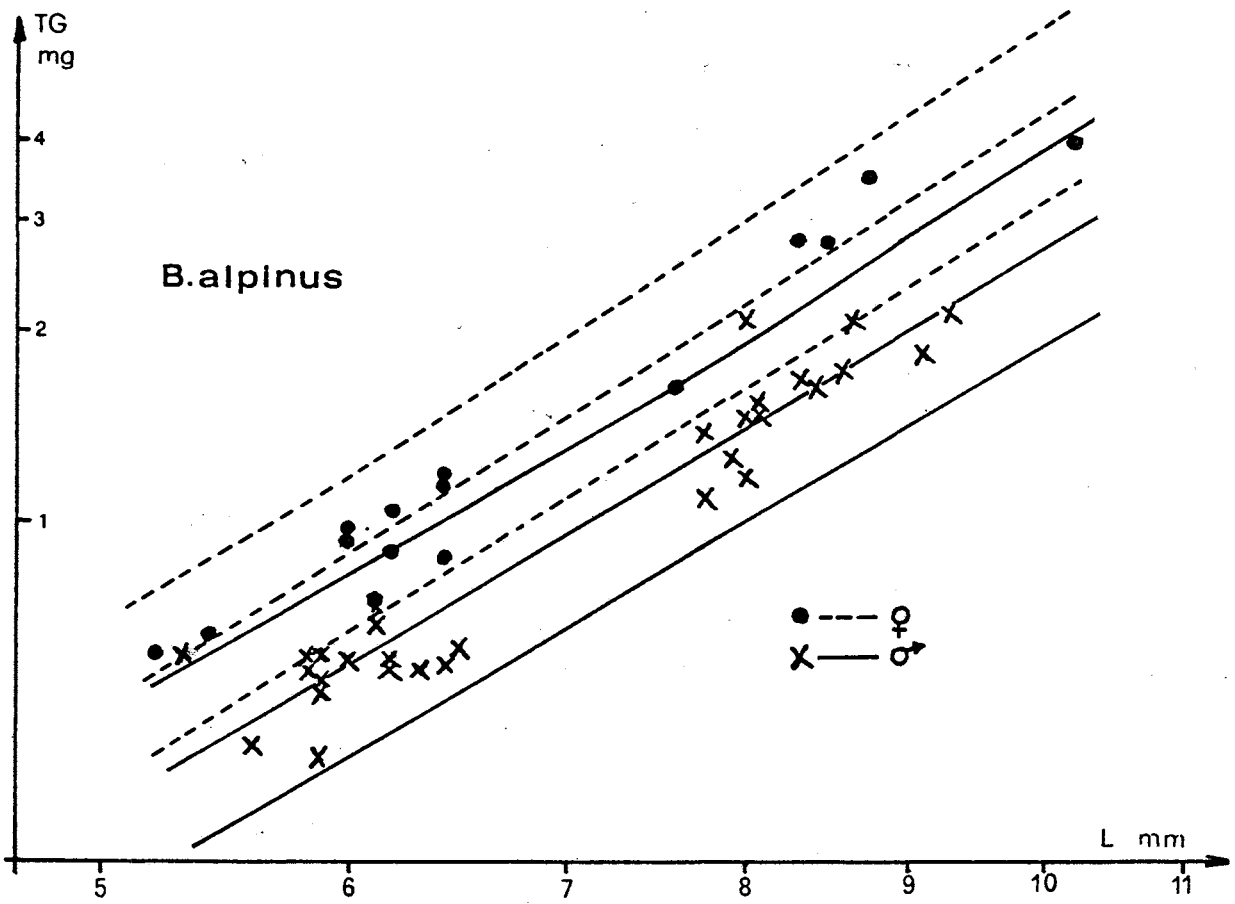


Abb.11: Trockengewicht, Subimagines. (Körperlänge L, Trockengewicht TG, \log_e -Transformation, CL_{95})

Tab.2: Körperlängen - Trockengewichts - Regression für Baetis-Subimagines (Abb.11)

$$\log_e TG = \log_e a + b \log_e L \quad \text{TG (Trockengewicht, mg)}$$

$$TG = a L^b \quad \text{L (Körperlänge, mm)}$$

		$\log_e a$	CL ₉₅	b	CL ₉₅	n	r
<u>B.alpinus</u>	♀	- 5.7470	± 0.7363	3.1388	± 0.3826	15	0.98
	♂	- 5.8831	± 0.6616	2.9904	± 0.3384	31	0.96
<u>B.rhodani</u>	♀	- 6.8117	± 1.6803	3.5367	± 0.8320	7	0.98
	♂	- 5.4685	± 4.2186	2.7708	± 2.1201	6	0.88

Zur Berechnung der Biomassen von B.muticus-Subimagines wurden (da keine Subimagines gezüchtet werden konnten) die Daten aus der Körperlängen-Trockengewichts-Regression für Larven verwendet (siehe Tab.21, bzw. Abb.29).

4.2.2.4 Fekundität

Für die Bestimmung der potentiellen Natalität (Begriffserklärung siehe Kap.4.3.5) war es notwendig, zunächst die Fekundität (= Anzahl der Eier, die durchschnittlich in jedem Weibchen heranreift, ELLIOTT & HUMPESCH 1980) zu ermitteln. Nach ELLIOTT & HUMPESCH (1980) besteht zwischen Fekundität und Körperlänge der Weibchen ein mathematischer Zusammenhang:

$$E = a L^b \text{ bzw. } \log_e E = \log_e a + \log_e L$$

E (Anzahl der Eier pro Weibchen), L (Körperlänge, mm)

Zur Ermittlung der Regressionsdaten wurden B.alpinus-Imagines gezüchtet, lebend vermessen (Körperlänge auf 0.1 mm) und die Anzahl der Eier pro Weibchen unter dem Stereomikroskop ausgezählt. Desgleichen erfolgte mit B.muticus-Weibchen, doch hier wurden anstelle der gezüchteten Imagines fixierte Subimagines verwendet, deren Körperlängen mit dem Fixierungsfaktor (siehe oben) korrigiert worden waren. Daten für B.rhodani (Fig.1 in ELLIOTT & HUMPESCH 1980) erhielt ich freundlicherweise von Herrn Dr.J.M.ELLIOTT zugesandt. Die Ergebnisse sind in Abb.12 bzw. Tab.3 dargestellt. (WEICHSELBAUMER 1983a).

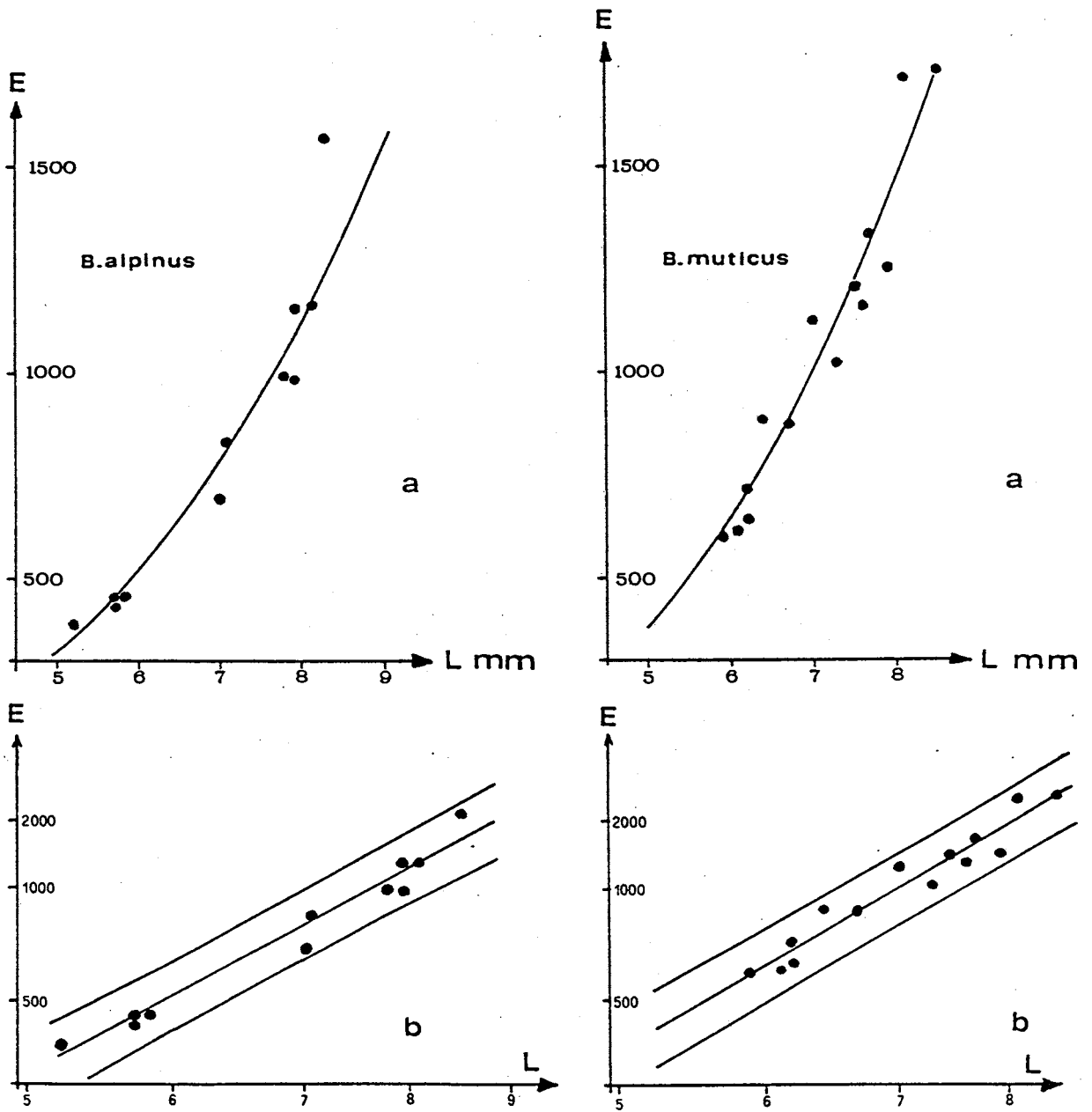


Abb.12: Fekundität (Körperlänge L, Fekundität E: Anzahl der Eier pro Weibchen); a) Originaldaten, b) \log_e -Transformation, CL_{95}

Tab.3: Körperlängen-Fekunditäts-Regression für Baetis-Weibchen (Abkürzungen siehe Text)

	$\log_e a$	CL ₉₅	b	CL ₉₅	n	r
<u>B.alpinus</u>	1.3828	± 0.7179	2.7163	± 0.3709	11	0.98
<u>B.muticus</u>	1.5878	± 0.7969	2.9009	± 0.4334	14	0.97
<u>B.rhodani</u> +	0.7575	± 0.1398	3.015	± 0.060	80	?

(+) Daten nach ELLIOTT (unpubl.)

4.3 Ergebnisse und Diskussionen

4.3.1 Allgemeine Übersicht

Die Emergenzuntersuchungen in den Jahren 1980 und 1981 brachten einen Gesamtfang von 2357 Baetis-Individuen (Subimagines und Imagines aus 16 Schlüpftrichtern und 2 Paralleltrichtern). Eine Zusammenfassung der Ergebnisse aus den 16 Schlüpftrichtern findet sich in Tab.4.

Obwohl 1980 nicht die gesamte Emergenzperiode erfaßt werden konnte (es fehlen ca. 1 1/2 Monate, die Gründe dafür wurden in Kap.4.2.1 erwähnt), wurden in jenem Zeitraum mehr Tiere gefangen als 1981. Auf dieses Phänomen der Emergenzschwankungen weist ILLIES (1973) hin, der bei einem Vergleich mehrerer Plekopterenarten über einen Zeitraum von fünf Jahren Schwankungen in der Emergenz zwischen 1:3 und 1:74 (Differenz zwischen dem Jahr des minimalen und maximalen Auftretens) feststellte. In zwei weiteren Arbeiten desselben Autors (ILLIES 1978, 1980) finden sich für Ephemeropteren-Gesamtemergenzen (durch den Vergleich von acht bzw. sechs Untersuchungsjahren) Schwankungsverhältnisse von 1:2 bis 1:6. Für einzelne Ephemeropteren-Arten können diese Verhältnisse noch extremer ausfallen. So für B.muticus 1:15 (ILLIES 1980), für B.vernus 1:10 (ILLIES 1987) und für B.rhodani 1:126 (ILLIES 1978). Als mögliche Ursachen für die Emergenzschwankungen bei B.vernus diskutiert der Autor (ILLIES 1978) in erster Linie das Räuber:Beute-Verhältnis und die Ausbildung des Substrates (jährlich wechselnde Mosaikstruktur seiner Habitate). Detaillierte Untersuchungen der Gründe der Emergenzschwankungen liegen noch keine vor, sie konnten auch

am Piburger Bach wegen des zu kurzen Untersuchungszeitraumes nicht durchgeführt werden.

Aus Tab.4 ist zu ersehen, daß für produktionsbiologische Berechnungen die (ohnedies nicht vollständig zu determinierenden) Imagines vernachlässigt werden können, da sie nur mit 2.1 bzw. 1.7 % an den Fängen beteiligt sind. Sie wurden daher bei der Berechnung der Abundanzen und Biomasse nicht berücksichtigt und fehlen in allen folgenden Tabellen.

Drei Baetis-Exemplare, die in den Tabellen nicht berücksichtigt sind, bedürfen einer besonderen Erwähnung. Bei einem der Tiere (gefangen am 7.8.1980) handelt es sich möglicherweise um das einzige gefangene B.muticus Männchen (Subimago). Möglicherweise deshalb, weil das Tier am Deckel des Auffanggefäßes hängen geblieben war und so vertrocknete, daß eine genaue Artenuordnung unmöglich war. Zu erkennen war lediglich die für B.muticus typische Aderung der Hinterflügel und das Vorhandensein von (stark vertrockneten) Turbanaugen. - Die zwei übrigen nicht bestimmbar Exemplare stellen zwei bemerkenswerte Fänge dar. Das eine Tier (Imago vom 15.5.1980) besitzt zwar die für Männchen typischen Turbanaugen, jedoch fehlen ihm die Gonopoden völlig. Sein Abdomenende gleicht dem eines Weibchens. Eier im Inneren des Abdomens sind keine zu sehen. Nach Ansicht von MÜLLER-LIEBENAU (schriftliche Mitteilung vom 8.8.80) handelt es sich bei diesem Tier mit Sicherheit um eine gynandromorphe Form. Der zweite bemerkenswerte Fang bezieht sich auf eine Subimago (gefangen am 13.5.1981), möglicherweise ein Weibchen (in seinem Abdomeninneren befinden sich gut entwickelte Eier), das aber verkümmerte Gonopoden besitzt. Es dürfte sich hier ebenfalls um eine gynandromorphe Form handeln. Die Determination der Tiere ist schwierig. Bei dem erstgenannten Tier handelt es sich möglicherweise um B.muticus, da der linke Hinterflügel eine gegabelte mittlere Längsader besitzt (MÜLLER-LIEBENAU, schriftliche Mitteilung vom 8.8.80). Bei dem Weibchen mit den Gonopoden handelt es sich möglicherweise um B.alpinus, wenn man die Flügeladerung und das Muster am Metatergum als Determinationskriterien heranzieht. - Gynandromorphe Ephemeropteren sind sehr selten. Von gynandromorphen Baetiden berichten LESTAGE (1922) und CODREANU (1931). In beiden Arbeiten handelt es sich um

B.rhodani. LANDA (1949) beschreibt eine gynandromorphe Imago von B.bioculatus (= B.fuscatus nach MÜLLER-LIEBENAU 1969).

In Tab.5 und Tab.6 sind die Fänge nach den drei Baetis-Arten bzw. deren Männchen und Weibchen aufgeschlüsselt. In beiden Untersuchungsjahren dominiert B.alpinus mit Anteilen von 71.6 bzw. 70.0 % am Gesamtfang, gefolgt von B.muticus (23.5 bzw. 24.5 %) und B.rhodani (4.9 bzw. 5.5 %).

Eine starke Verschiebung der prozentualen Anteile der einzelnen Arten (Massenwechsel), wie sie SANDROCK (1978) im Verlauf von drei Untersuchungsjahren für B.rhodani und B.vernus feststellte, konnte am Piburger Bach nicht beobachtet werden. Die Gründe dafür liegen wohl in der Konstanz der abiotischen Faktoren im Untersuchungszeitraum 1980 - 1981.

Die zu erwartende Sex-Ratio von 1 : 1 (d.h. 50 % Männchen) wird nur von B.rhodani 1980 erreicht, wobei aber bei dieser Art 1981 die Weibchen ein starkes Übergewicht hatten. Von B.muticus wurden überhaupt nur Weibchen gefangen. ILLIES (1971) findet eine Streuung bis ca. 1 % als "normal". Bei seinen Untersuchungen hatten von zahlreichen Wasserinsekten-Arten lediglich fünf Arten ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis. Für B.rhodani und B.vernus fand er einen Anteil der Männchen von 54.1 % am Gesamtfang dieser beiden Arten. Sowohl bei ILLIES (1971) als auch bei meinen eigenen Untersuchungen läßt sich eine unterschiedliche Fängigkeit von Männchen und Weibchen ausschließen, da ja die Prozentanteile sowohl zu Gunsten der Weibchen (B.alpinus 1980, B.rhodani 1981) als auch zu Gunsten der Männchen (B.alpinus 1981) ausfallen. Verglichen mit ILLIES (1971) kommt bei meinen Ergebnissen noch dazu, daß eventuelle Weibchen-Verluste infolge Eiablageverhaltens (Untertauchen der Weibchen bei der Eiablage) auszuschließen sind, da ja fast ausschließlich Subimagines gefangen worden sind, für die eine Eiablage noch nicht in Frage kam.

Da von B.muticus in beiden Untersuchungsjahren nur Weibchen gefangen wurden (sieht man von dem bereits erwähnten Individuum ab, das so stark vertrocknet war, daß es nicht eindeutig als B.muticus-Männchen identifiziert werden konnte), ist wohl anzunehmen, daß sich diese Art am Piburger Bach (ausschließlich ?) parthenogenetisch fortpflanzt. Von Parthenogenese bei Epheme-

Tab.5: Emergenz 1980: Schlüpftrichter - Basisdaten: Anzahl der Subimagines, die mittels 16 Schlüpftrichter gefangen wurden (Gesamtsammelfläche: 5.57 m², CL₉₅: 4.74 - 6.71 m², dt: Besammlungsintervall in Tagen)

No.	Datum	dt	<u>B.alpinus</u>		<u>B.rhodani</u>		<u>B.muticus</u>	Summe
			♂	♀	♂	♀	♀	
1	1.6.	9	38	36	4	4	-	82
2	5.6.	4	16	19	1	-	-	36
3	11.6.	6	17	19	-	1	-	37
4	18.6.	8	24	13	3	2	8	50
5	28.6.	10	36	30	2	4	10	82
6	3.7.	5	16	18	4	1	3	42
7	11.7.	7	15	24	2	1	13	55
8	17.7.	6	15	19	1	3	28	66
9	24.7.	7	22	22	1	4	21	70
10	31.7.	8	32	27	1	2	37	99
11	7.8.	6	29	25	1	-	36	91
12	14.8.	8	57	56	-	3	67	183
13	21.8.	6	17	33	-	-	25	75
14	28.8.	7	11	18	2	-	10	41
15	4.9.	7	15	9	1	-	5	30
16	10.9.	7	8	14	-	-	1	23
17	17.9.	7	1	8	1	-	1	11
18	24.9.	7	6	9	2	2	2	21
19	1.10.	6	8	7	1	1	1	18
20	8.10.	7	9	9	-	-	-	18
21	15.10.	7	3	6	-	-	-	9
22	22.10.	7	-	1	-	-	-	1
23	29.10.	7	-	-	1	-	-	1
Summe			395	422	28	28	268	1141
♂ + ♀			817		56		268	1141
%			71.6		4.9		23.5	100.0
♂ %			48.3		50.0		0.0	

ropteren wird in der Literatur mehrfach berichtet. Zusammenfassende Darstellungen zu diesem Thema finden sich u.a. bei ILLIES (1968) und HUMPEsch (1980a). DEGRANGE (1960) zeigte, daß sich von 51 europäischen Ephemeropteren-Arten 26 parthenogenetisch fortpflanzen können. Unter diesen Arten befand sich auch B.muticus. Ein methodisch bedingter ausschließlicher Fang von B.muticus-Weibchen ist ebenfalls auszuschließen, da auch in den

Tab.6: Emergenz 1981: Schlüpftrichter - Basisdaten: Anzahl der Subimagines, die mittels 16 Schlüpftrichter gefangen wurden (Gesamtsammelfläche: 4.88 m², CL₉₅: 4.24 - 5.63 m², dt: Besammlungsintervall in Tagen)

No.	Datum	dt	<u>B.alpinus</u>		<u>B.rhodani</u>		<u>B.muticus</u>	Summe
			♂	♀	♂	♀	♀	
1	25.4.	8	4	4	-	-	-	8
2	29.4.	4	7	2	1	1	-	11
3	1.5.	2	4	3	1	1	-	9
4	6.5.	5	16	9	1	2	-	28
5	13.5.	7	37	25	3	3	-	68
6	20.5.	8	44	19	1	2	-	66
7	27.5.	7	11	34	-	2	-	47
8	3.6.	6	21	21	1	-	-	43
9	10.6.	8	16	20	-	-	16	52
10	17.6.	7	9	11	-	4	33	57
11	24.6.	6	10	8	1	2	8	29
12	1.7.	8	17	15	-	-	4	36
13	8.7.	7	13	18	-	2	11	44
14	16.7.	7	27	22	3	2	23	77
15	22.7.	6	8	14	1	2	9	34
16	29.7.	7	26	15	-	5	33	79
17	7.8.	9	29	22	-	6	38	95
18	12.8.	6	11	14	-	2	33	60
19	20.8.	8	13	14	1	1	26	55
20	26.8.	5	6	11	-	1	10	28
21	2.9.	8	6	11	-	1	5	23
22	13.9.	11	12	17	-	-	7	36
23	18.9.	5	5	6	-	-	-	11
24	23.9.	4	1	8	-	-	-	9
25	27.9.	5	4	3	1	-	-	8
26	4.10.	7	6	13	2	-	-	21
27	14.10.	10	3	3	1	-	-	7
28	21.10.	6	1	-	-	-	-	1
29	31.10.	11	1	-	-	-	-	1
	Summe		368	362	18	39	256	1043
	♂ + ♀		730		57		256	1043
	%		70.0		5.5		24.5	100.0
	♂ %		50.4		31.6		0.0	

Benthos-Proben (siehe Kap.5) nur weibliche Larven (soweit erkennbar) gefunden wurden. Im Gegensatz zu meinen Ergebnissen fand SANDROCK (1978) für B.muticus einen Männchen-Anteil von 40 %. Einen sehr geringen Männchen-Anteil von nur 10 % fand IL-LIES (1980) für B.melanonyx.

Die graphische Darstellung der Geschlechterverhältnisse erfolgt im Zusammenhang mit den Abundanzen in Abb.13 und Abb.14 (Anteile der Weibchen schraffiert), die dazugehörigen Daten sind in den Tab.A-1 bis A-6 wiedergegeben (rechte Spalte: ♂ %). Daraus ist zu ersehen, daß Schwankungen auch innerhalb kurzer Zeiträume (wohl großteils zufällig bedingt) auftreten können. So zum Beispiel bei B.alpinus (Abb.13b), wo im September 1981 ein starkes Übergewicht an Weibchen festzustellen war. Bei B.rhodani (Abb.14) treten solche Schwankungen in beiden Untersuchungsjahren mehrfach auf, was aber in erster Linie auf die niedrigen Individuenzahlen zurückzuführen sein dürfte.

1981 wurden bei der Besammlung der Schlüpftrichter zusätzlich zu den Baetiden- auch die Heptageniiden-Subimagines und -Imagines aussortiert, um einen Emergenzvergleich dieser beiden Ephemeropterenfamilien zu ermöglichen. Nach KOWNACKA & MARGREITER (1978) handelt es sich bei den Heptageniiden um folgende Arten: Epeorus alpicola ETN., Ecdyonurus sp., Rhithrogena ferruginea? NAVAS und Rhithrogena gr. semicolorata. Auf eine Determination der Heptageniiden-Subimagines und -Imagines wurde aus methodischen Gründen verzichtet. Es zeigte sich, daß die Vertreter dieser Familie vor allem gegen Sommerende in Erscheinung traten und im September 1981 gegenüber den Baetiden stark dominierten (Abb.16, Tab.4: Hept. %, Tab.A-7).

4.3.2 Abundanzen

4.3.2.1 Phänologie

Der zeitliche Verlauf der Abundanzen der drei Baetis-Arten ist in den Abb.13 und 14 dargestellt. Die dazugehörigen Daten finden sich in den Tabellen A-1 bis A-6. Um die Schlüpfperiodik der Subimagines darstellen zu können, wurde als Einheit auf der Ordinate die Anzahl der Individuen, die pro Tag und Quadratmeter (Ind./d.m²) gefangen wurden, eingeführt. Die Flächen, die von den Kurven und den dazugehörigen Abszissenabschnitten eingeschlossen werden, sind daher ein Maß für die Anzahl der Tiere, die pro Quadratmeter und Untersuchungszeitraum gefangen wurden. Über den Abundanzkurven ist der Verlauf der Wasser-

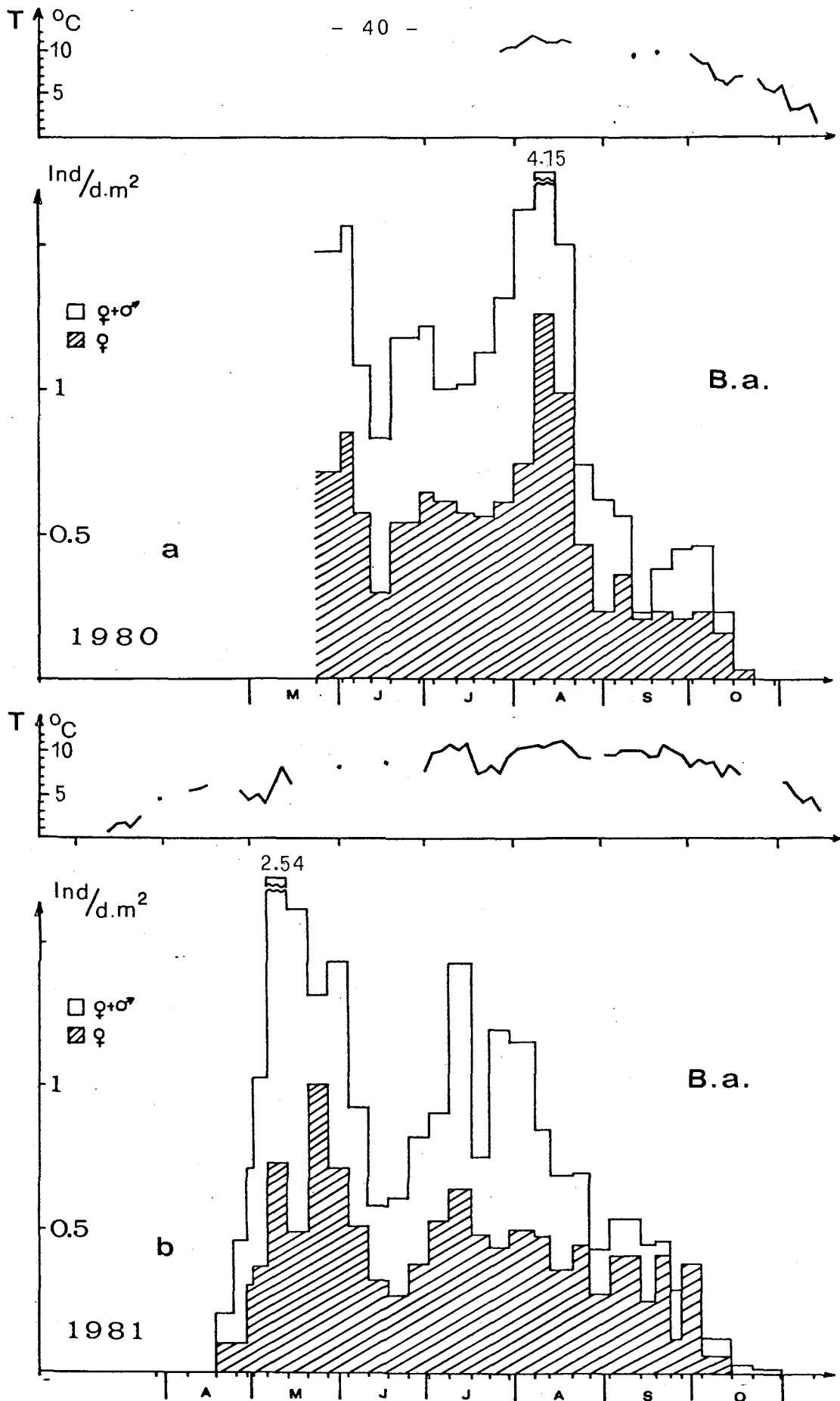


Abb.13: Emergenz von *B.alpinus*, Abundanz 1980 (a), 1981 (b). Ordinate: Individuen pro Tag und Quadratmeter, Anteile der Weibchen schraffiert. (Tab.A-1, A-2) (T: Wassertemperatur)

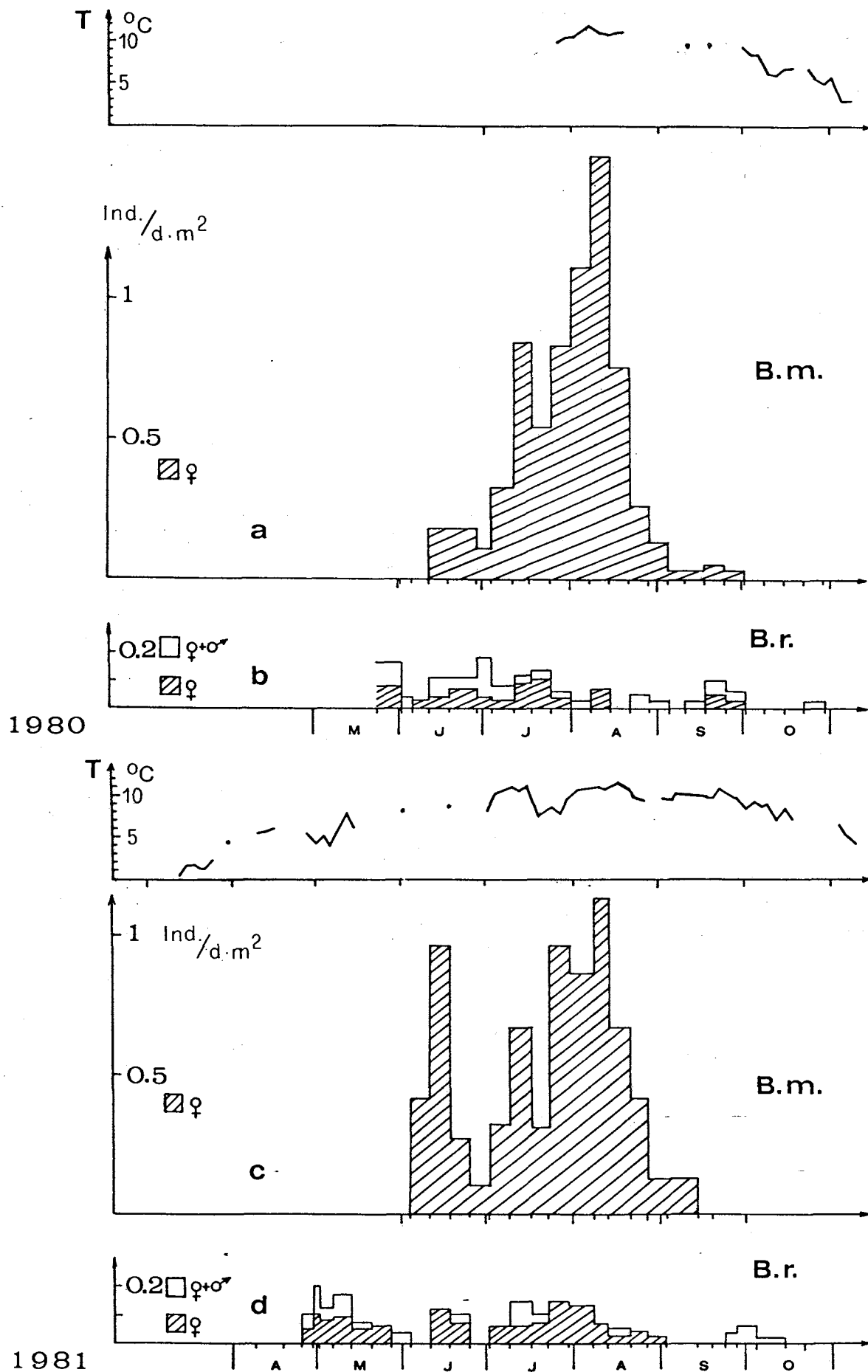


Abb.14: Emergenz, *B.muticus* u. *B.rhodani*, Abundanz 1980 (a, b), 1981 (c, d), Erklärungen wie Abb.13 (Tab.A-3 bis A-6)

temperatur wiedergegeben (°C). Dafür wurden die Daten aus Abb.3 entnommen. Verwendet wurden jedoch nur die Tagesmittel (jeder dritte Tag) von Meßfühler T2 (Ende der Untersuchungsstrecke).

Aus den Abb.13 und 14 wurden die Daten für Tab.7 graphisch entnommen. Damit soll versucht werden, Zusammenhänge zwischen dem Schlüpfen der Subimagines und der jeweiligen Wassertemperatur herauszufinden. Es zeigte sich dabei, daß Beginn und Ende der Schlüpfperiode mit bestimmten Wassertemperaturen korrelieren, wenn man die beiden Untersuchungsjahre vergleicht. Auffallend dabei ist, daß bei B.muticus unter 8.0° C kein Schlüpfen mehr erfolgt. Bei B.alpinus liegt diese Grenze bei 6.0° C und bei B.rhodani bei 5.0° C. - Im Vergleich Baetidae - Heptageniidae scheinen die Heptageniiden höhere Wassertemperaturansprüche zu stellen. Dies könnte mit ein Grund sein, warum diese mit ihrer Flugperiode später beginnen und früher aufhören (Abb.16). Der Abundanzverlauf selbst dürfte nicht nur von der Wassertemperatur abhängen, da z.B. bei B.alpinus 1981 die zwei großen Abundanzgipfel (Abb.13b) bei unterschiedlichen Temperaturen (7.5° C bzw. 10.5° C) auftreten. Ähnliches zeigte sich bei B.muticus 1981 (Abb.14c). Bei B.rhodani zeigten sich keine deutlichen Abundanzgipfel.

Tab.7: Zusammenhang zwischen Wassertemperatur und Schlüpfen der Subimagines (Beginn und Ende der Schlüpfperiode)

		Beginn	Optimum	Ende
<u>B.alpinus</u>	1980	?	? , 11.0	6.5
	1981	6.0	7.5, 10.5	6.5
<u>B.muticus</u>	1980	?	11.0	8.0
	1981	8.0	9.0, 11.0	10.0
<u>B.rhodani</u>	1980	?	?	5.0
	1981	5.0	10.0	7.0
Baetidae	1980	?	11.0	5.0
	1981	5.0	10.0	6.5
Heptageniidae	1981	7.0	10.0	8.5

SANDROCK (1978) berichtet, daß die Schlüpfperiodik einzelner Insektenordnungen (darunter auch Ephemeropteren) Jahr für Jahr in einem festgelegten Temperaturbereich erfolgt. Der Autor erwähnt ferner, daß die Schlüpfaktivität weitgehend durch den Temperaturgang des Wassers induziert wird, wobei entscheidend ist, daß Temperaturanstiege und -erniedrigungen durch längere Zeit (mehrere Tage) hindurch eintreten müssen, um ein Ansteigen oder Absinken der Emergenz zu bewirken. Dieses Phänomen zeigte sich auch bei meinen Untersuchungen, als im Juli 1981 die Wassertemperatur zehn Tage hindurch abnormal absank (um ca. 4° C, Abb.13, 14). Sowohl bei B.alpinus (Abb.13) als auch bei B.muticus (Abb.14) war ein starker Einschnitt im sommerlichen Abundanzgipfel zu beobachten.

Der Verlauf der Emergenzperiode einer bestimmten Art hängt in erster Linie wohl davon ab, ob und wieviele Larven der betreffenden Art sich im vorangegangenen Zeitraum bis zur schlüpfreifen Larve (letztes Stadium vor der Subimago) entwickeln konnten. Erst dann stellt sich die Frage, welche Faktoren die Häutung von der schlüpfreifen Larve zur Subimago beeinflussen.

RIEDERER (1981) untersuchte u.a. die Schlüpfrythmik mehrerer Ephemeropteren (Schlüpfen von schlüpfreifen Larven zu Subimagines) im Freiland. Dabei stellte er fest, daß die Strahlungssumme des Vortages, die die Wetterverhältnisse und die von ihr beeinflusste Wassertemperatur charakterisierte, bei einigen Ephemeropteren-Arten die Stärke der Emergenz beeinflusst. So wurde eine Wetterverbesserung nicht unmittelbar mit einer erhöhten Emergenzrate beantwortet, sondern erst mit einer Verspätung von einem Tag.

Bei Experimenten von HUMPESCH (1971) mit B.alpinus stellte sich der Faktor Licht als wichtiger Zeitgeber für das tageszeitliche Schlüpfen der Subimagines heraus, wenn die Wassertemperatur konstant gehalten wurde.

Wie aus Abb.13 zu ersehen ist, zeigt die Abundanz von B.alpinus in beiden Untersuchungsjahren einen dreigipfeligen Verlauf, mit zwei deutlichen Abundanzspitzen im Mai und August 1980 bzw. im Mai und Juli 1981. Der dritte Abundanzgipfel ist 1980 deutlich ausgeprägt, im Untersuchungsjahr 1981 ist er nur schwach sichtbar. Bei B.muticus unterscheiden sich die beiden Abundanzkurven

deutlich (Abb.14a, c). Während das Maximum der Abundanz in beiden Jahren in der ersten Augushälfte liegt, kommt es 1981 zusätzlich zur Ausbildung eines Frühsommermaximums im Juni. Auch mit Hilfe der Ergebnisse aus den Benthosprobenentnahmen (vgl. Kap.5) war es nicht möglich, diesen Frühsommerngipfel zu erklären, da auf Grund der geringen Repräsentanz von B.muticus-Larven in den Fängen die Erstellung eines Entwicklungszyklus nicht möglich war. ILLIES & MASTELLER (1977) berichten von starken Schwankungen im Emergenzverlauf von B.vernus, die während einer Untersuchungsdauer von sieben Jahren beobachtet wurden. Die Autoren diskutierten als mögliche Ursache dafür vor allem unterschiedliche Wassertemperaturverhältnisse während der Entwicklung der Eier. - Der Abundanzverlauf von B.rhodani (Abb.14b, d) zeigt ein verstärktes Auftreten der Tiere Ende Mai bis Ende Juli 1980, sowie Anfang Mai, Mitte Juni, Juli und Anfang August 1981.

Vergleicht man nun die Gesamt-Baetiden-Emergenzen beider Untersuchungsjahre, so zeigt sich folgendes Ergebnis (Abb.15): In beiden Jahren ist B.alpinus stark dominant und bestimmt im wesentlichen den Emergenzverlauf. Vor allem im Frühjahr (Mai) wird die Baetiden-Emergenz fast ausschließlich von dieser Art bestimmt. In den Sommermonaten (Juli und August) überlagert sich die Abundanz von B.muticus mit der von B.alpinus, sodaß ein deutliches Abundanzmaximum der Baetiden in diesem Zeitraum resultiert. B.rhodani ist an der Gesamtabundanz beider Untersuchungsjahre nur geringfügig beteiligt. Die Gesamtabundanzen beider Jahre zeigen ferner einen dreigipfeligen Verlauf mit zwei deutlichen Gipfeln im Frühjahr (Mai) und Hochsommer (Anfang August) und einem schwächeren Gipfel Anfang Herbst (Ende September bis Anfang Oktober). Überraschend ist der in beiden Jahren sehr ähnliche Verlauf der Abundanz. SANDROCK (1978) fand im Gegensatz zur vorliegenden Untersuchung an zwei deutschen Mittelgebirgsbächen im Vergleich von zwei bzw. drei Untersuchungsjahren deutliche Verschiebungen der Ephemeropteren-Abundanz-Maxima.

Aus dem Vergleich Baetidae - Heptageniidae (Abb.16) ersieht man ein deutliches Abundanzmaximum der Heptageniiden im September 1981. Also zu einem Zeitpunkt, an dem die Baetiden-Emergenz schon stark rückläufige Tendenzen zeigt. Als mögliche Ursachen

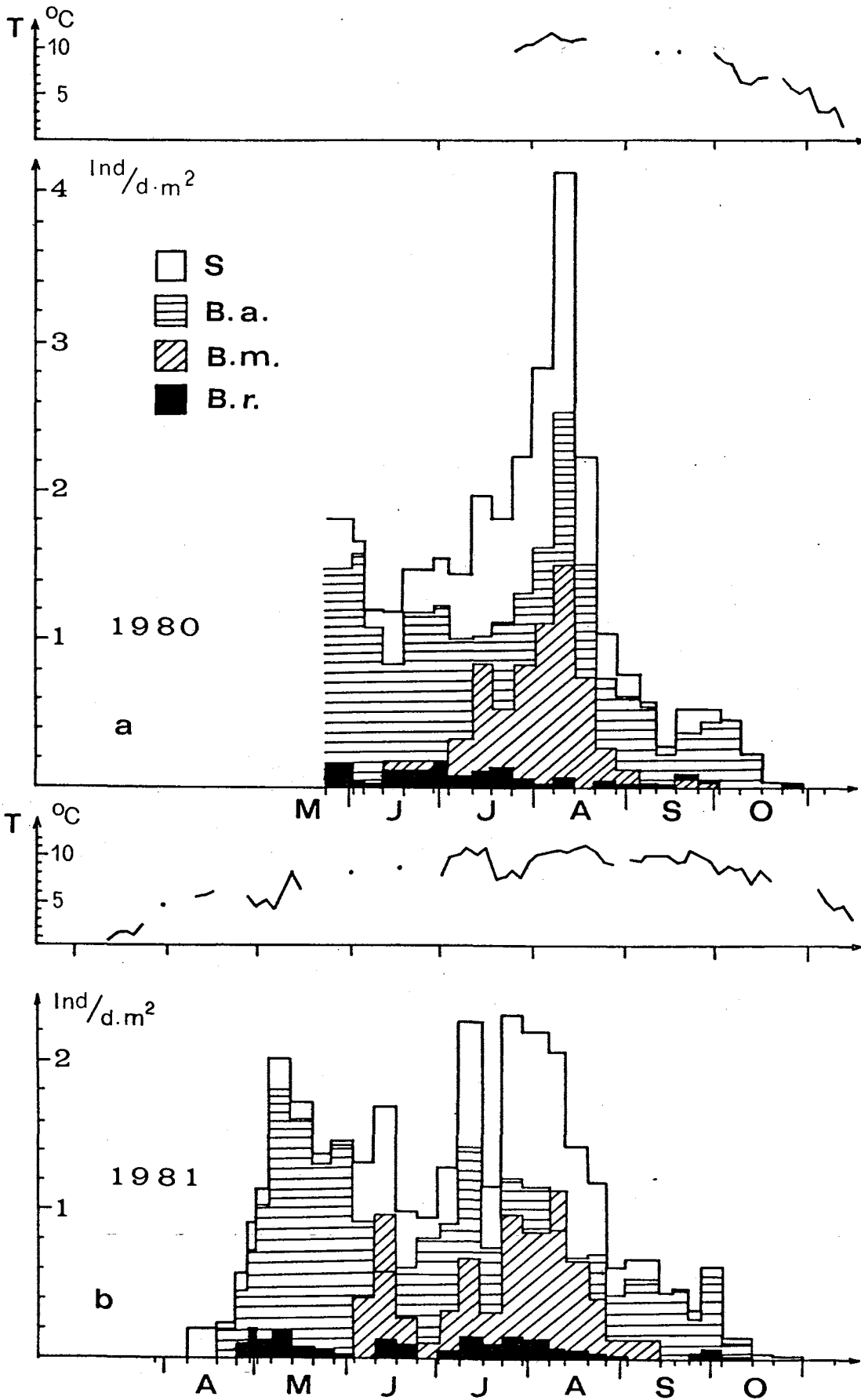


Abb.15: Baetiden-Emergenz: Abundanz 1980 (a) und 1981 (b)
(S: Summe aus B.a. + B.m. + B.r.)
Erklärungen wie Abb.13, Tab.A-1 bis A-7

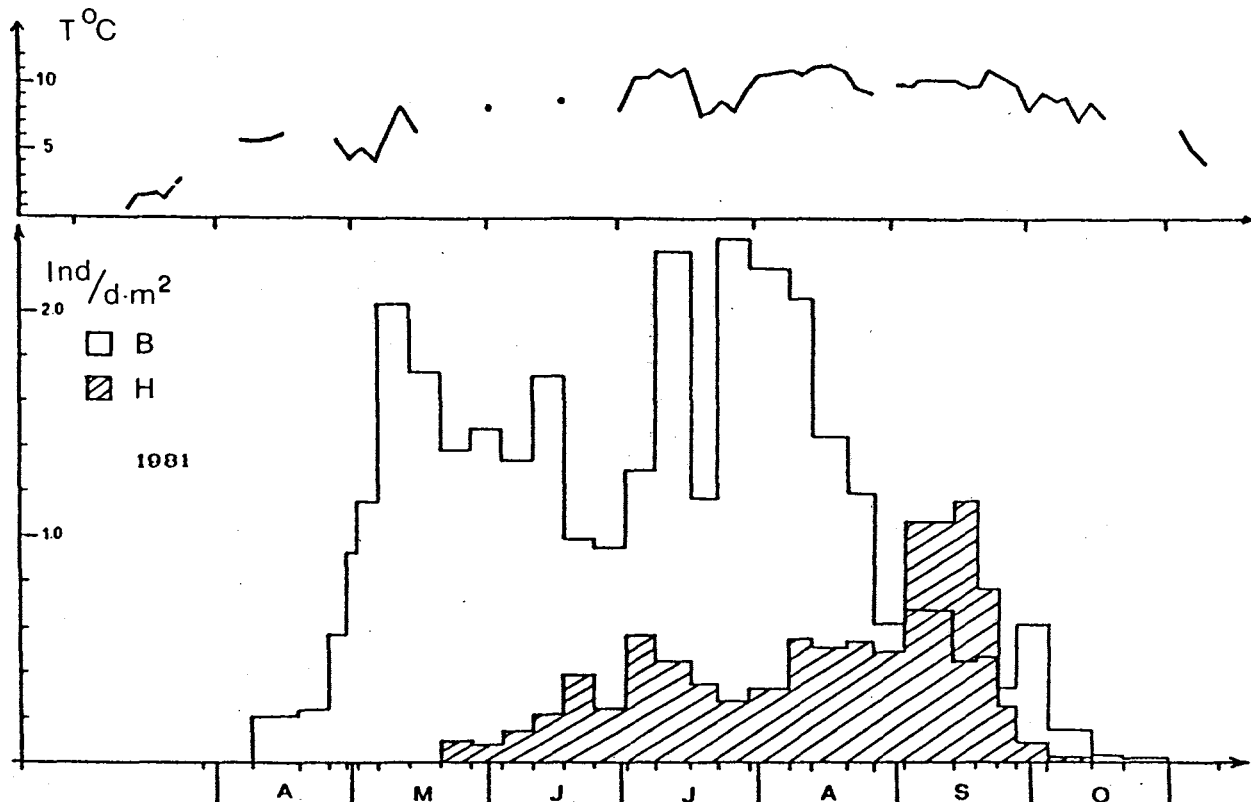


Abb.16: Emergenz 1981, Abundanzvergleich: Baetidae (B) -
- Heptageniidae (H). (Ordinate: Ind./Tag.m²,
T: Wassertemperatur)

dafür kommen neben den unterschiedlichen Wassertemperaturan-
sprüchen beim Schlüpfen der Subimagines auch unterschiedliche
Entwicklungszyklen der Larven in Frage.

