

Freilandökologische Untersuchungen zur Struktur von Habitaten des Steinkrebsses (*Austropotamobius torrentium*)

Diplomarbeit
vorgelegt der Fakultät für Biologie,
Universität Konstanz



Michael Renz

April 1998

1	Einleitung	1
1.1	Die Flußkrebse Mitteleuropas	1
1.2	Die Bedeutung der Flußkrebse für ihren Lebensraum	1
1.3	Die Flußkrebse und ihre Habitate	3
1.4	Strukturen und morphologische Voraussetzungen eines Flußkrebshabitats ⁴	
1.5	Der Steinkrebs und seine Gefährdung	5
1.6	Untersuchungen über den Steinkrebs	5
2	Material und Methoden	7
2.1	Das Untersuchungsgebiet	7
2.2	Bestandsaufnahme des Steinkrebsvorkommens im Mühlbach	10
2.3	Populationsgrößenanalyse	10
2.4	Biologische Parameter	13
2.4.1	Makrozoobenthos Erfassung, Ermittlung des Saprobienindex und des Diversitätsindex	13
2.4.1.1	Probeentnahme	13
2.4.1.2	Taxonomische Bestimmung der Organismen	15
2.4.1.3	Trockengewichts- und Biomassenbestimmung	15
2.4.1.4	Saprobienindex	16
2.4.1.5	Der Diversitätsindex nach SHANON und WEAVER	17
2.4.2	Erfassung der Fischfauna im Mühlbach	18
2.4.3	Vegetationserfassung	18
2.5	Räumliche Verteilung der Substrate, der Strömungsgeschwindigkeiten und der Krebse an den Probestellen	18
2.6	Chemische und physikalische Messungen, Korngrößenanalysen	19
2.6.1	Korngrößenanalyse	19
2.6.2	Fließgeschwindigkeit und Abfluß	20
2.6.3	pH-Wert, Temperatur, Leitfähigkeit und Calciumgehalt	20
2.6.4	Calciumkonzentration	21
2.6.5	Nitratgehalt und Gehalt an gelöstem Phosphat	21
2.6.6	Sauerstoffgehalt	21
2.6.7	Biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB ₅ ; DEV, 1998)	22
2.7	Futterwahlversuche	23
2.8	Statistik	26
3	Ergebnisse	27
3.1	Bestandsaufnahme des Steinkrebsvorkommens im Mühlbach	27
3.2	Räumliche Verteilung der verschiedenen Substrattypen und Krebshäufigkeit an den einzelnen Probestellen	28
3.3	Populationsgrößenanalyse	34
3.3.1	Umrechnung von Postorbitallänge (POL) in Gesamtlänge (GL)	34
3.3.2	Populationsgrößen an den verschiedenen Probestellen	35

3.3.3	Größenverteilungen, Alter und Geschlechterverhältnis	38
3.3.4	Substratbevorzungen, Schutzräume und Ortsveränderung der Krebse	39
3.4	Biologische Parameter	42
3.4.1	Ergebnisse aus der Makrozoobenthosserfassung	42
3.4.1.1	Trockengewichtsbestimmung und Vergleich der Biomassen	42
3.4.1.2	Der Saprobienindex und der Diversitätsindex	46
3.4.2	Die Fischfauna im Mühlbach	46
3.4.3	Makrophytenerfassung	48
3.5	Korngrößenanalyse, chemische und physikalische Messungen	49
3.5.1	Korngrößenanalyse	49
3.5.2	Strömungsgeschwindigkeiten und Abflußmengen	52
3.5.3	pH- Wert, Temperatur, Leitfähigkeit und Calciumgehalt	52
3.5.4	Nitratgehalt und Gehalt an gelöstem Phosphat	55
3.5.5	Sauerstoffgehalt	56
3.5.6	Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅)	56
3.6	Futterwahlversuche	57
4	Diskussion	64
4.1	Ergebnisse aus den Fang/Wiederfang-Daten	64
4.1.1	Populationsdichte, Populationsgrößen, Größenverteilungen und Geschlechterverhältnis	64
4.1.2	Substratbevorzugung und Schutzräume	65
4.1.3	Ortsveränderungen der Steinkrebse zwischen zwei Wiederfängen	66
4.1.4	Das Steinkrebsvorkommen und die Fischfauna im Mühlbach	67
4.2	Die chemischen, physikalischen und biologischen Parameter	69
4.3	Futterwahlversuche	74
5	Zusammenfassung	78
6	Literaturverzeichnis	81
7	Anhang	I bis XV

1 Einleitung

1.1 Die Flußkrebse Mitteleuropas

In Mitteleuropa kommen sieben Flußkrebarten vor (Eichert 1988). Nur drei davon sind ursprünglich heimische Arten: Der Edelkrebs (*Astacus astacus*), der Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) und der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*). Im Zuge der Krebspest Ende letzten Jahrhunderts, bei der vor allem der Edelkrebs beinahe ausgestorben wäre, wurden verschiedene amerikanische Krebsarten und der Galizische Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus*) eingeführt. Die eingeführten amerikanischen Flußkrebse sind: Kamberkrebs (*Orconectes limosus*), Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) und Roter Amerikanischer Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii*). Diese sind zwar immun gegen den Erreger der Krebspest, können ihn aber ständig ausscheiden. Deshalb stellen sie eine große Gefährdung für die einheimischen Arten dar. Der Galizische Sumpfkrebs stammt aus dem asiatischen Raum und ist nicht gegen die Krebspest resistent.

1.2 Die Bedeutung der Flußkrebse für ihren Lebensraum

Die meisten untersuchten Flußkrebarten haben ein sehr breites Nahrungsspektrum. Sie fressen sowohl lebende Pflanzen und Tiere als auch Totlaub, Holz, Rinde und Aas (Holdich und Lowery 1988). Bei totem pflanzlichem Material ist der Aufwuchs an Bakterien, Pilzen und Algen der Hauptenergieträger. Krebse fressen in juvenilen Stadien Zooplankton, später dann alle Arten von Insektenlarven, Muscheln und Schnecken. Reste von Fischen werden bei einigen Arten gefunden. Ob diese Fischreste allerdings von Kadavern sind oder die Fische aktiv gefangen wurden, ist umstritten (Hessen 1986, Bohl 1989, Abrahamson 1966). Die Analyse vom Inhalt der Steinkrebsmägen ist nicht problemlos: wegen der kräftigen Kau- und Mahlzähne im Flußkrebsmagen sind die verbleibenden Nahrungsreste sehr stark zerkleinert und nur schwierig bestimmten Organismen zuzuordnen (Lormann und Magnuson 1978, Kawait und Hamano 1995). Besser geeignet zur Untersuchung von Nahrungspräferenzen scheint der Futterwahlversuch.

Über das Nahrungsspektrum des Steinkrebse ist nur sehr wenig bekannt, weshalb es in dieser Arbeit durch Futterwahlversuche näher analysiert werden soll.

Durch ihr breites Nahrungsspektrum stellen Flußkrebse neben Raubfischen die Tiergruppe dar, die das Artengefüge ihres Lebensraumes und die Abundanz einzelner Arten - ob Pflanzen oder Tiere - stark beeinflussen kann (Schlußsteinarten, Lampert und Sommer 1993). In kleinen Fließgewässern, die von Fischen nicht besiedelt werden oder in fischfreien Teichen können die dekapoden Krebse die einzigen Schlußsteinarten sein. Abrahamson (1966) beschreibt den Einfluß von Edelkrebsen auf den Makrophytenbestand in finnischen Seen, die nach dem Verschwinden der Krebse nach der Krebspest völlig zugewachsen waren und an denen Jahre später wieder Besatzmaßnahmen mit Edelkrebsen durchgeführt wurden. Innerhalb kurzer Zeit waren die Pflanzenbestände stark gelichtet und in Teichen, in denen die Edelkrebse hohe Dichten erreichten, verschwanden die Makrophyten vollständig. Außerdem sind schnelle Makroinvertebraten (*Gammariden*, *Ephemeropteren*, bestimmte *Dipteren*) überrepräsentiert, was darauf hindeutet, daß sessile und langsame Invertebraten von den Edelkrebsen stärker dezimiert werden. Nyström et al. (1996) und Nyström und Strand (1996) beschreiben den Einfluß von Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*) auf verschiedene Lebensgemeinschaften in Teichen und heben ihre Wirkung als Schlußsteinart hervor. So beobachteten sie ein Verschwinden von seltenen *Chara*-Arten und eine Veränderung der Zusammensetzung und der Dichte von Makrophytenbeständen. Lormann und Magnuson (1978) betonen den Einfluß der Flußkrebse auf verschiedene trophische Ebenen und Hanson et al. (1990) untersuchten die Auswirkung von *Orconectes virilis* auf Makroinvertebraten in künstlichen Teichen und stellten fest, daß bereits geringe Krebsdichten das Vorkommen und die Abundanz von Makroinvertebraten stark beeinflussen. Besonders das Vorkommen von Schnecken wurde stark reduziert. *Oligochaeten* behielten ihre Dichten bei, wohl weil sie im Sediment eingegraben leben. Perry et al. (1997) fanden in Freilandversuchen und in Laborexperimenten mit drei *Orconectes*-Arten heraus, daß alle Größenklassen von Dreikantmuscheln (*Dreissena polymorpha*) durch die Krebse reduziert wurden. Insgesamt fand eine Reduktion in der Dichte um 31 % statt. Schneckenpopulationen wurden um 54 % reduziert.

1.3 Die Flußkrebse und ihre Habitate

Während der Edelkrebs in Seen, Teichen und größeren Fließgewässern zu finden ist und somit mit höheren Wassertemperaturen zurecht kommt, lebt der Steinkrebs vor allem in Bachoberläufen und ist kaltstenotherm (Laurent 1988). Der Steinkrebs hat sich anscheinend sehr stark an eine strömende und turbulente Umwelt angepaßt. Der Dohlenkrebs ist in Deutschland nur im Südschwarzwald in wenigen Bächen zu finden. Sein Hauptverbreitungsgebiet liegt in Frankreich und England, wo er in stehenden und fließenden Gewässern im Uferbereich lebt. Ein typischer Bewohner stehender Gewässer ist der Galizische Sumpfkrebs und auch Kamber- und Signalkrebs leben in stehenden Gewässern bzw. Bächen mit nur geringer Strömungsgeschwindigkeit.

Die heimischen Flußkrebse nischen sich also in verschiedenen Gewässertypen ein. Die Tatsache, daß es sich bei den eingeführten amerikanischen Arten und auch beim Galizischen Sumpfkrebs um Arten aus stehenden bzw. langsam fließenden Biotopen handelt, erschwerte die Situation des Edelkrebses noch, da er außer durch die Krebspest auch durch direkte Konkurrenz verdrängt wurde. Der Lebensraum des Steinkrebses überschneidet sich nicht so sehr mit den eingeführten Arten, weshalb er nie so stark bedroht war und heute die häufigste heimische Krebsart ist (Dehus 1997). Da der Steinkrebs wegen seiner geringen Größe nicht von wirtschaftlicher Bedeutung war, wurden auch keine Besatzmaßnahmen in größerem Rahmen durchgeführt, was zur Folge hatte, daß er noch weitgehend in seinem natürlichen Habitat angetroffen wird.

Dies wiederum macht den Steinkrebs für wissenschaftliche Arbeiten interessant. An dieser Art können Einflüsse auf die Lebensgemeinschaft des Baches untersucht werden und Ansprüche an seine Habitate spiegeln sich in seinem Vorkommen unverfälscht wieder. Durch seine hohe Lebenserwartung und seine Ortstreue (Bohl 1989) stellt er eine sehr gute Indikatorart für seine Umwelt dar. Der selektive Faktor im Lebensraum „Bach“ stellt die Strömung dar (Lampert und Sommer 1993), an die sich jeder darin lebende Organismus anpassen muß. Wie orientiert sich der Steinkrebs in seiner strömenden und somit turbulenten Umwelt? Wie finden die Tiere bei kleinräumig sehr differenziertem Strömungsbild ihre Nahrung oder Paarungspartner? Untersuchungen darüber gibt es an Steinkrebsen nicht und an anderen Arten nur wenige. Die meisten Flußkrebse sind nachtaktiv und können sich auch

im Dunkeln orientieren. Das bedeutet, daß sie potentielle Beute auf größere Distanz olfaktorisch oder durch Veränderungen in der Strömungsstruktur erkennen müssen. Zur Naherkennung können sie ihre Antennen zum Tasten einsetzen. Die Ausstattung der Flußkrebse mit verschiedenen chemischen und mechanischen Rezeptoren ist schon gut untersucht (Thomas 1970). Es wurde auch herausgefunden, welche Rezeptoren Informationen an welchen Gehirnabschnitt liefern und wie diese verarbeitet werden (Sandeman et al. 1992). Diese Untersuchungen fanden meistens an Flußkrebsearten statt, die stehende Gewässer bewohnen bzw. wurden in Aquarien ohne Strömung durchgeführt (Breithaupt et al. 1995). Aber gerade die strömende und turbulente Umwelt des Fließgewässers im Freiland stellt eine Herausforderung für weitere Forschungen dar.

1.4 Strukturen und morphologische Voraussetzungen eines Flußkrebshabitats

Smith et al. (1996) fanden heraus, daß das Vorkommen von Dohlenkrebsen eng mit drei Faktoren korreliert ist: a.) senkrechte Uferstellen, in denen Höhlen gegraben werden können, b.) dichter Pflanzenwuchs bis 0,5 m über dem Wasserspiegel, c.) hoher Anteil an Baumwurzeln im Uferbereich. Sind diese Faktoren nicht in ausreichendem Maß vorhanden, nimmt die Dichte an Dohlenkrebsen ab. Trefz und Groß (1996) beschreiben, daß in einem Fluß mit Edelkrebshabitaten wichtig ist, daß viele große Steine, eine breite Tiefenvarianz und natürliche Uferstrukturen vorhanden sind. Auch Bohl (1989a und b) weist auf die Diversität in der Substratstruktur von Stein- und Edelkrebshabitaten hin. Er gibt die maximale Strömungsgeschwindigkeit für das Vorkommen von Edelkrebsen mit 0,3 m/s an. Messungen im Rahmen dieser Arbeit zeigen aber, daß selbst bei Strömungsgeschwindigkeiten in der fließenden Welle von über 0,5 m/s Steinkrebse vorkommen können, da über natürlichem Substrat die Strömungsgeschwindigkeiten durch verschiedene Hindernisse wie Steine und Wurzeln stark reduziert werden. Insgesamt scheinen Flußkrebse in fließenden Gewässern immer an kiesiges bzw. steiniges Substrat gebunden zu sein.

Um darüber genauere Informationen zu erhalten, wird im Rahmen dieser Arbeit die flächenhafte Verteilung verschiedener Substrattypen im Bachbett analysiert und mit der Steinkrebsdichte korreliert.

1.5 Der Steinkrebs und seine Gefährdung

Der Steinkrebs ist trotz seiner relativen Häufigkeit vom Aussterben bedroht und steht auf der Roten Liste Deutschlands. Seit den 50er Jahren wurden bundesweit 30000 km kleinere Fließgewässer verbaut, was zu einer starken Verkürzung der Bachläufe und zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten führte. Die Selbstreinigungskraft der Fließgewässer wurde herabgesetzt, die Diversität in der Substratzusammensetzung ging verloren. Dadurch wurden sehr viele Steinkrebshabitate zerstört und Populationen wurden durch solche Verbauungsmaßnahmen, besonders durch Verdolungen, voneinander getrennt.

Heute ist der Steinkrebs in Mitteleuropa noch in folgenden Gebieten zu finden (Laurent 1988): Rechtsrheinisch in den Forellenregionen der Rheinzufüsse bis zur Mündung der Lahn, linksrheinisch nur in der Schweiz im Aaresystem und in Deutschland im Moselsystem. Im Gebiet um Straßburg wurden Steinkrebse früher beschrieben, kommen aber heute im gesamten Elsaß nicht mehr vor. Im Donausystem findet man den Steinkrebs von der Quelle bis zum „Eisernen Tor“ in Bächen Bayerns, Österreichs, Nord-Ungarns und Rumäniens. Im ehemaligen Jugoslawien kommt er in den Bächen und Flüssen der Küstengebirge gemeinsam mit *Austropotamobius pallipes* vor. Auch in der Drin in Albanien wurde er gefunden.

Sein Verbreitungsgebiet kann umrissen werden: von 50° Nord in Deutschland bis 41° Nord in Macedonien und von 8° Ost am Rhein bis 24° Ost in Rumänien.

1.6 Untersuchungen über den Steinkrebs

Der Steinkrebs ist die am wenigsten untersuchte heimische Flußkrebart. Sie führt eine sehr versteckte Lebensweise in zum Teil sehr kleinen Gewässern, in denen man keine Flußkrebse vermuten würde. Diese Bäche werden meist nicht fischereilich genutzt und unterliegen somit keiner Kontrolle durch Fischereipächter, weshalb nur sehr wenig über die aktuelle Verbreitungssituation und Populationsgrößen bekannt ist (Bohl 1989).

Es gibt eine umfassende Arbeit über Stein- und Edelkrebse in bayerischen Gewässern (Bohl 1989a, 1989b). Bohl fand durch zahlreiche Erfassungen einzelner Bestände heraus, daß der typische Lebensraum der kleine Bach abseits intensiv genutzter Flächen ist. Die Bestände sind lokal sehr begrenzt und erstrecken sich nur auf wenige hundert Meter. Optimale Dichten gibt er mit 0,1 bis 1 Tier pro Meter Uferlänge an und ermittelte ein Geschlechterverhältnis von

1:1. Limitierende Faktoren für das Vorkommen von Krebsen sind vor allem das Temperaturregime, die morphologischen Gewässereigenschaften und der Fraßdruck durch Fische. Wegen des breiten Nahrungsspektrums spielt Nahrung als limitierender Faktor keine Rolle. Als optimale Wasserqualität gibt Bohl einen Saprobienindex zwischen 1 und 2,5 an. Strömungsgeschwindigkeiten $> 0,3$ m/s bezeichnet Bohl als nachteilig.

Laurent (1988) beschreibt das Verbreitungsgebiet des Steinkrebses und vergleicht es mit dem des Dohlenkrebsses. Er weist auch auf die fehlenden Untersuchungen zur Charakteristik des Steinkrebshabitats hin und beschreibt es als sehr kleinen Bach mit steinigem und felsigem Substrat. Laurent gibt auch Populationsdichten für den Dohlenkrebs an. Er bedauert, daß es für den Steinkrebs nur wenige Angaben gibt.

Schließlich beschreiben Schulz und Kirchlehrer (1984) eine österreichische Population anhand relativ weniger Individuen. Sie ermitteln Steinkrebsdichten zwischen 1,3 und 5,9 Tieren pro m^2 und geben als häufigste Substratkombination Steine und Totholz an.

Ziel dieser Arbeit ist es, mehr über die ökologischen Ansprüche einer Flußkrebssart, dem Steinkrebs, zu erfahren, die sich wie keine andere heimische Art an den Lebensraum Bach angepaßt hat. Diese Ansprüche sollen durch die Erfassung von morphologischen Strukturen im Gewässerbett und durch verschiedene chemische und physikalische Parameter beschrieben werden. Nachdem verschiedene Habitate beschrieben sind, sollen die Populationen an den einzelnen Orten zahlenmäßig abgeschätzt und deren Dichte bestimmt werden. Anhand dieser Daten können evtl. Vorlieben im Substrat, Tendenzen in der Wanderrichtung oder Größe von Aktionsradien ermittelt werden. Außerdem können Altersstrukturen der einzelnen Populationen analysiert werden. Durch die Kartierung des Steinkrebsbestandes in einem Gewässersystem soll beispielhaft gezeigt werden, welche Ausdehnung Steinkrebsspopulationen erreichen können und es sollen eventuell Gefährdungen dargestellt werden. Schließlich soll auch die Flora und Fauna der Probestellen erfaßt werden. Anhand dieser Daten kann die Gewässergüte bestimmt werden und Futterwahlversuche mit diesen Organismen sollen zeigen, welche Gruppen besonders gern gefressen werden.

2. Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

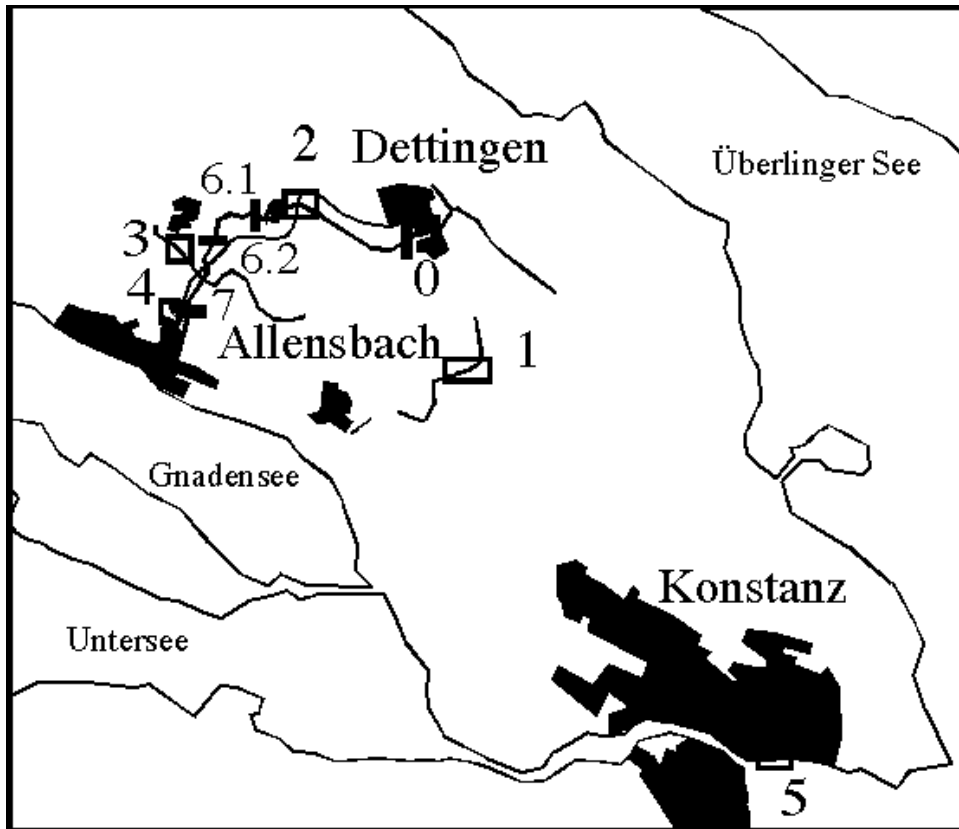
Die Probestellen wurden anhand der bereits bekannten Krebsvorkommen und nach ihrer subjektiven Verschiedenheit ausgewählt. Fünf bereits vor der Diplomarbeit bekannte Steinkrebspopulationen werden miteinander verglichen (drei am Mühlbachsystem, eine am Adelheider Graben und eine am Konstanzer Trichter (s. Karte 1). Der Konstanzer Trichter wurde mit aufgenommen, obwohl von vornherein abzusehen war, daß sich hier die Probenentnahme wegen stark schwankender Pegelstände im Jahresverlauf schwierig gestalten könnte.

Bei den Bächen auf dem Bodanrück handelt es sich um sogenannte Jungmoränen- und Auentalbäche mit hohem Carbonatgehalt und häufig wechselnden Tal- und Fließformen. Dies kommt durch glaziale Aufschüttungen zustande. Streckenweise kann es zu Moor- und Auebildung kommen. Diese Bäche werden durch ein breites Spektrum an Merkmalen charakterisiert: die Linienführung kann von geradlinig bis stark gekrümmt reichen, das Strömungsbild von strömend bis stark turbulent, das Bachbett wechselt zwischen lehmig und grobgeröllig und die Rauigkeit von glatt bis blockig. Der Schwebstoffanteil und das Geschiebe sind hoch. Insgesamt also zeigt sich auf dem Bodanrück ein sehr ungeordnetes Gewässerbild ("Fließgewässer" 1994).

Probestelle 1 (Adelheider Graben) liegt ca. 1 km östlich von Hegne. Die **Probestellen 2** und **4** (Mühlhalden und Allensbach) befinden sich am Mühlbach: **2** 1 km westlich von Dettingen, ca. 200 m oberhalb vom Mühlweiher und **4** im Industriegebiet von Allensbach, ca. 2 km unterhalb des Mühlweihers. Beim Mühlweiher handelt es sich um einen Stau des Mühlbachs. **Probestelle 3** (Kaltbrunn) liegt an einem Zufluß zum Mühlbach und befindet sich etwas südlich von Kaltbrunn. **Probestelle 5** liegt am Konstanzer Trichter (s. auch Bilder 1 bis 5, Anhang I + II). An diesen fünf Probeorten kommen Steinkrebse vor.

Während es sich beim Adelheider Graben (1) um einen typischen Waldbach handelt, durchfließen die Bachabschnitte bei Probestelle 2 und 4 Wiesen und Weiden, die nur zum Teil bachbegleitendes Gehölz aufweisen. Der Mühlbachzufluß bei Probestelle 3 fließt durch dichtes

Gebüsch und Staudenfluren. Der Konstanzer Trichter (Seeausfluß) wird nur rechtsufrig betrachtet, weil nur hier Steinkrebse vorkommen. Hier findet sich kein Pflanzenwachstum.



Karte 1: Die Probestellen auf dem Bodanrück und in Konstanz. Rote Rechtecke kennzeichnen die Probestellen mit Krebsvorkommen, rote Balken die Probestellen ohne Krebsvorkommen.

Zusätzlich zu den “Krebsstellen“ wurden im Spätjahr noch vier weitere Probeorte am Mühlbach aufgenommen, an denen kein Steinkrebsvorkommen nachgewiesen werden konnte: In Dettingen, nach der Einmündung eines Regenüberlaufbeckens (0), direkt nach dem Zusammenfluß von zwei Abflüssen aus dem Mühlweiher (6.1), 1 km bachabwärts beim Mühlbergle (6.2) und im Industriegebiet Allensbach am Mühlkanal (7).

Somit liegen 6 von 9 Probestellen direkt am Mühlbach, weshalb dieser näher beschrieben wird: Der Mühlbach beginnt in einem verzweigten Grabennetz nordöstlich von Dettingen. Über dieses Grabensystem bestehen temporäre Verbindungen zu drei Weihern. Die Quellbäche und Entwässerungsgräben vereinigen sich kurz vor Dettingen zum Mühlbach. Dieser verschwindet dann am Ortsbeginn in einer 100 m langen Dole. Nach der Hauptstraße von Dettingen tritt er wieder ans Tageslicht und wird am Industriegebiet entlang geführt. Hier mündet das Regenüberlaufbecken in den Bach (Probeort 0). Dann fließt der Bach stark kanalisiert und

begradigt durch Weiden und Wiesen zum Mühlweiher. Auf dieser Strecke nimmt er noch einige Entwässerungsgräben und den Gießentobel auf. Letzterer wird unter der Kreisstraße 6172 hindurchgeführt. 100 m vor dem Mühlweiher unterquert der Mühlbach ebenfalls die Straße in einem 1,7 m hohen und 1 m breiten gemauerten Tunnel (s. Bild 7, Anhang II). Das Bachbett ist hier im Abstand von einem Meter durch querliegende Eichenbohlen befestigt. Dazwischen lagert natürlicher, grober Schotter als Substrat (Probeort 2). Durch diese Unterführung werden die Korngrößen **künstlich getrennt**: vor dem Tunnel findet man tiefgründiges, lockeres und feines Substrat, während es nach dem Tunnel steinig, fest und kompakt ist (s. auch Probestelle 3 und Korngrößenanalyse). Die ca. 100 m von der Straße bis in den Weiher mäandriert der Mühlbach frei. Der Weiher ist stark eutroph und, laut Fischereiberechtigten, tief verschlammt.

Der Mühlbach verläßt den Weiher durch zwei Abflüsse: An einem Mönch wird (wenig) Tiefenwasser abgezogen, während am zweiten Abfluß Oberflächenwasser über eine 3 m hohe Betonrinne stürzt. Nach 20 m vereinigen sich die beiden Abflüsse (Probestelle 6.1) und der Bach fließt zuerst durch Wiesen, um dann, in natürlichem Verlauf, im Wald um das Mühlbergle zu leiten (Probestelle 6.2). Danach wird er durch drei **enge Betonrundrohre** (ca. 50 cm Durchmesser) wieder unter der K 6172 hindurchgeleitet (s. Bild 6, Anhang II). In relativ natürlichem Verlauf fließt der Bach nun bis zum Ortseingang Allensbach und nimmt dabei noch zwei Bäche auf: Von rechts einen Zufluß aus Kaltbrunn (Probeort 3) und von links einen Bach aus dem Schälmenried. Der Bach aus Kaltbrunn, bzw. die dortige Probestelle, wird noch genauer beschrieben:

Probestelle 3 liegt südlich vom Sportplatz Kaltbrunn. Es handelt sich dabei um einen Wiesenbach, der zum Teil durch dichtes Weiden- und Erlengestrüpp gesäumt wird. Auffallend ist, daß er im Bereich der Probestelle ein sehr torfiges, faseriges Substrat aufweist und daß das Wasser durch Huminstoffe braun gefärbt ist. Größere Steine fehlen fast vollständig, bis auf eine Ausnahme: Ca. 50 m bevor ein Fahrradweg den Bach überquert befindet sich im Bachbett ein 1 m breiter Querriegel aus Beton. Davor staut sich das Wasser leicht an, um durch diverse Ritzen und Löcher die Barriere zu durchfließen. Danach befindet sich ein 8 m langer Bachabschnitt mit grobem Steinwurf. Bis zu einem Meter große Sandsteinplatten wurden wohl zur Uferbefestigung direkt nach dem Betonriegel angebracht. Diese Steinplatten enden nach drei Metern, um in groben Kies überzugehen. Danach zeigt sich wieder das ursprüngliche Bild aus sehr feinem Sediment. Durch diesen Betonriegel wird auch hier das **Substrat künstlich getrennt**: Vor dem

Querbauwerk setzte sich ca. 30 cm tief Schlamm ab, während man nach dem Riegel festen Untergrund, der sehr kompakt ist, findet (s. auch Probeort 2).

Am Ortseingang Allensbach wird der Mühlbach aufgeteilt. Ein Großteil des Wassers fließt durch einen Kanal zur Allensbacher Mühle (Probestelle 7). Der Rest fließt um das Industriegebiet Allensbach herum (Probestelle 4), um sich nach der Mühle wieder mit dem Hauptbach zu vereinigen. Nun führt der Bach noch 300 m durch Weiden und Pferdekoppeln, dann durch Wohngebiet, um schließlich am Allensbacher Seebad in den Bodensee zu münden.

2.2 Bestandsaufnahme des Steinkrebsvorkommens im Mühlbach

Während der gesamten Diplomarbeit wurde untersucht, wie weit die Krebse im Gewässersystem des Mühlbachs verbreitet sind. Dazu wurden bei Dunkelheit die entsprechenden Bachabschnitte mit starken Taschenlampen abgesucht. Dabei ging man langsam im Bach aufwärts, leuchtete Höhlen und Verstecke aus und drehte flach aufliegende Steine vorsichtig um. Wurde ein Krebs entdeckt, bekam dieser Bachabschnitt in der Karte eine farbliche Markierung. Die Krebsdichte wurde dabei nicht berücksichtigt. An Bachabschnitten, an denen kein Krebs entdeckt wurde, wurden anschließend über Nacht mit Rinderleber bestückte Plastik-Krebsreusen (Keller + Hosp KG) ausgelegt. Ging kein Tier in die Falle, wurde dieser Gewässerabschnitt mit "wahrscheinlich kein Steinkrebsvorkommen" in der Karte vermerkt. Auf diese Weise wurde der Mühlbach mit seinen größeren Zuflüssen bis November 1997 erfaßt und es entstand ein übersichtliches Bild über die derzeitige Bestandssituation an diesem Gewässer. Ab Mitte November waren die Gewässer schon sehr kalt (6°C) und die Steinkrebse nicht sehr bewegungsfreudig, was ein Auffinden erschwerte. Im Oktober/November während der Paarungszeit ist die Suche nach Steinkrebsen am erfolgversprechendsten, weil die männlichen Tiere besonders aktiv sind.

2.3 Populationsgrößenanalyse

An den fünf Probestellen wurde die Populationsgröße der vorhandenen Steinkrebse abgeschätzt. Dazu wurden die Tiere gefangen, markiert und in 7 Tagen-Intervallen wiedergefangen und evtl. nachmarkiert. Nach einigen Fang/Wiederfangaktionen konnte dann anhand des Prozentsatzes an markiert wiedergefangenen Krebsen die Populationsgröße am Fangort errechnet werden. Am

besten geeignet für diese Berechnung erschien die Methode von Jolly (1965) und Seber (1965). Sie erlaubt eine Berechnung der Emigrationsrate (inklusive Mortalitätsrate) und der Überlebenswahrscheinlichkeit. Auch wird die Fehlerwahrscheinlichkeit mit angegeben. Die Formel zur Berechnung der Populationsgröße nach Jolly u. Seber lautet:

$$P_i = \left(\frac{s_i \cdot z_i}{R_i} + r_i \right) \cdot \frac{n_i}{r_i}$$

P_i =	Populationsschätzung am Tag i	z_i =	Summe aller Tiere, die vor dem Tag i markiert und nach dem Tag i wiedergefangen wurden, also nicht in der Probe des i-ten Tages sind
r_i =	Zahl der markiert wiedergefangenen Tiere am Tag i	R_i =	Summe aller Tiere aus a _i , die am Tag i markiert und freigelassen und nach dem Tag i zuletzt wiedergefangen wurden
n_i =	Gesamtzahl der gefangenen Tiere am Tag i		
s_i =	Gesamtzahl der am Tag i freigelassenen Tiere (neumarkierte und markiert wiedergefangene Tiere)		

Die Abschätzung der Populationsgröße ist frühestens nach drei Fangaktionen möglich. An den Probestellen 1 bis 4 wurden zwischen 5 und 7 Fangaktionen durchgeführt, um zufällige oder methodisch bedingte Varianzen zu minimieren. Es konnten also zwischen drei und fünf Schätzungen vorgenommen werden.

Gefangen wurden die Krebse im Juni und Juli 1997 nachts zwischen 22 und 2 Uhr mit starken Taschenlampen und mit Hand in den zuvor kartierten Bachabschnitten (s. Übersichtspläne) von 20 bis 30 Meter Länge. Die gefundenen Tiere wurden einzeln in 0,5-Liter-Behälter gegeben, diese mit Angaben zum Fundort (Bachlänge, Bachbreite, verdeckt sitzend oder frei umherlaufend) versehen und zur Markierung gebracht. Markiert wurden die Tiere dreifach:

- mit Sekundenkleber (UHU-Sekunden-Alleskleber) wurde ein Plastikplättchen mit Nummer (Bienenmarkierung "Opalithplättchen") auf das Cephalon aufgeklebt. Bei jeder wöchentlichen Markierung wurde eine andere Farbe benutzt.

- mit weißem Edding-Ölstift wurde die Nummer des Plättchens auf dem Thorax wiederholt. Diese individuelle Markierung ist für eine Auswertung nach Jolly (1965) und Seber (1965) notwendig. Um Informationen, die bei einer Häutung der Krebse eventuell verloren gehen könnten zu sichern, wurde noch eine weitere Markierung durchgeführt:

- Mit einer Gürtellochzange wurde ein Loch in einen der beiden Außenäste der Uropoden des Schwanzfächers gestanzt. Dies ermöglicht ein Erkennen als markiertes Tier auch noch nach vier bis fünf Häutungen (Bohl 1989b). Zusammen mit den Daten über Geschlecht, Fundort und Carapaxlänge kann auch nach einer Häutung eine Identifizierung des Tieres erfolgen.

Die markierten Tiere wurden in einem 10-Liter-Eimer gesammelt und dann wieder in dem Bereich ausgesetzt, in dem sie gefangen wurden.

Eine Woche später wurde der gleiche Bachabschnitt wieder abgesucht. Markierte Tiere wurden vermerkt und unmarkierte Krebse wurden, wie oben beschrieben, eingesammelt und nachmarkiert.

Von jedem Tier wurde das Geschlecht bestimmt und die Postorbitallänge (POL) gemessen. Dabei handelt es sich um den Abstand von Augenhinterkante bis zum Ende des Cephalothorax. Bei einigen Tieren wurde auch noch die Gesamtlänge (GL) ermittelt, um später ein POL/GL-Verhältnis zu erstellen. Dies dient zur Umrechnung der einen Größe in die andere und macht verschiedene Untersuchungen leichter vergleichbar. Gemessen wurde mit einer Schieblehre (+/- 1 mm).

Die so gewonnenen Daten wurden mit Hilfe der Bachskizzen auf Substratbevorzugung, Wanderverhalten (Strecke und Richtung) und Fundort (verdeckt sitzend oder frei umherlaufend) ausgewertet.

Um Populationsgrößen mit Fang/Wiederfangmethoden abschätzen zu können, müssen verschiedene Forderungen erfüllt werden (Begon 1979, 1983). Dazu gehören die Beständigkeit der Markierung, gleiche Mortalitätsraten bei markierten und unmarkierten Tieren, gleiche Emigrations- und Imigrationsraten bei den beiden Teilpopulationen und die gleiche Fangbarkeit von Markierten und Unmarkierten.

Die **Beständigkeit der Markierungen** wurde in Vorversuchen in der Tierforschungsanstalt der Universität an Kamberkrebse (*Orconectes limosus*) getestet und hat sich im Freiland bestätigt.

Gleiches gilt für die **Mortalität der markierten Tiere**. Obwohl die Markierungsarbeiten bis zu drei Minuten dauerten und Farbe und Kleber noch abtrocknen mußten, erlitt keines der Tiere während der Markierung sichtbare Schäden. Im Labor gab es keine Ausfälle. Wären die Tiere tagaktiv und somit durch optisch orientierte Räuber gefährdet, wären die mit weißen Zahlen markierte Tiere auffälliger und somit eine leichtere Beute. Da Steinkrebse ihre Höhlen und Verstecke aber erst bei Dunkelheit verlassen, entfällt diese potentielle Gefahr.

Die Forderung nach **gleicher Fangbarkeit** wird durch die gut sichtbaren weißen Zahlen allerdings nicht gegeben. Beim Suchen mit der Taschenlampe werden zwar Krebse mit und ohne Markierung gesehen, wenn die Tiere aber versuchen, mit einem Fluchtschwanzschlag zu fliehen, ist die Wahrscheinlichkeit, einen markierten Krebs noch zu erwischen, größer, weil er leichter verfolgt werden kann, auch wenn er aus dem Lichtkegel herausschwimmt. Zum Glück blieben die meisten Krebse sitzen, wenn man sie anleuchtete. Sie versuchten nur langsam aus dem Lichtkegel zu entkommen.

Trotzdem wird der Anteil an markierten Krebsen beim Wiederfang etwas höher ausfallen und somit die Populationsgröße unterschätzt.

2.4 Biologische Parameter

2.4.1 Makrozoobenthos erfassung, Ermittlung des Saprobienindex und des Diversitätsindex

2.4.1.1 Probenentnahme

Von 10. bis 13. März und vom 10. bis 11. September '97, bzw. am 30. September an Probestelle 5, wurden an allen Probeorten, an denen Krebse gefunden wurden (1, 2, 3, 3', 4 u. 5) Makrozoobenthos-Proben entnommen und untersucht. In Kaltbrunn wurden zwei Proben (3 und 3') entnommen, weil eventuell Unterschiede in den stark unterschiedlichen Substrat-strukturen aufgezeigt werden sollten (siehe auch Einleitung und Korngrößenanalyse). An drei Stellen unterhalb des Mühlweihers (6.1, 6.2 u. 7), von denen im Spätsommer sicher gesagt werden konnte, daß hier keine Krebse vorkommen, wurden im September '97, im gleichen Zeitraum wie oben, Proben entnommen.