4.3.2.2 Räumliche Verteilung

Um räumliche Verteilungsmuster der Subimagines herauszufinden,
wurden die Schlüpftrichter S1 - S16 entlang der Untersuchungs-
strecke in regelmäßigen Abständen aufgestellt. Die Abstände be-
trugen im allgemeinen 29 m. Schlüpftrichter S7 wurde im Abstand
von 14.5 m von S6 bzw. S8, in der Nähe einer kleinen Straße,
die über den Bach führte, aufgestellt. Es sollte damit versucht
werden, Touristen, die sich für die Geräte interessierten, von
den übrigen Schlüpftrichtern abzuhalten. Da aber an dem Gerät,
das wie alle übrigen von einem Stacheldrahtzaun geschützt wur-

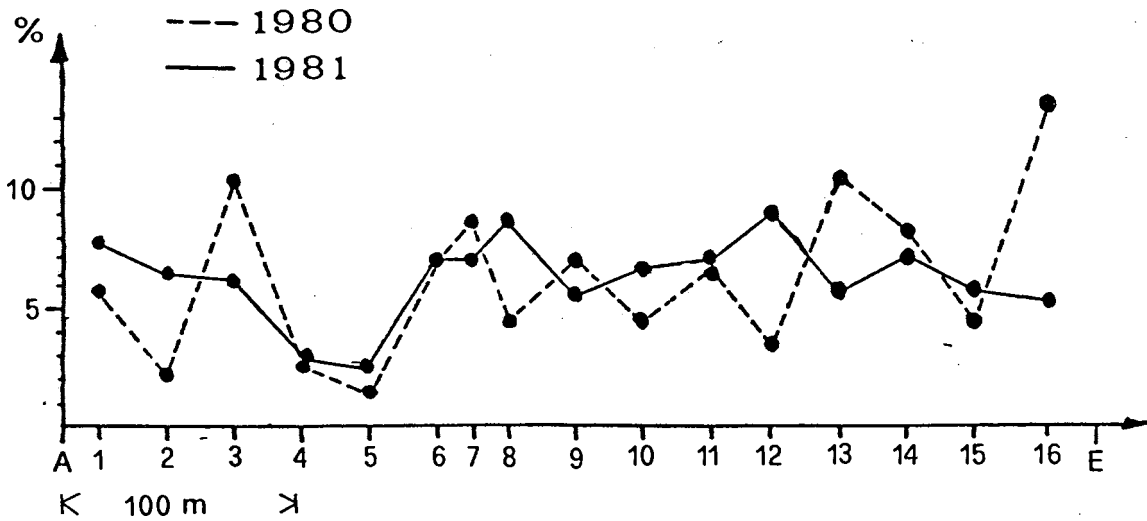


Abb.17: Prozentanteile der Schlüpftrichter S1 - S16 an den Jahresfängen 1980 - 1981 (Summen aus Baetis-Subimagines + Imagines, Tab.A-8)

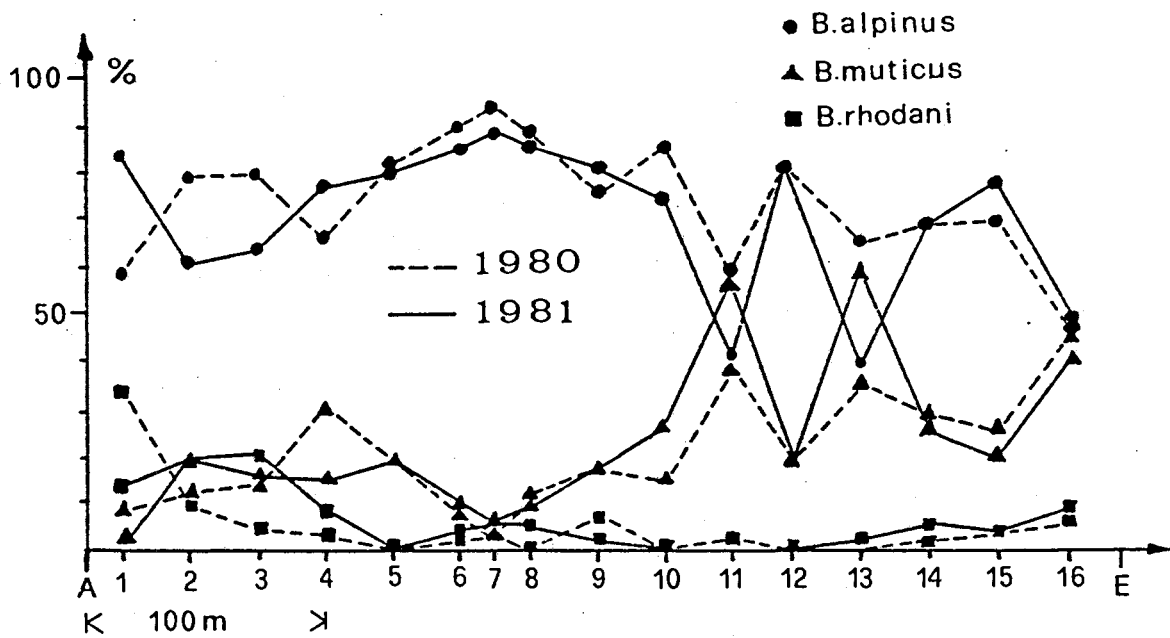


Abb. 18: Prozentanteile der drei Baetis-Arten an den Jahresfängen der Schlüpftrichter S1 - S16 (Tab.A-9)

de, keine Schäden festgestellt wurden, konnten die aus ihm gewonnenen Ergebnisse in alle Berechnungen mit einbezogen werden. Schlüpftrichter S12 mußte wegen einer kleinen Holzbrücke im Abstand von 26 m von S11 aufgestellt werden. Bei allen übrigen Geräten wurde der Abstand von 29 m genau eingehalten. Die Positionen der Geräte sind in den Abb.17, 18 und 19 auf der Abszisse dargestellt (A: Anfang, E: Ende der 437.5 m langen Untersuchungsstrecke).

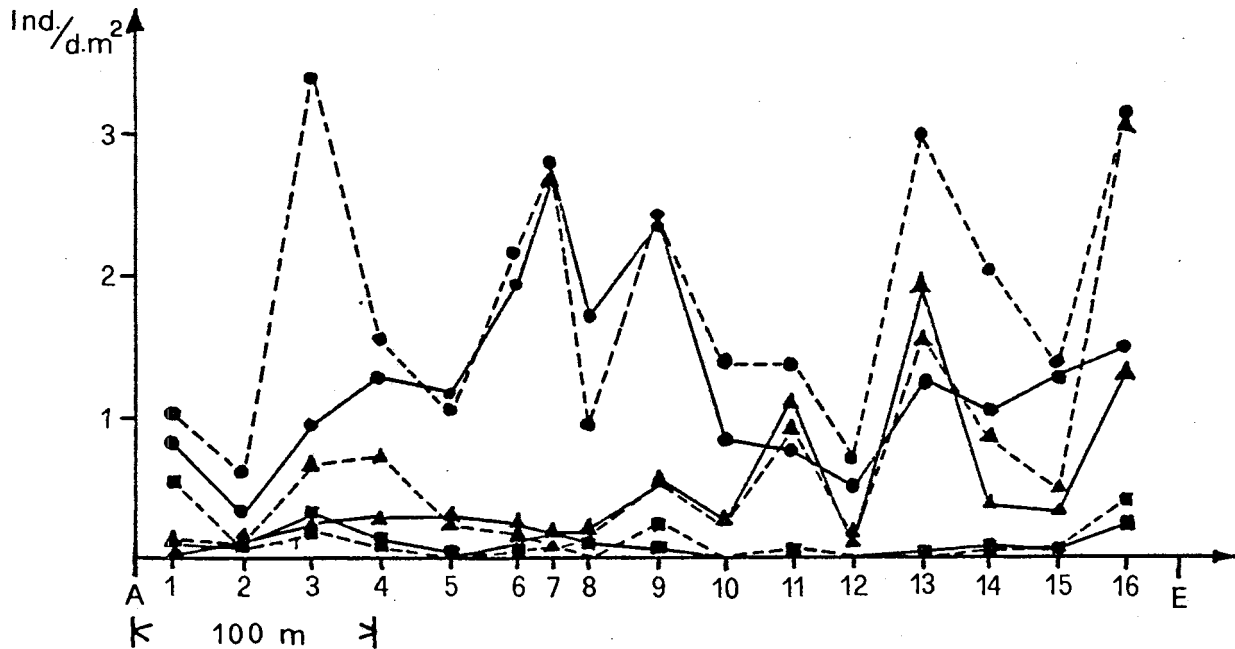


Abb.19: Fängigkeit der Schlüpftrichter S1 - S16 (Ordinate: Individuen pro Tag und Quadratmeter, Ind./d.m²), Symbole wie Abb.18 (Tab.A-10a)

Abb.17 zeigt die unterschiedlichen Anteile (%) der einzelnen Schlüpftrichter an den Jahresfängen 1980 und 1981. Die beiden Jahreskurven verlaufen zwar weitgehend parallel, doch waren die Schlüpftrichter S2, S3, S12, S13 und S16 je nach Untersuchungs-jahr unterschiedlich am Emergenzfang beteiligt. Den höchsten Anteil am Gesamtfang hatte S16 im Jahr 1981 mit 16.2 %, den niedrigsten hatte S2 1981 mit 1.8 %.

Untersucht man die Jahresfänge der einzelnen Schlüpftrichter (Abb.18, Tab.A-9), so zeigt sich, daß in beiden Jahren die Zusammensetzung der Fänge relativ ähnlich war. Ausnahmen finden sich bei S1 (B.rhodani, B.alpinus) und S13 (B.alpinus, B.muticus).

Aus der Fängigkeit der einzelnen Schlüpftrichter (Abb.19, Tab. A-10a) ergibt sich eine starke Dominanz von B.alpinus im Verlauf der ersten 200 m der Untersuchungsstrecke (S1 - S9). Im Verlauf der zweiten Hälfte der Untersuchungsstrecke steigt dann die Abundanz von B.muticus in wechselndem Ausmaß. Sie ist besonders stark im Bereich von S11, S13 und S16. B.rhodani-Subimagines wurden - wenn auch nur selten - vor allem im obersten (S1) und

untersten Abschnitt (S16) der Untersuchungsstrecke gefangen. Erklärungen für die sehr unterschiedlichen räumlichen Abundanzen sind schwer zu finden. Das Bachbett ist durchgehend sehr homogen gestaltet, der Uferbereich ist entlang der Wasserlinie mit Moosen dicht bewachsen. Im Bereich der oberen Hälfte der Untersuchungsstrecke (S3 - S5) ist das Bachbett schluchtähnlich, tief in den Boden eingesenkt, sodaß hier eine starke Beschattung des Gewässers eintritt. Die Abundanzen von B.alpinus sind hier aber ähnlich wie im Bereich von S6 - S8, wo die drei Schlüpftrichter nicht (wie alle übrigen) am Bachufer auflagen, sondern mitten in dem hier breiteren Bachbett standen. Beschattung trat hier nicht ein. Schlüpfreife Larven von B.muticus bevorzugen offenbar leicht eingesenkte seichtere Bachabschnitte mit Schlüpfmöglichkeit in der Ufervegetation entlang der Wasserlinie und mäßiger Beschattung, was das verstärkte Auftreten der Subimagines im unteren Drittel der Untersuchungsstrecke erklären könnte.

Es muß aber an dieser Stelle betont werden, daß es sich bei diesen Ergebnissen lediglich um Emergenzdaten handelt, oder anders ausgedrückt, aus dem Fang von Subimagines einer Art in einem bestimmten Bachabschnitt darf nicht direkt auf ein analoges Vorhandensein der Larven der betreffenden Art geschlossen werden. Ich möchte aber erwähnen, daß ich bei qualitativen Benthosaufsammlungen für Zuchtzwecke (vgl. Kap.5.3.3.1) schlüpfreife Larven aller drei Arten bevorzugt in den erwähnten Strata gefunden habe, doch bei diesen Tieren handelte es sich ja schließlich auch nur um das letzte Entwicklungsstadium, was ja wiederum für eine stratifizierte Verteilung der daraus schlüpfenden Subimagines spricht. - Ein Teil der eben diskutierten Ergebnisse wurde bereits publiziert (WEICHSELBAUMER 1982a).

Bereits am Ende der Emergenzperiode 1980 drängte sich bei der Auswertung der Ergebnisse die Frage auf, ob die besonders hohe oder niedrige Fängigkeit eines bestimmten Schlüpftrichters von dessen Sammelfläche oder von seiner Position entlang der Untersuchungsstrecke abhängt. Um dies zu klären, wurden 1981 zwei weitere Schlüpftrichter gleicher Bauart zusätzlich zu den bereits vorhandenen 16 Schlüpftrichtern aufgestellt. Sie werden im folgenden "Paralleltrichter" PT1 und PT2 genannt. Um ihre

Position im Gelände möglichst aussagekräftig zu wählen, wurden anhand der Fangergebnisse 1980 jene zwei Schlüpftrichter ausgesucht, die die meisten bzw. wenigsten Baetis-Exemplare gefangen hatten. Es waren dies S16 und S5. Zu jedem dieser beiden Geräte wurde nun im Abstand von 0.5 m unterhalb ein Paralleltrichter hinzustellen. Der kurze Abstand der Trichterpaare vermied eine gegenseitige Beeinflussung (Beschattung). Sollte also die hohe bzw. niedrige Fängigkeit der Geräte rein zufällig und nicht vom stratifizierten Auftreten der Subimagines abhängig sein, so müßten sich in den Paralleltrichtern deutliche Unterschiede in den Fängen zeigen. Die Paralleltrichtersammelflächen wurden zusammen mit den Sammelflächen der dazugehörigen Schlüpftrichter bei einem Wasserstand von 3.5 cm vermessen, so daß ein Umrechnen der Fänge auf Bezugsflächen (1 m²) möglich war.

Die Paralleltrichter waren ab 1.5.1981 (184 Tage hindurch) bis zum Ende der Emergenzperiode 1981 in Betrieb.

Vergleicht man die Ergebnisse der Paralleltrichter PT1 und PT2 mit denen der "normalen" Schlüpftrichter S5 und S16, so zeigen sich die in Tab.8 wiedergegebenen Ergebnisse.

Tab.8: Paralleltrichter-Test (Erklärungen siehe Text).

Schlüpftrichter	PT1	S5	PT2	S16
Sammelfläche				
m ²	0.2081	0.1364	0.2143	0.1461
%	153	100	147	100
gefangene Subimagines (SI)	24	21	105	87
SI/m ²	115	154	490	595

Bei beiden Paralleltrichtern stimmen die Fänge weitestgehend mit denen der Schlüpftrichter überein, wenn man sie auf eine konstante Bezugsfläche (1 m² Sammelfläche) bezieht. Die von mir oben beschriebene Stratifizierung der Subimagines entlang der

Bachstrecke hat daher Gültigkeit, soweit sich dies anhand des beschriebenen Tests nachweisen läßt.

Schlüpftrichter mit großer Sammelfläche fangen pro Quadratmeter nicht mehr Tiere als solche mit einer kleineren Sammelfläche (vgl. S5 und PT1 in Tab.8).

4.3.3 Biomassen

Die Biomassen wurden aus den Körperlängen der Tiere und den Abundanzen zum jeweiligen Entnahmeterrn berechnet. Die Trokengewichte wurden mit den in Kap.4.2.2.3 beschriebenen Regressionskurven (Tab.2, Abb.11) ermittelt. Männchen und Weibchen wurden getrennt ausgewertet, da die Weibchen bei konstanter Körperlänge deutlich höhere Gewichte aufwiesen als die Männchen (vgl. Abb.11). Der Grund liegt darin, daß der Körper der Weiblichen Subimagines vom Metathorax bis zur Abdomenspitze prall mit Eiern gefüllt war.

Wie aus Abb.20 zu ersehen ist, schwanken bei allen drei Baetis-Arten die Körperlängen im Verlauf der Emergenzperioden beträchtlich, auch sind die Weibchen im Durchschnitt fast ausnahmslos größer als die Männchen (vgl. ausgezogene Linien (Männchen) mit den strichlierten (Weibchen)). Auf der Ordinate sind pro Entnahmeterrn für jedes Geschlecht entweder drei Punkte (Männchen) oder Kreuze (Weibchen) eingetragen. Der mittlere Wert repräsentiert dabei das arithmetische Mittel, die beiden übrigen Punkte bzw. Kreuze stehen für die an dem betreffenden Entnahmetag für die betreffende Art gefundene maximale bzw. minimale Körperlänge. Ist nur ein Punkt oder ein Kreuz eingezeichnet, dann wurde an dem betreffenden Terrn nur ein Individuum gefangen. Es läßt sich ferner beobachten, daß große und kleine Individuen beider Geschlechter an fast allen Terminen gefangen wurden, wénnleich die Datenwolken charakteristische Tendenzen im Saisonverlauf zeigen. So sieht man vor allem bei B.alpinus und bei B.muticus größere Körperlängen am Beginn der Emergenzperiode, dann folgen wesentlich kleinere Tiere im August (vor allem 1980), und gegen Ende der Periode nimmt die Körperlänge wieder leicht zu. - Noch extremer würden diese Schwankungen ausfallen, wenn man in Abb.20 nicht die Körperlän-

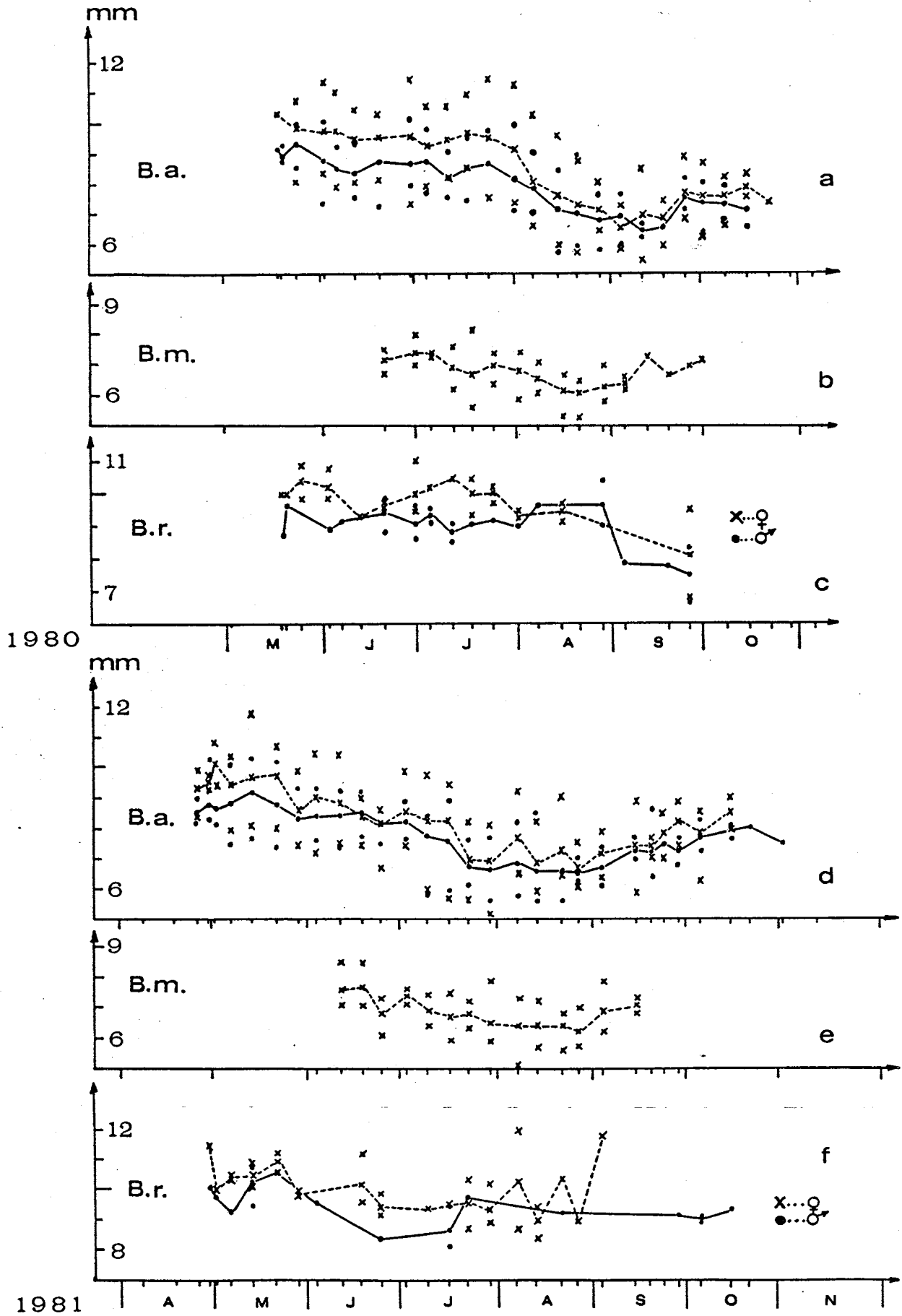


Abb.20: Baetiden-Emergenz, Körperlängen (Ordinate: mm, Tab.A-1 bis A-6); Erklärungen siehe Text

gen, sondern die Körpergewichte der Tiere darstellen würde, da mit zunehmender Körperlänge das Körpergewicht exponentiell ansteigt (vgl. Regressionsgleichung Tab.2).

Aus meinen Ergebnissen (Abb.20) lassen sich nur die Daten von B.alpinus und B.muticus für Analysezwecke verwenden, da von B.rhodani zu wenig Einzeldaten vorliegen. Für B.alpinus wird weiter unten (Kap.7.2) im Zusammenhang mit der Darstellung des Entwicklungszyklus gezeigt werden, daß es sich nicht um eine große "Frühjahrsgeneration" und eine kleine "Sommergeneration" handelt.

Eine Übersicht über die Schwankungsbreiten der Körperlängen und Körpergewichte im Verlaufe einer Emergenzperiode gibt Tab.9. Die größten Unterschiede in Länge und Gewicht treten bei allen drei Arten stets bei den Weibchen auf, und hier wiederum zeigt sich die größte Schwankungsbreite bei B.alpinus mit 6.7 mm bzw. 6.86 mg. Die geringsten Schwankungen im Vergleich beider Untersuchungsjahre zeigen sich bei B.muticus und B.rhodani (2.6 mm bzw. 1.61 mg). Die größten am Piburger Bach gefangenen Subimagines waren die Weibchen von B.rhodani (11.9 mm), die kleinsten die Weibchen von B.muticus (4.9 mm).

Tab.9: Maximale und minimale Werte von Körperlänge und Körpergewicht der Baetis-Subimagines (D: Differenz)

Species	Körperlänge (mm)			Trockengewicht (mg)				
	Max.	Min.	D	Max.	Min.	D		
<u>B.alpinus</u>	1980	♂	10.1	5.7	4.4	2.81	0.51	2.30
		♀	11.4	5.4	6.0	6.63	0.64	5.99
	1981	♂	10.3	5.6	4.7	2.98	0.48	2.50
		♀	11.8	5.1	6.7	7.39	0.53	6.86
<u>B.muticus</u>	1980	♀	8.0	5.3	2.7	1.61	0.51	1.10
	1981	♀	8.5	4.9	3.6	1.90	0.41	1.49
<u>B.rhodani</u>	1980	♂	10.7	6.7	4.0	3.00	0.82	2.18
		♀	11.4	6.8	4.6	6.02	0.97	5.05
	1981	♂	10.7	8.1	2.6	3.00	1.39	1.61
		♀	11.9	8.3	3.6	7.01	1.96	5.05

Auf das Phänomen der saisonalen Schwankungen der Körpergewichte wies zum ersten Mal ZWICK (1977) bei adulten Plekopteren hin. Der Autor fand bei seinen Emergenzauswertungen ähnliche Kurvenverläufe wie die in Abb.20 dargestellten. ILLIES (1978) diskutiert dieses Phänomen ausführlich am Beispiel mehrerer Wasserinsekten aus verschiedenen Insektenordnungen (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Über die Faktoren, die solche saisonalen Körpergewichtsschwankungen verursachen könnten, werden in beiden Arbeiten keine exakt beweisbaren Angaben gegeben. ILLIES (1979) schließt jährliche Wassertemperaturschwankungen sowie verstärkte Konkurrenz am Futterplatz (bei hohen Abundanz) als mögliche Ursachen aus. Er weist ferner darauf hin, daß starke Körpergewichtsschwankungen in der beschriebenen Form sowohl bei Arten vorkommen, die nur eine Generation pro Jahr entwickeln (B.vernus), als auch bei Arten, die zwei Generationen pro Jahr ausbilden (B.rhodani).

LAVANDIER (1982) fand starke Unterschiede (von unter 4 mm bis über 8 mm) bei den Vorderflügelängen (die ja mit der Körperlänge und dem Körpergewicht korrelieren) von B.alpinus-Subimagines und -Imagines entlang einer 2,75 km langen Untersuchungsstrecke. Die Unterschiede in den Flügelängen waren nicht saisongebunden, sondern ergaben sich aus der räumlichen Verteilung der Tiere. Der Autor wies damit einen bachaufwärtsgerichteten Eiablageflug der Weibchen von B.alpinus nach.

Tab.10: Biomasse und Abundanz von Baetis-Subimagines im Jahr 1981

Species	Biomasse (mg/m ²)				Abundanz (Ind./m ²)			
	♂	♀	Summe	%	♂	♀	Summe	%
<u>B.alpinus</u>	167	288	455	76.0	119	117	236	69.8
%	36.6	63.3	100		50.4	49.6	100	
<u>B.muticus</u>		85	85	14.2		83	83	24.6
%		100	100			100	100	
<u>B.rhodani</u>	12	47	59	9.8	6	13	19	5.6
%	20.3	79.7	100		31.6	68.4	100	
Summe			599	100.0			338	100.0

In Tab. 10 sind die Gesamtbiomassen der Emergenzperiode 1981 im Vergleich mit den Abundanzen wiedergegeben. Die starke Dominanz von B.alpinus ist sowohl bei den Biomassen (76 %) als auch bei der Abundanz (70 %) offensichtlich. B.muticus ist auf Grund des relativ geringen Durchschnittsgewichtes der Einzelindividuen trotz relativ hoher Abundanz (ca. 1/4 der Subimagines) nicht wesentlich stärker als B.rhodani an der Gesamtbiomasse beteiligt. (Die Emergenzperiode 1980 konnte nicht zur Gänze erfaßt werden und wird daher hier nicht behandelt.)

In Abb.21 ist der saisonale Verlauf der Biomassen, die mittels der Emergenzdaten errechnet wurden, dargestellt. Die Kurvenverläufe beider Untersuchungsjahre unterscheiden sich in jeder Hinsicht deutlich. Dies sowohl innerhalb der einzelnen Arten als auch beim Vergleich der Baetiden-Gesamtemergenzen, die ja daraus resultieren. Bei B.alpinus unterscheiden sich in den beiden Jahren vor allem die Sommermonate (zweite Junihälfte bis Ende August) deutlich, wobei 1980 (Abb.21a) in diesem Zeitraum wesentlich mehr an Biomasse gefangen wurde. Die Gründe dafür resultieren einerseits aus der starken Abundanz der Tiere im erwähnten Zeitraum 1980 (vgl. Abb.13a) und andererseits aus den zusätzlich deutlich größeren Körperlängen zu dieser Zeit (Abb. 20a). Bei B.muticus taucht natürlich auch bei den Biomassen der schon bei den Abundanzen (Kap.4.3.2) besprochene Frühsommergipfel auf. Ansonsten sind die beiden Jahreskurven dieser Art sehr ähnlich, wie sich auch die Verteilungen der Abundanzen (Abb. 14a, b) und der Körperlängen (Abb.20b, e) in beiden Jahren nur geringfügig unterscheiden. Die Jahreskurven von B.rhodani sind auch in Bezug auf die Biomassenverteilungen wegen des geringen Datenmaterials schwer vergleichbar; sie verlaufen annähernd parallel. Bei allen drei Arten stellen die Weibchen (schraffierter Kurvenanteil in Abb.21) auf Grund ihrer durchschnittlich höheren Gewichte den bei weitem größten Anteil an der Biomasse einer Art.

Die Gesamtbiomassen aller drei Baetis-Arten (Abb.21a, e) werden von B.alpinus auf Grund der starken Abundanz und der relativ großen Körperlängen dieser Tiere extrem dominiert. Die in der Emergenz zweithäufigste Art B.muticus (vgl. Benthos: Kap.5.4) hätte zwar in den Sommermonaten Juli und August eine starke

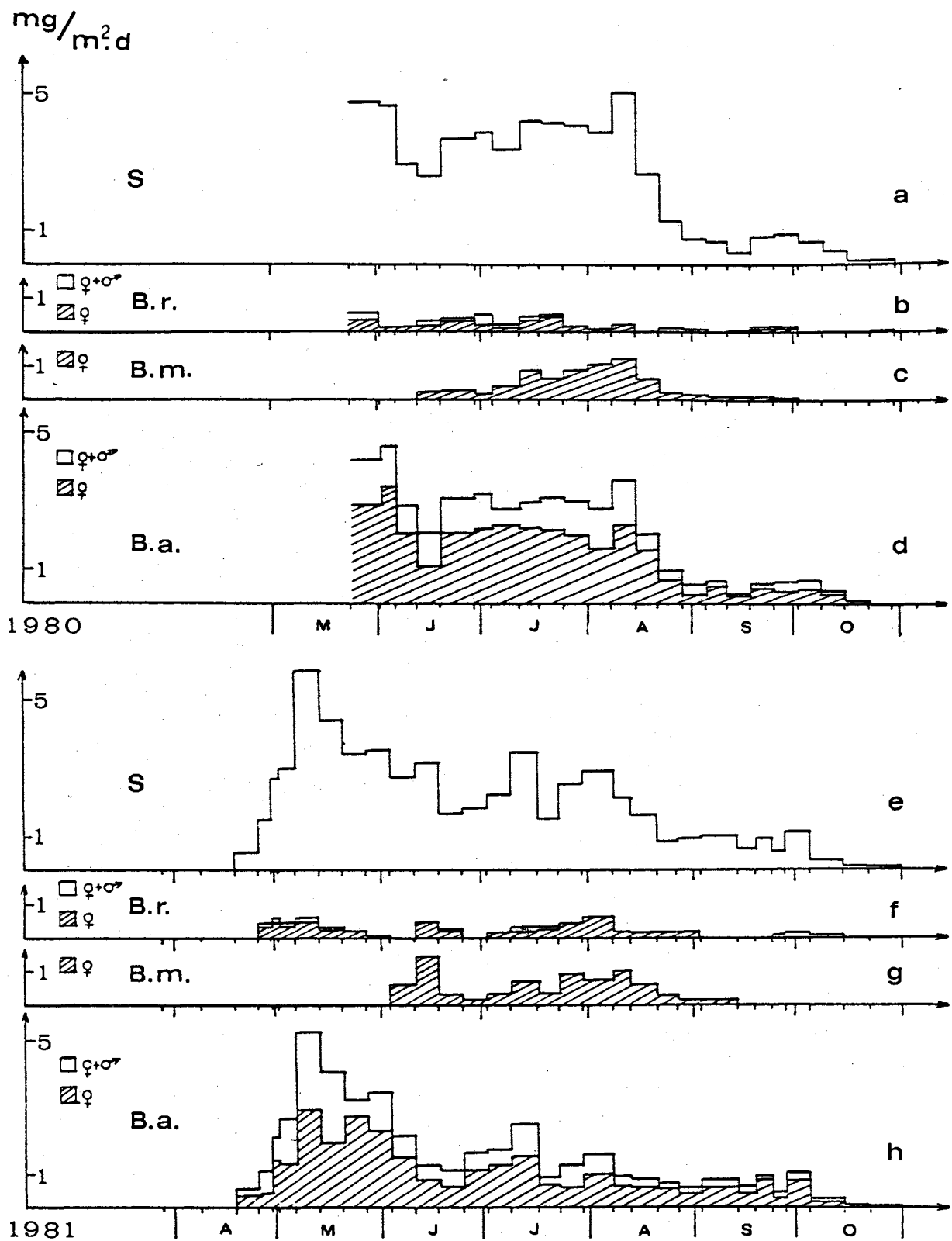


Abb.21: Baetiden-Emergenz, Biomassen der Subimagines (Ordinate: Milligramm pro Quadratmeter und Tag, Tab.A-11 bis A-16, S: Summe aus B.a. + B.m. + B.r.)

Abundanz (Abb.14a, c), doch erreichen die Tiere nur relativ geringe Körperlängen und somit geringe Biomassen. B.rhodani erreicht zwar im Durchschnitt die größten Körperlängen (8.5 bis 12 mm), doch die geringe Abundanz (Abb.14b, d) führt nur zu einer geringen Beteiligung an der Gesamtbiomasse.

4.3.4 Literaturvergleich: Abundanz, Biomasse

Im folgenden sollen meine Ergebnisse mit den Resultaten von Emergenzuntersuchungen anderer Autoren verglichen werden. Verglichen werden zunächst nur europäische Bachsysteme (Tab.11) und nur Ephemeropteren-Emergenzen (Tab.12). Beim Vergleich mehrerer Ephemeropteren-Arten werden wiederum nur Baetis-Arten berücksichtigt (Tab.13, 14). Im Anschluß daran wird auf die Bedeutung der Ephemeropteren innerhalb der Gesamtemergenz von Bachsystemen eingegangen, wobei auch außereuropäische Arbeiten berücksichtigt werden (Tab.15).

Tab.11: Literaturvergleich bisher bezüglich Ephemeropteren-Emergenz untersuchter europäischer Bachsysteme: Biotopbeschreibung

Gewässer	Wasser-temp. (°C)	Typus	Methode	Sammel-fläche m ²	Autor
(1) Annaberger Bach	0 - 15	Waldbach	Glashaus	1.7	CASPERS 1980
(2) Breitenbach	1 - 17	Mittelgebirgsbach	Glashaus	11.1	ILLIES 1978
	7 - 9	Quelle,Q	Glashaus	1.5	SANDROCK 1978 GÜMBEL 1976
(3) Kalkbach	5 - 10	Quelle,Q	Glashaus	0.7	GÜMBEL 1976
	4 - 11	Mittelgebirgsbach	Glashaus	0.8	GÜMBEL 1976
(4) Piburger Bach	0 - 12	Wiesenbach	Schlüpf-trichter	5.2	WEICHSELBAUMER (vorl.Arb.)
(5) Rohrwiesenbach	0 - 24	Mittelgebirgsbach	Glashaus	10.7	SANDROCK 1978
(6) Schreierbach	6	Wildbach	Glashaus	4.6	ILLIES 1980
(7) Teichbach	0 - 19	Teichausrinn	Glashaus	3.1	ILLIES 1980

Soweit die Literaturdaten nicht von vorneherein auf konstante Sammelflächen bezogen waren (1 m^2), wurden diese mit Hilfe der Sammelflächenangaben in Tab.11 (vorletzte Spalte) nachträglich umgerechnet. Die Anzahl der Untersuchungsjahre (UJ) gibt Hinweise über die Aussagekräftigkeit der Daten, da die Ergebnisse von Jahr zu Jahr stark schwanken können (ILLIES 1973). Vom Pi-burger Bach wurden nur die Daten vom Untersuchungsjahr 1981 verwendet, da 1980 die Emergenzperiode nicht voll erfaßt werden konnte.

Auffallend in Tab.12 ist die geringe Abundanz der Ephemeropteren in den Quellen des Breitenbaches (2) Q und des Kalkbaches (3) Q, sowie im Annaberger Bach (1) und im Schreierbach (6). Die jährlichen Temperaturschwankungen sind in diesen Bächen mit Ausnahme des Annaberger Baches (1) sehr gering, im Schreierbach (6) schwankt die Wassertemperatur jährlich sogar nur um wenige Zehntel Grad. In den beiden zitierten Quellen ist auch die Zahl der Arten (Artensumme, 3. Spalte in Tab.12) äußerst gering, nämlich eine bzw. zwei Arten. Das individuenreichste und arten-

Tab.12: Literaturvergleich bezüglich Ephemeropteren-Emergenz, Gesamtjahresabundanzen (Individuen pro Quadratmeter und Jahr), Gewässer siehe Tab.11, UJ: Anzahl der Untersuchungsjahre (= n für \bar{x})

Autor	Gewässer	Arten- summe	UJ	Abundanzen (Ind./m ² .J)		
				\bar{x}	Max.	Min.
CASPERS (1980)	(1)	3	2	29	35	23
GÜMBEL (1976)	(3) Q	1	1	1	-	-
		4	1	100	-	-
	(2) Q	2	1	19	-	-
ILLIES (1978)	(2)	7	8	763	1464	242
ILLIES (1980)	(6)	7	6	63	85	47
	(7)	12	6	951	1726	415
SANDROCK (1978)	(2)	7	3	796	990	630
	(5)	12	2	1001	1036	966
WEICHSELBAUMER (vorl.Arb.)	(4)	7	1	434	-	-

Tab.13: Literaturvergleich der Emergenzen von Baetis spp., Jahresabundanzen (Gewässer siehe Tab.11, Erklärungen siehe Tab.12)

Species	Autor	Gewässer	UJ	Abundanzen (Ind./m ² .J)		
				\bar{x}	Max.	Min.
<u>B.alpinus</u>	WEICHSELB. (vorl.Arb.)	(4)	1	235	-	-
<u>B.melanonyx</u>	ILLIES (1980)	(6)	6	2	3	1
<u>B.muticus</u>	ILLIES (1980)	(7)	6	33	89	6
	SANDROCK (1978)	(5)	1	7	-	-
	WEICHSELB. (vorl.Arb.)	(4)	2	81	83	79
<u>B.rhodani</u>	ILLIES 2.Gen. (1978) 1.Gen.	(2)	8	109	522	4
		(2)	8	21	48	1
	ILLIES (1980)	(7)	6	125	222	37
	SANDROCK (1978)	(5)	1	224	-	-
	WEICHSELB. (vorl.Arb.)	(4)	1	18	-	-
<u>B.vernus</u>	CASPERS (1980)	(1)	2	8	14	2
	GÜMBEL (1976)	(3)	1	4	-	-
		(1) Q	1	18	-	-
	ILLIES (1978)	(2)	8	606	1356	139
SANDROCK (1978)	(5)	2	57	75	38	

reichste Bachsystem ist zweifellos der Rohrwiesenbach (5), der darüber hinaus auch die stärksten jährlichen Schwankungen in der Wassertemperatur aufweist. Ähnliche Verhältnisse finden wir im Teichbach (7), mit einer etwas geringeren Temperaturamplitude. Der Piburger Bach liegt hinsichtlich der Abundanzen in Tab. 12 an vierter Stelle.

Vergleicht man die Abundanzen mehrerer Baetis-Arten (Tab.13) untereinander, so ist zunächst die starke Abundanz von B.vernus im Breitenbach (2) auffällig. Mit großem Abstand folgen dann B.alpinus im Piburger Bach (4) und B.rhodani im Rohrwiesenbach (5), Teichbach (7) und Breitenbach (2). Die Werte sind zwar

schwer vergleichbar, da Mittelwerte aus mehreren Untersuchungsjahren wesentlich aussagekräftiger sind, doch vermitteln sie eine gewisse Vorstellung bezüglich der ökologischen Bedeutung von Baetis-Arten. Vergleicht man die in Tab.13 genannten Baetis-Arten hinsichtlich ihrer Bedeutung innerhalb der Baetis-Arten eines Bachsystems, so zeigt sich an mehreren Bächen, daß eine der dort vorkommenden Baetis-Arten stark dominiert. Im Breitenbach (2) ist dies B.vernus, im Teichbach (7) und Rohrwiesenbach (5) B.rhodani, und im Piburger Bach (4) B.alpinus.

Im Bereich der durchschnittlich pro m² gefangenen Emergenzbiomasse (Tab.14) ist innerhalb der fünf erfaßten Baetis-Arten B.alpinus mit 455 mg/m²J an erster Stelle zu nennen. Es handelt sich dabei allerdings nur um das Ergebnis eines Untersuchungsjahres (1981), doch dürfte diese Zahl keineswegs abnorm hoch liegen, da 1980, soweit dies aus Diagrammen ablesbar ist (vgl. Abb.21d), vermutlich wesentlich mehr Tiere gefangen worden wären, hätte die gesamte Emergenzperiode erfaßt werden können. Der Wert von B.alpinus wurde allerdings im Breitenbach (2) in einem Jahr (1972) von B.vernus mit 990 mg/m² erheblich übertroffen.

Der Anteil der Ephemeropteren an der Gesamtemergenz (Biomasse) eines Baches kann, wie Tab.15 zeigt, sehr unterschiedlich sein. Er ist gering in Quellen (GÜMBEL 1976) und kann in Bächen mit Jahrestemperaturamplituden zwischen 0 - 19° C (Breitenbach, Teichbach) bis zu einem Viertel der gesamten Emergenzbiomasse betragen. Allerdings muß dabei erwähnt werden, daß im kanadischen l'Achigan River (9) trotz großer Wassertemperaturamplitude (0 - 25° C) auch nur ein Anteil von ca. 9 % erreicht wurde (HARPER 1978). Im tropischen Kalengo-Bergbach (8) mit einer maximalen jährlichen Wassertemperaturschwankung von 16 - 22° C ist der Anteil der Ephemeropteren mit 43 % erstaunlich hoch. Er kann kurzfristig sogar einen Wert von 72.5 % (Juni 1972) erreichen (BÖTTGER 1972).

Tab.14: Literaturvergleich der Emergenz von Baetis spp., Bio-
massen (Milligramm Trockengewicht pro Quadratmeter und
Jahr, Gewässer siehe Tab.11)

Species	Autor	Ge- wässer	UJ	mg TG/m ² .J		
				\bar{x}	Max.	Min.
<u>B.alpinus</u>	WEICHSELB. (vorl.Arb.)	(4)	1	455	-	-
<u>B.melanonyx</u>	ILLIES (1980)	(6)	6	2	3	1
<u>B.muticus</u>	ILLIES (1980)	(7)	6	27	72	5
	WEICHSELB. (vorl.Arb.)	(4)	2	80	85	75
<u>R.rhodani</u>	ILLIES 2.Gen. (1978)	(2)	8	74	346	3
	1.Gen.	(2)	8	67	155	2
	ILLIES (1980)	(7)	6	209	372	62
	WEICHSELB. (vorl.Arb.)	(4)	1	59	-	-
<u>B.vernus</u>	CASPERS (1980)	(7)	2	23	45	1
	ILLIES (1978)	(2)	8	441	990	102

Tab.15: Literaturvergleich, Prozentanteile der Emergenz der
Ephemeroptera an der Biomasse der Gesamtemergenz (%).
Die Daten wurden entweder aus Tabellen der zit. Autoren
errechnet oder aus Diagrammen ermittelt.

%	Gewässer	Autor
0.1	Kalkbach: Quelle (3)	GÜMBEL (1976)
0.6	Breitenbach: Quelle (2)	GÜMBEL (1976)
0.8	Annaberger Bach (1)	CASPERS (1980)
5.2	Kalkbach (3)	GÜMBEL (1976)
8.4	Breitenbach (2)	GÜMBEL (1976)
8.5	l'Achigan River (9)	HARPER (1978)
8.6	Schreierbach (6)	ILLIES (1980)
21.2	Teichbach (7)	ILLIES (1980)
26.7	Breitenbach (2)	ILLIES (1978)
42.8	Kalengo (8)	BÖTTGER (1975)

Gewässer (1) - (7) siehe Tab.11, (8) Kalengo: zentralafrikani-
scher Bergbach (Tropen), (9) l'Achigan River: Quebec, Canada.

4.3.5 Potentielle Natalität

Die Begriffe Fekundität und Natalität werden in der Literatur häufig in sehr unterschiedlichem Sinne verwendet (vgl. SCHWERDTFEGER 1968, SOUTHWOOD 1978, TISCHLER 1975). Für die vorliegende Untersuchung werden die beiden Begriffe folgendermaßen definiert:

Fekundität: Anzahl der Eier, die pro Weibchen vor der Eiablage heranreifen (DAVIDSON 1956, ELLIOTT & HUMPESCH 1980, SOUTHWOOD 1978).

Potentielle Natalität: Bezieht sich auf die jeweilige Population. Im Sinne von SCHWERDTFEGER (1968) verstehe ich darunter die durchschnittliche Zahl vorhandener oder sich bildender, entwicklungsfähiger Eianlagen (= höchstmögliche Nachkommenzahl) pro Zeitraum und Quadratmeter.

Die Abhängigkeit der Fekundität von der Körperlänge der Weibchen wurde bereits in Kap.4.2.2.4 demonstriert (Abb.12). Bei der Berechnung der potentiellen Natalität (Abb.22) wurde die durchschnittliche Fekundität der Weibchen pro Entnahmeterrain mit deren Abundanz (Ind./d.m^2) multipliziert. Die Ergebnisse sind in Abb.22 dargestellt. Die Natalitätskurven der drei Arten sind sehr unterschiedlich. Dies sowohl beim interspezifischen Vergleich innerhalb eines Untersuchungsjahres als auch beim Vergleich der beiden Untersuchungsjahre bezüglich einer Art. B.alpinus zeigt in beiden Jahren (auf Grund der relativ großen Körperlänge und der starken Abundanz) eine sehr dominante potentielle Natalität, die nur von derjenigen von B.muticus im Juli und August konkurrenziert wird. B.rhodani spielt dabei nur eine sehr untergeordnete Rolle. Vergleicht man nun die beiden Untersuchungsjahre für jeweils eine Art, so zeigt sich folgendes: Dreigipfeliger Kurvenverlauf von B.alpinus in beiden Jahren, wobei jedoch 1981 der mittlere Gipfel stark zurückblieb (starker Abundanzrückgang der Weibchen, vgl. Abb.13b).

Bei B.muticus decken sich die beiden Kurvenverläufe fast vollständig mit denen der Abundanz (vgl. Abb.14a, 14c), auch hier tritt der schon mehrfach erwähnte Frühsommertipp im Jahr 1981

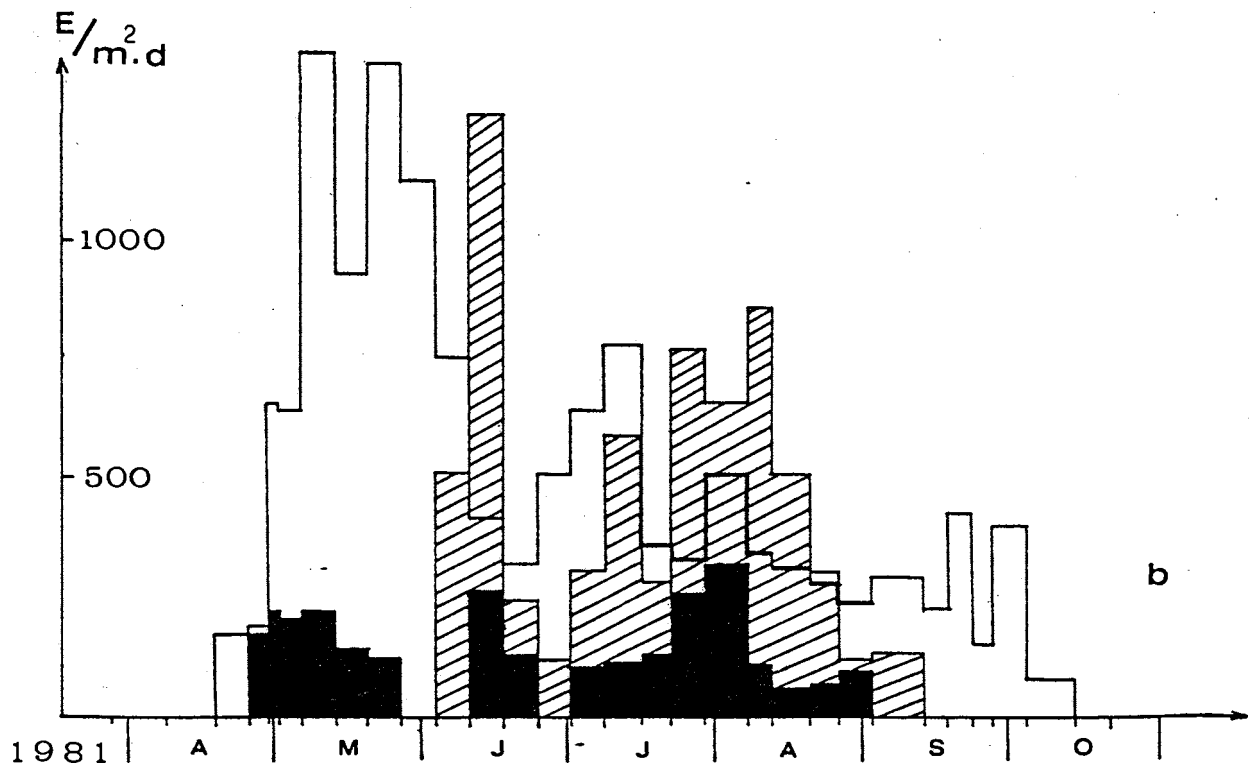
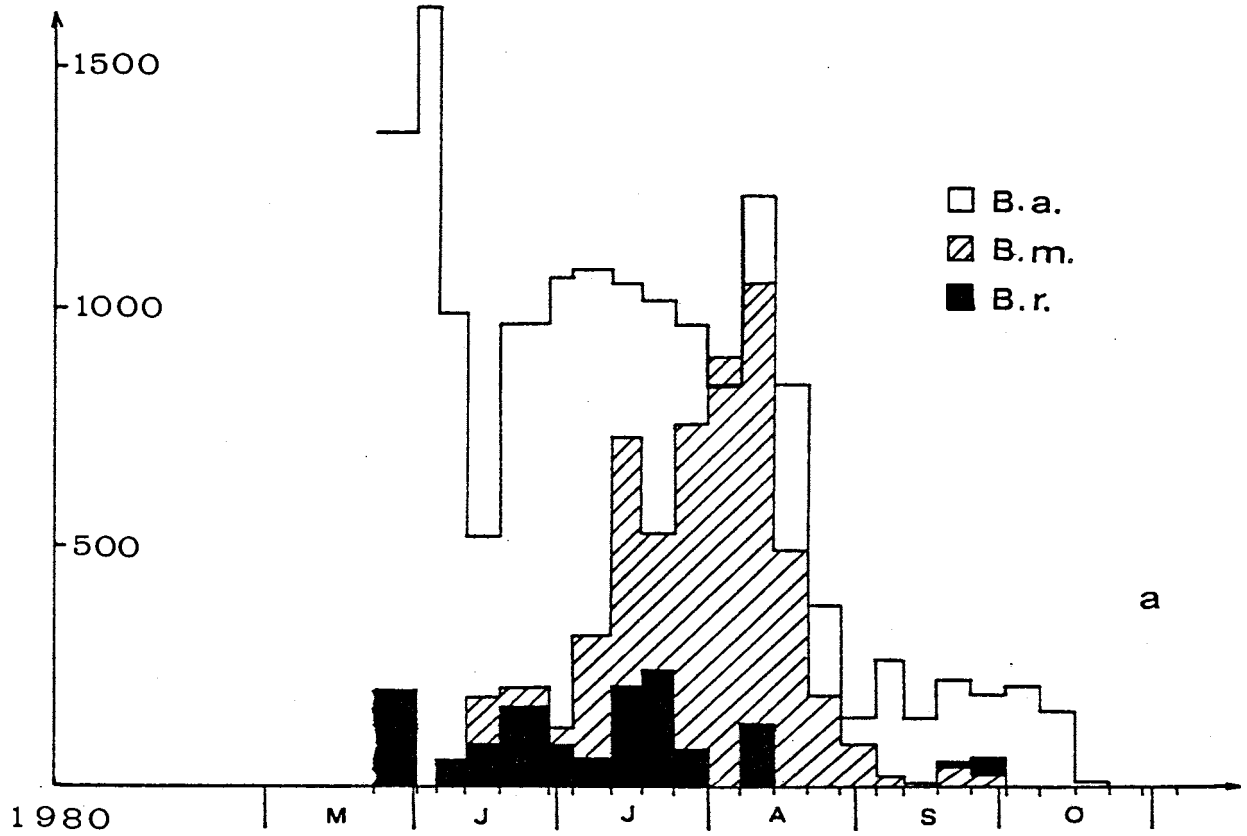


Abb.22: Baetiden-Emergenz, potentielle Natalität (Ordinate: Eier pro Quadratmeter und Tag; Tab.A-17, A-18)

deutlich in Erscheinung. B.rhodani zeigt in beiden Jahren einen unruhigen Kurvenverlauf ohne deutliche Gipfel.

Tab.16: Baetiden-Emergenz, potentielle Natalität (Eier pro Quadratmeter und Jahr: E/m².J)

		E/m ² .J	% 1981
<u>B.alpinus</u>	1981	92609	59
<u>B.muticus</u>	1980	40331	-
	1981	47799	30
<u>B.rhodani</u>	1981	17392	11
Summe	1981	157800	100

Aus Tab.16 ist zu entnehmen, wieviele Nachkommen pro Quadratmeter und Jahr theoretisch möglich wären. Da nun nicht alle Eier eines Weibchens befruchtet werden bzw. viele Weibchen von vornherein keinen männlichen Partner finden, dürfte die Anzahl der Eier, die tatsächlich mit der Embryonalentwicklung beginnen, wesentlich geringer sein. Wieviele Eier nun in der Natur eine vollständige Embryonal- und Larvalentwicklung durchlaufen, d.h. sich bis zur Subimago entwickeln, ließe sich aus der potentiellen Natalität und der Abundanz der Subimagines des darauffolgenden Jahres abschätzen. Bei meinen Daten ist dies nur mit der sich aller Wahrscheinlichkeit nach parthenogenetisch fortpflanzenden Art B.muticus möglich, da hier beide Emergenzperioden voll erfaßt wurden (vgl. Abb.14a, 14c). Vernachlässigt man die Verluste, die bei der Häutung zur Imago entstehen (sie können hier nicht angegeben werden), d.h. setzt man die Anzahl der Subimagines gleich der Anzahl der Imagines, so kommt man zu folgender Schätzung: 1980 standen pro Quadratmeter 40331 Eier theoretisch zur Verfügung - 1981 wurden pro Quadratmeter 83 B.muticus-Subimagines gefangen. Daraus ergibt sich, daß im Durchschnitt von 486 Eiern nur ein einziges die Entwicklung bis zur Subimago durchlief. Bei B.alpinus und B.rhodani ist keine derartige Schätzung möglich, da 1980 (aus den schon erwähnten Gründen) nicht die gesamte Emergenzperiode erfaßt wurde, und daher die gesamte potentielle Natalität (pro Quadratmeter) für

diesen Zeitraum nicht berechnet werden konnte.

Die Ermittlung der potentiellen Natalität aus Emergenzdaten liefert wichtige Hinweise zur Berechnung von Benthosproduktionen, da die Eier Startpunkt für die Entwicklung neuer Populationen sind, und somit die Basis der Produktionspyramide festgelegt werden kann. Auf Grund von Benthosdaten ist dies meist nur schwer möglich, da die kleinsten Larvenstadien im allgemeinen sehr unterrepräsentiert gefangen werden (vgl. Kap.5.4). Natalitätsdaten konnten von BENEDETTO CASTRO (1975) erfolgreich für Produktionsberechnungen bei der Trichoptere Agapetus fuscipes CURT. verwendet werden.

4.3.6 Nebenergebnisse

Im Zuge der Besammlung der Schlüpftrichter konnten neben den Subimagines und Imagines wasserlebender Insekten auch noch Vertreter anderer Tiergruppen aussortiert werden. Es handelte sich dabei vor allem um Webspinnen (Araneae). Als sehr interessantes Nebenergebnis erwies sich darüberhinaus der Fang von vier verschiedenen Spitzmaus-Arten (Soricidae).

4.3.6.1 Araneae

Da Spinnen durch Fang mittels Netzen (die sie in den Schlüpftrichtern bauen) oder durch aktive Jagd, die Emergenz reduzieren können, wurde versucht, die den Sammelgefäßen der Schlüpftrichter entnommenen Araneae auszuwerten (Für die Determination und Artenauflistung danke ich Herrn Univ.-Doz. Dr.K.THALER, Inst. f. Zool. Univ. Innsbruck, sehr herzlich). Es sei bereits an dieser Stelle vorweggenommen, daß es sich bei dem ausgewerteten Spinnen-Material nur um jene Tiere handelt, die sich in die Sammelgefäße der Schlüpftrichter verirrtten, und nicht um die Gesamtzahlen der insgesamt innerhalb der Schlüpftrichter aktiven Tiere, deren Abundanzen nicht bestimmt werden konnten. Wurden bei der Besammlung der Schlüpftrichter Spinnennetze entdeckt, so wurden diese stets zerstört, um eine Verminderung der Emergenzerggebnisse zu vermeiden.

Die Ergebnisse in Tab.17 zeigen einen deutlich größeren Fang

im Jahr 1981, wenn man die Monate vergleicht, in denen in beiden Jahren gesammelt wurde (Zahlen in Klammern).

Tab.17: Araneae in Emergenz-Fallen (Zahlenangaben: Summen der Individuen, die mittels 16 Schlüpftrichtern gefangen wurden)

Monat	M	A	M	J	J	A	S	O	N	Summe
1980	?	?	?	56	22	11	14	16	25	(144)
1981	23	45	26	84	41	34	22	16	22	313 (219)

	Familien	Arten
1980	11	27
1981	12	42

Zahlen In Klammern:
Summen der Individuen von Juni
bis einschließlich September
(Jahresvergleich)

Daß die Zahl der in den Sammelgefäßen vorgefundenen Spinnen 1981 um rund 50 % höher lag als der Wert für 1980 (Zahlen in Klammern), könnte bedeuten, daß die "Dunkelziffer" der von der besammelten Fläche geschlüpften, aber nicht konserviert geborgenen Baetiden für 1981 um einen ähnlichen Prozentsatz höher lag als im Vorjahr. Aber schon diese Relationsangabe ist sehr unsicher, und eine einigermaßen verlässliche Zahl bezüglich der absoluten Höhe des Wegfraßes von Baetiden durch Spinnen läßt sich aus diesem Material nicht ableiten.

4.3.6.2 Soricidae

Überraschend war der Fang von vier verschiedenen Spitzmausarten (Determination: Dr.F.SPITZENBERGER, Nat.hist.Museum Wien), die offensichtlich mühelos in die Sammelgefäße der Schlüpftrichter klettern konnten. Die Ausbeute setzt sich aus folgenden Arten zusammen:

Sorex alpinus (Alpenspitzmaus):	S2 22.6.80
Sorex minutus (Zwergspitzmaus):	S1 23.9.81
Neomys fodiens (Wasserspitzmaus):	S5 11.7.80
Neomys anomalus (Sumpfspitzmaus):	S5 1.10.80

5. BENTHOS

5.1 Allgemeines

Ziel der Benthosuntersuchungen war es, sowohl Aufschluß über das Entwicklungsgeschehen der Baetis-Larven zu geben, als auch Daten für Produktionsberechnungen zu liefern. Darüber hinaus aber sollte versucht werden, Ergebnisse der Benthosuntersuchungen mit denen der Emergenzmessungen zu vergleichen.

5.2) Voruntersuchungen

BRETSCHKO (1978) konnte im Karbonat-Substrat des Lunzer Seebaches zeigen, daß sämtliche Taxa, die von Oberflächenproben aus dem Bachbett bekannt waren, auch noch in Sedimenttiefen von 30 cm vorkommen. Er bestätigte damit Ergebnisse von HYNES et al. (1974), die eine Vertikalverteilung der Fauna in Sedimenten von drei Flüssen bis in Tiefen von 70 cm nachweisen konnten. Auch andere Untersuchungen zeigten ähnliche Ergebnisse (BISHOP 1973, BRETSCHKO 1978, 1981, 1983, COLEMAN & HYNES 1970, HYNES 1974, HYNES et al. 1974, HYNES et al. 1976, STOCKER & WILLIAMS 1972, WILLIAMS & HYNES 1974). Es war daher naheliegend, vor der Konstruktion eines geeigneten Sammelgerätes für Benthosproben zu untersuchen, ob auch für die Baetis-Arten des Piburger Baches eine bis in größeren Tiefen des Sedimentes reichende Vertikalverteilung der Larven zutrifft. Ich ging dabei nach der bei BRETSCHKO (1978) beschriebenen Methode vor, wobei mir die Geräte von Herrn Univ.-Doz. Dr.G.BRETSCHKO (Biol.Stat.Lunz) dankenswerterweise zur Verfügung gestellt wurden. Die Ergebnisse meiner Untersuchungen aus dem Jahr 1978 wurden bereits publiziert (WEICHSELBAUMER 1979). Sie beinhalten im wesentlichen die Tatsache, daß Baetis-Larven in den Sedimenten des Piburger Baches in tieferen Schichten, als sie von den herkömmlichen Benthosammelgeräten erfaßt werden, nicht vorkommen. Dies trifft zumindest für die bei weitem dominante Art B.alpinus zu. Ob dies auch für B.muticus und B.rhodani gilt, läßt sich insofern schwer sagen, als die Larven dieser beiden Arten (vor allem die von B.muticus) nur geringe Abundanzen aufweisen und daher mit der verwendeten Methode zur Untersuchung tieferer

Schichten der Bachbettsedimente schwer erfaßbar sein dürften. HUMPESCH (mündl. Mitteilung) fand B.alpinus nur an der Ober- und Unterseite von Steinen an der Sedimentoberfläche. Ähnliches gilt seiner Meinung nach auch für B.rhodani, bei B.muticus nimmt er eine mögliche Besiedlung auch tieferer Substratschichten an. Da das Hauptinteresse der vorliegenden Arbeit an B.alpinus lag, wurde ein Benthossammelgerät konstruiert, das nur die Besammlung der obersten Sedimentschicht (bis ca. 10 cm) ermöglichte.

5.3 Methodik

5.3.1 Sammelmethode

Die Entnahme von Benthos-Proben aus Fließgewässern bringt zahlreiche methodische Schwierigkeiten mit sich. Diese werden ausführlich bei ALBRECHT (1959), CUMMINS (1962, 1975), HYNES (1970) und MACAN (1958) diskutiert. Es geht dabei vor allem um den Verlust an Tieren bei der Probenentnahme (begründet in der Technik der Probenentnahme, in der Konstruktion der Geräte und in der Vertikalverteilung der Tiere) und um die Wahl einer geeigneten Bezugsfläche für Abundanzangaben (die wiederum Basis für Biomasse- und Produktionsberechnungen sind).

Zahlreich sind die von verschiedensten Autoren verwendeten Methoden und Sammelgeräte. Sie lassen sich in zwei große Gruppen unterteilen: Bei den aktiven Sammelmethoden werden die Tiere innerhalb weniger Minuten gesammelt. ELLIOTT & TULLETT (1978) geben in ihrer "Bibliography of Samplers.." einen ausführlichen Überblick über solche Sammelgeräte. Bei der zweiten Gruppe, den passiven Methoden, wird den Tieren über einen meist längeren Zeitraum (Tage, Wochen) ein natürliches oder künstliches Substrat zur Besiedelung angeboten. Nach Ende der Expositionszeit wird dann das inzwischen besiedelte Substrat samt den Tieren entnommen. Diese Methoden fanden sowohl Anwendung bei der Untersuchung der Vertikalverteilung der Tiere im Substrat (COLEMAN & HYNES 1970, HYNES 1974) als auch bei der Untersuchung der Horizontalverteilung (ARMITAGE 1976, HILSENHOFF 1969, MASON et al. 1967, RADFORD & HARTLAND-ROWE 1971, ROBY et al. 1978) und

Untersuchung von Besiedlungsvorgängen (EGGLISHAW 1964, LINDUSKA 1942, ULFSTRAND 1968, WATERS 1964, WENE & WICKLIFF 1940).

Zur Probenentnahme im Piburger Bach wurde ein eigenes Benthos-Sammelgerät entwickelt (WEICHSELBAUMER 1982b). Es ist in Abb.23 dargestellt und ähnelt dem von DOEG & LAKE (1981) verwendeten Gerät. Im wesentlichen besteht es aus einem quaderförmigen Metallrahmen (Messingboden mit aufgeschraubten Aluminiumleisten) und einem abnehmbaren Netz (47 μ m Maschenweite), das außen von einer Baumwollschutzhülle (SH) umgeben ist. Um einen Verlust an Tieren durch Strömungseinflüsse weitgehend zu vermeiden, wurde an der Unterseite des Messingbodens eine mit Silikon beschichtete Schaumstoffauflage angebracht, die sich dem Bodenprofil anpaßte und so das Sammelgerät gegen das Substrat hin abdichtete. Die zur Strömung gerichtete Seite des Gerätes ist mit einem Netz (47 μ m) bespannt, sodaß der Sammelraum durchströmt werden kann. Die beiden Seitenflächen wurden mit Plexiglas-Platten versehen, um die Strömung ins Auffangnetz zu lenken.

Bei der Probenentnahme wurde mit der Hand mittels eines glatten Gummihandschuhes das unter der 250 cm² großen Sammelfläche befindliche Substrat so weit als möglich aufgelockert und in das Auffangnetz geschoben. Anschließend wurde das Gerät aus dem Wasser entnommen, das mit zwei seitlichen Haken fixierte Auffangnetz abmontiert und der Inhalt des Netzes zur Weiterverarbeitung in einen Plastikkußel geleert, wo die Probe aufgeschlämmt und anschließend durch ein 47- μ m-Netz gefiltert wurde.

Um einen eventuellen Verlust an Tieren, der durch schlechtes Abdichten der Schaumstoffauflage oder beim Transport des Substrates ins Auffangnetz entsteht, zu erfassen, wurden, parallel zur oben beschriebenen Methode, Substratbehälter im Bachbett eingesetzt. Zu diesem Zweck wurden aus Plexiglas 15 Fangbehälter ("Benthosfallen" BF) mit einer quadratischen Sammelfläche von 250 cm² (wie das Benthos-Sammelgerät) hergestellt. So eine Benthosfalle ist in Abb.24 dargestellt. Um eine bessere Wasserzirkulation innerhalb des Gerätes zu ermöglichen, wurden an jeder Seitenfläche drei runde Öffnungen angebracht, und am Boden des Gerätes wurde eine quadratische Öffnung ausgespart. Sämtli-

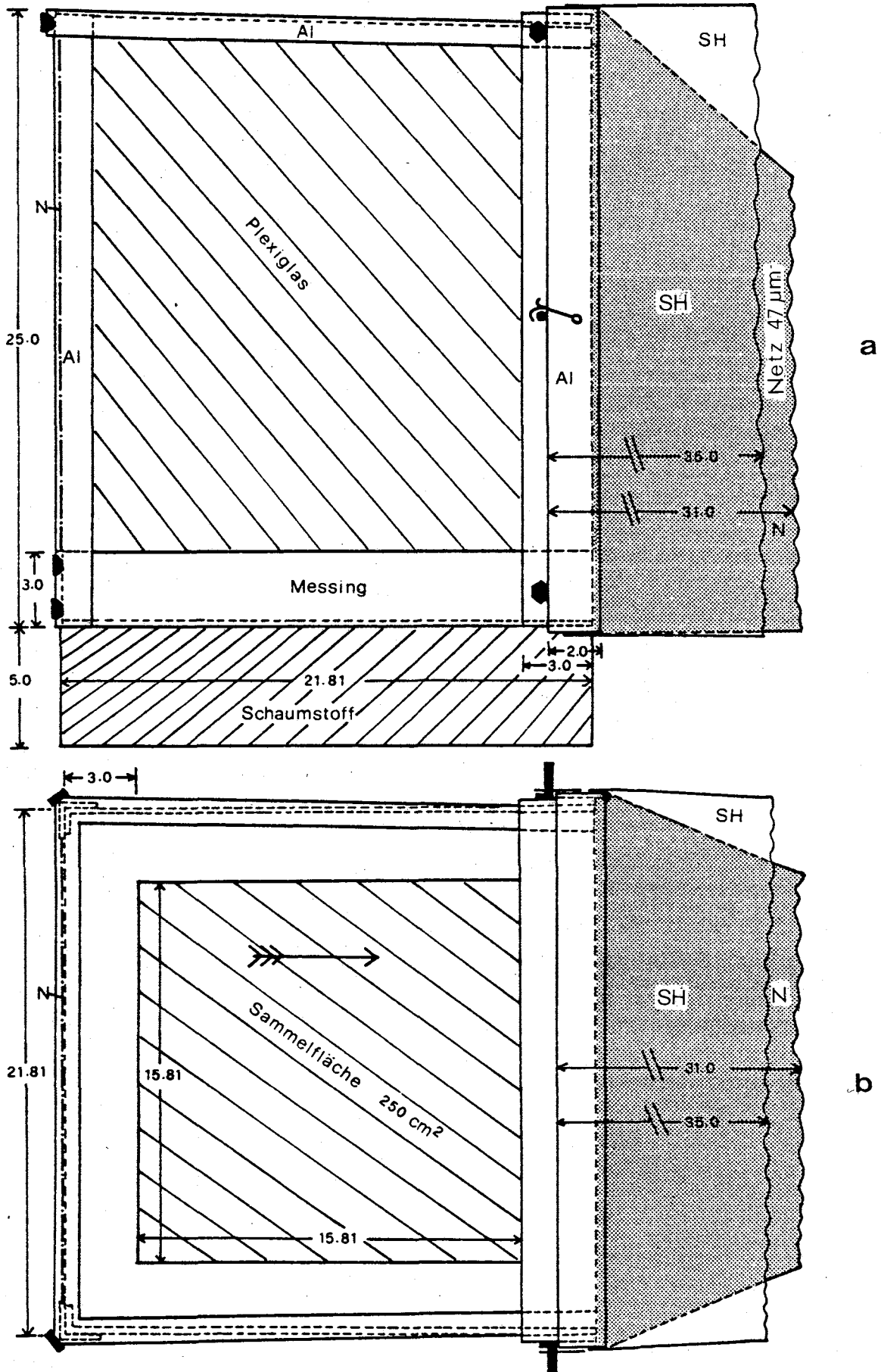


Abb. 23: Benthos-Sammelgerät; a) Seitenansicht, b) Grundriß (Angaben in cm, Al: Aluminium-Winkel und -Leisten, N: Netz 47 μm, SH: Baumwoll-Schutzhülle)

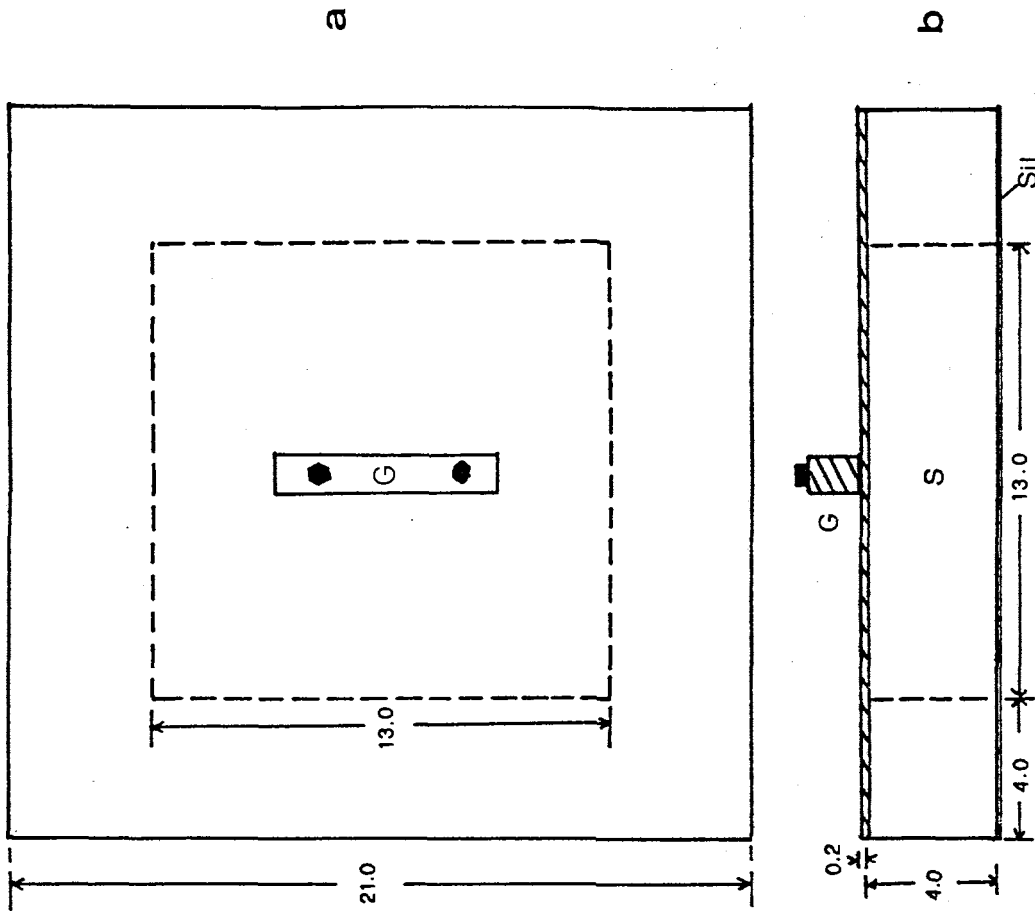


Abb.25: Abdeckplatte
 a) Grundriß, b) Seitenansicht
 (Angaben in cm)
 S: Schaumstoff, Si1: Silikonbeschichtung, G: Griff

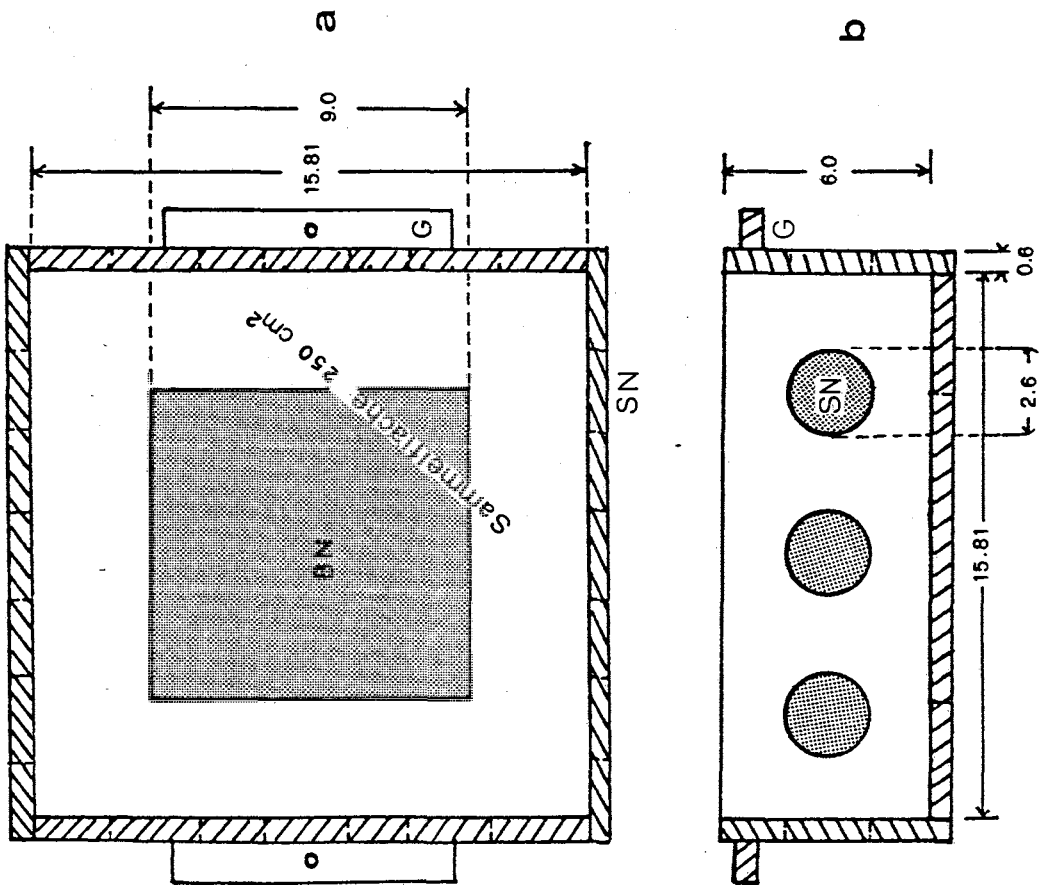


Abb.24: Benthosfalle
 a) Grundriß, b) Seitenansicht
 (Angaben in cm)
 SN: Seitennetz, BN: Bodennetz
 G: Griff

che Öffnungen wurden an ihrer Innenseite mit 47- μ m-Netzen bespannt, die, um ein Zerreißen zu vermeiden, auf feste Trägernetze (1 mm) aufgeklebt wurden. Die Benthosfallen wurden für zwei Probenserien mit je 15 Einzelproben (bzw. 14, da ein Behälter von der Strömung weggespült wurde) verwendet. Für die erste Probenserie (BF I in Tab.18a und Abb.25) wurden die Behälter nach einer statistischen Zufallsverteilung (vgl. Kap.5.3.2) leer bis zum obersten Rand im Bachsubstrat vergraben und als Schutz vor einem eventuellen Wegspülen mit Aluminiumdrähten seitlich am Bachufer befestigt. Die Aluminiumverspannung wurde an den Griffen (G, Abb.24) der Geräte befestigt. Die Expositionszeit der ersten Serie (BF I) betrug 26 Tage. Nach Ablauf dieses Zeitraumes wurden die inzwischen von der Strömung unterschiedlich hoch mit Bachsubstrat aufgefüllten Behälter entnommen. Die Entnahme erfolgte in der Weise, daß jeder Behälter vor der Entnahme mittels einer Abdeckplatte (Abb.25), auf deren Unterseite eine mit Silikon beschichtete Schaumstoffauflage angebracht war, abgedichtet wurde, um einen Verlust an Tieren zu vermei-

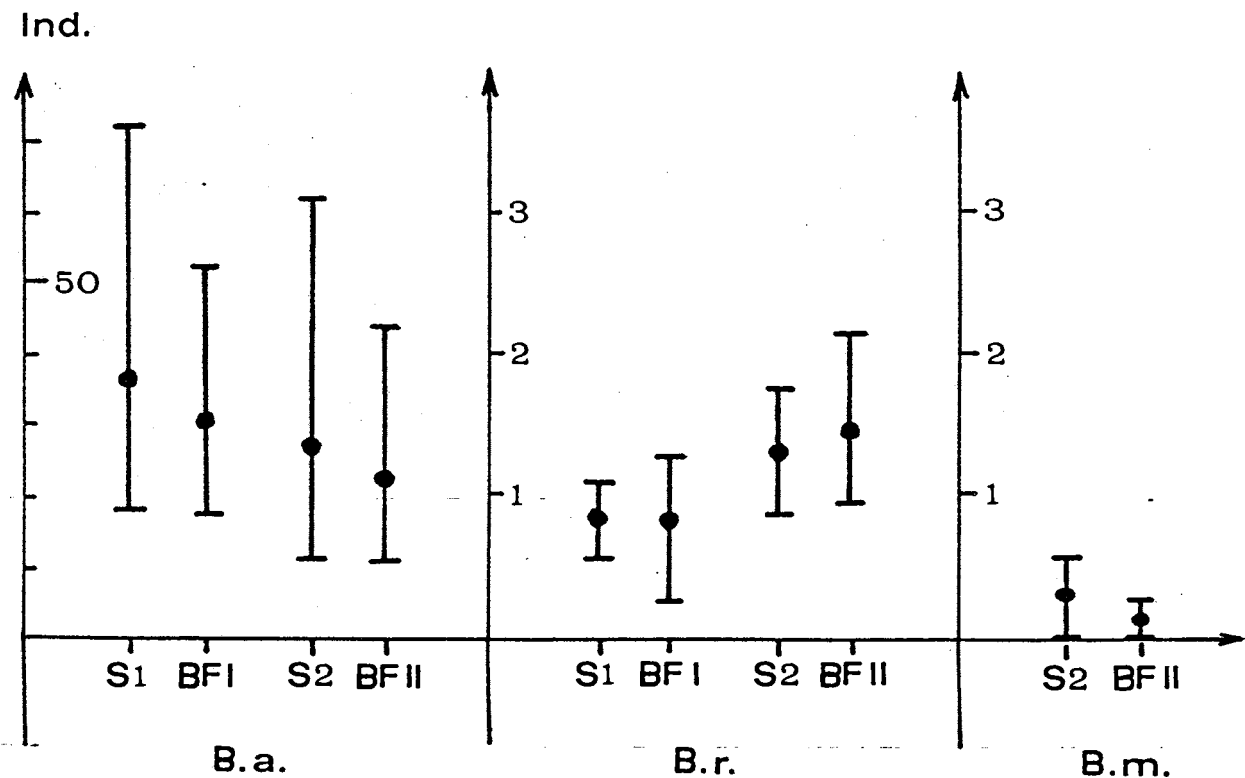


Abb. 26: Benthos, Vergleich: Benthosfallen (BF) - Routineserien (S). (nähere Erklärungen siehe Text, Daten Tab.18a)

den. Parallel zur Entnahme dieser Benthosfallen-Serie (BF I) erfolgte eine Serie von Probenentnahmen mit dem Benthos-Sammelgerät (15 Einzelproben: S1 in Tab.18a und Abb.26, bzw. Benthosserie No.17 in Abb.28). Bei der zweiten Parallelserie (BF II) wurden die Plexiglasbehälter wieder an den gleichen Stellen eingegraben, wie bei der ersten Serie, doch wurden sie diesmal mit Bachsubstrat der betreffenden Probenstelle aufgefüllt. Die Expositionszeit dieser Serie betrug 25 Tage (BF II in Tab.18a und Abb.26). Die parallele Entnahme von 15 Benthosproben erfolgte wie bei der ersten Parallelserie (S2 in Tab.18a und Abb. 26, bzw. Benthosserie No.18 in Abb.28).

Die Ergebnisse sind in Abb.26 bzw. Tab.18a,b zusammengefaßt.

In Abb.26 wurden auf den Ordinaten auf Grund sehr unterschiedlich hoher Individuenzahlen unterschiedliche Skalen verwendet. Als Bezugsfläche für die Zahlenangaben diente die bei beiden Methoden verwendete Sammelfläche von 250 cm² (= A in Tab.18a). Da es bei den t-Tests (Tab.18b) nur um einen Zahlenvergleich geht, wurden die hohen Individuenzahlen von B.alpinus in Tab. 18a ganzzahlig gerundet.

Tab.18a: Benthos, Vergleich: Benthosfallen - Routineserien (S1, S2 Proben Serien No.17, No.18 vom 2.9.81 bzw. 27.9.81, BF I, BF II Benthosfallen, nähere Erklärungen siehe Text) (Abb.26) (A = 250 cm²)

	<u>B.alpinus</u>		<u>B.rhodani</u>		<u>B.muticus</u>	
	Ind./A	CL ₉₅	Ind./A	CL ₉₅	Ind./A	CL ₉₅
S1	36	18 - 72	0.80	0.58 - 1.10	-	- -
BF I	30	17 - 52	0.79	0.28 - 1.30	-	- -
S2	26	11 - 62	1.27	0.90 - 1.78	0.26	0 - 0.55
BF II	22	11 - 44	1.43	0.96 - 2.12	0.08	0 - 0.23

Tab.18b: Benthos, Vergleich: Benthosfallen - Routineserien,
t-Werte ($v = 27$, $t = 2.052$ für $P = 0.05$)

Vergleich:	S1 - BF I	S2 - BF II
<u>B.alpinus</u>	0.10	0.53
<u>B.rhodani</u>	0.11	0.12
<u>B.muticus</u>	-	1.12

Wie aus dem t-Test (ELLIOTT 1977) in Tab.18b zu ersehen ist, zeigen die Ergebnisse aus den Benthosfallen bei allen drei Baetis-Arten gegenüber den Routineserien No.17 und No.18 keine signifikanten Unterschiede. Die errechneten t-Werte sind deutlich kleiner als der geforderte Wert von 2.052 für $P = 0.05$.

Der Vergleich der beiden völlig verschiedenen Sammelmethode (mit gleicher Sammelfläche von 250 cm^2) ermöglicht Rückschlüsse auf die Fängigkeit der Geräte. Wie die Voruntersuchungen bzgl. der Vertikalverteilung der Larven im Substrat (Kap.5.2) gezeigt hatten, war eine Substratbesammlung tieferer Schichten (unter 6 cm Tiefe) nicht notwendig. Bei der Probenentnahme mit dem Benthosammelgerät (Abb.23) genügte daher eine Substratentnahme bis zu jener Tiefe. Die Fehlerquelle bei dieser Entnahmemethode liegt (wenn auch nicht immer) im ungenügenden Abdichten des Gerätes gegen das Substrat, was von dessen Korngröße abhängt. Der Verlust an Tieren bei dieser Methode kann unter natürlichen Bedingungen nicht getestet werden, da selbst ein Auffangen eventuell ausgeschwemmter Tiere mittels eines Netzes infolge der Bachdrift und infolge von Rückstauwirkungen die Probenentnahme beeinflusst. Aus diesem Grunde wurde die zweite oben beschriebene Methode mittels der Substratbehälter angewandt. Diese hat abgesehen vom Nachteil der langen Expositionszeit und der künstlichen Substratverhältnisse (auf natürliche Weise durch den Bach bzw. künstlich mit Bachsubstrat aufgefüllte Behälter) den großen Vorteil, daß bei der Probenentnahme ein Wegschwimmen oder Abdriften der Tiere vermieden wird (Abdeckplatte, Abb.25) und daß darüber hinaus das gesamte von den Tieren bis zu einer Tiefe von 6 cm besiedelte Substrat ohne Verluste

entnommen werden kann. Der Vergleich beider Methoden zeigt, daß sehr ähnliche Ergebnisse erzielt werden (Abb.26), die sich, statistisch gesehen, nicht unterscheiden. Anders ausgedrückt: das "künstliche Substrat" der Plexiglasschachteln dürfte Baetis-Larven in ihren Besiedlungsgewohnheiten nicht sehr stören, und andererseits ist der Verlust an Larven bei der routinemäßigen Probenentnahme mit großer Wahrscheinlichkeit nicht sehr hoch, es sei denn, die Larven besiedeln auch tiefere Substratschichten als die von mir erfaßten. Wie anhand eines Vergleiches von Benthos- mit Emergenzdaten gezeigt werden wird (Kap.5.4.2), dürfte dies für B.muticus-Larven zutreffen, obwohl im Zuge meiner Untersuchungen bezüglich der Vertikalverteilung von Larven im Substrat des Piburger Baches (vgl. Kap.5.2) bei keiner der drei Baetis-Arten eine Besiedelung tieferer Substratschichten (unter ca. 6 cm) nachgewiesen werden konnte.

Ein ähnlicher Methodenvergleich war von RABENI & GIBBS (1978) angestellt worden. Dabei konnten für Ephemeropteren (eine Auflistung einzelner Arten erfolgte nicht) keine deutlichen Fängigkeitsunterschiede zwischen aktiver und passiver Sammelmethode festgestellt werden, wenngleich erwähnt werden muß, daß die beiden Autoren einen tiefen Fluß mit speziell dafür adaptierten Methoden untersuchten.

Wie bereits am Beginn dieses Kapitels beschrieben, wurde bei der Probenentnahme das aus dem Bachbett entnommene Material zunächst in einen Plastikkußel geleert, wo es in filtriertem Bachwasser mittels eines Gummihandschuhes aufgeschlämmt wurde. Das aufgeschlämmte Material wurde anschließend durch ein 47-µm-Netz (Abb.27) filtriert, wo es sich am Boden eines abnehmbaren Plexiglasbehälters absetzte. Aus dem abnehmbaren Behälter war es dann leicht mittels einer Spritzflasche in kleine Gläschen (Höhe: 9 cm, Durchmesser: 6 cm) abzufüllen, wo es mit einer 4 %igen Formol-Lösung fixiert wurde. Das Substrat jeder Benthosprobe wurde in der beschriebenen Form drei Mal aufgeschlämmt, um den Verlust an Larven bei diesem Vorgang so gering wie möglich zu halten.

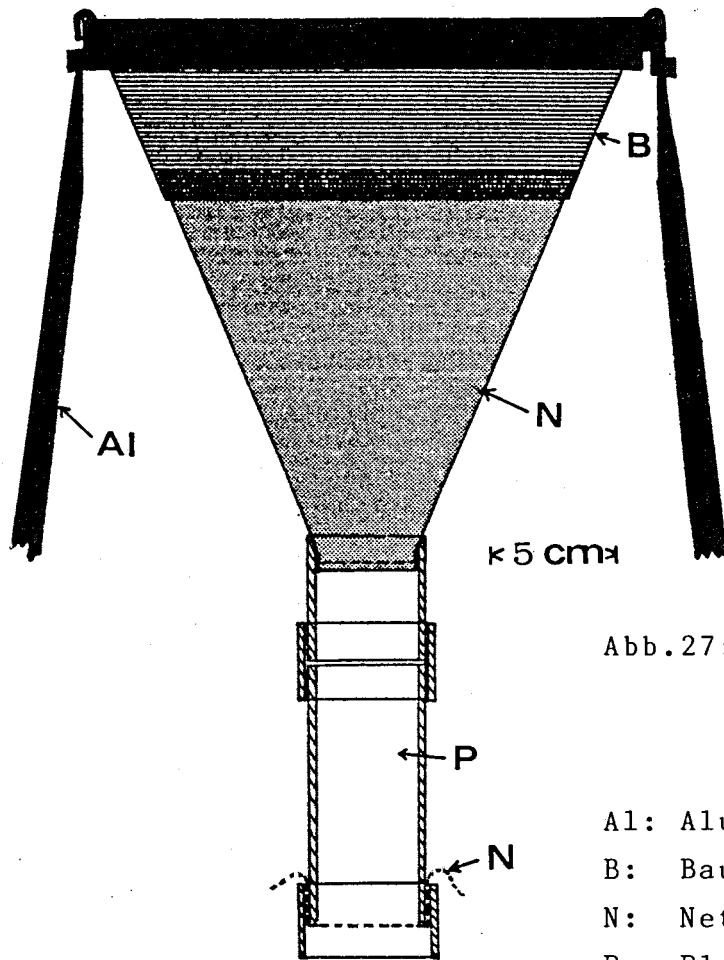


Abb.27: Filtriergerät zum Konzentrieren der Bodenfauna nach dem Aufschlämmen von Benthos-Proben

- Al: Aluminium-Ständer
- B: Baumwoll-Einsatz
- N: Netz 47 µm
- P: Plexiglas-Rohre

Um den Verlust an Tieren beim Aufschlämmen und Abfüllen des Substrates abzuschätzen, wurden zwei Testserien durchgeführt (WEICHSELBAUMER 1983b): Zunächst wurden im Rahmen der Benthosprobenserie No.17 (2.9.81) alle 15 Proben nicht nur (wie normalerweise üblich) drei Mal, sondern sechs Mal geschlämmt, wobei nach je drei Mal Schlämmen das Substrat fixiert wurde. Es gab also von jeder "Normalprobe" eine "Kontrollprobe". Die Ergebnisse sind in Tab.19 dargestellt. Aus dieser Tabelle ist ersichtlich, daß bereits bei der normalen Probenbehandlung fast 99 % der Tiere erfaßt werden. Der Verlust ist also vernachlässigbar, er wurde daher bei der Auswertung der Benthosproben nicht berücksichtigt.

Bei der zweiten Testserie wurde folgendermaßen vorgegangen: Aus der bereits erwähnten Benthosserie No.17 (2.9.81) wurden aus den 15 Einzelproben zwei Proben (No.1 und No.13) ausgewählt.

Tab.19: Kontrolle des Individuenverlustes beim AufschlÄmmen und Filtrieren von Benthosproben. (Normalprobe NP: 3 x schlÄmmen, Kontrollprobe KP: weitere 3 x schlÄmmen, Zahlenangaben: Individuenzahlen von Baetis sp.-Larven)

No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
NP	50	54	116	58	110	51	59	95	43	141	15	40	4	1	6
KP	0	0	1	0	1	0	0	2	0	1	1	1	2	0	0

Summe:	NP	843	(98.9 %)
	KP	9	(1.1 %)
	Total	852	(100 %)

Tab.20: Kontrolle des Individuenverlustes beim AufschlÄmmen und Filtrieren von Benthosproben unter experimentellen Bedingungen. (KP...Kontrollprobennummer nach jeweils dreimaligem erneutem SchlÄmmen des Substrates, N...Anzahl der eingesetzten Versuchstiere, n...Anzahl der bei der Probenauswertung gefundenen Tiere)

Substrat No.1

<u>B.alpinus</u>	KP	1	2	3	4	5	Summe	Verlust	Verlust in %
N = 50	n	49	1	-	-	-	50	0	0
<u>B.rhodani</u>									
N = 10	n	10	-	-	-	-	10	0	0

Substrat No.13

<u>B.alpinus</u>	KP	1	2	3	4	5	Summe	Verlust	Verlust in %
N = 50	n	48	-	-	-	-	48	2	4.0
<u>B.rhodani</u>									
N = 10	n	10	-	-	-	-	10	0	0

Das Substrat dieser beiden Proben wurde nach der Aufbereitung nicht verworfen, sondern luftgetrocknet. Nach 14 Tagen wurden die in zwei KÙbeln getrockneten Substrate unter Wasser gesetzt. Parallel dazu wurden mittels eines Handnetzes im Piburger Bach

100 lebende Larven von B.alpinus und 20 lebende Larven von B.rhodani gefangen (von B.muticus waren keine Larven zu finden). Von den gefangenen Larven wurden je 50 von B.alpinus und je 10 von B.rhodani in jedes der beiden Substrate gesetzt. Nach einer kurzen Akklimationszeit der Tiere (20 Minuten) wurden die nun künstlich besiedelten Substrate in der beschriebenen Weise verarbeitet. Das übliche dreimalige Schlämmen wurde aber bei diesen beiden Proben je fünf Mal wiederholt. Die Ergebnisse zeigt Tab.20.

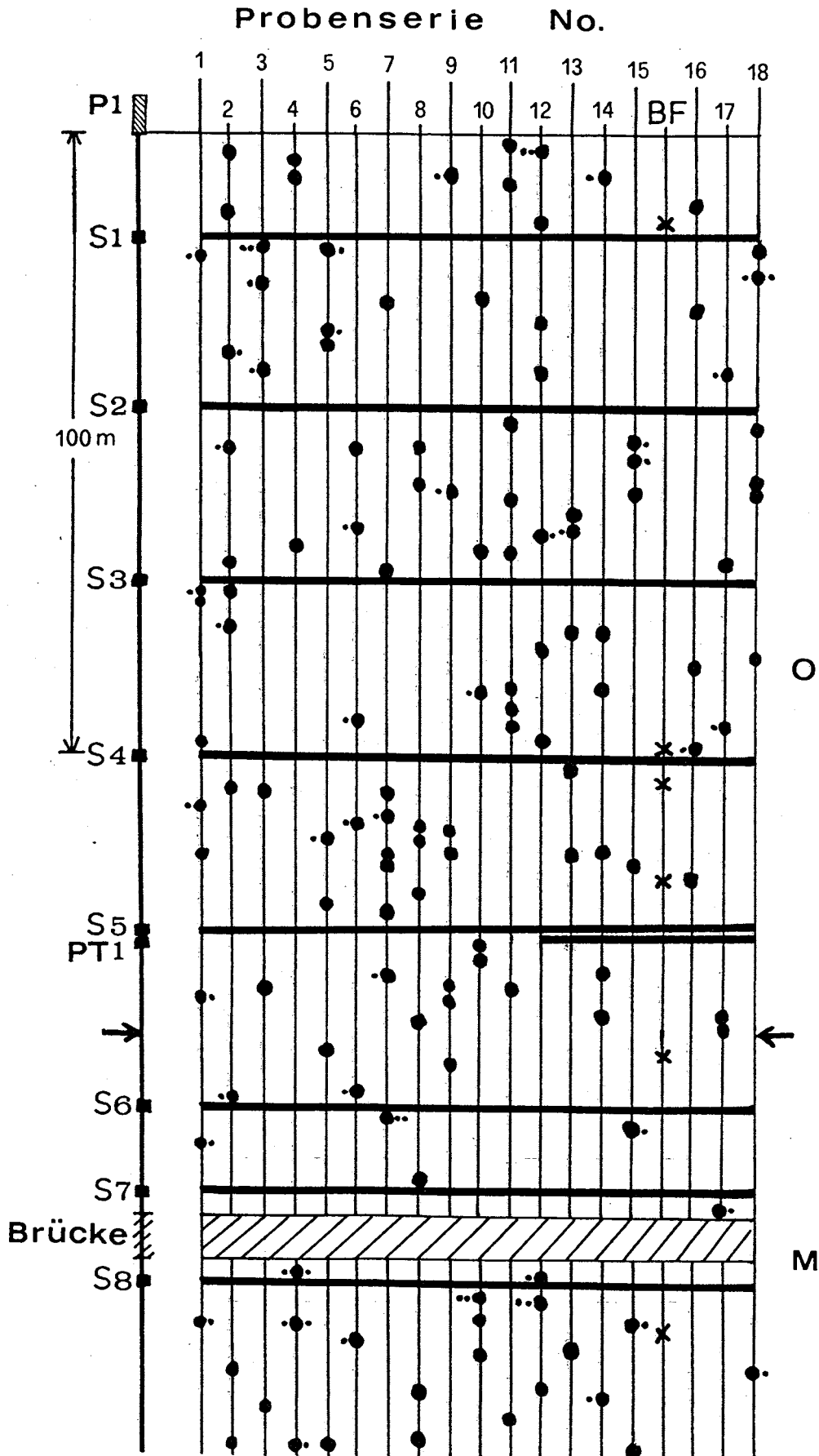
Die in Tab.20 dargestellten Ergebnissen bestätigten die der ersten Testserie in Tab.19, sodaß sich zusammenfassend sagen läßt, daß die Verluste an Larven beim Aufschlämmen und Filtrieren der Proben bei den von mir angewandten Methoden vernachlässigbar gering sind, und daß ein dreimaliges Aufschlämmen des entnommenen Substrates ausreicht. Dies wurde bei der Entnahme sämtlicher Benthosproben und der Benthosfallen berücksichtigt.

5.3.2 Probenverteilung

Die 297 Benthosproben (269 Proben aus den Routineserien, 28 Proben aus den Benthosfallen) wurden nach einem statistischen Zufallsprogramm entnommen, um eine exakte Auswertung der Daten zu ermöglichen (ELLIOTT 1977).

Dabei wurde folgendermaßen vorgegangen: Die 437.5 m lange Untersuchungsstrecke am Piburger Bach ermöglicht eine theoretische Aneinanderreihung von insgesamt 2767 Einzelproben (mit einer Sammelfläche von $15.81 \times 15.81 = 250 \text{ cm}^2$), wenn man sich den Bach linear gestreckt vorstellt (vgl. Abb.28). Aus diesem Grund wurden vor jeder Probenentnahme 15 Proben mittels eines Computerprogrammes zufällig aus diesen 2767 möglichen Proben ausgewählt. Ihre Position im Gelände wurde dann so ermittelt: Die aus den Zahlen 1 bis 2767 zufällig ausgewählte Positionszahl einer Probe wurde mit 15.81 cm multipliziert und das Ergebnis in Meter umgerechnet. Dies ergab dann den Abstand der Probe von der bachabwärts gelegenen Kante der Pegelrinne P1 in Abb.1 bzw. Abb.28. Dieser wurde dann in das Diagramm der Abb.28 eingetragen. Befand sich nun im Diagramm an der ermittelten

Abb.28: Position der Benthosproben, Benthosfallen und Schlüpftrichter im Gelände (Untersuchungsstrecke linear gestreckt, vgl. Abb.1).