Mit einem Handnetz (Durchmesser = 20 cm, 300 µm Maschenweite) wurden die verschiedenen Substrate wie Steine, Schlamm, Totholz und Pflanzen 10 min intensiv abgesucht

(Halbquantitative Handsammelmethode, Meyer (1987)). Dabei wird der Kescher auf die strömungsabgewandte Seite des Substrats gehalten und gleichzeitig mit der Hand feste Substrate, wie Steine, abgerieben, um anhaftende Organismen zu entfernen. Pflanzen wurden im Wasser abgeschüttelt und Schlamm durchgeseibt. Die Strömung verdriftet die anhaftenden Tiere in das Handnetz. Während der zehnmütigen Sammelzeit wurde der Kescher drei bis viermal in einen bereitstehenden Eimer entleert. Nach dem Absammeln wurden dann kleine Teile der Gesamtprobe in eine weiße Fotoschale gegeben. Von dort wurden alle Tiere mit einer Federstahlpinzette herausgesammelt und in 70 %-igem Ethanol fixiert.

Tiere, die vor Ort sicher bestimmt werden konnten (z.B. *Caleopteryx virgo*), wurden gezählt und sofort wieder ausgesetzt. Von Tieren, die in großen Abundanzen vorkamen - wie z. B. *Gammarus fossarum* - wurde nur ein kleiner Teil fixiert, um sicher bestimmt zu werden. Die restlichen Tiere wurden gezählt oder geschätzt (auf 50 Tiere genau) und wieder freigelassen.

Bei der Probenentnahme ergaben sich folgende Probleme: Mit der oben beschriebenen Methode ist es nicht möglich, die Benthosfauna quantitativ zu erfassen. Dies wäre näherungsweise nur mit einem Surber- Sampler (Schwoerbel 1994) möglich. Diese Auswertung hätte im Rahmen der Fragestellung dieser Diplomarbeit jedoch zuviel Zeit in Anspruch genommen. Deshalb wurde auf die „halbquantitative Handsammelmethode“ zurückgegriffen. Außerdem werden Arten mit sehr versteckter Lebensweise, z.B. *Sericostoma*- Arten, die tagsüber bis zu 2 m tief im Interstitial leben (Wahringer und Graf 1997), nur zufällig entdeckt.

Beim Sammeln der Tiere aus der Fotoschale werden nur größere Tiere gesehen. Die sehr kleinen Individuen gehen zwischen den Substratpartikeln leicht verloren, was schließlich auch die Angaben über die Häufigkeit beeinflusst.

Diesen Ungenauigkeiten in der Methode wurde bei dem Vergleich der Biomassen dadurch Rechnung getragen, daß in der Auswertung nicht auf einzelne Arten, sondern nur auf Ordnungen eingegangen wurde.

2.4.1.2 Taxonomische Bestimmung der Organismen

Im Labor wurden die Proben in die verschiedenen Ordnungen aufgeteilt und mit einer Stereolupe der Firma Wild (308700, Vergrößerung: 6x - 62x) bis zur Art, Gattung oder Familie bestimmt.

Dazu wurde folgende Bestimmungsliteratur verwendet: (Baur 1987, Brohmer 1984, Dreyer 1987, Engelhardt 1986, Gloer et al. 1987, Harde und Severa 1988, Illies 1955, Kohl 1985, Nagel 1989, Pflieger 1984, Sauer 1988, Schmedtje und Kohlmann 1992, Schoenemund 1949, Wahringer und Graf 1997).

2.4.1.3 Trockengewichts- und Biomasse-Bestimmung

Um nicht nur die Absolutzahlen der einzelnen Tierarten der verschiedenen Probestellen miteinander vergleichen zu können, sondern, was in Bezug auf das Nahrungsangebot für die Steinkrebse interessanter ist, auch die Biomasse, die jede Art (oder Gattung, oder Familie) zur Verfügung stellt, wurde das Trockengewicht jeder taxonomischen Einheit bestimmt. Dazu wurden einige fixierte Tiere aus den Probegläschen entnommen und in vorher gewogenen Aluschälchen bei 105 bis 110°C (Trockenschrank von Heraeus) bis zur Gewichtskonstanz getrocknet (ca. 24 h). Danach wurde das Trockengewicht für das Einzeltier in mg berechnet. Dann konnte - multipliziert mit der Absolutzahl der im Bach gefundenen Tiere - die Biomasse pro Fang bestimmt werden. Um die Ergebnisse übersichtlich zu gestalten, wurden jeweils Ordnungen zusammengefaßt und dargestellt. Auch mit dieser Vereinfachung sind noch Unterschiede in der Faunenzusammensetzung zwischen den Probeorten und zwischen den Probezeiten (März und September) zu erkennen. Die ermittelten Trockengewichte wurden mit Literaturwerten verglichen (Meyer 1989).

Zu beachten ist, daß bei der Trockengewichtsbestimmung in Ethanol fixierte Tiere verwendet wurden. Nach Erfahrungswerten von Meyer (1989) liegen die so ermittelten Daten ca. 10% unter dem tatsächlichen Trockengewicht. Da aber in den Ergebnissen nur die Verhältnisse der einzelnen Ordnungen zueinander betrachtet werden, hebt sich dieser Fehler auf. Zum Teil konnten nur sehr wenige Tiere zur Bestimmung des Trockengewichts herangezogen werden (im Extremfall Einzeltiere), weil nicht mehrere Tiere gefunden wurden. Da aber nur Ordnungen mit einem Anteil größer als ein Prozent an der Gesamtbiomasse der Probe dargestellt werden, bleibt dieser Fehler gering.

2.4.1.4 Saprobienindex

Fließgewässer können anhand ihrer Besiedelung durch Makroinvertebraten in folgende Güteklassen (GKL) eingeteilt werden, die wiederum für bestimmte Saprobienbereiche stehen (DIN 38410 Teil 2, Kolkwitz und Marrson 1908, Schmedtje und Kohlmann 1992):

Güteklasse	Charakterisierung	Saprobienbereich	Sap.- Index
GKL I	unbelastet - sehr gering belastet	oligosaprob	1,0 bis < 1,5
GKL I-II	gering belastet	oligosaprob - β -mesosaprob	1,5 bis < 1,8
GKL II	mäßig belastet	β -mesosaprob	1,8 bis < 2,3
GKL II-III	kritisch belastet	β -mesosaprob - α -mesosaprob	2,3 bis < 2,7
GKL III	stark verschmutzt	α -mesosaprob	2,7 bis < 3,2
GKL III-IV	sehr stark verschmutzt	α -mesosaprob - polysaprob	3,2 bis < 3,5
GKL IV	übermäßig verschmutzt	polysaprob	3,5 bis < 4,0

Tabelle 1: Einteilung der Fließgewässer in sieben Güteklassen bzw. Saprobienbereiche nach DIN 38410 Teil 2.

Die gefundenen Arten werden, je nach Spezialisierung an eine Saprobienstufe, gewertet. Für die Gewichtungen werden folgende Werte definiert:

16 = stenosaprob, sehr guter Indikator für die Saprobie

8 = ziemlich guter Indikator für die Saprobie

4 = mäßig guter Indikator für die Saprobie

2 = ziemlich schlechter Indikator für die Saprobie

1 = kein Indikator für die Saprobie

Um der Tatsache gerecht zu werden, daß nicht alle Arten komplett ausgezählt wurden, sondern z.T. geschätzt werden mußten (s.o.), wurden die Abundanzzahlen von Meyer (1987) verwendet:

1 = Einzelfund;	ein oder zwei Tiere	5 = mittel- viel;	61 - 100 Tiere
2 = wenig;	3 - 10 Tiere	6 = viel;	101 - 150 Tiere
3 = wenig- mittel;	11 - 30 Tiere	7 = massenhaft;	über 150 Tiere
4 = mittel;	31 - 60 Tiere		

Folgende Formel wurde zur Berechnung der Saprobienindizes für die einzelnen Probestellen verwendet:

$$S = \frac{\sum h_i \cdot g_i \cdot s_i}{\sum h_i \cdot g_i}$$

h = Häufigkeit der Art i

g = Gewichtung der Art i

s = Saprobienindex der Art i

Eine Fehlerquelle für die Errechnung der Saprobienindizes ergibt sich durch die zum Teil sehr schwierige taxonomische Bestimmung, z. B. von *Oligochaeten* oder *Dipteren* -Larven. Nicht sicher bestimmbare Tiere wurden nicht in die Berechnung der Güteklasse einbezogen. Oft genügt es auch festzustellen, daß es sich sicher nicht um eine Art mit Indikatorwert handelt, was häufig der Fall ist. Die meisten der schwerbestimmbaren Organismen kamen zudem nicht häufig vor, so daß ihre Gegenwart auch im Falle einer Indikation nicht sehr gewichtig wäre und diese somit keine bedeutende Fehlerquelle darstellen.

2.4.1.5 Der Diversitätsindex nach SHANNON und WEAVER

Um einen weiteren Parameter zur Unterscheidung der einzelnen Probestellen zu haben, wurde aus den Makrozoobenthosbefragungen vom März und September 1997 noch der Diversitätsindex nach Shannon und Weaver ermittelt (Illies and Schmitz, 1980) (Mühlenberg, 1993). Er berechnet sich nach folgender Formel:

$$D_s = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

D_s = Diversität bezogen auf Artenzahl

n_i = Individuenzahl der Art i

N = Gesamtindividuenzahl

S = Gesamtzahl der Arten

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß es sich bei den Daten zum Makrozoobenthos nicht um eine quantitative Benthosfaunenerfassung handelt, sondern lediglich um einen qualitativen Vergleich der Lebensgemeinschaften und der Gewässergüten an den einzelnen Probestellen.

2.4.2 Erfassung der Fischfauna im Mühlbach

Bei der nächtlichen Erfassung des Steinkrebsbestandes und während der Markierungs/Wiederfangversuche (s. Populationsgrößenanalyse) wurden alle entdeckten Fische bestimmt und vermerkt. Auch Fische, die mit den Krebsreusen gefangen wurden, wurden aufgenommen.

So gelang eine qualitative Erfassung des Fischbestands, die nur eine grobe Abschätzung der Häufigkeit zuläßt.

2.4.3 Vegetationserfassung

Entlang der Beprobungsabschnitte wurden die Bäume und Sträucher am Ufer bestimmt und in die Pläne der Probestellen eingezeichnet (s.u.). Die Bestimmung der Gehölze erfolgte im Mai, nachdem Blätter vorhanden waren. Auch die Makrophyten im Bach wurden in dieser Zeit kartiert und aufgenommen. Als Bestimmungsliteratur wurden Schmeil und Fitschen (1993), Eisenreich und Zimmer (1984) und Engelhardt (1986) benutzt.

2.5 Räumliche Verteilung der Substrate, der Strömungsgeschwindigkeiten und der Krebse an den Probestellen

Um die Probestellen mit Steinkrebsvorkommen besser charakterisieren zu können, wurden maßstabsgetreue Skizzen der Bäche angefertigt. Dazu wurde vor Ort ein 30 m-Maßband im Längsverlauf des Fließgewässers gespannt. Anfangs- und Endpunkt wurden markiert. Nun wurde bei jedem Meter im rechten Winkel zum Maßband die Breite in jede Richtung gemessen und dann die Uferlinie zwischen zwei Meßpunkten eingezeichnet.

Die aus diesen Daten angefertigten Tuschezeichnungen wurden im Zeichenbüro der Universität eingescannt und schließlich am Computer (Macintosh Quadra 840 AV) mit Photoshop 4.0 und Coral Draw 6 bearbeitet. Querverbauungen, Sträucher und Bäume am Ufer und Wasser-pflanzen wurden eingezeichnet. Totholz, Wurzeln und Steine (> 10 cm) wurden ebenfalls eingetragen und deren Flächen als potentielle Versteckmöglichkeiten berechnet (NIH Image 1.6).

Durch verschiedene Grautöne wurde zwischen Feinsubstrat und Grobsubstrat im Bachbett unterschieden. Diese Einteilung erfolgte nach subjektivem Empfinden und wurde später durch

Korngrößenanalysen genauer analysiert. Stellen der Substratentnahme für die Korngrößenanalyse wurden eingezeichnet und Beschriftungen durchgeführt.

Bei bekannter Abflußmenge wurde einmal im August/September '97 an allen interessanten Bereichen (bzw. alle 5 m) ein Tiefen- und Fließgeschwindigkeits-Querprofil erstellt und eingezeichnet.

Die beim Fang/Wiederfang markierten Tiere wurden ebenfalls in den Plänen in Form einer Häufigkeitsverteilung im Längsverlauf neben dem Abdeckungsgrad dargestellt.

Auf diese Art wurden von den Probestellen 1, 2, 3 und 4 zwischen 20 und 30 m Bachstrecke kartiert. Bei Probestelle 5 (Konstanzer Trichter) war das nicht möglich.

2.6 Chemische und physikalische Messungen, Korngrößenanalysen

Die chemischen und physikalischen Parameter wurden von April bis November 1997 jeweils in der ersten Woche des Monats erhoben. Die Korngrößenanalysen wurden einmal durchgeführt.

2.6.1 Korngrößenanalyse

Substratuntersuchungen in Form einer Korngrößenanalyse (Schwoerbel 1994) wurden an insgesamt acht Probeorten einmal im Juli '97 durchgeführt. An den Stellen 1, 2, 3 und 4 wurden je zwei Proben entnommen. Hier wurde versucht, an jedem Probeort nach subjektiver Einschätzung eine Probe aus dem feinsten und eine Probe aus dem größten Bereich zu entnehmen und somit ein möglichst breites Spektrum an Korngrößenzusammensetzungen zu erfassen. Diese Proben wurden unabhängig voneinander analysiert. Im Konstanzer Trichter (5) wurden fünf Proben entnommen: in zunehmendem Abstand von 1 m bis 5 m vom Ufer. An drei Probestellen ohne Krebsvorkommen (6.1, 6.2 und 7) wurde je eine Substratprobe untersucht.

Die Entnahme des Substrats erfolgte mittels eines Plexiglaskastens, der eine Grundfläche von 350 x 350 mm und eine Höhe von 450 mm besitzt. Die Entnahmefläche kann durch einen Schieber halbiert werden. Der Kasten wird ca. 5 cm tief in das Bachbett gerammt und der so von der Strömung abgeschnittene Bereich in einen Eimer verbracht.

Nach dem Trocknen wurden die Proben gewogen und durch ein Naßschüttelsieb-Set (Analysesiebe nach DIN-ISO 3310/1 und Schüttler von Retsch, Typ 3D) in folgende Fraktionen aufgetrennt: >16 mm, >16-8 mm, >8-2 mm, >2-0,5 mm, >0,5-0,25 mm und >0,25-0,063 mm. Dann wurden die einzelnen Fraktionen wieder bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, gewogen und deren Differenz zum Ausgangsgewicht ermittelt. Dadurch konnte der Schluff-Anteil (< 0,063 mm) errechnet werden.

Das Hauptproblem der Substratentnahme aus dem fließenden Gewässer ist die Strömung, die immer Teile der Probe verfrachtet und somit die Ergebnisse verfälscht. Besonders bei den kleinen Korngrößen kann dieser Fehler erheblich sein. Aus diesem Grund wird der Plexiglaskasten verwendet. Durch ihn wird die Strömung beruhigt. Trotzdem geht noch ein kleiner Teil des Feinsubstrats verloren.

Ungenauigkeiten ergeben sich auch im oberen Bereich: Große Steine, die zum Teil tief im Substrat festsitzen, können oft nicht entnommen und gewogen werden. Deshalb erfolgte die Probeentnahme selektiv an Stellen, an denen sich keiner dieser „Problemsteine“ befand.

Beide Schwierigkeiten der Probeentnahme treffen auf die Probestelle 5 (Konstanzer Trichter) besonders zu. Zum einen war dort der Wasserstand oft so hoch, daß der Plexiglaskasten nur wenig Wirkung zeigte und zum anderen sind am Uferbereich viele große Steine sehr fest mit dem Untergrund verbunden.

2.6.2 Fließgeschwindigkeit und Abfluß

Zuerst wurde ein Tiefenquerprofil aufgenommen und dann von einem Ufer beginnend alle 5 oder 10 cm die Fließgeschwindigkeit mit einem Flügelradanemometer (μ P- TAD, md 20 F, 0,01 m/s bis 3 m/s, Höntzsch Instruments) in 40 % der Wassertiefe über Grund ermittelt (Einpunktmessung, Dyck und Peschke 1983). In diesem Bereich liegt bei kleinen Bächen die mittlere Geschwindigkeit der fließenden Welle. Da an allen Probeorten nur geringe Wasser-tiefen (< 15 cm) gemessen wurden, wurde die Einpunktmessung der genaueren Zweipunktmessung vorgezogen.

2.6.3 pH-Wert, Temperatur und Leitfähigkeit

Alle drei Parameter wurden direkt am Bach gemessen. Dazu wurden Geräte der Firma VDSF-Umwelttechnik verwendet:

- pH-Meßgerät GPRT 1400 A mit Temperaturfühler; Genauigkeit: +/- 0,02 pH und +/- 0,5°C im Bereich von -20 ° bis 110°C, VDSF- Umwelttechnik
- LF- Meßgerät GLM 200 A; Genauigkeit: +/- 3 % bei 25°C im Bereich von 0 mS/cm bis 60 mS/cm, VDSF- Umwelttechnik

Die Elektroden wurden nach der Eichung (pH-Meter) gegen die Strömung ganz ins Wasser getaucht und nach einer Einstellungszeit von einer Minute der Meßwert abgelesen.

2.6.4 Calciumkonzentration

Der Calciumgehalt wurde titrimetrisch nach DIN 38 406-E3-2 (Deutsches Einheitsverfahren 1989) bestimmt: 100 ml der frischen Probe wurden mit 2 M Natronlauge und 6 Tropfen Calconcarbonsäure (Indikator) versetzt und sofort mit Komplexlösung (Titriplex III) bis zum Farbumschlag von violett nach grau (später blau) titriert. Die so verbrauchte Menge an Titriplex III ergibt die Calciumhärte in ° deutscher Härte. Mit 7,14 multipliziert erhält man den Calciumgehalt in mg/l (Schwoerbel 1994).

2.6.5 Nitratgehalt und Gehalt an gelöstem Phosphat

Zu Beginn der Probenahme wurde die Nitratkonzentration mit einem Aquarientest- Set (Sera Nitrat Test) gemessen. Da dieses aber ungenaue Werte lieferte, wurden im August und Oktober je drei Messungen pro Probeort mit einem Autoanalyser (AA II von Bran und Luebbe) des Limnologischen Instituts der Universität Konstanz durchgeführt. Dazu wurden die Proben direkt nach der Probenahme im Labor filtriert (Glasfaserfilter, Porengröße 40 µm), um partikuläre Substanzen zu entfernen und anschließend im Kühlschrank bis zum nächsten Morgen gelagert. Dann wurde je eine Nitrat- und eine Phosphatmessung durchgeführt.

2.6.6 Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt wurde mit einem Testset (Aquamerck 11107, Merck) bestimmt, das nach dem Prinzip von Winkler arbeitet (Schwoerbel 1994). Die Probeflaschen wurden direkt von der Wasseroberfläche blasenfrei befüllt und vor Ort titriert. Im November und Dezember '97 konnte auch ein elektrisches Meßgerät benutzt werden (HI 9142, Meßgenauigkeit: +/- 1,5%, Hanna-Instruments), das aber zu niedrige Werte lieferte, da man mit ihm in größeren Tiefen mißt, als mit dem Testset (s. Diskussion).

2.6.7 Biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB₅) (DEV, 1989)

Der Biochemische Sauerstoffbedarf der Gewässer wurde einmal monatlich ermittelt. Die Proben wurden mit 500 ml- Plastik- Weithalsflaschen entnommen, auf 20°C temperiert, im Labor 10 bis 15 min mit Preßluft belüftet und dann auf drei Enghalsglaßflaschen verteilt: 1 x 30 ml und 2 x 100 ml. Die Flaschen wurden luftfrei verschlossen, in Aluminiumfolie lichtdicht verpackt und schließlich fünf Tage bei 20°C geschüttelt (Lab-Shaker Kühner, B. Braun).

Dann wurde der verbliebene Sauerstoffgehalt mit einem Testset von Merck (siehe Sauerstoffbestimmung) bestimmt. Der Ansatz in der 30 ml-Flasche konnte direkt titriert werden (Originalflasche von Merck). Die Parallelansätze in den 100 ml-Flaschen mußten zuerst mit einem 3 mm-Durchmesser-Schlauch in die 30 ml-Flasche umgefüllt werden. Durch Ansaugen der Probe war das blasenfrei und somit ohne Einwirbeln von Sauerstoff möglich. Von den drei Ergebnissen wurde der Mittelwert errechnet, um die Sauerstoffzehrung durch organische Substanzen zu ermitteln:

$$BSB_5 [mg/l] = [O_2]_{\text{Sättigung } 20^\circ C} - [O_2]_{5d, 20^\circ C}$$

War der gesamte Sauerstoffgehalt nach fünf Tagen näherungsweise aufgezehrt, wurde ein neuer Ansatz gestartet und der verbliebene Sauerstoffgehalt bereits nach zwei Tagen ermittelt (BSB₂) und auf 5 Tage umgerechnet.

Die drei Parallelansätze zeigten nach 5 Tagen zum Teil erhebliche Schwankungen in den O₂-Konzentrationen. Dies kann verschiedene Ursachen haben. Die Aluminiumfolie kann beim Einspannen auf den Schüttler beschädigt werden, so daß Licht an die Probe kommt. Algen können wachsen, die Sauerstoff produzierten. Folglich ist der ermittelte Sauerstoffgehalt nach der Inkubationszeit höher als in den Parallelansätzen, die Zehrung wird unterschätzt. Beim Umfüllen in die Merck-Meßflasche vor der Messung kann evtl. doch Sauerstoff eingewirbelt werden. Auch dann liegt die ermittelte Sauerstoffkonzentration über dem Durchschnitt und die Zehrung wird unterschätzt. Überschätzt wird die Sauerstoffzehrung, wenn bei der Probeentnahme Stücke organischen Materials aus dem Sediment (Totholz, Laubstücke) in die Plastikflasche und schließlich in eine der BSB-Ansatzflaschen geraten. In diesem Ansatz wird dann sehr viel

Sauerstoff gezehrt. Bei niedrigen Wasserständen kann dies vorkommen, weil es dann schwierig ist, Wasser zu entnehmen, ohne Sediment aufzuwirbeln.

Solche erkennbaren „Ausreißer“ wurden dann zur Ermittlung des Mittelwerts nicht herangezogen.

2.7 Futterwahlversuche

Nachdem das Futterangebot in den verschiedenen Bächen untersucht war (Makrophyten und Makrozoobenthos), wurden verschiedene Futterwahlversuche durchgeführt, um zu testen, was von den Steinkrebsen gefressen wird und ob bei dem reichhaltigen Angebot Nahrungspräferenzen bestehen.

Dazu wurden 10 bis 12 Versuchstiere, die frisch gefangen wurden, einzeln in 12-Liter-Glasaquarien (300 mm x 200 mm x 200 mm) gehalten. Als Substrat diente eine dünne Schicht (ca. 3 mm) Sand und als Versteckmöglichkeit für die Krebse eine längs halbierte Tonröhre. Die Aquarien wurden mit Leitungswasser gefüllt und mit einer Luftpumpe (D.B.G.M. Wisa) und Sprudelstein belüftet. Ein Versuchsansatz dauerte 65 Stunden, was drei Dunkelphasen entspricht (Beginn: nachmittags 17 Uhr; Ende: morgens 8 Uhr; Ausnahme: der Versuchsansatz mit Pflanzen bei 14°C dauerte 111 Stunden, was fünf Dunkelphasen entspricht). Begonnen wurden die Versuche abends mit der Gabe der verschiedenen abgezählten Futtertiere und abgewogenen Futterpflanzen. Drei (bzw. fünf) Tage später wurden die Steinkrebse am Morgen aus den Aquarien genommen. Ebenso die Belüftungssteine und die Tonröhren. Dabei wurde genau darauf geachtet, daß nicht auch Futterorganismen entfernt wurden. Dann wurden aus den Becken die Futtertiere und Pflanzen mit einer Federstahlpinzette herausortiert und gezählt bzw. gewogen. Der Sand und das Wasser wurden abgeseibt und noch einmal genau durchsucht.

Vor Beginn eines Futterwahlversuchs bekamen die Krebse zwei Tage kein Futter. Zwischen den Versuchen wurden sie mit Tubifex oder Roten Mückenlarven gefüttert bzw. wurden ausgetauscht. Es wurden nur Krebse verwendet, die nicht kurz vor einer Häutung standen, da die Tiere dann nur wenig fressen. Nach den Versuchen wurden alle Tiere wieder an ihrem Fundort ausgesetzt.

Folgende Ansätze mit verschiedenen Futterkombinationen wurden durchgeführt:

-
- **“Frühjahrsansatz“**: Die Versuche wurden in der ersten Maiwoche ‘97 durchgeführt. Die Wassertemperatur war noch niedrig und das Angebot an Wasserpflanzen im Freiland gering. Deshalb wurde ein Versuch bei 7°C Wassertemperatur mit einer Auswahl an folgenden Organismen, die zu der Zeit auch im Freiland gefunden wurden, gestartet: Bachbunge (*Veronica beccabunga*), Wassersellerie (*Apium spec.*), Köcherfliegenlarven (*Limnephilidae*), Eintagsfliegenlarven (*Baetis spec.* und *Paraleptophlebia spec.*), Dreikantmuscheln *Dreissena polymorpha* und Bachflohkrebse *Gammarus fossarum*.
 - **“Sommeransatz“**: Die Versuche wurden Ende Mai und im Juni ‘97 durchgeführt. Die Wassertemperaturen waren inzwischen höher und auch das Angebot an pflanzlicher Nahrung reichhaltiger. Die Versuchsbecken wurden auf 14,3°C temperiert und die Versuchskrebse ausgetauscht. Als Nahrungsangebot dienten verschiedene Pflanzen (*Veronica beccabunga*, *Apium spec.*, *Callitriche spec.*, Totlaub) und Tiere (*Limnephilidae*, *Dreissena polymorpha*, *Gammarus fossarum* und Schnecken). Dies entspricht wieder einer Auswahl der im Freiland häufigen Organismen.
 - **“Pflanzenansatz“**: Um Vorlieben zwischen den verschiedenen Pflanzen deutlicher nachzuweisen, wurde im gleichen Zeitraum und unter gleichen Bedingungen wie beim „Sommeransatz“ eine Versuchsreihe mit Pflanzen im Nahrungsangebot angesetzt.
 - **“Tieransatz“**: Mit den bereits oben erwähnten Futtertieren wurde unter gleichen Bedingungen und im gleichen Zeitraum wie im "Sommeransatz" ein Futterwahlversuch ohne Pflanzen durchgeführt, um evtl. unterschiedliche Vorlieben bei verschiedenen Angeboten zu erkennen.
 - **“Dreikantmuschel-Ansatz“**: Um zu sehen, ob die Krebse bestimmte Größenklassen ihrer Beutetiere bevorzugen, wurde ein Futterwahlversuch nur mit Dreikantmuscheln unterschiedlicher Größe im Juli und August ‘97 durchgeführt. Dabei wurde darauf geachtet, daß die Größe der Krebse nicht zu stark variiert, um unterschiedliche Fähigkeiten der Versuchstiere möglichst gering zu halten. Die Wassertemperatur lag zwischen 17°C und 19°C. Später im Sommer (August ‘97), als in einem Bereich ohne Krebse (Probestelle 6.1) viele Egel und Turbellarien gefunden wurden, wurde geprüft, ob auch diese Tiere als potentielles Futter

dienen können. Getestet wurde mit einzeln gehaltenen Steinkrebsen, denen eine definierte Anzahl an Egel und Turbellarien gegeben wurde.

Im Januar/Februar '98 wurde getestet, ob Fische (Dreistachliger Stichling und Elritze) von Steinkrebsen erbeutet werden. Diese beiden Arten kamen häufig gemeinsam mit Steinkrebsen im Mühlbach vor (s. Fischfauna im Mühlbach). Für diesen Test wurden 8 große Steinkrebse in einem Aquarium mit einer Fläche von 1x1 m und einem Wasserstand von 15 cm gehalten. Dann wurden für eine Woche 10 Stichlinge bzw. 10 Elritzen dazugesetzt. In den Aquarien befanden sich 10 halbierte Tonröhren und ein Bündel Wasserpest als Versteckmöglichkeiten für Fische und Krebse. Das Substrat bestand aus Schlamm und Totlaub. Die Wassertemperatur betrug 10°C.

Bei sämtlichen quantitativen Ansätzen (Frühjahr-, Sommer-, Pflanzen-, Tier- und Dreikantmuschelansatz) wurde das Trockengewicht der Futterorganismen bestimmt, um die unterschiedlichen Futterarten vergleichen zu können. Es ist zu erwähnen, daß der Wasserstern im Vergleich zu anderen Pflanzen sehr leicht ist und deshalb im Angebot gewichtsmäßig immer unterrepräsentiert ist. Dies bedeutet aber nicht, daß die Wahrscheinlichkeit, vom Krebs gefunden zu werden, geringer ist, weil das Volumen des Wassersterns dem der anderen Pflanzen entspricht. Da die Versuche je nach Aktivität der Krebse zwischen 65 und 111 Stunden dauerten, hatten die Pflanzen genügend Zeit und Licht, um zu wachsen. Oft befand sich am Ende des Versuchs mehr Pflanzenmasse im Becken als zu Beginn. Um dieser Tatsache gerecht zu werden, wurde ein Korrekturfaktor ermittelt: eine bestimmte Menge an Versuchspflanzen wurde, ohne Krebse, über den gleichen Zeitraum der gleichen Temperatur und dem gleichen Licht ausgesetzt und danach wieder gewogen. So konnte ermittelt werden, um wieviel Prozent die Pflanzen in der Versuchszeit wuchsen. Um diesen Wert wurden die ermittelten Mengen an gefressenem Pflanzenmaterial nach oben korrigiert.

Um die Ergebnisse miteinander vergleichen zu können, wurden die Werte immer auf 24 Stunden Versuchszeit umgerechnet.

Schwieriger wird die Vergleichbarkeit zwischen "Frühjahrs-" und "Sommeransatz", weil das Futterangebot nicht das gleiche war. Deshalb wurde in der Auswertung nur zwischen pflanzlicher und tierischer Nahrung unterschieden.

Bei dem Futterwahlansatz mit Dreikantmuscheln wurden zum Teil zu wenige Tiere von jeder Größenklasse angeboten. Dies wird daran deutlich, daß viele Versuchstiere alle Muscheln einer Größenklasse gefressen haben.

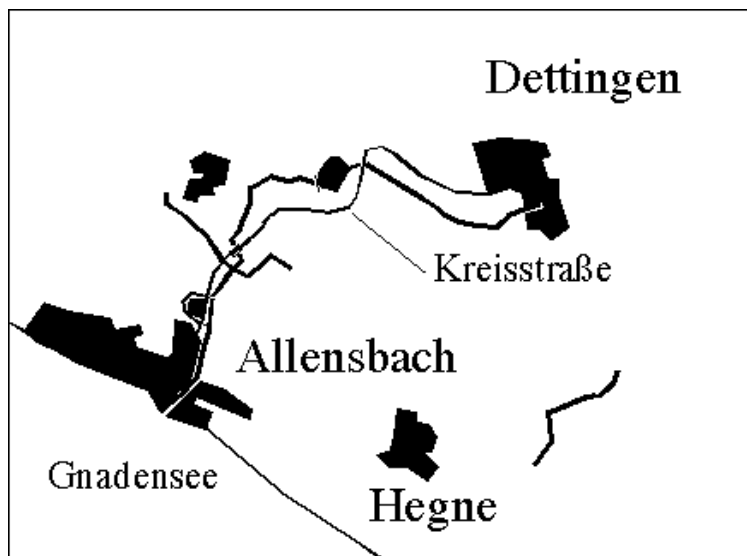
2.8 Statistik

Zur statistischen Auswertung (Regressionen, Korrelationen und Signifikanzen) wurden bei Tests mit nur zwei Variablen die in Excel 5.0 vorgegebenen Möglichkeiten genutzt. Für Berechnungen mit mehreren Variablen wurde das Programm JMP bzw. SAS (SAS-Institute Inc.) benutzt. Außerdem wurden Tabellenwerke aus (Sachs 1984) verwendet.

3 Ergebnisse

3.1 Bestandsaufnahme des Steinkrebsvorkommens im Mühlbach

Zwischen Mai und November 1997 konnten in folgenden Abschnitten Steinkrebse nachgewiesen werden: Von Dettingen bis zum Mühlweiher wurden durchgängig Krebse gefunden. Auch der Zufluß vom Gießentobel beherbergt von der Kreisstraße bis zum Mühlbach Flußkrebse. Darüber wurden keine gefunden, obwohl der Bach ideale Bedingungen bieten würde. Eventuell stellt die Dole unter der Straße ein unüberwindliches Hindernis dar. Im Mühlweiher gibt es seit ca. 20 Jahren keine Krebse mehr. Dies wurde von den Fischereipächtern bestätigt. Auch vom Weiher bis zur zweiten Unterquerung der Kreisstraße (ca. 1,3 km Fließstrecke) konnten keine Steinkrebse nachgewiesen werden.



Karte 2: Das Steinkrebsvorkommen im Mühlbach.

dunkelblau = Steinkrebse vorhanden
rot = keine Steinkrebse
hellblau = nicht kartiert

Von der Straße bis Allensbach kommen vereinzelt Steinkrebse vor. Auch in den beiden Zuflüssen (Kaltbrunn und Schälmenried) gibt es Steinkrebse. Im Mühlkanal konnte kein Krebs nachgewiesen werden, dagegen kommen sie im alten Bachbett bis kurz vor dem Zusammenfluß der beiden Arme vor. Nach der Mühle wurden vor einigen Jahren noch Flußkrebse gesehen (mündl. Mitteilung des damaligen Fischereipächters), konnten aber im Rahmen dieser Arbeit nicht mehr nachgewiesen werden (s. Karte 2).

An keiner anderen Stelle im Mühlbach wurden Krebse auch nur näherungsweise in der Dichte gefunden, wie an den Probestellen 1, 2 und 3.

3.2 Räumliche Verteilung der verschiedenen Substrattypen und Krebshäufigkeit an den einzelnen Probestellen

Hier werden die maßstabsgetreuen Pläne von den jeweiligen Probestellen mit Gewässertiefe, Fließgeschwindigkeit, Krebsverteilung und Bedeckungsgrad mit Steinen und Totholz gezeigt. Pflanzen sind mit den gleichen Buchstaben abgekürzt, wie in der Auflistung der Pflanzenarten im Ergebnisteil zur Makrophytenerfassung. Steine und Holz größer als 10 cm sind eingezeichnet. Auffällig ist, daß keine Probestelle ohne Verbauungen ist. Trotzdem sind die Probestellen reich strukturiert und auch innerhalb der geraden Linienführung sind strömungsbedingte und wasserstandsabhängige Variationen in der Linienführung möglich.

Im Bachbett sind Angaben zur Wassertiefe [cm] und zur Strömungsgeschwindigkeit [cm/s] zu finden (kleine Zahlen unter und über den Pfeilen für die Strömungsrichtung), außerdem eine Angabe zur Entfernung zum Anfangspunkt der Skizze („Bachmeter“; große Zahlen an den Pfeilen in [m]). Angaben zu der aktuellen Abflußmenge zum Zeitpunkt der Vermessung finden sich in der Beschriftung zu jeder Karte. Neben den Bachplänen ist eine graphische Darstellung über den Zusammenhang zwischen Abdeckungsgrad und der Häufigkeit der Steinkrebse im jeweiligen Bachmeter gegeben. Der Abdeckungsgrad beschreibt die Fläche des Bachbetts, die durch Steine (> 10 cm) und Totholz abgedeckt ist. Korrelationen zwischen diesen beiden Parametern sind an keinem Probeort signifikant. Wenn man aber die Tatsache berücksichtigt, daß die Krebse nachts, während der Sammelzeit, aktiv sind und ihre Verstecke verlassen haben können, ergibt sich eine **signifikante Korrelation zwischen mittlerem Abdeckungsgrad und Häufigkeit** an Probestelle 1,2 und 4 mit $p < 0,05$. Der mittlere Abdeckungsgrad wurde aus dem Abdeckungsgrad des jeweiligen Bachmeters und der Bachmeter davor und danach ermittelt (fließender Durchschnitt). Es wurden zum Beispiel die 46 Krebse aus dem Bachmeter 7 in Kaltbrunn dem Mittleren Abdeckungsgrad von 37 % (gemittelt aus Bachmeter 6, 7 und 8 also 28 %, 41 % und 49 %) gegenüber gestellt. Dann ergeben sich folgende Korrelationen:

Probeort	Freiheitsgrade (n-2)	Korrelation	Signifikanz
1; Adelheider Graben	26	0,43	p < 0,05
2; Mühlbach	12	0,59	p < 0,05
3; Kaltbrunn	7	0,44	nicht signifikant
4; Allensbach	18	0,69	p < 0,05

Tabelle 2: Korrelationen zwischen mittlerem Abdeckungsgrad und Krebshäufigkeit (Signifikanzniveaus aus Sachs 1984).

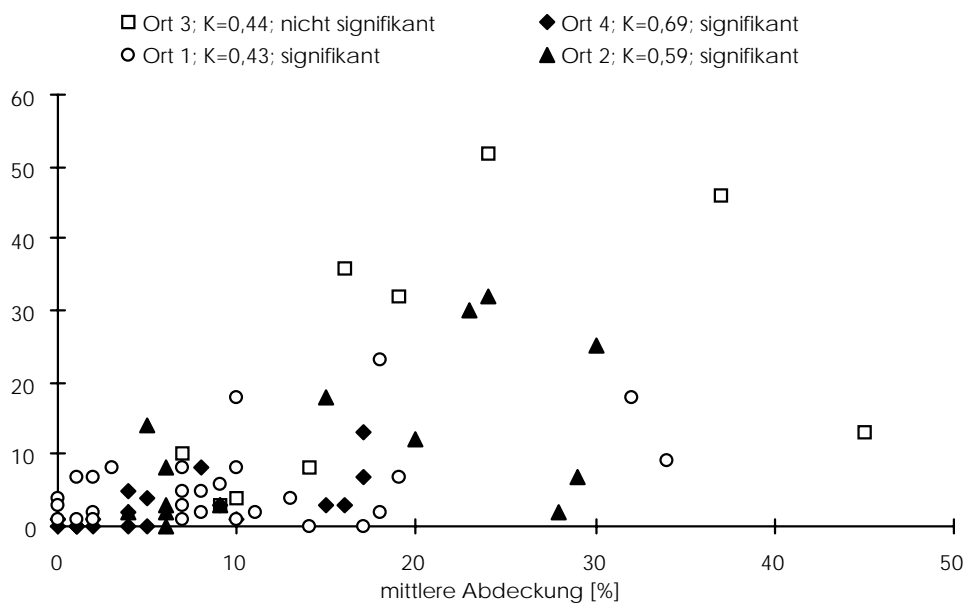


Abb. 1: Der Zusammenhang zwischen mittlerem Abdeckungsgrad (fließender Durchschnitt über je drei Bachmeter) und der Anzahl an Steinkrebsen pro Bachmeter. Ort 1 = Adelheider Graben; Ort 2 = Mühlhalden; Ort 3 = Kaltbrunn; Ort 4 = Allensbach. Signifikanzen für p < 0,05 (nach Sachs 1984).

Die Häufigkeit pro Bachmeter entspricht der vor Ort angetroffenen Krebsdichte im Probezeitraum und ist nicht, wie im Kapitel "Populationsgrößen an den einzelnen Probestellen", ein Mittelwert über die gesamte Probestrecke.

Der Abdeckungsgrad ist mit der "Häufigkeit pro Bachmeter", über alle Probeorte errechnet, signifikant korreliert (Tab. 2). Eine Kovarianzanalyse (JMP) zeigt, daß die Varianz der Krebshäufigkeit pro Bachmeter vom Abdeckungsgrad abhängig ist ($F = 9,6$; $P < 0,01$), aber nicht vom Probeort ($F = 1,65$; nicht signifikant).

Der Abdeckungsgrad scheint ein wichtiger Parameter zu sein, von dem die Krebsdichte in hohem Maße abhängig ist.

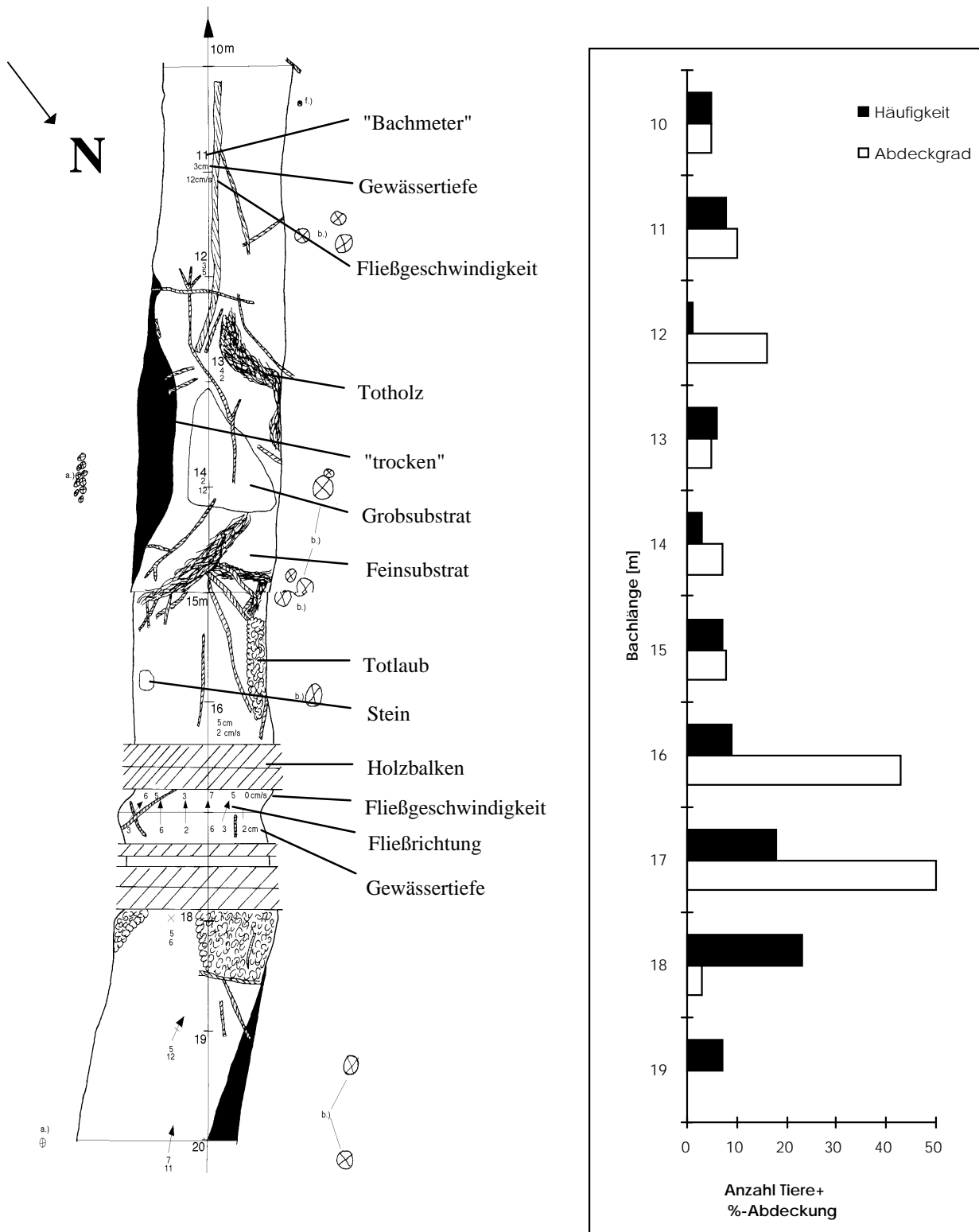


Abb. 3a: Der Plan zeigt den Adelheider Graben (1) am 03.09.1997, Abflußmenge $Q = 3 \text{ l/s}$, Wassertemperatur $T = 16,4^\circ\text{C}$, von Bachmeter 10 bis 19. Die Grafik links daneben veranschaulicht den Abdeckungsgrad durch Steine und Totholz in Prozent der Gesamtfläche des jeweiligen Bachmeters und die Anzahl der Steinkrebse im gesamten Probezeitraum. Hellgrau sind sandige Bereiche mit einem Median der Korngröße von 2 mm, weiß kiesige Bereiche mit einer Korngröße von 24 mm dargestellt. Dunkelgraue Flächen sind trockengefallen. Buchstaben bezeichnen Pflanzen (s. "Makrophytenerfassung"), große Zahlen den Bachmeter, kleine Zahlen die Gewässertiefe [cm] bzw. die Fließgeschwindigkeit [cm/s].

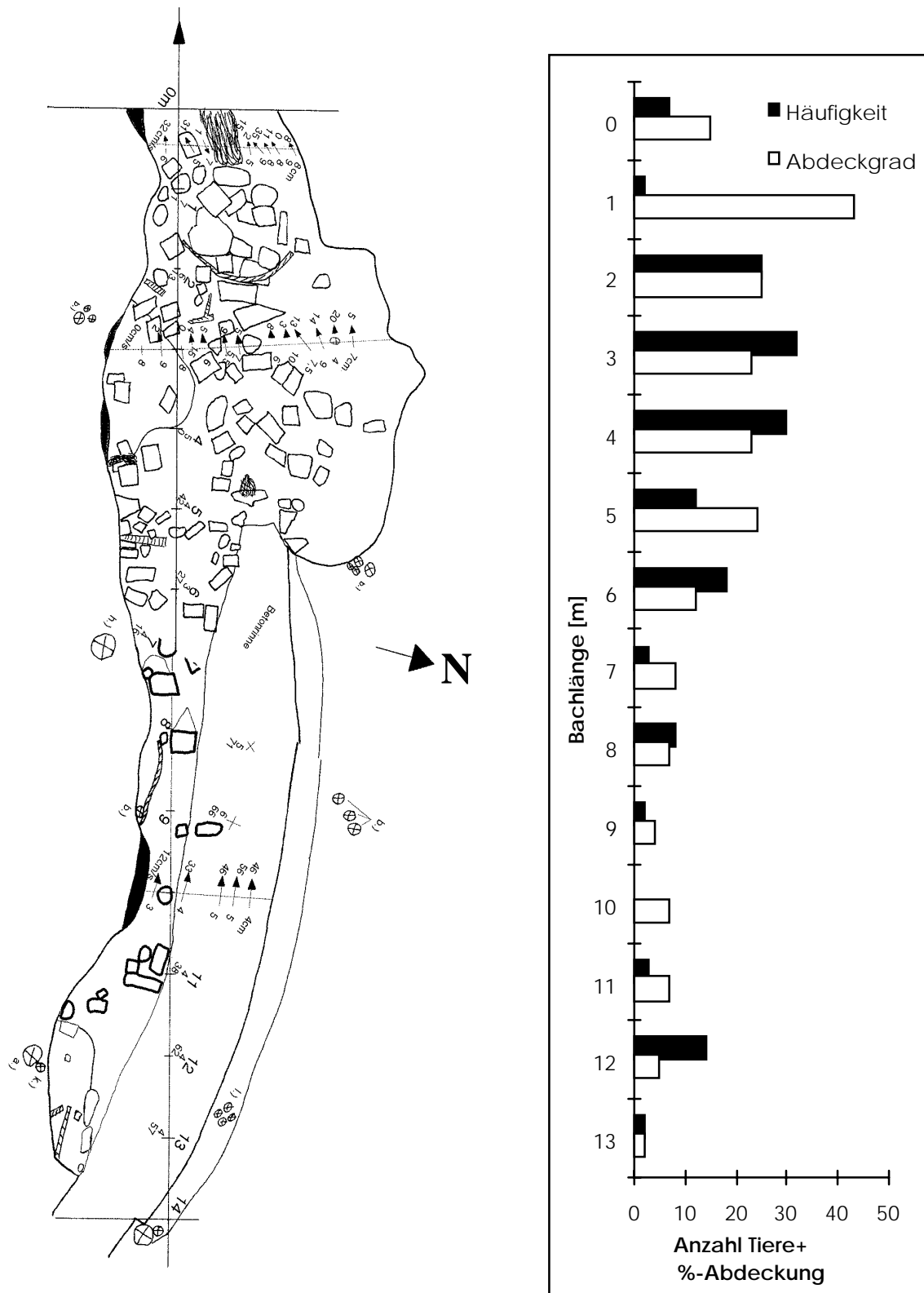


Abb 3b: Der Plan zeigt die Probestelle bei Mühlhalden (2) am 14.08.1997, Abflußmenge $Q = 13,4 \text{ l/s}$, Wassertemperatur $T = 15,4^\circ\text{C}$, von Bachmeter 0 bis 13. Die Grafik links daneben veranschaulicht den Abdeckungsgrad durch Steine und Totholz in Prozent der Gesamtfläche des jeweiligen Bachmeters und die Anzahl der Steinkrebse im gesamten Probezeitraum. Der Probeabschnitt oberhalb des Straßentunnels ist nicht als Plan dargestellt. Dort wurden auf 10 m Bachstrecke insgesamt 105 Tiere gefunden. Hellgrau sind sandige Bereiche mit einem Median der Korngröße von 2 mm, weiß kiesige Bereiche mit einer Korngröße von 24 mm dargestellt. Dunkelgraue Flächen sind trockengefallen. Buchstaben bezeichnen Pflanzen (s. "Makrophytenerfassung"), große Zahlen den Bachmeter, kleine Zahlen die

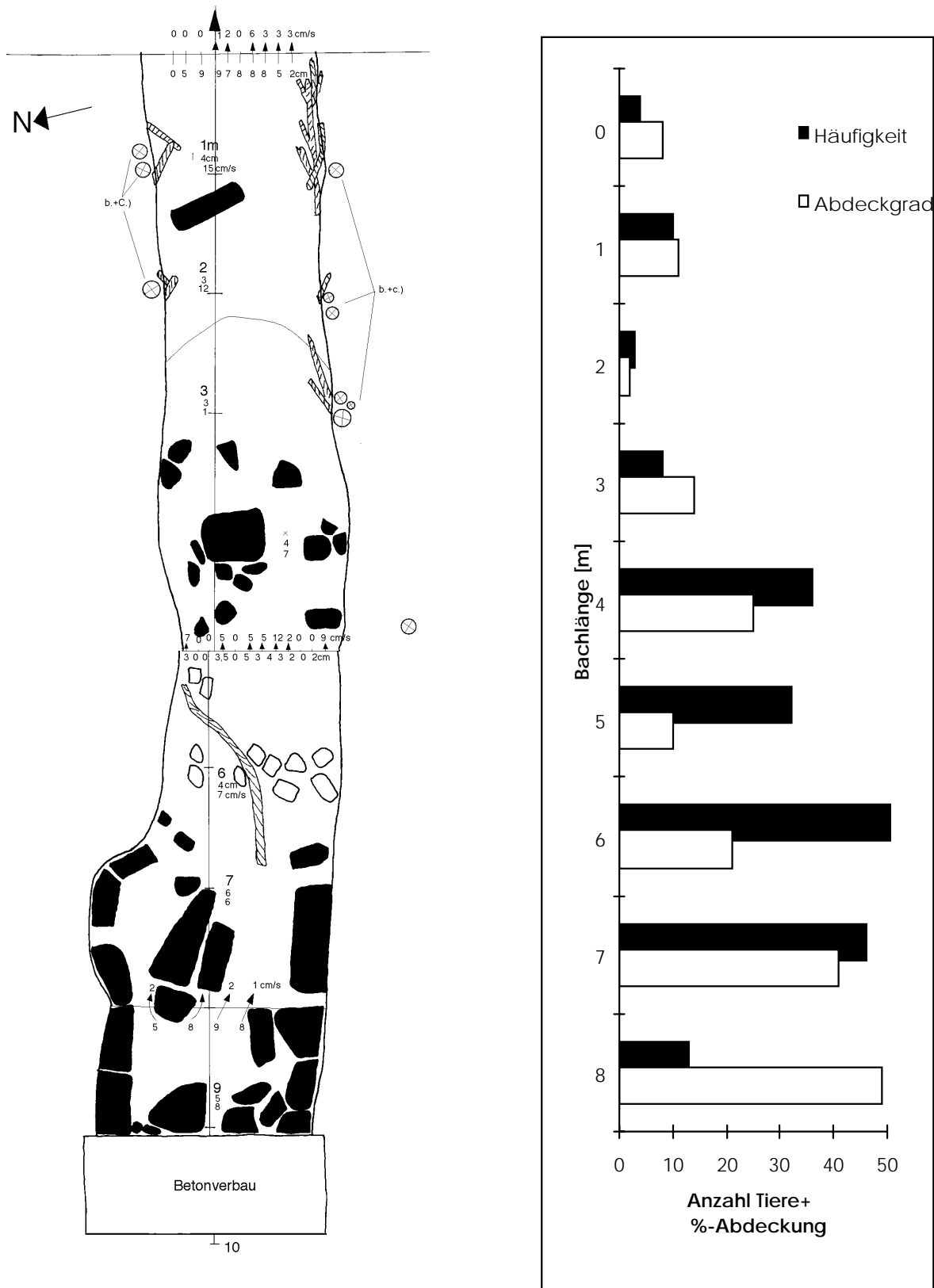


Abb 3c: Der Plan zeigt die Probestelle bei Kaltbrunn (3) am 13.08.1997, Abflußmenge $Q = 1,8 \text{ l/s}$, Wassertemperatur $T = 16,1^\circ\text{C}$, von Bachmeter 0 bis 8. Die Grafik links daneben veranschaulicht den Abdeckungsgrad durch Steine und Totholz in Prozent der Gesamtfläche des jeweiligen Bachmeters und die Anzahl der Steinkrebse im gesamten Probezeitraum. Die Probestrecke oberhalb des Betonriegels ist nicht als Plan dargestellt. Dort wurden auf 15 m Bachlänge insgesamt 60 Steinkrebse gefunden. Hellgrau sind sandige Bereiche mit einem Median der Korngröße von 2 mm, weiß kiesige Bereiche mit einer Korngröße von 24 mm dargestellt. Dunkelgraue Flächen sind trocken gefallen. Buchstaben bezeichnen Pflanzen (s. "Makrophytenfassung"), große Zahlen den Bachmeter, kleine Zahlen die

G ä t i f [] b d i F l i ß h i d i k i t [/] W i t B h i f t 3

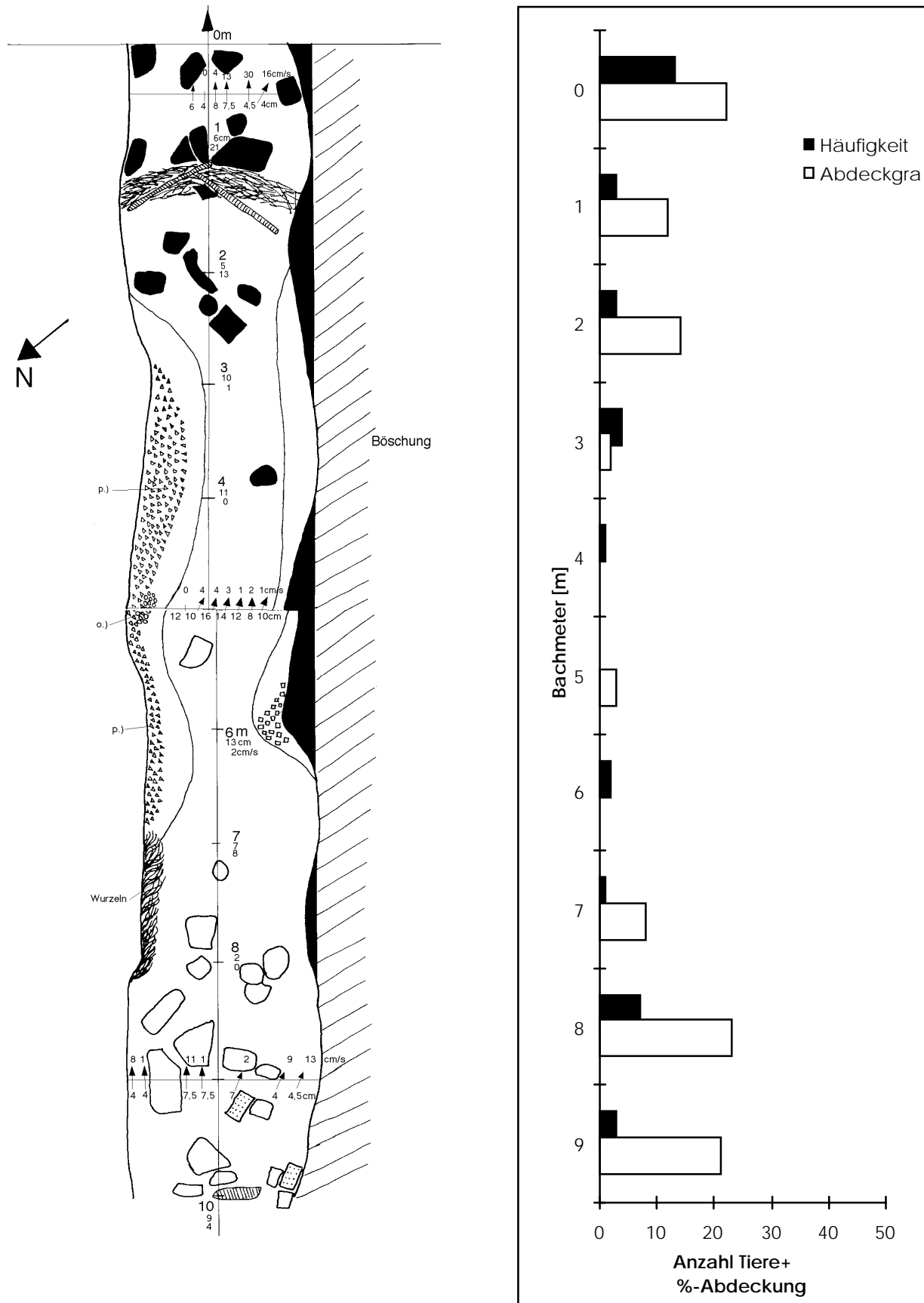


Abb 3d: Der Plan zeigt die Probestelle bei Allensbach (4) am 13.08.1997, Abflußmenge $Q = 2,8 \text{ l/s}$, Wassertemperatur $T = 16,4^\circ\text{C}$, von Bachmeter 0 bis 9. Die Grafik links daneben veranschaulicht den Abdeckungsgrad durch Steine und Totholz in Prozent der Gesamtfläche des jeweiligen Bachmeters und die Anzahl der Steinkrebse im gesamten Probezeitraum. Hellgrau sind sandige Bereiche mit einem Median der Korngröße von 2 mm, weiß kiesige Bereiche mit einer Korngröße von 24 mm dargestellt. Dunkelgraue Flächen sind trocken gefallen. Buchstaben bezeichnen Pflanzen (s. "Makrophytenerfassung"), große Zahlen den Bachmeter kleine Zahlen die Gewässertiefe [cm] bzw die Fließgeschwindigkeit [cm/s] Weitere Beschriftungen s 3a

Weitere Bachpläne befinden sich im Anhang III, IV und V. Um einen besseren Eindruck von den einzelnen Probestellen zu erhalten, werden tabellarisch charakteristische Parameter dargestellt.

Parameter	Adelheider Graben	Mühlhalden	Kaltbrunn	Allensbach	Konstanzer Trichter
mittlerer Abfluß [l/s]	1,8	27,4	4,5	8,1	-
Strömungsgeschw. [cm/s]	2-15	0-71	0-15	0-30	2-56
Bachbett-Breite [m]	0,5-1,2	1-4	1,2-2	1,2-1,5	-
Gewässertiefe [cm]	2-8	3-15	1-9	2-19	bis 300
Einschnittstiefe [m]	0,4	1	0,5	2	3
Länge der Probestrecke [m]	40	30	20	20	100
Ufervegetation	Bäume und Sträucher	wenig Gehölz, Stauden	Wechsel zw. Stauden u. Gehölz	Kraut, vereinzelt Bäume	keine
Bemerkungen	Verdolung oben u. unten; Waldweg	Tunnel unter Kreisstraße	Betonquerriegel	begradigt	betonierte Ufer

Tabelle 3: Beschreibung der Probestellen anhand einiger charakteristischer Parameter

3.3 Populationsgrößenanalyse

Bei Fang/Wiederfang-Aktionen im Juni und Juli 1997, wurden über 900 Steinkrebse markiert, vermessen und deren Geschlecht bestimmt. Aus diesen Daten wurden Populationsgrößen errechnet, Substratvorlieben ermittelt, Wanderrichtungen, Wanderstrecken und Aufenthaltsorte der Tiere untersucht.

3.3.1 Umrechnung von Postorbitallänge (POL) in Gesamtlänge (GL)

Diese Umrechnung erscheint wichtig, um verschiedene Arbeiten über Steinkrebse miteinander vergleichen zu können. Meist wird nur eine der beiden Größen gemessen. In der Darstellung werden Weibchen und Männchen von allen Probeorten erfaßt, weil es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Geschlechtern hinsichtlich des Verhältnisses GL zu POL gibt (ANCOVA-Test). Die Gesamtlänge wurde von 187 Krebsen gemessen.

Die Postorbitallänge (Augenleiste-Hinterrand bis Carapaxende) kann wesentlich genauer (+/- 1 mm) und schneller gemessen werden als die Gesamtlänge, die nur schwierig bestimmt werden kann, weil die Krebse oft ihr Abdomen nach unten klappen. Besonders trifft dies bei Weibchen zu, die Eier tragen.

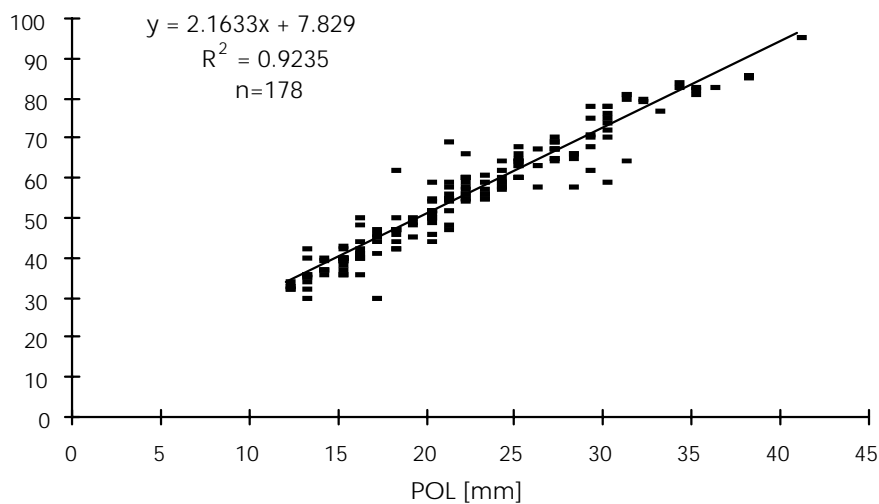


Abb. 4 Beziehung zwischen Gesamtlänge (GL) und Postorbitallänge (POL) beim Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*).

3.3.2 Populationsgrößen an den verschiedenen Probestellen

An Probestelle 5 (Konstanzer Trichter) wurde wegen dem hohen Wasserstand versucht, mit Tauchgeräten Krebse zu fangen und zu markieren. Der Aufwand stand aber in keinem Verhältnis zu den in zwei Stunden gefangenen fünf Tieren. Deshalb wurde an dieser Probestelle nach zwei Versuchen keine Bestandsabschätzung durchgeführt.

An zwei Probestellen (1 Adelheider Graben und 2 Kaltbrunn) kann von relativ abgeschlossenen Populationen ausgegangen werden. Am Adelheider Graben ist die Strecke zwischen zwei Verdolungen ca. 100 m lang. Krebse in großer Dichte wurden nur in den unteren 30 m gefunden (s. Bachpläne). Tiere aus diesem Bereich können zwar bachabwärts verdriftet werden, die Wahrscheinlichkeit, daß Tiere von unterhalb der Dole nach oben wandern können ist gering, obwohl es nicht ganz auszuschließen ist, da es sich um eine relativ kurze Dole (2,5 m) handelt. Die obere Verdolung ist ungefähr doppelt so lang und ein Auswandern aus der Probestrecke nach oben ist nicht möglich, da das Rohr nicht ebenerdig, sondern 20 cm über dem Wasserspiegel mündet. Von oberhalb ist ein Austausch durch Verdriftung möglich, auch wenn dort nur sehr vereinzelt Steinkrebse nachgewiesen werden konnten.

In Kaltbrunn wurden unterhalb und oberhalb der Probestelle, die nur 25 m lang ist, ebenfalls nur noch wenige Krebse gefunden, obwohl keine baulichen Hindernisse vorhanden sind. Der

erwähnte Betonriegel befindet sich im Probenbereich und wird von den Krebsen gequert, wie die Wiederfänge zeigen.

Die Probestellen 2 (Mühlhalden) und 4 (Allensbach) sind nicht als isolierte Populationen zu betrachten: Bei Mühlhalden ist zwar bachabwärts der Weiher als Barriere vorhanden, nach oben, Richtung Dettingen, werden aber überall Steinkrebse, wenn auch in geringer Dichte gefunden. Die (Teil-) Populationsgröße von 223 Tieren bezieht sich also auf die 40 m Probestrecke (20 m davon sind Straßentunnel mit geringer Krebsdichte).

In Allensbach wurden insgesamt nur wenige Krebse gefunden. Aber bachauf- und bachabwärts von der Probestelle sind weitere Krebse in gleicher, geringer Dichte zu finden. Die 126 geschätzten Tiere beziehen sich also ebenfalls auf die Teilpopulation der 20 m Probestrecke. Tab. 4 zeigt die Daten aus den Fang/Wiederfangaktionen an den verschiedenen Probeorten und Tab. 5 die daraus ermittelten Populationsschätzungen.

I. Adelheider Graben:

Fang	gef.	frei	Zuletzt gefangen zum Zeitpunkt				
(i)	ni	si	1	2	3	4	5
1	31	31					
2	66	66	5				
3	32	32	7	12			
4	106	102	4	13	7		
5	125	124	0	15	7	52	
6	156	154	5	3	3	10	52

II. Mühlhalden:

Fang	gef.	frei	Zuletzt gefangen zum Zeitpunkt					
(i)	ni	si	1	2	3	4	5	6
1	59	59						
2	69	69	21					
3	80	80	2	18				
4	60	59	2	8	19			
5	72	72	2	5	11	15		
6	65	62	1	3	2	4	13	
7	62	62	0	2	6	1	4	14

III. Kaltbrunn:

Fang	gef.	frei	Zuletzt gefangen zum Zeitpunkt			
(i)	ni	si	1	2	3	4
1	86	86				
2	75	75	23			
3	67	67	15	24		
4	85	84	9	12	24	
5	59	59	6	2	11	18

IV. Allensbach:

Fang	gef.	frei	Zuletzt gefangen zum Zeitpunkt				
(i)	ni	si	1	2	3	4	5
1	4	4					
2	24	24	2				
3	15	15	1	2			
4	8	8	0	2	1		
5	23	22	0	3	1	3	
6	6	6	0	1	0	1	1

Tabelle 4: Die Tabellen zeigen die Anzahl der gefangenen (ni), der entlassenen (si) und der markiert wiedergefangenen Krebse. Bei den markiert wiedergefangenen Tieren wird nach dem letzten Fangtag unterschieden: alle Tiere die z.B. am 3. Fangtag gefangen wurden bekamen eine spezifische Markierung von diesem Tag, auch die, die bereits eine Markierung von einer früheren Fangaktion trugen. Beim 4. Fang gehen diese dann in der 3. Spalte bei „zuletzt gefangen zum Zeitpunkt“ ein.

Aus den Daten der Tabelle 4 lassen sich durch oben zitierte Formel (s. Methodenteil) die Populationsgrößen errechnen. Die Formeln zur Berechnung der Fehlerwahrscheinlichkeit, Überlebenswahrscheinlichkeit und der Emigration können im Orginaltext von Jolly (1965) und Seber (1965) nachgeschlagen werden.

Probestellen	Adelheider Graben		Mühlhalden		Kaltbrunn		Allensbach	
	MW	Stabwn	MW	Stabwn	MW	Stabwn	MW	Stabwn
Population	276	95	223	57	228	47	126	83
Fehlerwahrscheinlichkeit	69	56	50	16	42	15	113	83
Überlebenswahrscheinlichkeit	0,85	0,13	0,76	0,16	0,9	0,19	1,61	1,07
Emigration	-27	197	82	68	24	51	62	62

Tabelle 5: Mittelwerte und Standartabweichungen aus den einzelnen Populationsschätzungen nach Jolly (1965) und Seber (1965). 1=Adelheider Graben, 2= Mühlhalden, 3= Kaltbrunn, 4= Allensbach

Die negative Emigration bei Probestelle 1 bedeutet nicht Immigration, sondern ist auf einen negativen Term in der Formel zurückzuführen und ist als „Null“ zu inteprieren (Begon 1979)! Auffällig ist, daß die Populationen an den ersten drei Probestellen ungefähr gleich groß sind. Umgerechnet auf die Probestrecke, die nicht überall gleich lang ist, ergeben sich aber unterschiedliche Dichten:

Adelheider Graben: 6,9 Tiere pro Bachmeter
Mühlhalden: 7,5 Tiere pro Bachmeter
Kaltbrunn: 11,4 Tiere pro Bachmeter
(Allensbach) (6,3 Tiere pro Bachmeter)

Zu beachten ist, daß diese Werte nicht mit den Angaben in den Bachplänen zu verwechseln sind. Hier handelt es sich um Mittelwerte über die gesamte Probestrecke, bei den Bachplänen um tatsächlich ermittelte Dichten am jeweiligen Bachmeter.

Die Angaben für Probestelle 4 (Allensbach) sind in Klammer gesetzt, da die Schätzung der Population zu ungenau ist. Dies liegt daran, daß die Wiederfangraten an dieser Stelle sehr unterschiedlich waren. An Probestelle 1 (Allensbach) lag die Wiederfangrate im Mittel bei 39 %, an Stelle 2 (Mühlhalden) bei 38 %, und an Stelle 3 (Kaltbrunn) bei 51 %.

Ein weiterer Parameter für die Krebsdichte kann der Prozentsatz an verletzten Krebsen sein (Levenbach und Hazlett 1996). Deshalb wurde bei den Fangaktionen auch vermerkt, wie vielen Tieren eine oder beide Scheren fehlten oder wie oft Antennen verletzt waren. Diese Daten sind in Tabelle 6 zusammengefaßt:

Probeort (Ges.-Zahl)	re Sch.fehlt o. kl.	li. Sch. fehlt o. kl.	beide Sch. fehlen o. kl.	Antennen verletzt	Gesamt verletzt	in [%]
Adelheider(323)	11	23	1	4	39	12,1
Mühlhalden(322)	19	19	2	1	31	9,6
Kaltbrunn(270)	12	17	4	2	35	13,0
Allensbach(60)	3	4	-	1	8	13,3

Tabelle 6: Anzahl und Prozentsatz an verletzten Tieren. Bei den Probestellen in Klammer steht die Gesamtzahl an gefangenen Tieren (ohne Wiederfang). re = rechte, li = linke, kl = kleiner, Sch. = Schere(n), Ges. = Gesamt.

3.3.3 Größenverteilungen, Alter und Geschlechterverhältnis

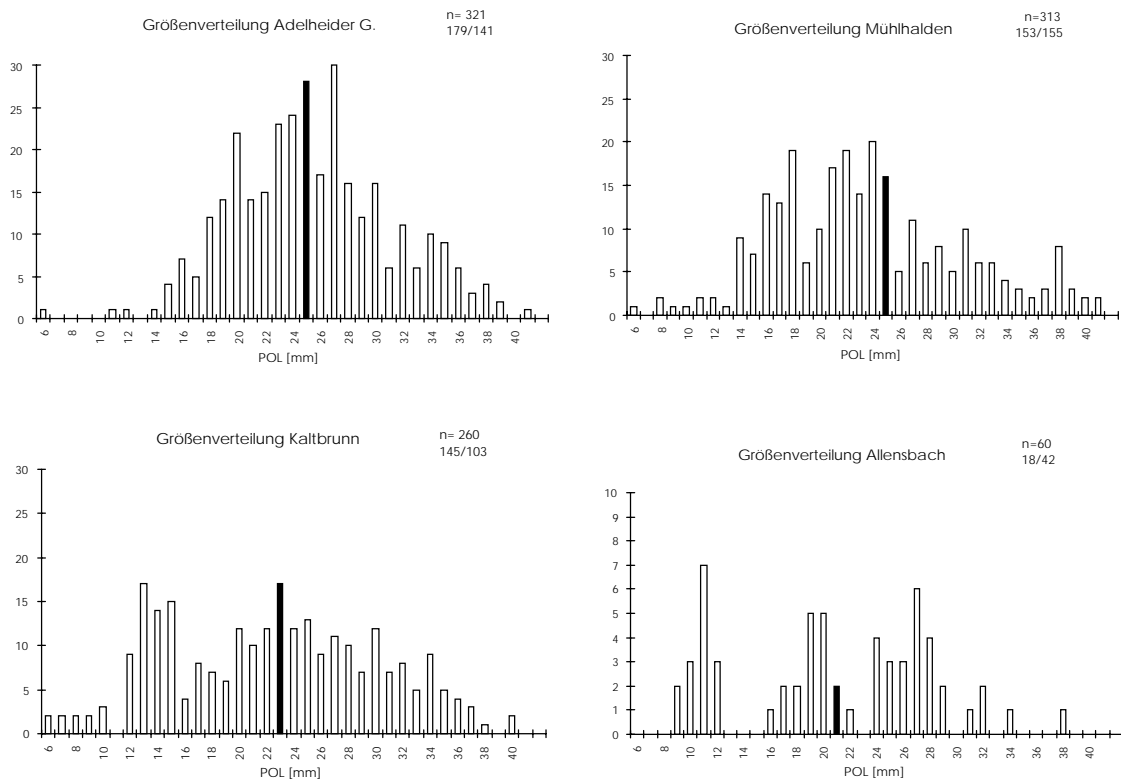


Abb. 5 Häufigkeitsverteilungen der Krebsgrößen (angegeben als Postorbitallänge (POL)). Rechts oben in den Einzelabbildungen findet sich die Anzahl der vermessenen Tiere und das Geschlechterverhältnis (Männchen/Weibchen).

Die Größenverteilungen der markierten Krebse an den einzelnen Probestellen sollen eine Aussage über die Populationszusammensetzung geben und evtl. Bestandüberalterungen aufzeigen. Alle vier untersuchten Standorte zeigen einen gesunden Populationsaufbau. Nirgends fehlen die Jungtiere aus den letzten Jahrgängen. Auffällig klein sind die Tiere in

Allensbach, wo insgesamt nur wenig Tiere vorkommen. Hier ist der Anteil an Weibchen mit über 70 % außergewöhnlich hoch.

Die Geschlechterverhältnisse der einzelnen Probestellen sind in den Abbildungen mit angegeben. Insgesamt wurde ein Geschlechterverhältnis von 52,8 % Männchen zu 47,2 % Weibchen ermittelt (1 : 0,9).

Nach Eichert und Wetzlar (1988) haben Steinkrebse eines bestimmten Alters folgende Längen:

	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr	5. Jahr	6. Jahr
Gesamtlänge nach Eichert und Wetzlar (1988) [mm]	20	43	53	59	65	68
Postorbitallänge berechnet nach obiger Beziehung [mm]	5,6	16,3	20,9	23,7	26,4	27,8

Tabelle 7: Zusammenhang zwischen Steinkrebsgesamtgröße, Postorbitallänge und Alter in den ersten 6 Lebensjahren.

Somit wären die Krebse der mittleren Größe am Adelheider Graben und in Mühlhalden zwischen 4 und 5 Jahren alt, die in Kaltbrunn 4 Jahre und die in Allensbach 3 Jahre alt.

3.3.4 Substratbevorzugungen, Schutzräume und Ortsveränderung der Krebse

Für jeden gefangenen Krebs wurde in den angefertigten Bachskizzen die Substratbeschaffenheit des Fundortes ermittelt. Dabei wurde nur subjektiv nach „fein“ und „grob“ unterschieden, was dann in den Korngrößenanalysen nachgeprüft wurde (s. dort). **Substratbevorzugungen** konnten an Probestelle 2 (Mühlhalden) und 3 (Kaltbrunn) untersucht werden (Abb. 6), weil hier das Substrat künstlich durch Querbauwerke nach Korngrößen getrennt wird (s. Methodenteil). Der Median der Korngröße entspricht beim Feinsubstrat an der Probestelle 2 „Feinkies“ mit 4 mm und das Grobsubstrat „Grobkies“ mit 38,8 mm. Bei Probestelle 3 entspricht das Feinsubstrat „Grobsand“ mit einem Median in der Korngröße von 2 mm und das Grobsubstrat „Grobkies“ mit 23,7 mm (Def. der Korngrößen nach Schwoerbel (1994)).

An Probestelle 1 ist eine Substratbevorzugung nicht überprüfbar, weil zum einen nur sehr kleine Flächen mit grobem Sediment vorhanden sind und sich deswegen auch nur sehr wenige Tiere auf diesem befanden. Zum anderen ist hier die Sedimentverteilung in der Fläche so

kleinräumig strukturiert, daß anhand der Bachpläne eine genaue Zuordnung des Substrattyps (ob fein oder grob) zum jeweils gefangenen Tier nicht sicher möglich ist.

Bei Probestelle 4 wurde der Unterschied in den verschiedenen Substrattypen durch die Korngrößenanalyse nicht bestätigt, d.h., daß sich die Substrattypen im Probereich zu wenig unterscheiden um Vorlieben erkennen zu können.