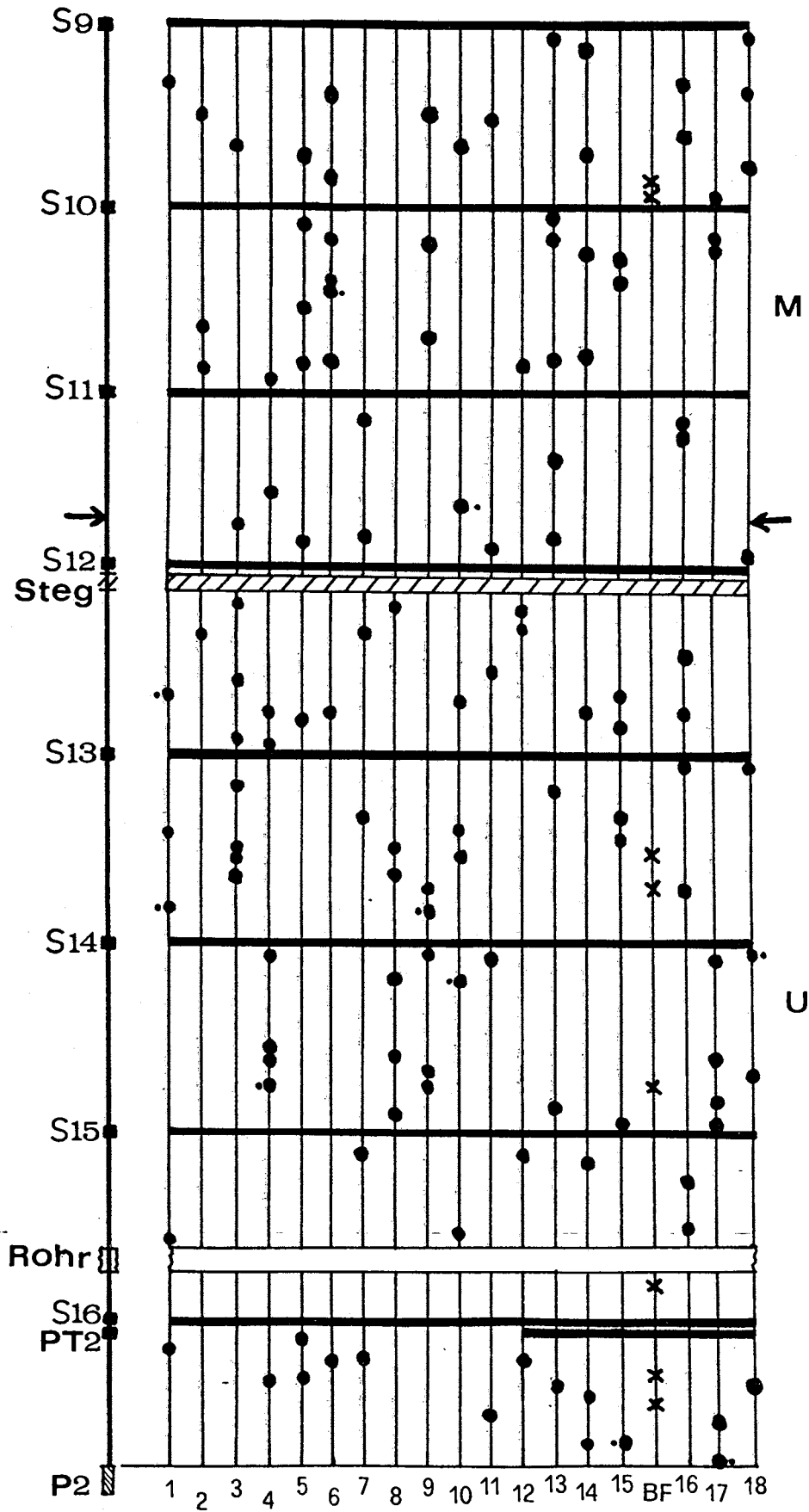


P1, P2 Pegelrinnen, S1 - S16 Schlüpftrichter,
 PT1, PT2 Parallelschlüpftrichter, BF Benthosfallen
 ... von drei möglichen Probenentnahmestellen wurde
 die orographisch linke gewählt.

O, M, U Ober-, Mittel- und Unterlauf (Tab.24)

Fortsetzung: siehe nächste Seite

Abb.28: Fortsetzung



Stelle ein Schlüpftrichter (siehe Kap.4.2.1) oder ein anderes Hindernis (Brücke, Steg, Rohr) so wurde dieser Entnahmepunkt verworfen, und ein neuer nach der gleichen Methode ermittelt. So waren bei der Probenentnahme im Gelände keinerlei Korrekturen mehr nötig. Im Gelände selbst wurde die Probenentnahme am Ende der Untersuchungsstrecke begonnen, sodaß die beim Entnehmen einer Probe in der Umgebung des Gerätes gestörten Tiere durch Abdriften die Zusammensetzung der nächsten Probe nicht beeinflussen konnten. Die Position jeder Benthosprobe wurde im Gelände mittels eines Maßbandes ausgemessen. An manchen Stellen war der Bach so breit, daß zwei oder maximal drei Benthosproben nebeneinander entnommen werden hätten können, obwohl nach dem Zufallsprogramm nur eine Probenposition ermittelt worden war. In solchen Fällen wurde am Gelände ein zweites Zufallsprogramm verwendet: Aus den Zahlen 1 bis 3 wurde zufällig eine ausgewählt. Dies geschah sehr rasch durch Abstreichen einer der drei Zahlen aus einer Liste, in der die drei Zahlen nach einem Zufallsprogramm (Computer) aneinandergereiht waren. Erhielt so eine Probe die Zahl 1 zugeteilt, so mußte sie an der betreffenden Stelle an der orographisch rechten Bachseite entnommen werden. Die Zahl 2 bedeutete die Bachmitte und die Zahl 3 die orographisch linke Bachseite. In Abb.28 ist die Position solcher Proben durch kleine Punkte gekennzeichnet.

5.3.3 Probenbearbeitung

5.3.3.1 Determination (Larven)

Die Larven von B.alpinus, B.muticus und B.rhodani sind bei MÜLLER-LIEBENAU (1969) ausführlich beschrieben. Sie waren bei meinen Untersuchungen bis zu einer Körperlänge von 2 mm eindeutig von einander unterscheidbar. Die kleinsten Entwicklungsstadien (Larvulae, Kap.5.3.3.3) mit Körperlängen zwischen 0.3 und 1.8 mm konnten nicht bestimmt werden. Sie werden in den folgenden Tabellen als Larvulae (Lae) bezeichnet und stellen somit eine Sammelgruppe aus allen drei Baetis-Arten dar.

Als eindeutige Determinationskriterien für die Larvenbestimmung wurden benutzt:

B.alpinus: Form der Mandibel, Endglied des Maxillarpalpus mit einer unterschiedlichen Anzahl (ca. 4 bis 14) kräftiger Borsten (MÜLLER-LIEBENAU 1969, Abb.21c,d).

B.muticus: Prosthema der rechten Mandibel in Form von zwei ungleich langen, borstenartigen, gefiederten Anhängen ausgebildet (MÜLLER-LIEBENAU 1969, Abb.143b).

B.rhodani: Kiemenaußenrand mit mehreren kräftigen, spitzen Borsten (MÜLLER-LIEBENAU 1969, Abb.9).

Neben diesen Determinationskriterien lassen sich diese Larven auch durch ihre Körperform sowie durch die Länge des Terminalfilamentes unterscheiden (B.alpinus: Körper tropfenförmig, Terminalfilament kürzer als die Hälfte der Länge der Cerci, B.muticus: Körper im Bereich von Kopf und Thorax seitlich etwas zusammengedrückt, Terminalfilament etwa um ein Drittel kürzer als die Cerci, B.rhodani: Körper ähnlich dem von B.muticus, jedoch im Bereich von Kopf und Thorax seitlich nicht zusammengedrückt, Terminalfilament wenig kürzer als die Cerci).

5.3.3.2 Fixierungsfaktor

Bei der weiteren Bearbeitung wurden die mit Formol fixierten Proben zunächst mit Leitungswasser erneut aufgeschlämmt, um bei der Sortierarbeit unter dem Stereomikroskop trübende Beimengungen und giftige Dämpfe zu verhindern. Beim Schlämmen wurde ein Plastikbecher verwendet, dessen Boden abgeschnitten und durch ein 47- μ m-Netz (später 100- μ m-Netz) ersetzt worden war. Das Aussortieren der Larven erfolgte bei 10- bis 15facher Vergrößerung. Diese wurden anschließend determiniert und vermessen. Gemessen wurde die Körperlänge von der Kopfvorderkante (bei orthognather Kopfstellung) bis zum Abdomenende (ohne Cerci). Die Meßgenauigkeit betrug 0.1 mm.

Da infolge der Probenfixierung mit 4 %igem Formol Körperlängenveränderungen der Larven auftraten, wurde ein Fixierungsfaktor bestimmt, mit dem die an den fixierten Tieren gemessenen Längen korrigiert werden mußten. Zur Bestimmung des Fixierungsfaktors wurden insgesamt 94 Larven (50 B.alpinus und 44 B.rhodani) lebend vermessen, anschließend in 4 %iger Formollösung fixiert

und nach einem Zeitraum von 132 bzw. 306 Tagen erneut vermessen. Dabei ergab sich für beide Zeiträume der gleiche Fixierungseffekt. Die Tiere streckten sich bei der Formfixierung um 0.7 % ihrer ursprünglichen Körperlänge aus ($CL_{95}: \pm 0.8 \%$). Da sich diese geringe Korrektur nur bei größeren Larven auswirkt (bei kleinen Körperlängen liegt sie außerhalb der Meßgenauigkeit von 0.1 mm), wurden die Körperlängen der Larven erst ab Längen von 7.9 mm korrigiert

$$L_{\text{korr.}} = \frac{L_{\text{fix.}} \times 100}{100.7}$$

$L_{\text{korr.}}$ korrigierte Körperlänge
 $L_{\text{fix.}}$ Körperlänge im fixierten Zustand

(vgl. Kap. 4.2.2.2)

5.3.3.3 Entwicklungsstadien

Um den Entwicklungszustand von Baetis - Larven beurteilen zu können, ist, nach PLESKOT (1961), nicht nur die Kenntnis der Körperlängen notwendig, da einige Arten Saisonformen ausbilden. ELBING (1971) konnte zeigen, daß die absolute Länge der Flügelscheiden und deren Lagebeziehung zum Thorax die einzigen brauchbaren Kriterien bei der Bestimmung des Reifegrades sind. Darüber hinaus wird bei den jüngeren Larvenstadien auch noch das Vorhandensein oder Fehlen der Kiemen als Reifekriterium benutzt. CIANCIARA (1980) gibt eine Übersicht über Zahl und Form der Kriterien, die von verschiedenen Autoren bei der Bearbeitung von Ephemeropteren-Entwicklungszyklen benutzt wurden. HUM-PESCH (1979 a) unterscheidet bei B.alpinus sieben Entwicklungsstadien. Bei der vorliegenden Untersuchung unterschied ich sechs Larvenstadien. Sie werden im folgenden kurz beschrieben.

- 1) Larvulae (Lae): Tracheenkiemen und Flügelscheiden noch nicht ausgebildet (Arten nicht unterscheidbar).
- 2) Larven (L): Tracheenkiemen sichtbar, mesothorakale Flügelscheiden bedecken den Metathorax maximal bis zur Hälfte.

- 3) Junge Nymphen (JN): Mesothorakale Flügelscheiden bedecken den Metathorax maximal bis zu dessen Hinterrand.
- 4) Halberwachsene Nymphen (HN): Mesothorakale Flügelscheiden bedecken das 1. Abdominalsegment maximal bis zu dessen Hinterrand.
- 5) Erwachsene Nymphen (EN): Metathorakale Flügelscheiden reichen über das 1. Abdominalsegment hinaus.
- 6) Reife Nymphen (RN): Flügelscheiden schwarz, mit vorgebildeten Flügeln gefüllt.

Da reife Nymphen sich in relativ kurzer Zeit (wenige Tage, oft nur Stunden) zur Subimago häuten, läßt sich aus ihrem Auftreten die Dauer der Flugperiode bestimmen (HUMPESCH 1979 a, 1979 b). Darüber hinaus ergibt sich der Vorteil, daß man sie bei mißlungenen Zuchtversuchen künstlich durch Abpräparieren der letzten Larvenexuvie zur Subimago häuten kann, was bei der Determination von Subimagines sehr hilfreich ist (vgl. Kap.4.2.2.1, Determination der Subimagines).

Die oben angeführte Unterscheidung von Entwicklungsstadien wurde für die Larven aller drei Baetis-Arten des Piburger Baches angewandt.

5.3.3.4 Trockengewicht

Zur Ermittlung der Biomassen war es notwendig, über die Körperlängen das Gewicht der Larven zu ermitteln. Dabei wurde nach folgender Methode vorgegangen: Baetis-Larven wurden lebend vermessen (Genauigkeit 0.1 mm), bei 60° C über 48 Stunden im Trockenschrank getrocknet und anschließend gewogen (Genauigkeit 0.001 mg). Zur Erstellung einer Regressionskurve wurden die Datenpaare (Körperlänge, Trockengewicht) jeweils logarithmisch transformiert (\log_e). Die Kurven für B.alpinus, B.muticus und B.rhodani sind in Abb.29, 30 dargestellt. Die Daten finden sich in Tab.21.

SMOCK (1980) fand für Baetis sp.: $\log_e a = - 5.714 \pm 0.501$, $b = 3.20 \pm 0.81$ ($n = 36$, $r = 0.90$). Aus Abb.29 ist zu ersehen, daß bei B.alpinus das Körpergewicht am stärksten mit der Kör-

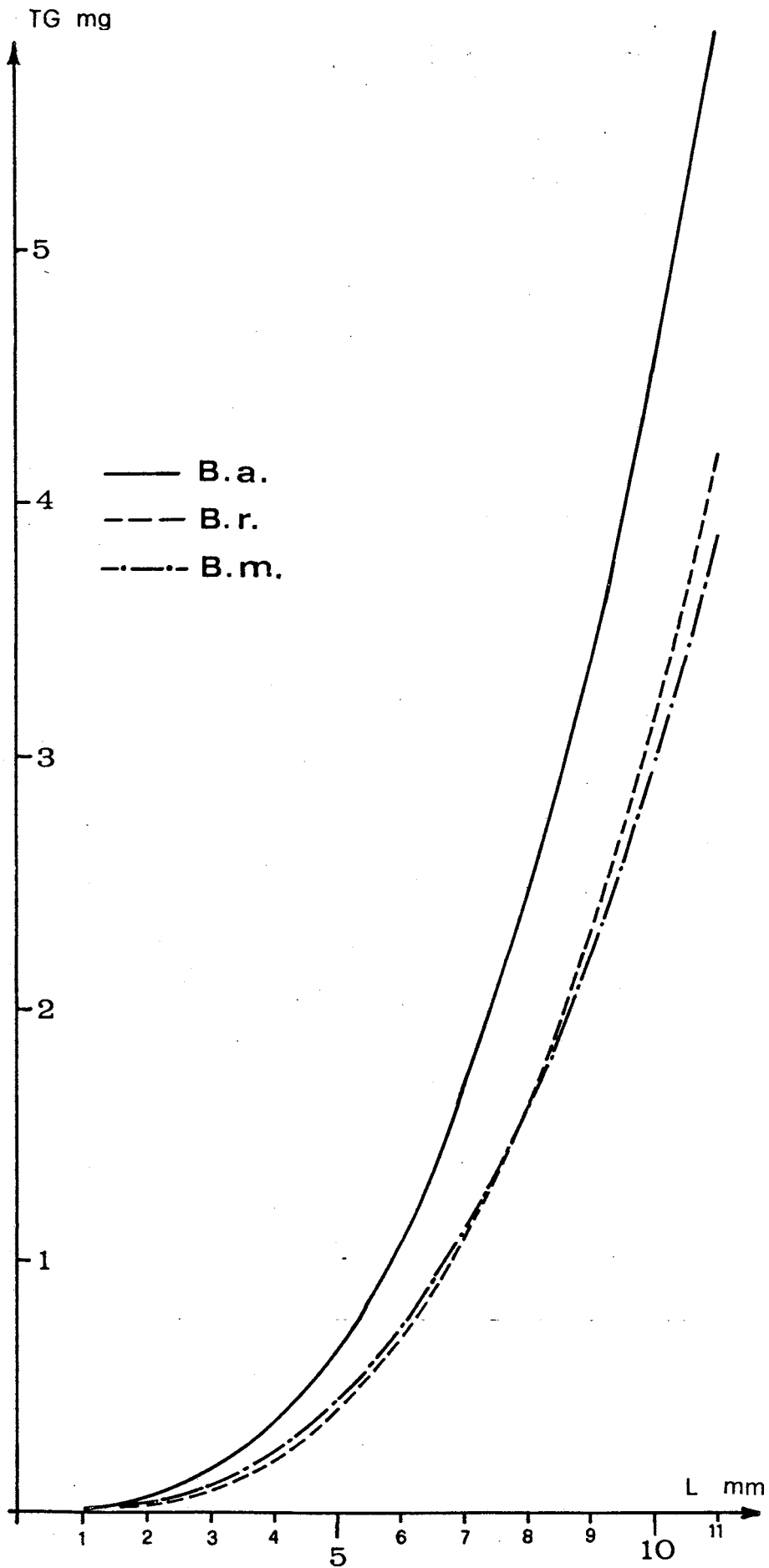


Abb.29: Körperlängen-Trockengewichts-Regression für Baetis-Larven (Körperlänge L, Trockengewicht TG)

TG mg

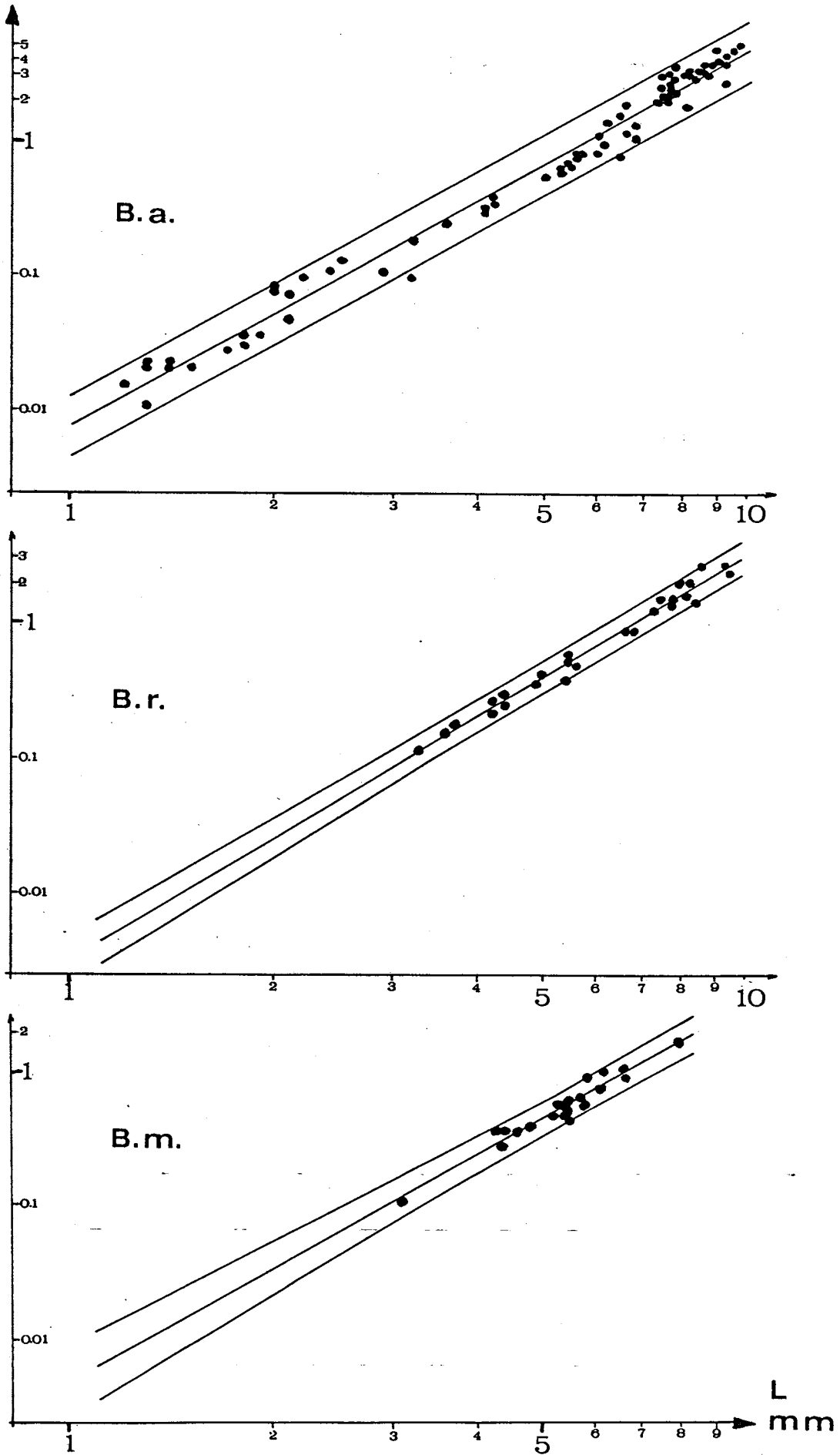


Abb.30: Körperlängen-Trockengewichts-Regression für Baetis-Larven, \log_e -Transformation (CL_{95}) (Erklärungen siehe Abb.29)

Tab.21: Körperlängen - Trockengewichts - Regression für Baetis-Larven (Abb.29, 30)

$$\log_e TG = \log_e a + b \log_e L \quad \begin{array}{l} TG \text{ (Trockengewicht mg)} \\ L \text{ (Körperlänge mm)} \end{array}$$

$$TG = a L^b$$

	$\log_e a$	CL_{95}	b	CL_{95}	n	r
<u>B.alpinus</u>	- 4.8575	\pm 0.1471	2.7620	\pm 0.0876	75	0.99
<u>B.muticus</u>	- 5.2813	\pm 0.5602	2.7676	\pm 0.3318	21	0.97
<u>B.rhodani</u>	- 5.7413	\pm 0.3153	2.9910	\pm 0.1733	26	0.99

perlänge zunimmt. Dies läßt sich aus der gedrungenen Körperform der Larven erklären. Die schlankeren Larven von B.muticus und B.rhodani zeigen eine etwas unterschiedlichere Regressionskurve.

Aus den Körperlängen-Trockengewichts-Regressionen (Tab.21) wurden dann über die durchschnittlichen Körperlängen ($\pm CL_{95}$) der einzelnen Larvenstadien für die jeweilige Baetis-Art die Biomassen (Tab.A-19 bis A-22) mit einem Computerprogramm errechnet.

Bei einem Vergleich der Trockengewichts-Regression mit einer Körperlängen-Frischgewichts-Regression, die mit Daten von RITTER (in Vorber.) errechnet wurde, zeigte sich für B.alpinus-Larven verschiedenster Entwicklungsstadien ein durchschnittlicher Trockengewichtsanteil von 18.6 % am Frischgewicht. Der Wassergehalt der Tiere betrug somit im Durchschnitt 81.4 %.

5.4 Ergebnisse und Diskussion

5.4.1 Allgemeine Übersicht

Eine übersichtliche Darstellung der Ergebnisse der Benthos-Untersuchungen findet sich in Abb.31. Bei dieser Darstellung wurden zum jeweiligen Probenentnahmedatum (Abszisse, genaue Angaben siehe No.1 - 18 in Tab.A-23) einerseits die durchschnittlichen Abundanzen (Ind./m²) und andererseits die durchschnitt-

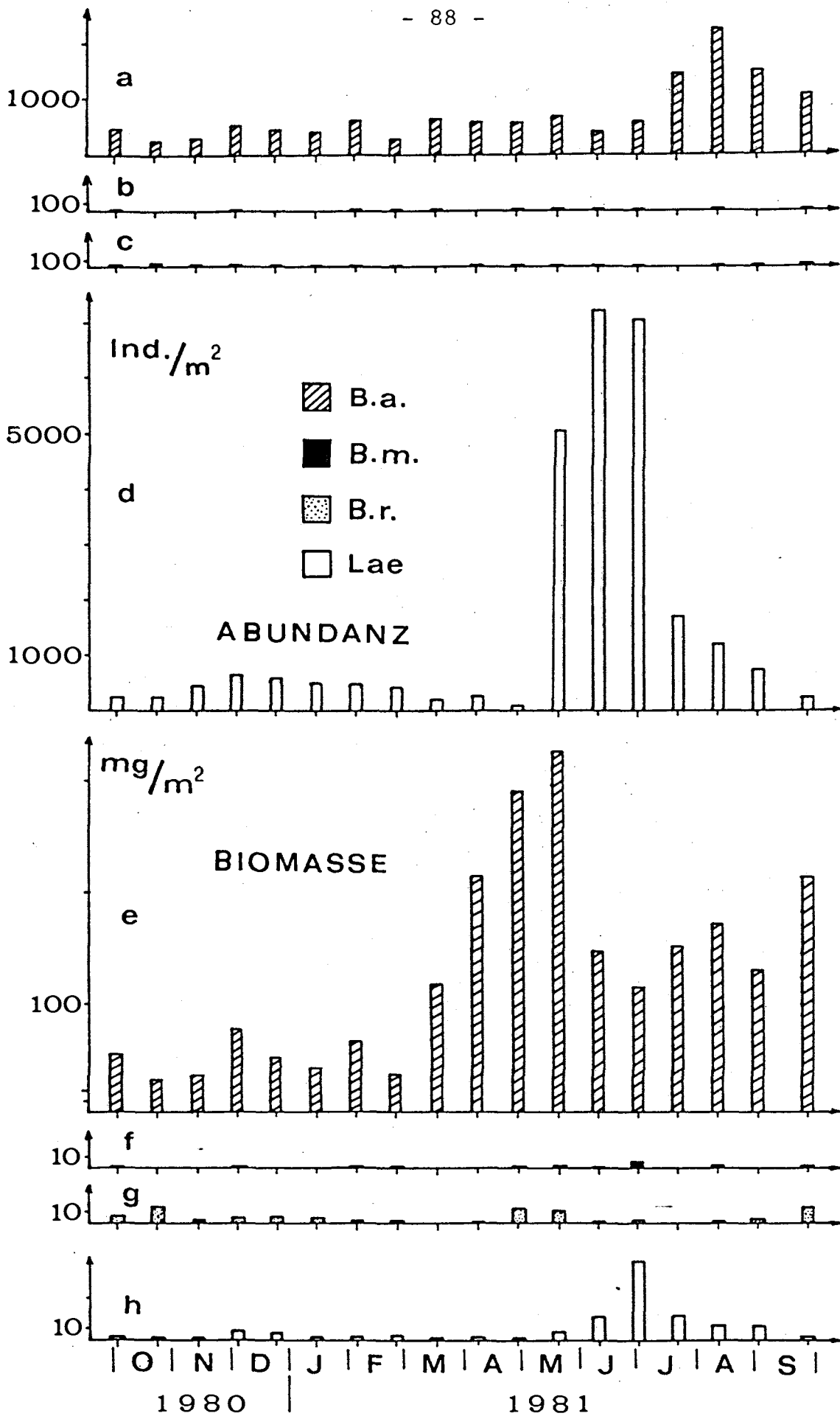


Abb. 31: Benthos, durchschnittliche Abundanz (Ind./m²) und Biomasse (mg/m²) (Abszisse: 18 Probenentnahmetermine)

lichen Biomassen (mg Trockengewicht/m²) aus je 15 Benthosproben aufgetragen. Die zu den Mittelwerten (n = 15) passenden 95 %igen Vertrauensgrenzen (CL₉₅) sind in den Tab.A-22, A-23 und A-24 wiedergegeben, auf ihre Darstellung wurde in Abb.31 aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet. Da bei den kleinsten Larvenstadien eine Auftrennung der Individuen in die drei Baetis-Arten unmöglich war (vgl. Kap.5.3.3.1), erfolgte eine eigene Darstellung dieser Sammelgruppe, die im folgenden als Larvulae (Lae) bezeichnet wird. Diese Gruppe tritt zwar im Bereich der Abundanzen stark in Erscheinung (Abb.31d), ihre Anteile an der Gesamtbiomasse sind jedoch in Folge des geringen Durchschnittsgewichtes der Einzelindividuen relativ gering (Tab.A-25), sieht man von einem Probenentnahmeterrain (1.7.81) ab. Innerhalb der eindeutig bestimmbaren Larvenstadien ist die starke Dominanz von B.alpinus nicht zu übersehen (Abb.31a, e). Der Kurvenverlauf von Abundanz und Biomasse, sowie der Entwicklungszyklus dieser Art wird in Kap.7 (Produktionsbiologie von B.alpinus) noch ausführlicher diskutiert werden. B.muticus (Abb.31b, f) und B.rhodani (Abb.31c, g) treten kaum in Erscheinung, auch sind die Daten auf Grund der geringen Individuenzahlen in den Benthosproben (man erhält sie, indem man die Angaben in Tab.A-23 durch 40 dividiert) schwer interpretierbar. Es war aus diesem Grund auch nicht möglich, die Entwicklungszyklen dieser beiden Arten darzustellen. - Um die Anteile der unbestimmbaren Larvulae (Lae) an der Abundanz und der Biomasse der drei Baetis-Arten zu berücksichtigen, wurden die Daten dieser Sammelgruppe entsprechend den prozentuellen Anteilen der sicher bestimmbaren Stadien aufgeteilt (Tab.A-26) und zu diesen addiert (Tab.22). Da die Fängigkeit der drei Arten bei der von mir verwendeten Methode nicht von vornherein gleich sein muß, handelt es sich bei dem Verteilungsschlüssel in Tab.22 nur um eine grobe Schätzung der tatsächlichen Verhältnisse. Die extreme Dominanz von B.alpinus bleibt natürlich nach wie vor unumstritten, wie auch aus der zur Tab.22 gehörigen Abb.32 zu ersehen ist. Im Bereich der Abundanzen sind die Fehler relativ groß (Abb.32a, b), bei den Biomassen hingegen sind sie weitgehend zu vernachlässigen (Abb.32c, d).

Tab.22: Benthos, Jahresdurchschnitte (n = 18) von Abundanz (Ind./m²) und Biomasse (mg/m²) aller Larvenstadien (incl.Lae) (vgl. Tab.A-26, Abb.32b, d, nähere Erklärungen siehe Text).

	B.a.	B.m.	B.r.	Summe
Ind./m ²	2166	18	65	2249
%	96.3	0.8	2.9	100
mg/m ²	135.8	1.0	5.9	142.7
%	95.2	0.7	4.1	100

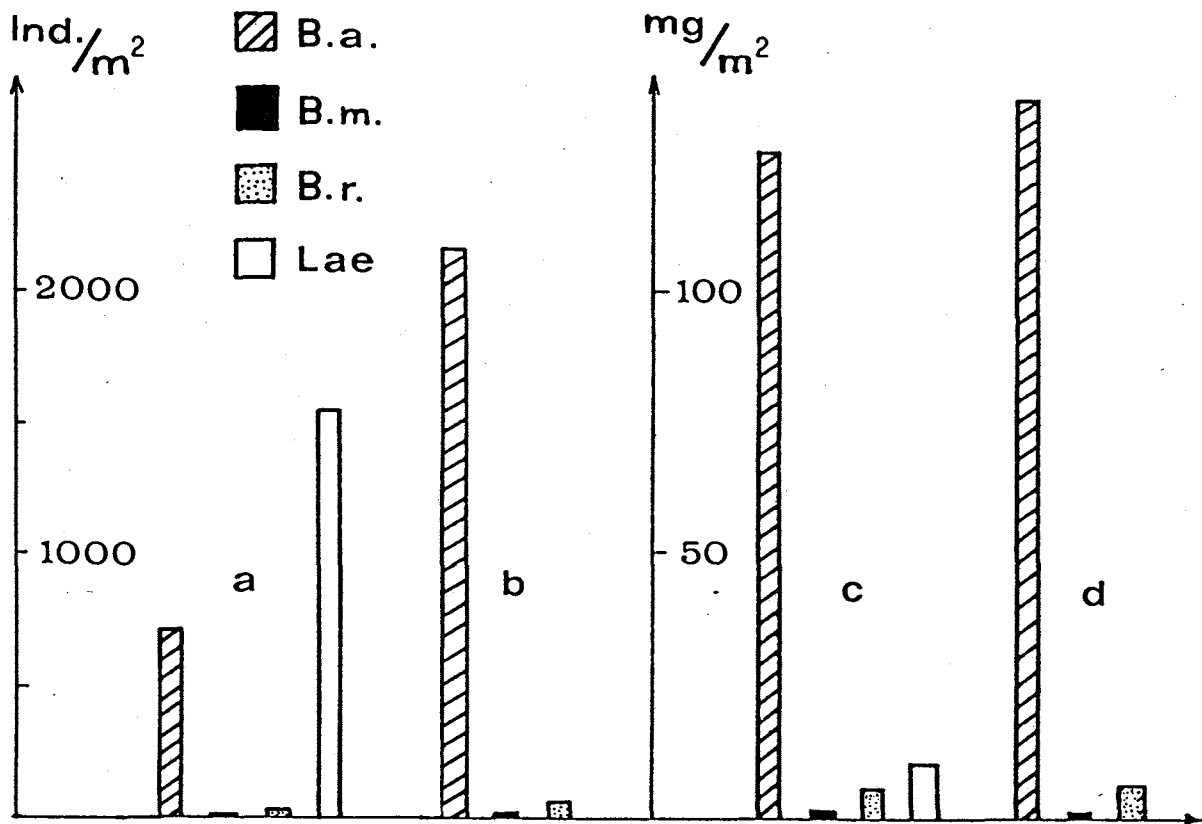


Abb.32: Benthos, Korrektur der jahresdurchschnittlichen Abundanz (Ind./m²) und der Biomasse (mg/m²) unter Berücksichtigung der unbestimmbaren Larvulae (Lae); a), c) vor der Korrektur; b), d) nach der Korrektur.

5.4.2 Vergleich: Benthos - Emergenz

Vergleicht man die Ergebnisse der Benthosuntersuchungen mit denen aus der Emergenzmessung (Kap.4.3, Tab.10), so ergeben sich die Angaben in Tab.23.

Tab.23: Vergleich: Emergenz - Benthos (prozentuelle Anteile der drei Baetis-Arten an Abundanz und Biomasse)

Abundanz		B.alpinus	B.muticus	B.rhodani	Summe
Benthos	80/81	96.3	0.8	2.9	100%
Emergenz	81	69.8	24.6	5.6	100%
Biomasse					
Benthos	80/81	95.2	0.7	4.1	100%
Emergenz	81	76.0	14.2	9.8	100%

Die Unterschiede in den Prozentsätzen, sowohl bei der Abundanz als auch bei den Biomassen, können nur auf unterschiedliche Fängigkeiten der beiden Sammelmethode zurückgeführt werden. Bei B.rhodani könnte man die Differenzen noch damit erklären, daß mit beiden Methoden insgesamt sehr wenig Individuen gefangen wurden (mit der Emergenz 1981: 57 Individuen aus 16 Schlüpftrichtern, bei der Benthos-Untersuchung 1980/81: 142 Larven aus 269 Proben), sodaß sich hier schon aus statistischen Gründen starke Schwankungen ergeben. Anders liegen die Verhältnisse bei B.muticus: Hier muß doch angenommen werden, daß mit den Benthos-Serien signifikant weniger Tiere gefangen wurden. Eine mögliche Erklärung dafür wäre eine Besiedelung tieferer Substratschichten durch B.muticus-Larven, oder eine fast ausschließliche Bevorzugung des stark mit Moosen bewachsenen Bachuferbereiches. Der erstgenannte Lebensraum konnte mit meiner Methode kaum erfaßt werden, da nur in sehr seltenen Fällen tiefer als ca. 6 cm gesammelt werden konnte, im zweitgenannten konnten auf Grund der teilweise überhängenden Moospolster nur sporadisch Proben entnommen werden. Insgesamt war meine Methodik ja auf den Fang von B.alpinus-Larven bzw. -Subimagines ausgelegt worden, da von dieser Art ja bereits aus früheren Unter-

suchungen (KOWNACKA & MARGREITER 1978, STEMBERGER 1976, TARMANN-PREM 1976) eine starke Dominanz innerhalb der Biocoenose des Piburger Baches bekannt war. Von dieser Art wurden mit beiden Methoden ausreichend Individuen gefangen.

5.4.3 Strata - Test

Von Interesse war auch die Frage, ob sich für die drei Baetis-Arten innerhalb der relativ kurzen Untersuchungsstrecke (437.5 m) eine Bevorzugung bestimmter Bachabschnitte nachweisen läßt. Zu diesem Zweck unterteilte ich die Untersuchungsstrecke rein geometrisch in drei gleich lange Abschnitte von je 145.8 m, die im folgenden Ober-, Mittel- und Unterlauf genannt werden (O, M, U). Sie sind in Abb.28 eingetragen. Zur Datenberechnung innerhalb der drei Abschnitte wurden jeweils nur Mittelwerte verwendet. Die Anzahl der Stichproben, die pro Bachabschnitt und pro Probenentnahmetermin verwendet werden konnten, war unterschiedlich, da ja die Benthos-Proben an mittels Zufallsprogramm (Kap.5.3.2) ausgesuchten Stellen entnommen worden waren. Wie aus Abb.28 zu ersehen ist, entfallen so auf jeden Bachabschnitt pro Serie zwischen einer und neun Proben. Aus ihnen wurden zunächst die Mittelwerte berechnet, was pro Bachabschnitt im Jahresverlauf 18 Einzel-Mittelwerte ergab. Von diesen 18 Mittelwerten wurde nun erneut das gemeinsame arithmetische Mittel mit den dazugehörigen 95 %igen Vertrauensgrenzen (CL_{95}) berechnet. Die Ergebnisse sind in Abb.33 dargestellt, die dazugehörigen Daten finden sich in Tab.24. Bei den unter B.alpinus, B.muticus und B.rhodani angeführten Ergebnissen handelt es sich um eindeutig bestimmbare Larvenstadien, bei unter "Lae" (Larvulae) erwähnten Daten ist die bereits früher (Kap.5.4.1) erwähnte Sammelgruppe der kleinsten Larvenstadien aller drei Baetis-Arten gemeint. Bei den "B.a.L." (B.alpinus-Larven) handelt es sich um das erste sicher bestimmbare Entwicklungsstadium von B.alpinus (vgl. Kap.5.3.3.3). Die Gruppe B.alpinus enthält die Summe der Entwicklungsstadien 2 bis 6 dieser Art. Da die Individuenzahlen von Lae, B.a. und B.a.L. in Abb.33 sehr groß, die von B.m. und B.r. aber relativ klein sind, wurden in dieser Abb. auf der Ordinate unterschiedliche Skalen verwendet.

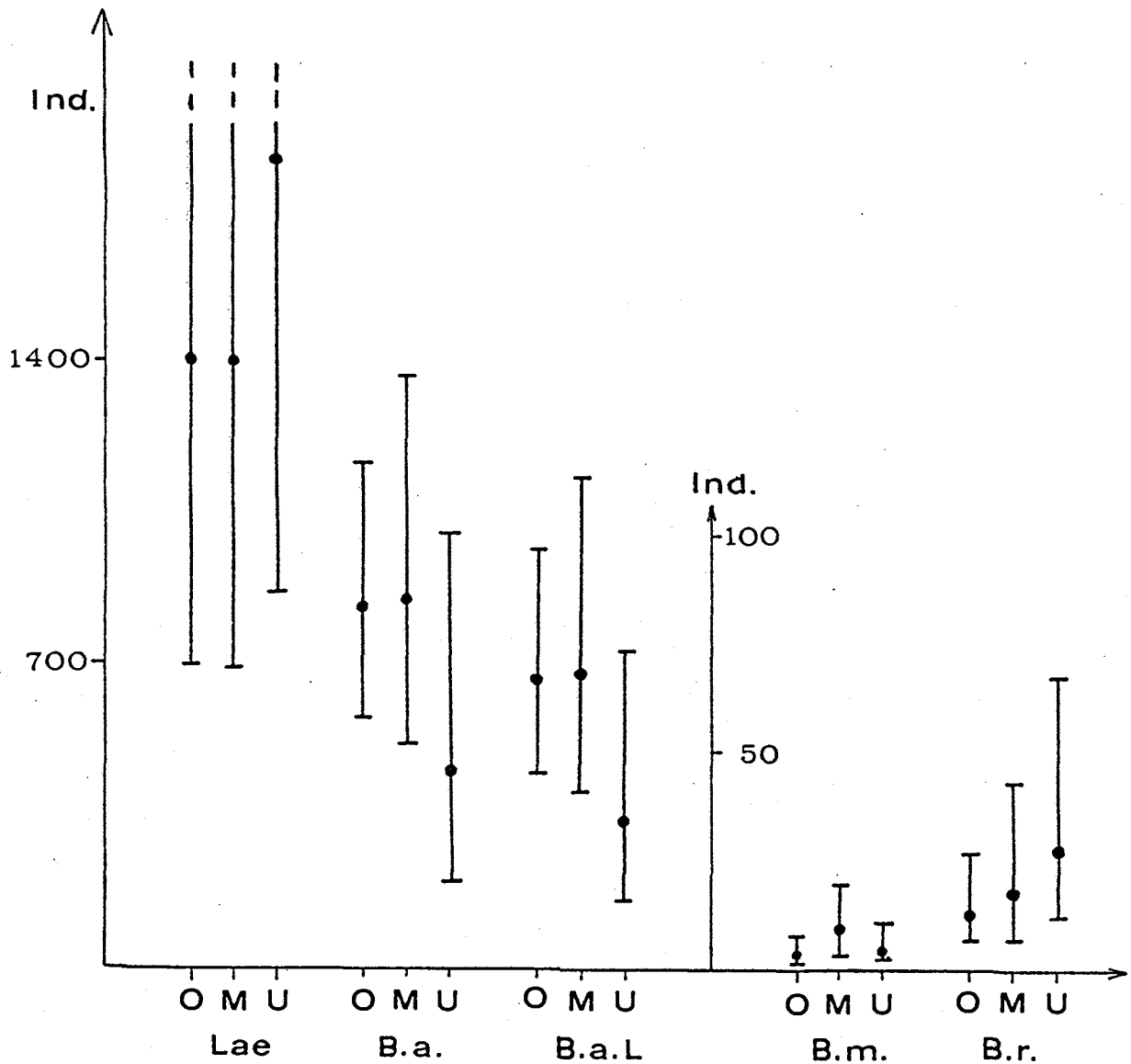


Abb.33: Benthos, Strata-Test (Erklärungen siehe Text, Daten: Tab.24, Ordinate: Ind./m²).

Ob sich nun die in Abb.33. dargestellten Mittelwerte ($\pm CL_{95}$) tatsächlich signifikant unterscheiden, wurde mittels eines t-Tests (ELLIOTT 1977) geprüft. Die Test-Ergebnisse finden sich in Tab.25.

Dabei werden innerhalb der fünf angeführten Larvengruppen die drei Bachabschnitte untereinander verglichen. Der Großteil der Mittelwerte zeigt keine signifikanten Unterschiede. Beim Ver-

Tab.24: Benthos, Strata-Test (Erklärungen siehe Text, Abb.33, \bar{x} = Ind./m², n = 18)

	O Oberlauf			M Mittellauf			U Unterlauf		
	Ind./m ²	CL ₉₅		Ind./m ²	CL ₉₅		Ind./m ²	CL ₉₅	
B.alpinus	821	582 - 1158		837	515 - 1358		447	200 - 997	
B.a.L.	660	452 - 964		677	403 - 1137		337	157 - 723	
B.muticus	4	2 - 8		10	4 - 20		5	3 - 11	
B.rhodani	13	7 - 27		18	7 - 43		28	12 - 67	
Lae	1400	704 - 2786		1408	699 - 2835		1868	863 - 4046	

Tab.25: Benthos, Strata-Test, t-Werte (v = 34, t = 2.042 für P 0.05; O, M, U Ober-, Mittel- und Unterlauf, nähere Erklärungen siehe Text).

	B.alpinus	B.a.L	B.muticus	B.rhodani	Lae
0 - M	0.382	0.309	1.379	1.005	0.175
0 - U	2.274 +	2.289 +	0.925	0.921	0.038
M - U	1.876	1.899	0.503	1.731	0.127

gleich Ober- und Unterlauf (0 - U) unterscheiden sich sowohl bei B.alpinus (alle sicher bestimmbar Larvenstadien zusammen gerechnet) als auch bei B.a.L (nur das Stadium "Larven") die beiden Mittelwerte signifikant ($t > 2.042$), die dazugehörigen t-Werte wurden daher mit + gekennzeichnet. Anders ausgedrückt bedeutet dies, daß B.alpinus-Larven aller Stadien bevorzugt im Oberlauf der Untersuchungsstrecke vorkommen.

Da aber die Hauptmenge der Larven dieser Art auf das Stadium "Larven" (B.a.L) entfällt und sich hier ebenfalls eine signifikante Bevorzugung des obersten Untersuchungsabschnittes ergab, blieb zunächst noch die Frage offen: warum? Zwei Erklärungen wären denkbar: Einerseits könnte B.alpinus prinzipiell den Oberlauf der Untersuchungsstrecke bevorzugen, etwa durch eine Bachaufwärtswanderung, andererseits bestünde auch die Möglichkeit, daß die Weibchen im Sinne einer Driftkompensation ihre

Eier bevorzugt in den oberen Bachregionen ablegen. Solche Kompensationsflüge sind für B.alpinus Weibchen bereits nachgewiesen worden (LAVANDIER 1982). Um die zweite Möglichkeit zu überprüfen, führte ich auch im Bereich der Emergenzdaten einen t-Test durch: Verglichen wurden die Mittelwert (\pm CL₉₅) aus den jährlichen Emergenzfängen (Ind./m².J) der einzelnen Schlüpftrichter innerhalb der drei Bachabschnitte (O, M, U; vgl. Abb. 28). Die Ergebnisse sind in Tab.A-10b wiedergegeben. Da in dieser Tabelle die geforderten t-Werte (äußerst rechte Spalte) bei keinem Strata-Vergleich überschritten werden, bedeutet dies, daß in keinem der drei untersuchten Bachabschnitte signifikant mehr Subimagines gefangen wurden als in den beiden übrigen Abschnitten. Es wäre daher denkbar, daß tatsächlich ein Teil der im unteren Bachabschnitt aus den Subimagines geschlüpften und befruchteten Weibchen zur Eiablage zum Bachoberlauf fliegt. Dem widerspricht jedoch die Situation bei den unbestimmbaren Larvulae (Abb.33, Lae). Diese zeigen, wenn auch nicht statistisch signifikant, eine deutlich höhere Abundanz im Bachunterlauf. Geht man davon aus, daß es sich beim Großteil dieser Larvulae um B.alpinus handelt, so würde dies im Gegensatz zum vorher Gesagten bedeuten, daß die Eier unter Umständen sogar bevorzugt im Unterlauf abgelegt werden. Eine mögliche Erklärung für die beiden einander widersprechenden Ergebnisse wäre die, daß man annimmt, daß die Eier zwar im Unterlauf bevorzugt abgelegt werden, daß aber die aus den Eiern geschlüpften Larvulae im Verlaufe ihrer Entwicklung zum Stadium "Larven" (L) eine Bachaufwärtswanderung im Sinne einer Driftkompensation durchführen. Um dies aber tatsächlich beweisen zu können, wären weitere Experimente notwendig gewesen, die den Rahmen der vorliegenden Arbeit überschritten hätten.

5.4.4 Literaturvergleich

Im Gegensatz zur Diskussion der Emergenzbefunde anderer Autoren (Kap.4.3.4) gestaltet sich der Vergleich der Benthosergebnisse meiner Untersuchungen mit denen anderer Bearbeiter als äußerst schwierig. Die Gründe dafür sind vielfältig: Zunächst verwendet fast jeder Autor eine andere Probenentnahme-Methode (Handnetz, Surber Sampler, passive Methoden), wobei auch die Maschenweite

der Netze eine große Rolle spielt (die kleinsten Larvenstadien mit den höchsten Abundanzen gehen bei großen Maschenweiten weitestgehend verloren). Ferner werden für Abundanz- und Biomasse-Angaben unterschiedliche Bezugsflächen (und diese oft schlecht standardisiert) verwendet. Und schließlich schwankt auch noch die Zahl der zur Berechnung von Mittelwerten entnommenen Proben sehr stark. Trotz dieser Schwierigkeiten wurde in Tab.26 versucht, eine Übersicht über durchschnittliche Jahresabundanzen zu geben. Behandelt wurden nur die drei am Piburger Bach vorkommenden Baetis-Arten. Da saisongebundene Spitzenwerte der Abundanzen (WELTON, LADLE, BASS 1982: 29 000 B.rhodani-Larven pro m² im August 1977) die ökologische Bedeutung einer Art nur schlecht wiedergeben, wurden in dieser Tabelle nur jene Arbeiten verwendet, in denen Jahresmittelwerte entweder von vornherein angegeben wurden, oder zu berechnen bzw. graphisch zu interpolieren waren. Letzteres war bei der Arbeit von RIEDERER (1981) der Fall. Bei den Arbeiten von KOWNACKA (1971), KOWNACKA & KOWNACKI (1965), KOWNACKA & MARGREITER (1978) wurden die Angaben: Individuen pro 2 dm³ entnommenem Substratvolumen (größere Steine) nach Angaben von MARGREITER-KOWNACKA (mündliche Mitteilung) folgendermaßen umgerechnet: 1 dm³ Volumen = 0.025 m² besammelte Substratfläche (Es handelt sich dabei allerdings nur um eine grobe Schätzung des Umrechnungsfaktors, wie mir von Frau Dr. MARGREITER-KOWNACKA mitgeteilt wurde).

In Tab.26 decken sich die von mir errechneten Abundanzen von B.alpinus im Piburger Bach weitgehend mit denen von KOWNACKA & MARGREITER (1978) im gleichen Gewässer. Errechnet man aus der letzt zitierten Arbeit am Piburger Bach aus Mittel- und Unterlauf den Mittelwert, so ergibt sich für 1975 eine durchschnittliche Jahresabundanz von B.alpinus von 2215 Ind./m², die sich von meinem Wert für 1980/81 nur um 49 Ind./m² (2.2 %) unterscheidet. Geringe Abundanzen von B.muticus scheinen auch in anderen Gewässern typisch zu sein, nur am Raba Fluß (SOWA 1975) übertrifft diese Art B.alpinus in geringem Maß an Abundanz. Die extrem hohe Abundanz von B.rhodani bei WELTON, LADLE & BASS (1982) ist auf äußerst günstige Bedingungen in einem künstlichen Experimentiergerinne und eine sehr effektive Probenentnahme-Methode zurückzuführen.