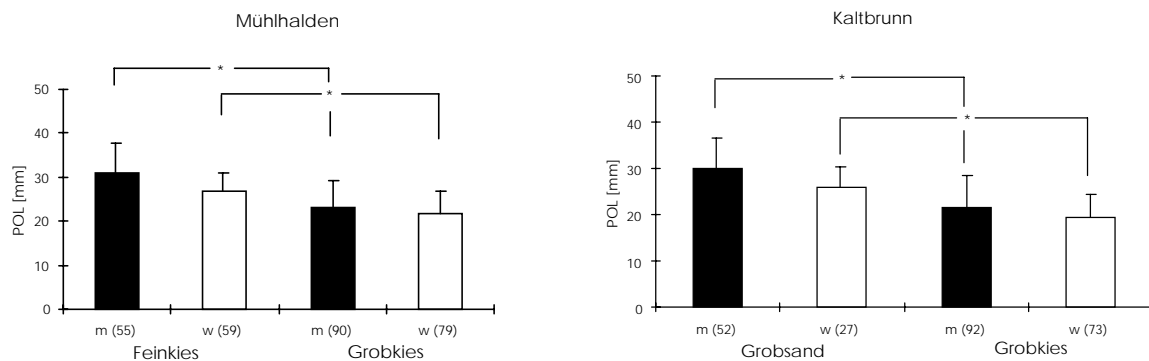


Abb. 6: Mittlere Postorbitallänge von Steinkrebsen unterschiedlicher Habitats (Fein- und Grobsubstrat) in Mühlhalden und Kaltbrunn: Schwarze Balken zeigen männliche Tiere (m), weiße Balken weibliche Tiere (w). In Klammer steht die Anzahl gefundener Krebse für jeden Substrattyp und jedes Geschlecht. * = die Größenunterschiede sind signifikant verschieden (t-Test, $p < 0,01$).

Krebse, die auf Feinsubstrat zu finden sind, sind größer als Tiere auf Grobsubstrat. Dieser Größenunterschied macht in der Gesamtlänge der Tiere (Männchen 73 mm bzw. 54 mm, Weibchen 64 mm bzw. 50 mm) bei männlichen Tieren in Mühlhalden 17 mm und in Kaltbrunn 18 mm aus. Bei Weibchen in Mühlhalden 12 mm und in Kaltbrunn 14 mm (Umrechnung aus Beziehung POL zu GL, s. oben). Dies wiederum entspricht nach Eichert und Wetzlar (1988) einem Altersunterschied bei männlichen Tieren von 4 Jahren und bei weiblichen Tieren von 2 - 3 Jahren in Kaltbrunn und ebenfalls von 4 Jahren bei Männchen und von 2 Jahren bei Weibchen in Mühlhalden.

Der **Schutzraum** der Tiere wurde ermittelt, indem beim Fang der Krebse notiert wurde, ob sie „frei umherlaufend“ oder „verdeckt sitzend“ gefunden wurden. Insgesamt wurde bei 663 Krebsen nach dieser Kategorie unterschieden. 417 Tiere wurden verdeckt unter Steinen, Totholz oder Laub gefunden und nur 246 frei umherlaufend. Auch hier wurden die Postorbitallängen der gefundenen Krebse verglichen (Abb. 7).

Frei umherlaufende Krebse sind größer als verdeckt sitzende: mittlere Postorbitallänge (POL) bei frei umherlaufenden Männchen = 27,0 mm +/- 7,0 mm und bei verdeckt sitzenden

Männchen = 23,8 mm +/- 7,0 mm (signifikant verschieden nach Zweistichproben t-Test, $p < 0,05$). Dies entspricht einem Unterschied in der Gesamtlänge von 6,9 mm oder einem Jahrgang.

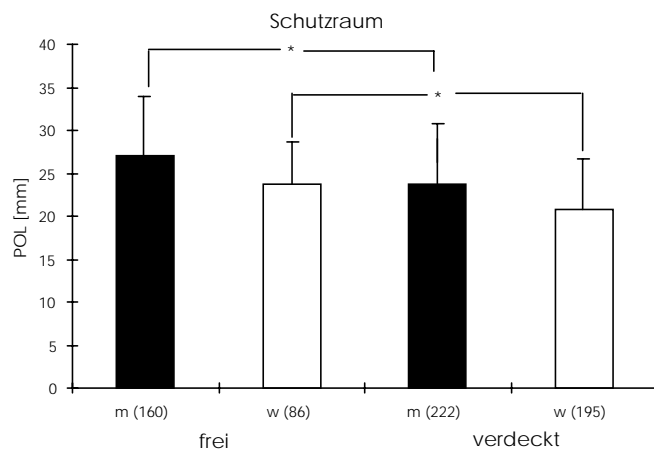


Abb. 7: Mittlere Postorbitallänge von Steinkrebsen unterschiedlicher Aktivität (verdeckt sitzend und frei umherlaufend), getrennt nach männlichen (m) und weiblichen (w) Tieren. In Klammer ist die Anzahl der jeweiligen Tiere angegeben. * = die Größenunterschiede sind signifikant verschieden (t-Test, $p < 0,05$).

Frei umherlaufende Weibchen haben eine durchschnittliche POL von 24 mm +/- 4,9 mm, verdeckt Sitzende von 20,8 mm +/- 5,8 mm, was im Unterschied der Gesamtlänge 7,3 mm ausmacht und ebenfalls einem Jahrgang entspricht (Eichert und Wetzlar 1988). Diese Unterschiede sind signifikant verschieden (t-Test, $p < 0,05$). Auffällig ist, daß nur wenig frei umherlaufende Weibchen gefunden wurden.

Durch Vergleich von Wiederfangort mit Erstfangort können **Ortsveränderungen** der Tiere ermittelt werden. Die Ortsveränderungen wurden immer auf sieben Tage umgerechnet, auch wenn zwischen zwei Wiederfängen mehrere Wochen vergangen waren. Dabei zeigte sich, daß es zwischen den Geschlechtern oder zwischen verschiedenen Größenklassen keine Unterschiede gibt. Die mittlere Wanderstrecke gemittelt über alle Tiere ergibt eine Strecke von 3,6 m +/- 4,9 m pro Woche, d.h., daß die Tiere sehr ortstreu sind, auch wenn die maximale Wanderstrecke bachaufwärts 30 m und bachabwärts 44 m betrug.

Bei der **Wanderrichtung** sind keine Tendenzen zu erkennen: 148 Krebse liefen zwischen den Wiederfängen bachaufwärts und 136 bachabwärts.

3.4 Biologische Parameter

3.4.1 Ergebnisse aus der Makrozoobenthos Erfassung

3.4.1.1 Trockengewichtsbestimmung und Vergleich der Biomassen an den einzelnen Probestellen

Die Ergebnisse aus der Bestimmung der Trockengewichte (DW) der einzelnen Taxa können aus Anhang XIII entnommen werden.

Muscheln und Schnecken wurden mit Gehäuse gewogen. Deshalb sind diese im Vergleich zu anderen Gruppen relativ schwer: Schnecken im Schnitt 10,7 mg DW und Muscheln 37,9 mg DW. Bei *Dreissena polymorpha* entfallen ca. 90 % des Gewichts auf die Schale. Am leichtesten sind die *Dipteren* mit unter 1 mg DW. Ausnahme: die *Tipuliidae*, die ca. 8 mg DW wiegen. Zu den größeren (besser: schwereren) potentiellen Beutetieren gehören die Köcherfliegenlarven *Hydropsyche spec.* und *Sericostoma spec.*, die Libellenlarve *Caleopteryx virgo*, die Egel *Glossiphonia complanata* und *Erpobdella octoculata* (alle über 5 mg DW) und als besonders schweres Tier die Eintagsfliegenlarve *Ephemera danica* mit 19,1 mg DW.

Im September waren die Insektenlarven erwartungsgemäß wesentlich leichter, weil sie im Frühjahr aus dem Ei geschlüpft waren, während die Tiere im Märzfang vom Vorjahr stammten und bald ihre Umwandlung zum Imago vollzogen hätten. Bei Insektenlarven macht dieser Unterschied bis zu 90 % aus. Aber auch *Crustaceen* haben im Herbst ein geringeres Trockengewicht: *Gammarus fossarum* 1,1 mg statt 3,6 mg und *Gammarus roeseli* 2,6 mg statt 4,0 mg. Da der Unterschied bei den *Crustaceen* nicht so groß ist wie bei den Insektenlarven stellen die *Gammariden* im Herbst den größten Anteil am Makrozoobenthos (s. Abb. 8). Die *Molluscen* findet man das ganze Jahr über im Wasser. Nach der produktiven warmen Jahreszeit sind sie schwerer als im Frühjahr, was sich in größeren Anteilen am Gesamtmakrozoobenthos bemerkbar macht (s. Abb. 8: Kaltbrunn, fein und Konstanzer Trichter).

Um die Biomasse der Probestellen untereinander vergleichen zu können, werden Tiergruppen zusammengefaßt und diese, wenn sie mit einem Anteil $\geq 1\%$ vertreten sind, in Kreisdiagrammen dargestellt. Darin werden auch Angaben zur Individuenzahl pro Probe, zum

Trockengewicht der Gesamtprobe und zum Durchschnittsgewicht eines Individuums (Quotient aus Trockengewicht und Individuenzahl) gemacht:

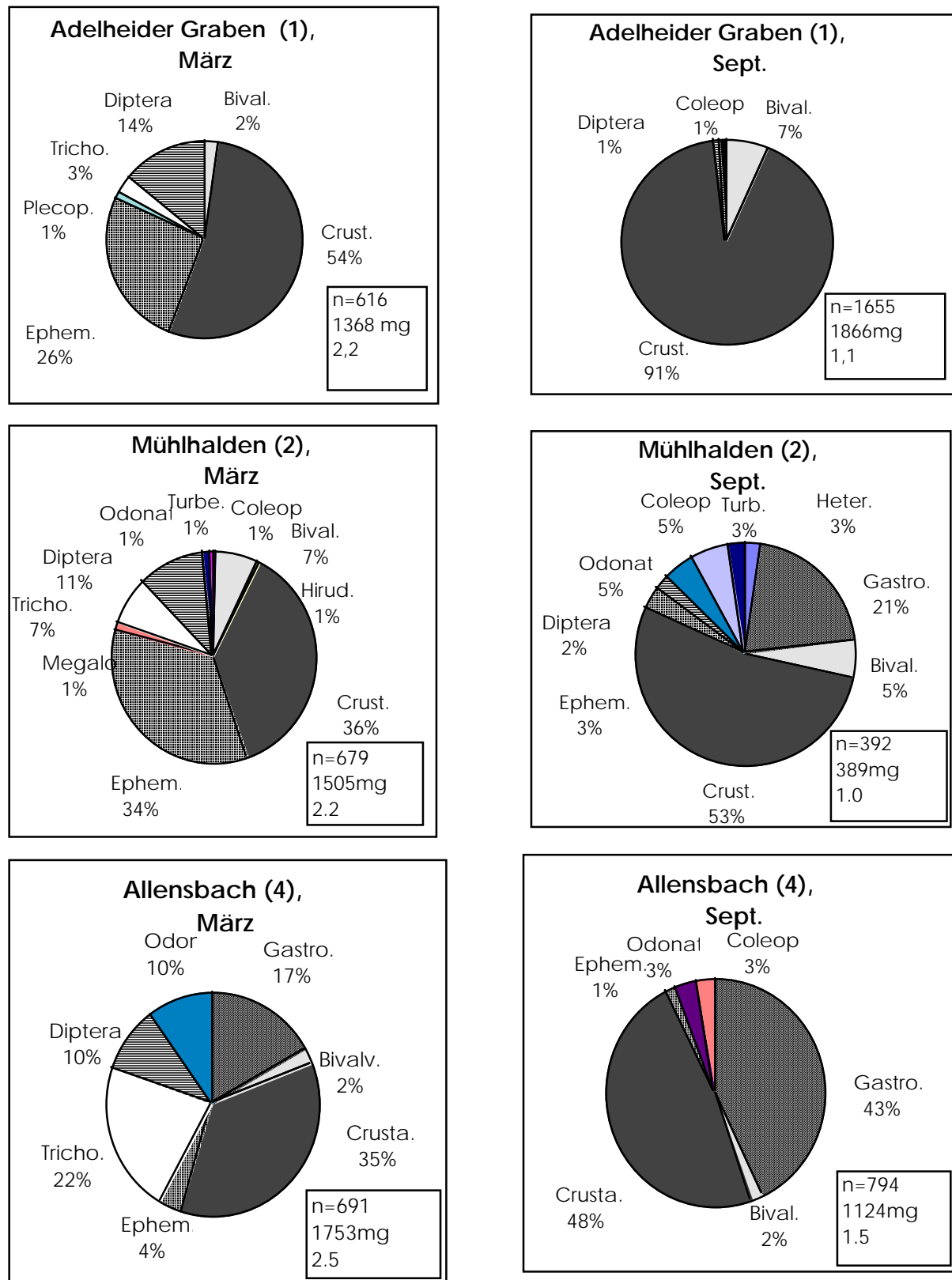


Abb. 8 erster Teil (Legende s. u.)

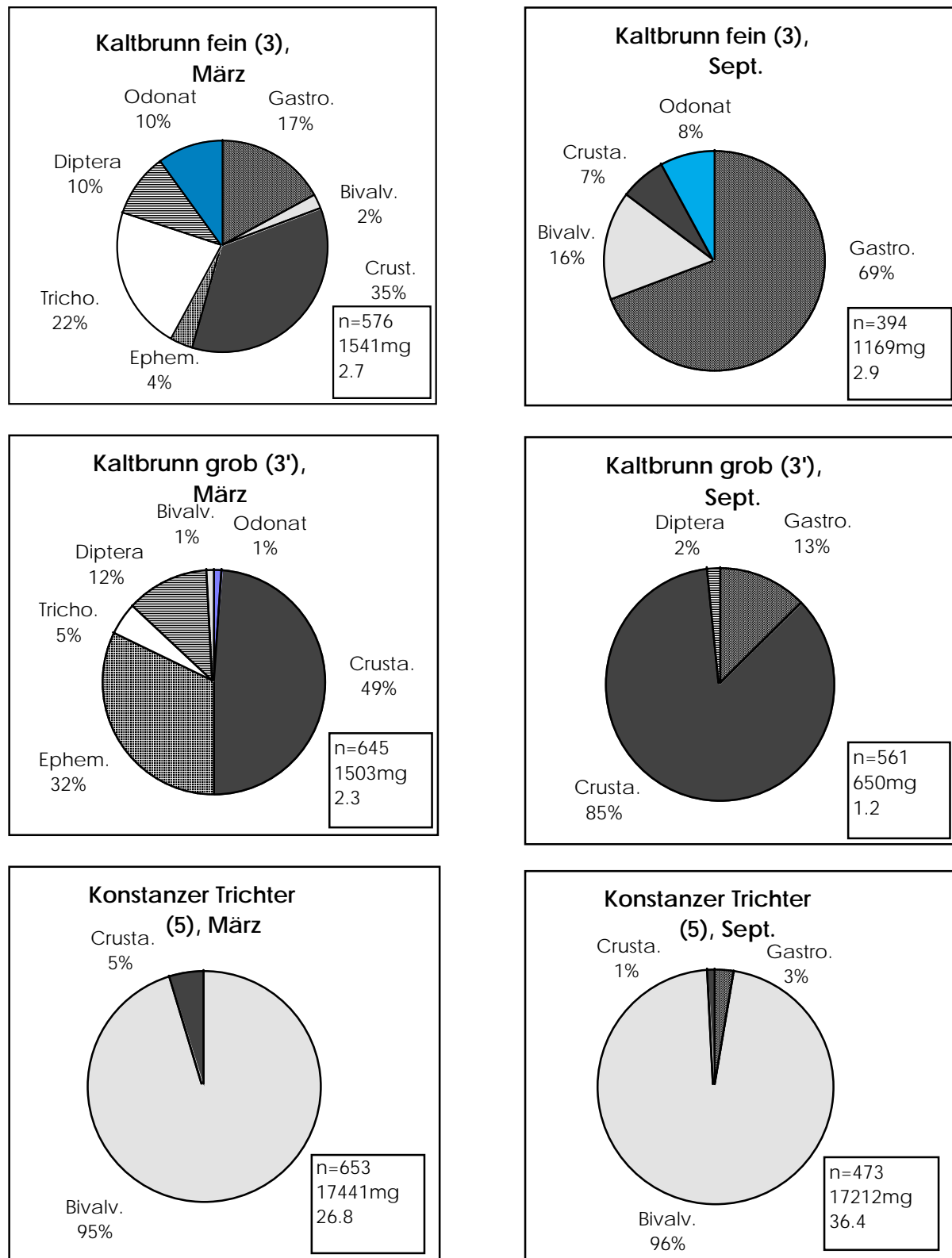


Abb. 8 zweiter Teil: Die Biomasse-Anteile der verschiedenen Tiergruppen ($\geq 1\%$ der Biomasse der Gesamtprobe) an den Probestellen im Vergleich März zu September '97. n = Anzahl der Individuen in der Probe, deren Trockengewicht (DW) in mg und der Quotient aus DW und n. Crusta. = Crustaceen; Bivalv. = Bivalvien; Gastro. = Gastropoda; Ephem. = Ephemera; Tricho. = Trichoptera; Heter. = Heteroptera; Megalo. = Megaloptera; Turb. = Turbellaria; Coleop. = Coleoptera; Plecop. = Plecoptera.

Die Länge der Tiere, bzw. die Kopfkapselbreite, wurde gemessen, um das Gewicht durch Längen- Gewichtsbeziehungen aus der Literatur errechnen zu können (Meyer 1989). Diese errechneten Werte werden den tatsächlich ermittelten gegenübergestellt (siehe Anhang XIII). Bei 31 möglichen Vergleichen sind sich 17 sehr ähnlich, während achtmal das errechnete Gewicht größer und sechsmal kleiner als die tatsächlich ermittelten Werte ist. Die errechneten Werte wurden auch herangezogen, wenn keine eigene Trockengewichtsbestimmung durchgeführt werden konnte.

Besonders auffällig ist, daß der Anteil an *Gammariden* im Herbst wesentlich höher ist, obwohl die Tiere insgesamt wesentlich kleiner sind als im Frühjahr. Zum Beispiel stieg dieser Anteil im Adelheider Graben von 54 % auf 91 %. Ausnahmen bilden zwei Probeorte (3 und 5), an denen *Gastropoden* bzw. *Bivalvian* dominieren. Insgesamt findet man die *Gastropoden* erst im Herbst häufig, während die *Bivalvian* mit recht konstanten Werten gefunden wurden. D.h., daß hier keine jahreszeitlichen Unterschiede auftreten.

Zu beachten ist auch, daß die im Frühjahr recht hohen Anteile an *Trichopteren* und *Ephemeropteren* im Spätjahr nicht mehr auftreten. Es wurden zwar auch Tiere aus diesen Ordnungen gefunden, aber sie waren so klein, daß sie an der Biomasse der Probe nur einen geringen Anteil hatten. Darauf ist auch zurückzuführen, daß i.A. im September weniger Ordnungen in den Kreisdiagrammen zu finden sind, als im März.

In keinem der Bäche wurden größere Mengen an *Plecopteren* gefunden. Die *Odonaten* sind nur

durch eine Art - die gefährdete *Caleopteryx virgo* - vertreten.

Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos verändert sich nach dem Mühlweiher vollständig, wie Abb 9 zeigt. Statt einer *Gammariden*-Dominanz wurden sehr viele Schnecken gefunden, die den reichhaltigen Bewuchs auf den Steinen abraspeln. Außerdem kommen filtrierende Arten vor: Kriebelmücken (*Simuliden*) und netzbauende Köcherfliegenlarven (*Hydropsyche spec.*), die das verdriftete Plankton aus dem Weiher fangen. Die Probestelle 100 m nach dem Weiher (6.1) zeichnet sich auch durch hohe Egel-Abundanzen aus. 1 km nach dem Weiher (6.2) kommen wieder sehr viele *Gammariden* vor.

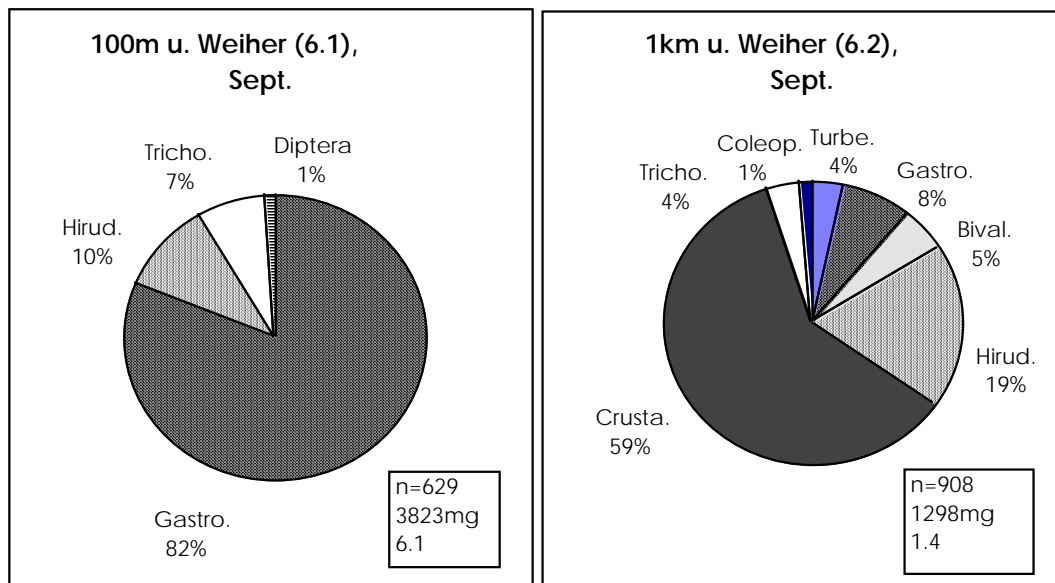


Abb. 9 Die Verteilung der Biomassen des Makrozoobenthos an den beiden Probestellen nach dem Mühlweiher im September '97. Es sind nur Tiergruppen dargestellt, die $\geq 1\%$ der Biomasse der Gesamtprobe ausmachen. n = Anzahl der Individuen in der Probe, deren Trockengewicht (DW) in mg und der Quotient aus DW und n sind in den Kreisdiagrammen mit angegeben. Crusta. = Crustaceen; Bivalv. = Bivalvien; Gastro. = Gastropoda; Ephem. = Ephemera; Tricho. = Trichoptera; Heter. = Heteroptera; Megalo. = Megaloptera; Turb. = Turbellaria; Coleop. = Coleoptera; Plecop. = Plecoptera.

3.4.1.2 Der Saprobienindex und der Diversitätsindex

Die Formeln für die Berechnung der Saprobienindizes und der Diversitätsindizes wurden im Methodenteil dargestellt. Im Anhang XII sind die am jeweiligen Probeort erbeuteten Makroinvertebraten und deren Absoluthäufigkeiten aufgelistet. Aus dieser Tabelle kann die Berechnung der Indizes nachvollzogen werden. In einer kurzen Übersicht sollen die Ergebnisse (Tab. 8 und 9) und die verschiedenen Arten (Tab. 10) aufgezeigt werden. Tabelle 10 zeigt die Verteilung der Arten auf die Probeorte und gibt eine grobe Übersicht über deren Häufigkeit.

Probeort	1	2	3	3'	4	5	6.1	6.2
März	1,7	2,0	1,9	1,8	1,9	2,2	-	-
Sept.	1,9	1,8	1,9	1,8	1,9	2,0	2,5	2,0

Tabelle 8: Die errechneten Saprobienindizes der verschiedenen Probestellen im März und September 1997

Probeort	1	2	3	3'	4	5	6.1	6.2
März	1,8	1,8	1,8	1,6	1,7	1,5	-	-
Sept.	1,4	2,0	1,5	1,0	2,1	2,0	2,0	2,0

Tabelle 9: Die errechneten Diversitätsindizes der verschiedenen Probestellen im März und September 1997. 1 = Adelheider Graben; 2 = Mühlhalden; 3 = Kaltbrunn; 4 = Allensbach; 5 = Konstanzer Trichter; 6.1 = 100 m nach Mühlweiher; 6.2 = 1 km nach Mühlweiher

Ordnung	Art / Familie	Probeort								
		1	2	3	3'	4	5	6.1*	6.2*	
Turbellaria	<i>Dendrocoelum lacteum</i>						+		+	
	<i>Dugesia tigrina</i>						++			
	<i>Dugesia gonocephala</i>	+	+				+		++	
	<i>Dugesia polychroa</i>						+		++	
Gastropoda	<i>Lymnaea spec.</i>	+		++	+	+				
	<i>Radix ovata</i>				+	+	+	++		
	<i>Radix peregra</i>		+	+						
	<i>Myxa glutinosa</i>		+	+	+					
	<i>Mantoniopsis scholtzi</i>					++				
	<i>Bithynia tentaculata</i>		+				+	++	+	
	<i>Physa acuta</i>			+		++				
	<i>Physa fontinalis</i>		+					++	+	
	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>		+	+++	++	++	+			
	<i>Valvata piscinalis</i>						+			
	<i>Ancylus fluviatilis</i>						+			
	Planorbidae	+	+		+	+	+	+		
	Bivalvia	<i>Pisidium spec.</i>	+	+	+	+	+		+	+
<i>Anadonta cygnaea</i>							+			
<i>Unio crassus</i>				+		+				
<i>Dreissena polymorpha</i>							+++			
Hirudinea	<i>Piscicola geometra</i>					+		++		
	<i>Helobdella stagnalis</i>							++		
	<i>Glossiphonia heteroclita</i>						+	++	+	
	<i>Glossiphonia complanata</i>		+				+	++	+	
Oligochaeta	<i>Erpobdella octoculata</i>						+	++	++	
	Lumbriculidae		+	+	+				+	
Tubificidae			+			+	+	+	++	
			+						++	
Crustacea	<i>Gammarus fossarum</i>	+++	+++	+++	+++	+++			+++	
	<i>Gammarus roeseli</i>						+++			
	<i>Asselus aquaticus</i>							++		
Arachnoidea	Hydrocarina	+	+			+	++		+	
Ephemeroptera	<i>Ecdyonurus spec.</i>	++	+	+	++	+				
	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	++	+++							
	<i>Baetis spec.</i>	++	+	+	++	+++	++	+	+	
	<i>Centroptilum luteolum</i>									
	<i>Caenis spec.</i>						+			
	<i>Habrophlebia spec.</i>				+	+				
	<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	+		+	++	+				
	<i>Ephemerella ignita</i>					+				
<i>Ephemera danica</i>				+						
Plecoptera	<i>Nemoura spec.</i>	++	+	+						
Megaloptera	<i>Sialis lutaria</i>	+	+		+					
Trichoptera	<i>Limnephilus spec.</i>	+	+	++	++	++	+			
	<i>Rhyacophila spec. (juv.)</i>		+							
	<i>Silo spec. (juv.)</i>					+			+	
	<i>Hydropsyche spec.</i>				+	+	++			
	<i>Hydropsyche angustipennis</i>							+++		
	<i>Hydropsyche siltalai</i>								++	
	<i>Ecnomus tenellus</i>						+			
	<i>Agapetus (fuscipes)</i>	+								
	<i>Sericostoma spec. (juv.)</i>	+	+						+	
	<i>Notidobia ciliaris</i>		+							
	<i>Neureclipsis bimaculatus</i>						++			
	<i>Plectrocnemia spec. (juv.)</i>		+							
<i>Holocentropus spec. (juv.)</i>						+				
Diptera	Ephydriidae		+							
	Culicidae		+							
	Dixidae		++	++		+		+		
	Limoniidae	+	+	+	+	+				
	Ptychopteridae	++		+	+			+		
	Chironomidae	++	++	++	+	+	+++	++		
	Tipuliidae			+	+			+		
	Simuliidae	+++	+++	++	+++	+++	+	+++	+	
Odonata	<i>Caleopteryx virgo</i>		+	++	+	++			+	
Coleoptera	<i>Elmis spec.</i>		++		+	++			++	
	<i>Limnius spec.</i>		+			++			++	
	<i>Agabus spec.</i>		+							
	<i>Gyrinus spec.</i>				+	+			+	
	<i>Haliphus laminatus</i>		+					+		
	<i>Hydraena spec.</i>		+		+	+				
	Hydrophilidae		+	+						
	Helodidae	+	+	+		+			+	
Heteroptera	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>						+			
	<i>Nepa cinerea</i>					+				
	<i>Geris spec.</i>			+		+				
	Corixidae		+	+		+		++		

Tabelle 10: Zusammenstellung aller gefundenen Arten des Makrozoobenthos. Häufigkeit gemittelt über März und September 1997. + = 1 - 10 Tiere, ++ = 11 - 100 Tiere, +++ = > 100 Tiere, * = Daten nur aus einer Erhebung im September. iuv. = sehr frühe Larvenstadien.

3.4.2 Die Fischfauna im Mühlbach

Neben Krebsen wurden auch einige Fischarten entdeckt: Bachforellen (*Salmo trutta f. fario*) sind mit Längen bis 20 cm sehr häufig, obwohl es sich beim Mühlbach nicht um einen typischen Forellenbach handelt. Bachforellen werden vom Fischereipächter eingesetzt. Außerdem sind der Dreistachelige Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) und die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) recht häufig. Letztere ist in Bereichen zu finden, in denen auch hohe Steinkrebsvorkommen nachgewiesen wurden (Probestelle 3), während Stichlinge nur in Abschnitten vorkommen, in denen nur einzelne Steinkrebse nachgewiesen wurden. Vereinzelt wurden bei Mühlhalden auch Schleien (*Tinca tinca*) und einige Spiegelkarpfen (*Cyprinus carpio*) entdeckt. Beide Arten kommen wohl von Besatzmaßnahmen aus dem Mühlweiher. Rotaugen (*Rutilus rutilus*) gingen bachauf- und abwärts vom Mühlweiher in die Krebsreusen. Unterhalb vom Mühlweiher wurde ein Aal (*Anguilla anguilla*) entdeckt. Im Mündungsbereich in den Bodensee leben viele Schmerlen (*Noemacheilus barbatulus*).

3.4.3 Makrophytenerfassung

Bachbegleitendes Gehölz findet man entlang des Mühlbaches nur unterhalb des Mühlweihers häufig. Davor fließt der Bach meist durch Wiesen und Weiden und ist von dichten Kraut- oder Schilfbeständen umgeben. In den Bereichen ohne Gehölz wird der Bach im Winter und Frühjahr kaum beschattet, was das Makrophytenwachstum direkt im Bachbett begünstigt.

- | | |
|--|---|
| a.) Hasel (<i>Corylus avellana</i>) | k.) Schwarzdorn (<i>Prunus spinosa</i>) |
| b.) Esche (<i>Fraxinus excelsior</i>) | l.) Liguster (<i>Ligustrum vulgare</i>) |
| c.) Weide (<i>Salix caprea x cinerea</i>) | m.) Holunder (<i>Sambucus nigra</i>) |
| d.) Roter Hartriegel (<i>Cornus sanguinea</i>) | n.) Wasserstern (<i>Callitriche spec.</i>) |
| e.) Kirsche (<i>Prunus padus</i>) | o.) Bachbunge (<i>Veronica beccabunga</i>) |
| f.) Fichte (<i>Picea abies</i>) | p.) Binse (<i>Juncaceae</i>) |
| g.) Adlerfarn (<i>Pteridium aquilinum</i>) | q.) Süßgras (<i>Poaceae</i>) |
| h.) Bergahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>) | r.) Wassersellerie (<i>Apium spec.</i>) |
| i.) Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>) | s.) Erle (<i>Alnus glutinosa</i>) |
| j.) Buche (<i>Fagus sylvatica</i>) | t.) Schneeball (<i>Viburnum opulus</i>) |

Besonders häufig ist die Bachbunge (*Veronica beccabunga*) und der Wassersellerie (*Apium spec.*), der nicht bis auf die Art bestimmt werden konnte. Beide Pflanzen fand man ab

Februar/März im Mühlbach, während der Wasserstern (*Callitriche spec.*) erst Ende April/Mai auftrat. Im Laufe des Jahres bilden *Veronica beccabunga* und *Apium spec.* feste Überwasserblätter und dicke Stengel aus, während *Callitriche spec.* bis zum Spätsommer Unterwasserblätter besitzt. Alle drei Arten kommen auch an besonnten Bereichen im Mühlbachzufluß aus Kaltbrunn (3) sehr häufig vor. Obige Liste zeigt die Gehölze und die im Wasser gefundenen Pflanzenarten auf (letztere fett gedruckt). Die Verteilung an den einzelnen Probestellen kann aus den Bachplänen ersehen werden.

3.5 Korngrößenanalyse, chemische und physikalische Messungen

3.5.1 Korngrößenanalyse

Die entnommenen Proben hatten Trockengewichte zwischen 0,8 kg und 4,3 kg.

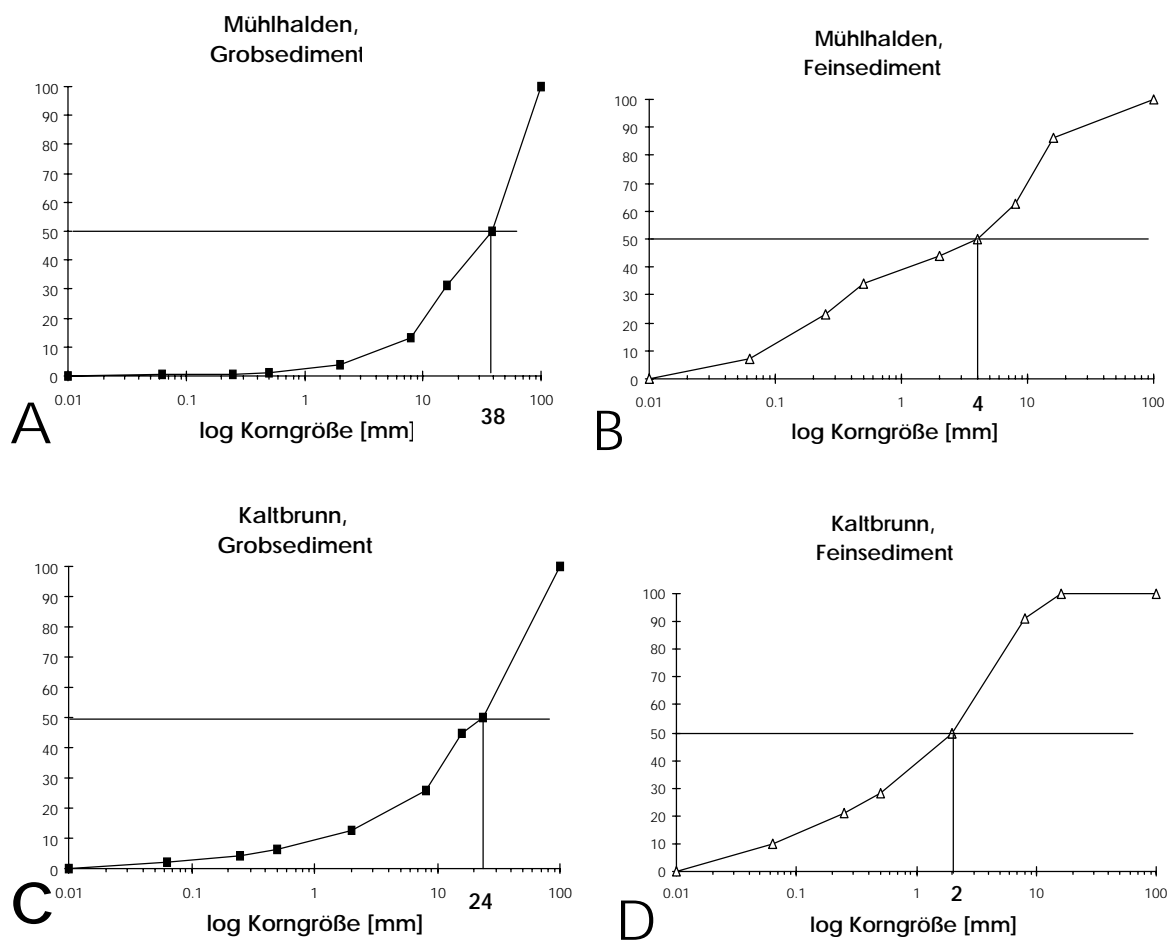


Abb.10 Gewichtssummenkurven der Probestellen mit deutlich getrennten Substratbereichen. Fett gedruckt ist der Median der Größenverteilungen. Eine Korngröße von 24 mm und 38 mm entspricht Grobkies, 4 mm Fein-kies und 2 mm Grobsand (Schwoerbel 1994).

Die ersten drei Probestellen (Adelheider Graben, Mühlhalden und Kaltbrunn) zeigen Unterschiede im Median der Korngrößenverteilung zwischen Fein- und Grobsediment um den Faktor 10 (siehe Abb. 10 A bis 10 D, 11 A und B).

Der kleinste Wert beträgt beim Feinsediment 0,4 mm (Adelheider Graben) und der größte Wert 38 mm beim Grobsediment (Mühlhalden). An zwei Probestellen (2 und 3) konnte wegen der künstlichen Substrattrennung (Straßenunterführung bei 2 und Betonriegel bei 3) die Vorliebe der Steinkrebse für verschiedene Substrate ermittelt werden (s.u.). Zu den einzelnen Korngrößenanalysen s. auch Anhang VI, VII und VIII.

Die Fläche mit grobem Sediment ist bei Probestelle 1 (Adelheider Graben) sehr klein. In Allensbach gibt es zwischen den Sedimentproben „fein“ und „grob“ keinen Unterschied, d.h., daß sich hier der subjektive Eindruck nicht bestätigte, also die Substratzusammensetzung nicht so verschieden ist, wie es schien. Dies zeugt von einem relativ einheitlichen Substrat an dieser Probestelle (Abb. 11 C und D). An beiden Probestellen war es nicht möglich Substratvorlieben der Steinkrebse zu ermitteln.

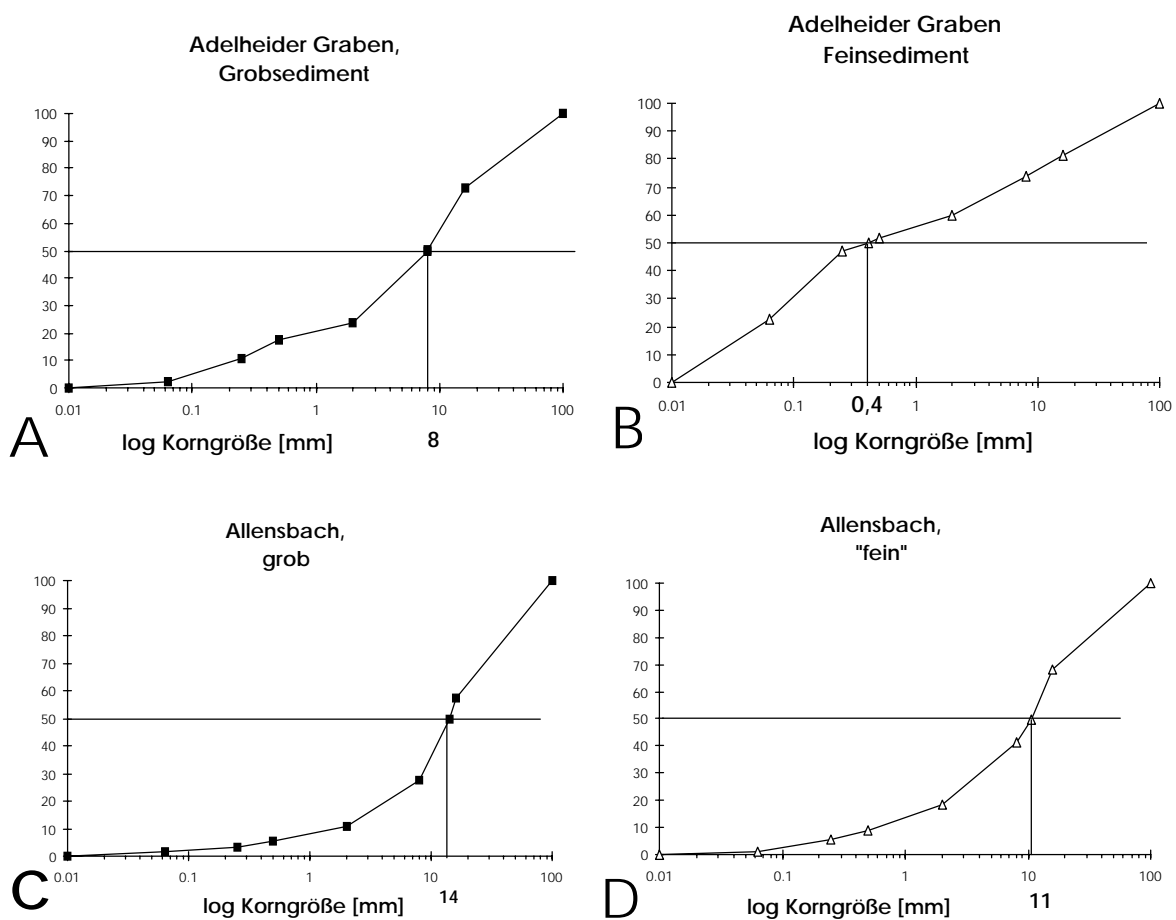


Abb.11 Gewichtssummenkurven der Probestellen an denen sich die subjektive Einteilung in Grob- und Feinsubstrat nicht bestätigt (C und D), bzw. an denen der Flächenanteil einer Substratgröße sehr klein ist (A und B). Bei beiden Probestellen kann keine Bevorzugung bestimmter Substratbereiche durch Steinkrebse getestet werden. 8 mm, 11 mm und 14 mm Korngröße entsprechen Mittelkies, 0,4 mm entspricht Mittelsand (Schwoerbel 1994). Fett gedruckt sind die Mediane der Korngrößenverteilungen.

Bachabwärts vom Mühlweiher wurde an zwei Stellen (6.1 und 6.2) je eine Sedimentprobe entnommen. Diese zeigten eine ähnliche Zusammensetzung der Korngrößen und des Medians der Korngrößenverteilung (21 mm bzw. 34 mm, Abb. 12 A und B). Die Probe aus dem Mühlkanal (7) besteht aus sehr feinem Sediment mit einem Median in der Korngröße von nur 0,24 mm (Mittelsand, Abb. 12 C).

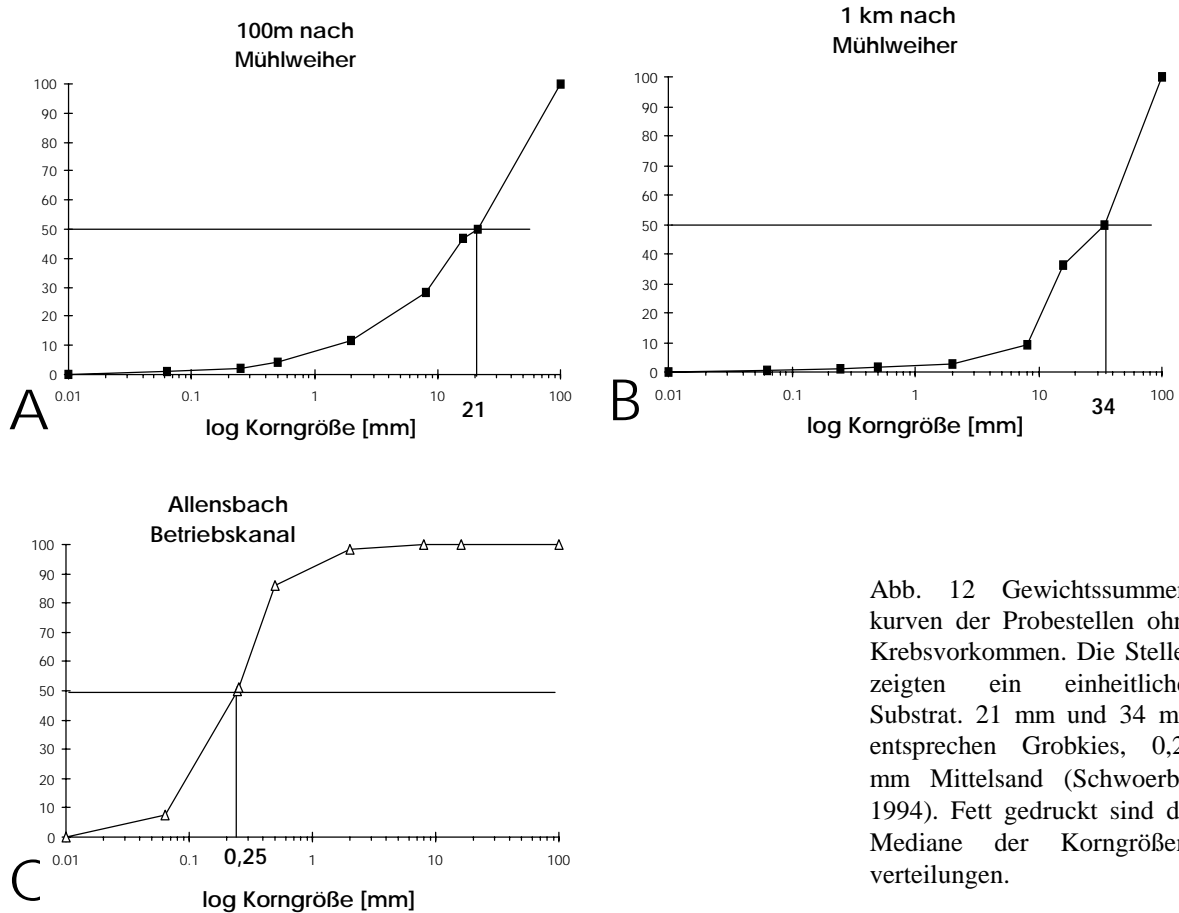


Abb. 12 Gewichtssummenkurven der Probestellen ohne Krebsvorkommen. Die Stellen zeigten ein einheitliches Substrat. 21 mm und 34 mm entsprechen Grobkies, 0,25 mm Mittelsand (Schwoerbel 1994). Fett gedruckt sind die Mediane der Korngrößenverteilungen.

Typisch für die Proben aus dem Konstanzer Trichter sind die großen Mediane zwischen 9 mm und 39 mm. Das Substrat wird mit zunehmendem Abstand vom Ufer feiner (Abb.13).

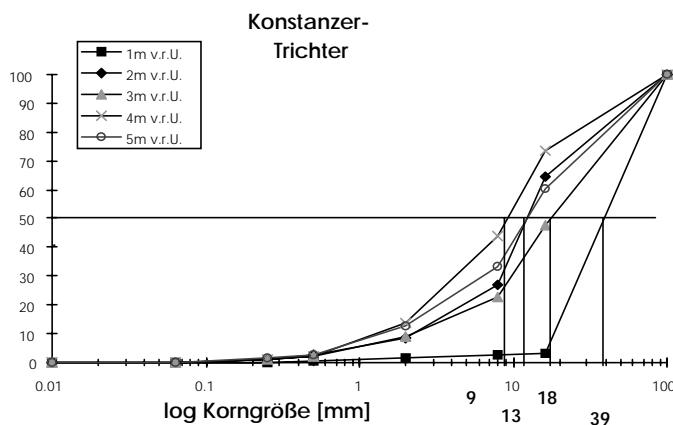


Abb. 13 Gewichtssummenkurven der einzelnen Substratproben aus dem Konstanzer Trichter. Dabei bedeutet m v.r.U.= Meter vom rechten Ufer. Auf der x-Achse fettgedruckt ist der Median der jeweiligen Korngrößenverteilung. 9 mm, 13 mm und 18 mm entsprechen Mittelkies, 39 mm Grobkies (Schwoerbel 1994). Fett gedruckt sind die Mediane der Korngrößenverteilungen

3.5.2 Strömungsgeschwindigkeiten und Abflüßmengen

Die Strömungsgeschwindigkeiten in der fließenden Welle (in 40 % der Tiefe) schwanken im gesamten Beprobungszeitraum zwischen 0,07 m/s (Adelheider Graben) und 0,66 m/s (Mühlhalden). Mit 0,62 m/s wurden auch im Konstanzer Trichter hohe Werte gemessen. Diese Größen sind für die Krebse aber nur von geringer Relevanz, da die Geschwindigkeit am Grund sehr viel geringer ist. Dort wurden Geschwindigkeiten zwischen 0 m/s und 0,31 m/s (Mühlhalden) gemessen. Im Adelheider Graben, in dem in der fließenden Welle nur kleine Werte gemessen wurden, kommen in kleinen Bereichen Geschwindigkeiten bis 0,30 m/s vor. Diese Werte wurden in die Bachpläne eingetragen. Am Konstanzer Trichter sind die Unterschiede zwischen den Werten der fließenden Welle und über Grund noch gravierender: 7 m vom rechten Ufer (v.r.U.) wurden im April 1997 0,3 m/s in 40 % Wassertiefe und 0,1 m/s über Grund, bei 8 m v.r.U. 0,31 m/s und 0,13 m/s gemessen. Ähnliche Verringerungen in der Strömungsgeschwindigkeit zeigten sich im Juni 1997 (von 1 bis 9 m v.r.U., zuerst der Wert in der fließenden Welle, danach der Wert über Grund in m/s): = 0,38/0,25; 0,4/0,26; 0,4/0,02; 0,55/0,06; 0,48/0,08; 0,55/0,12; 0,56/0,13; 0,55/0,16; 0,52/0,2. Auffällig ist, daß bei den ersten Wertepaaren kaum Differenzen bestehen. Sie wurden nicht über natürlichem Sediment gemessen, sondern über Beton.

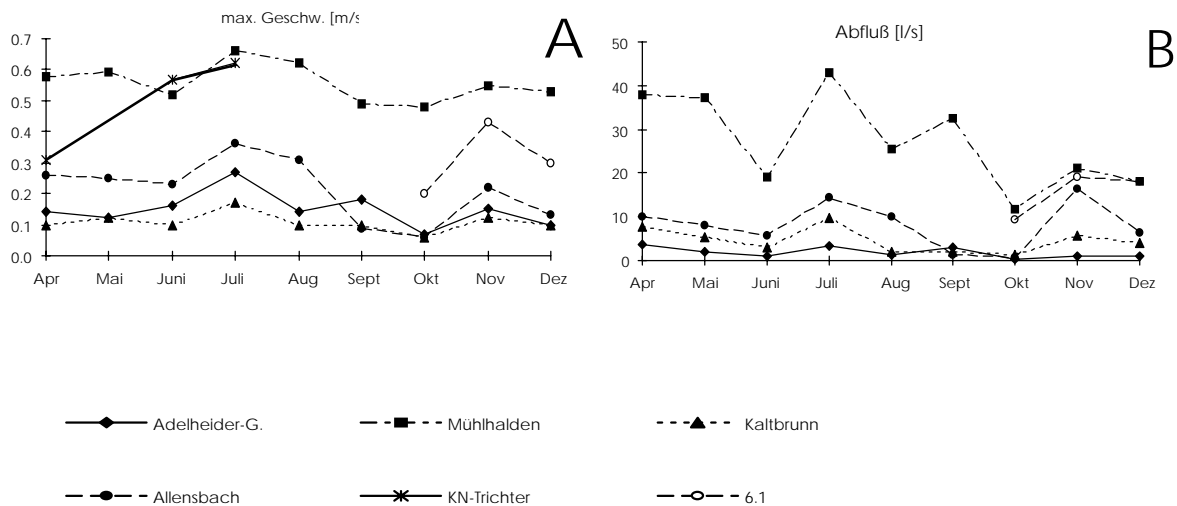


Abb. 14 A Die maximale Geschwindigkeiten in der fließenden Welle, B die Abflüßmengen im Probezeitraum. Die Einzelmessungen am Konstanzer Trichter und an Probestelle 6.1 sind mit aufgetragen.

Die Errechnung der Abflußmengen konnte an vier Probestellen (1, 2, 3 und 4) über neun Monate durchgeführt werden. Dabei wurde deutlich, daß der Mühlbach an der Probestelle 2 (Mühlhalden) eine im Schnitt mehr als dreifach höhere Wassermenge aufweist als an Probestelle 4 (Allensbach), vor der der Betriebskanal für die Mühle abzweigt wird: $27,4 \text{ l/s} \pm 10,1 \text{ l/s}$ und $8,1 \text{ l/s} \pm 5,0 \text{ l/s}$. Die Abflußmengen schwanken von April bis November an den einzelnen Probeorten erheblich: an Probestelle 2 zwischen $11,7 \text{ l/s}$ (Oktober) und $42,9 \text{ l/s}$ (Juli). Bei Probestelle 4 zwischen $0,4 \text{ l/s}$ (Oktober) und $14,4 \text{ l/s}$ (Juli); an Probestelle 3, dem Mühlbachzufluß aus Kaltbrunn, wurden Schwankungen zwischen $1,3 \text{ l/s}$ (Oktober) und $9,6 \text{ l/s}$ (Juli) gemessen. Am Adelheider Graben (1), der vom Bachsystem des Mühlbachs getrennt ist, wurden Schwankungen zwischen $0,3 \text{ l/s}$ (Oktober) und $3,7 \text{ l/s}$ (April) gemessen (Abb. 5 B). Abflußminima und -maxima treten an allen Probestellen in den gleichen Monaten auf.

3.5.3 pH- Wert, Temperatur, Leitfähigkeit und Calciumgehalt

Die **Temperaturmessungen** zeigen einen Anstieg der Durchschnittstemperaturen von $9,7^\circ\text{C}$ im April auf $17,7^\circ\text{C}$ im Oktober, um dann im Dezember auf $4,5^\circ\text{C}$ abzufallen (Abb. 15 B). Die höchste Temperatur wurde im Konstanzer Trichter mit $21,6^\circ\text{C}$ erreicht. Die Durchschnittstemperatur über den gesamten Versuchszeitraum ist hier mit $14,6^\circ\text{C} \pm 4,8^\circ\text{C}$ am höchsten und am Adelheider Graben mit $10,9^\circ\text{C} \pm 4,3^\circ\text{C}$ am niedrigsten.

Die **pH-Werte** (Abb. 15 A) bewegen sich zwischen 7,8 und 8,8, sind also leicht basisch, was von dem carbonatreichen Untergrund im Untersuchungsgebiet herrührt. Der höchste durchschnittliche Wert im Versuchszeitraum wurde im Konstanzer Trichter mit $8,5 \pm 0,1$, der niedrigste pH-Wert im Mühlbach bei Mühlhalden mit $7,98 \pm 0,2$, gemessen. Einen signifikanten Unterschied des pH-Wertes zwischen den Probestellen vor und nach dem Mühlweiher gibt es nicht.

Die **Leitfähigkeit** zeigt die geringsten saisonalen Schwankungen und liegt im Durchschnitt der Probestellen 1, 2, 3 und 4 bei $657 \mu\text{S/cm} \pm 45 \mu\text{S/cm}$ und im Konstanzer Trichter bei $294 \mu\text{S/cm} \pm 16 \mu\text{S/cm}$ (Abb. 15 C). Ein signifikanter Unterschied zeigt sich zwischen den Probestellen vor und nach dem Mühlweiher (2 und 6.1): $725 \mu\text{S/cm} \pm 8 \mu\text{S/cm}$ und $606 \mu\text{S/cm} \pm 23 \mu\text{S/cm}$ (t- Test, $p < 0,05$).

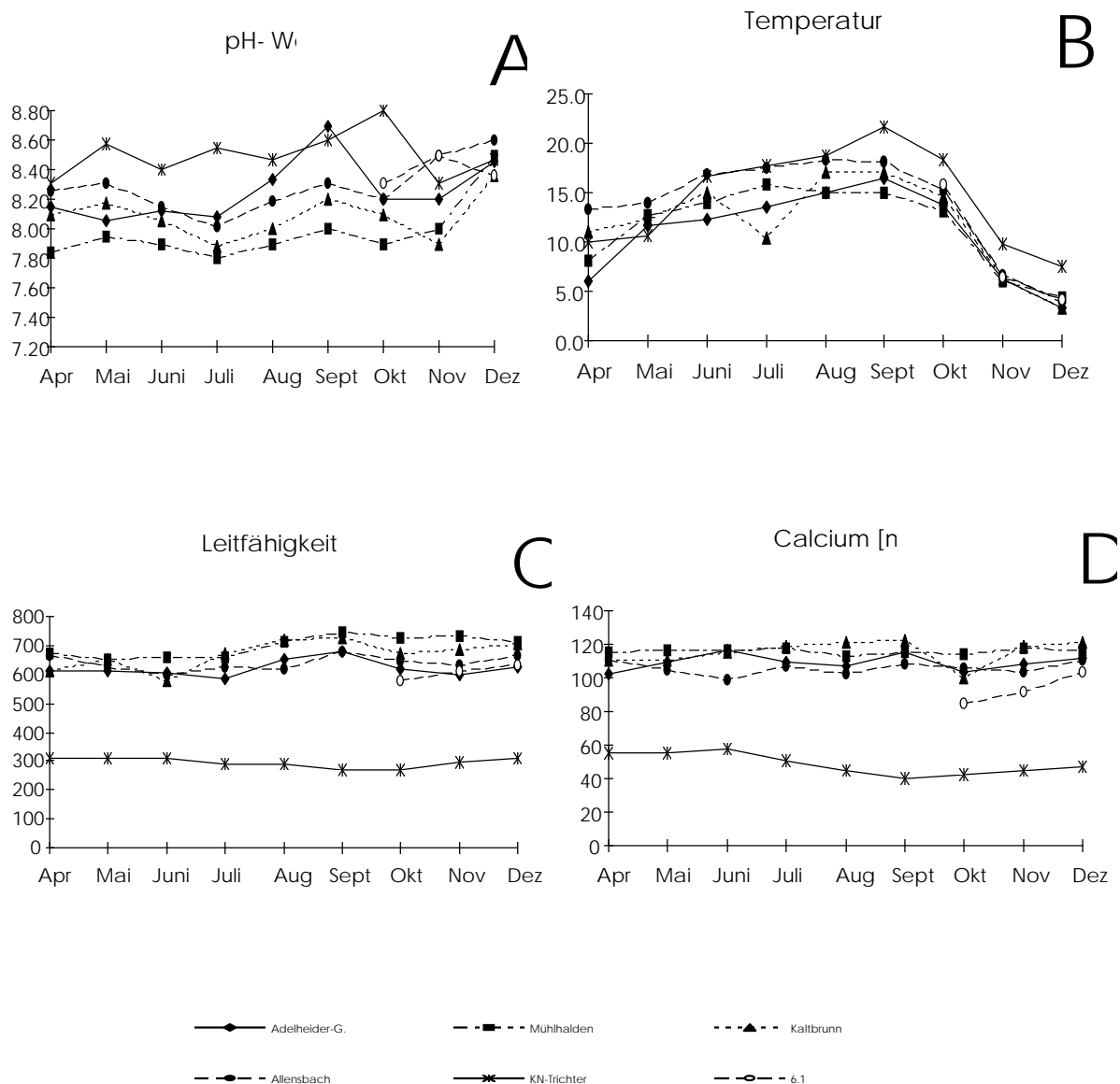


Abb. 15 A Die gemessenen pH- Werte, B die Temperatur in °C, C die Leitfähigkeit in $\mu\text{S/cm}$ und D die Calciumkonzentrationen in mg/l im Versuchszeitraum.

Daß die **Calciumkonzentrationen** recht eng mit der Leitfähigkeit korreliert sind, zeigt Abb. 15 D. Auch hier liegt der durchschnittliche Wert für den Konstanzer Trichter um mehr als die Hälfte niedriger ($49 \text{ mg/l} \pm 6 \text{ mg/l}$, entsprechend einer Calciumhärte von $6,9^\circ\text{dH}$) als an den restlichen Probestellen ($112 \text{ mg/l} \pm 6 \text{ mg/l}$, entsprechend einer Calciumhärte von $15,7^\circ\text{dH}$). Außerdem wurden wie bei der Leitfähigkeit signifikante Unterschiede zwischen Probestelle 2 und 6.1 nachgewiesen: $116 \text{ mg/l} \pm 2 \text{ mg/l}$ und $94 \text{ mg/l} \pm 8 \text{ mg/l}$ (t- Test, $p < 0,05$).

3.5.4 Nitratgehalt und Gehalt an gelöstem Phosphat

Nitrat- und Phosphatmessungen wurden nur im August und Oktober 1997 durchgeführt. Neben den Probestellen mit Krebsvorkommen wurden noch zwei weitere Stellen untersucht: Am Oberlauf des Mühlbaches, direkt nach Dettingen beim Ausfluß eines Regenüberlaufbeckens (0) und nach dem Mühlweiher (6.1). Dadurch lassen sich die Ergebnisse der Phosphat- und Nitratmessungen im Bachverlauf darstellen.

Mühlbach				
	Dettingen	Mühlhalden	unter Weiher	Allensbach
PO₄³⁻ [µg/l]	181/106	182/106	-/66	266/121
NO₃⁻ [mg/l]	24/15	8/10	-/0?	6/3

Tabelle 11: Phosphat- und Nitratgehalt im Bachverlauf, Mühlbach. Werte von August/Oktober '97. - = keine Probenahme, 0? = keine Messung.

Unterhalb des Mühlweihers konnten im Oktober wegen starker Eigenfärbung des Probenwassers keine Nitratwerte ermittelt werden (im August wurde hier keine Probe entnommen). Im Industriegebiet Allensbach (4) fallen die sehr hohen Phosphatwerte auf. Die übrigen Probestellen sind in Tab. 12 dargestellt. Die ersten Werte stehen jeweils für die Messung im August, die zweiten Werte für die Messung im Oktober.

	Adelheider Gr.	Kaltbrunn	KN- Trichter
PO₄³⁻ [µg/l]	53/23	59/34	10/14
NO₃⁻ [mg/l]	2/2	12/13	3/2

Tabelle 12: Phosphat- und Nitratkonzentrationen im August und Oktober

Die Konzentrationen am Adelheider Graben, in Kaltbrunn und am Konstanzer Trichter sind deutlich niedriger als im Mühlbach, beim Nitrat ca. um die Hälfte, beim Phosphat um ein Fünftel.

3.5.5 Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt eines Gewässers kann in mg/l oder in % Sättigung angegeben werden. Der gelöste Sauerstoff in mg/l ist von der Temperatur abhängig, was bei der Sättigung in Prozent bereits berücksichtigt ist. Deshalb wird im Folgenden die Sauerstoffsättigung angegeben (Abb. 16).

Die durchschnittliche Sauerstoffsättigung im Probezeitraum liegt mit $101,0 \% \pm 15,3 \%$ im Konstanzer Trichter am höchsten, in Mühlhalden am niedrigsten ($74,3 \% \pm 9,7 \%$).

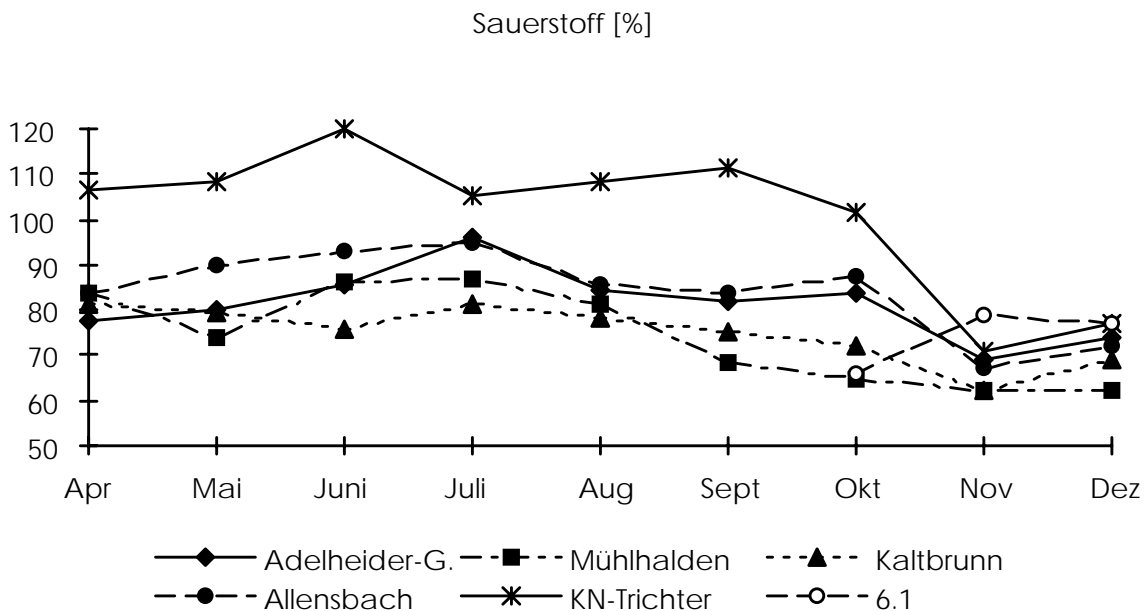


Abb. 16 Der Sauerstoffgehalt in % - Sättigung

Die hohe Sauerstoffsättigung nach dem Mühlweiher (6.1, $74,0 \% \pm 5,7 \%$) ist durch den hohen Absturz des Weiherausflusses und die somit verbundene Verwirbelung zu erklären. An allen Probestellen ist im Jahresverlauf eine Tendenz zur Abnahme der Sauerstoffsättigung festzustellen.

3.5.6 Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

Bei der Ermittlung des BSB₅ fällt der hohe Wert bei Probestelle 6.1 unterhalb des Mühlweihers ins Auge: $12,5 \text{ mg/l} \pm 1,5 \text{ mg/l}$. Die Werte sind hier aus BSB₂ Daten errechnet, da nach fünf Tagen kein Sauerstoff mehr in den Proben vorhanden war. Der Vergleichswert oberhalb des Weihers beträgt im gleichen Zeitraum $3,5 \text{ mg/l} \pm 0,4 \text{ mg/l}$. Ca. 1,5 km weiter

stromabwärts, bei Probestelle 6.2, wurde im Oktober nur noch ein leicht erhöhter Wert von 6,8 mg/l gemessen.

Bei Meßstelle 2 wurde über den gesamten Meßzeitraum ein Mittelwert von $4,6 \text{ mg/l} \pm 1,0 \text{ mg/l}$ und in Allensbach von $6,0 \text{ mg/l} \pm 1,5 \text{ mg/l}$ gemessen. Recht niedrige Werte wurden am Adelheider Graben und im Konstanzer Trichter ermittelt: $3,4 \text{ mg/l} \pm 0,7 \text{ mg/l}$ und $3,4 \text{ mg/l} \pm 0,9 \text{ mg/l}$. Eine mittlere Sauerstoffzehrung von $5,0 \text{ mg/l} \pm 1,3 \text{ mg/l}$ zeigt die Meßstelle in Kaltbrunn (Abb. 17).

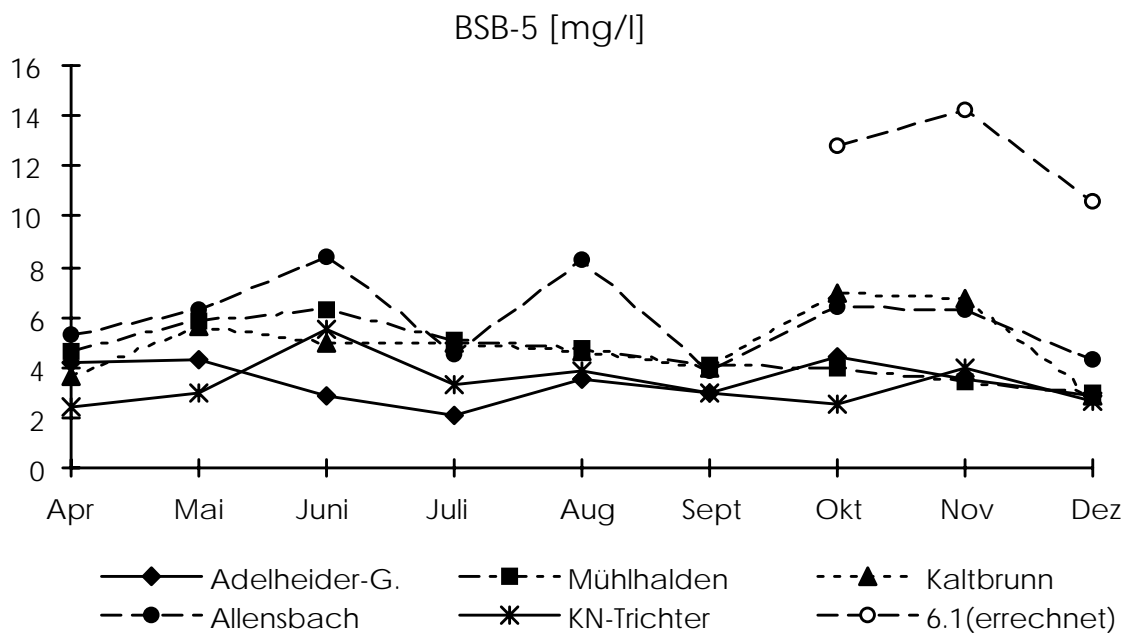


Abb. 17 Der biochemische Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB_5) von April bis Dezember 1997. Die Werte für Probestelle 6.1 wurden aus BSB_2 -Werten errechnet.

Die Einzeldaten zu diesen Messungen sind in Anhang IX, X und XI aufgeführt.

3.6 Futterwahlversuche

Bei den Futterwahlversuchen wurden verschiedene Ansätze getestet (s. Methodenteil). Dargestellt werden die Ergebnisse als Mittelwerte pro Versuchstier und 24 Stunden Versuchszeit. Angegeben werden „gefressenes Trockengewicht in mg“ und „prozentualer Anteil gefressen am Angebot der jeweiligen Futterart“. Die Ergebnisse für jedes Einzeltier sind aus Anhang XIV und XV zu ersehen.

Köcherfliegen wurden nicht getrennt als Larve und Köcher angeboten, aber die Krebse fraßen oft nur den Köcher und ließen die Larve entkommen. Deshalb wird der Köcher auch unter

„angebotenen Tieren“ geführt, obwohl die Limnephilidenköcher aus pflanzlichem Material bestand.

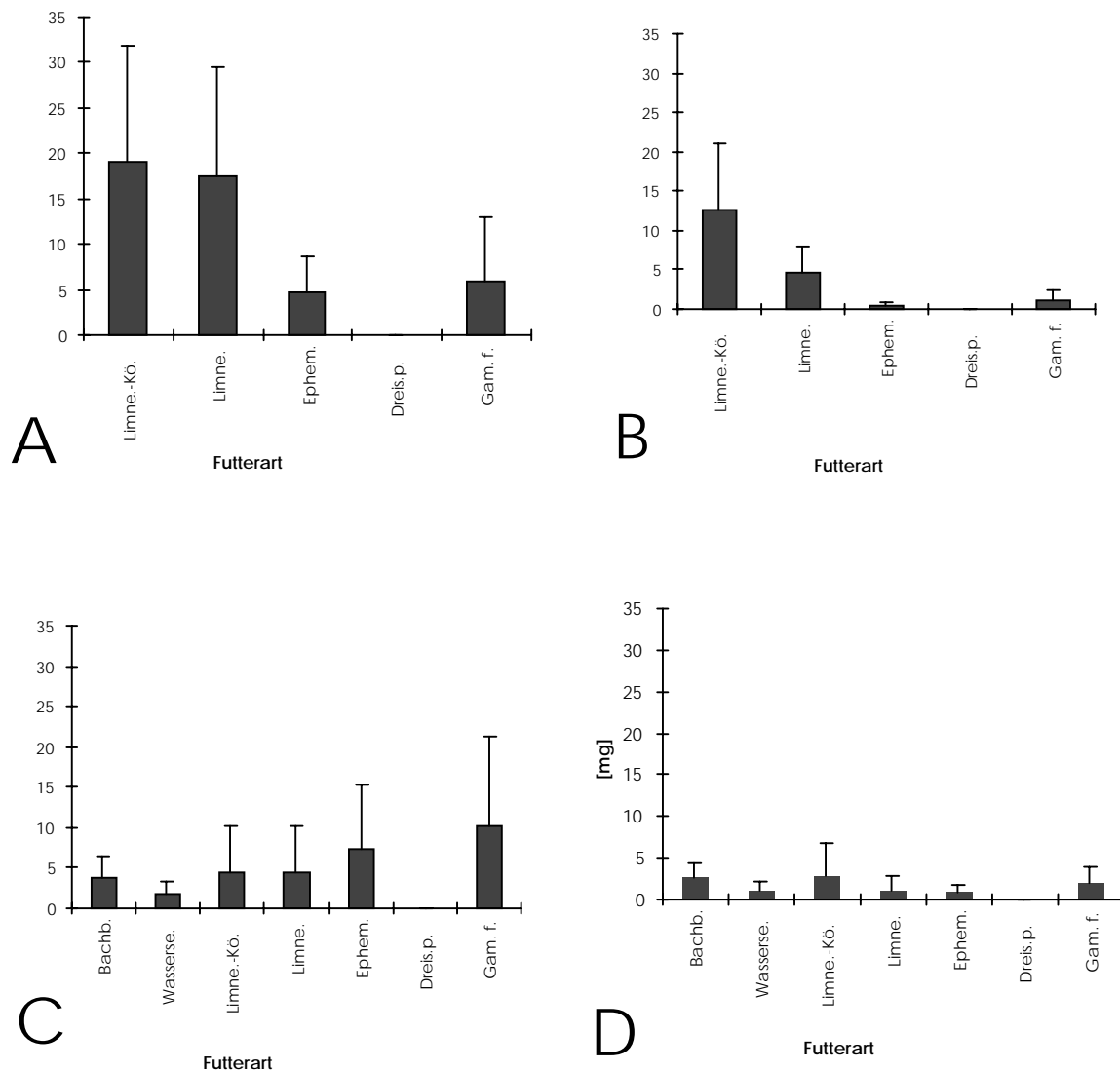


Abb. 18 Ergebnisse aus dem 7°C- Ansatz („Frühjahrsansatz“). A+C zeigen den vom Angebot gefressenen Anteil in %, B+D die gefressene Trockenmasse in mg. In A+B wurden nur Tiere angeboten, in C+D Tiere und Pflanzen. Es wurden je 5 Steinkrebse getestet. Abkürzungen: Bachb.= Bachbunge (*Veronica beccabunga*), Wasserst.= Wasserstern (*Callitriche spec.*), Wasserse.= Wassersellerie (*Apium spec.*), Limne.- Kö.= Köcherfliegenköcher der Familie *Limnephilidae*, Limne.= Larve der Köcherfliege aus der Familie *Limnephilidae* ohne Köcher, Ephem.= Eintagsfliegenlarven aus den Gattungen *Baetis* und *Paraleptophlebia*, Dreis. p.= Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*), Gastro.= Schnecken aus verschiedenen Familien, Gam. f.= Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*).

Beim 7°C-Ansatz (Abb. 18) wurde kein Versuch durchgeführt, in dem nur Pflanzen im Futterangebot waren. Im Vergleich zu den 14°C-Ansätzen (Abb. 19) fällt auf, daß die Steinkrebse bei 7°C Wassertemperatur weniger Nahrung aufnahmen (14,7 mg ± 11,5 mg in

24 h pro Versuchstier). Interessant ist, daß die Versuchskrebse beim „Tieransatz“ (18 B), bei dem nur die Köcherfliegen-Köcher aus Pflanzenmaterial bestanden, selektiv diese fraßen und zwar in 24 h ca. 12 mg. Beim „Tier- und Pflanzenansatz“ verteilte sich die Aufnahme von pflanzlichem Material auf Bachbunge, Wassersellerie und die Köcher und ergibt in der Summe ca. 9 mg.

Die Differenzen zwischen den beiden Darstellungsweisen (% und mg) ergeben sich daraus, daß nicht von jeder Futterart die gleiche Masse angeboten wurde, sondern gleiche Anzahl von Tieren und gleiche Volumina von Pflanzen. Außerdem hatten die Futterarten sehr unterschiedliche Massen/Volumen-Verhältnisse. Wenn also ein Krebs nur wenige Milligramm einer Futterart frißt, die ein geringes Trockengewicht besitzt (Wasserstern, *Gammariden*), kann dies am Angebot trotzdem einen großen prozentualen Anteil ausmachen. Umgekehrtes gilt, wenn die Futterart eine große Masse aufweist (z.B. Dreikantmuscheln). Aus Abb.19 C und D kann man beide Möglichkeiten gut ersehen: Es wurde nur eine besonders schwere Muschel mit 20 mg Trockengewicht gefressen (deshalb die hohe Standartabweichung), am Gesamtangebot an Muscheln macht dies nur 4 % aus. Umgekehrt bei den *Gammariden*: hier wurden nur ca. 4 mg gefressen, was aber einem Anteil von knapp 30 % des Angebots entspricht. Deshalb kann man aus den %-Darstellungen ablesen, was Steinkrebse besonders gern fressen bzw. leicht fangen können: beim „Tieransatz“ die Köcherfliegen samt Köcher und im „Tier- und Pflanzenansatz“ die *Gammariden*. Es wurden maximal 19 % des Angebots einer Futterart aufgenommen.

Insgesamt fraßen die Tiere in den 14°C-Ansätzen mehr: 47,4 mg \pm 35,8 mg in 24 h und pro Versuchstier (gegenüber 14,7 mg \pm 11,5 mg bei 7°C). Diese Werte sind signifikant verschieden (t-Test, $p < 0,05$).

Auffällig sind die großen Mengen an Totlaub die gefressen wurden (Abb. 19 B und F). Einen beträchtlichen Teil der pflanzlichen Nahrung stellten wieder die *Limnephiliden*-Köcher. Anteilsmäßig viel gefressen wurde auch vom Wasserstern (Abb. 19 E).