Tab.26: Benthos, Abundanzen, Literaturvergleich
(Jahresmittel, nähere Erklärungen siehe Text)

Species	Ind./m ²	Autor	Gewässer
<u>B.alpinus</u>	2610	KOWNACKA & MARGREITER 1978	Piburger Bach (Unterlauf)
	1820	KOWNACKA & MARGREITER 1978	Piburger Bach (Mittellauf)
	2166	WEICHSELBAUMER vorl.Arbeit	Piburger Bach (Tab.22)
	899	MARGREITER-KOWNACKA & PEHOFFER 1982	Taschachbach (Tirol, A)
	864	MARGREITER-KOWNACKA & PEHOFFER 1982	Radurschl-Bach (Tirol, A)
	750	MARGREITER-KOWNACKA & PEHOFFER 1982	Pitzbach (Tirol, A)
	705	KOWNACKA 1971	Sucha Woda Fluß (Tatra, P1)
	649	KOWNACKA & KOWNACKI 1965	Białka Fluß (Stat.5) (Tatra, P1)
	91	SOWA 1975	Raba Fluß (Karpaten, P1)
<u>B.muticus</u>	95	SOWA 1975	Raba Fluß (Karpaten, P1)
	21	ULFSTRAND 1968	Tjulån Fluß (Lappland, S)
	<20	KOWNACKA 1971	Sucha Woda Fluß (Tatra, P1)
	18	WEICHSELBAUMER vorl.Arbeit	Piburger Bach (Tab.22)
	12	ARMITAGE 1976	Tees Fluß (Nord Pennin, GB)
	11	KOWNACKA & KOWNACKI 1965	Białka Fluß (Stat.9)
	6	KOWNACKA & MARGREITER 1978	Piburger Bach (Unterlauf)
	3	KOWNACKA & MARGREITER 1978	Piburger Bach (Mittellauf)
	0.2	ZELINKA 1980	Jihlava Fluß (Südböhmen, CSSR)

Tab.26: Fortsetzung

Species	Ind./m ²	Autor	Gewässer
<u>B.rhodani</u>	4268	WELTON, LADLE & BASS 1982	Künstliches Gerinne (Waterston, GB)
	ca.2000	RIEDERER 1981	Töss Fluß (Voralpen, CH)
	1497	ARMITAGE 1976	Tees Fluß (Nord Pennin, GB)
	644	ZELINKA 1975	Bily potok Bach (Südböhmen, CSSR)
	225	ZELINKA 1975	Forellenbäche (Beskiden, CSSR)
	222	SOWA 1975	Raba Fluß (Karpaten, Pl)
	113	ULFSTRAND 1968	Tjulån Fluß (Lappland, S)
	93	KOWNACKA & KOWNACKI 1965	Białka Fluß (Stat.9) (Tatra, Pl)
	65	WEICHSELBAUMER vorl.Arbeit	Piburger Bach (Tab.22)
	<20	KOWNACKA 1971	Sucha Woda Fluß (Tatra, Pl)
	3	KOWNACKA & MARGREITER 1978	Piburger Bach (Unterlauf)
	3	ZELINKA 1980	Jihlava Fluß (Südböhmen, CSSR)

Angaben über durchschnittliche Jahresbiomassen lagen mir nur von ZELINKA (1975) für B.rhodani vor. Die dort angegebenen Frischgewichte wurden von mir mit einem Faktor von 18.6 % Trockengewichtsanteil am Lebendgewicht korrigiert (vgl. Kap. 5.3.3.4). Es ergab sich dabei für B.rhodani in Forellenbächen der Beskiden eine durchschnittliche Jahresbiomasse von 72.9 mg/m² (Trockengewicht). Der entsprechende Wert für einen Bach aus der Böhmischemährischen Höhe ("Bily potok") beträgt 187.3 mg/m². Der letzt genannte Wert liegt in dem von mir für B.alpinus ermittelten Bereich von 135.8 mg/m² (Tab.22).

6. DRIFT

6.1 Allgemeines

Vor Beginn meiner Untersuchungen lagen vom Piburger Bach bereits mehrere Arbeiten vor, die sich sowohl mit dem Tages- als auch mit dem Jahresgang der Organismendrift dieses Gewässers beschäftigten (PREM & STEMBERGER 1976, STEMBERGER 1976, TARMANN-PREM 1976, TARMANN-PREM 1977). Ziel meiner Driftuntersuchungen war es, Zusatzinformationen zu den zitierten Arbeiten zu liefern, wobei vor allem der Tagesgang der Drift am Piburger Bach genauer untersucht wurde.

6.2 Methodik

Da der Piburger Bach sich auf Grund seiner geringen Breite und schwachen Wasserführung relativ leicht in Holzzinnen (Pegelrinnen) fassen läßt, war es möglich, den gesamten Bach durch Driftnetze fließen zu lassen, wodurch methodische Fehler weitgehend vermieden werden konnten. Verwendet wurden pyramidenähnliche Netze (Maschenweite 100 μ m) mit einer Länge von 102 cm und einer rechteckigen Einströmöffnung von 45 x 32 cm, deren Spitze durch einen Schlammbehälter aus Plexiglas (wie in Abb. 27, P) ersetzt wurde. Das gesammelte Driftmaterial wurde zunächst durch mehrfaches Abspülen der Netzzinnenseite im Schlammbehälter angereichert. Daraufhin wurde dieser abgenommen, und die Probe nach Herausspülen in einer kleinen Glasflasche (Volumen 120 ml) mit 4 %iger Formaldehyd-Lösung fixiert. Mit dieser Vorgangsweise war es möglich, in kurzer Zeit mehrere Proben zu verarbeiten.

Untersucht wurde sowohl der Tages- als auch (mit geringem Probenaufwand) der "Jahresgang" der Drift. Tagesgänge wurden in zwei Driftserien ermittelt. Driftserie I am 10./11.1.81 (Abb. 34), Driftserie II am 29./30.8.81 (Abb.35). Die Probenentnahmedauer betrug stets 5 Minuten, die Zeitpunkte der Probenentnahme wurden aufgrund der Ergebnisse von TARMANN-PREM (1977) so gewählt, daß in der Morgen- und Abenddämmerung in kurzen Intervallen (15 bis 30 Minuten), während des Tages und während der Nacht in längeren Zeitabständen (alle 2 Stunden) gesammelt wurde (vgl. Tab.A-27). Als Entnahmestelle diente bei beiden Serien

die Pegelrinne P2 (See-Einrinn-Pegel) (Abb.1), bei der Driftserie DSII wurde zeitgleich zur Entnahme an der Pegelrinne P2 zu jeder Probe an der Pegelrinne P1 (Lärchen-Pegel) (Abb.1) eine Parallelprobe entnommen.

Zusätzlich zur Untersuchung der Tagesgänge wurde an jedem Benthosproben-Entnahmetermin (Ausnahmen: 1. und 22.10.1980) jeweils eine Driftprobe (Entnahmedauer je nach Abflußmenge: 3 bis 5 Minuten) entnommen. Diese Serie wird im folgenden als Routineserie (= "Jahresgang") bezeichnet.

6.3 Ergebnisse und Diskussion

6.3.1 Tagesgang

Wie bereits erwähnt lag vom Piburger Bach schon eine detaillierte Untersuchung des Drift-Tagesganges vor (TARMANN-PREM 1977). Die Autorin führte dabei mit einem enormen Arbeitsaufwand von 288 Einzelproben exakte Messungen im Laufe eines 24 Stunden langen Entnahmeprogrammes durch. Als Zeitpunkt wurde ein Sommertag (9. bis 10.7.1976) gewählt. Auf Grund der Ergebnisse dieser Untersuchung (mit einem 150 µm-Netz), bei der es in erster Linie um die Ermittlung günstiger Probenentnahmezeitpunkte ging, empfahl die Autorin, während des Tages und während der Nacht alle zwei Stunden Proben zu entnehmen, in den Dämmerungen müsse man allerdings auf Grund starker Streuungen der Werte in kürzeren Intervallen (ca. 8 Proben pro Dämmerung) sammeln. Die von mir durchgeführten Experimente orientierten sich an diesen Empfehlungen (siehe oben: Methodik). Zunächst wollte ich versuchen, herauszufinden, ob die in der warmen Jahreszeit von TARMANN-PREM (1977) gefundenen Aussagen auch in der kalten Jahreszeit (mit extrem langer Nacht und geringen tageszeitlichen Wassertemperaturschwankungen) Gültigkeit besitzen. Die Ergebnisse sind in Abb.34 bzw. Tab.A-27 wiedergegeben. Larven (alle Entwicklungsstadien der drei Baetis-Arten zusammengerechnet) und Exuvien wurden getrennt ausgewertet. Meine Ergebnisse geben in erster Linie den Drift-Tagesgang von B.alpinus (genaue Angaben siehe Tab.27 bzw. Tab.A-27) wieder und sind somit mit denen von TARMANN-PREM (1977), die allein für B.alpinus ermittelt wurden, gut vergleichbar. Die Autorin stellte bei den Larven zwei deutliche Peaks (einen in der Morgen- und einen in der

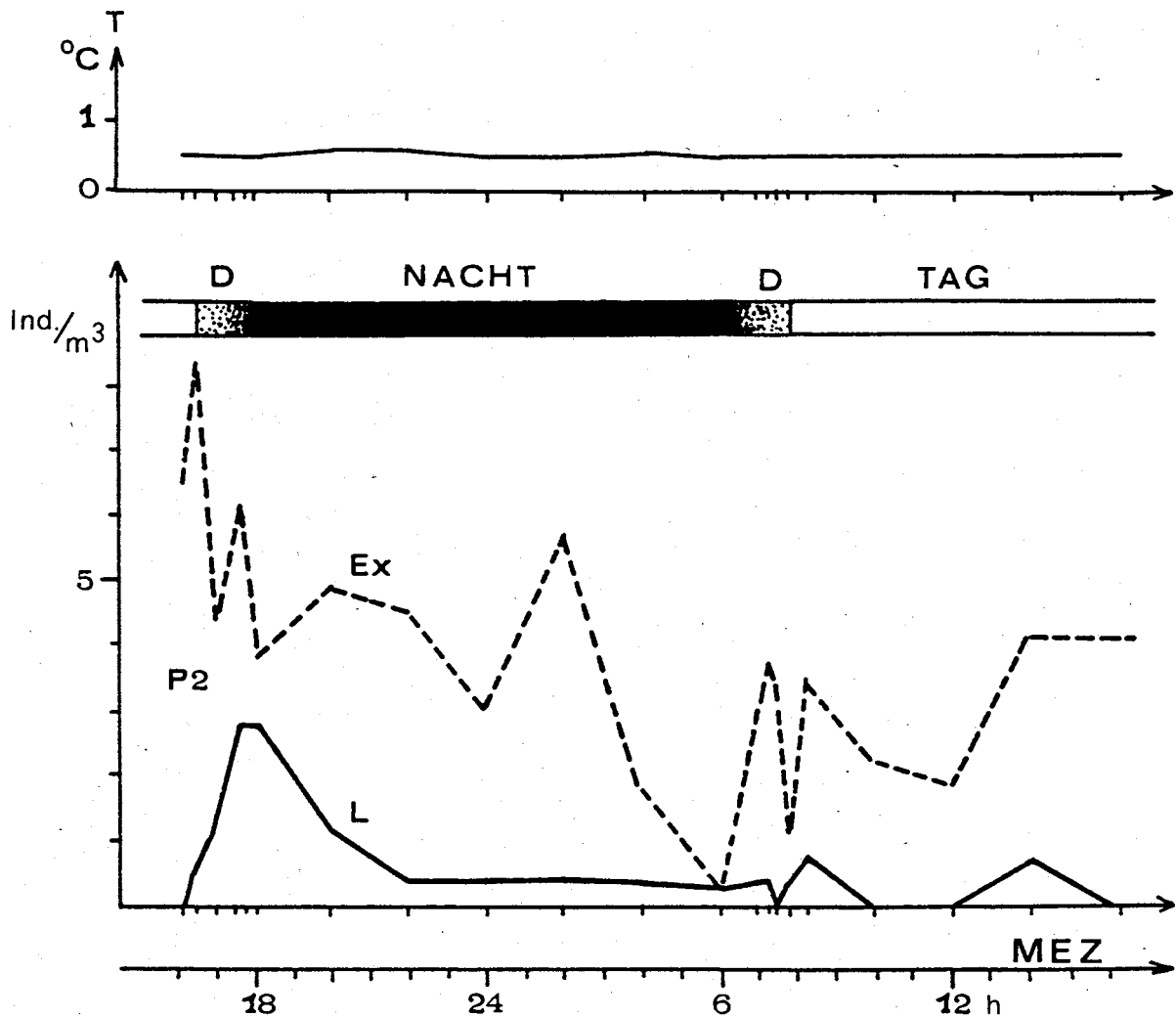


Abb.34: Drift, Tagesgang: 10./11.1.1981 (Driftserie DSI)
(T Wassertemperatur, D Dämmerung, Ex Exuvien, L Larven,
Daten: Tab.A-27)

Abenddämmerung) fest. Dies trifft bei meinen Ergebnissen (Abb. 34) zwar eindeutig für die Abenddämmerung zu, am Ende der Morgendämmerung allerdings ist nur ein schwacher Peak zu sehen. Das Verhältnis der beiden Driftdichten (Abendmaximum zu Morgenmaximum) liegt bei ca. 1 : 4 zu gunsten der Abenddämmerung und ist mit dem analogen Wert bei TARMANN-PREM (1977) fast identisch. Die Drift der Larven verläuft also bei konstanten und sehr niedrigen Wassertemperaturen und bei langer Nachtdauer in ihrem Rhythmus sehr ähnlich dem von TARMANN-PREM (1977) ermittelten Hochsommer-Tagesgang.

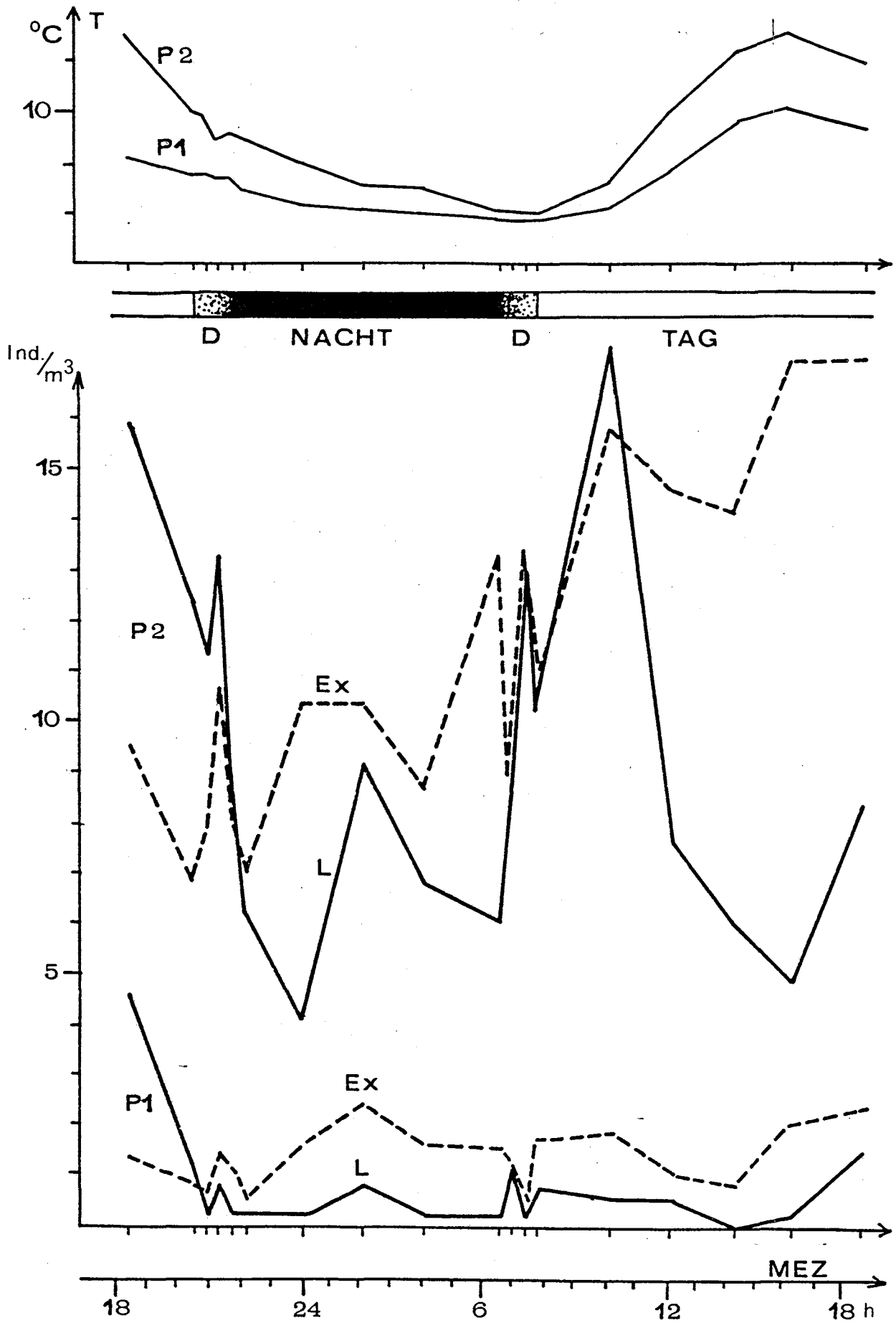


Abb.35: Drift, Tagesgang: 29./30.8.1981 (Erklärungen wie Abb. 34, bzw. Text, Daten: Tab.A-27) (Driftserie DS II)

Die Exuviendrift zeigt bei meinen Untersuchungen (Abb.34) ein deutliches Maximum am Beginn der Abenddämmerung, dann (nach kurzem Anstieg um 2^h) ein Absinken bis kurz vor dem Beginn der Morgendämmerung und in der Folge ein Ansteigen während der Morgendämmerung, wobei diese Werte, sieht man von einem kurzzeitigen Absinken bei Tagesbeginn ab, im Laufe des Tages annähernd beibehalten werden. TARMANN-PREM (1977) stellte im Gegensatz zu meinen Ergebnissen in den späten Nachmittagsstunden ein zusätzliches Exuvienmaximum fest, das (sieht man von einem zu diesem Zeitpunkt beginnenden Regen ab) auf verstärkte Häutungsaktivitäten zurückzuführen sein dürfte. Hier zeigt sich offenbar ein Unterschied in der Driftrhythmik zwischen Sommer und Winter. Eine Erklärung für dieses sommerliche Exuvien-Maximum am Spätnachmittag wäre ein Anstieg der Wassertemperaturen zu diesem Zeitpunkt (vgl. Abb. 35 obere Temperaturkurve P2).

Die zweite von mir entnommene Driftserie (DS II) (Abb.35, Tab. A-27) sollte zunächst einen zweiten Anhaltspunkt für die von TARMANN-PREM (1977) gemachten Aussagen geben (deshalb wurde für die Entnahme die gleiche Jahreszeit gewählt). Ferner wollte ich damit aber auch eventuelle Unterschiede zwischen den Driftdichten an den beiden Pegelrinnen P1 (Anfang meiner Untersuchungsstrecke) und P2 (Ende der Untersuchungsstrecke) nachweisen. Zu diesem Zweck wurden zu jedem Entnahmezeitpunkt (Abszisse in Abb. 35) jeweils zwei Proben zur exakt gleichen Zeit entnommen, eine Probe beim Pegel P1, die zweite beim Pegel P2.

Vergleicht man die Tab.A-27 die durchschnittlichen Driftdichten ($n = 18$) von Entnahmestelle P1 mit denen von P2, so ergibt sich für die Larven-Drift ein Verhältnis von 1 : 11.9 (zu Gunsten von P2) und für die Exuvien-Drift ein Verhältnis von 1 : 8.1 (zu Gunsten von P2).

Ein Grund dafür könnte darin liegen, daß die Abundanzen für Baetis-Larven oberhalb meiner Untersuchungsstrecke wesentlich geringer sein dürften, als innerhalb der Untersuchungsstrecke, sodaß dadurch im Bereich von P2 wesentlich mehr (ca. 12 mal so viel) Larven pro Tag abdriften. In der gleichen Weise läßt sich auch die ca. 8 mal stärkere Exuvien-Drift an der Pegelrinne P2 erklären.

Betrachtet man in Tab.A-27 (Entnahmestelle P2) das Verhältnis der durchschnittlichen Tagesdriftdichte an einem Wintertag (DS I, n = 20) zur entsprechenden Tagesdriftdichte an einem Sommertag (DS II, n = 18), so ergibt sich für die Larven ein Verhältnis von 1 : 13.6 und für die Exuvien von 1 : 2.9. Die vergleichbaren Werte der Baetiden-Abundanz an einem Wintertag (Benthos-Serie No.6, 14.1.1981: 884 Ind./m²) verhalten sich zu denen an einem Sommertag (Benthos-Serie No.17, 2.9.1981: 2253 Ind./m²) hingegen nur wie 1 : 2.5. Daraus kann man folgern, daß im Sommer die Larven bei nur 2.5 mal so hoher Abundanz ca. 14 mal so stark abdriften wie im Winter. Anders ausgedrückt dürfte die Aktivität der Larven (und damit die Chance abgedriftet zu werden) im Sommer ca. 5 mal so intensiv sein (13.6 : 2.5). Der Grund dafür könnten die wesentlich höheren Wassertemperaturen im Sommer sein (Differenz zu Winter: ca. 10° C !).

Bezieht man nun die Häutungsaktivitäten (Exuvien) in die Diskussion mit ein, so zeigt sich, daß das Verhältnis Winter- zu Sommerdaten sowohl bei den Exuvien als auch bei den Abundanzdaten aus den Benthosproben sehr ähnlich (1 : 2.9, bzw. 1 : 2.5) ist, woraus geschlossen werden kann, daß die Häutungsaktivitäten an beiden Untersuchungstagen fast gleich waren (und dies trotz der deutlich höheren Wassertemperaturen im Sommer).

Beim Vergleich der Ergebnisse aus Driftserie DS II (Abb.35) mit den Ergebnissen von TARMANN-PREM (1977) zeigen sich zwar im Sommer die schon diskutierten Dämmerungs-Peaks an beiden Entnahmestellen, doch treten an beiden Stellen außerhalb dieser Zeiträume deutliche Driftmaxima (Larven) einerseits am Spätnachmittag und darüberhinaus an Stelle P2 auch am Vormittag (10 - 11^h MEZ) auf.

Die Larven-Drift verläuft vom Trend her betrachtet an beiden Untersuchungsstellen parallel, nur sind die Schwankungen an Entnahmestelle P2 deutlich größer als an Stelle P1. Ähnliches gilt für die Trends in der Exuvien-Drift an beiden Stellen, wobei aber die Exuvien-Drift bei P2 im Verlauf der Untersuchung (abgesehen von kurzzeitigen Schwankungen) kontinuierlich ansteigt. Gründe für die starken Driftschwankungen an der Entnahmestelle P2 (die von TARMANN-PREM 1977 nicht festgestellt wurden) sind schwer anzugeben. Eine kurzfristige "ca-

tastrophic drift" im Sinne von WATERS (1969b) scheidet aus, da weder plötzliche Wassertemperaturänderungen noch starke Abflußänderungen auftraten. Auch wurden am Piburger Bach während der Driftserie keine durch Menschen hervorgerufenen Eingriffe vorgenommen (etwa spielende Kinder, Touristen, Haltung von Weidevieh). Darüber hinaus waren auch die Witterungsverhältnisse äußerst günstig. Beide Untersuchungstage verliefen wolkenfrei. Es dürfte sich daher bei den Schwankungen eher um eine in ihren Ursachen noch weiter zu untersuchende "behavioral drift" (WATERS 1969b) handeln.

Aus den vorliegenden Ergebnissen lassen sich eindeutige Tagesgänge der Baetiden-Drift nicht ablesen, am ehesten ergibt sich bei der Driftserie I für die Larven ein Kurvenverlauf, wie er aus der Literatur bekannt ist (HYNES 1970). Eine ausführliche Diskussion der Problematik von Tag-Nacht-Rhythmusuntersuchungen findet sich bei TARMANN-PREM (1976).

Abgesehen vom Tagesgang der Baetiden-Drift können aus meinen Untersuchungen (DS I und DS II) zunächst noch weitere qualitative, darüberhinaus aber auch quantitative Schlußfolgerungen gezogen werden. In Tab.27 sind die prozentuellen Anteile der drei Baetis-Arten an den Fängen der beiden Serien wiedergegeben.

Tab.27: Drift, Tagesgänge, Artenanteile (Anzahl der Individuen, die mit jeweils n 5-Minuten-Proben gefangen wurden; DS I, DS II Driftserien vom 10./11.1.1981 bzw. 29./30.8.81, P1, P2 Pegelrinne 1 und 2 siehe Abb.1)

		<u>Larven</u>				<u>Exuvien</u>				
		n	B.a.	B.m.	B.r.	Summe	B.a.	B.m.	B.r.	Summe
<u>DS I</u>	P2	20	24	1	3	28	174	1	2	177
	%		85.7	3.6	10.7	100	98.3	0.6	1.1	100
<u>DS II</u>	P1	18	39	-	12	51	79	-	12	91
	%		76.4	-	23.6	100	86.8	-	13.2	100
	P2	18	606	1	10	617	727	-	15	742
	%		98.2	0.2	1.6	100	98.0	-	2.0	100

In der kalten Jahreszeit ist der prozentuelle Anteil der B.alpinus-Larven im Bereich der Entnahmestelle P2 um 12.5 % geringer als in der warmen Jahreszeit. Die Exuvien-Anteile sind zu beiden Zeitpunkten fast gleich, woraus auf eine ähnlich Häu- tungsaktivität geschlossen werden kann. Bestätigt wird diese Vermutung dadurch, daß B.alpinus-Larven auch innerhalb der Ben- thosproben-Ergebnisse mit 94.4 % (14.1.81) bzw. 97.8 % (2.9.81) vertreten sind (vgl. Tab.A-23). Diese Larven sind also in bei- den Jahreszeiten fast gleich dominant, häuten sich verglichen mit B.muticus und B.rhodani zu beiden Jahreszeiten gleich häu- fig, driften aber im Winter seltener. - Vergleicht man bei Drift-Serie DS II die beiden Entnahmestellen P1 und P2, so fällt bei P1 (Larven) der relativ hohe Anteile von B.rhodani-Larven auf. Dies dürfte auf eine verstärkte Abundanz von B.rho- dani-Larven im Bachabschnitt oberhalb der Untersuchungsstrecke zurückzuführen sein, was aber nicht exakt nachweisbar ist, da in diesem Bachabschnitt keine quantitativen Proben entnommen wurden. Ergebnisse aus qualitativen Handnetzfangen aus diesem Abschnitt deuten jedoch darauf hin.

Die quantitativen Überlegungen, die in Bezug auf die Tagesgang- untersuchungen angestellt werden können, sind folgende: Für die Entnahmestelle P2 läßt sich für die beiden Serien DS I und DS II jene Anzahl von Baetis-Larven errechnen, die im Laufe eines 24-Stunden-Tages abdriftet. Dabei wurden zunächst die Mittel- werte aus 20 bzw. 18 5-Minuten-Proben ermittelt und diese dann auf 24 Stunden umgerechnet. Am 10./11.1.81 drifteten so 427 Ind./24 Stunden, am 29./30.8.81 9869 Ind./24 Stunden im Bereich von P2 aus dem Bach (alle Baetis-Arten zusammengerechnet). Rechnet man nun diese Werte auf die gesamte Larvenabundanz der Baetiden zu den entsprechenden Zeiten im untersuchten Bachab- schnitt (von 437.5 m Länge) um, so verlor diese Bachstrecke im Laufe eines Tages am 10./11.1.81 0.2 % ihrer Baetis-Larven. Der entsprechende Wert für den 29./30.8.81 beträgt 1.7 %. In Bio- massen ausgedrückt sind dies 23.5 bzw. 645.9 mg TG in 24 Stun- den. An Hand der Driftserie DS II läßt sich aber auch errech- nen, wie hoch die Individuenzahlen bzw. Biomassen sind, die am 29./30.8.81 im Bereich von P1 in den untersuchten Bachabschnitt eingedriftet sind. Es sind dies 826 Baetis-Larven in 24 Stunden

mit einer Biomasse von 53.2 mg TG (8.4 % der Ausdrift). Die Differenz zwischen Eindrift und Ausdrift an diesem Tag ist beträchtlich, sie beträgt 9043 Ind./24 Stunden oder 592.7 mg TG. Gäbe es keine Kompensationsmechanismen (Aufwärtswanderung ?, Eiablage-Kompensationsflug ?) so würden, bei Annahme der hohen Driftdichten vom 29./30.8.81, trotz Eindrift im Bereich von P1 bereits nach ca. 64 Tagen keine Baetis-Larven mehr im untersuchten Bachabschnitt vorkommen. Rechnet man in der gleichen Weise auf der Basis der Daten vom 10./11.1.81, so beträgt der selbe Zeitraum ca. 524 Tage (wenn man annimmt, daß auch an diesem Tag die Eindrift 8.4 % der Ausdrift betrug).

6.3.2 Routineserie

Wie bereits im Kap. 6.2 erwähnt, wurde parallel zu den Benthosserien No.3 bis 18 an jedem Entnahmetermin vor Beginn der Benthos-Proben-Entnahme im Bereich von Pegel P2 jeweils eine Driftprobe entnommen. Zunächst sollte versucht werden, eventuelle Zusammenhänge zwischen Abflußmenge, Driftdichte und Driftbiomasse herauszufinden. Zu diesem Zweck wurden zwei Korrelationsanalysen durchgeführt:

1. Zusammenhang: Abfluß (l/sec.) - Driftdichte (Ind./m³)
n = 16 Datenpaare, beste Anpassung: linearer Zusammenhang, $r = 0.0970$, $r^2 = 0.0094$
kein signifikanter Zusammenhang (2Q = 0.05)
2. Zusammenhang: Abfluß (l/sec.) - Driftbiomasse (mg TG/m³)
n = 16 Datenpaare, beste Anpassung: linearer Zusammenhang, $r = 0.1145$, $r^2 = 0.0131$
kein signifikanter Zusammenhang (2Q = 0.05)

Wie aus den Punkten 1. und 2. zu ersehen ist, ist bei keiner der beiden Korrelationsanalysen ein signifikanter Zusammenhang nachweisbar, was bedeutet, daß die Abflußmenge keinen direkten Einfluß auf die Drift der Baetiden hat. Bei den Analysen wurden stets alle drei Baetis-Arten zusammengerechnet, wobei B.alpinus extrem dominant war (98.7 %, B.muticus: 0.1 %, B.rhodani: 1.2 %). STEMBERGER (1976) fand für die gesamte Ephemeropteren-Drift (die hauptsächlich aus Baetiden bestand) im Gegensatz zu meinen Ergebnissen einen signifikanten Zusammenhang zwischen

Driftdichte und Abfluß ($n = 54$, $r = 0.3738$, $r^2 = 0.1397$, $2Q = 0.05$). Die Differenz in den Ergebnissen dürfte unter anderem auch mit den unterschiedlichen Stichprobenzahlen (n) zusammenhängen.

Betrachtet man die oft beträchtlichen tagesperiodischen Schwankungen der Driftdichten in Abb.34, 35 und bei TARMANN-PREM (1977), so ist leicht zu ersehen, daß es vermessen wäre, auf Grund von Einzelproben (und nicht Tagesserien), die alle drei Wochen entnommen wurden, einen Jahresgang der Baetiden-Drift am Piburger Bach darzustellen. - Eine detaillierte Untersuchung dieses Problems findet sich bei STEMBERGER (1976), wobei die Autorin für B.alpinus (die übrigen Arten wurden nicht genauer bearbeitet) die bei weitem größte Driftdichte im August (Larven kleinster Körperlängen) fand. Die niedrigsten Driftdichten wurden in der zitierten Arbeit für den Zeitraum Februar bis Juni ermittelt (Oktober, November, Dezember und Jänner wurden nicht untersucht!).

7. PRODUKTION VON BAETIS ALPINUS

7.1 Allgemeines

Nach ILLIES (1971) ging man in der Fließgewässerforschung nach anfänglich eher qualitativen faunistischen Bestandsaufnahmen (vgl. ILLIES & BOTOSANEANU 1963) in den letzten zwei Jahrzehnten immer mehr dazu über, Aussagen zu quantifizieren. Mit Hilfe der je nach Methode unterschiedlich exakten Angaben wollte man letztendlich Einblick in die produktionsbiologischen Verhältnisse der Fließgewässer erhalten. Die Wege, die dabei bisher beschritten wurden, reichten von der klassischen Methode der Benthos-Besammlung (HYNES 1968, ULFSTRAND 1968, WATERS 1969a) über die Ermittlung der organismischen Drift (ELLIOTT 1967, BISHOP & HYNES 1969) und die Emergenz-Messung (ILLIES 1971) bis zur Untersuchung von künstlichen Modell-Gerinnen (WELTON, LADLE & BASS 1982, CUMMINS 1969).

WINBERG et al. (1971) definieren die Produktion (Nettoproduktion) einer bestimmten Population als die Summe der Gewichtszunahmen aller Individuen dieser Population innerhalb eines be-

stimmten Zeitraumes. Im Sinne dieser Definition wurden die in den folgenden Kapiteln beschriebenen Berechnungen durchgeführt.

Von B.alpinus sind bisher keine detaillierten Angaben zur Jahresproduktion einer Population in einem Gewässer bekannt, sodaß hier erstmals ein Beitrag zu diesem Thema geleistet werden kann.

7.2. Entwicklungszyklus

Da zur Berechnung von Produktionen u.a. auch die Kenntnis des Entwicklungsverlaufes einer Population bekannt sein muß, wird in diesem Kapitel zunächst der Entwicklungszyklus von B.alpinus beschrieben, soweit er sich aus den vorliegenden Daten rekonstruieren läßt.

Der Verlauf der Entwicklung von B.alpinus im Piburger Bach ist in Abb.36 dargestellt. Dabei wurde versucht, die Ergebnisse aus der Emergenzmessung mit denen aus den Benthos-Untersuchungen auf einander abzustimmen. Zunächst wurden auf der Abszisse an jedem Benthosproben-Entnahmetermin (laufende Nummern 1 bis 18) eigene Ordinaten aufgetragen. Auf jeder dieser Ordinaten sind nun die Häufigkeitsverteilungen der Körperlängen der Individuen eines bestimmten Entwicklungsstadiums in % angegeben. Die Beschreibung der Entwicklungsstadien erfolgte in Kap.5.3.3.3. Die Summe der Individuen eines Entwicklungsstadiums wurde 100 % gleichgesetzt. Die nicht eindeutig zu determinierenden Larvalae wurden aus Übersichtsgründen in der Verteilung der Körperlängen-Häufigkeiten nicht berücksichtigt. Sie gehörten entweder zur Größenklasse 0.5 mm (0.3 bis 0.7 mm) oder zur Größenklasse 1.0 mm (0.8 bis 1.2 mm Körperlänge). In Abb.36 wurden sie an jenen Stellen mit "Lae" eingezeichnet, an denen sie in den Entwicklungsverlauf einer Kohorte (und zur Produktionsberechnung) einbezogen worden sind.

Vergleicht man in Abb.36 den Kurvenverlauf der potentiellen Natalität (Eier, linke Abbildungshälfte, vgl. auch Kap. 4.3.5) mit jenem der Emergenz von 1981 (SI, rechte Abbildungshälfte, strichlierte Kurve, vgl. auch Kap.4.3.2), so fällt in beiden Fällen ein deutlich dreigipfeliges Kurvenverlauf auf. Die drei Peaks wurden mit A, B und C bezeichnet. Sie stellen meiner An-

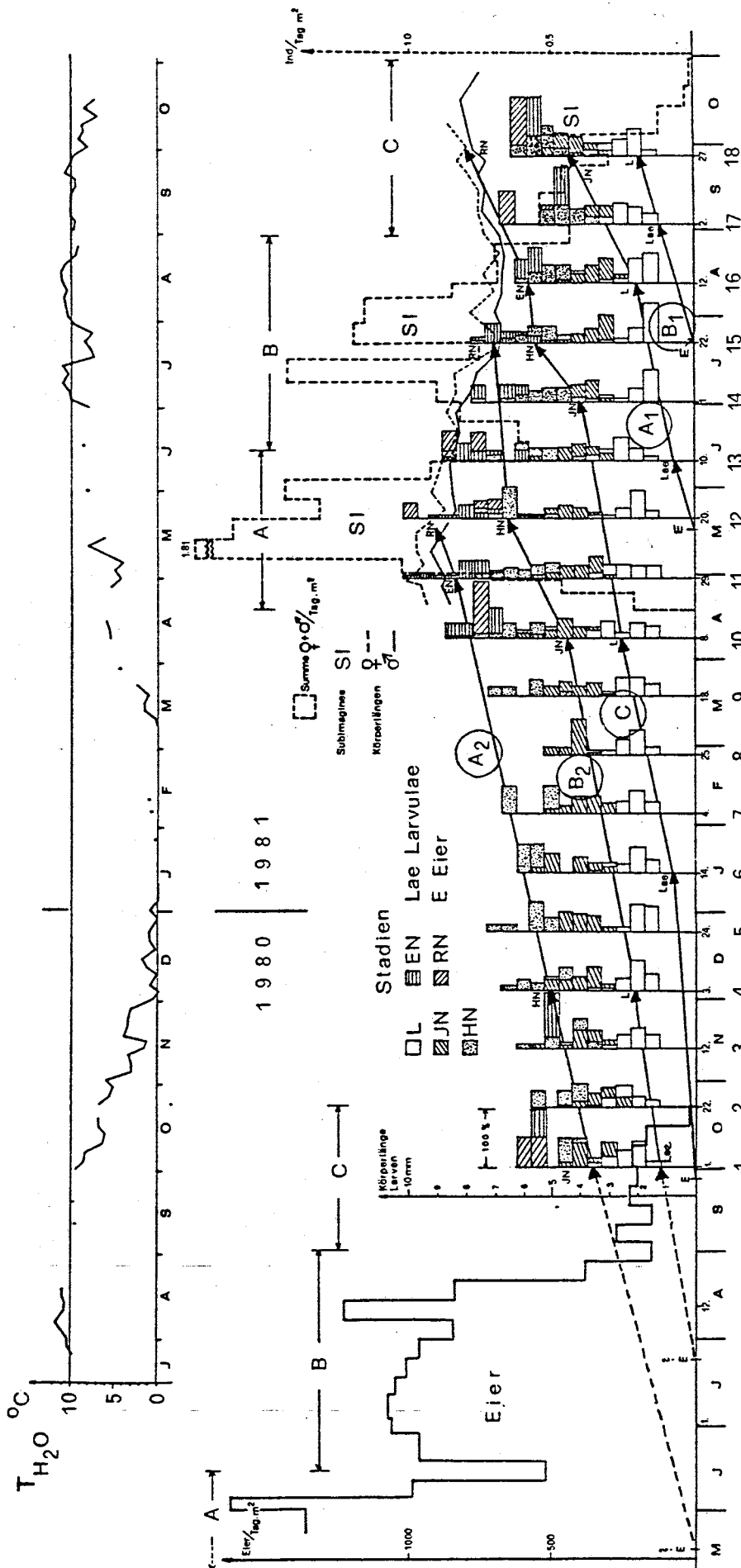


Abb.36: Entwicklungszyklus von *B. alpinus* (Erklärungen siehe Text)

sicht nach drei Kohorten dar. Ihre Abgrenzung erfolgte nach Anhaltspunkten, die sich aus der Graphik in Abb.36 ergaben, wobei vor allem tiefere Abundanzeinschnitte sowohl bei den Eiern (linke Abbildungshälfte) als auch bei den Subimagines (rechte Hälfte) maßgebend waren (vgl. Abb.13b, 22a). Als Beginn der Kohortenentwicklung wurde jeweils auf der Abszisse das graphische Zentrum (arithmetische Mittel) einer Ei-Kohorte angenommen. Diese Punkte sind mit "E" bezeichnet. Bei der Bestimmung der Endpunkte der Kohortenentwicklung wurde ähnlich vereinfachend vorgegangen, wobei zu den auf der Abszisse liegenden Zentren der Subimagines-Kohorten (SI), die dazugehörigen Ordinatenwerte (Körperlängen am Ende der Kohortenentwicklung) aus der saisonalen Verteilung der Körperlängen der Subimagines (strichlierte bzw. ausgezogene horizontale Wellenlinien) graphisch interpoliert wurden. Da sich die "reifen Nymphen" (RN) innerhalb weniger Tage zu Subimagines häuten und in diesem Stadium praktisch kein Längenzuwachs erfolgt, kann ihre durchschnittliche Körperlänge aus den Ergebnissen der Emergenzmessung (Subimagines) rekonstruiert werden, wenn von jenen Zeitpunkten keine Benthosdaten vorliegen.

Für spätere produktionsbiologische Berechnungen war es notwendig, die Entwicklung der Kohorten A, B und C zu rekonstruieren. Dies war allerdings nur für jenen Zeitraum möglich, aus dem Daten über Larven-Stadien aus den Benthosproben vorhanden waren. Die Kohorten A und B, die ihre Entwicklung im Sommer 1980 begonnen hatten, wurden jedoch nur zum Teil durch die Benthosaufsammlungen erfaßt. Die beiden noch erfaßten Abschnitte dieser Kohorten wurden mit A_2 bzw. B_2 bezeichnet, da sie vor allem das Ende der Entwicklung der Kohorten A und B darstellen. Ihr vermutlicher Beginn wurde in der linken Abbildungshälfte, jeweils mit "E" (siehe oben) beginnend, strichliert eingezeichnet. Kohorte C konnte, sieht man von einer kurzdauernden graphisch bedingten Verschiebung von "E" ab, voll erfaßt werden. Da die von den Weibchen der Kohorten A und B 1981 abgelegten Eier noch im Sommer 1981 mit ihrer Entwicklung begannen, ergab sich der Beginn zweier neuer Kohorten, von denen anzunehmen war, daß sie sich über den Winter 1981 bis zum Sommer 1982 in ähnlicher Form weiterentwickelt haben, wie dies von den Kohorten A_2 und B_2 an-

genommen wurde. Der Beginn der beiden neuen Kohorten A und B (Sommer bis Herbst 1982) wird als Abschnitt A_1 bzw. B_1 bezeichnet. Bei B_1 wurden bei "L" nur 50 % der Individuen als repräsentativ angenommen. Geht man von der Annahme aus, daß sich im Piburger Bach B.alpinus-Larven alljährlich in ähnlicher Form entwickeln (ein Vergleich der Emergenzergebnisse von 1980 und 1981 spricht dafür; vgl. Abb.13), so läßt sich aus den Kohorten A_1 und A_2 sowie B_1 und B_2 der gesamte Entwicklungsverlauf von A und B rekonstruieren.

Die Entwicklungsverläufe der Kohorten A_1 , A_2 , B_1 , B_2 und C wurden zur Berechnung von fünf Teil-Produktionen (Kap.7.3) verwendet. Sie sind in Abb.36 anhand von Pfeilen dargestellt, wobei ein Pfeil jeweils immer von einem Entwicklungsstadium zum nächsten oder (wenn nicht anders möglich) zum übernächsten Stadium führt. Beginn und Ende eines Pfeiles, und damit eines Entwicklungsabschnittes einer Kohorte, liegen jeweils immer an den Punkten, an denen sich auf den Ordinaten die durchschnittlichen Körperlängen der Individuen eines Stadiums befinden. Die hintereinanderliegenden Pfeile geben so in ihrer Gesamtheit eine graphische Darstellung des Längenwachstums einer Kohorte. Bei der Festlegung des Entwicklungsverlaufes einer Kohorte, d.h. beim Einzeichnen der Pfeile in Abb.36, wurden neben den Körperlängenverteilungen der Stadien auch deren Abundanzen berücksichtigt. Wie aus Abb.37, in der diese Abundanzen nach Entwicklungsstadien aufgetrennt dargestellt sind, hervorgeht, treten alle Stadien mit mehr oder weniger großen Schwankungen das ganze Jahr über auf, was das Festlegen von Entwicklungstendenzen wesentlich erschwert. Es wurde daher vereinfachend versucht, die Abundanzen in Kohortengruppen zusammenzufassen. Dabei mußte angenommen werden, daß sich manche Gruppen an ihren Randbereichen überschneiden. Ohne diese teilweise willkürlich vereinfachte Darstellung des larvalen Entwicklungsgeschehens wäre eine Produktionsberechnung nicht möglich gewesen. Es wird im nächsten Kapitel durch den Vergleich zweier unterschiedlicher Produktionshochrechnungen jedoch gezeigt werden, daß die von mir angenommenen Kohorten A_1 , A_2 , B_1 , B_2 und C die Entwicklung der B.alpinus-Larven im Piburger Bach im Zeitraum vom 1.10.80 bis zum 27.9.81 im wesentlichen gut erfassen. Ähnliche,

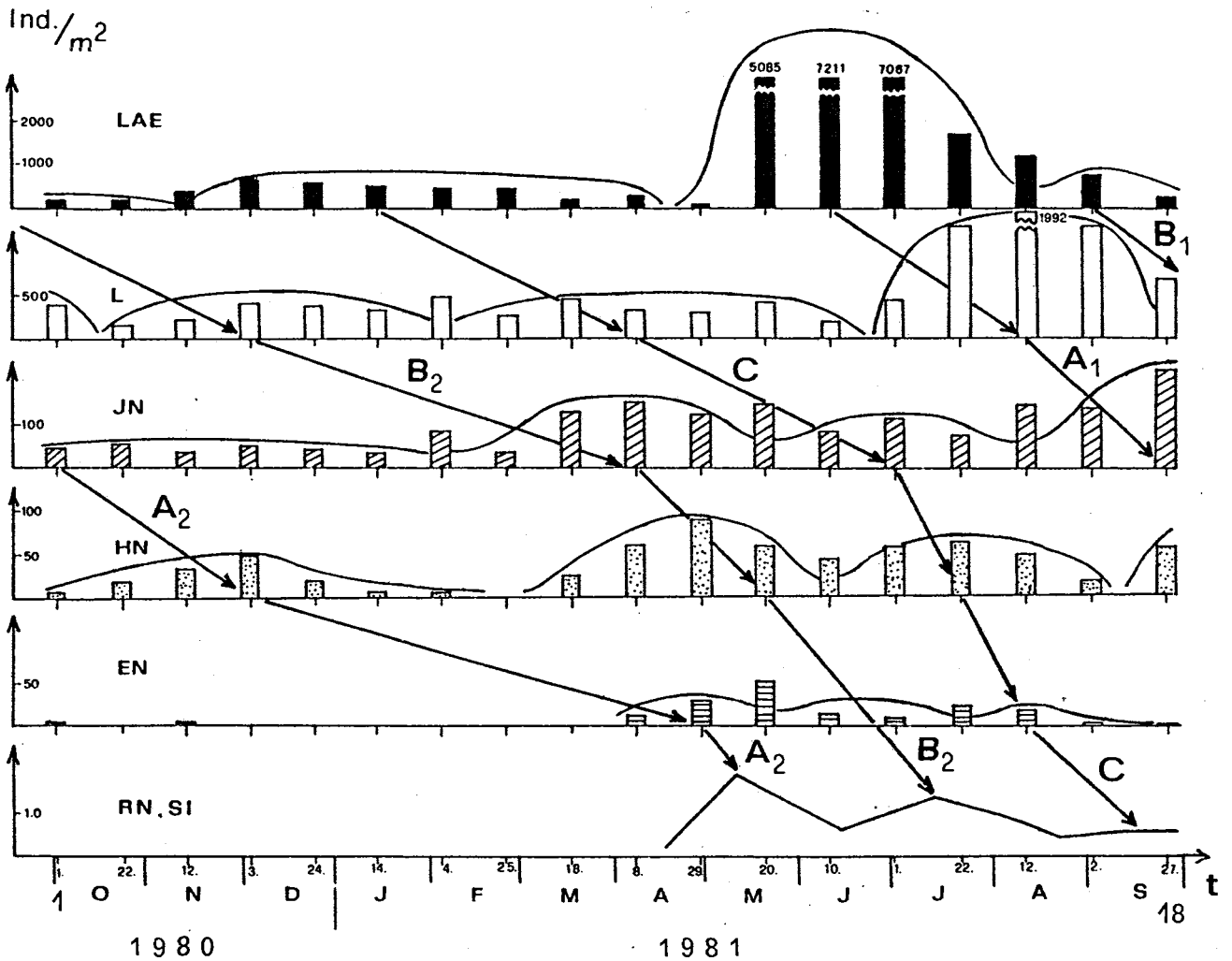


Abb.37: Abundanzen (Ind./m²) der Larvenstadien von B.alpinus (Symbole siehe Abb.36, Abszisse: Benthosentnahmeterminne 1 bis 18, nähere Erklärungen siehe Text).

einjährige Entwicklungszyklen von B.alpinus-Larven fand ich bereits bei einer früheren Untersuchung (WEICHSELBAUMER 1976, 1977).

Ob die Entwicklung in der gezeichneten Form (Abb.36, 37) tatsächlich verlief, läßt sich nur annähernd rekonstruieren, da zur Benthosproben-Entnahme parallel verlaufende Zuchten (mit regelmäßigen Wachstums- und Entwicklungskontrollen) aus Zeitgründen nicht durchgeführt werden konnten. Mit Sicherheit läßt sich jedoch sagen, daß alleine aus der saisonalen Verteilung der Körperlängen der Subimagines 1981 (siehe horizontale strichlierte bzw. ausgezogene Linien in der rechten Hälfte von Abb.36, vgl.