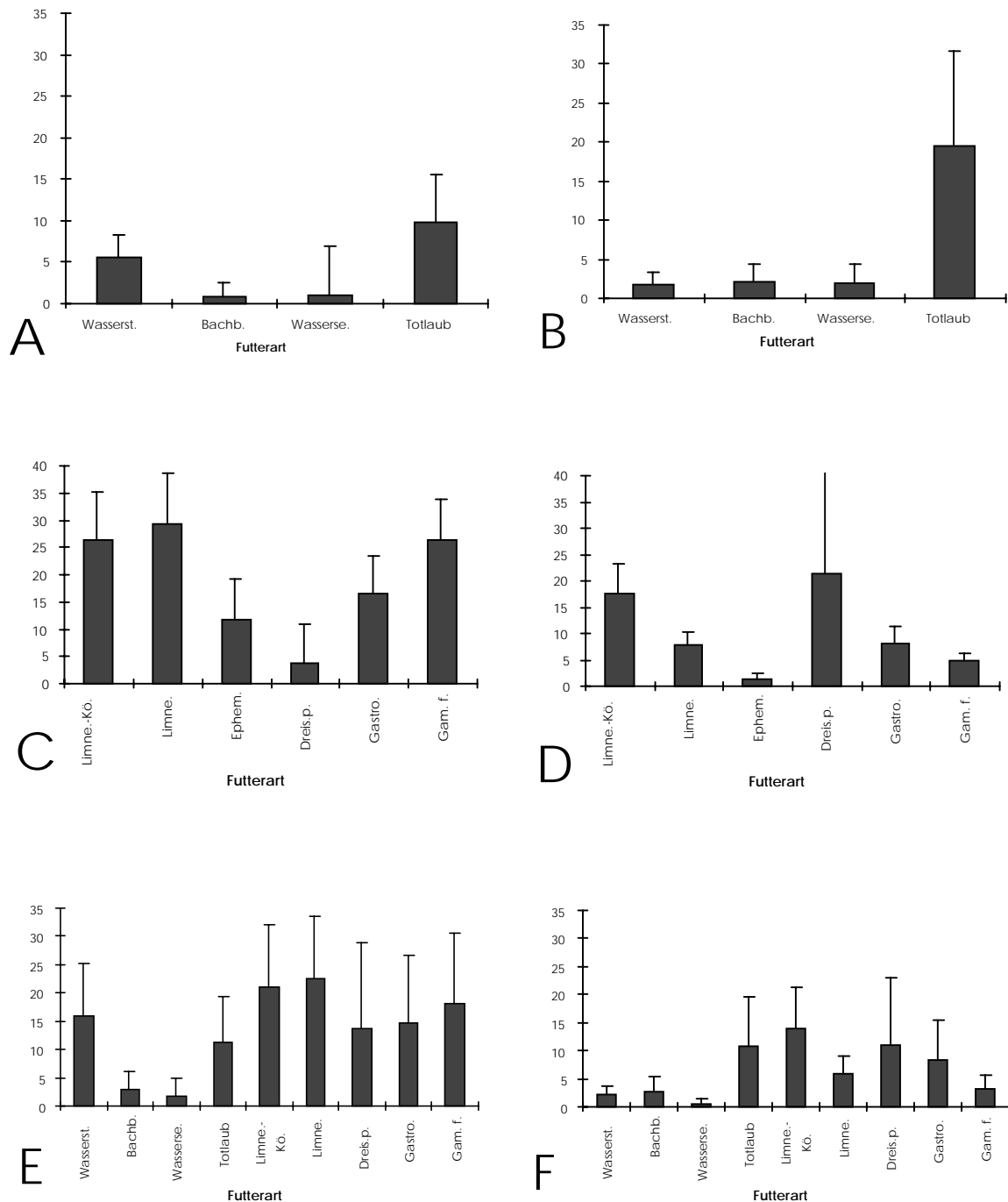


Abb. 19 Die Ergebnisse aus den 14°C-Ansätzen („Sommeransatz“). A, C und E zeigen den vom Angebot gefressenen Anteil in %, B, D und F die gefressene Trockenmasse in mg. In A und B wurden Pflanzen als Futter angeboten, in C und D Tiere und in E und F Pflanzen und Tiere. Es wurden je 17 Steinkrebse getestet. Abkürzungen: Bachb.= Bachbunge (*Veronica beccabunga*), Wasserst.= Wasserstern (*Callitriche spec.*), Wasserse.= Wassersellerie (*Apium spec.*), Limne.- Kö.= Köcherfliegenköcher der Familie *Limnephilidae*, Limne.= Larve der Köcherfliege aus der Familie *Limnephilidae* ohne Köcher, Ephem.= Eintagsfliegenlarven aus den Gattungen *Baetis* und *Paraleptophlebia*, Dreis. p.= Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*), Gastro.= Schnecken aus verschiedenen Familien, Gam. f.= Bachflohkrebs (*Gammarus fossarum*).

Aus den Trockengewichtsdaten für die Abbildungen 18 D und 19 F, also aus den Ansätzen mit Pflanzen und Tieren, wurde für jedes Versuchstier der Quotient aus tierischer zu

pflanzlicher Nahrung errechnet, um zu sehen, ob sich dieses Verhältnis bei verschiedenen Temperaturen unterscheidet. Tatsächlich nehmen die Krebse bei 14°C einen signifikant höheren Anteil (Kruskall-Wallis-Median Test, $p < 0,05$) an tierischer Nahrung zu sich, d.h. sie fressen ungefähr gleich viele Tiere wie Pflanzen. Bei 7°C fressen sie nur halb so viel tierische wie pflanzliche Nahrung.

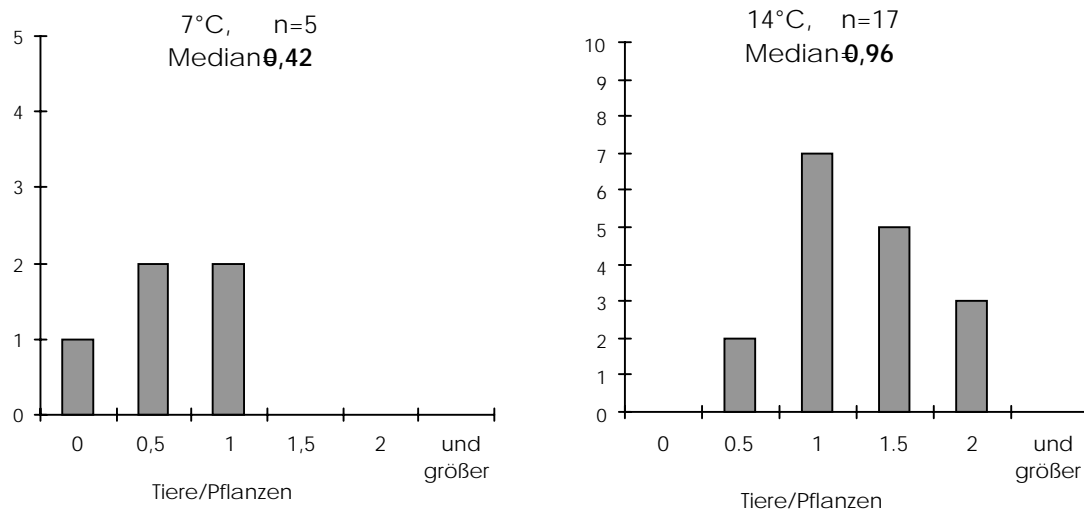


Abb. 20 Die Quotienten von tierischer zu pflanzlicher Nahrung bei 7°C und bei 14°C. Auf der y-Achse ist die Anzahl der Versuchstiere aufgetragen. Die beiden Mediane sind signifikant verschieden (Kruskall-Wallis-Median Test, $p < 0,05$).

Bei den 14°C-Ansätzen wurden auch Dreikantmuscheln gefressen, die bei 7°C gemieden wurden. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, daß die im „Frühjahrsansatz“ zu groß waren, um von den Krebsen gefressen werden zu können. Deshalb wurde ein Futterwahlansatz nur mit Dreikantmuscheln als Futterangebot durchgeführt, um herauszufinden, ob die Aufnahme von Dreikantmuscheln durch deren Größe begrenzt wird oder ob es eine optimale Schalengröße gibt, bei der besonders viele Muscheln gefressen werden (Abb. 21).

Beim „Muschelansatz“ werden die Ergebnisse jedes einzelnen Versuchskrebses dargestellt (Abb. 21 A). Man sieht, daß das Angebot an Muscheln der verschiedenen Größenklassen mit acht Tieren z.T. zu klein war. Oft wurden alle Muscheln einer Größenklasse komplett gefressen. Trotzdem läßt sich an den Mittelwerten (Abb. 21 B) ein Trend erkennen: Am häufigsten wurden Muscheln der Größenklasse 4 mm - 5 mm gefressen. Signifikant weniger wurden aus der Größenklasse 6 mm - 10 mm und 11 mm - 15 mm gefressen. Muscheln

größer als 20 mm wurden im Freiland nur wenige gefunden weshalb diese nicht in den Futterwahlversuchen verwendet wurden. Bei Vorversuchen wurden sie nicht angenommen, während Muscheln mit Schalengrößen zwischen 16 mm und 19 mm noch gefressen wurden.

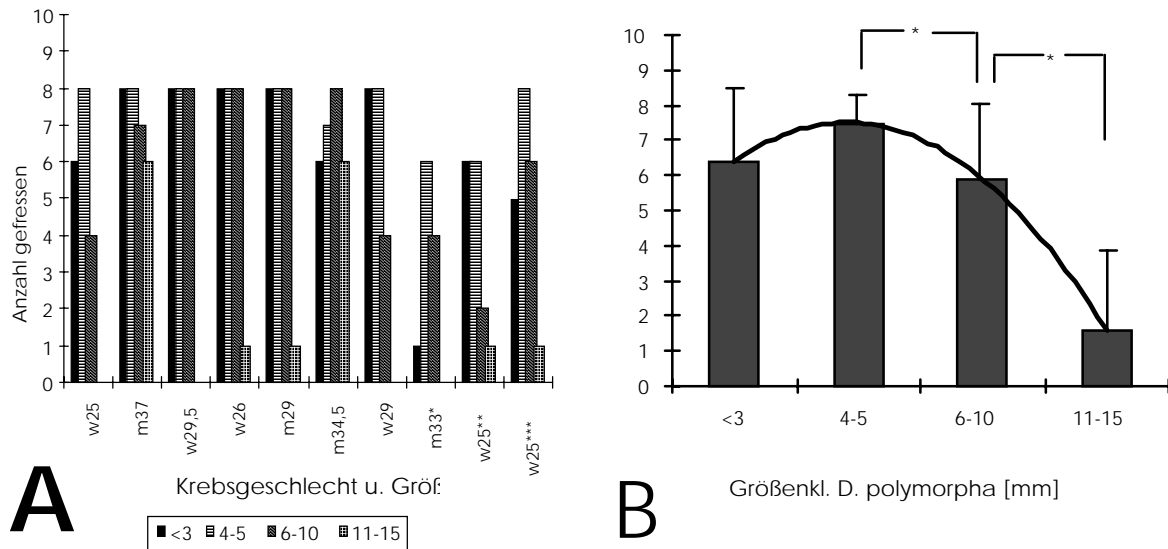


Abb. 21 Versuche nur mit *Dreissena polymorpha* im Futterangebot. Der Versuch dauerte drei Dunkelphasen (DP) bei 20°C. A zeigt die Futteraufnahmen der zehn Versuchstiere mit Geschlecht (m = Männchen, w = Weibchen) und Postorbitallänge (POL [mm]). * = beide Scheren fehlen, ** = rechte Schere fehlt, *** = linke Schere fehlt. Die Muscheln wurden in die angegebenen vier Größenklassen aufgeteilt. B Mittelwerte aus den Futteraufnahmen der zehn Versuchstiere mit Standardabweichung und gefitteter Kurve mit $R^2 = 1$. * = signifikant verschieden (t-Test, $p < 0,05$).

Interessant ist, daß die Krebse, die nur eine oder überhaupt keine Schere hatten (Tiere, die in Abb. 21A mit *, ** und *** gekennzeichnet sind), zwar insgesamt weniger fraßen, die Muscheln aus den größeren Klassen aber nicht seltener fraßen, als Tiere mit beiden Scheren.

In den nichtquantitativen Ansätzen wurde untersucht, ob verschiedene Egelarten (*Glossiphonia complanata*, *Erpobdella octoculata*) und Strudelwürmer (*Dugesia gonocephala*) trotz ihrer Fähigkeit zur starken Schleimabsonderung als Nahrung dienen können. Außerdem wurde getestet, ob Dreistachlige Stichlinge als potentielle Beutetiere in Frage kommen.

Tatsächlich wurden beide Egelarten und die Strudelwürmer sofort von den Krebsen (nach eintägigem Hungern) angenommen, von ihrem abgesonderten Schleim befreit und schließlich gefressen. Danach waren die Maxillipeden der Krebse vom Schleim verklebt, was die Krebse aber nicht hinderte, weitere Egel zu fressen.

Von den 10 Dreistachligen Stichlingen, die bei 10°C Wassertemperatur zu 8 Steinkrebsen gesetzt wurden, lebten nach 7 Tagen nur noch 7. Im Parallelansatz ohne Krebse hatten alle Stichlinge überlebt.

4 Diskussion

4.1 Ergebnisse aus den Fang/Wiederfang-Daten

4.1.1 Populationsdichte, Populationsgrößen, Größenverteilungen und Geschlechterverhältnis

In vielen Untersuchungen werden die **Populationsdichten** in Individuen pro m^2 angegeben. Dabei handelt es sich meist um Untersuchungen an stehenden Gewässern. Bei Arbeiten an Fließgewässern findet man häufig Angaben in Individuen pro Bach- oder Flußmeter. In der vorliegenden Arbeit entsprechen die Werte in Individuen pro Bachmeter auch einer Angabe in Individuen pro m^2 , da die Gewässer ca. 1 m breit sind. Eine Ausnahme bildet Probestelle 2, wo der Wert für einen Bezug auf m^2 halbiert werden muß, da der Bach an einigen Stellen mehr als zwei Meter breit ist. Die ermittelten Dichten zwischen 6,9 und 11,4 Tieren pro Bachmeter entsprechen den wenigen Untersuchungen an Steinkrebsen, die es gibt: Schulz und Kirchlehrer (1984) fand in Österreich 6 Tiere pro m^2 , während Laurent (1988) beim nah verwandten Dohlenkrebs (*Austropotamobius pallipes*) unter optimalen Bedingungen (Überfluß an Futter und viele Schutzräume) 35 Tiere pro Bachmeter fand. Mittlere Werte gibt er mit 3 bis 7 Tieren pro m^2 an. Westmann et al. ermittelten bei Edelkrebse in fließenden Gewässern Dichten von 5 Individuen pro m^2 und Hessen und Skurdal (1986) in Seen 3 bis 4 Individuen pro m^2 . Beim Sumpfland bewohnenden *Procambarus alleni* fanden Jordan et al. (1996) eine Krebsdichte von 27 Individuen pro m^2 .

Mit 276 bzw. 228 Tieren im Probestrich der Stellen 1 (Adelheider Graben) und 3 (Kaltbrunn) handelt es sich um kleine **Populationen**, die sich auf einer sehr kurzen Bachstrecke konzentrieren und somit durch äußere Einflüsse stark gefährdet sind. Die Populationen an Probestelle 2 und 4 sind nicht so stark örtlich begrenzt. Leider ist ein Austausch zwischen „oberer“ und „unterer“ Population (oberhalb und unterhalb des Mühlweihers) unterbunden (wegen des Mühlweihers und der unterhalb gelegenen Verdolung unter der Kreisstraße, s. Bild 6 in Anhang II).

Trefz und Groß (1996) finden bei Edelkrebse in der Eifel ähnliche isolierte Populationen von vergleichbarer Größe. In Bayern zeigt Bohl (1989b) ähnliche Verhältnisse beim Steinkrebs wie

auch bei Edelkrebse, die in Fließgewässern leben. Er weist auf Populationsmerkmale hin, die eine Population als gesund erscheinen lassen. Dazu gehört eine **Größenverteilung**, die keine Überalterung des Bestandes aufzeigt, eine Mindestdichte an Tieren pro Bachmeter, um die Partnerfindung zu sichern, und ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis. Alle diese Merkmale werden von den Populationen am Adelheider Graben, in Mühlhalden und in Kaltbrunn erfüllt. In Allensbach ist der hohe Prozentsatz (70 %) an Weibchen auffällig. Da aber trotzdem viele kleine Krebse gefunden wurden, scheint die Fortpflanzung gesichert. Insgesamt wurde ein **Geschlechterverhältnis** von 1 : 0,9 ermittelt. Die leichte Dominanz der Männchen über den gesamten Versuchszeitraum hinweg ist wohl darauf zurückzuführen, daß Männchen häufiger frei umherlaufend gefunden werden. Bohl (1989b) findet in seinen Untersuchungen ähnliche Verhältnisse, während Cukerzis (1975) bei Edelkrebse ein Geschlechterverhältnis von Männchen zu Weibchen von 1:1,3 und Westmann et al. von 1:1 finden. Smith et al. (1996) ermittelten beim Dohlenkrebs ein Verhältnis von Männchen zu Weibchen von 1:1,2. Bei der amerikanischen Art *Procambarus clarkii* finden Anastacio und Marques (1995) vier mal mehr weibliche als männliche Tiere.

Laut Eichert und Wetzlar (1988) sind einjährige Steinkrebse 2 cm lang. Ab dem sechsten Lebensjahr wachsen sie nur noch langsam und sind dann 6,8 cm lang. Daraus kann für die größten Tiere (über 9 cm Gesamtlänge) ein Mindestalter von 15 Jahren angenommen werden! Dies läßt auf eine relative Stabilität der Lebensräume schließen.

An allen Probestellen findet sich ungefähr der gleiche Prozentsatz an verletzten Tieren, was für eine recht ähnliche Populationsdichte an allen Probeorten spricht. Levenbach und Hazlett (1996) fingen auf sandigem Substrat mehr verletzte Krebse als auf kiesigem Substrat. Dies wird in dieser Arbeit nicht bestätigt: Es wurden auf Sand ungefähr gleich viele verletzte Tiere gefunden wie auf Kies (42 zu 47).

4.1.2 Substratbevorzugung und Schutzräume

Die gefundenen **Substratbevorzungen** an den Probestellen 2 und 3 zeigen deutlich auf, daß die kleineren Steinkrebse auf die Hohlräume im Kies angewiesen sind. Da die Korngrößen nicht so groß sind, daß sie auch den großen Tieren Schutz bieten können, wandern diese in Bereiche ab, wo sie eigene Höhlen graben, bzw. sich in den Schlamm einwühlen können. Ist steiniges Substrat vorhanden, halten sich große Dohlenkrebse in Bereichen mit Grobsubstrat auf und

kleinere Tiere in Bereichen mit kleinen Kieseln (Smith et al. 1996). Diese Tendenz wird auch in dieser Untersuchung bestätigt: Wenn große Hohlräume vorhanden sind, werden diese auch von großen Steinkrebsen besetzt. Die Tatsache, daß im Mühlkanal (7) keine Krebse vorhanden sind, könnte auf das sehr feine Substrat zurückzuführen sein, indem evtl. keine Höhlen gegraben werden können. Auch Bohl (1989a) fand mit abnehmender Korngröße weniger Krebse. Als häufigste Substrattypen ermittelte er Steine, Kies und Sand. Allerdings fand er in torfigem Substrat keine Krebse. In Kaltbrunn, oberhalb des Betonriegels, graben Steinkrebse Höhlen in torfiges Substrat. Schulz und Kirchlehrer (1984) ermittelten als häufigsten Substrattyp bei Steinkrebshabitaten Sand und Steine. Sehr oft war auch Totholz vorhanden. Trefz und Groß (1996) zählen bei Edelkrebspopulationen Sand und Totholz als häufigste Substrattypen auf.

Die Anzahl an Schutzräumen ist gut am Abdeckungsgrad mit Steinen und Totholz abzulesen. Aus den Ergebnissen wird deutlich, daß Steinkrebse auf ein reichhaltiges Angebot an Steinplatten oder Totholz angewiesen sind, um darunter Schutz finden. Fehlen diese Versteckmöglichkeiten, kommen Krebse nur in geringer Dichte vor. Adulte Krebse können bei mangelndem Angebot an Schutzräumen in Bereiche abwandern, in denen sie selbst Schutzhöhlen graben können (s.o.). Das Angebot an Schutzräumen scheint ein gewichtiger Parameter zu sein, der das Vorkommen und die Dichte von Steinkrebsen in ihrem Habitat direkt beeinflußt.

Klosterman und Goldman (1983) ermittelten die größten Krebsdichten bei *Pacifastacus leniusculus* an Flußabschnitten mit mittleren Steingrößen. Versuche zeigten, daß ein reichhaltiges Angebot an Höhlen die Überlebensraten der Krebse steigert. Hazlett et al. (1979) dagegen konnten durch eine künstliche Erhöhung der Schutzhöhlen bei *Orconectes virilis* die Krebsdichte nicht erhöhen.

4.1.3 Ortsveränderungen der Steinkrebse zwischen zwei Wiederfängen

Die Angaben über den Fundort der Krebse sind mit Fehlern behaftet, da es in der Praxis nicht möglich war, die gefangenen und markierten Tiere genau an dem Ort wieder auszusetzen, an dem sie gefangen wurden. Allerdings wurden die Tiere immer möglichst nah (+/- 5 m) am Fundort ausgesetzt. Bis zur nächsten Fangaktion hatten die Krebse eine Woche Zeit, sich wieder in ihre gewohnte Höhle zurückzuziehen. Tatsächlich wurden oft Tiere über Wochen hinweg im gleichen

Versteck gefunden. Dies und der ermittelte Wanderweg in sieben Tagen (3,6 m) spricht für einen geringen Aktionsradius der Tiere. Die Werte entsprechen Untersuchungen von Bohl (1989b). Zum Teil wurden auch ausgiebige Wanderbewegungen (bis zu 44 m) beobachtet, die nach zwei bis drei Wochen wieder in der „Erstfanghöhle“ endeten. Ausgleichswanderungen bachaufwärts, wie sie für viele Fließgewässerorganismen typisch sind, um Verdriftungen auszugleichen, wurden im Juni und Juli nicht festgestellt. Vielleicht gibt es aber saisonale, bachaufwärts gerichtete Wanderbewegungen, wie sie Hazlett et al. (1979) und Stephen und Williams (1983) bei *Orconectes virilis* nachwiesen, während der Paarungszeit oder zu der Zeit, in der die Jungtiere die Mütter verlassen. Extreme saisonale Aufwärtswanderungen während der Regenzeit findet Momot (1966) bei *Orconectes nais*, der temporäre Flüsse besiedelt und während der Trockenzeit in Restwassern ausharrt. Cukerzis (1975) beschreibt beim Edelkrebs Migrationen von 25 m bei futtersuchenden Weibchen und 250 m bei futtersuchenden Männchen. Hazlett et al. (1974) ermittelten bei *Orconectes virilis* mittlere Wanderstrecken zwischen zwei Wiederfängen von 32 m mit sehr großer Streuung.

Die Ergebnisse zeigen, daß Steinkrebse sehr ortstreu sind und aus eigener Kraft nur sehr langsam neue Lebensräume besiedeln können, selbst wenn dies aufgrund unverbauter Bachstrecken möglich ist (Bohl 1989b, Dehus 1995).

4.1.4 Das Steinkrebsvorkommen und die Fischfauna im Mühlbach

Die fortschreitende chemische Belastung der Gewässer wurde dem Steinkrebs in den 60er und 70er Jahren stärker zum Verhängnis als die Krebspest davor. Durch starke Abwasserbelastungen und unzureichende Kläranlagen sank der Sauerstoffgehalt durch bakteriellen Abbau der organischen Substanz stark ab und viele Gewässer wurden für Flußkrebse unbewohnbar. Neben der Verschmutzung der Gewässer wirkten sich Verbauungen am Bach negativ aus: Befestigungen der Gewässersohle und der Ufer und Verdolungen, die einen Austausch zwischen Teilpopulationen unterbinden. Außerdem stören Begradigungen das kleinräumige Mosaik von Strömung und Substrat, das in einem natürlichen Fließgewässer zu finden ist (Einsele 1960). Allerdings zeigte sich auch, daß Querverbauungen in Gebieten mit Vorkommen von amerikanischen Kamberkrebsen, Restbestände von Edel- oder Steinkrebsen im Oberlauf schützen können (Trefz und Groß 1996).

Es wurden negative Korrelationen zwischen dem Verbauungsgrad eines Gewässers und dem Arten- und Individuenreichtum der Fischfauna nachgewiesen (Bless 1981).

Das Vorkommen von Steinkrebsen wird auch am Mühlbach nicht in erster Linie durch Wasserverschmutzung, sondern durch Verbauungen, besonders durch Verdolungen, eingeschränkt. Deutlich wird dies in dem ca. 1,5 km langen Mühlbachabschnitt zwischen dem Mühlweiher und der Kreisstraße 6172. Der Bachabschnitt bietet vom Nahrungsspektrum, von der Sauerstoffversorgung und vom Substrat her ein gutes Krebsbiotop (Schulz und Kirchlehrer 1984). Zumindest gilt dies für die unteren zwei Drittel des Bereichs; im oberen Drittel ist es möglich, daß durch den sehr hohen biochemischen Sauerstoffbedarf zeitweise Sauerstoffkonzentrationen erreicht werden, die eine dauerhafte Besiedlung durch Steinkrebse verhindern, obwohl Flußkrebse in der Lage sind, bei plötzlichem Sauerstoffmangel ihr Gewässer zu verlassen und einige Stunden im umgebenden Uferbereich zu verharren (Bohl 1989b).

Eine Besiedlung des Gewässerabschnitts von der Allensbacher Seite her wäre denkbar, wenn die Verdolung unter der K 6172 für Krebse passierbar wäre. Im jetzigen Zustand müßten die Tiere zuerst einen ca. 1 m hohen Absturz überwinden, danach 5 m stromaufwärts entlang einer Betonrinne und dann 10 m durch eines von zwei Betonrohren (Durchmesser 0,5 m) gehen, bevor sie wieder natürliches Substrat erreichen. Unterhalb der Dole werden Steinkrebse bis kurz stromabwärts der Kreisstraße vereinzelt gefunden.

Eine wesentlich einfachere Besiedlung könnte man sich von oberhalb des Mühlweihers (Probeort 2) vorstellen. Allerdings stellt hier der Weiher wahrscheinlich ein unüberwindliches Hindernis dar. Der Weiher ist sehr stark eutroph (mündl. von Ingo Kramer) und folglich tief verschlammt. Bis vor 10 Jahren wurde der Mühlweiher regelmäßig abgelassen und gereinigt. Damals gab es kiesiges Substrat und auch Krebse (mündl. vom Fischereipächter). Heute würden abgedriftete Jungkrebse im anaeroben Wasser des Weihers ersticken. Außerdem stellt der Ausfluß eine Barriere dar: Es handelt sich dabei um einen 3 m hohen Betonabsturz. Daneben gibt es noch einen Abfluß, in dem Tiefenwasser abgezogen wird.

Weitere Verdolungen finden sich in Allensbach und Dettingen im Ortsbereich und an einigen Quellbächen des Mühlweihers. Überall handelt es sich um Betonrohre mit kleinem Durchmesser, die höchstens bachabwärts durch verdriftete Tiere durchquert werden. Ein positives Beispiel für

eine Verdolung stellt die bei Mühlhalden angelegte dar. Diese wird von Steinkrebsen in beide Richtungen durchwandert und auch dauerhaft besiedelt (Daten aus Fang/ Wiederfang). Grund dafür scheint der große Durchmesser, und dadurch bedingt, die relativ geringe Strömungsgeschwindigkeit und das natürliche Substrat zu sein. Dieses bietet Versteckmöglichkeiten und Schutz vor dem Abdriften.

Bei den gefangenen **Fischarten** handelt es sich um zufällige Fänge im Rahmen der Kartierung der Steinkrebsverbreitung. Es lassen sich also keine Aussagen über die Fischdichte treffen. Ebenso handelt es sich bei der Fischartenliste nicht um das gesamte Arteninventar des Mühlbachs. Sie gibt lediglich eine Orientierung über die Fischfauna des Untersuchungsgebiets. Ein natürliches Vorkommen ist wohl nur von den zwei Rote-Liste-Arten Bachschmerle und Elritze und dem Dreistachliger Stichling anzunehmen, für die der Mühlbach ein gutes Habitat darstellt (Berg und Blank 1989). Die beiden letzteren vermehren sich im Mühlbach selbständig. Von ihnen konnten Jungfische nachgewiesen werden, ohne daß es Besatzmaßnahmen gegeben hätte. Bachschmerlen wurden nur im Mündungsbereich in den Untersee gefunden. Sie wandern wahrscheinlich vom See her ein. Bachforellen werden im Mühlbach von den Fischereipächtern eingesetzt. Allerdings ist eine natürliche Fortpflanzung wegen großflächiger Verschlammungen (fehlendes Laichsubstrat) und Hindernissen zu geeigneten Laichplätzen nicht gesichert. Die an Probeort 2 gefundenen Spiegelkarpfen, Schleien und Rotfedern stammen wahrscheinlich von Besatzmaßnahmen aus dem Mühlweiher. Unterhalb des Mühlweiher wurde ein Aal entdeckt. Hier sollte ein weiterer Besatz unterbleiben, da Aale Krebspopulationen stark schädigen können. Auch Forellen fressen junge Steinkrebse und zu dichte Bestände an Bachforellen können Flußkrebpopulationen beeinträchtigen (Bohl 1989a), (Berg und Blank 1989), (Pekney 1995), (Dehus 1995).

4.2 Die chemischen, physikalischen und biologischen Parameter

Die **Korngrößenanalysen** bestätigen an fast allen Probeorten (außer an Probestelle 4, Allensbach) die nach subjektiver Einschätzung unternommene Einteilung des Substrats in grobe und feine Bereiche, welche auch in den Bachskizzen mit der einfachen Trennung in Fein- und Grobsubstrat zu finden ist. Auffällig ist die Vielfalt an unterschiedlichen Substrattypen und die kleinräumige Verteilung innerhalb der einzelnen Probestellen. Dabei sind auch die hohen Anteile

an Totholz an den Probestellen 1 und 3 zu beachten. Eine heterogene Substratzusammensetzung sichert Versteckmöglichkeiten für verschiedene Größenklassen von Steinkrebsen und bietet eine größere Vielfalt an benthischen Organismen, die als potentielle Futterquelle für die Flußkrebse dienen. Zum Beispiel zeigen Smith et al. (1996) bei *Austropotamobius pallipes* die hohe Abhängigkeit von Krebsdichte und verschiedenen Substratstrukturen im Uferbereich, und Bless (1981) stellt die starke Korrelation zwischen Artenreichtum und Strukturvielfalt eines Bachbiotops heraus. Auch Schulz und Kirchlehrer (1984) zeigen solche Zusammenhänge zwischen dem Höhlenreichtum eines Gewässers und der Steinkrebsdichte. Im Mühlkanal findet man eine sehr geringe mittlere Korngröße (0,25 mm), welche vielleicht die Besiedelung durch Steinkrebse verhindert. Es ist denkbar, daß Höhlenbau nicht möglich ist oder daß die Tiere im Substrat versinken (s.o.).

Abhängig von der Korngröße ist unter anderem die Rauigkeit des Untergrunds und somit die Turbulenz des fließenden Wassers, welche die Auffindbarkeit von Nahrungsquellen oder Geschlechtspartnern erschwert (Atema 1985), (Ambühl und Aarau 1959). Leider wurde kein geeigneter Parameter gefunden, um Aussagen über die Turbulenz des Lebensraums zu treffen. Auch auf die Verteilung der **Strömungsgeschwindigkeiten** über Grund haben die unterschiedlichen Korngrößen wesentlichen Einfluß, auch wenn zuerst die Strömungsgeschwindigkeit bei Hochwasserereignissen die verschiedenen Substrate kleinräumig sortiert (Einsele 1960): Auch bei Strömungsgeschwindigkeiten, die für Steinkrebse nicht mehr als besiedelbar gelten (0,3 m/s; Bohl 1989b), mißt man oft im Abstand von nur wenigen Zentimetern Bereiche mit sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten. Diese Tatsache macht es den Krebsen möglich, zu hoher Strömungsgeschwindigkeit auszuweichen bzw. diese zu umgehen. Diese kleinräumige Struktur der Strömungsverteilung geht aus den Bachskizzen hervor und stellt wohl einen Hauptfaktor bei der Besiedelung durch Steinkrebse dar (Berg und Blank 1989).

Die **Abflußmengen** sind in Allensbach (4) stark von anfallendem Totholz im Mühlbach abhängig: Die Hauptmenge fließt durch den Mühlkanal zur Allensbacher Mühle. Früher wurde über eine Schleuse reguliert, wieviel Wasser im alten Bachbett verbleibt. Heute geschieht diese „Regulation“ durch anfallendes Treibholz, das ein grobes Gitter mehr oder weniger stark verstopft. Bei viel abgelagertem Pflanzenmaterial fließt nur noch wenig Restwasser im Bach, bis ein Hochwasser das Staumaterial abtransportiert und wieder mehr Wasser abfließen kann.

Die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur, Calcium-, Nitrat-, Phosphatgehalt und biochemischer Sauerstoffbedarf sollen mit Vergleichswerten von Bohl 1989b diskutiert werden. Er hat Bereiche, in denen er Steinkrebse fand, mit Mittelwerten aufgelistet.

Berrill et al. 1985 haben bei verschiedenen amerikanischen Flußkrebarten untersucht, ab wann pH-abhängige Schäden entstehen. Bereits bei **pH-Werten** um 6 ermittelten sie in weichem Wasser Schädigungen der Krebsbrut. Solche pH-Wert-Absenkungen können durch sauren Regen in schlecht gepufferten Bächen - z.B. im Schwarzwald - eine wichtige Rolle spielen. Im Untersuchungsgebiet kann es durch den carbonatreichen ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$) Untergrund und die damit verbundene Pufferwirkung kaum zu solchen Versauerungen kommen. Folglich wurden an allen Probestellen hohe **Calciumwerte** gemessen. Diese lagen bei den Prohebächen sogar geringfügig höher als die von Bohl ermittelten Höchstwerte. Am Konstanzer Trichter lagen die Werte nur etwa halb so hoch. Calcium ist nach der Häutung der Krebse für die Aushärtung des Panzers existenziell (Lowery 1988). Der signifikant niedrigere Calciumwert unterhalb des Mühlweihers kann durch verschiedene Reaktionen verursacht werden: Die hohe Primärproduktion verschiebt das Kalk-Kohlensäure-System des Gewässers, indem CO_2 entzogen wird und somit weniger Ca^{2+} gebunden werden kann (Lampert und Sommer 1993). Außerdem ist die Nachlieferung von Calcium im Vergleich zum Gesamtvolumen geringer als im Bach, der dauernd in engem Kontakt zum anliegenden Gestein steht. Die enge Korrelation mit der **Leitfähigkeit** bestätigt sich auch hier. Die ermittelten Werte liegen alle in dem Bereich der von Bohl 1989b gemessenen Werte. Gleiches gilt für die **Nitrat-** und **Phosphatkonzentrationen**. Auffällig ist der hohe Phosphatwert in Allensbach (4). Hier muß es eine örtliche Einleitung im Industriegebiet geben. Bei der **Temperatur** sind die Werte, die im Konstanzer Trichter im Sommer erreicht werden, geringfügig höher, als die von Bohl als Maximalwert für Steinkrebse angegebenen. Die **Sauerstoffkonzentrationen** sind ebenfalls nicht weiter auffällig. Daß in den letzten beiden Monaten die Sättigungswerte niedriger liegen als im Zeitraum davor, kann damit erklärt werden, daß zur Sauerstoffmessung eine Elektrode (s. Material u. Methoden) verwendet wurde und nicht wie zuvor die Winkler-Methode. Bei der Winkler-Messung wurde die Probe von der Oberfläche entnommen, während die Elektrode in tieferen Schichten mißt, in denen die Sauerstoffsättigung niedriger liegt, weil der physikalische Eintrag an atmosphärischem Sauerstoff geringer ist. Die

Messungen des **biochemischen Sauerstoffbedarfs** zeigen erhöhte Werte an der Meßstelle unterhalb des Mühlweihers (6.1), wo keine Krebse nachgewiesen werden konnten: 14 mg/l entsprechen bei einer Bewertung der Gewässergüte einem Wert von III - IV (Methode LAWA, Illies und Schmitz 1980), was „sehr stark verschmutzt“ bedeutet. Bohl findet Steinkrebse nur bis zu einem Maximalwert von 9,5 mg/l.

Der errechnete **Saprobienindex** bestätigt diese starke Verschmutzung allerdings nicht. Dies kann daran liegen, daß das Saprobien-system stärker auf die Sauerstoffversorgung reagiert, als auf die organische Verschmutzung (Illies und Schmitz 1980). Die Versorgung mit Sauerstoff wird an der Probestelle 6.1 aber durch den 3 m hohen Absturz und die somit verbundene Durchwirbelung und Anreicherung mit atmosphärischem Sauerstoff gewährleistet. Dies bedeutet eine methodische Unterschätzung des Saprobienindizes und führt zu einer besseren Bewertung der Gewässergüte. Interessant wäre in diesem Zusammenhang eine Ermittlung des Ammoniumgehalts gewesen. Leider konnte diese nicht durchgeführt werden. Die Tatsache, daß an dieser Probestelle kein Nitrat nachgewiesen werden konnte und die Sauerstoffversorgung im Weiher schlecht ist, spricht aber dafür, daß der Stickstoff nicht als Nitrat, sondern in reduzierter Form, als Ammonium gebunden, vorliegt (Lampert und Sommer 1993).

Das Saprobien-system wurde von Kolkwitz und Marrson (1908) entwickelt. Sie teilten die Lebensgemeinschaften der Fließgewässer in drei Kategorien ein (keine, mittlere und starke Abwasserbelastung), die durch charakteristische Arten gekennzeichnet sind. Außerdem stellten sie fest, daß sich nach einer gewissen Fließstrecke unterhalb einer Abwassereinleitung die Besiedlung wieder der unbelasteten Lebensgemeinschaft annähert. Daraufhin teilten sie die Fließstrecke in vier Zonen ein: polysaprobe (stark belastete), α -mesosaprobe, β -mesosaprobe und oligosaprobe (schwach belastete) Zone. Später wurden noch Unterstufen in das System eingeführt, so daß es heute meist siebenstufig verwendet wird. Bei Kolkwitz und Marsson wurde nur das Vorkommen einer Art beurteilt. Weiterentwickelte Methoden bewerten zusätzlich die Abundanz der jeweiligen Art, und schließlich wurden die Arten auch noch gewichtet: Hochspezialisierte Arten bekamen eine hohe Gewichtung, d.h. daß ihr Vorkommen stärker in die Berechnung des Saprobienindizes eingeht als das Vorkommen einer Generalisten-art, die man vielleicht in den Lebensgemeinschaften von zwei oder drei Verschmutzungsstufen findet. Solche Einteilungen waren immer dem subjektiven Urteil des Untersuchers überlassen. Deshalb wurde in der Folge versucht, ein Verfahren festzuschreiben, um Ergebnisse verschiedener Untersuchungen

vergleichen zu können. Dies gelang durch die Erstellung einer DIN-Norm, die die Bewertung der einzelnen Organismen festschreibt und die Indikatorarten anhand leichter Bestimmbarkeit und guter Indikatorfunktion auswählt. An dieser Saprobier-DIN-Liste orientiert sich die vorliegende Arbeit (DIN 38410, Teil 2), (Schmedtje und Kohlmann 1992).

Die ermittelten Gewässergüten bzw. Saprobienindizes liegen an den übrigen Probestellen alle in einem sehr engen Bereich. Der relativ schlechte Wert für den Konstanzer Trichter resultiert aus der großen Anzahl an Dreikantmuscheln, denen ein Saprobienindex von 2,2 zugeteilt wurde (Schmedtje und Kohlmann 1992). Im Mühlbachverlauf läßt sich gut die Selbstreinigungskraft des Fließgewässers aufzeigen: Der Saprobienindex zeigt vor der Belastungsquelle, dem Mühlweiher, einen niedrigeren Wert, dem sich das Gewässer nach der Erhöhung des Indizes unterhalb des Weihers, wieder angleicht (Baur 1987).

Die Ergebnisse aus der **Diversitätsberechnung** sind sich auch alle sehr ähnlich. Nach Illies und Schmitz (1980) steht ein Diversitätsindex zwischen 3 und 4 für unbelastete Gewässer und ein Wert unter eins für belastete Gewässer. Insgesamt wird der Diversitätsindex nicht für ausreichend sensitiv erachtet, um ihn allein, ohne Beachtung anderer Parameter, zur Beurteilung eines Gewässers heranzuziehen.

Insgesamt liefern die gemessenen Parameter keine befriedigende Aussage über die Charakteristik der Probestellen. Interessant ist, daß die subjektive Verschiedenheit der Probestellen sich anhand dieser Parameter nicht bestätigt. Mit Ausnahme des Konstanzer Trichters (5) sind sich die Bachprobestellen mit Krebsvorkommen alle sehr ähnlich.

In dieser Hinsicht scheint die Feinstrukturierung der Lebensräume wichtig (Bohl 1989a). Diese Strukturen sind aus den Bachplänen gut zu ersehen, und man kann leicht Unterschiede aufzeigen. Auch Smith et al. (1996) beobachteten, daß das Vorkommen von Dohlenkrebsen kaum mit chemischen Parametern korreliert ist, sondern eher vom Strukturreichtum des Gewässers abhängt.