Abb.20) nicht auf das Vorhandensein einer "großen Wintergeneration" und einer "kleinen Sommergeneration" schließen kann, wie dies aus anderen Arbeiten, in denen für B.alpinus zwei Generationen nachgewiesen wurden, bekannt ist (HUMPESCH 1979a, 1979b). In Abb.38 sind die Abundanzen der Eier (potentielle Natalität, strichlierte Kurve) der Larvulae (Lae, ausgezogene Kurve) und der Larven (L, nur Abundanzen des Entwicklungsstadiums "Larven", strich-punktierte Linie) dargestellt. Betrachtet man Kohorte A_1 , so folgt auf den ersten Peak der Eier im Abstand von 28 Tagen (a in Abb.38) ein Peak der Larvulae (Lae, durchschnittliche Körperlänge 0.7mm), die wenn auch nicht alle, von B.alpinus sein dürften (auf die extreme Dominanz dieser Art sowohl bei den Emergenz- als auch bei den Benthosergebnissen wurde ja wiederholt hingewiesen). Mit einer Verzögerung von 63 Tagen (b in Abb.38) zeigt sich dann beim Stadium "Larven" (L,

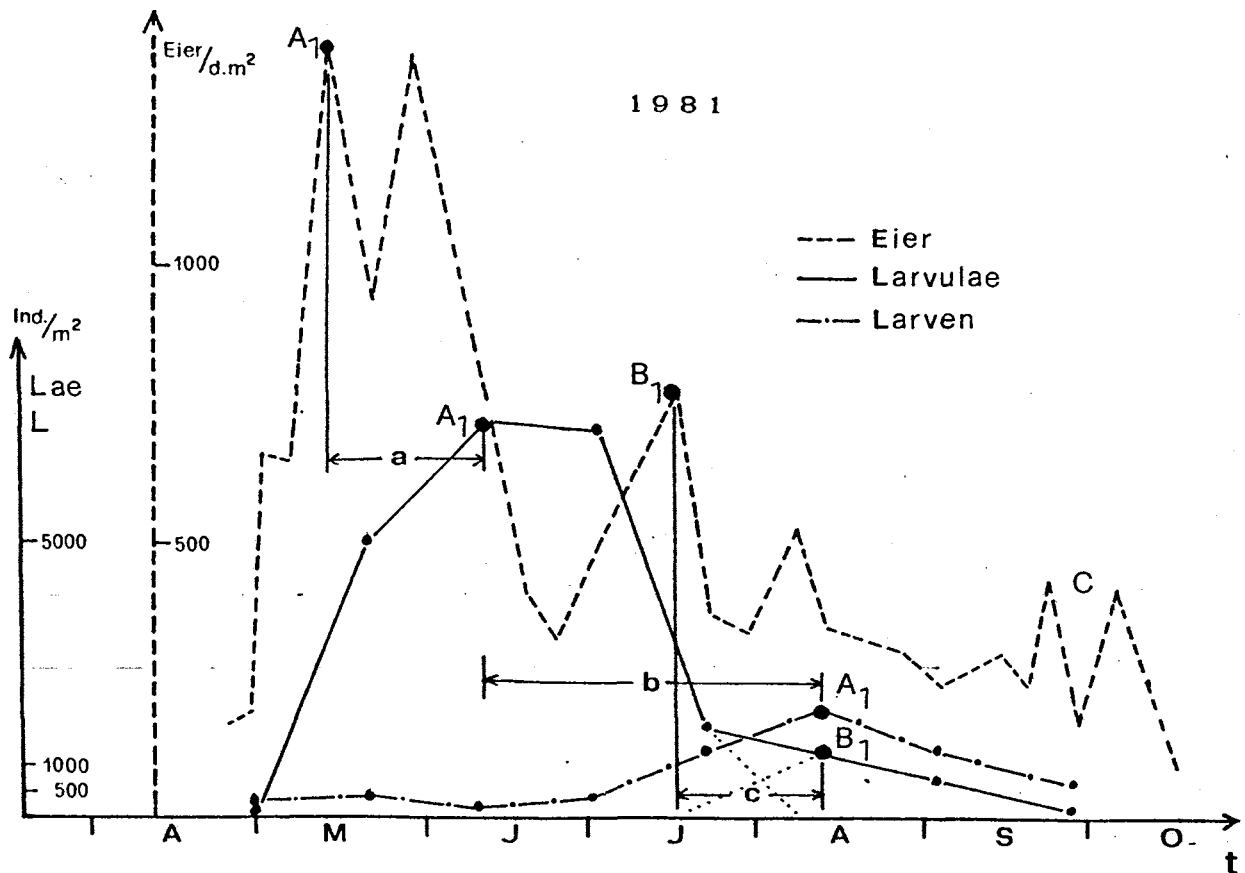


Abb.38: Abundanzen der drei Entwicklungsstadien Eier, Larvulae und Larven von B.alpinus (Erklärungen siehe Text)

durchschnittliche Körperlänge 1.9 mm) dieser Peak noch einmal in abgeschwächter Form. Es ist nicht anzunehmen, daß sich diese "Larven" noch bis zum Ende der Emergenzperiode 1981 zu Subimagines der Kohorte C weiterentwickeln. In diesem Falle müßten nämlich die Subimagines der Kohorte C 1981 einen ähnlich hohen Abundanz-Peak aufweisen wie jene von A, wozu sie auf Grund ihrer in diesem Falle kurzen Lebens- und damit zugleich auch Eliminationszeit leichter im Stande wären als die Subimagines der übrigen Kohorten. Es kann daher das Auftreten einer "kleinwüchsigen Sommergeneration" ausgeschlossen werden. Die starken saisonalen Schwankungen der Körperlängen der Subimagines sind daher auf andere nicht näher geklärte Ursachen zurückzuführen (vgl. Kap.4.3.3). Der Abstand "c" in Abb.38 entspricht mit 27 Tagen der Entwicklungszeit der Eier der Kohorte von B₁ bis zu einer durchschnittlichen Körperlänge der Larvulae von 1.1 mm.

Angaben über die Entwicklungsdauer der Eier von der Ablage bis zum Schlüpfen der kleinsten Larvulae (ihr Auftreten bedeutet den Beginn der Produktion einer Kohorte) können keine gemacht werden, da die Benthos-Probenentnahmen im Abstand von 21 Tagen erfolgten und somit eine tägliche Kontrolle des Auftretens kleinster Larvulae (Neonatae, ILLIES 1968) nicht möglich war. Darüber hinaus hätten diese Neonatae auch eindeutig einem bestimmten Eiablagetermin (aus der Emergenz der subimaginalen Weibchen) zuordenbar sein müssen, um die Dauer der Embryonalentwicklung bei durchschnittlichen Wassertemperaturen abschätzen zu können. Eindeutig lassen sich diese Fragen nur anhand von Gelegeaufzuchten unter natürlichen Bedingungen klären. Der Aufwand solcher Experimente hätte aber den Rahmen der vorliegenden Arbeit weit überschritten. Detaillierte Angaben über die Dauer und Temperaturabhängigkeit der Embryonalentwicklung, wie sie nach ELLIOTT & HUMPESCH (1980) aus der Literatur von 11 europäischen Ephemeropteren-Arten bekannt sind, fehlen bisher von B.alpinus. HUMPESCH (1979a) berichtet bezüglich dieser Art von einer Entwicklungsdauer der Eier von 75 Tagen bei einer Wassertemperatur von 4° C. Darüber hinaus stellte der Autor fest, daß die Eilarven eines Geleges innerhalb kurzer Zeit (wenige Tage) aus den Eiern schlüpfen. Eine Berechnung der Dauer der

Embryonalentwicklung von B.alpinus mit Hilfe von Daten aus Untersuchungen mit anderen Baetis-Arten (z.B. von B.rhodani nach ELLIOTT 1972) schien mir unter der Berücksichtigung der Verhältnisse am Piburger Bach nicht gerechtfertigt.

7.3. Methodik der Produktionsberechnung

7.3.1 Allgemeines

Zur Berechnung von Produktionen aus Benthosdaten werden in der Literatur mehrere Verfahren beschrieben (EDMONDSON 1974, WINBERG et al. 1971, WATERS & CRAWFORD 1973, ZELINKA & MARVAN 1976, STATZNER 1979). Ihnen allen ist gemeinsam, daß sie die Kenntnis folgender Daten voraussetzen: Verlauf des Entwicklungszyklus (falls notwendig, Entwicklung einzelner Kohorten), Verlauf der Abnahme der Abundanzen im Verlauf der Entwicklung (Elimination), Verlauf der Gewichtszunahme der Tiere im Verlauf ihrer Entwicklung. Da Angaben über Abundanzen der Tiere in entscheidendem Ausmaß in die Produktionsberechnung eingehen, bestimmen sie in erster Linie die Qualität der Hochrechnung.

Zur Berechnung der Jahresproduktion von B.alpinus im Piburger Bach entschied ich mich für jene Berechnungsmethode, die eine exponentielle Gewichtszunahme der Larven im Laufe ihrer Entwicklung voraussetzt. Sie wurde bereits von mehreren Autoren verwendet (u.a.: CHAPMAN 1971, STATZNER 1979, WATERS 1969a, WATERS & CRAWFORD 1973). Eine theoretische Beschreibung und Diskussion dieser Methode findet sich bei CHAPMAN (1971). Die Berechnung der Produktion erfolgt demnach nach der Formel:

$$P = \log_e \frac{\bar{w}_2}{\bar{w}_1} \cdot \bar{B}$$

(P) Produktion für einen bestimmten Zeitraum von (t_1) bis (t_2) (im vorliegenden Fall wurde als Zeitraum jener von einem Entwicklungsstadium zum nächst höheren gewählt: vgl. Pfeile innerhalb der Kohorten in Abb.36)

(t_1) Beginn der Produktion (P), (t_2) Ende der Produktion (P)

- (\bar{w}_1) durchschnittliches Gewicht der Tiere zum Zeitpunkt (t_1)
(\bar{w}_2) durchschnittliches Gewicht der Tiere zum Zeitpunkt (t_2)
(\bar{B}) durchschnittliche Biomasse der Tiere (standing crop) während des Zeitraumes (t_1) bis (t_2)
vereinfacht: $\bar{B} = 1/2 \cdot (\bar{B}_1 + \bar{B}_2)$
(\bar{B}_1) durchschnittliche Biomasse der Tiere zum Zeitpunkt (t_1)
(\bar{B}_2) durchschnittliche Biomasse der Tiere zum Zeitpunkt (t_2)

7.3.2 Kohortenwachstum

Da die Anwendbarkeit der oben beschriebenen Methode ein exponentielles Wachstum der Tiere voraussetzt, mußte zunächst geprüft werden, ob dieser geforderte Wachstumsverlauf für die Larvenentwicklung der in Kap.7.2 beschriebenen Kohorten A_1 , A_2 , B_1 , B_2 und C (Abb.36) auch zutrifft. Da in der oben beschriebenen Gleichung die durchschnittlichen Körpergewichte der Tiere als Wachstumsmaß, und nicht die Körperlängen, eingesetzt werden, wurden diese in Abb.39 auf den Ordinaten der Abbildungen a) bis e) in Form von logarithmierten Trockengewichten (\log_e -Transformation) eingetragen. Die Berechnung der Trockengewichte wurde in Kap.5.3.3.4 beschrieben. Die Abszissenwerte (ohne Transformation) repräsentieren den zeitlichen Verlauf der Gewichtszunahmen in Tagen, wobei zur Verdeutlichung die Entwicklungsstadien (vgl. Abb.36) eingetragen wurden. Da die transformierten Daten mit geringen Abweichungen entlang von Regressionsgeraden liegen (Daten siehe Tab.28) und die errechneten r-Werte alle mit Ausnahme von r bei B_1 hoch signifikant sind ($P < 0.01$), kann der für die Produktionsberechnung geforderte exponentielle Wachstumsverlauf aus gutem Grund angenommen werden.

Das Wachstum erfolgt nach der Gleichung:

$$TG_t = TG_0 \cdot e^{k \cdot t} \quad \text{bzw.} \quad \log_e TG_t = \log_e TG_0 + k \cdot t$$

(TG_t) Trockengewicht nach (t) Tagen eines Entwicklungsabschnittes vom Zeitpunkt (t_0) an gerechnet

(TG_0) Trockengewicht am Beginn (t_0) der Kohorte

- (k) Anstieg der Regressionsgeraden ($= G_w \cdot 1/100$ in Tab.28)
- (t) Dauer des Entwicklungsabschnittes, für den die Gewichtszunahme berechnet wird.

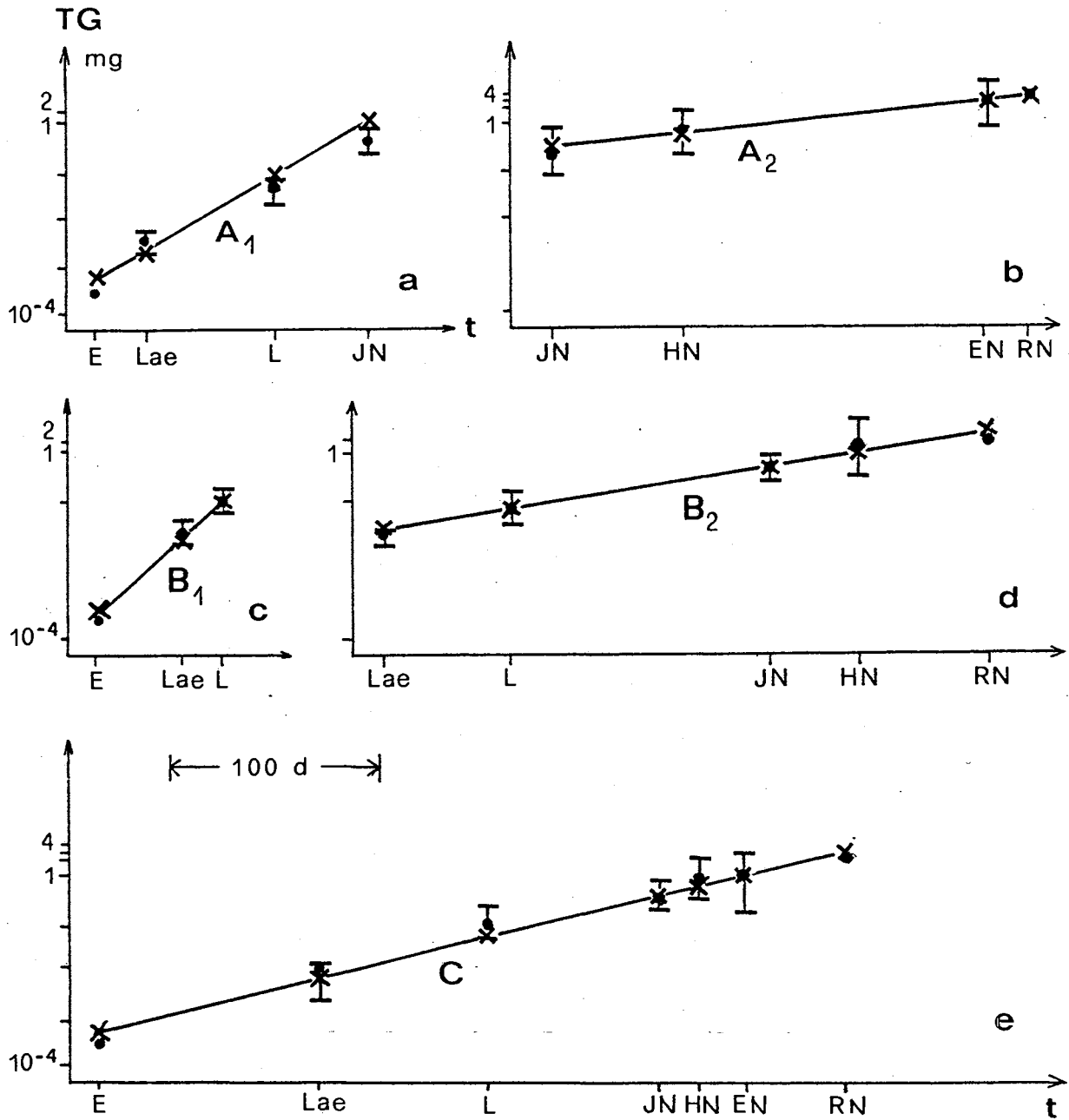


Abb.39: Wachstum der Larven von *B.alpinus* innerhalb der Kohorten A₁ bis C. (Ordinate: Trockengewicht TG in mg, \log_e -Transformation; Regressionsdaten siehe Tab.28, nähere Erklärungen siehe Text).

Tab.28: Kohortenwachstum von B.alpinus (Erklärungen siehe Text)

Koh.	n	r ²	P	L (mm)	G _W	G _L	T (°C)	\bar{T}	t
A ₁	4	0.98	0.01	0.3 - 4.2	5.21	1.90	6 - 11	(9.0)	133
A ₂	4	0.99	0.01	3.6 - 9.2	1.08	0.39	0 - 9	(3.0)	227
B ₁	3	0.98	0.05	0.3 - 2.0	8.67	2.94	6 - 11	(10.0)	66
B ₂	5	0.98	0.01	1.3 - 7.0	1.60	0.60	0 - 11	(4.5)	294
C	7	0.98	0.001	0.3 - 7.9	2.40	0.90	0 - 11	(5.0)	367

In Tab.28 sind neben der Signifikanz (P) der exponentiellen Trockengewichtszunahme mit der Entwicklungsdauer (t) einer Kohorte (Koh.) auch noch andere wichtige Kenngrößen des Kohortenwachstums angegeben. (n) bedeutet die Anzahl der bei den Regressionsanalysen verwendeten Mittelwerte für n Entwicklungsstadien. Ferner sind die Körperlängen (L in mm) der Tiere innerhalb einer Kohorte angegeben, wobei als kleinste Länge für frisch aus den Eiern geschlüpfte Neonatae "E" (kleinste Lae) 0.3 mm angenommen wurden. Das ist jene minimale Körperlänge, die beim Aussortieren von 10249 Larvulae gemessen wurde. Die maximalen durchschnittlichen Endlängen der Tiere wurden aus Abb.36 aus den Körperlängen der Subimagines (Begründung siehe Kap.7.2) graphisch ermittelt. Da Wachstumsvorgänge stark temperaturabhängig sind, wurden für jede Kohorte die Wassertemperaturschwankungen (T, °C) und die für deren Entwicklungszeitraum charakteristische durchschnittliche Wassertemperatur (graphische Interpolation aus Abb.36) (\bar{T}) angeführt. Die mit "G" bezeichneten Daten beziehen sich auf spezifische Wachstumsraten (% pro Tag), wobei G_W in %/d die Gewichtszunahme (Trockengewicht) und G_L in %/d im Sinne von HUMPESCH (1979b) die Körperlängenzunahme der Tiere in Prozent pro Tag innerhalb des untersuchten Entwicklungsabschnittes einer Kohorte bedeutet. Die G_W-Werte in Tab.28 ergeben bei Division durch den Faktor 100 die Anstiege der Regressionsgeraden in Abb.39. Vergleicht man die G_L-Daten mit jenen in der zitierten Arbeit von HUMPESCH (1979b), so muß zunächst betont werden, daß sich meine Ergebnisse nur im Falle der Kohorte C auf die gesamte Entwicklung

einer Kohorte beziehen, alle übrigen Daten erfassen nur mehr oder weniger lange Abschnitte einer Kohortenentwicklung. Der G_L -Wert der Kohorte C (0.90) liegt deutlich innerhalb des von HUMPESCH (1979b) für B.alpinus für eine Wintergeneration mit einer Entwicklungsdauer von acht Monaten errechneten G_L -Bereiches von 0.82 - 2.10 bei Wassertemperaturen von 0.5 bis 10.1° C. Der Autor zitiert in jener Arbeit zehn Ephemeropteren-Arten, wobei für Ephemera strigata aus Japan mit 5.58 der höchste G_L -Wert für Eintagsfliegen-Larven mit einjähriger Entwicklungsdauer (GOSE 1970) angegeben wird. Innerhalb der in jener Arbeit zitierten fünf Baetis-Arten erreicht B.lutheri mit einer Sommergeneration im Lunzer Unterseebach mit 3.33 die höchsten G_L -Werte. In einer anderen Arbeit des gleichen Autors (HUMPESCH 1981) werden für Ecdyonurus dispar aus zwei englischen Seen G_L -Werte von 0.23 bis 5.23 beschrieben. LAVANDIER (1981) errechnete für Rhithrogena loyolaea aus einem Hochgebirgsbach in den Pyrenäen G_W -Werte zwischen 1.0 und 4.0.

7.3.3 Elimination und standing crop

Der zweite Faktor, der neben dem logarithmischen Wachstumsverlauf für die Produktionshochrechnung ermittelt werden mußte, war die durchschnittliche Biomasse der Larven innerhalb jener Intervalle (vgl. Pfeile in Abb.36), für die die Produktion einer Kohorte berechnet wurde. Biomassen wurden über Abundanzdaten (Ind./m²; Tab.A-19, A-22) mit Hilfe der Körperlängen-Trockengewichts-Regression (Tab.21) ermittelt (vgl. Kap.5.4). Wie aus Abb.36 zu ersehen ist, liegen weder für den Beginn der Kohorten A₁, B₁ und C, noch für das Ende der Kohorten A₂, B₂ und C Benthosdaten vor, aus denen Biomassen errechnet werden hätten können, denn sowohl die potentiellen Natalitäten 1980 (Eier) als auch die Abundanz der Subimagines 1981 wurden ja über einen bestimmten Zeitraum als Anzahl pro Quadratmeter und Tag (!) bestimmt. Aus demselben Grund ist auch ein Vergleich der bei einer Benthosprobenentnahme an einem bestimmten Tag gefangenen "reifen Nymphen" mit den im Laufe einer Woche pro Quadratmeter mit den Emergenzfallen gesammelten Subimagines zwar qualitativ aber nicht quantitativ möglich. Es mußten daher die Abundanzen der Larven am Anfang und am Ende der Entwicklung der eingangs

erwähnten Kohorten geschätzt werden. Aus diesem Grund wurde für jede Kohorte eine Eliminationskurve (Abb.40) erstellt. Dabei erwies sich eine halblogarithmische Darstellung (\log_e -Transformation der Larvenabundanz aus den Benthosproben, Ordinate) als die am besten geeignete Kurvenanpassung. Für die in Abb.40 dargestellten Regressionsgeraden wurden nur jene Abundanz aus den Benthosproben verwendet, die eine exponentiell verlaufende Elimination erkennen ließen. So konnten in Abb.40d die Larvulae (Lae) und in Abb.40e sowohl die Larvulae als auch die erwachsenen Nymphen (EN) nicht zur Berechnung der Regressionsgeraden verwendet werden. Die Regressionsgeraden sind in dieser Abbildung nur in jenem Bereich stark ausgezogen gezeichnet, in dem die Daten zur Regressionsanalyse verwendet wurden.

Die Berechnung der Eliminationen in Abb.40 erfolgte nach folgender Gleichung:

$$N_t = N_o \cdot e^{k \cdot t} \quad \text{bzw.} \quad \log_e N_t = \log_e N_o + k \cdot t$$

- (N_t) Anzahl der Individuen pro m^2 nach (t) Tagen eines Entwicklungsabschnittes vom Zeitpunkt (t_o) an gerechnet.
- (N_o) Anzahl der Individuen pro m^2 am Beginn (t_o) einer Kohorte
- (k) Anstieg der Regressionsgeraden
- (t) Dauer des Entwicklungsabschnittes, für den die Elimination berechnet wird.

Die Ergebnisse sind in Tab.29 zusammengefaßt:

Tab.29: Elimination der Larven von B.alpinus innerhalb der Kohorten A₁ bis C (vgl. Abb.40)

Koh.	n	r ²	N _o	k
A ₁	3	0.94	18388	- 0.031
A ₂	3	0.81	48	- 0.002
B ₁	2	1.00	2605	- 0.030
B ₂	3	0.94	915	- 0.011
C	3	0.98	5558	- 0.015

Auf Grund der sehr geringen Stichprobenzahlen ($n = 3$) erreicht keine der fünf Regressionsgeraden das Signifikanzniveau von $P 0.05$. Bei B_1 standen nur zwei Werte zur Verfügung (daher $r^2 = 1.00$).

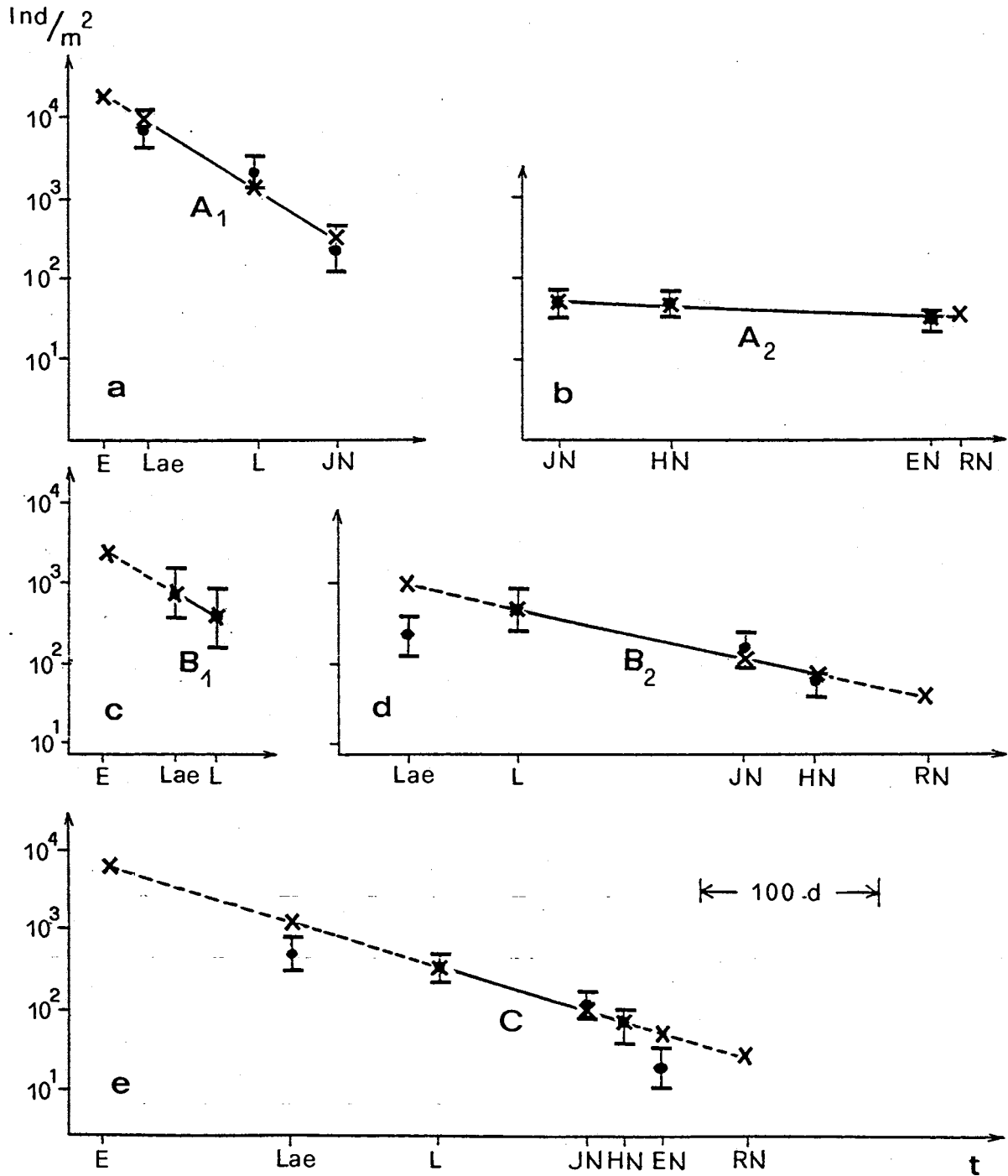


Abb. 40: Elimination von *B.alpinus*-Larven innerhalb der Kohorten A₁ bis C (Erklärungen siehe Text)

Bei der Berechnung der Biomassen (standing crop) für die Produktionsberechnung wurden zunächst über die Regressionsgleichungen der Elimination aus Tab.29 für die entsprechenden Entwicklungsstadien die Abundanzen (Ind./m²) errechnet. Diese errechneten Abundanz-Werte sind in Abb.40 mit "x" gekennzeichnet. Die Abundanzwerte wiederum wurden mit jenem Trockengewicht eines Entwicklungsstadiums multipliziert, das aus den Wachstumskurven in Abb.39 über die dazugehörige Regressionsgleichung berechnet wurde. Diese Werte sind auch in Abb.39 mit "x" gekennzeichnet. Es ergaben sich so die zur Produktionsberechnung verwendeten Biomassen (\bar{B}), die über die zwei Regressionsanalysen (Trockengewicht und Abundanz) geschätzt wurden.

7.4 Ergebnisse und Diskussion

Die in Kap.7.3.1 vorgestellte Produktionsberechnungsmethode wurde in Form von drei Verfahrensweisen angewendet:

Modus I: alle Basisdaten (Trockengewicht und Abundanz) wurden aus den Regressionsgleichungen (Kap.7.3.2, 7.3.3 bzw. Abb.39, 40: mit "x" gekennzeichnete Werte) für die betroffenen Entwicklungsstadien der fünf Kohorten A₁ bis C errechnet. (Ergebnisse siehe Tab.30 bzw. Abb. 41).

Modus II: Basisdaten wurden nur für jene Entwicklungsstadien der Kohorten aus den Regressionsgleichungen (wie bei Modus I) errechnet, von denen keine Benthosdaten vorhanden waren; ansonsten wurden die Originalbenthosdaten (in Abb.39, 40 in Form von Punkten incl. CL₉₅ dargestellt) verwendet. Die fehlenden Daten wurden nach Modus I berechnet, sie sind in Tab.31 (P) in Klammern gesetzt.

Benthosoriginaldaten siehe Tab.A-19, A-22. Die Abundanzen der Larvulae (indeterminiert) wurden mit dem Faktor 96.3 % (das ist der Prozentanteil der B.alpinus-Larven an der gesamten benthalen Baetiden-Abundanz, vgl. Tab.23) korrigiert. Die Durchschnittsgewichte der Larvenstadien wurden über die Körperlängen-Trockengewichtsregression (Tab.21) aus den Kör-

perlängen L (mm) in Tab.A-19 und A-22 berechnet. Ergebnisse siehe Tab.31.

Modus III: Es wurden keine Kohorten unterschieden. Die in Abb. 36 dargestellten Kohorten A, B und C wurden zu einer Gesamtkohorte zusammengefaßt, wobei der im Sommer 1980 nicht erfaßte Entwicklungsabschnitt (linke Abbildungshälfte, strichlierte Linien) theoretisch durch "Vorverlegung" der passenden Daten (Kohorte A_1 und B_1) ergänzt wurde. Als Ausgangsgewicht der Larven wurde das "Geburtsgewicht" der frisch geschlüpften Larvulae (Neonatae) mit einer Körperlänge von 0.3 mm (vgl. Kap.7.3.2) angenommen, das Endgewicht wurde aus der durchschnittlichen Körperlänge der Subimagines 1981 von 8.0 mm berechnet. Als durchschnittliche Biomasse \bar{B} wurden 135.8 mg/m^2 (vgl. Abb.42) eingesetzt. Es ergibt sich so eine Jahresproduktion von $1226.4 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{J}$.

Es muß an dieser Stelle erwähnt werden, daß bei allen drei Produktionsberechnungsarten der Produktionsbeginn der Kohorten A_1 , B_1 und C (bzw. der "Gesamtkohorte" nach Modus III) mit dem fiktiven Eiablagetermin "E" in Abb.36 festgelegt wurde. Wie bereits erwähnt (Kap.7.2), ist eine Angabe der Embryonalentwicklungsdauer nicht möglich, sodaß auch der tatsächliche Beginn der Produktion mit dem Auftreten der Neonatae (0.3 mm) nicht festgelegt werden konnte. Um dennoch die Produktion von den Neonatae (in Tab.30, 31 bis zu den ersten im Benthos gefundenen Larvulae (Lae) berechnen zu können, wurde das Auftreten der Neonatae gleich dem Zeitpunkt der fiktiven Eiablage gesetzt. Dabei ändern sich lediglich die ohnedies geringen Produktionsraten (P/d). Sie sinken leicht ab, da die Dauer der Embryonalentwicklung, in der nichts an Biomasse produziert wird, mit in die Produktionsdauer eingerechnet wird. Die Produktionswerte bleiben gleich, da die Neonatae annähernd das gleiche Gewicht haben wie die Eier. Aus diesem Grund werden die Neonatae in Tab.30 und 31 unter "E" (Eier) geführt. Dieser "zoologische Fehler" wurde nur im Hinblick auf die Möglichkeit einer Produktionsberechnung akzeptiert, wobei die Produktionen der klein-

sten Stadien kaum ins Gewicht fallen (vgl. P zwischen E und Lae in Tab.30, 31).

Tab.30: Jahresproduktion (P) der Kohorten A₁ bis C von B.alpinus nach Modus I (Angaben in Klammern: Produktionsraten (P/d) in mg/m².d, vgl. Ordinatenwerte in Abb.41; nähere Erklärungen siehe Text.)

Stadium	K o h o r t e				
	A ₁ P (P/d)	A ₂ P (P/d)	B ₁ P (P/d)	B ₂ P (P/d)	C P (P/d)
E	16.5 (0.7)	- -	23.3 (0.6)	- -	16.5 (0.2)
Lae	105.7 (1.7)	- -	39.3 (1.6)	26.5 (0.4)	21.1 (0.3)
L	253.3 (5.5)	- -	- -	83.1 (0.7)	60.3 (0.7)
JN	- -	13.9 (0.2)	- -	40.2 (1.0)	22.2 (1.1)
HN	- -	97.6 (0.7)	- -	79.1 (1.3)	27.1 (1.3)
EN	- -	19.6 (1.2)	- -	- -	91.1 (1.9)
RN					
Summe	375.5	131.1	62.6	228.9	238.3

Gesamtproduktion: 1036.4 mg/m².J

Vergleicht man in Abb.41 und in Tab.30 die Produktionen der Kohorten untereinander, so fällt auf, daß Kohorte A₁ bei einer Produktionsdauer von insgesamt 133 Tagen bei weitem am produktivsten ist. Das gleiche gilt auch für Tab.31. Diese starke Produktion mit den höchsten Produktionsraten (5.5 bzw. 4.2 mg/m².d) ist vor allem auf die hohen Abundanzen der Larven (L) und der jungen Nymphen (JN) im Sommer und Herbst 1981 zurückzuführen. Sie findet auch in der Gesamtproduktion (Abb.41, schraffierte Fläche) am Ende der Produktionsperiode ihren Niederschlag. Niedrige Produktionsraten von 0.1 bis 0.7 mg/m².d

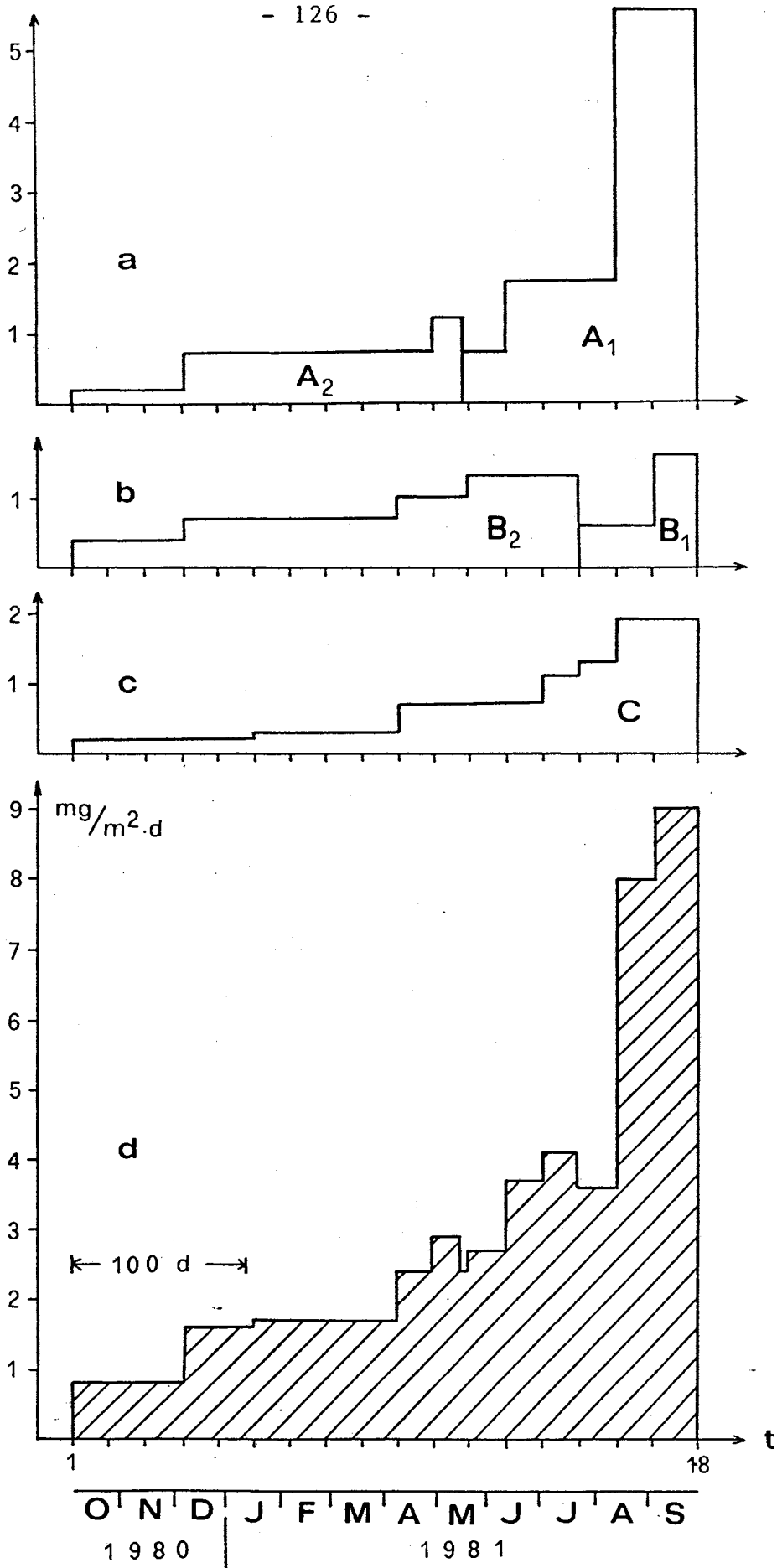


Abb.41: Jahresproduktion der Kohorten A₁ bis C von *B.alpinus* (Ordinate: Produktionsraten in mg/m².d, Abszisse: Berechnungszeitraum t in Tagen; schraffierte Fläche: Gesamtjahresproduktion: 1036.4 mg/m².J)

ergeben sich dann, wenn entweder sehr viele aber leichte (kleinste Larvulae, Lae) oder schwere (junge Nymphen JN, halberwachsene Nymphen HN oder erwachsene Nymphen EN) aber nur wenige Individuen (vgl. Eliminationskurve Abb.40) vorhanden waren.

Im Vergleich zu meinen Ergebnissen fand HUMPESCH (1981) für Ecdyonurus dispar unter experimentellen Bedingungen Produktionsraten zwischen 0.53 und 9.33 mg/m².d. Nach Angaben desselben Autors werden bei ZELINKA (1979), ZELINKA & MARVAN (1976) und WATERS (1977) Produktionsraten von 11 Ephemeropteren-Arten zwischen 0.65 und 19.04 mg/m².d beschrieben. Diese Daten wurden wie die der vorliegenden Arbeit aus Felddaten errechnet.

Tab.31: Jahresproduktion der Kohorten A₁ bis C von B.alpinus nach Modus II (Produktionszahlen in Klammern wurden über die Kurven in Abb.39, 40 berechnet; Erklärungen wie in Tab.30 bzw. Text).

Stadium	K o h o r t e									
	A ₁		A ₂		B ₁		B ₂		C	
	P	(P/d)	P	(P/d)	P	(P/d)	P	(P/d)	P	(P/d)
E										
Lae	(25.8)	(1.0)	-	-	(22.0)	(0.5)	-	-	(8.7)	(0.1)
L	156.1	(2.5)	-	-	32.6	(1.3)	16.1	(0.3)	40.8	(0.5)
JN	194.6	(4.2)	-	-	-	-	99.6	(0.8)	42.3	(0.5)
HN	-	-	21.8	(0.3)	-	-	88.0	(2.1)	45.8	(2.2)
EN	-	-	84.4	(0.6)	-	-	-	-	3.9	(0.2)
RN	-	-	(24.5)	(1.4)	-	-	(48.4)	(0.8)	(75.9)	(1.5)
Summe	376.5		130.7		54.6		252.1		217.4	

Gesamtproduktion: 1031.3 mg/m².J

Die Ergebnisse nach Berechnungsmodus I und II sind fast identisch: die Gesamtproduktionen unterscheiden sich lediglich um $5.1 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{J}$ (0.5 % des Ergebnisses nach Modus I). Da aber Modus I eine gut interpolierte Annäherung an alle ermittelten Benthosdaten darstellt, wird dieses Resultat mit einer Gesamtjahresproduktion von $1036.4 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{J}$ als das zutreffendste aller drei Berechnungsarten betrachtet und als gut abgesichertes Ergebnis für die Jahresproduktion von B.alpinus (Oktober 1980 bis September 1981) verwendet. Modus III kann als Kontrolle angesehen werden, da bei diesem Verfahren eine Auftrennung des Entwicklungsgeschehens in Kohorten nicht notwendig ist. Die Differenz zur Produktionsangabe nach Modus I beträgt $190.0 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{J}$, das sind 18.3 % der Produktion nach diesem Modus. Daraus läßt sich ableiten, daß, wie bereits in Kap.7.2. angekündigt, mit der Festlegung von fünf Kohorten das Entwicklungsgeschehen weitgehend erfaßt wurde. Die Differenz der Ergebnisse liegt durchaus in einem akzeptablen Rahmen, wobei sich Modus III auf eine großzügig angelegte Schätzung bezieht.

Eine gute Kennzahl für die Produktivität einer Population ist der P/\bar{B} - Koeffizient ("turnover rate"; P: Produktion, \bar{B} : durchschnittliche Biomasse "ständig crop" im Untersuchungszeitraum) (WINBERG 1971). Die Biomassen der Entwicklungsstadien von B.alpinus sind in Abb.42 dargestellt (Daten siehe Tab.A-19, A-22). Als durchschnittliche Biomasse aller Stadien aus 18 Probenentnahmen ergibt sich ein Wert von 135.8 mg/m^2 . (CL_{95} : $31 - 768 \text{ mg/m}^2$). Ermittelt man mit dieser Zahl und der Gesamtjahresproduktion nach Modus I von $1036.4 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{J}$ den P/\bar{B} - Koeffizienten, so beträgt dieser 7.6. Wie weiter unten gezeigt werden wird (Kap.7.5), liegt dieser gut im Rahmen der von anderen Autoren errechneten P/\bar{B} - Koeffizienten.

Produktionen können auch als Energieäquivalente angegeben werden (ILLIES 1971, STATZNER 1979, CASPERS 1975, CUMMINS & WUYCHEK 1971). Die zitierten Umrechnungsfaktoren von Trockengewicht (mg) in Joule (J) oder Kalorien (cal) schwanken von Taxon zu Taxon. Für die Umrechnung der Jahresproduktion von B.alpinus wurde der bei CASPERS (1975) für B.rhodani zitierte Wert: $1 \text{ mg TG} = 6.044 \text{ cal}$ ($\times 4.19$) = 25.32 J verwendet. Demnach beträgt

die Jahresproduktion im Piburger Bach (nach Modus I) 6264 cal/m².J oder 26242 Joule/m².J.

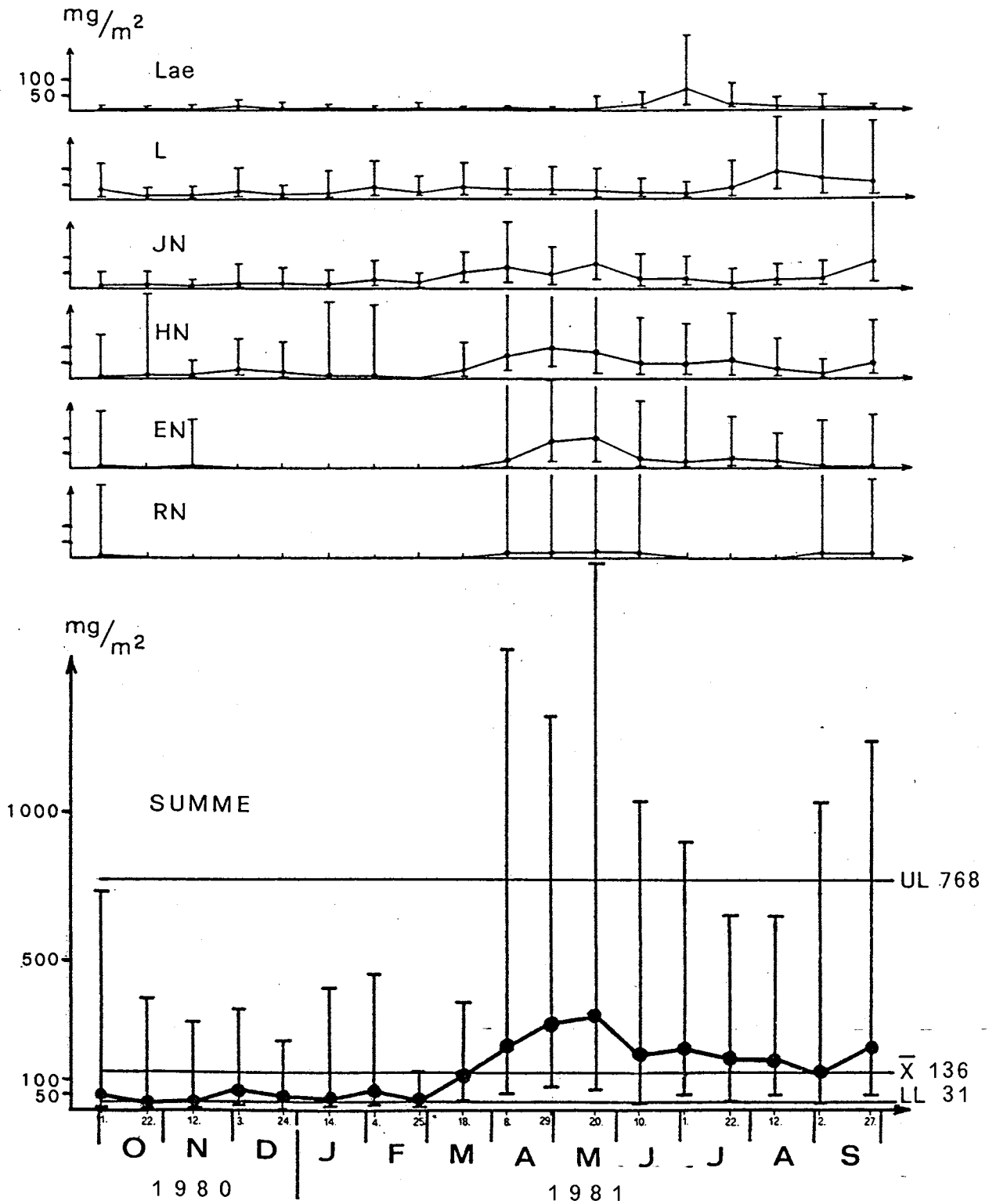


Abb.42: Biomassen (mg TG/m²) der Entwicklungsstadien von *B.alpinus* (Abszisse: Probenentnahmetermine 1 bis 18, vgl. Abb.36).

Berechnet man den Anteil der Emergenz aus dem Jahre 1981 an der Gesamtproduktion (nach Modus I), so beträgt dieser mit 288.6 mg/m² 27.9 %, also fast ein Drittel. Dieser Wert ist sehr hoch und muß mit Vorsicht interpretiert werden, da nicht bekannt ist, ob die mit Hilfe der Schlüpftrichter gefangenen Subimagines tatsächlich repräsentativ für die Abundanzen der Larven im Benthos sind. Es wäre nämlich denkbar, daß die Tiere mit der Emergenz-Methode über- oder unterrepräsentiert gefangen wurden. Ein erster Hinweis in der Literatur findet sich bei BENEDETTO CASTRO (1975), der für Agapetus fuscipes eine gute Übereinstimmung von Emergenz- und Benthos-Abundanzen fand. Der Autor weist darauf hin, daß für jene Trichopterenart das Studium der Emergenz eine brauchbare Methode zur Bestimmung der Jahresproduktion darstellt. Der Anteil der Emergenz an der Jahresproduktion betrug in der zitierten Untersuchung nur 4 %. Im Falle meiner Produktionsberechnungen stützte ich mich ausschließlich auf die meiner Ansicht nach repräsentativen Benthosergebnisse, da man die potentielle Natalität im Sommer 1980, die noch dazu nicht vollständig erfaßt wurde (vgl. Abb.22a), nicht als Ausgangspunkt einer quantitativen Berechnung einsetzen kann. Dies deshalb, weil nicht bekannt ist, wieviele von den in den weiblichen Subimagines gezählten Eiern tatsächlich befruchtet und abgelegt wurden und somit den Beginn einer neuen Generation darstellten. Darüberhinaus war es im vorliegenden Fall nicht möglich, bestimmte Eizahlen bestimmten Kohorten zuzuordnen, da, wie bereits diskutiert, die Emergenzdaten besammlungszeitabhängig erhoben wurden, was bei den Benthosentnahmen nicht der Fall war. Aus diesem Grund waren auch die Subimagines aus dem Jahre 1981 nur qualitativ verwertbar (vgl. Kap.7.2). Ein weiterer Hinweis auf Emergenzanteile an der Produktion findet sich bei SPEIR & ANDERSON (1974). Die beiden Autoren ermittelten für vier Simuliiden-Arten Emergenzanteile zwischen 18.1 % und 27.9 % (Mittelwerte) an der Jahresproduktion.

7.5 Literaturvergleich

In Tab.32 sind Jahresproduktionen (P) von sechs Baetis-Arten aufgelistet. Mit Ausnahme der nordamerikanischen Art B.bicauda-

Tab.32: Literaturvergleich der Jahresproduktionen (P: mg TG/m².J) einiger Baetis-Arten. (P/ \bar{B} : Verhältnis der Produktion zur jahresdurchschnittlichen Biomasse \bar{B} , UJ: Anzahl der Untersuchungsjahre)

Species	P	P/ \bar{B}	UJ	Autor
<u>B.rhodani</u>	11869	8.7	2	ZELINKA & MARVAN (1976)
<u>B.rhodani</u>	5830	?	1	WELTON, LADLE & BASS (1982)
<u>B.buceratus</u>	5022	11.8	1	ZELINKA (1980)
<u>B.rhodani</u>	4017	?	?	ZELINKA (1977)
<u>B.rhodani</u>	3798	8.0	2	ZELINKA & MARVAN (1976)
<u>B.lutheri</u>	2576	8.4	1	ZELINKA (1980)
<u>B.rhodani</u>	1548	8.3	3	ZELINKA (1975)
<u>B.bicaudatus</u>	1375	?	2	PEARSON & KRAMER (1971)
<u>B.fuscatus</u>	1210	11.2	1	ZELINKA (1980)
<u>B.alpinus</u>	1036	7.6	1	WEICHSELBAUMER (vorliegende Arbeit)
<u>B.rhodani</u>	989	8.0	2	ZELINKA (1973)
<u>B.rhodani</u>	633	8.7	4	ZELINKA (1979)

tus handelt es sich dabei ausschließlich um europäische Arten. Die Reihung erfolgte nach der Höhe der Jahresproduktion, wobei einige Daten aus der Literatur in vergleichbare Trockengewichtsangaben umgerechnet werden mußten. Bei den Angaben von ZELINKA (1977, 1980) sowie bei ZELINKA & MARVAN (1976) wurde nach Hinweisen des Autors (ZELINKA 1977) ein für Baetis sp. zitierter Restwassergehalt von 24.5 % der angegebenen Biomassen abgezogen. Bei den übrigen Daten von ZELINKA (1973, 1979) wurde auf Grund eines Vergleiches mit eigenen Trockengewichtsangaben angenommen, daß es sich um Frischgewichtsangaben handle. Es wurden daher jene Daten mit dem von mir bei B.alpinus-Larven verwendeten Trockengewichtskorrekturfaktor (vgl. Kap.5.3.3.4)

auf 18.6 % ihres Wertes reduziert (Wassergehalt = 81.4 %).

Die Daten in Tab.32³ geben nur ein annäherndes Bild von den tatsächlichen produktionsbiologischen Verhältnissen, da die einzelnen Autoren sowohl die Erhebung der Benthosdaten als auch die Produktionsberechnung nach sehr unterschiedlichen Methoden durchführten. Die Abhängigkeit des Rechenergebnisses von der angewandten Rechenmethode zeigten sowohl WATERS & CRAWFORD (1973) als auch ZELINKA & MARVAN (1976) sehr anschaulich. Der höchste Jahresproduktionswert, der mir bekannt ist, wird von ZELINKA (1980) für B.buceratus in Pflanzenbeständen des Jihlava Flusses (CSSR) angegeben. Er beträgt 26103 mg TG/m².J. Der in Tab.32 für die gleiche Art zitierte Wert von 5022 mg/m².J stellte einen Mittelwert aus mehreren Biotopen desselben Flusses dar. Die P/ \bar{B} - Koeffizienten schwanken überraschenderweise nur sehr wenig zwischen 7.6 und 11.2, ihr Mittelwert (n = 9) beträgt 9.0. Es wäre somit möglich, bei Multiplikation der durchschnittlichen Jahresbiomasse \bar{B} (mg/m²) mit dem Faktor 9.0 die Jahresproduktion einer Baetis-Art annähernd abzuschätzen. Im Falle von B.alpinus im Piburger Bach ergäbe sich so eine Jahresproduktion von 1227 mg/m².J, ein Wert, der mit jener von mir nach Modus III (vgl. Kap.7.4) errechneten Produktion von 1226 mg/m².J fast identisch ist.

8. ZUSAMMENFASSUNG - SUMMARY

In der vorliegenden Arbeit wurden ökologische Untersuchungen zur Emergenz, zum Benthosbestand und zum Driftrhythmus von B.alpinus, B.muticus und B.rhodani durchgeführt, wobei vor allem die stark dominante Art B.alpinus berücksichtigt wurde, für die darüber hinaus auch eine Jahresproduktion berechnet werden konnte.

Unter Verwendung von 16 pyramidenförmigen Emergenzfallen mit durchschnittlichen Sammelflächen von ca. 0.3 m^2 wurden in der Emergenzperiode 1981 von B.alpinus 150 Ind./ m^2 .J, von B.muticus 52 Ind./ m^2 .J und von B.rhodani 12 Ind./ m^2 .J gefangen. Von der Emergenzperiode 1980 konnten nur ca. $3/4$ erfaßt werden. In beiden Emergenzperioden wurden insgesamt 2226 Baetis-Individuen gefangen. 98.1 % dieser Tiere waren Subimagines, für die anhand von Ergebnissen aus Individualzuchten Determinationskriterien beschrieben wurden. Von B.muticus wird im untersuchten Biotop parthenogenetische Fortpflanzung angenommen. Emergenzraten für alle drei Baetis-Arten wurden sowohl in Form von Abundanzen (Ind./ m^2 .d) als auch in Biomassen (mg TG/ m^2 .d) aufgelistet und graphisch dargestellt. Ergänzt wurden diese Daten durch Angaben des saisonalen Verlaufes der potentiellen Natalität jeder Art.

Die Benthosergebnisse basieren auf einem Gesamtprobenmaterial von 269 Einzelproben (Sammelfläche je 250 cm^2) aus 18 Serien, die im Laufe eines Jahres (1.10.80 - 27.9.81) entnommen wurden. Die jahresdurchschnittliche Biomasse (Trockengewicht) betrug für B.alpinus 135.8, für B.muticus 1.0 und für B.rhodani 5.9 mg/ m^2 . Der prozentuelle Anteil von B.alpinus betrug somit 95.2 %.

Unter Annahme eines einjährigen Entwicklungszyklus wurde für B.alpinus eine Gesamtjahresproduktion (Oktober 1980 bis September 1981) von $1036.4 \text{ mg}/\text{m}^2$.J ($26242 \text{ Joule}/\text{m}^2$.J) berechnet. Der Anteil der Emergenz 1981 an dieser Jahresproduktion betrug 27.9 %, das Verhältnis der Jahresproduktion zur jahresdurchschnittlichen Biomasse dieser Art (P/\bar{B}) erreichte den Faktor 7.6.

SUMMARY

The present work deals with ecological investigations into the emergence, benthos crop and drift rhythm of B.alpinus, B.muticus and B.rhodani, whereby the dominating species B.alpinus was mainly considered. Beyond that, it was possible to calculate the annual production of that species.

During the emergence period of 1981, 150 ind./m².yr were caught of B.alpinus, 52 ind./m².yr of B.muticus and 12 ind./m².yr of B.rhodani, by using 16 pyramid shaped emergence traps with an average collecting area of 0.3 m². In 1980 only 3/4 of the emergence period could be investigated. Both emergence periods showed a total of 2226 Baetis - individuals. 98.1 % of them were subimagines, for which on the basis of individual rearings determination criteria are given. As for B.muticus parthenogenesis has been assumed in the investigated biotop. Emergence rates for the three Baetis - species are given in terms of abundance (ind./m².day) as well as in terms of biomass (mg dry weight/m².day) in tables and diagrams completed by data of the seasonal course of the potential natality of each species.

Benthos data are based on a total of 269 sample units (each 250 cm² collecting area) from 18 samples, which were collected over one year (1.10.80 - 27.9.81). Mean annual standing crop (dry weight) was 135.8 mg/m² for B.alpinus, 1.0 mg/m² for B.muticus and 5.9 mg/m² for B.rhodani. So B.alpinus had a portion of 95.2 %.

Under the assumption of a one-year development cycle for B.alpinus the total annual production (Okt. 80 to Sept. 81) of that species was calculated to be 1036.4 mg/m².yr (26242 Joule/m².yr). Emergence in 1981 reached 27.9 % of that value. The annual P/ \bar{B} coefficient of that species reached the factor 7.6.

9. LITERATUR

- ALBRECHT, M.-L. (1959): Die quantitative Untersuchung der Bodenfauna fließender Gewässer. - Z.Fisch. 8: 481-550
- ANDERSON, N.H. (1966): Depressant effect of moonlight on activity of aquatic insects. - Nature, Lond. 209: 319-320
- ARMITAGE, P.D. (1976): A quantitative study of the invertebrate fauna of the River Tees below Cow Green Reservoir. - Freshwat.Biol. 6: 229-240
- BENEDETTO CASTRO, L. (1975): Ökologie und Produktionsbiologie von Agapetus fuscipes CURT. im Breitenbach 1971 - 1972. - Arch.Hydrobiol.Suppl 45: 305-375
- BISHOP, J.E. (1973): Observations on the vertical distribution of the benthos in a Malaysian stream. - Freshw. Biol. 3: 147-156
- BISHOP, J.E. & HYNES, H.B.N. (1969): Downstream drift of invertebrate fauna in a stream ecosystem. - Arch.Hydrobiol. 68: 56-90.
- BÖTTGER, K. (1975): Produktionsbiologische Studien an dem zentralafrikanischen Bergbach Kalengo. - Arch.Hydrobiol. 75: 1-31
- BRETSCHKO, G. (1978): Orientierende Untersuchungen zur vertikalen Verteilung der Bachfauna in den Sedimenten des Bachbettes. - Jber.Biol.Stat.Lunz: 1: 17-35
- BRETSCHKO, G. (1981): Vertical distribution of zoobenthos in an alpine brook of the RITRODAT-LUNZ study area. - Verh. Internat.Verein.Limnol. 21: 873-876
- BRETSCHKO, G. (1983): Die Biocoenosen der Bettsedimente von Fließgewässern - ein Beitrag der Limnologie zur naturnahen Gewässerregulierung. - Forschungsarbeiten Wasserwirtschaft - Wasservorsorge, BMLF, Sekt. IV: 1-161
- CAMPBELL, R.C. (1967): Statistics for biologists. - Cambridge University Press, (2nd ed., 1974): 1-385

- CASPERS, N. (1975): Kalorische Werte der dominierenden Invertebraten zweier Waldbäche des Naturparkes Kottenforst-Ville. - Arch.Hydrobiol. 75: 484-489
- CASPERS, N. (1980): Die Emergenz eines kleinen Waldbaches bei Bonn. - Decheniana-Beih. 23: 1-175
- CHAPMAN, D.W. (1971): Production. In: RICKER, W.E. (ed.): Methods for assessments of fish production in fresh waters. - IBP Handbook (Blackwell Scientific Publ.) No. 3: 199-214
- CIANCIARA, S. (1980): Stages and physiological periods in the development of Cloeon dipterum (L.) (Baetidae). - Advances in Ephemeroptera Biology (Plenum Press, New York and London): 265-276
- CODREANU, R. et M. (1931): Etude de plusieurs cas de mosaïque sexuelle chez une Ephemere (Baetis rhodani PICT.). - Bull. Biol.France Belgique 65: 522-543
- COLEMAN, M.J. & HYNES, H.B.N. (1970): The vertical distribution of the invertebrate fauna in the bed of a stream. - Limnol.Oceanogr. 15: 31-40
- CUMMINS, K.W. (1962): An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. - Am.Midl.Nat. 67: 477-504
- CUMMINS, K.W. (1969): Energy budgets. - In: The stream ecosystem; an American Ass.Adv.Sci.Symposium. Techn.Rep. 7: 31-37
- CUMMINS, K.W. (1975): Macroinvertebrates. In: WHITTON, B.A. (ed.): River ecology. - Blackwell Sci.Publ.: 170-198
- CUMMINS, K.W. & WUYCHECK, J.C. (1971): Caloric equivalents for investigations in ecological energetics. - Mitt.Internat. Verein.Limnol. 18: 1-158
- DAVIDSON, A. (1956): A method of counting Ephemeropteran eggs. - Entomologist's mon. Mag. 92: 109
- DEGRANGE, C. (1960): Recherches sur la reproduction des Éphéméroptères. - Trav.Lab.Piscic.Univ.Grenoble 50/51: 7-193

- DOEG, T. & LAKE, P.S. (1981): A technique for assessing the composition and density of the macroinvertebrate fauna of large stones in streams. - *Hydrobiologia* 80: 3-6
- EDMONDSON, W.T. (1974): Secondary production. - *Mitt.Internat. Verein.Limnol.* 20: 229-272
- EDMONDSON, W.T. & WINBERG, G.G. (1971): A manual of methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. - IBP Handbook No. 17 (Blackwell Sci.Publ.): 1-358
- EGGLISHAW, H.J. (1964): The distributional relationship between the bottom fauna and plant detritus in streams. - *J.Anim. Ecol.* 33: 463-467
- ELBING, L. (1971): Untersuchungen zur Larvalentwicklung von Ephemera danica MÜLLER, unter besonderer Berücksichtigung der Anatomie des Gehirns. - Diss.,Phil.Fak.,Univ.Wien 1-79
- ELLIOTT, J.M. (1967): Invertebrate drift in a Dartmoor stream. - *Arch.Hydrobiol.* 63: 202-237
- ELLIOTT, J.M. (1972): Effect of temperature on the time of hatching in Baetis rhodani (Ephemeroptera:Baetidae). - *Oecologia (Berl.)* 9: 47-51
- ELLIOTT, J.M. (1977): Some methods for the statistical analysis of benthic invertebrates. - *Freshw. Biol.Ass.Sci. Publ.No.* 25: 1-156
- ELLIOTT, J.M. & HUMPESCH, U.H. (1980): Eggs of Ephemeroptera. - *Freshw. Biol.Ass., Ann.Rep. No.* 48: 41-52
- ELLIOTT, J.M. & TULLETT, P.A. (1978): A bibliography of samplers for benthic invertebrates. - *Freshw.Biol.Ass. Occasional Publ. No.* 4: 1-61
- GATTERMAYR, W. (1981): Der Wasserhaushalt des Piburger Sees in den Jahren 1978 bis 1980. - *Jber.Abt.Limnol. Innsbruck* 7: 31-40
- GOSE, K. (1970): Life history and production rates of Ephemera strigata (Ephemeroptera). - *Jap.J.Limnol.* 31: 21-26
- GÜMBEL, D. (1976): Emergenz-Vergleich zweier Mittelgebirgsquellen 1973. - *Arch.Hydrobiol.Suppl.* 50: 1-53

- HARPER, F. & MAGNIN, E. (1971): Emergence saisonnière des quelques Éphéméroptères d'un ruisseau des Laurentides. - Can.J.Zool. 49: 1209-1221
- HARPER, P.P. (1978): Variation in the production of emerging insects from a Quebec stream. - Verh.Internat.Verein.Limnol. 20: 1317-1323
- HILSENHOFF, W.L. (1969): An artificial substrate for sampling benthic stream invertebrates. - Limnol.Oceanogr. 14: 465-471
- HUMPESCH, U.H. (1971): Zur Faktorenanalyse des Schlüpfrrhythmus der Flugstadien von Baetis alpinus PICT. (Baetidae, Ephemeroptera). - Oecologia (Berl.) 7: 328-341
- HUMPESCH, U.H. (1979a): Autökologische Untersuchungen zum Entwicklungszyklus von Baetis alpinus (PICT.). - Proc.2nd. Int.Conf.Ephemeroptera: 159-173
- HUMPESCH, U.H. (1979b): Life cycles and growth rates of Baetis spp. (Ephemeroptera: Baetidae) in the laboratory and in two stony streams in Austria. - Freshw. Biol. 9: 467-479
- HUMPESCH, U.H. (1980): Effect of temperature on the hatching of parthenogenetic eggs of five Ecdyonurus spp. and two Rhithrogena spp. (Ephemeroptera) from Austrian streams and English rivers and lakes. - J.Anim. Ecol. 49: 927-937
- HUMPESCH, U.H. (1981): Effect of temperature on larval growth of Ecdyonurus dispar (Ephemeroptera: Heptageniidae) from two English lakes. - Freshw. Biol. 11: 441-457
- HYNES, H.B.N. (1968): Further studies on the invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. - Arch.Hydrobiol. 65: 360-379
- HYNES, H.B.N. (1970): The ecology of running waters. - Liverpool University Press: 1-555
- HYNES, H.B.N. (1974): Further studies on the distribution of stream animals within the substratum. - Limnol.Oceanogr. 19: 92-99
- HYNES, H.B.N., KAUSHIK, N.K., LOCK, M.A., LUSH, D.L., STOCKER, Z.S.J., WALLACE, R.R. & WILLIAMS, D.D. (1974): Benthos and allochthonous organic matter in streams. - J.Fish.Res. Brd.Ca. 31: 545-553

- HYNES, H.B.N., WILLIAMS, D.D. & WILLIAMS, N.E. (1976): Distribution of the benthos within the substratum of a Welsh mountain stream. - *Oikos* 27: 307-310
- IDE, F.P. (1940): Quantitative determination of the insect fauna of rapid water. - *Univ.Toronto Studies, Biol.Ser. No.* 47: 1-20
- ILLIES, J. (1968): Ephemeroptera. - *Handbuch der Zoologie*, 4 (2) 2/5: 1-63
- ILLIES, J. (1971): Emergenz 1969 im Breitenbach. - *Arch.Hydrobiol.* 69: 14-59
- ILLIES, J. (1973): Emergenzschwankungen - Ein produktionsbiologisches Problem. - *Verh.Ges.Ökol.Saarbrücken* (1973): 131-142
- ILLIES, J. (1975): A new attempt to estimate production in running waters. - *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 19: 1705-1711
- ILLIES, J. (1978): Vergleichende Emergenzmessungen im Breitenbach 1969 - 1976 (Ins.: Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera). - *Arch.Hydrobiol.* 82: 432-448
- ILLIES, J. (1979): Annual and seasonal variation of individual weights of adult water insects. - *Aquatic Insects* 1: 153-163
- ILLIES, J. (1980): Ephemeropteren-Emergenz in zwei Lunzer Bächen (1972 - 1977). - *Arch.Hydrobiol.* 90: 217-229
- ILLIES, J. & BOTOȘANEANU, L. (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, condiserés surtout du point de vue faunistique. - *Mitt. Internat.Verein.Limnol.* 12: 1-57
- ILLIES, J. & MASTELLER, E.C. (1977): A possible explanation of emergence patterns of *Baetis vernus* CURTIS (Ins.: Ephemeroptera) on the Breitenbach. - *Int.Revue ges.Hydrobiol.* 62: 315-321
- KIMERLE, R.A. & ANDERSON, N.H. (1967): Evaluation of aquatic insect emergence traps. - *J.Econ.Entom.* 60: 1255-1259

- KIMMINS, D.E. (1972): A revised key to the adults of the British species of Ephemeroptera with notes on their ecology. - Freshw.Biol.Ass.Sci.Publ. No. 15: 1-75
- KOWNACKA, M. (1971): The bottom fauna of the stream Sucha Woda (High Tatra Mts.) in the annual cycle. - Acta Hydrobiol. 13: 415-438
- KOWNACKA, M. (1976): Piburger Bach: Das Makrozoobenthos. - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 2: 137-141
- KOWNACKA, M. (1977): Quantitative Studien über das Zoobenthos des Piburger Baches. - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 3: 154-168
- KOWNACKA, M. & KOWNACKI, A. (1965): the bottom fauna of the river Bialka and of its Tatra tributaries the Rybi Potok and Potok Roztoka. - Proc.Comm.Devel-Pol.Upl. (Krakow) 11: 129-151.
- KOWNACKA, M. & MARGREITER, G. (1978): Die Zoobenthos-Gesellschaften des Piburger Baches (Ötztal, Tirol). - Int.Revue ges.Hydrobiol. 63: 213-232
- LANDA, V. (1949): Contribution to the question of gynandromorphism in Ephemeroptera. (With a description of the gynandromorph Baetis bioculatus, L.). - Vestnik Csl.zoologicke spolecnosti, Sv. 13: 272-279
- LAVANDIER, P. (1981): Cycle biologique, croissance et production de Rhithrogena loyolaea NAVAS (Ephemeroptera) dans un torrent Pyreneen de haute montagne. - Annls Limnol. 17: 163-179
- LAVANDIER, P. (1982): Evidence of upstream migration by female adults of Baetis alpinus PICT. (Ephemeroptera) at high altitude in the Pyrenees. - Annls Limnol. 18: 55-59
- LESTAGE, J.A. (1922): Deux cas de teratologie. - Ann.Biol.Lac. 11: 85-87
- LINDUSKA, J.P. (1942): Bottom type as a factor influencing the local distribution of mayfly nymphs. - Can.Entom. 74: 26-30
- MACAN, T.T. (1958): Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. - Mitt.Internat.Verein.Limnol. 8: 1-21

- MACAN, T.T. (1964): Emergence traps and the investigation of stream faunas. - Riv. Idrobiol. 3: 75-91
- MACKAY, R.J. & KALFF, J. (1969): Seasonal variation in standing crop and species diversity of insect communities in a small Quebec stream. - Ecology 50: 101-109
- MALICKY, H. (1976): Trichopteren-Emergenz in zwei Lunzer Bächen 1972 - 1974. - Arch.Hydrobiol. 77: 51-65
- MARGREITER-KÖWNACKA, M. & PEHOFER, H. (1982): Die Auswirkungen von Nutzwasserentzug auf das Macrozoobenthos dreier Gebirgsbäche in den Zentralalpen Tirols (Österreich). - Ber. nat.-med.Ver.Innsbruck 69: 29-51
- MASON, W.T., ANDERSON, J.B. & MORRISON, O.E. (1967): Limestone-filled, artificial substrate sampler-float unit for collecting macroinvertebrates in large streams. - Progress. Fish.Culturist 29: 74
- MÜLLER-LIEBENAU, I. (1969): Revision der europäischen Arten der Gattung Baetis LEACH 1815 (Insecta, Ephemeroptera). - Gewässer und Abwässer 48/49: 1-214
- MÜLLER-LIEBENAU, I. (1973): Morphological characters used in revising the European species of the genus Baetis LEACH. - Proc.1st Int.Conf.Ephemeroptera: 182-198
- MUNDIE, J.H. (1956): Emergence traps for aquatic insects. - Mitt.Internat.Verein.Limnol. 7: 1-13
- MUNDIE, J.H. (1964): A sampler for catching emergence insects and drifting material in streams. - Limnol.Oceanogr. 9: 456-459
- MUNDIE, J.H. (1966): Sampling emerging insects and drifting materials in deep flowing water. - Gewässer und Abwässer 41/42: 159-162
- PEARSON, E.S. & HARTLEY, H.O. (1966): Biometrika tables for statisticians. - (3rd ed.) Cambridge
- PEARSON, W.D. & KRAMER, R.H. (1971): Drift and production of two aquatic insects in a mountain stream. - Ecol.Mon. 42: 365-385

- PECHLANER, R. & PSENNER, R. (1979): Fallstudie Piburger See: Zur Frage der Bedeutung der Nährstoffabschwemmung aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Einzugsbereichen für die Seen - Eutrophierung. - Forschungsarbeiten Wasserwirtschaft-Wasservorsorge, BMLF, Sekt. IV: 1-108
- PLESKOT, G. (1961): Die Periodizität der Ephemeropteren-Fauna einiger österreichischer Fließgewässer. - Verh.Internat. Verein.Limnol. 14: 410-416
- PREM, M. & STEMBERGER, B. (1976): Piburger Bach: Der Tages- und Jahresgang der Organismendrift. - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck: 2: 142-146
- PSENNER, R. (1981): Physikalische und chemische Parameter des Piburger Sees im Jahre 1980. - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 7: 41-57
- PSENNER, R. (1982): Physikalische und chemische Parameter des Piburger Sees im Jahre 1981. - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 8: 43-57
- RABENI, C.F. & GIBBS, K.E. (1978): Comparison of two methods used by divers for sampling benthic invertebrates in deep rivers. - J.Fish.Res.Bd.Can. 35: 332-336
- RADFORD, D.S. & HARTLAND-ROWE, R. (1971): Subsurface and surface sampling of benthic invertebrates in two streams. - Limnol.Oceanogr. 16: 114-120
- RIEDERER, R.A.A. (1981): Die Eintags- und Steinfliegenfauna (Ephemeroptera und Plecoptera) im Mittellauf der Töss. - Diss. ETH Zürich Nr. 6935: 1-174
- RITTER, H. (in Vorber.): Die Ephemeropteren des Stocktalbaches. - Diss. Abt.Limnol.Inst.f.Zool.Univ.Innsbruck
- ROBY, K.B., NEWBOLD, J.D. & ERMAN, D.C. (1978): Effectiveness of an artificial substrate for sampling macroinvertebrates in small streams. - Freshw. Biol. 8: 1-8
- SANDROCK, F. (1978): Vergleichende Emergenzmessung an zwei Bächen des Schlitzerlandes (Breitenbach und Rohrwiesenbach 1970 - 1971). Schlitzer Produktionsbiologische Studien No. 24. - Arch.Hydrobiol.Suppl. 54: 328-408

- SCHWERDTFEGGER, F. (1968): Demökologie. Struktur und Dynamik tierischer Populationen. - Ökologie der Tiere (Parey), Bd. 2: 1-448
- SMOCK, L.A. (1980): Relationships between body size and biomass of aquatic insects. - Freshw. Biol. 10: 375-383
- SOUTHWOOD, T.R.E. (1978): Ecological methods. - Chapman & Hall (2nd. ed.): 1-524
- SOWA, R. (1975): Ecology and biogeography of mayflies (Ephemeroptera) of running waters in the Polish part of the Carpathians. 1. Distribution and quantitative analysis. - Acta Hydrobiol. 17: 223-297
- SPEIR, J.A. & ANDERSON, N.H. (1974): Use of emergence data for estimating annual production of aquatic insects. - Limnol. Oceanogr. 19: 154-156
- SPIEGEL, M.R. (1976): Statistik. - Schaum's Outline, McGraw-Hill: 1-358
- SPRULES, M. (1947): An ecological investigation of stream insects in Algonquin Park, Ontario. - Univ.Toronto Stud., Biol.-Ser., 56: 1-81
- STATZNER, B. (1979): Der Obere und Untere Schierenseebach (Schleswig-Holstein). Strukturen und Funktionen in zwei Norddeutschen See-Ausfluß-Systemen, unter besonderer Berücksichtigung der Makroinvertebraten. - Diss. Christian-Albrechts-Universität Kiel: 1-551
- STEMBERGER, B. (1976): Der Jahresgang der Organismendrift im Piburger Bach (Ötztal, Tirol). - Hausarbeit, Inst.f.Zool. Univ.Innsbruck: 1-70
- STOCKER, Z.S.J. & WILLIAMS, D.D. (1972): A freezing core method for describing the vertical distribution of sediments in a stream bed. - Limnol-Oceanogr. 17: 136-139
- TARMANN-PREM, M. (1976): Der Tagesgang der Organismendrift im Piburger Bach (Ötztal, Tirol). - Hausarbeit, Inst.f.Zool. Univ.Innsbruck: 1-78
- TARMANN-PREM, M. (1977): Untersuchungen zur Drift des Piburger Baches. - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 3: 169-175

- TISCHLER, W. (1975): Ökologie (mit besonderer Berücksichtigung der Parasitologie). - Wörterbuch der Biologie, Gustav Fischer Verl.: 1-125
- ULFSTRAND, S. (1968): Benthic animal communities in Lapland streams. - Oikos, Suppl. 10: 1-120
- WATERS, T.F. (1964): Recolonisation of denuded stream bottom areas by drift. - Trans.Am.Fish.Soc. 93: 311-315
- WATERS, T.F. (1969a): The turnover ratio in production ecology of freshwater invertebrates. - Am.Nat. 103: 173-185
- WATERS, T.F. (1969b): Invertebrate drift - ecology and significance to stream fishes. - In: Symposium on salmon and trout streams. Univ.B.C., Vancouver: 121-124
- WATERS, T.F. (1977): Secondary production in inland waters. - In: Advances in ecological research (MACFADYEN, A. ed., Academic Press) 10: 91-164
- WATERS, T.F. & CRAWFORD, G.W. (1973): Annual production of a stream mayfly population: A comparison of methods. - Limnol.Oceanogr. 18: 286-296
- WEICHSELBAUMER, P. (1976): Untersuchungen an der Ephemeropterenfauna des Niklbaches (Naturschutzgebiet Sengsengebirge, O.Ö.). - Hausarbeit Abt.Limnol., Inst.f.Zool. Univ.Innsbruck: 1-105
- WEICHSELBAUMER, P. (1977): Untersuchungen der Ephemeropterenfauna des Niklbaches (Naturschutzgebiet Sengsengebirge, O.Ö.). - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 3: 243-249
- WEICHSELBAUMER, P. (1979): Untersuchungen zur Vertikalverteilung von Baetis alpinus PICTET (Baetidae, Ephemeroptera) in Sedimenten des Piburger Baches (Ötztal, Tirol). - Jber. Abt.Limnol.Innsbruck 5: 89-95
- WEICHSELBAUMER, P. (1981): Untersuchungen zur Emergenz von drei Baetis-Arten (Baetidae, Ephemeroptera) am Piburger Bach (Ötztal, Tirol). Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 7: 262-268

- WEICHSELBAUMER, P. (1982a): Emergenz von drei Baetis-Arten (Baetidae, Ephemeroptera) am Piburger Bach (Ötztal, Tirol) in den Jahren 1980 und 1981. - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 8: 207-214
- WEICHSELBAUMER, P. (1982b): Vergleich der Fängigkeit zweier Sammelmethoden für Fließgewässer-Makrozoobenthos. - Jber. Abt.Limnol.Innsbruck 8: 261-267
- WEICHSELBAUMER, P. (1983a): Untersuchungen zur Fekundität von Baetis alpinus PICTET und Baetis muticus LINNÉ (Baetidae, Ephemeroptera). - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 9 (in Vorber.)
- WEICHSELBAUMER, P. (1983b): Untersuchungen über den Individuenverlust beim Aufschlännen und Filtrieren von Benthosproben. - Jber.Abt.Limnol.Innsbruck 9 (in Vorber.)
- WELTON, J.S., LADLE, M. & BASS, J.A. (1982): Growth and production of five species of Ephemeroptera larvae from an experimental recirculating stream. - Freshw. Biol. 12: 103-122
- WENE, G. & WICKLIFF, E.L. (1940): Modification of a stream bottom and its effect on the insect fauna. - Can.Entom. 72: 131-135
- WILLIAMS, D.D. & HYNES, H.B.N. (1974): The occurrence of benthos deep in the substratum of a stream. - Freshw. Biol. 4: 233-256
- WINBERG, G.G. (1971): Methods for the estimation of production of aquatic animals. - Academic Press: 1-175
- WINBERG, G.G., PATALAS, K., WRIGHT, J.C., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., COOPER, W.E. & MANN, K.H. (1971): Methods for calculating productivity. In: EDMONDSON & WINBERG (eds.): A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. - IBP Handbook No. 17 (Blackwell Sci. Publ.): 296-317
- ZELINKA, M. (1973): Die Eintagsfliegen (Ephemeroptera) in Forellenbächen der Beskiden. II. Produktion. - Hydrobiologia 42: 13-19

- ZELINKA, M. (1977): The production of Ephemeroptera in running waters. - Hydrobiologia 56: 121-125
- ZELINKA, M. (1979): Einfluß der Verunreinigung auf die Produktion der Ephemeropteren eines Forellenbaches. - Proc.2nd. Int.Conf.Ephemeroptera: 151-157
- ZELINKA, M. (1980): Differences in the production of mayfly larvae in partial habitats of a barbel stream. - Arch.Hydrobiol. 90: 284-297
- ZELINKA, M. & MARVAN, P. (1976): Notes to methods for estimating production of zoobenthos. - Folia Facul.Scienc. Nat. Univ.Purk. Brunensis 17, Biologia 58: 5-54
- ZWICK, P. (1977): Plecopteren-Emergenz zweier Lunzer Bäche, 1972 - 1974. - Arch.Hydrobiol. 80: 458-505

10. ANHANG - TABELLEN (A1 - A27)

Tab.A-2: Emergenz 1981: Abundanz (Ind./d.m²), durchschnittliche Körperlänge (mm) und Geschlechterverhältnis (♂ %) der Subimagines von B.alpinus. (Erklärungen siehe Tab. A-1 bzw. Text)

No.	Datum	dt	♂		♀		Summe	CL ₉₅	CL ₉₅	CL ₉₅	♂ mm	♀ mm	♂ %
			Ind./d.m ²	CL ₉₅	Ind./d.m ²	CL ₉₅							
1	25.4.	8	0.10	0.02 - 0.25	0.10	0.02 - 0.25	0.20	0.04 - 0.50	0.04 - 0.50	8.5	9.3	50.0	
2	29.4.	4	0.36	0.14 - 0.66	0.10	0.01 - 0.37	0.46	0.15 - 1.03	0.15 - 1.03	8.8	9.5	77.8	
3	1.5.	2	0.41	0.10 - 0.98	0.31	0.06 - 0.87	0.72	0.16 - 1.85	0.16 - 1.85	8.6	10.1	57.1	
4	6.5.	5	0.66	0.27 - 1.15	0.37	0.17 - 0.60	1.03	0.44 - 1.75	0.44 - 1.75	8.8	9.4	64.0	
5	13.5.	7	1.08	0.61 - 1.68	0.73	0.43 - 1.23	1.81	1.04 - 2.91	1.04 - 2.91	9.2	9.7	59.7	
6	20.5.	8	1.13	0.66 - 1.71	0.49	0.22 - 0.83	1.62	0.88 - 2.54	0.88 - 2.54	8.8	9.7	69.8	
7	27.5.	7	0.32	0.10 - 0.61	1.00	0.54 - 1.56	1.32	0.64 - 2.17	0.64 - 2.17	8.3	8.6	24.4	
8	3.6.	6	0.72	0.33 - 1.21	0.72	0.33 - 1.21	1.44	0.66 - 2.42	0.66 - 2.42	8.4	9.0	50.0	
9	10.6.	8	0.41	0.25 - 0.67	0.51	0.32 - 0.83	0.92	0.57 - 1.50	0.57 - 1.50	8.4	8.8	44.4	
10	17.6.	7	0.26	0.12 - 0.43	0.32	0.17 - 0.48	0.58	0.29 - 0.91	0.29 - 0.91	8.5	8.4	45.0	
11	24.6.	6	0.34	0.17 - 0.53	0.27	0.11 - 0.47	0.61	0.28 - 1.00	0.28 - 1.00	8.1	8.1	55.6	
12	1.7.	8	0.44	0.27 - 0.70	0.38	0.25 - 0.47	0.82	0.52 - 1.17	0.52 - 1.17	8.2	8.5	53.1	
13	8.7.	7	0.38	0.22 - 0.52	0.53	0.21 - 0.91	0.91	0.43 - 1.43	0.43 - 1.43	7.7	8.2	41.9	
14	16.7.	7	0.79	0.41 - 1.28	0.64	0.38 - 1.09	1.43	0.79 - 2.37	0.79 - 2.37	7.6	8.2	55.1	
15	22.7.	6	0.27	0.11 - 0.47	0.48	0.29 - 0.62	0.75	0.40 - 1.09	0.40 - 1.09	6.7	6.9	36.4	
16	29.7.	7	0.76	0.38 - 1.24	0.44	0.28 - 0.54	1.20	0.66 - 1.78	0.66 - 1.78	6.6	6.9	63.4	
17	7.8.	9	0.66	0.34 - 1.06	0.50	0.31 - 0.81	1.16	0.65 - 1.87	0.65 - 1.87	6.9	7.7	56.9	
18	12.8.	6	0.38	0.20 - 0.56	0.48	0.29 - 0.62	0.86	0.49 - 1.18	0.49 - 1.18	6.6	6.8	44.0	
19	20.8.	8	0.33	0.19 - 0.45	0.36	0.22 - 0.47	0.69	0.41 - 0.92	0.41 - 0.92	6.6	7.3	48.1	
20	26.8.	5	0.25	0.09 - 0.49	0.45	0.24 - 0.67	0.70	0.33 - 1.16	0.33 - 1.16	6.5	6.6	35.3	
21	2.9.	8	0.15	0.05 - 0.31	0.28	0.15 - 0.42	0.43	0.20 - 0.73	0.20 - 0.73	6.7	7.2	35.3	
22	13.9.	11	0.22	0.12 - 0.32	0.32	0.13 - 0.55	0.54	0.25 - 0.87	0.25 - 0.87	7.3	7.4	41.4	
23	18.9.	5	0.21	0.06 - 0.45	0.25	0.09 - 0.49	0.46	0.15 - 0.94	0.15 - 0.94	7.2	7.4	45.5	
24	23.9.	4	0.05	0.00 - 0.28	0.41	0.17 - 0.71	0.46	0.17 - 0.99	0.17 - 0.99	7.5	7.8	11.1	
25	27.9.	5	0.16	0.04 - 0.39	0.12	0.02 - 0.35	0.28	0.06 - 0.74	0.06 - 0.74	7.3	8.2	57.1	
26	4.10.	7	0.18	0.06 - 0.35	0.38	0.22 - 0.52	0.56	0.28 - 0.87	0.28 - 0.87	7.7	7.8	31.6	
27	14.10.	10	0.06	0.01 - 0.17	0.06	0.01 - 0.17	0.12	0.02 - 0.34	0.02 - 0.34	7.9	8.5	50.0	
28	21.10.	6	0.03	0.00 - 0.19	-	-	0.03	0.00 - 0.19	0.00 - 0.19	8.0	-	100.0	
29	31.10.	11	0.02	0.00 - 0.10	-	-	0.02	0.00 - 0.10	0.00 - 0.10	7.5	-	100.0	

Tab.A-3: Emergenz 1980: Abundanz (Ind./d.m²) und durchschnittliche Körperlänge (mm) der weiblichen Subimagines von B.muticus. (Erklärungen siehe Tab.A-1 bzw. Text)

No.	Datum	dt	Ind./d.m ²	CL ₉₅	mm
4	18.6.	8	0.18	0.07 - 0.32	7.2
5	28.6.	10	0.18	0.09 - 0.29	7.4
6	3.7.	5	0.11	0.02 - 0.31	7.4
7	11.7.	7	0.33	0.18 - 0.46	6.9
8	17.7.	6	0.84	0.44 - 1.56	6.7
9	24.7.	7	0.54	0.32 - 0.88	7.0
10	31.7.	8	0.83	0.45 - 1.49	6.8
11	7.8.	6	1.11	0.60 - 1.90	6.6
12	14.8.	8	1.50	0.81 - 2.73	6.2
13	21.8.	6	0.75	0.42 - 1.33	6.1
14	28.8.	7	0.26	0.12 - 0.41	6.3
15	4.9.	7	0.13	0.04 - 0.28	6.4
16	10.9.	7	0.03	0.00 - 0.14	7.3
17	17.9.	7	0.03	0.00 - 0.14	6.7
18	24.9.	7	0.05	0.01 - 0.19	7.0
19	1.10.	6	0.03	0.00 - 0.17	7.3

Tab.A-4: Emergenz 1981: Abundanz (Ind./d.m²) und durchschnittliche Körperlänge (mm) der weiblichen Subimagines von B.muticus. (Erklärungen siehe Tab.A-1 bzw. Text)

No.	Datum	dt	Ind./d.m ²	CL ₉₅	mm
9	10.6.	8	0.41	0.25 - 0.67	7.6
10	17.6.	7	0.97	0.54 - 1.72	7.7
11	24.6.	6	0.27	0.11 - 0.47	6.8
12	1.7.	8	0.10	0.02 - 0.25	7.4
13	8.7.	7	0.32	0.17 - 0.48	6.9
14	16.7.	7	0.67	0.38 - 1.18	6.7
15	22.7.	6	0.31	0.14 - 0.50	6.8
16	29.7.	7	0.97	0.56 - 1.65	6.5
17	7.8.	9	0.86	0.53 - 1.41	6.4
18	12.8.	6	1.13	0.68 - 1.86	6.4
19	20.8.	8	0.67	0.41 - 1.08	6.4
20	26.8.	5	0.41	0.20 - 0.64	6.2
21	2.9.	8	0.13	0.04 - 0.28	6.9
22	13.9.	11	0.13	0.05 - 0.24	7.1

Tab.A-5: Emergenz 1980: Abundanz (Ind./d.m²), durchschnittliche Körperlänge (mm) und Geschlechterverhältnis (♂ %) der Subimagines von B.rhodani. (Erklärungen siehe Tab. A-7)

No.	Datum	dt	♂			♀			Summe			♂ %
			Ind./d.m ²	CL ₉₅	Ind./d.m ²	CL ₉₅	Ind./d.m ²	CL ₉₅	mm	mm		
1	1.6.	9	0.08	0.02 - 0.20	0.08	0.02 - 0.20	0.16	0.04 - 0.40	9.6	10.5	50.0	
2	5.6	4	0.04	0.00 - 0.25	-	-	0.04	0.00 - 0.25	9.4	-	100.0	
3	11.6	6	-	-	0.03	0.00 - 0.17	0.03	0.00 - 0.17	-	9:5	-	
4	18.6	8	0.07	0.01 - 0.19	0.04	0.01 - 0.16	0.11	0.02 - 0.35	9.7	9.8	60.0	
5	28.6.	10	0.04	0.00 - 0.13	0.07	0.02 - 0.18	0.11	0.02 - 0.31	9.3	10.3	33.3	
6	3.7.	5	0.14	0.03 - 0.35	0.04	0.00 - 0.20	0.18	0.03 - 0.55	9.6	10.5	80.0	
7	11.7.	7	0.05	0.01 - 0.19	0.03	0.00 - 0.14	0.08	0.01 - 0.33	9.0	10.8	66.7	
8	17.7.	6	0.03	0.00 - 0.17	0.09	0.02 - 0.26	0.12	0.02 - 0.43	9.3	10.3	25.0	
9	24.7.	7	0.03	0.00 - 0.14	0.10	0.02 - 0.25	0.13	0.02 - 0.39	9.4	10.3	20.0	
10	31.7	8	0.02	0.00 - 0.13	0.04	0.01 - 0.16	0.06	0.01 - 0.29	9.2	9.4	33.3	
11	7.8.	6	0.03	0.00 - 0.17	-	-	0.03	0.00 - 0.17	9.9	-	100.0	
12	14.8	8	-	-	0.07	0.01 - 0.19	0.07	0.01 - 0.19	-	9.7	-	
13	21.8	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
14	28.8	7	0.05	0.01 - 0.19	-	-	0.05	0.01 - 0.19	9.9	-	100.0	
15	4.9.	7	0.03	0.00 - 0.14	-	-	0.03	0.00 - 0.14	8.0	-	100.0	
16	10.9.	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
17	17.9.	7	0.03	0.00 - 0.14	-	-	0.03	0.00 - 0.14	7.9	-	100.0	
18	24.9.	7	0.05	0.01 - 0.19	0.05	0.01 - 0.19	0.10	0.02 - 0.38	7.6	8.2	50.0	
19	1.10.	6	0.03	0.00 - 0.17	0.03	0.00 - 0.17	0.06	0.00 - 0.34	9.4	9.9	50.0	
20	8.10.	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
21	15.10.	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
22	22.10.	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
23	29.10.	7	0.03	0.00 - 0.14	-	-	0.03	0.00 - 0.14	9.8	-	100.0	

Tab.A-6: Emergenz 1981: Abundanz (Ind./d.m²), durchschnittliche Körperlänge (mm) und Geschlechterverhältnis (♂ %) der Subimagines von B.rhodani. (Erklärungen siehe Tab. A-1 bzw. Text)

No.	Datum	dt	♂			♀			Summe	CL ₉₅	CL ₉₅	♂ %
			Ind./d.m ²	CL ₉₅	Ind./d.m ²	CL ₉₅	Ind./d.m ²	CL ₉₅				
1	25.4.	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
2	29.4.	4	0.05	0.00 - 0.28	0.05	0.00 - 0.28	0.10	0.00 - 0.56	10.0	11.4	50.0	
3	1.5.	2	0.10	0.00 - 0.57	0.10	0.00 - 0.57	0.20	0.00 - 1.14	9.7	9.9	50.0	
4	6.5.	5	0.04	0.00 - 0.23	0.08	0.01 - 0.29	0.12	0.01 - 0.52	9.2	10.4	33.3	
5	13.5.	7	0.09	0.02 - 0.25	0.09	0.02 - 0.25	0.18	0.04 - 0.50	10.2	10.4	50.0	
6	20.5.	8	0.03	0.00 - 0.14	0.05	0.01 - 0.18	0.08	0.01 - 0.32	10.5	10.8	33.3	
7	27.5.	7	-	-	0.06	0.01 - 0.21	0.06	0.01 - 0.21	-	9.7	0	
8	3.6.	6	0.03	0.00 - 0.19	-	-	0.03	0.00 - 0.19	9.5	-	100.0	
9	10.6.	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10	17.6.	7	-	-	0.12	0.03 - 0.28	0.12	0.03 - 0.28	-	10.1	0	
11	24.6.	6	0.03	0.00 - 0.19	0.07	0.01 - 0.25	0.10	0.01 - 0.44	8.4	9.4	33.3	
12	1.7.	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
13	8.7.	7	-	-	0.06	0.01 - 0.21	0.06	0.01 - 0.21	-	9.3	0	
14	16.7.	7	0.09	0.02 - 0.25	0.06	0.01 - 0.21	0.15	0.03 - 0.46	8.6	9.5	60.0	
15	22.7.	6	0.03	0.00 - 0.19	0.07	0.01 - 0.25	0.10	0.01 - 0.44	9.7	9.5	33.3	
16	29.7.	7	-	-	0.15	0.04 - 0.32	0.15	0.04 - 0.32	-	9.3	0	
17	7.8.	9	-	-	0.14	0.05 - 0.27	0.14	0.05 - 0.27	-	10.2	0	
18	12.8.	6	-	-	0.07	0.01 - 0.25	0.07	0.01 - 0.25	-	8.9	0	
19	20.8.	8	0.03	0.00 - 0.14	0.03	0.00 - 0.14	0.06	0.00 - 0.28	9.2	10.3	50.0	
20	26.8.	5	-	-	0.04	0.00 - 0.23	0.04	0.00 - 0.23	-	8.9	0	
21	2.9.	8	-	-	0.03	0.00 - 0.14	0.03	0.00 - 0.14	-	11.7	0	
22	13.9.	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
23	18.9.	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
24	23.9.	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
25	27.9.	5	0.04	0.00 - 0.23	-	-	0.04	0.00 - 0.23	9.1	-	100.0	
26	4.10.	7	0.06	0.01 - 0.21	-	-	0.06	0.01 - 0.21	8.9	-	100.0	
27	14.10.	10	0.02	0.00 - 0.11	-	-	0.02	0.00 - 0.11	9.3	-	100.0	
28	21.10.	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
29	31.10.	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Tab.A-7: Emergenzvergleich 1980 - 1981: Baetidae - Heptageniidae (Gesamtsummen von Subimagines + Imagines), Abundanzen (Erklärungen siehe Tab. A-1 bzw. Text)

1980				1981				Baetidae		Heptageniidae	
No.	Datum	dt	Ind./d.m ²	CL ₉₅	No.	Datum	dt	Ind./d.m ²	CL ₉₅	Ind./d.m ²	
1	1.6.	9	1.80	0.86 - 2.81	0	18.4.	10	0.20	0.03 - 0.48	-	
2	5.6	4	1.66	0.79 - 2.93	1	25.4.	8	0.23	0.04 - 0.50	-	
3	11.6.	6	1.20	0.44 - 2.08	2	29.4.	4	0.56	0.15 - 1.59	-	
4	18.6	8	1.19	0.58 - 1.94	3	1.5.	2	0.92	0.16 - 2.99	-	
5	28.6.	10	1.47	0.73 - 2.51	4	6.5.	5	1.15	0.45 - 2.27	-	
6	3.7.	5	1.54	0.53 - 3.03	5	13.5.	7	2.02	1.08 - 3.41	-	
7	11.7.	7	1.44	0.71 - 2.31	6	20.5.	8	1.72	0.89 - 2.86	-	
8	17.7.	6	1.97	0.98 - 3.55	7	27.5.	7	1.38	0.65 - 2.38	0.09	
9	24.7.	7	1.82	0.86 - 3.19	8	3.6.	6	1.47	0.66 - 2.61	0.07	
10	31.7.	8	2.24	1.17 - 4.00	9	10.6.	8	1.33	0.82 - 2.17	0.13	
11	7.8.	6	2.84	1.47 - 4.72	10	17.6.	7	1.70	0.86 - 2.91	0.21	
12	14.8.	8	4.15	2.33 - 6.75	11	24.6.	6	0.99	0.40 - 1.91	0.38	
13	21.8.	6	2.24	1.20 - 3.86	12	1.7.	8	0.95	0.54 - 1.42	0.23	
14	28.8.	7	1.05	0.46 - 1.84	13	8.7.	7	1.29	0.61 - 2.12	0.56	
15	4.9.	7	0.77	0.38 - 1.29	14	16.7.	7	2.25	1.20 - 4.01	0.44	
16	10.9.	7	0.59	0.29 - 0.98	15	22.7.	6	1.16	0.55 - 2.03	0.34	
17	17.9.	7	0.28	0.08 - 0.78	16	29.7.	7	2.31	1.26 - 3.75	0.26	
18	24.9.	7	0.54	0.18 - 1.27	17	7.8.	9	2.19	1.23 - 3.55	0.32	
19	1.10.	6	0.54	0.18 - 1.32	18	12.8.	6	2.05	1.18 - 3.29	0.55	
20	8.10.	7	0.46	0.20 - 0.78	19	20.8.	8	1.43	0.82 - 2.28	0.51	
21	15.10.	7	0.23	0.06 - 0.53	20	26.8.	5	1.19	0.53 - 2.03	0.53	
22	22.10.	7	0.03	0.00 - 0.14	21	2.9.	8	0.62	0.24 - 1.15	0.49	
23	29.10.	7	0.03	0.00 - 0.14	22	13.9.	11	0.67	0.30 - 1.11	1.06	
					23	18.9.	5	0.45	0.15 - 0.94	1.15	
					24	23.9.	4	0.46	0.17 - 0.99	0.77	
					25	27.9.	5	0.33	0.06 - 0.97	0.25	
					26	4.10.	7	0.61	0.29 - 1.08	0.09	
					27	14.10.	10	0.14	0.02 - 0.45	0.02	
					28	21.10.	6	0.03	0.00 - 0.19	-	
					29	31.10.	11	0.02	0.00 - 0.10	-	