4.3 Futterwahlversuche

Bei den Tieransätzen mit 7°C und 14°C fällt auf, daß der Steinkrebs in der Lage ist, Bachflohkrebse zu fangen und zu fressen, und dies im Versuch auch häufig tut. Dieses steht im

Gegensatz zu Westmann et al., die schreiben, daß von adulten Edelkrebsen nur langsame bzw. sessile Tiere gefangen werden. Hessen und Skurdal 1986 fanden in Edelkrebsmägen aber auch Bachflohkebe. Hanson et al. (1990) und Nyström et al. (1996) schreiben, daß auch von *Orconectes virilis* und *Pacifastacus leninculus* die schnellen Makroinvertebraten nicht sehr effektiv gefangen werden können und diese deshalb nur einen kleinen Teil ihrer Nahrung darstellen. Auch Bohl (1989b) konnte in untersuchten Steinkrebsmägen keine *Gammariden* finden.

Die Auswertung von Nahrungsresten aus Krebsmägen ist sehr schwierig und läßt keine konkreten Schlüsse auf die Futtertiere und Pflanzen zu, da die Nahrung durch den kräftigen Kaumagen stark zerkleinert wird (Lormann und Magnuson 1978), (Kawait und Hamano 1995). Deswegen zeigen nur Futterwahlversuche im Labor oder direkte Beobachtung der Futteraufnahme im Freiland, welche Tiere oder Pflanzen tatsächlich gefressen werden. Der Nachteil im Aquarium ist, daß z.B. *Gammariden* unter den Versuchsbedingungen schnell unter den Hälterungsbedingungen leiden und es nicht auszuschließen ist, daß sie nicht mehr so schnell fliehen können, wie dies im Bach der Fall wäre. Im Freiland kommt ihnen auch die Strömung zugute, so daß sie sich schnell verdriften lassen können. Trotzdem ist anzunehmen, daß gerade eine an fließende Gewässer stark angepaßte Art wie der Steinkrebs sehr gut in der Lage ist, Bachflohkebe zu fangen. Dies vor allem auch deshalb, weil *Gammariden* bis zu 90 % der Invertebraten-Biomasse der untersuchten Fließgewässer ausmachen.

In beiden Tieransätzen fällt auf, daß die Steinkrebe sehr stark auf die Trichopteren-Köcher ausweichen, die aus pflanzlichem Material gebaut sind, wenn kein anderes pflanzliches Material angeboten wird.

In den Tier- und Pflanzenansätzen wird deutlich, daß verschiedene Pflanzen aufgenommen werden, aber die Menge an aufgenommener tierischer Nahrung dadurch nicht weniger wird. Dies deutet darauf hin, daß die pflanzlichen Bestandteile der Nahrung nicht durch tierische Nahrung ersetzt werden können und umgekehrt. Hessen und Skurdal (1986) stellten fest, daß im Herbst der Anteil an tierischer Nahrung beim Edelkrebs höher ist als im Frühsommer. Dies wird durch die Futterwahlversuche bestätigt, in denen bei 7°C Wassertemperatur im Frühjahr anteilmäßig nur halb soviel tierische Nahrung gefressen wurde, wie bei 14°C im Sommer. Dies kann evtl. durch ein Defizit an pflanzlichen Inhaltsstoffen während der Wintermonate erklärt werden. Die Abhängigkeit der Nahrungszusammensetzung vom Alter (und somit der Größe) des Krebses

konnte leider nicht nachgewiesen werden. Westmann et al., Hanson et al., (1990) und Lormann und Magnuson (1978) zeigten nämlich, daß der Anteil an pflanzlicher Nahrung mit dem Alter der Krebse zunimmt bzw. daß von Jungkrebse mehr tierische Nahrung aufgenommen wird. Abrahamsson (1966) beschreibt den Einfluß von Edelkrebse auf Seen sehr genau. Er findet ab einem Alter von zwei Jahren einen wachsenden Anteil an pflanzlichem Material. Das Pflanzenmaterial besteht im Frühling und Frühsommer aus verrotteten Blättern, Wurzeln und Rinde und erst im Laufe des Sommers nimmt der Anteil an grünen Pflanzen zu.

Chambers et al. (1991) und Nyström und Strand (1996) weisen bei *Orconectes virilis* bzw. *Astacus astacus* nach, daß Pflanzen bevorzugt werden, deren Nährwertgehalt niedrig ist. Dies könnte zu einer besonders effektiven Aufnahme von pflanzenspezifischen Proteinen, Phosphor, Stickstoff oder anderen organischen Substanzen wie sekundären pflanzlichen Inhaltsstoffen führen. Diese Substanzen spielen vielleicht beim Häutungs- und Aushärtungsprozeß der Krebse eine wichtige Rolle. Eine solche Vorliebe für Pflanzen mit einem geringen Nährwertgehalt belegt evtl. auch der hohe Anteil an aufgenommenem Wasserstern (sehr geringes Trockengewicht, Abb. 8A+E).

Totlaub wurde erst im Sommer, beim 14°C-Ansatz, getestet und in großen Mengen und großen Anteilen am Angebot gefressen. In der Literatur gibt es dazu unterschiedliche Angaben: Anwand (1996b) fand in den Mägen von *Orconectes limosus* kein Totlaub, während Totlaub bei *Pacifastacus leninculus* bis zu 68 % der Magenfüllung ausmacht (Goddard 1988).

Nyström et al. (1996) bestätigen auch das erwartete Ergebnis, daß Flußkrebse bei niedrigen Temperaturen weniger fressen als bei höheren. Beim Edelkrebs wird die Aufnahme von pflanzlicher Nahrung bei einer Temperatursteigerung von 5°C auf 15°C um das 2,5-fache gesteigert, beim Signalkrebs um das 5-fache. Die hier durchgeführten Futterwahlversuche zeigen beim Steinkrebs eine 3-fache Steigerung der Nahrungsaufnahme bei einer Temperaturerhöhung von 7°C auf 14°C. Diese Steigerung der Nahrungsaufnahme ist auf einen erhöhten Stoffwechsel zurückzuführen und zeigt deutlich, daß der Einfluß des Krebses auf das Ökosystem bei erhöhter Wassertemperatur beträchtlich höher ist.

Schnecken wurden in den Versuchen nicht auffällig häufig gefressen, wie es z.B. Hanson et al. (1990) bei *Orconectes virilis* beobachteten. Dies hängt vielleicht damit zusammen, daß die relativ hohen Ca_2^+ -Werte es nicht nötig machen, Schnecken als Calciumquelle zu nutzen (Hessen und Skurdal, 1986).

(Perry et al. 1997) versuchte bei verschiedenen amerikanischen Flußkrebarten eine Maximalgröße für Dreikantmuscheln zu ermitteln, bis zu der diese noch als Nahrung aufgenommen werden können. Die größte Muschel (17 mm) wurde von einem Männchen der Art *Orconectes rusticus* (Carapaxlänge 42 mm) gefressen. Sie beobachteten aber, daß im Freiland auch größere Muscheln gefressen wurden als im Laborversuch und daß die Beliebtheit der Dreikantmuschel als Nahrung mit einem breiter werdenden Spektrum an Nährtieren abnahm.

Steinkrebse fraßen in einem Vorversuch zum Futterwahlversuch mit *Dreissena polymorpha* bei einer mittleren Postorbitallänge von 29 mm (ca. 34 mm Carapaxlänge) Dreikantmuscheln mit einer Schalenlänge von maximal 19 mm. Interessant ist, daß im Versuch (Abb. 10 A) auch Krebse teilnahmen, bei denen eine oder sogar beide Scheren fehlten. Wider Erwarten waren auch sie in der Lage, die Muscheln der obersten Größenklasse zu fressen. Das ist darauf zurückzuführen, daß sie die Schalen nicht mit den Scheren des ersten Schreitbeinpaars knacken, sondern mit den Mundwerkzeugen den Schalenrand anknabbern, bis sich die Muschel öffnet. Die Ergebnisse aus den Futterwahlversuchen mit mehreren Futterarten legen die Vermutung nahe, daß Flußkrebse lieber auf andere Nahrung ausweichen, wenn dies möglich ist.

An der einzigen Probestelle, an der es Dreikantmuscheln gibt, dem Konstanzer Trichter, dominieren sie so stark (95 % der Biomasse, s. Abb. 6), daß die Steinkrebse nicht umhin kommen, diese zu fressen. Somit können die Steinkrebse Einfluß auf die Größenverteilung der Muscheln haben (Perry et al. 1997): Sie bevorzugen kleine Muscheln mit einer Schalenlänge von 4 - 5 mm. Wahrscheinlich liegt bei dieser Größenklasse das Verhältnis von Energiegewinn zu Zeitaufwand des Schalenknackens am günstigsten, was aber noch weiter untersucht werden müßte (s. auch Elner und Hughes 1978). Ob sich bei Muschelgrößen unter 4 mm tatsächlich das Knacken nicht mehr lohnt oder ob die Muscheln im sandigen Substrat einfach nicht gefunden werden, läßt dieser Versuchsansatz offen.

Im Konstanzer Trichter waren fast alle Steinkrebse von kleinen Dreikantmuscheln besiedelt, was auch Anwand (1996a) bei *Orconectes limosus* fand. Er vermutet, daß die Krebse nicht durch Veliger-Larven besiedelt werden, sondern durch kleine Muscheln auf der Suche nach freiem Substrat, welches bei hohen Besiedlungsdichten durch *Dreissena polymorpha* knapp ist. Daß die Muscheln in der Größe, die von Steinkrebsen am liebsten gefressen wird, dadurch in gewisser

Weise dem Fraßdruck entgehen (nur selten kann der Krebs die Muscheln entfernen, da sie sich meist dorsal am Tier festsetzen), scheint ein weiterer positiver Aspekt für die Muschel zu sein.

Dreistachlige Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*) werden von Steinkrebsen aktiv gefangen und gefressen. Über die Funktion der Flußkrebse als Räuber von Fischen gibt es sehr unterschiedliche Angaben in der Literatur. Westmann et al. und Hessen und Skurdal (1986) fanden in fast keinem Edelkrebsmagen Reste von Fischen. Anwand (1996b) fand in Mägen von *Orconectes limosus* Fischfleisch.

In Futterwahlversuchen wurden meist tote Fische angeboten und auch gerne gefressen. Bohl (1989b) reichte lebende Fische: Von den angebotenen Arten (Schmerle, Elritze, Mühlkoppe, Bachforelle) wurde kein einziger Fisch gefressen. Elritzen wurden auch hier im Labor von Edelkrebsen nicht erbeutet. Dies kann damit zusammenhängen, daß Elritzen bei Nacht immer in höheren Wasserschichten zu finden sind, während Stichlinge bei Dunkelheit sehr gerne geschützte Orte in Bodennähe aufsuchen oder sogar in Höhlen Zuflucht suchen (eigene Beobachtungen). Dreistachlige Stichlinge werden von Stein- und Edelkrebsen relativ schnell und häufig gefangen und gefressen.

Insgesamt kann zu den Futterwahlversuchen gesagt werden, daß der Steinkrebs, wie auch andere Flußkrebsarten (z.B. Bohl (1989a), Hessen und Skurdal (1986)), ein sehr breites Nahrungsspektrum nutzt. Bei pflanzlicher Nahrung zeigt der Steinkrebs eine gewisse Selektivität.

5 Zusammenfassung

Es wurden fünf Habitate des Steinkrebse (*Austropotamobius torrentium*) in der Umgebung von Konstanz, Bodensee, charakterisiert. Bei vier dieser Habitate handelt es sich um kleine Bäche, die durch Wald und Wiesen bzw. Weiden fließen; ein Habitat liegt am Ausfluß des Bodensee-Obersees in den Untersee (Konstanzer Trichter). Die Charakterisierung geschah anhand chemischer (Calciumgehalt, Nitrat- und Phosphatkonzentrationen, pH-Wert, biochemischer Sauerstoffbedarf), physikalischer (Temperatur, Leitfähigkeit, Fließgeschwindigkeit und Abflußmenge) und biologischer (Saprobienindex, Diversitätsindex, faunistische und floristische Erfassungen) Parameter. Die morphologische Struktur der Habitate wurde durch Korngrößenanalysen untersucht und die flächige Verteilung der verschiedenen Substrattypen ermittelt. An vier der fünf untersuchten Steinkrebsvorkommen wurden durch Fang/Wiederfang-Aktionen die Bestands- bzw. Populationsgrößen ermittelt. Die Krebsdichten wurden mit dem Abdeckungsgrad durch Steine und Totholz verglichen. Aus den Fang/Wiederfang-Daten gingen auch Ergebnisse über die Geschlechterverhältnisse, die Altersstrukturen der Bestände und die Aktionsradien der Einzeltiere hervor.

An einem zusammenhängenden Bachsystem - dem Mühlbach zwischen Dettingen und Allensbach - wurde durch nächtliche Begehungen und Auslegen von Krebsreusen eine komplette Erfassung des Steinkrebsbestands durchgeführt. Dabei wurden die vorkommenden Fischarten notiert. Nachdem das Makrozoobenthos und die Makrophytenbestände der verschiedenen Habitate erfaßt waren, wurden im Labor Futterwahlversuche mit diesen Organismen durchgeführt.

Die chemischen und physikalischen Messungen zeigen im Jahresverlauf kaum Schwankungen, d.h., die Lebensräume sind in Bezug auf diese Parameter sehr stabil. Charakteristisch für die Habitate ist eine sehr kleinräumige Strukturierung der Strömungsgeschwindigkeiten über Grund (z.B. 0 cm/s bis 30 cm/s in einem Querprofil von 1 m Bachbreite) und der Substratzusammensetzung. Die Erfassung des Makrozoobenthos und die daraus ermittelten Gewässergüten zeigen, daß Steinkrebse gegenüber mäßiger Wasserverschmutzung tolerant sind.

Die Fang/Wiederfang-Aktionen belegen, daß es sich bei den Bachpopulationen um gesunde (nicht überaltete) und dichte Bestände handelt, die allerdings räumlich sehr eng begrenzt und somit stark gefährdet sind. Die Berechnungen der Populationsgrößen ergaben Werte zwischen 126 Tieren und 276 Tieren. Dies entspricht Dichten zwischen 6,3 Tieren pro Meter Uferlänge und 11,4 Tieren pro Meter Uferlänge.

An zwei Untersuchungsstellen, an denen das Substrat durch Querverbauungen künstlich getrennt wird (feine und grobe Bereiche), kann gezeigt werden, daß Steinkrebse, die in sandigem bis feinkiesigem (3 mm Korngröße) Substrat vorkommen, größer sind als Tiere in grobkiesigem (31 mm Korngröße) Substrat. Der Größenunterschied in der Gesamtlänge von 18 mm bei Männchen und von 13 mm bei Weibchen entspricht einem Altersunterschied von 4 Jahren bei männlichen Steinkrebsen und von 2-3 Jahren bei weiblichen Tieren. Es ist anzunehmen, daß große Krebse im Lückensystem des Grobkieses nicht ausreichend große Schutzräume finden und deshalb im Feinsediment eigene Höhlen graben, was in grobem Substrat schwieriger ist.

Es wurden Korrelationen zwischen dem mittleren Abdeckungsgrad mit Steinen und Totholz im Bachbett und der Krebsdichte pro Meter Uferlänge ermittelt. Der Abdeckungsgrad steht als Parameter für die Anzahl an Schutzräumen für die Krebse. Je mehr Unterschlupfmöglichkeiten vorhanden sind, desto mehr Krebse können in dem Bereich leben.

Die wiedergefangenen Steinkrebse zeigen, daß sie sehr ortstreu sind. Sie wandern in sieben Tagen im Durchschnitt nur 3,6 m, wobei keine Vorlieben in der Wanderrichtung gefunden wurden. Versteckt sitzende Tiere (unter Steinen oder unter Totholz) waren im Schnitt 7,3 mm kleiner als frei umherlaufende Krebse. Dies kann die stärkere Gefährdung durch Fraßfeinde (Bachforelle, Aal, größere Artgenossen) widerspiegeln.

Die Erfassung des Krebsbestandes im Mühlbach legt nahe, daß die Populationen durch für Krebse undurchgängige Verbauungen - Verdolungen oder stehende Gewässer mit schlechter Sauerstoffversorgung - an der Besiedlung geeignet erscheinender Lebensräume gehindert werden. Die Verbauungen können einen Austausch zwischen den Teilpopulationen zumindest bachaufwärts verhindern (bachabwärts gerichtete Verdriftungen erscheinen möglich).

Im Futterwahlversuch wurde eine Auswahl an benthischen Organismen den Steinkrebsen angeboten. Auch die sehr mobilen, aber in Massen vorkommenden *Gammariden* werden erbeutet. Pflanzliche Nahrung ist bei den Tieren besonders im Frühjahr wichtig: Dann liegt der Anteil an

pflanzlicher Nahrung doppelt so hoch wie im Sommer, in dem gleich viel tierische wie pflanzliche Nahrung gefressen wurde (Tiere/Pflanzen = 0,4 bei 7°C und 1,0 bei 14°C). Der höhere Anteil an pflanzlicher Kost im Frühjahr kann darauf zurückzuführen sein, daß der Bedarf an pflanzlichen Inhaltsstoffen oder an Mineralien im Frühjahr besonders hoch ist, weil im Bach über den Winter keine Makrophyten zu finden sind. Das Verhältnis von tierischer zu pflanzlicher Nahrung erwies sich also als temperatur- bzw. jahreszeitabhängig, ebenso wie die Menge an aufgenommener Nahrung: Bei 7°C Wassertemperatur wurde nur ein Drittel der Menge aufgenommen, die bei 14°C gefressen wurde.

6 Literaturverzeichnis

Abrahamsson, S.A.A., 1966. "Dynamics of an isolated population of the crayfish *Astacus astacus* Linne." *Oikos*, **17**: 96-107.

Ambühl, H. und b. B. Aarau, 1959. "Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor." *Schweizer Zeitschrift der Hydrologie*, **21**: 133-264.

Anastacio, P. M. und J. C. Marques, 1995. "Population Biology And Production Of The Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* In Lower Mondego River Valley, Portugal." *Journal Of Crustacean Biology*, **15**(1): 156-168.

Anwand, K., 1996a. "Dualismus von *Orconectes limosus* und *Dreissena polymorpha*." *Limnologica*, **26**(4): 423-426.

Anwand, K. und Valentin, M., 1996b. "Über die Ernährungsbiologie von *Orconectes limosus*." *Limnologica*, **26**(1): 83-91.

Atema, J., 1985. "Chemoreception in the sea: adaptations of chemoreceptors and behaviour to aquatic stimulus conditions." *Symposium of the Society of Experimental Biology*, **39**: 386-423.

Baur, W. H., 1987. *Gewässergüte bestimmen und beurteilen*. Hamburg, Parey.

Begon, M., 1979. *Investigating Animal Abundance*. London, Edward Arnold Limited.

Begon, M., 1983. "Abuses of Mathematical Techniques in Ecology: Applications of Jolly's Capture-Recapture Method." *Oikos*, **40**(1): 155-158.

Berg, R. und S. Blank, 1989. Fische in Baden- Württemberg. Stuttgart, Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten BW.

Berrill, M., L. Hollett, A. Margosian und J. Hudson, 1985. "Variation in tolerance to low environmental pH by the crayfish *Orconectes rusticus*, *O. propinquus*, and *Cambarus robustus*." Canadian Journal of Zoology, **63**: 2586-2589.

Bless, R., 1981. "Untersuchungen zum Einfluß von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen." Natur und Landschaft, **5**: 243-252.

Bohl, E., 1989a. "Comparative Studies On Crayfish Brooks In Bavaria (*Asracus astacus*, *Austropotamobius torrntium*)." Freshwater Crayfish, : 287-294.

Bohl, E., 1989b. Untersuchungen an Flußkrebse. Wielenbach, Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung.

Breithaupt, T., B. Schmitz und J. Tautz, 1995. "Hydrodynamic orientation of crayfish (*Procambarus clarkii*) to swimming fish prey." Journal of Comparitive Physiology A, **177**: 481-491.

Chambers, P. A., J. M. Hanson und E. E. Prepas, 1991. "The effect of aquatic plant chemistry and morphology on feeding selectivity by the crayfish, *Orconectes virilis*." Freshwater Biology, **25**: 339-348.

Cukerzis, J., 1975. "Die Zahl und Produktivität der isolierten Population von *Astacus astacus*." Freshwater Crayfish, **2**: 513-528.

Dehus, P. (1995). Flußkrebse in Baden Württemberg, Gefährdung und Schutz. Bad Schussenried, VEBU Druck GmbH

Dehus, P. (1997). Flußkrebse in Baden Württemberg, Gefährdung und Schutz. Bad Schussenried, VEBU Druck GmbH

DEV, 1989. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasserforschung. Weinheim, Verlag Chemie.

Dyck, S. und G. Peschke, 1983. Grundlagen der Hydrologie. Berlin, Wilhelm Ernst und Sohn.

Eichert, R. und H. Wetzlar, 1988. Die Zehnfüßigen Krebse Mitteleuropas. Tübingen, Regierungspräsidium Tübingen.

Einsele, W., 1960. "Die Strömungsgeschwindigkeit als beherrschender Faktor bei der limnologischen Gestaltung der Gewässer." Österreichs Fischerei, **1**(2): 1-40.

Eisenreich, D. und U. E. Zimmer, 1984. Bäume und Sträucher. Klagenfurt, Neue Kaiser Verlag.

Elnor, R. W. und R. N. Hughes, 1978. "Energy Maximation in the Diet of the Shore Crab, *Carcinus maenas*." J. of Animal Ecology, **47**: 103-116.

Engelhardt, W., 1986. Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher. Stuttgart, Franckh'sche Verlagshandlung, W. Keller & Co.

Fließgewässer, F., 1994. Fließgewässertypologie. ecomed Verlagsgesellschaft mbH+Co.KG.

Gloer, P., C. Meier-Brook und O. Ostermann, 1987. Süßwassermollusken. Hamburg, DJN.

Goddard, J. S., 1988. Food und feeding. Freshwater crayfish: biology, management and exploitation. London, Portland, Croom Helm, Timber Press.

Hanson, J. M., P. A. Chambers und E. E. Prepas, 1990. "Selective Foraging By The Crayfish *Orconectes virilis* and Its Impact On Macroinvertebrats." Freshwater Biology, **24**: 69- 80.

Harde, K. W. und F. Severa, 1988. Der Kosmos Käferführer. Stuttgart, Franckh'sche Verlagshandlung, W. Keller&Co.

Hazlett, B., D. Rittschof und D. Rubenstein, 1974. "Behavioral biology of the crayfish *Orconectes virilis* 1. home range." American Midland Naturalist, **92**: 301-319.

Hazlett, B., D. Rittschoff und C. Ameyaw-Akumfi, 1979. "Factors affecting the daily movements of the crayfish *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) (Decapoda, Cambaridae)." Crustaceana Supplement E.J.Brill, Leiden, **5**: 121-130.

Hessen, D. O. und J. Skurdal, 1986. Analysis of food utilized by the crayfish *Astacus astacus* in lake Steinsfjorden, S.E. Norway. Freshwater crayfish. Lund, **6**: 186-193

Holdich, D. M. und Lowery, R. S., 1988. Freshwater Crayfish. Portland, Oregon, Timber Press.

Illies, J., 1955. Steinfliegen oder Plecoptera. Jena, Gustav Fischer Verlag.

Illies, J. und W. Schmitz, 1980. Studien zum Gewässerschutz- Die Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustandes der Fließgewässer (systematisch-kritische Übersicht). Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz Baden- Württemberg.

Jolly, G. M., 1965. "Explicit Estimates from Capture-Recapture Data With Both Death and Immigration-Stochastic Model." Biometrika, **52**(1+2): 225-247.

Jordan, F., C. J. De Leon und A. C. Mc Creary, 1996. "Predation, Habitat Complexity and Distribution of the Crayfish *Procambarus alleni* within a Wetland Habitat Mosaic." Wetlands, **16**(4): 452-457.

Kawait, T. und T. Hamano, 1995. "Feeding Behavior Of The Japanese Crayfish *Cambaroides japonicus* in a Stream in Hokkaido, Japan." Fisheries Science (Tokjo), **61**(4): 720-721.

Klosterman, B. J. und C. R. Goldman, 1983. Substrate selection behavior of the crayfish *Pacifastacus leniusculus*. Freshwater crayfish. Westport Connecticut, Avi Publishing Company.

Kohl, W., 1985. Wasser und Abwasser. Wien, Bundesanstalt für Wassergüte.

Kolkwitz, R. und M. Marrson, 1908. "Ökologie der tierischen Saprobien." Int. Revue Ges. Hydrobiol., **2**: 126-152.

Lampert, W. und U. Sommer, 1993. Limnoökologie. Stuttgart, Thieme.

Laurent, P. J., 1988. *Austropotamobius pallipes* and *A. torrentium*, with observations on their interactions with other species in Europe. Freshwater crayfish: biology, managment and exploitation. London, Portland, Croom Helm, Timber Press.

Levenbach, S. und B. A. Hazlett, 1996. "Habitat Displacement and The Mechanical and Display Functions of Chelae in Crayfish." Journal of Freshwater Ecology, **11**(4): 485-492.

Lormann, J. G. und J. J. Magnuson, 1978. "The Role of Crayfish in Aquatic Ecosystems." Fisheries, **3**(6): 8-10.

Lowery, R. S., 1988. Growth, moulting and reproduction. Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation. London, Croom Helm.

Meyer, D., 1987. Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern. Hannover, BUND, Hannover.

Meyer, E., 1989. "The Relationship Between Body Length Parameters and Dry Mass in Running Water Invertebrates." Archiv f. Hydrobiologie, **117**: 191-203.

Momot, W. T., 1966. "Upstream movement of crayfish in an intermittent Oklahoma stream." *American Midland Naturalist*, **75**: 150-159.

Mühlenberg, 1993. *Freilandökologie*. Heidelberg, Quelle und Meyer.

Nagel, P., 1989. *Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien*. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag.

Nyström, P., C. Brönmark und W. Graneli, 1996. "Patterns in Benthic Food Webs: A Role For Omnivorous Crayfish ?" *Freshwater Biology*, **36**: 631-646.

Nyström, P. und J. A. Strand, 1996. "Grazing by a Native and an Exotic Crayfish on Aquatic Macrophytes." *Freshwater Biology*, **36**: 673-682.

Pekney, R., 1995. "Über die Gefährdung autochthoner Krebsbestände, insbesondere durch ausländische Krebsbestände." *Österreichs Fischerei*, **8(9)**: 205-207.

Perry, W. L., D. M. Lodge und G. A. Lamberti, 1997. "Impact of Crayfish Predation on Exotic Zebra Mussels and Native Invertebrates in a Lake- Outlet Stream." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **54**: 120-125.

Pfleger, V., 1984. *Schnecken und Muscheln Europas: Land- und Süßwasserarten*. Stuttgart, Franckh'sche Verlagshandlung, W. Keller&Co.

Sachs, L., 1984. *Angewandte Statistik*. Berlin, Springer Verlag.

Sandeman, D., R. Sandeman, C. Derby und M. Schmidt, 1992. "Morphology of the Brain of Crayfish, Crabs, and Spiny Lobsters: A Common Nomenclature for Homologous Structures." *Biological Bulletin* **183**: 304-326.

Sauer, F., 1988. *Wasserinsekten nach Farbfotos erkannt*. Karlsfeld, Fauna Verlag.

Schmedtje, U. und F. Kohlmann, 1992. Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). München, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.

Schmeil, J. und Fitschen, 1993. Flora von Deutschland und angrenzender Länder. Heidelberg, Quelle und Meyer.

Schoenemund, E., 1949. Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. Gelsenkirchen, Gustav Fischer Verlag.

Schulz, N. und W. Kirchlehrer, 1984. "Der Steinkrebsbestand *Astacus torrentium* im Spintbach (Kärnten, Österreich)." Österreichs Fischerei, **37**: 47-57.

Schwoerbel, J., 1994. Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. Stuttgart, Gustav Fischer-Verlag.

Seber, G. A., 1965. "A Note On The Multiple- Recapture Census." Biometrika, **52**(1+2): 249-259.

Smith, R. G. T., M. A. Leaner, F. M. Slater und J. Foster, 1996. "Habitat Features Important for the Conservation of the Native Crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain." Biological Conservation, **75**: 239-246.

Stephen, H. M. und D. D. Williams, 1983. "Behavior of Crayfish in Water Currents: Hydrodynamics of Eight Species with Reference to Their Distribution Patterns in Southern Ontario." Canadian Journal of Fisheries Science, **40**: 68-77.

Thomas, W., J., 1970. "The setae of *Austropotamobius pallipes* (Crustacea: Astacidae)." Journal of Zoologie, **160**: 91-142.

Trefz, B. und H. Groß, 1996. "Populationsökologische Untersuchung zweier Edelkrebsvorkommen *Astacus astacus* als Grundlage für den Artenschutz." *Natur und Landschaft*, **10**: 423-429.

Wahringer, J. und W. Graf, 1997. *Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete*. Wien, Facultas-Universitätsverlag.

Westmann, K., J. Särkkä, M. Pursiainen und O. Sumari, "Population Structure And Gut Contents Of The Crayfish *Astacus astacus* In Two Finish Rivers." *Freshwater Crayfish*, **6**: 166-178.

7 Anhang

7.1 Bilder der Probestellen und von zwei Verdohlungen



Bild 1: Adelheider Graben; auffällig: das Totholz, das sich alle 4-5 m quer zum Bach anhäuft



Bild 2: Mühlbach bei Mühlhalden, kurz nach der Unterführung, die in Bild 5 zu erkennen ist



Bild 3: Kaltbrunn; im Hintergrund erkennt man den Querriegel aus Beton



Bild 4: Der Mühlbach in Allensbach; rechts befindet sich ein Industriegebiet



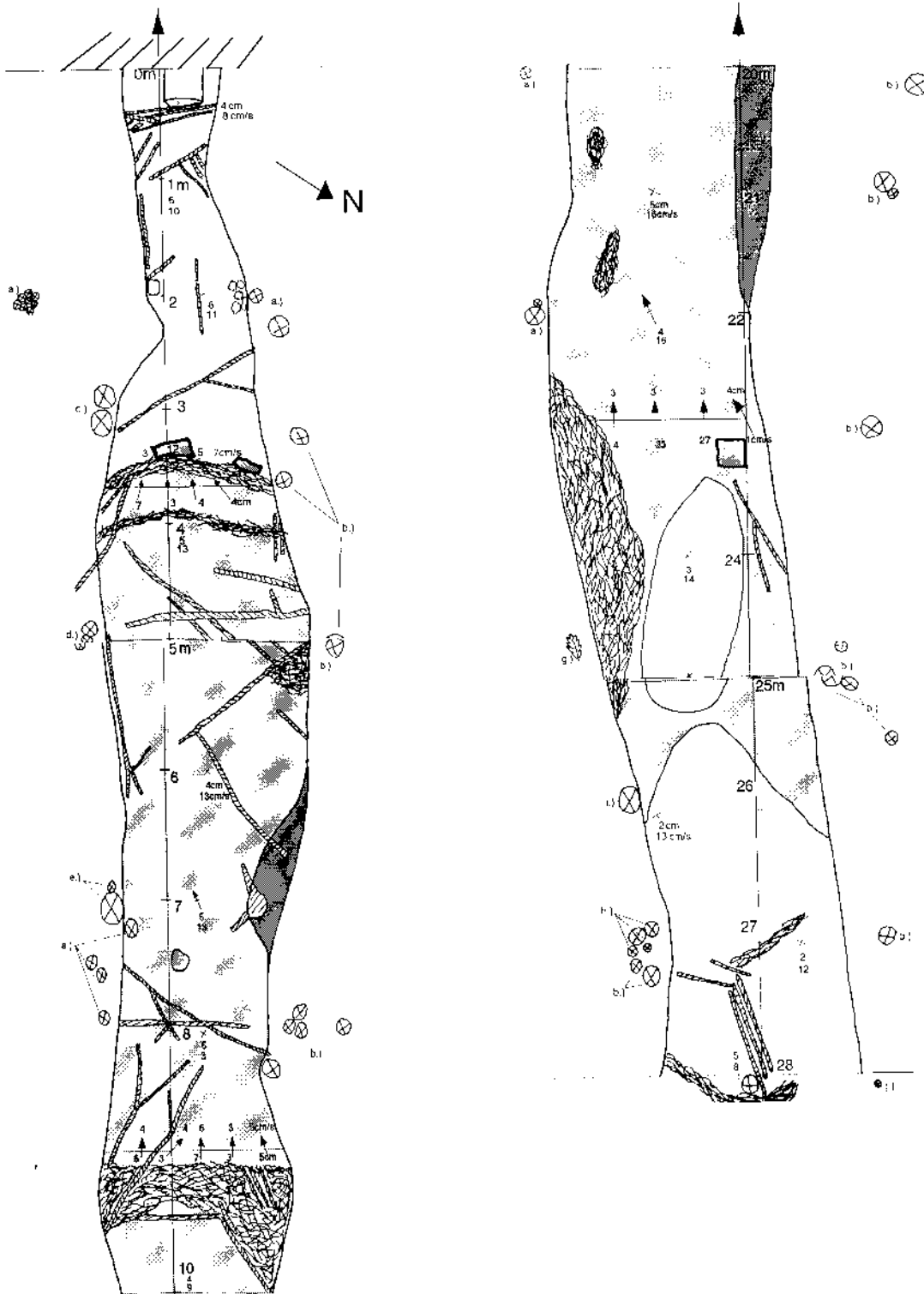
Bild 5: Die Probestelle am Konstanzer Trichter



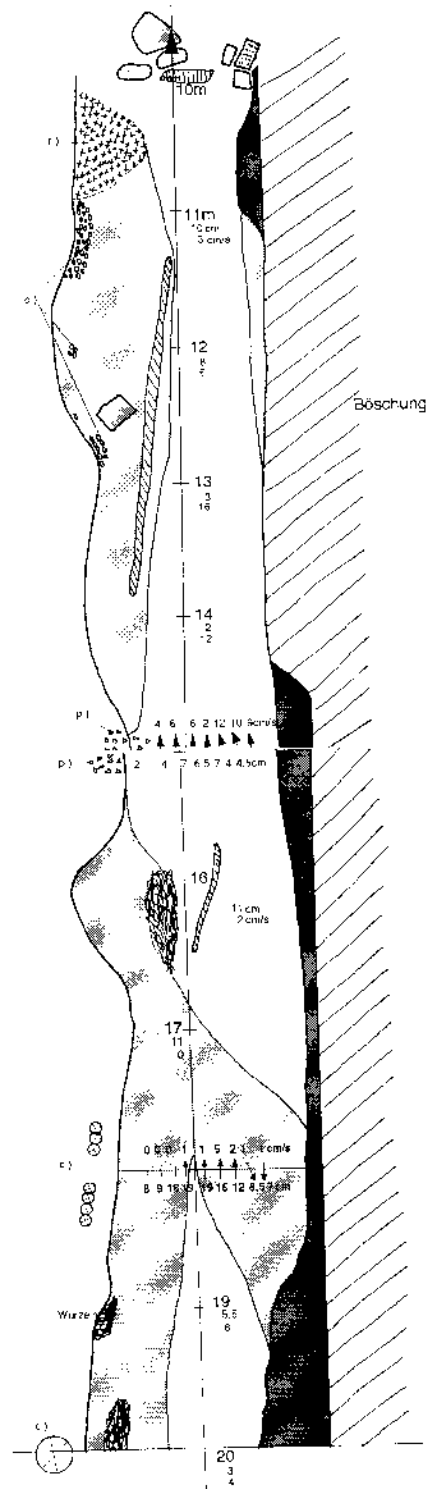
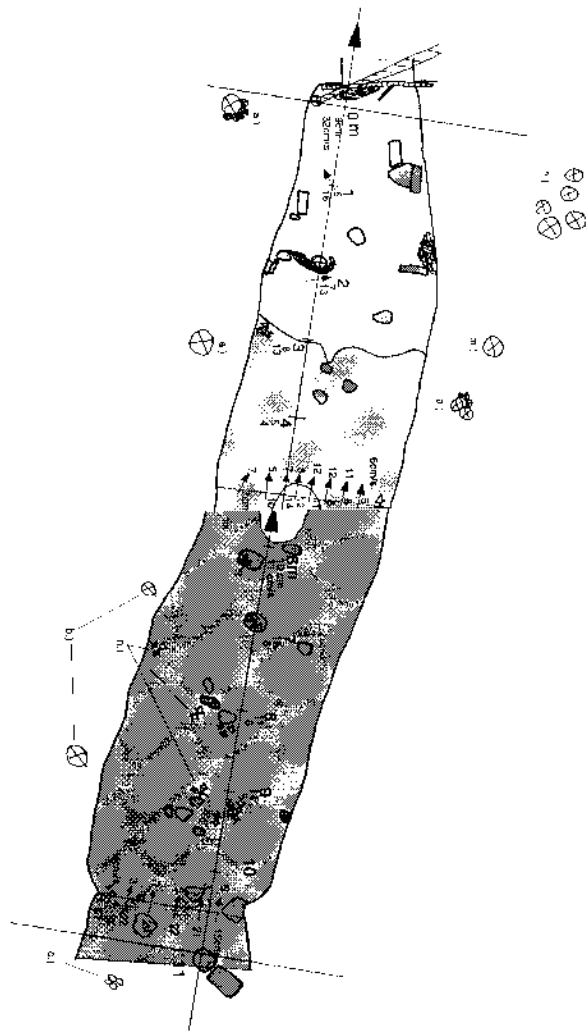
Bild 6: Die Verdohlung unterhalb des Mühlweihers an der Kreisstraße. Sie ist für Steinkrebse wohl nicht durchgängig



Bild 7: Eine "positive" Verdohlung: sie wird von Steinkrebsen durchquert und nachweislich besiedelt

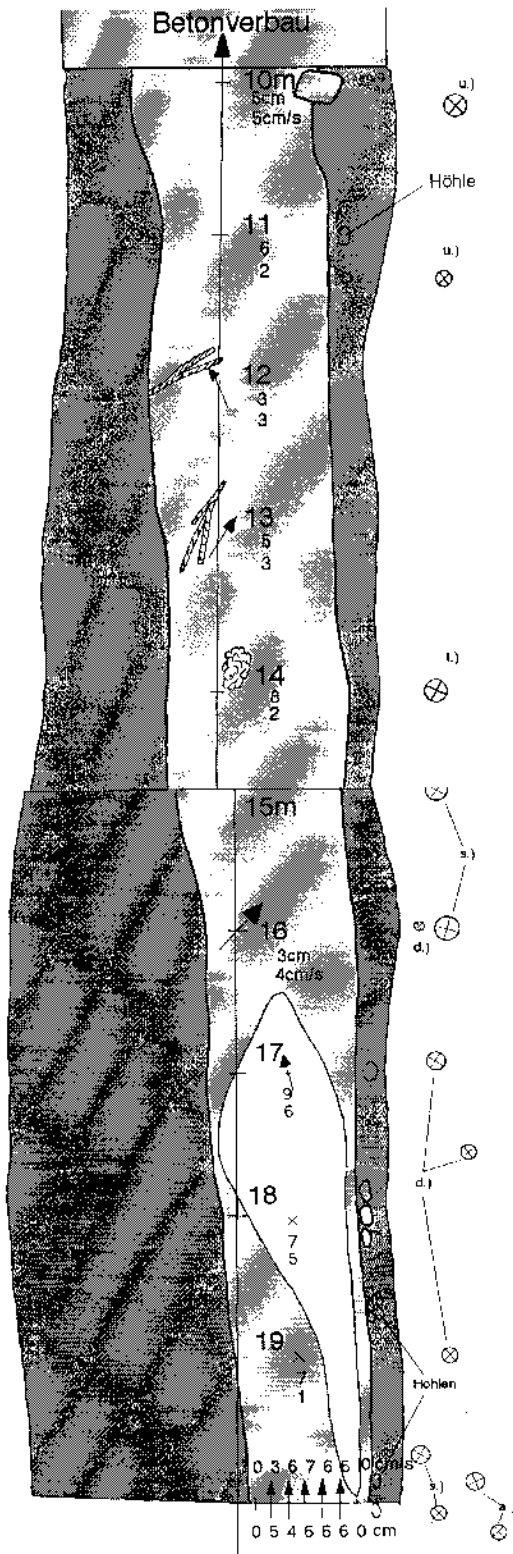


Die Pläne zeigen den Adelheider Graben von Bachmeter 0 bis 9 und von 20 bis 27. Weitere Beschriftungen s. S. 30. Im linken Abschnitt wurden 42 Krebse gefunden, im rechten Abschnitt 29.