Tab.A-8: Fängigkeit der Schlüpftrichter S1 - S16, Basisdaten (Fl...Schlüpftrichterfläche in m², SI...Subimagines, I...Imagines, Zahlenangabe = Summe aus allen drei Baetis-Arten)

S	Fl (m ²)	Fl %	1980				1981			
			SI	I	Summe	%	SI	I	Summe	%
1	0.226	7.8	62	5	67	5.7	44	5	49	4.6
2	0.188	6.5	23	1	24	2.1	20	1	21	2.0
3	0.179	6.2	122	1	123	10.5	54	2	56	5.3
4	0.078	2.7	29	1	30	2.6	26	-	26	2.4
5	0.072	2.5	15	-	15	1.3	21	-	21	2.0
6	0.207	7.1	80	1	81	6.9	94	1	95	8.9
7	0.203	7.0	97	3	100	8.6	122	3	125	11.8
8	0.253	8.7	45	5	50	4.3	100	1	101	9.5
9	0.159	5.5	82	-	82	7.0	97	1	98	9.2
10	0.192	6.6	49	2	51	4.4	43	-	43	4.0
11	0.204	7.0	77	1	78	6.7	76	1	77	7.2
12	0.264	9.1	38	-	38	3.3	32	-	32	3.0
13	0.160	5.5	119	2	121	10.4	105	3	108	10.2
14	0.205	7.1	96	-	96	8.2	63	-	63	5.9
15	0.163	5.6	50	-	50	4.3	56	1	57	5.4
16	0.147	5.1	158	2	160	13.7	90	-	90	8.5
Summe	2.900	100.0	1142	24	1166	100.0	1043	19	1062	100.0

Tab.A-9: Prozentanteile der drei Baetis-Arten (Subimagines) am Gesamtfang der jeweiligen Schlüpftrichter (S1 - S16) 1980 und 1981

S	<u>B.alpinus</u>		<u>B.muticus</u>		<u>B.rhodani</u>	
	1980 %	1981 %	1980 %	1981 %	1980 %	1981 %
1	59.7	84.1	8.1	2.3	32.3	13.6
2	78.3	60.0	13.0	20.0	8.7	20.0
3	79.5	62.9	15.6	16.7	4.9	20.4
4	65.5	76.9	31.0	15.4	3.5	7.7
5	80.0	80.9	20.0	19.1	-	-
6	90.0	85.1	7.5	10.6	2.5	4.3
7	93.8	88.5	3.1	5.7	3.1	5.7
8	86.7	86.0	13.3	9.0	-	5.0
9	75.6	80.4	17.1	17.5	7.3	2.1
10	85.7	74.4	14.3	25.6	-	-
11	58.4	40.8	39.0	59.2	2.6	-
12	81.6	81.3	18.4	18.7	-	-
13	64.7	38.1	35.3	60.0	-	1.9
14	68.7	68.3	29.2	25.4	2.1	6.3
15	70.0	76.4	26.0	20.0	4.0	3.6
16	46.8	48.3	46.8	42.9	6.4	8.8

Tab.A-10a: Fängigkeit der Schlüpftrichter S1 - S16 (Abundanzangaben pro Tag und Quadratmeter Ind./d.m²)
Sammelperiode 1980: 159 Tage, 1981: 198 Tage

S	<u>B.alpinus</u>		<u>B.muticus</u>		<u>B.rhodani</u>		
	Ind./d.m ²		Ind./d.m ²		Ind./d.m ²		
	1980	1981	1980	1981	1980	1981	
1	1.03	0.83	0.14	0.02	0.56	0.13	
2	0.60	0.32	0.10	0.11	0.07	0.11	
3	3.41	0.96	0.67	0.25	0.21	0.31	O
4	1.54	1.30	0.73	0.26	0.08	0.13	
5	1.05	1.19	0.26	0.28	-	-	
6	2.19	1.95	0.18	0.24	0.06	0.10	
7	2.82	2.69	0.09	0.17	0.09	0.17	
8	0.97	1.72	0.15	0.18	-	0.10	M
9	2.46	2.48	0.55	0.54	0.24	0.06	
10	1.38	0.84	0.23	0.29	-	-	
11	1.39	0.77	0.92	1.11	0.06	-	
12	0.74	0.50	0.17	0.11	-	-	
13	3.02	1.26	1.56	1.99	-	0.06	
14	2.03	1.06	0.86	0.39	0.06	0.10	U
15	1.35	1.30	0.50	0.34	0.08	0.06	
16	3.17	1.51	3.17	1.34	0.43	0.28	

Tab.A-10b: Schlüpftrichter-Strata-Test (t-Test, Daten siehe Tab.A-10a; O, M, U Ober-, Mittel, Unterlauf, nähere Erklärungen siehe Text, t : für P 0.05)

1980	B.alpinus	B.muticus	B.rhodani	v	t
O - M	0.811	0.170	1.012	9	2.262
O - U	0.860	1.690	0.558	8	2.306
M - U	0.208	1.789	0.398	9	2.262
1981					
O - M	2.086	1.597	1.122	9	2.262
O - U	0.793	1.921	0.534	8	2.306
M - U	1.480	0.980	0.494	9	2.262

Tab.A-11: Emergenz 1980: Biomasse (Milligramm Trockengewicht pro Tag und Quadratmeter: mg/d.m²) der Subimagines von B.alpinus. (dt...Besammlungsintervall der Schlüpftrichter in Tagen)

No.	Datum	dt	♂			♀			Summe	
			mg/d.m ²	CL ₉₅	mg/d.m ²	CL ₉₅	mg/d.m ²	CL ₉₅	mg/d.m ²	CL ₉₅
1	1.6.	9	1.36	0.53 - 3.43	2.78	1.02 - 6.95	4.23	1.55 - 10.38		
2	5.6.	4	1.16	0.18 - 4.83	3.41	0.89 - 12.34	4.57	1.07 - 17.17		
3	11.6.	6	0.79	0.13 - 3.29	2.06	0.38 - 8.06	2.85	0.51 - 11.35		
4	18.6.	8	0.97	0.26 - 3.34	1.09	0.21 - 4.04	2.06	0.47 - 7.38		
5	28.6.	10	1.12	0.40 - 2.68	2.01	0.51 - 6.47	3.13	0.91 - 9.15		
6	3.7.	5	1.03	0.16 - 4.38	2.19	0.36 - 8.95	3.22	0.52 - 13.33		
7	11.7.	7	0.56	0.13 - 1.69	2.23	0.49 - 7.88	2.79	0.62 - 9.57		
8	17.7.	6	0.75	0.17 - 2.31	2.20	0.41 - 8.56	2.95	0.58 - 10.87		
9	24.7.	7	0.98	0.19 - 3.73	2.11	0.44 - 7.80	3.09	0.63 - 11.53		
10	31.7.	8	1.04	0.25 - 3.46	1.98	0.53 - 7.08	3.02	0.78 - 10.54		
11	7.8.	6	1.12	0.26 - 3.84	1.63	0.43 - 5.70	2.75	0.69 - 9.54		
12	14.8.	8	1.25	0.49 - 2.85	2.33	0.95 - 5.12	3.58	1.44 - 7.97		
13	21.8.	6	0.48	0.05 - 2.44	1.55	0.43 - 5.15	2.03	0.48 - 7.59		
14	28.8.	7	0.24	0.03 - 1.20	0.69	0.09 - 3.13	0.93	0.12 - 4.33		
15	4.9.	7	0.35	0.06 - 1.26	0.26	0.01 - 2.12	0.61	0.07 - 3.38		
16	10.9.	7	0.15	0.01 - 1.19	0.49	0.08 - 1.83	0.64	0.09 - 3.02		
17	17.9.	7	0.02	0.00 - 1.54	0.27	0.02 - 1.67	0.29	0.02 - 3.21		
18	24.9.	7	0.18	0.01 - 1.37	0.43	0.05 - 2.12	0.61	0.06 - 3.49		
19	1.10.	6	0.27	0.02 - 1.48	0.37	0.03 - 2.39	0.64	0.05 - 3.87		
20	8.10.	7	0.25	0.03 - 1.23	0.41	0.05 - 2.05	0.66	0.08 - 3.28		
21	15.10.	7	0.08	0.00 - 2.38	0.31	0.02 - 2.38	0.39	0.02 - 5.21		
22	22.10.	7	-	-	0.04	0.00 - 3.29	0.04	0.00 - 3.29		
23	29.10.	7	-	-	-	-	-	-		

Tab.A-12: Emergenz 1981: Biomasse (mg/d.m²) der Subimagines von B.alpinus. (Erklärungen siehe Tab.A-11)

No.	Datum	dt	♂		♀		Summe	
			mg/d.m ²	CL ₉₅	mg/d.m ²	CL ₉₅	mg/d.m ²	CL ₉₅
1	25.4.	8	0.36	0.01 - 4.37	0.17	0.00 - 4.63	0.53	0.01 - 9.36
2	29.4.	4	0.38	0.00 - 15.17	0.67	0.06 - 3.95	1.05	0.06 - 19.72
3	1.5.	2	1.39	0.02 - 43.28	0.71	0.00 - 16.43	2.10	0.02 - 59.71
4	6.5.	5	1.33	0.18 - 6.37	1.22	0.20 - 5.04	2.55	0.38 - 11.41
5	13.5.	7	2.92	0.82 - 10.26	2.30	0.86 - 5.36	5.22	1.68 - 15.62
6	20.5.	8	1.94	0.38 - 7.40	2.10	0.83 - 4.78	4.04	1.21 - 12.18
7	27.5.	7	2.72	0.73 - 8.58	0.50	0.05 - 2.66	3.22	0.78 - 11.24
8	3.6.	6	2.26	0.44 - 8.62	1.16	0.22 - 4.38	3.42	0.66 - 13.00
9	10.6.	8	1.51	0.12 - 5.38	0.66	0.15 - 2.60	2.17	0.27 - 7.98
10	17.6.	7	0.82	0.15 - 3.21	0.44	0.06 - 2.06	1.26	0.21 - 5.27
11	24.6.	6	0.62	0.06 - 3.37	0.50	0.07 - 2.26	1.12	0.13 - 5.63
12	1.7.	8	1.01	0.24 - 3.06	0.66	0.16 - 2.45	1.67	0.40 - 5.51
13	8.7.	7	1.24	0.18 - 5.17	0.47	0.08 - 1.76	1.71	0.26 - 6.93
14	16.7.	7	1.52	0.39 - 5.58	0.95	0.21 - 3.34	2.47	0.60 - 8.92
15	22.7.	6	0.66	0.13 - 2.22	0.22	0.02 - 1.27	0.88	0.15 - 3.49
16	29.7.	7	0.60	0.12 - 1.99	0.60	0.12 - 2.15	1.20	0.24 - 4.14
17	7.8.	9	0.97	0.24 - 3.60	0.59	0.13 - 2.06	1.56	0.37 - 5.66
18	12.8.	6	0.63	0.12 - 2.13	0.30	0.05 - 1.22	0.93	0.17 - 3.35
19	20.8.	8	0.59	0.12 - 1.93	0.26	0.05 - 0.95	0.85	0.17 - 2.88
20	26.8.	5	0.54	0.08 - 2.21	0.18	0.01 - 1.72	0.72	0.09 - 3.93
21	2.9.	8	0.44	0.06 - 2.01	0.13	0.01 - 0.98	0.57	0.07 - 2.99
22	13.9.	11	0.54	0.09 - 2.20	0.24	0.04 - 0.89	0.78	0.13 - 3.09
23	18.9.	5	0.42	0.02 - 3.18	0.21	0.01 - 2.00	0.63	0.03 - 5.81
24	23.9.	4	0.83	0.09 - 4.44	0.06	0.00 - 4.02	0.89	0.09 - 8.46
25	27.9.	5	0.29	0.00 - 10.54	0.17	0.00 - 5.23	0.46	0.00 - 15.77
26	4.10.	7	0.77	0.15 - 2.65	0.22	0.00 - 5.30	0.99	0.15 - 7.95
27	14.10.	10	0.16	0.00 - 5.73	0.08	0.00 - 2.79	0.24	0.00 - 8.52
28	21.10.	6	-	-	0.05	0.00 - 3.03	0.05	0.00 - 3.03
29	31.10.	11	-	-	0.02	0.00 - 1.46	0.02	0.00 - 1.46

Tab.A-13: Emergenz 1980: Biomasse (mg/d.m²) der weiblichen Subimagines von B.muticus (Erklärungen siehe Tab.A-11 bzw. Text)

No.	Datum	dt	mg/d.m ²	CL ₉₅
4	18.6.	8	0.22	0.02 - 1.13
5	28.6.	10	0.23	0.04 - 0.99
6	3.7.	5	0.14	0.00 - 4.47
7	11.7.	7	0.36	0.07 - 1.27
8	17.7.	6	0.82	0.20 - 3.11
9	24.7.	7	0.60	0.16 - 2.12
10	31.7.	8	0.85	0.33 - 2.16
11	7.8.	6	1.02	0.26 - 3.64
12	14.8.	8	1.19	0.45 - 3.07
13	21.8.	6	0.57	0.12 - 2.32
14	28.8.	7	0.21	0.02 - 1.13
15	4.9.	7	0.11	0.00 - 2.48
16	10.9.	7	0.03	0.00 - 2.04
17	17.9.	7	0.03	0.00 - 1.69
18	24.9.	7	0.06	0.00 - 2.40
19	1.10	6	0.04	0.00 - 2.38

Tab.A-14: Emergenz 1981: Biomasse (mg/d.m²) der weiblichen Subimagines von B.muticus. (Erklärungen siehe Tab.A-11 bzw. Text)

No.	Datum	dt	mg/d.m ²	CL ₉₅
9	10.6.	8	0.57	0.14 - 2.18
10	17.6.	7	1.40	0.55 - 3.57
11	24.6.	6	0.28	0.03 - 1.48
12	1.7.	8	0.13	0.00 - 3.53
13	8.7.	7	0.34	0.05 - 1.46
14	16.7.	7	0.66	0.15 - 2.62
15	22.7.	6	0.31	0.02 - 2.16
16	29.7.	7	0.87	0.24 - 3.05
17	7.8.	9	0.75	0.21 - 2.51
18	12.8.	6	0.98	0.27 - 3.30
19	20.8.	8	0.58	0.15 - 2.08
20	26.8.	5	0.33	0.04 - 1.59
21	2.9.	8	0.14	0.00 - 1.26
22	13.9.	11	0.15	0.01 - 0.91

Tab.A-15: Emergenz 1980: Biomasse (mg/d.m²) der Subimagines von B.rhodani. (Erklärungen siehe Tab. A-11)

No.	Datum	dt	♂		♀		Summe	
			mg/d.m ²	CL ₉₅	mg/d.m ²	CL ₉₅	mg/d.m ²	CL ₉₅
1	1.6.	9	0.18	0.00 - 17.65	0.36	0.00 - 16.78	0.54	0.00 - 34.43
2	5.6.	4	0.09	0.00 - 21.70	-	-	0.09	0.00 - 21.70
3	11.6.	6	-	-	0.09	0.00 - 10.72	0.09	0.00 - 10.72
4	18.6.	8	0.15	0.00 - 18.52	0.16	0.00 - 11.50	0.31	0.00 - 30.02
5	28.6.	10	0.07	0.00 - 10.68	0.30	0.00 - 14.43	0.37	0.00 - 25.11
6	3.7.	5	0.32	0.00 - 31.76	0.16	0.00 - 17.43	0.48	0.00 - 49.19
7	11.7.	7	0.10	0.00 - 13.66	0.13	0.00 - 13.61	0.23	0.00 - 27.27
8	17.7.	6	0.06	0.00 - 13.70	0.38	0.00 - 21.28	0.44	0.00 - 34.98
9	24.7.	7	0.05	0.00 - 12.40	0.43	0.00 - 20.26	0.48	0.00 - 33.02
10	31.7.	8	0.04	0.00 - 9.99	0.14	0.00 - 10.20	0.18	0.00 - 20.19
11	7.8.	6	0.07	0.00 - 16.98	-	-	0.07	0.00 - 16.98
12	14.8.	8	-	-	0.23	0.00 - 13.25	0.23	0.00 - 13.25
13	21.8.	6	-	-	-	-	-	-
14	28.8.	7	0.12	0.00 - 18.92	-	-	0.12	0.00 - 18.92
15	4.9.	7	0.03	0.00 - 7.19	-	-	0.03	0.00 - 7.19
16	10.9.	7	-	-	-	-	-	-
17	17.9.	7	0.03	0.00 - 6.98	-	-	0.03	0.00 - 6.98
18	24.9.	7	0.06	0.00 - 8.02	0.10	0.00 - 7.76	0.16	0.00 - 15.78
19	1.10.	6	0.06	0.00 - 14.47	0.11	0.00 - 12.08	0.17	0.00 - 26.55
20	8.10.	7	-	-	-	-	-	-
21	15.10.	7	-	-	-	-	-	-
22	22.10.	7	-	-	-	-	-	-
23	29.10.	7	0.06	0.00 - 14.18	-	-	0.06	0.00 - 14.18

Tab.A-16: Emergenz 1981: Biomasse (mg/d.m²) der Subimagines von B.rhodani. (Erklärungen siehe Tab. A-11)

No.	Datum	dt	♂		♀		Summe	CL ₉₅	
			mg/d.m ²	CL ₉₅	mg/d.m ²	CL ₉₅		mg/d.m ²	CL ₉₅
1	25.4.	8	-	-	-	-	-	-	-
2	29.4.	4	0.31	0.00 - 31.68	0.13	0.00 - 29.23	0.44	0.00 - 60.91	-
3	1.5.	2	0.38	0.00 - 40.51	0.23	0.00 - 54.02	0.61	0.00 - 94.53	-
4	6.5.	5	0.36	0.00 - 24.76	0.08	0.00 - 17.88	0.44	0.00 - 42.64	-
5	13.5.	7	0.38	0.00 - 18.17	0.23	0.00 - 23.67	0.61	0.00 - 41.84	-
6	20.5.	8	0.25	0.00 - 17.31	0.07	0.00 - 17.50	0.32	0.00 - 34.81	-
7	27.5.	7	0.20	0.00 - 14.35	-	-	0.20	0.00 - 14.35	-
8	3.6.	6	-	-	0.07	0.00 - 16.62	0.07	0.00 - 16.62	-
9	10.6.	8	-	-	-	-	-	-	-
10	17.6.	7	0.46	0.01 - 9.04	-	-	0.46	0.01 - 9.04	-
11	24.6.	6	0.21	0.00 - 15.21	0.05	0.00 - 10.89	0.26	0.00 - 26.10	-
12	1.7.	8	-	-	-	-	-	-	-
13	8.7.	7	0.17	0.00 - 12.41	-	-	0.17	0.00 - 12.41	-
14	16.7.	7	0.19	0.00 - 13.35	0.14	0.00 - 16.62	0.33	0.00 - 29.97	-
15	22.7.	6	0.22	0.00 - 15.58	0.08	0.00 - 18.01	0.30	0.00 - 33.59	-
16	29.7.	7	0.43	0.01 - 7.45	-	-	0.43	0.01 - 7.45	-
17	7.8.	9	0.56	0.03 - 5.47	-	-	0.56	0.03 - 5.47	-
18	12.8.	6	0.17	0.00 - 12.78	-	-	0.17	0.00 - 12.78	-
19	20.8.	8	0.11	0.00 - 11.37	0.05	0.00 - 11.17	0.16	0.00 - 22.54	-
20	26.8.	5	0.10	0.00 - 11.80	-	-	0.10	0.00 - 11.80	-
21	2.9.	8	0.17	0.00 - 16.88	-	-	0.17	0.00 - 16.88	-
22	13.9.	11	-	-	-	-	-	-	-
23	18.9.	5	-	-	-	-	-	-	-
24	23.9.	4	-	-	-	-	-	-	-
25	27.9.	5	-	-	0.08	0.00 - 17.39	0.08	0.00 - 17.39	-
26	4.10.	7	-	-	0.11	0.00 - 14.85	0.11	0.00 - 14.85	-
27	14.10.	10	-	-	0.04	0.00 - 9.19	0.04	0.00 - 9.19	-
28	21.10.	6	-	-	-	-	-	-	-
29	31.10.	11	-	-	-	-	-	-	-

Tab.A-17: Emergenz 1980: Potentielle Natalität (Eier pro Tag und Quadratmeter: E/d.m²) von B.alpinus, B.muticus und B.rhodani. (dt...Besammlungsintervall der Schlüpftrichter in Tagen)

No.	Datum	<u>B.alpinus</u>		<u>B.muticus</u>		<u>B.rhodani</u>		dt
		E/d.m ²	CL ₉₅	E/d.m ²	CL ₉₅	E/d.m ²	CL ₉₅	
1	1.6.	1371	528 - 3061	-	-	204	5 - 3376	9
2	5.6.	1628	493 - 5200	-	-	-	-	4
3	11.6.	997	213 - 3431	-	-	57	0 - 2357	6
4	18.6.	526	119 - 1678	193	21 - 943	93	1 - 2459	8
5	28.6.	972	280 - 2786	209	33 - 826	173	4 - 2942	10
6	3.7.	1069	208 - 3826	125	1 - 4202	92	0 - 3505	5
7	11.7.	1079	271 - 3383	317	60 - 1045	71	0 - 2667	7
8	17.7.	1055	227 - 3620	731	190 - 2521	217	4 - 4338	6
9	24.7.	1018	243 - 3323	533	146 - 1726	248	6 - 4203	7
10	31.7.	973	297 - 3084	756	320 - 1742	82	1 - 2259	8
11	7.8.	846	260 - 2595	900	245 - 2947	-	-	6
12	14.8.	1237	550 - 2496	1049	432 - 2473	136	2 - 2852	8
13	21.8.	839	266 - 2460	498	106 - 1872	-	-	6
14	28.8.	378	61 - 1459	187	17 - 926	-	-	7
15	4.9.	149	7 - 945	98	0 - 2230	-	-	7
16	10.9.	272	55 - 854	29	0 - 1915	-	-	7
17	17.9.	149	14 - 760	22	0 - 1560	-	-	7
18	24.9.	227	33 - 945	51	0 - 2225	62	1 - 1935	7
19	1.10.	199	20 - 1054	33	0 - 2234	64	0 - 2564	6
20	8.10.	219	32 - 917	-	-	-	-	7
21	15.10.	163	12 - 1023	-	-	-	-	7
22	22.10.	23	0 - 1242	-	-	-	-	7
23	29.10.	-	-	-	-	-	-	7

Tab.A-18: Emergenz 1981: Potentielle Natalität (Eier pro Tag und Quadratmeter: E/d.m²) von B.alpinus, B.muticus und B.rhodani. (dt...Besammlungsintervall der Schlüpftrichter in Tagen)

No.	Datum	<u>B.alpinus</u>		<u>B.muticus</u>		<u>B.rhodani</u>		dt
		E/d.m ²	CL ₉₅	E/d.m ²	CL ₉₅	E/d.m ²	CL ₉₅	
1	25.4.	174	5 - 1820	-	-	-	-	8
2	29.4.	185	3 - 5519	-	-	168	0 - 5898	4
3	1.5.	655	13 - 14879	-	-	219	0 - 8600	2
4	6.5.	647	108 - 2631	-	-	204	3 - 5014	5
5	13.5.	1397	448 - 4351	-	-	218	0 - 3831	7
6	20.5.	929	210 - 3117	-	-	143	2 - 3392	8
7	27.5.	1371	416 - 3829	-	-	118	2 - 3089	7
8	3.6.	1117	254 - 3728	-	-	-	-	6
9	10.6.	751	233 - 2351	515	133 - 1808	-	-	8
10	17.6.	416	89 - 1400	1260	549 - 2892	266	7 - 2422	7
11	24.6.	320	41 - 1456	249	25 - 1226	125	2 - 3367	6
12	1.7.	513	146 - 1338	119	2 - 3319	-	-	8
13	8.7.	638	111 - 2299	306	46 - 1205	104	1 - 2788	7
14	16.7.	779	233 - 2508	588	141 - 2130	111	1 - 2936	7
15	22.7.	362	86 - 1043	280	14 - 1823	129	2 - 3425	6
16	29.7.	332	79 - 934	772	219 - 2467	260	8 - 2187	7
17	7.8.	511	147 - 1648	661	194 - 2025	320	30 - 1679	9
18	12.8.	348	81 - 1008	862	250 - 2664	106	1 - 2978	6
19	20.8.	316	79 - 892	509	133 - 1683	62	0 - 2334	8
20	26.8.	302	56 - 1052	286	31 - 1299	64	0 - 2749	5
21	2.9.	239	39 - 910	122	4 - 1074	91	0 - 3084	8
22	13.9.	290	55 - 1021	135	11 - 764	-	-	11
23	18.9.	225	17 - 1391	-	-	-	-	5
24	23.9.	433	55 - 1949	-	-	-	-	4
25	27.9.	149	2 - 3843	-	-	-	-	5
26	4.10.	402	95 - 1193	-	-	-	-	7
27	14.10.	82	1 - 2069	-	-	-	-	10
28	21.10.	-	-	-	-	-	-	6
29	31.10.	-	-	-	-	-	-	11

Tab.A-19: Abundanz (Ind/m²), Biomasse (mg TG/m²) und durchschnittliche Körperlängen (mm) der Larvenstadien von B.alpinus.

<u>Larven</u> (L)						
No.	Datum	Ind./m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mm
1	1.10.80	371	209 - 659	32.3	8.6 - 119.4	2.4
2	22.10.80	144	81 - 255	11.2	2.9 - 41.4	2.3
3	12.11.80	208	115 - 377	11.0	2.7 - 43.2	2.0
4	3.12.80	432	236 - 789	26.1	6,5 - 102.1	2.1
5	24.12.80	357	239 - 535	16.4	5.6 - 47.2	1.9
6	14.1.81	334	171 - 652	22.9	5.4 - 94.8	2.2
7	4.2.81	491	308 - 783	38.0	11.1 - 127.4	2.3
8	25.2.81	259	161 - 417	22.6	6.6 - 75.6	2.4
9	18.3.81	461	327 - 652	40.2	13.4 - 118.1	2.4
10	8.4.81	333	219 - 507	32.5	10.2 - 102.1	2.5
11	29.4.81	320	195 - 525	31.2	9.1 - 105.6	2.5
12	20.5.81	405	258 - 636	31.4	9.3 - 103.6	2.3
13	10.6.81	227	160 - 322	24.6	8.3 - 71.6	2.6
14	1.7.81	400	267 - 600	18.3	5.4 - 60.4	1.9
15	22.7.81	1269	804 - 2004	42.7	13.7 - 132.1	1.7
16	12.8.81	1992	1180 - 3363	91.1	27.8 - 296.2	1.9
17	2.9.81	1277	562 - 2904	77.0	15.4 - 375.7	2.1
18	27.9.81	723	326 - 1601	63.0	15.2 - 260.5	2.4

<u>Junge Nymphen</u> (JN)						
No.	Datum	Ind./m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mm
1	1.10.80	45	32 - 65	12.1	2.1 - 56.8	3.6
2	22.10.80	53	36 - 78	11.2	1.9 - 53.1	3.3
3	12.11.80	37	27 - 40	7.2	1.0 - 29.0	3.2
4	3.12.80	48	24 - 72	17.2	2.3 - 79.7	4.0
5	24.12.80	43	31 - 59	15.3	2.7 - 69.2	4.0
6	14.1.81	31	20 - 38	13.7	1.7 - 60.7	4.3
7	4.2.81	85	46 - 104	28.5	4.5 - 91.2	3.9
8	25.2.81	37	27 - 40	14.3	2.4 - 51.7	4.1
9	18.3.81	131	91 - 171	50.0	18.2 - 123.9	4.1
10	8.4.81	152	92 - 252	70.7	22.6 - 220.0	4.4
11	29.4.81	125	82 - 192	48.0	16.4 - 139.4	4.1
12	20.5.81	147	89 - 241	81.9	25.0 - 265.2	4.7
13	10.6.81	85	53 - 118	30.5	6.1 - 115.8	4.0
14	1.7.81	115	79 - 166	38.2	13.8 - 105.4	3.9
15	22.7.81	75	45 - 105	17.0	3.2 - 66.6	3.4
16	12.8.81	147	94 - 229	28.3	10.0 - 80.0	3.2
17	2.9.81	139	86 - 224	31.7	10.8 - 92.1	3.4
18	27.9.81	229	117 - 450	93.8	25.2 - 347.7	4.2

Tab.A-19: Fortsetzung (B.alpinus)

Halberwachsene Nymphen (HN)

No.	Datum	Ind./m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mm
1	1.10.80	5	0 - 16	2.3	0.0 - 141.0	4.3
2	22.10.80	19	8 - 30	9.2	0.1 - 281.9	4.5
3	12.11.80	29	18 - 37	13.6	1.7 - 61.1	4.4
4	3.12.80	48	34 - 67	33.6	7.4 - 134.5	5.1
5	24.12.80	21	10 - 32	20.3	1.8 - 114.8	5.7
6	14.1.81	6	0 - 17	5.7	0.0 - 255.9	5.8
7	4.2.81	5	0 - 16	5.3	0.0 - 238.0	5.8
8	25.2.81	-	- - -	-	- - -	-
9	18.3.81	27	16 - 36	26.6	3.6 - 120.3	5.8
10	8.4.81	64	42 - 97	76.8	18.8 - 291.6	6.2
11	29.4.81	91	59 - 139	104.0	33.8 - 316.3	6.1
12	20.5.81	61	42 - 90	87.4	13.2 - 445.5	6.6
13	10.6.81	45	22 - 69	47.4	7.3 - 200.1	5.9
14	1.7.81	64	36 - 92	47.2	8.9 - 183.5	5.2
15	22.7.81	67	38 - 95	57.4	11.4 - 216.2	5.5
16	12.8.81	51	35 - 73	31.7	6.6 - 133.2	4.9
17	2.9.81	21	10 - 32	9.9	0.7 - 63.0	4.4
18	27.9.81	64	42 - 98	47.2	10.3 - 194.9	5.2

Erwachsene Nymphen (EN)

1	1.10.80	3	0 - 13	2.4	0.0 - 188.0	5.6
2	22.10.80	-	- - -	-	- - -	-
3	12.11.80	3	0 - 13	2.0	0.0 - 160.4	5.2
4	3.12.80	-	- - -	-	- - -	-
5	24.12.80	-	- - -	-	- - -	-
6	14.1.81	-	- - -	-	- - -	-
7	4.2.81	-	- - -	-	- - -	-
8	25.2.81	-	- - -	-	- - -	-
9	18.3.81	-	- - -	-	- - -	-
10	8.4.81	11	3 - 22	22.5	0.4 - 537.2	7.6
11	29.4.81	32	21 - 38	88.9	17.8 - 304.2	8.4
12	20.5.81	53	28 - 79	104.3	15.9 - 455.7	7.4
13	10.6.81	16	6 - 27	32.5	2.0 - 227.4	7.5
14	1.7.81	8	2 - 19	11.9	0.1 - 366.4	6.7
15	22.7.81	24	13 - 34	34.2	4.0 - 176.8	6.6
16	12.8.81	21	10 - 32	20.3	1.8 - 114.8	5.7
17	2.9.81	5	0 - 16	2.8	0.0 - 160.3	4.6
18	27.9.81	3	0 - 13	2.3	0.0 - 179.8	5.5

Tab.A-19: Fortsetzung (B.alpinus)

Reife Nymphen (RN)

No.	Datum	Ind./m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mm
1	1.10.80	5	0 - 16	5.3	0.0 - 238.0	5.8
2	22.10.80	-	- - -	-	- - -	-
3	12.11.80	-	- - -	-	- - -	-
4	3.12.80	-	- - -	-	- - -	-
5	24.12.80	-	- - -	-	- - -	-
6	14.1.81	-	- - -	-	- - -	-
7	4.2.81	-	- - -	-	- - -	-
8	25.2.81	-	- - -	-	- - -	-
9	18.3.81	-	- - -	-	- - -	-
10	8.4.81	5	0 - 16	11.6	0.1 - 397.9	7.7
11	29.4.81	8	2 - 19	16.8	0.2 - 460.4	7.6
12	20.5.81	8	2 - 19	20.3	0.2 - 521.8	8.1
13	10.6.81	5	0 - 16	12.5	0.1 - 419.8	7.9
14	1.7.81	-	- - -	-	- - -	-
15	22.7.81	-	- - -	-	- - -	-
16	12.8.81	-	- - -	-	- - -	-
17	2.9.81	8	2 - 19	8.8	0.1 - 304.6	6.0
18	27.9.81	5	0 - 16	6.1	0.0 - 259.3	6.1

Tab.A-20: Abundanz (Ind./m²), Biomase (mg TG/m²) und durchschnittliche Körperlänge (mm) der Larvenstadien von B.muticus.

Larven

No.	Datum	Ind./m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mm
1	1.10.80	5	0 - 16	0.8	0.0 - 55.3	3.4
2	22.10.80	-	- - -	-	- - -	-
3	12.11.80	-	- - -	-	- - -	-
4	3.12.80	-	- - -	-	- - -	-
5	24.12.80	8	2 - 19	0.1	0.0 - 21.6	1.4
6	14.1.81	-	- - -	-	- - -	-
7	4.2.81	19	9 - 30	0.3	0.0 - 34.8	1.5
8	25.2.81	3	0 - 13	0.1	0.0 - 19.2	1.8
9	18.3.81	3	0 - 13	0.0	0.0 - 14.8	1.4
10	8.4.81	-	- - -	-	- - -	-
11	29.4.81	3	0 - 13	0.0	0.0 - 12.3	1.2
12	20.5.81	16	6 - 27	0.5	0.0 - 42.9	1.9
13	10.6.81	3	0 - 13	0.0	0.0 - 14.8	1.4
14	1.7.81	3	0 - 13	0.5	0.0 - 53.3	3.7
15	22.7.81	-	- - -	-	- - -	-
16	12.8.81	-	- - -	-	- - -	-
17	2.9.81	-	- - -	-	- - -	-
18	27.9.81	11	3 - 22	0.5	0.0 - 41.4	2.2

Tab.A-20: Fortsetzung (B.muticus)

Junge Nymphen

No.	Datum	Ind./m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mm
1	1.10.80	-	- - -	-	- - -	-
2	22.10.80	-	- - -	-	- - -	-
3	12.11.80	-	- - -	-	- - -	-
4	3.12.80	3	0 - 13	0.6	0.0 - 58.2	3.9
5	24.12.80	-	- - -	-	- - -	-
6	14.1.81	-	- - -	-	- - -	-
7	4.2.81	3	0 - 13	0.7	0.0 - 61.7	4.1
8	25.2.81	3	0 - 13	0.8	0.0 - 71.1	4.4
9	18.3.81	-	- - -	-	- - -	-
10	8.4.81	-	- - -	-	- - -	-
11	29.4.81	-	- - -	-	- - -	-
12	20.5.81	3	0 - 13	0.6	0.0 - 60.0	4.0
13	10.6.81	3	0 - 13	0.4	0.0 - 48.6	3.5
14	1.7.81	11	3 - 22	2.4	0.0 - 98.8	3.9
15	22.7.81	-	- - -	-	- - -	-
16	12.8.81	-	- - -	-	- - -	-
17	2.9.81	-	- - -	-	- - -	-
18	27.9.81	-	- - -	-	- - -	-

Halberwachsene Nymphen

10	8.4.81	-	- - -	-	- - -	-
11	29.4.81	3	0 - 13	1.9	0.0 - 123.6	5.9
12	20.5.81	3	0 - 13	1.3	0.0 - 97.3	5.2
13	10.6.81	-	- - -	-	- - -	-
14	1.7.81	3	0 - 13	1.5	0.0 - 107.3	5.5
15	22.7.81	-	- - -	-	- - -	-
16	12.8.81	3	0 - 13	1.0	0.0 - 83.4	4.8
17	2.9.81	-	- - -	-	- - -	-

Erwachsene Nymphen

15	22.7.81	-	- - -	-	- - -	-
16	12.8.81	3	0 - 13	2.2	0.0 - 138.4	6.3

Tab.A-21: Abundanz (Ind./m²), Biomasse (mg TG/m²) und durchschnittliche Körperlängen (mm) der Larvenstadien von B.rhodani.

Larven

No.	Datum	Ind./m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mm
1	1.10.80	13	4 - 24	1.3	0.0 - 72.5	3.1
2	22.10.80	29	18 - 37	3.1	0.3 - 13.3	3.2
3	12.11.80	16	6 - 27	1.7	0.0 - 83.6	3.2
4	3.12.80	13	4 - 24	0.5	0.0 - 43.2	2.2
5	24.12.80	13	4 - 24	1.0	0.0 - 65.3	2.9
6	14.1.81	11	3 - 24	0.6	0.0 - 52.7	2.6
7	4.2.81	24	13 - 34	1.2	0.0 - 72.3	2.5
8	25.2.81	24	13 - 34	0.7	0.0 - 57.1	2.1
9	18.3.81	8	2 - 19	0.2	0.0 - 32.6	2.1
10	8.4.81	3	0 - 13	0.2	0.0 - 34.1	2.8
11	29.4.81	3	0 - 13	0.2	0.0 - 36.6	3.0
12	20.5.81	-	- - -	-	- - -	-
13	10.6.81	-	- - -	-	- - -	-
14	1.7.81	3	0 - 13	0.0	0.0 - 14.5	1.5
15	22.7.81	-	- - -	-	- - -	-
16	12.8.81	13	4 - 24	0.3	0.0 - 36.6	1.9
17	2.9.81	24	13 - 34	2.1	0.0 - 93.1	3.0
18	27.9.81	37	27 - 40	2.9	0.4 - 10.1	2.9

Junge Nymphen

1	1.10.80	5	0 - 16	1.3	0.0 - 78.6	4.2
2	22.10.80	19	8 - 30	3.5	0.0 - 129.1	3.9
3	12.11.80	8	2 - 19	1.5	0.0 - 83.7	3.9
4	3.12.80	13	4 - 24	4.7	0.0 - 153.9	4.8
5	24.12.80	13	4 - 24	5.3	0.0 - 166.6	5.0
6	14.1.81	11	3 - 24	4.8	0.0 - 165.4	5.1
7	4.2.81	8	2 - 19	2.0	0.0 - 97.0	4.3
8	25.2.81	3	0 - 13	1.3	0.0 - 105.1	5.4
9	18.3.81	-	- - -	-	- - -	-
10	8.4.81	3	0 - 13	0.5	0.0 - 59.3	4.0
11	29.4.81	8	2 - 19	4.0	0.0 - 152.8	5.4
12	20.5.81	-	- - -	-	- - -	-
13	10.6.81	-	- - -	-	- - -	-
14	1.7.81	-	- - -	-	- - -	-
15	22.7.81	-	- - -	-	- - -	-
16	12.8.81	-	- - -	-	- - -	-
17	2.9.81	5	0 - 16	0.9	0.0 - 67.7	3.8
18	27.9.81	3	0 - 13	0.7	0.0 - 66.7	4.3

Tab.A-21: Fortsetzung (B.rhodani)

Halberwachsene Nymphen

No.	Datum	Ind./m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mm
1	1.10.80	8	2 - 19	5.7	0.0 - 189.7	6.1
2	22.10.80	8	2 - 19	6.6	0.0 - 207.9	6.4
-	-	-	- - -	-	- - -	-
12	20.5.81	3	0 - 13	5.2	0.0 - 259.0	8.5
13	10.6.81	3	0 - 13	3.0	0.0 - 174.0	7.1
14	1.7.81	3	0 - 13	1.7	0.0 - 124.5	5.9
15	-	-	- - -	-	- - -	-
17	2.9.81	3	0 - 13	1.6	0.0 - 115.9	5.7
18	27.9.81	11	3 - 22	12.1	0.2 - 295.3	7.1

Erwachsene Nymphen

2	22.10.80	3	0 - 13	2.3	0.0 - 149.5	6.5
-	-	-	- - -	-	- - -	-
11	29.4.81	3	0 - 13	9.2	0.0 - 387.4	10.3
12	20.5.81	3	0 - 13	5.0	0.0 - 249.4	8.4

Tab.A-22: Abundanz (Ind./m²), Biomasse (mg TG/m²) und durchschnittliche Körperlängen (mm) der indeterminierten Larvulae (Lae). (SC...durchschnittliches standing crop)

No.	Datum	Ind./m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mm
1	1.10.80	211	120 - 369	3.4	0.9 - 12.2	1.3
2	22.10.80	211	134 - 331	2.1	0.6 - 7.2	1.1
3	12.11.80	397	213 - 742	3.1	0.7 - 12.7	1.0
4	3.12.80	651	413 - 1026	8.4	2.5 - 27.7	1.2
5	24.12.80	600	430 - 837	6.1	2.0 - 18.1	1.1
6	14.1.81	491	297 - 813	2.8	0.7 - 10.7	0.9
7	4.2.81	477	343 - 665	3.7	1.2 - 11.3	1.0
8	25.2.81	427	227 - 804	4.3	1.0 - 17.4	1.1
9	18.3.81	208	132 - 328	1.6	0.5 - 5.6	1.0
10	8.4.81	280	175 - 447	2.8	0.8 - 9.7	1.1
11	29.4.81	93	60 - 127	1.2	0.4 - 3.4	1.2
12	20.5.81	5085	2041 - 12670	5.8	0.7 - 41.2	0.5
13	10.6.81	7211	4323 - 12027	20.9	7.4 - 59.6	0.7
14	1.7.81	7067	4423 - 11290	71.4	20.3 - 244.6	1.1
15	22.7.81	1701	913 - 3171	21.9	5.5 - 85.6	1.2
16	12.8.81	1237	812 - 1884	12.5	3.7 - 40.8	1.1
17	2.9.81	771	372 - 1598	12.4	2.8 - 52.9	1.3
18	27.9.81	245	165 - 365	2.5	0.8 - 7.9	1.1
		\bar{x} 1520	866 2750	\overline{SC} 10.4	2.9 - 37.1	

Tab.A-23: Benthos, Abundanz (Ind./m²), Summen der determinierbaren Larvenstadien (Larvulae nicht berücksichtigt), Daten siehe Tab.A-19 bis A-21) (Abb.31)

No.	Datum	<u>B.alpinus</u>			<u>B.muticus</u>			<u>B.rhodani</u>		
		Ind./m ²	CL ₉₅		Ind./m ²	CL ₉₅		Ind./m ²	CL ₉₅	
1	1.10.80	429	241	- 769	5	0	- 16	26	6	- 59
2	22.10.80	216	125	- 363	-	-		59	28	- 99
3	12.11.80	277	160	- 467	-	-		24	8	- 46
4	3.12.80	528	294	- 928	3	0	- 13	26	8	- 48
5	24.12.80	421	280	- 626	8	2	- 19	26	8	- 48
6	14. 1.81	371	191	- 707	-	-		22	6	- 48
7	4. 2.81	581	354	- 903	22	9	- 43	32	15	- 53
8	25. 2.81	296	188	- 457	6	0	- 26	27	13	- 47
9	18. 3.81	619	434	- 859	3	0	- 13	8	2	- 19
10	8. 4. 81	560	356	- 894	-	-		6	0	- 26
11	29. 4.81	576	359	- 913	6	0	- 26	14	2	- 45
12	20. 5.81	674	419	- 1055	22	6	- 53	6	0	- 26
13	10. 6.81	378	241	- 552	6	0	- 26	3	0	- 13
14	1. 7.81	587	384	- 877	17	3	- 48	6	0	- 26
15	22. 7.81	1435	900	- 2238	-	-		-	-	
16	12. 8.81	2211	1319	- 3697	6	0	- 26	13	4	- 24
17	2. 9.81	1450	660	- 3195	-	-		32	13	- 63
18	27. 9.81	1024	485	- 2178	11	3	- 22	51	30	- 75
	\bar{x}	702	411	- 1205	6	1	- 18	21	8	- 43
	%	96.3			0.8			2.9		

Tab.A-24: Benthos, Biomassen (mg/m²), Summen der determinierbaren Larvenstadien (Larvulae nicht berücksichtigt, Daten siehe Tab.A-19 bis A-21) (Abb.31)

No.	Datum	<u>B.alpinus</u>		<u>B.muticus</u>		<u>B.rhodani</u>	
		mg/m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅	mg/m ²	CL ₉₅
1	1.10.80	54.5	10.6 - 743.2	0.8	0.0 - 55.3	8.3	0.0 - 340.7
2	22.10.80	31.6	4.9 - 376.4	-	- - -	15.5	0.4 - 499.7
3	12.11.80	33.8	5.4 - 293.6	-	- - -	3.2	0.0 - 167.3
4	3.12.80	76.8	16.1 - 316.3	0.6	0.0 - 58.2	5.1	0.0 - 197.1
5	24.12.80	51.9	10.1 - 231.2	0.1	0.0 - 21.6	6.3	0.0 - 231.9
6	14.1.81	42.4	7.2 - 411.4	-	- - -	5.4	0.0 - 218.1
7	4.2.81	64.9	15.6 - 456.7	1.0	0.0 - 96.5	3.2	0.0 - 169.3
8	25.2.81	36.9	9.0 - 127.3	0.9	0.0 - 90.3	2.0	0.0 - 162.2
9	18.3.81	116.9	35.2 - 362.3	0.0	0.0 - 14.8	0.2	0.0 - 32.6
10	8.4.81	214.1	52.0 - 1548.7	-	- - -	0.7	0.0 - 93.4
11	29.4.81	288.8	77.3 - 1325.9	1.9	0.0 - 135.9	13.4	0.0 - 576.8
12	20.5.81	325.3	63.6 - 1791.7	2.4	0.0 - 200.2	10.1	0.0 - 508.4
13	10.6.81	147.5	23.9 - 1034.7	0.5	0.0 - 63.4	3.0	0.0 - 174.0
14	1.7.81	115.7	28.1 - 715.7	4.4	0.0 - 259.4	1.8	0.0 - 138.9
15	22.7.81	151.4	32.3 - 591.6	-	- - -	-	- - -
16	12.8.81	171.4	46.1 - 624.2	3.3	0.0 - 221.9	0.3	0.0 - 36.6
17	2.9.81	130.2	26.9 - 995.7	-	- - -	4.6	0.0 - 276.7
18	27.9.81	212.5	50.7 - 1242.2	0.5	0.0 - 41.4	15.6	0.6 - 372.1
		125.9	28.6 - 732.7	0.9	0.0 - 69.9	5.5	0.1 - 233.1
%		95.1		0.7		4.2	

Tab.A-25: Benthos, Jahresdurchschnitte (n = 18) von Abundanz (Ind./m²) und Biomasse (mg/m²). (Lae indet.: unbestimmbare Baetis-Larvulae, Daten siehe Tab.A-22, A-23, A-24, Abb.32a, 32c, nähere Erklärungen siehe Text).

	B.a.	B.m.	B.r.	Lae indet.	Summe
Ind./m ²	702	6	21	1520	2249
%	31.2	0.3	0.9	67.6	100
mg/m ²	125.9	0.9	5.5	10.4	142.7
%	88.2	0.6	3.9	7.3	100

Tab.A-26: Benthos, Anteile der unbestimmbaren Baetis-Larvulae (Lae indet.) an den Jahresdurchschnitten (n = 18) von Abundanz (Ind./m²) und Biomasse (mg/m²) der drei Baetis-Arten. (nähere Erklärungen siehe Text, % vgl. Tab. A-23, A-24)

	Lae indet.	Lae B.a.	Lae B.m.	Lae B.r.
%	100	96.3	0.8	2.9
Ind./m ²	1520	1464	12	44
%	100	95.1	0.7	4.2
mg/m ²	10.4	9.9	0.1	0.4

Tab.A-27: Driftserie DS I (10./11.1.81) und DS II (29./30.8.81) (Larven: Ind./m³, Exuvien: Ex/m³, Q: Abfluß in l/sec., Erklärungen siehe Text)

No.	Zeit	DS I			DS II					
		P2			P1		P2			
		Ind./m ³	Ex/m ³	Q	Zeit	Ind./m ³	Ex/m ³	Ind./m ³	Ex/m ³	Q
1	16.10	0	6.7	6.0	17.29	4.6	1.4	15.9	9.6	11.5
2	16.30	0.6	8.3	6.0	19.32	1.2	0.9	12.5	7.0	11.5
3	17.00	1.1	4.4	6.0	19.57	0.3	0.6	11.3	7.8	11.5
4	17.30	2.8	6.1	6.0	20.22	0.9	1.4	13.0	10.7	11.5
5	18.06	2.8	3.9	6.0	20.47	0.3	1.2	9.0	8.1	11.5
6	20.00	1.1	4.9	8.8	21.12	0.3	0.6	6.3	7.1	12.2
7	22.00	0.4	4.6	8.8	23.06	0.3	1.6	4.1	10.4	12.2
8	24.00	0.4	3.0	8.8	1.03	0.8	2.5	9.3	10.4	12.2
9	2.00	0.4	5.7	7.6	3.05	0.3	1.6	6.8	8.7	12.2
10	4.00	0.4	1.9	8.8	5.32	0.3	1.5	6.1	13.3	13.0
11	6.00	0.3	0.3	10.0	5.57	1.2	1.2	8.5	8.5	13.7
12	7.00	0.4	3.0	8.8	6.22	0.3	0.5	13.1	13.3	13.0
13	7.15	0.4	3.8	8.8	6.47	0.8	1.8	10.3	10.8	13.0
14	7.30	0	3.4	8.8	9.10	0.6	1.9	17.5	15.8	12.2
15	7.45	0.4	1.1	8.8	11.10	0.6	1.1	7.6	14.7	12.2
16	8.15	0.8	3.4	8.8	13.15	0	0.9	6.1	14.2	11.5
17	10.00	0	2.3	8.8	15.11	0.3	2.0	4.9	17.1	11.5
18	12.00	0	1.9	8.8	17.29	1.5	2.4	8.0	17.3	11.2
19	14.00	0.8	4.2	8.8						
20	16.10	0	4.2	8.8						
	\bar{x}	0.7	3.9	7.6	\bar{x}	0.8	1.4	9.5	11.4	12.1