Der Plan links zeigt die Probestelle bei Mühlhalden oberhalb des Straßentunnels. In dem Bereich wurden 105 "große" Steinkrebse gefunden. S. auch S.31.

Rechts: Bachmeter 10 bis 19 in Allensbach. Hier wurden 15 Tiere gefangen.



Der Plan zeigt Probestelle 3 (Kaltbrunn) oberhalb des Betonriegels. Hier wurden 60 "große" Steinkrebse gefunden. Auffällig sind die großen Bereiche mit Feinsubstrat und die trockengefallenen Bereiche, in denen viele Höhlen angelegt waren (s. auch S.32). Das Ufer besteht hier aus torfigem Material.

7.2 Tabellen zur Korngrößenanalyse

An jeder Probestelle wurden zwei Proben entnommen. Die Werte für jede Korngröße werden in den folgenden Tabellen aufgeführt. An Probestelle 5, dem Konstanzer Trichter, wurden fünf Proben entnommen. Der Median der Korngrößen (Gewichtssumme = 50%) wurde berechnet und in die Tabellen eingefügt (außer bei Probeort 5, Konstanzer Trichter).

Probestelle **1/1** grob

Ort der Probeentnahme: kiesiger
Bereich 24.7 m

Sediment [mm]*	abs. [mg]	Anteil	rel. [%]	Anteil	Gew.- Summe
0.01	0		0		0
0.063	62.4		2.25		2.25
0.25	237.4		8.58		10.83
0.5	180.5		6.52		17.35
2	181.2		6.55		23.9
8.0					50
8	723.4		26.14		50.04
16	626.2		22.63		72.67
100	756.1		27.32		99.99
	2767.2		100.00		

2/1 grob

Probestelle:

Ort der Probeentnahme: kiesiger Bereich
1.5m, rechts v. Mitte

Sediment [mm]*	abs. [mg]	Anteil	rel. [%]	Anteil	Gew.- Summe
0.01	0		0		0
0.063	16.1		0.42		0.42
0.25	12.5		0.33		0.75
0.5	20.8		0.54		1.29
2	105		2.75		4.04
8	348.1		9.12		13.16
16	694.4		18.19		31.35
38.8					50
100	2619.9		68.64		99.99
	3816.8		100.00		

Probestelle: **3/1** grob

Ort der Probeentnahme: kiesiger Bereich
6 m, Mitte

Sediment [mm]*	abs. [mg]	Anteil	rel. [%]	Anteil	Gew.- Summe
0.01	0		0		0
0.063	68.7		1.97		1.97
0.25	76.3		2.19		4.16
0.5	81.3		2.33		6.49
2	214		6.14		12.63
8	454.8		13.05		25.68
16	671.5		19.26		44.94
23.7					50
100	1919		55.06		100.00
	3485.6				

Probestelle **1/2** fein

Ort der Probeentnahme: schlammiger
Bereich 16 m

Sediment [mm]*	abs. [mg]	Anteil	rel. [%]	Anteil	Gew.- Summe
0.01	0		0		0
0.063	43.4		22.85		22.85
0.25	45.8		24.12		46.97
0.4					50
0.5	9.1		4.79		51.76
2	15.8		8.32		60.08
8	26.2		13.80		73.88
16	14.8		7.79		81.67
100	34.8		18.33		100
	189.9		100		

2/2 fein

Probestelle:

Ort der Probeentnahme: schlammiger
Bereich 9m, Mitte

Sediment [mm]*	abs. [mg]	Anteil	rel. [%]	Anteil	Gew.- Summe
0.01	0		0		0
0.063	80.8		7.05		7.05
0.25	185.8		16.20		23.25
0.5	123.8		10.80		34.05
2	114.1		9.95		44
4.0					50
8	211.3		18.43		62.43
16	276		24.07		86.5
100	154.8		13.50		100
	1146.6		100		

Probestelle: **3/2** fein

Ort der Probeentnahme: schlammiger
Bereich obh. Beton 3.5 m, Mitte

Sediment [mm]*	abs. [mg]	Anteil	rel. [%]	Anteil	Gew.- Summe
0.01	0		0		0
0.063	22.2		10.20		10.20
0.25	23.6		10.85		21.05
0.5	15.2		6.99		28.03
2	47.1		21.65		49.68
2					50
8	90.8		41.73		91.41
16	18.7		8.59		100.00
100	0		0.00		100.00
	217.6				

Probestelle: **4/1** grob

Ort der Probeentnahme: kiesiger

Bereich 1.5 m, Mitte

Sediment [mm]*	abs. Anteil [mg]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0.01	0	0	0
0.063	46.3	1.46	1.46
0.25	64.4	2.02	3.48
0.5	68.9	2.17	5.65
2	158.2	4.97	10.62
8	542.2	17.05	27.67
14.0			50
16	943	29.65	57.31
100	1357.7	42.69	100.00
	3180.7		

Probestelle: **4/2** fein

Ort der Probeentnahme: schlammiger

Bereich 18 m, Mitte

Sediment [mm]*	abs. Anteil [mg]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0.01	0	0	0
0.063	56.7	1.30	1.30
0.25	176.6	4.05	5.35
0.5	155.3	3.56	8.91
2	422.9	9.70	18.60
8	988.6	22.66	41.27
10.6			50
16	1166.8	26.75	68.02
100	1394.9	31.98	100.00
	4361.8		

Probestelle: **5/1**

Ort der Probeentnahme:

1 m v.r.U.

Sediment [mm]	abs. Anteil [g]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0,01	0.4	0.03	0.03
0.063	2.9	0.18	0.21
0.25	7.5	0.47	0.68
0.5	18.4	1.16	1.84
2	14.2	0.9	2.76
8	2.6	0.16	2.92
>16	1540.5	97.1	100
	1586.5		

Probestelle: **5/2**

Ort der Probeentnahme:

2 m v.r.U.

Sediment [mm]	abs. Anteil [g]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0.01	0.4	0.22	0.22
0.063	1.8	0.97	1.19
0.25	3.2	1.72	2.91
0.5	9.9	5.33	8.24
2	34.3	18.48	26.72
8	69.9	37.66	64.38
>16	66.1	35.61	99.99
	185.6		

Probestelle: **5/3**

Ort der Probeentnahme:

3 m v.r.U.

Sediment [mm]	abs. Anteil [g]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0.01	0.6	0.09	0.09
0.063	5.6	0.85	0.94
0.25	9.5	1.44	2.38
0.5	43.7	6.63	9.01
2	91.5	13.87	22.88
8	162.2	24.59	47.47
>16	346.4	52.52	99.99
	659.5		

Probestelle: **5/4**

Ort der Probeentnahme:

4 m v.r.U.

Sediment [mm]	abs. Anteil [g]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0.01	0.3	0.09	0.09
0.063	2.8	0.89	0.98
0.25	4	1.27	2.25
0.5	36.5	11.55	13.8
2	94.5	29.9	43.7
8	94.7	29.96	73.66
>16	83.3	26.35	100.01
	316.1		

Probestelle: **5/5**

Ort der Probeentnahme:
5 m v.r.U.

Sediment [mm]	abs. Anteil [g]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0.01	1.2	0.13	0.13
0.063	11.6	1.21	1.34
0.25	13.9	1.45	2.79
0.5	92.7	9.66	12.45
2	201	20.95	33.4
8	257.8	26.87	60.27
>16	381.1	39.73	100
	959.3		

Probestelle: **7**

Ort: Industriegebiet Allensbach, an
Kreisstr.; stark verschlammt

Sediment [mm]*	abs. Anteil [mg]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0.01	0	0	0
0.063	26.1	7.68	7.68
0.25			50.00
0.25	146.9	43.21	50.88
0.5	119.9	35.26	86.15
2	41.6	12.24	98.38
8	5.5	1.62	100.00
16	0	0.00	100.00
100	0	0.00	100.00
	340		

Probestelle: **6/1**

Ort: ca.100m nach stark
Mühlweiher; anoxisch

Sediment [mm]*	abs. Anteil [mg]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0.01	0	0	0
0.063	9.3	0.92	0.92
0.25	13.7	1.36	2.28
0.5	22.1	2.19	4.46
2	72.9	7.21	11.68
8	165	16.33	28.00
16	188.5	18.65	46.65
21.3			50
100	539.2	53.35	100.00
	1010.7		

Probestelle: **6/2**

Ort: ca.1 km nach stark
Mühlweiher; versintert

Sediment [mm]*	abs. Anteil [mg]	rel. Anteil [%]	Gew.- Summe
0.01	0	0	0
0.063	4.6	0.40	0.40
0.25	5.2	0.45	0.85
0.5	6.4	0.55	1.40
2	18.2	1.57	2.97
8	73.8	6.38	9.35
16	308.5	26.65	36.00
34.4			50
100	740.8	64.00	100.00
	1157.5		

7.3 Tabellen zu den chemischen und physikalischen Messungen

Datum: April 1997

Probenr.	1	2	3	4	5
Gewässerbreite [m]	0.58	1	1.04	0.94	10.0*
max. Tiefe [m]	0.13	0.09	0.17	0.1	0.51
max. Geschw. [m/s]	0.14	0.58	0.1	0.26	0.31
Abfluß [l/s]	3.68	37.9	7.58	9.91	-
Temp. [°C]	6.1	8.2	11.1	13.3	9.9
pH	8.15	7.84	8.1	8.25	8.3
LF [µS]	613	674	613	668	306
Sauerstoff [mg/l]/[%]	10.1/77.7	10.3/83.5	9.4/81.6	9.2/83.9	12.6/106.4
BSB 5 [mg/l]/[%]	4.18/43.6	4.58/47.8	3.68/38.4	5.28/55.1	2.48/25.9
Calcium [mg/l]	102	115	111	111	55

*=gemessen bis 10 m vom rechten Ufer

Datum: Mai 1997

Probenr.	1	2	3	4	5
Gewässerbreite [m]	0.63	1	0.88	0.9	-
max. Tiefe [m]	0.12	0.09	0.11	0.1	-
max. Geschw. [m/s]	0.12	0.59	0.12	0.25	-
Abfluß [l/s]	2.16	37.41	5.51	7.98	-
Temp. [°C]	11.7	12.8	12.2	14	10.7
pH	8.05	7.95	8.18	8.31	8.58
LF [µS]	611	654	649	624	308
Sauerstoff [mg/l]/[%]	9.1/80.1	8.2/74.0	8.9/79.2	9.7/89.9	12.6/108.4
BSB 5 [mg/l]	4.29/44.7	5.89/61.4	5.64/58.8	6.29/65.6	2.99/31.2
Calcium [mg/l]	109	116	111	105	55

(2 Tage Regen nach langer Trockenzeit)

Datum: Juni 1997

Probenr.	1	2	3	4	5
Gewässerbreite [m]	0.5	1	0.85	0.9	10.0*
max. Tiefe [m]	0.07	0.06	0.09	0.09	1.05
max. Geschw. [m/s]	0.16	0.52	0.1	0.23	0.57
Abfluß [l/s]	0.94	19.18	3.05	5.62	-
Temp. [°C]	12.2	ca.14	15	16.9	16.7
pH	8.12	7.9	8.06	8.15	8.4
LF [µS]	607	660	578	595	310
Sauerstoff [mg/l]/[%]	9.6/85.4	9.3/86.2	8.0/75.8	9.4/92.7	12.2/119.7
BSB 5 [mg/l]	2.84/29.6	6.29/65.6	4.94/51.5	8.34/87.0	5.49/57.2
Calcium [mg/l]	116	116	115	99	58

*=gemessen bis 10 m vom rechten Ufer

Datum: Juli 1997

Probenr.	1	2	3	4	5
Gewässerbreite [m]	0.5	1	0.95	0.9	2.0*
max. Tiefe [m]	0.11	0.085	0.145	0.12	0.5
max. Geschw. [m/s]	0.27	0.66	0.17	0.36	0.62
Abfluß [l/s]	3.26	42.9	9.6	14.4	-
Temp. [°C]	13.5	15.8	10.5	17.4	17.8
pH	8.08	7.8	7.88	8.01	8.55
LF [µS]	586	657	670	624	292
Sauerstoff [mg/l]/[%]	10.5/96.2	9.0/86.7	9.5/81.3	9.5/94.6	10.5/105.4
BSB 5 [mg/l]	2.09/21.8	5.09/53.1	5.02/52.3	4.56/47.5	3.29/34.3
Calcium [mg/l]	109	118	119	107	51

* = gemessen bis 2 m vom rechten Ufer

Datum: August 1997

Probenr.	1	2	3	4	5	
Gewässerbreite [m]	0.4	1	0.7	1	-	
max. Tiefe [m]	0.08	0.065	0.1	0.085	-	
max. Geschw. [m/s]	0.14	0.62	0.1	0.31	-	
Abfluß [l/s]	1.23	25.5	2.1	10.1	-	
Temp. [°C]	15	15	17	18.4	18.8	
pH	8.34	7.89	8	8.19	8.46	
LF [µS]	655	715	716	618	288	
Sauerstoff [mg/l]/[%]	8.9/84.3	8.6/81.4	7.9/78.0	8.4/85.4	10.6/108.5	
BSB 5 [mg/l]	3.5/36.4	4.7/49.0	4.6/48.0	8.3/87.0	3.9/41.0	
Calcium [mg/l]	107	114	121	102	45	0
Nitrat [mg/l]	2.2	8.4	11.9	6.1	2.6	23.8
Phosphat [ug/l]	52.6	182.1	58.5	265.6	9.5	180.5

Datum: September 1997

Probenr.	1	2	3	4	5
Gewässerbreite [m]	0.5	0.9	0.9	0.8	-
max. Tiefe [m]	0.09	0.06	0.11	0.05	-
max. Geschw. [m/s]	0.18	0.49	0.1	0.09	-
Abfluß [l/s]	3.1	32.6	2.1	1.2	-
Temp. [°C]	16.4	15	17.1	18.2	21.6
pH	8.7	8	8.2	8.3	8.6
LF [µS]	679	749	728	680	266
Sauerstoff [mg/l]/[%]	8.4/82.0	7.2/68.2	7.6/75.4	8.3/84.0	10.3/111.5
BSB 5 [mg/l]	3.0/31	4.1/43.0	4.0/41	3.9/41.0	3.0/31.0
Calcium [mg/l]	115	115	122	108	40

Datum: Oktober 1997

Probenr.	1	2	3	4	5	6.1	
Gewässerbreite [m]	0.4	1	0.9	0.9	-	0.9	
max. Tiefe [m]	0.03	0.05	0.09	0.06	-	0.13	
max. Geschw. [m/s]	0.07	0.48	0.06	0.06	-	0.2	
Abfluß [l/s]	0.3	11.7	1.3	0.8	-	9.4	
Temp. [°C]	13.7	13.1	14.6	15.2	18.3	15.9	
pH	8.2	7.9	8.1	8.2	8.8	8.3	
LF [µS]	621	724	669	645	269	576	
Sauerstoff [mg/l]/[%]	9.1/83.7	7.2/65.0	7.7/72.0	9.2/87.3	10/101.4	6.8/65.6	
BSB 5 [mg/l]	4.4/46.0	4.0/42.0	7.0/73	6.4/67.0	2.5/26.0	9.4/98.0	
Calcium [mg/l]	104	114	100	106	42	85	0
Nitrat [mg/l]	2	10	13	3	2	-	15
Phosphat [ug/l]	23	106	34	121	14	66	106
						6.1	6.2
BSB 2 Ende Oktober						5.1	2.7
errechnetes BSB 5						12.8/133	6.8/70.8

Datum: November 1997

Probenr.	1	2	3	4	5	6.1
Gewässerbreite [m]	0.45	1	0.9	1.3	-	0.9
max. Tiefe [m]	0.06	0.06	0.14	0.16	-	0.14
max. Geschw. [m/s]	0.15	0.55	0.12	0.22	-	0.43
Abfluß [l/s]	0.9	21.1	5.6	16.5	-	19
Temp. [°C]	6.2	6	6.3	6.6	9.7	6.4
pH	8.2	8	7.9	8.5	8.3	8.5
LF [µS]	596	735	683	630	297	612
Sauerstoff [mg/l]/[%]	9.0/69.3	8.1/62.1	7.7/60	8.6/67.0	8.4/71	10.2/79.0
BSB 5 [mg/l]	3.58/37.3	3.41/35.5	6.75/70.4	6.27/65.3	4.01/41.7	14.2/148
Calcium [mg/l]	108	118	119	104	45	92

Datum: Dezember 1997

Probenr.	1	2	3	4	5	6,1
Gewässerbreite [m]	0,45	1	0,8	1,1	-	1
max. Tiefe [m]	0,06	0,06	0,16	0,12	-	0,15
max. Geschw. [m/s]	0,1	0,53	0,1	0,13	-	0,3
Abfluß [l/s]	0,98	18,1	3,9	6,5	-	18,2
Temp. [°C]	3,3	4,4	3,3	3,9	7,5	4,1
pH	8,45	8,5	8,36	8,6	8,47	8,36
LF [µS]	623	715	708	665	311	631
Sauerstoff [mg/l]/[%]	10.3/74	8.4/62	9.7/69	9.9/72	9.7/77	10.5/77
BSB 5 [mg/l]						10.6/111
Calcium [mg/l]	112	116	121	111	47	104

7.5 Listen zur Berechnung des Trockengewichts

	März				Sept.			
	Größe [mm] Länge Kopfbr.	Anzahl n	Errech. DW [mg]	Tat. DW [mg]	Größe [mm] Länge Kopfbr.	Anzahl n	Errech. DW [mg]	Tat. DW [mg]
Planariidae		11		1.5				1.1
<i>Dugesia gonocephala</i>					5.1	5		1.1
Lymnaeidae	3.5	10		3.2				
<i>Radix ovata</i>					12.3	4		66
<i>Radix peregra</i>					8.3	2		2.4
<i>Mantoniopsis scholtzi</i>					2.6	8		1.3
<i>Planorbis carinatus</i>					0.6	1		8.2
(<i>Gyraulus spec.</i>)					3.5	1		2.6
<i>Bithynia tentaculata</i>					6.1	4		15.5
<i>Physa acuta</i>	7.5	3		20.8	4.7	5		7.7
<i>Physa fontinalis</i>					6	2		9.8
<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>	4.7	3		7.8	3.7	10		3.9
<i>Ancylus fluviatilis</i>					0.3	1		1.5
Sphaeriidae	4	6		10.8				
(<i>Pisidium spec.</i>)					4.5	6		20.8
<i>Dreissena polymorpha</i>					13			82
<i>Glossiphonia complanata</i>		4		8.5				
<i>Erpobdella octoculata</i>		8		7.5				
Oligochaeta			0.7		13	5		0.7
<i>Ecdyonurus spec.</i>	8	14	4.54	3.2	4.3	8	0.6	0.3
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	5.9	11		1.8				
<i>Baetis spec.</i>	6.8	17	2.33	2.4	4	7	0.17	0.2
<i>Centroptilum spec.</i>	2	1	0.02					
<i>Caenis spec.</i>	0.4	1	0.03					
<i>Habrophlebia spec.</i>					2.7	3	0.06	(0.1)
<i>Ephemerella ignita</i>					3	6		0.1
<i>Ephemera danica</i>	8.3	11		1.8	4.7	4	0.61	0.5
Hydrocarina			0.08					
<i>Gammarus fossarum</i>	6.5	15	3.73	3.6	4	20	0.77	1.1
<i>Gammarus roeseli</i>	6.7	10		4	6.4	10		2.6
<i>Asellus aquaticus</i>					4.5	6		1.2
<i>Nemoura spec.</i>	5	11	0.4	0.5	1.9	6	0.06	0.1
<i>Sialis lutaria</i>	11.5	2		6.3	10.3	2		3.6
<i>Hydropsyche spec.</i>	1.6	10	4.72	9.7	1	7	1.23	1.2
<i>Ecnomus tenellus</i>	0.9	1	0.91	0.8				
<i>Agapetus (fuscipes)</i>	0.5	4	0.24	0.4				
Sericostomatidae					1.2	2	2.02	1.9
<i>Sericostoma spec.</i>	1.8	3	6.57	8.4	1.7	1	5.56	4.9
Polycentropodidae	0.7	1	0.15					
<i>Nuereclipsis bimaculatus</i>					0.6	10		0.3
Limnephilidae	1.2	12	2.69	2.3				
<i>Limnophilus spec.</i>					1	1	1.51	0.8
Ephydriidae					7.7	1		1.4
Culicidae					4.7	1		(0.1)
Dixidae					7	6		0.1
Limoniidae	12.6	8	1.65	1.7	8.6	6	0.35	0.7
Ptychopteridae	22.1	10		3.6	16.1	8		0.7
Chironomidae	7.3	16	0.76	0.4	4.3	8	0.12	0.1
Tipulidae	21	1		8.5	28	1		8.3
Simuliidae	8.1	18	0.85	0.7	6.4	6	0.52	0.2
<i>Coleopteryx virgo</i>	10.5	2		15.6	6.3	3		2.3
<i>Elmis spec.</i>	2.2	6	0.3-1.4	0.3	2.3	13	0.3-1.4	0.3
<i>Limnius spec.</i>	3.3	4	0.1-1.6	0.7	3.1	5	0.1-1.6	0.6
<i>Agabus spec.</i>					3.7	2		0.3
<i>Gyrinus spec.</i>					6.8	4		0.2
<i>Halipus laminatus</i>					3.3	1		1.1
<i>Hydraena spec.</i>					2.3	5	0.06-0.25	0.1
Hydrophilidae					2.9	3		0.6
Helodidae					4.8	6		0.3
Coleoptera- Larven	9.7	6	3.21	1.2				
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>					3.4	6		0.6
Corixidae	7.5	2		3.2				

7.6 Daten der Futterwahlversuche

Pflanzen+Tiere	12.5-15.5.97, 7°C, 65,5h					6.6-9.6.97, 14,3°C, 65,5h											26.5-29.5.97, 14,3°C, 65,5h						
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	
Wasserstern	Angebot,naß [mg]	-	-	-	-	275	223	237	203	278	374	296	239	200	300	324	401	234	297	347	262	435	
Wasserstern	Angebot DW [mg]	-	-	-	-	13.20	10.70	11.38	9.74	13.34	17.95	14.21	11.47	9.60	14.40	15.55	19.25	11.23	14.26	16.66	12.58	20.88	
Wasserstern	Gefressen, naß [mg]	-	-	-	-	-6	38	11	104	95	217	173	174	53	217	154	24	171	85	252	98	219	
Wasserstern	gef. m. Kontrollausgl.+4%[mg]	-	-	-	-	0	40	11	108	99	226	180	181	55	226	160	25	178	88	262	102	228	
Wasserstern	gef. naß [mg/24h]	-	-	-	-	0	14	4	40	36	83	66	66	20	83	59	9	65	32	96	37	83	
Wasserstern	gef. % von Angebot	-	-	-	-	0	6	2	20	13	22	22	28	10	28	18	2	28	11	28	14	19.18	
Wasserstern	gef. DW [mgDW/24h]	-	-	-	-	0.00	0.70	0.20	1.90	1.74	3.97	3.16	3.18	0.97	3.97	2.82	0.44	3.13	1.55	4.61	1.79	4.01	
Bachbunge	Angebot,naß [mg]	596	552	718	726	586	513	545	579	1074	1109	746	716	515	1016	905	563	609	937	554	694	596	466
Bachbunge	Angebot DW [mg]	69	64	83	84	68	60	63	67	125	129	87	83	60	118	105	65	71	109	64	81	69	54
Bachbunge	Gefressen, naß [mg]	72	104	-29	22	89	-133	-127	-152	-183	-51	-238	-180	-164	-131	-68	-195	14	-197	67	42	-35	-31
Bachbunge	gef. m. Kontrollausgl.+4%[mg]	75	108	0	23	93	0	0	0	75	215	0	0	0	113	149	0	160	28	83	52	108	81
Bachbunge	gef. naß [mg/24h]	27	40	0	8	34	0	0	0	27	79	0	0	0	41	55	0	59	10	30	19	40	30
Bachbunge	gef. % von Angebot	5	7	0	1	6	0	0	0	3	7	0	0	0	4	6	0	10	1	5	3	7	6
Bachbunge	gef. DW [mgDW/24h]	3.19	4.59	0.00	0.98	3.95	0.00	0.00	0.00	3.19	9.14	0.00	0.00	0.00	4.80	6.33	0.00	6.80	1.19	3.53	2.21	4.59	3.44
Wassersellerie	Angebot,naß [mg]	448	415	827	874	554	657	454	777	560	509	698	443	358	388	458	362	315	270	731	388	257	485
Wassersellerie	Angebot DW [mg]	37	34	69	73	46	55	38	64	46	42	58	37	30	32	38	30	26	22	61	32	21	40
Wassersellerie	Gefressen, naß [mg]	-35	-62	-2	48	26	-334	-192	0	-210	-142	-308	-326	-196	-122	-22	-15	-83	-44	-117	107	-11	11
Wassersellerie	gef. m. Kontrollausgl.+4%[mg]	0	0	98	54	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	50	0	4	15	126	35	13
Wassersellerie	gef. naß [mg/24h]	0	0	36	20	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	18	0	1	5	46	13	5
Wassersellerie	gef. % von Angebot	0	0	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	1	1	12	5	1
Wassersellerie	gef. DW [mgDW/24h]	0.00	0.00	2.98	1.64	0.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.84	1.53	0.00	0.12	0.46	3.83	1.06	0.40
Tolliaub	Angebot,naß [mg]	-	-	-	-	-	557	598	562	519	659	586	561	434	521	582	671	664	-	-	-	-	-
Tolliaub	Angebot DW [mg]	-	-	-	-	-	91	98	92	85	108	96	92	71	85	95	110	109	-	-	-	-	-
Tolliaub	Gefressen, naß [mg]	-	-	-	-	-	112	44	23	164	316	167	214	208	31	346	195	664	-	-	-	-	-
Tolliaub	gef. m. Kontrollausgl.+4%[mg]	-	-	-	-	-	97	38	20	143	275	145	186	181	27	301	170	578	-	-	-	-	-
Tolliaub	gef. naß [mg/24h]	-	-	-	-	-	36	14	7	52	101	53	68	66	10	110	62	212	-	-	-	-	-
Tolliaub	gef. % von Angebot	-	-	-	-	-	6	2	1	10	15	9	12	15	2	19	9	32	-	-	-	-	-
Tolliaub	gef. DW [mgDW/24h]	-	-	-	-	-	5.86	2.30	1.20	8.57	16.52	8.73	11.19	10.87	1.62	18.09	10.19	34.71	-	-	-	-	-
Limnephilidae-Kö.	Angebot Stück	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Limnephilidae-Kö.	Angebot DW [mg]	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10	66.10
Limnephilidae-Kö.	gef. Stück	0	0	2	0	1	4	4	1	5	4	1	4	2	4	2	4	2	1	1	1	1	4
Limnephilidae-Kö.	gef. DW [mg]	0	0	26	0	13	53	53	13	66	53	13	53	26	53	66	26	53	26	13	13	13	53
Limnephilidae-Kö.	gef. % vom Angebot	0	0	15	0	7	29	29	7	37	29	7	29	15	29	37	15	29	15	7	7	7	29
Limnephilidae-Kö.	gef. DW [mgDW/24h]	0.00	0.00	9.69	0.00	4.84	19.38	19.38	4.84	24.22	19.38	4.84	19.38	9.69	19.38	24.22	9.69	19.38	9.69	4.84	4.84	4.84	19.38
Limnephilidae	Angebot Stück	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Limnephilidae	Angebot DW [mg]	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70	26.70
Limnephilidae	gef. Stück	0	0	2	0	1	4	5	1	5	1	3	2	4	5	3	4	2	1	1	1	2	4
Limnephilidae	gef. DW [mg]	0	0	11	0	5	21	27	5	27	5	16	11	21	27	16	21	11	5	5	11	21	21
Limnephilidae	gef. % vom Angebot	0	0	15	0	7	29	37	7	37	7	22	15	29	37	22	29	15	7	7	15	29	29
Limnephilidae	gef. DW [mgDW/24h]	0.00	0.00	3.91	0.00	1.96	7.83	9.78	1.96	9.78	1.96	5.87	3.91	7.83	9.78	5.87	7.83	3.91	1.96	1.96	1.96	3.91	7.83
Ephemeroptera	Angebot Stück	5	5	5	5	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	5	5	5	5
Ephemeroptera	Angebot DW [mg]	12.10	12.10	12.10	12.10	12.10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12.10	12.10	12.10	12.10	12.10
Ephemeroptera	gef. Stück	0	0	3	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	2	2	1	3
Ephemeroptera	gef. DW [mg]	0	0	7	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	5	5	2	7
Ephemeroptera	gef. % vom Angebot	0.00	0.00	21.98	7.33	7.33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	36.64	14.66	14.66	7.33	21.98
Ephemeroptera	gef. DW [mgDW/24h]	0.00	0.00	2.66	0.89	0.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.43	1.77	1.77	0.89	2.66
Dreissena p.	Angebot Stück	3	3	3	3	3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	2	2	2	2	2
Dreissena p.	Angebot DW [mg]	47.70	47.70	47.70	47.70	47.70	79.50	79.50	79.50	79.50	79.50	79.50	79.50	79.50	79.50	79.50	79.50	79.50	586.0	586.0	586.0	586.0	586.0
Dreissena p.	gef. Stück	0	0	0	0	0	2	1	0	4	5	0	4	0	2	4	5	0	0	0	0	0	0
Dreissena p.	gef. DW [mg]	0	0	0	0	0	32	16	0	64	80	0	64	0	32	64	80	0	0	0	0	0	0
Dreissena p.	gef. % vom Angebot	0	0	0	0	0	15	7	0	29	37	0	29	0	15	29	37	0	0	0	0	0	0
Dreissena p.	gef. DW [mgDW/24h]	0	0	0	0	0	11.65	5.83	0.00	23.30	29.13	0.00	23.30	0.00	11.65	23.30	29.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Gastropoda	Angebot Stück	-	-	-	-	-	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4	4
Gastropoda	Angebot DW [mg]	-	-	-	-	-	60.65	60.65	60.65	60.65	60.65	60.65	60.65	60.65	60.65	60.65	60.65	60.65	48.52	48.52	48.52	48.52	48.52
Gastropoda	gef. Stück	-	-	-	-	-	1	0	0	5	0	3	0	3	4	1	2	1	2	1	2	2	3
Gastropoda	gef. DW [mg]	-	-	-	-	-	12	0	0	61	61	0	36	0	36	49	12	12	24	12	24	24	24
Gastropoda	gef. % vom Angebot	-	-	-	-	-	7	0	0	37	37	0	22	0	22	29	7	18	9	18	18	18	18
Gastropoda	gef. DW [mgDW/24h]	-	-	-	-	-	4.44	0.00	0.00	22.22	22.22	0.00	13.33	0.00	13.33	17.78	4.44	4.44	8.89	4.44	8.89	8.89	

Daten zu den Futterwahlversuchen (Fortsetzung)

Futterart	12.5-15.5.97, 7°C, 65,5h					26.5-29.5.97, 14,3°C, 65,5h				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Limnephilidae-Kö.	Angebot Stück	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Limnephilidae-Kö.	Angebot DW [mg]	66,1	66,1	66,1	66,1	66,1	66,1	66,1	66,1	66,1
Limnephilidae-Kö.	gef. Stück	2,0	0,0	4,0	2,0	5,0	5,0	3,0	3,0	2,0
Limnephilidae-Kö.	gef. DW [mg]	26,4	0,0	52,9	26,4	66,1	66,1	39,7	39,7	26,4
Limnephilidae-Kö.	gef.% vom Angebot	14,7	0,0	29,3	14,7	36,6	36,6	22,0	22,0	14,7
Limnephilidae-Kö.	gef.DW [mgDW/24h]	9,7	0,0	19,4	9,7	24,2	24,2	14,5	14,5	9,7
Limnephilidae	Angebot Stück	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Limnephilidae	Angebot DW [mg]	26,7	26,7	26,7	26,7	26,7	26,7	26,7	26,7	26,7
Limnephilidae	gef. Stück	2,0	0,0	3,0	2,0	5,0	5,0	3,0	5,0	2,0
Limnephilidae	gef. DW [mg]	10,7	0,0	16,0	10,7	26,7	26,7	16,0	26,7	10,7
Limnephilidae	gef.% vom Angebot	14,7	0,0	22,0	14,7	36,6	36,6	22,0	36,6	14,7
Limnephilidae	gef.DW [mgDW/24h]	3,9	0,0	5,9	3,9	9,8	9,8	5,9	9,8	3,9
Ephemeroptera	Angebot Stück	5,0	4,0	4,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Ephemeroptera	Angebot DW [mg]	12,1	9,7	9,7	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1
Ephemeroptera	gef. Stück	1,0	0,0	1,0	0,0	1,0	0,0	1,0	2,0	3,0
Ephemeroptera	gef. DW [mg]	2,4	0,0	2,4	0,0	2,4	0,0	2,4	4,8	7,3
Ephemeroptera	gef.% vom Angebot	7,3	0,0	9,2	0,0	7,3	0,0	7,3	14,7	22,0
Ephemeroptera	gef.DW [mgDW/24h]	0,9	0,0	0,9	0,0	0,9	0,0	0,9	1,8	2,7
Dreissena p.	Angebot Stück	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Dreissena p.	Angebot DW [mg]	47,7	47,7	47,7	47,7	47,7	586,0	586,0	586,0	586,0
Dreissena p.	gef. Stück	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
Dreissena p.	gef. DW [mg]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	293,0
Dreissena p.	gef.% vom Angebot	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,3
Dreissena p.	gef.DW [mgDW/24h]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	107,4
Gastropoda	Angebot Stück	-	-	-	-	-	4,0	4,0	4,0	4,0
Gastropoda	Angebot DW [mg]	-	-	-	-	-	48,5	48,5	48,5	48,5
Gastropoda	gef. Stück	-	-	-	-	-	1,0	2,0	2,0	1,0
Gastropoda	gef. DW [mg]	-	-	-	-	-	12,1	24,3	24,3	12,1
Gastropoda	gef.% vom Angebot	-	-	-	-	-	9,2	18,3	18,3	9,2
Gastropoda	gef.DW [mgDW/24h]	-	-	-	-	-	4,4	8,9	8,9	4,4
Gammarus f.	Angebot Stück	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Gammarus f.	Angebot DW [mg]	18,2	18,2	18,2	18,2	18,2	18,2	18,2	18,2	18,2
Gammarus f.	gef. Stück	0,0	0,0	2,0	0,0	2,0	2,0	5,0	3,0	4,0
Gammarus f.	gef. DW [mg]	0,0	0,0	7,3	0,0	7,3	7,3	18,2	10,9	14,6
Gammarus f.	gef.% vom Angebot	0,0	0,0	14,7	0,0	14,7	14,7	36,6	22,0	29,3
Gammarus f.	gef.DW [mgDW/24h]	0,0	0,0	2,7	0,0	2,7	2,7	6,7	4,0	5,3

Pflanzen	11.6-16.6.97, 14,3°C, 113h									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Wasserstern angeboten naß [mg]	630,0	600,0	730,0	590,0	620,0	680,0	580,0	590,0	820,0	660,0
Wasserstern angeboten DW [mg]	30,2	28,8	35,0	28,3	29,8	32,6	27,8	28,3	39,4	31,7
Wasserstern gefressen naß [mg]	120,0	-51,0	90,0	590,0	60,0	240,0	90,0	80,0	240,0	120,0
W.-Stern gefr. mit Kontr.-Ausgleich (+4%Wachst.) [mg]	124,8	0,0	93,6	613,6	62,4	249,6	93,6	83,2	249,6	124,8
Wasserstern gefressen naß [mg/24h]	26,5	0,0	19,9	130,3	13,3	53,0	19,9	17,7	53,0	26,5
Wasserst.	4,2	0,0	2,7	22,1	2,1	7,8	3,4	3,0	6,5	4,0
Wasserst.	1,3	0,0	1,0	6,3	0,6	2,5	1,0	0,8	2,5	1,3
Bachbunge angeboten naß [mg]	1990,0	1890,0	2770,0	2410,0	2070,0	2150,0	1980,0	2350,0	1940,0	1970,0
Bachbunge angeboten DW [mg]	230,8	219,2	321,3	279,6	240,1	249,4	229,7	272,6	225,0	228,5
Bachbunge gefressen naß [mg]	-250,0	-400,0	-950,0	-350,0	-370,0	-110,0	-860,0	-810,0	-370,0	-490,0
Bachb. gefr. mit Kontr.-Ausgleich (+24%Wachst.) [mg]	228,0	54,0	0,0	228,0	127,0	146,0	0,0	0,0	96,0	0,0
Bachbunge gefressen naß [mg/24h]	48,4	11,5	0,0	48,4	27,0	31,0	0,0	0,0	20,4	0,0
Bachb.	2,4	0,6	0,0	2,0	1,3	1,4	0,0	0,0	1,1	0,0
Bachb.	5,6	1,3	0,0	5,6	3,1	3,6	0,0	0,0	2,4	0,0
Wassersellerie angeboten naß [mg]	2260,0	2760,0	2020,0	2470,0	2230,0	1850,0	2020,0	2640,0	1700,0	2500,0
Wassersellerie angeboten DW [mg]	187,6	229,1	167,7	205,0	185,1	153,6	167,7	219,1	141,1	207,5
Wassersellerie gefressen naß [mg]	-490,0	-430,0	-300,0	-160,0	70,0	-360,0	-280,0	-450,0	-230,0	-460,0
W.-Sellerie gefr. mit Kontr.-Ausgleich (+18%Wachst.) [mg]	0,0	67,0	64,0	285,0	471,0	0,0	84,0	25,0	76,0	0,0
Wassersellerie gefressen naß [mg/24h]	0,0	14,2	13,6	60,5	100,0	0,0	17,8	5,3	16,1	0,0
Wasserse.	0,0	0,5	0,7	2,5	4,5	0,0	0,9	0,2	0,9	0,0
Wasserse.	0,0	1,2	1,1	5,0	8,3	0,0	1,5	0,4	1,3	0,0
Totlaub angeboten naß [mg]	1360,0	1230,0	1030,0	1640,0	1000,0	1360,0	1030,0	1010,0	990,0	1330,0
Totlaub angeboten DW [mg]	223,0	201,7	168,9	269,0	164,0	223,0	168,9	165,6	162,4	218,1
Totlaub gefressen naß [g]	750,0	180,0	1030,0	1050,0	750,0	1360,0	270,0	70,0	380,0	610,0
Totlaub gefr. mit Kontr.-Ausgleich (-13%Verlust) [mg]	652,5	156,6	896,1	913,5	652,5	1183,2	234,9	60,9	330,6	530,7
Totlaub gefressen naß [mg/24h]	138,6	33,3	194,0	138,6	138,6	251,3	49,9	12,9	70,2	112,7
Totlaub	10,2	2,7	18,5	11,8	13,9	18,5	4,8	1,3	7,1	8,5
Totlaub	22,7	5,5	31,2	31,8	22,7	41,2	8,2	2,1	11,5	18,5