

# Auswirkung von Straßenabwässern auf das Makrozoobenthos eines Mittelgebirgsbaches

von Viktoria Hattler und Walter Amann

unter [www.biologiezentrum.at](http://www.biologiezentrum.at)

VORARLBERGER  
NATURSCHAU

11

SEITE 95–122

Dornbirn 2002

## Zu den Autoren

Mag. Viktoria Hattler, geboren 1969 in Bregenz, studierte an der Universität Innsbruck Biologie mit Studiengang Ökologie. Zur Zeit an Projekten im Bereich der Gewässerökologie tätig.

Mag. Walter Amann, geboren 1972 in Bregenz, studierte an der Universität Innsbruck Biologie mit Studiengang Ökologie. Er ist derzeit hauptberuflich als Förster engagiert, arbeitet nebenher freiberuflich ebenfalls im gewässerökologischen Bereich.

## Inhalt

Abstract	96
Zusammenfassung	96
1. Einleitung	98
2. Gewässerbeschreibung	98
3. Straßenabwässer	98
3.1 Allgemeines	98
3.2 Rahmenbedingungen der Zuleitung und verkehrsstrukturelle Daten	99
4. Methodik	99
4.1 Beschreibung des Probeentnahmegertes	99
4.2 Probenentnahme	99
4.3 Probenbearbeitung	100
4.3.1 Choriotoxanalyse	100
4.3.2 Sedimentchemie	100
4.3.3 Individuenbestimmung	100
4.3.4 Grundlagen der Ergebnisbeurteilung – Statistische Auswertung	101
5. Makrozoobenthos	102
5.1 Allgemeines	102
5.2 Das Makrozoobenthos	102
5.2.1 Ephemeroptera ( Eintagsfliegen)	102
5.2.2 Plecoptera (Steinfliegen)	102
5.2.3 Trichoptera (Köcherfliegen)	103
5.2.4 Diptera (Zweiflügler)	103
5.2.5 Coleoptera (Käfer)	104
5.2.6 Oligochaeta (Wenigborster)	104
5.2.7 Crustacea (Krebstiere)	105
5.2.8 Sonstige	105
6. Ergebnisse	105
6.1 Sedimentcharakteristik an den drei Probenstellen	105



6.2 Ergebnisse Makrozoobenthos	106
6.2.1 Abundanz	106
6.2.2 Biomasse	109
6.2.3 Saprobielle Valenz	110
6.2.4 Diversität und Eveness	112
6.2.5 Statistisch signifikante Unterschiede der Makrozoobenthosabundanz	112
7. Diskussion	113
7.1 Makrozoobenthos	113
7.2 Sedimentchemie	116
8. Literatur	117
Anhang (Gesamttaxaliste)	120

### Abstract

The analysis confronts the results of the macrozoobenthos investigations with the sediment-chemical test results. The executed analyses result in clear concentration rises in the case of the sediment-chemical investigations of the heavy metals below the road sewage inlet. Exceeding limit value occurs most frequently with lead and zinc.

As salient modifications regarding the macrozoobenthos partly drastically increased abundances and biomass values show up in the areas influenced of the road waste water. Clear shifts of the Taxa-composition result in load-more tolerant biological community below the road waste water runs. The water quality worsens in the autumn 1996 around half a quality grade and in the spring 1997 around a whole quality grade below the road waste water influx.

By this investigation could be proven clear sediment-chemical and biological effect of road waste water on the macrozoobenthos.

Key words: macrozoobenthos, road waste water, sediment-chemistry, Vorarlberg, Austria

### Zusammenfassung

Da nach 1945 der Einfluß von Verkehrsfahrzeugen und Verkehrswege als Folge der technischen Entwicklung zunahm, und die Umwelt dadurch beeinflusst wurde, setzten in den letzten drei Jahrzehnten verstärkt die Untersuchungen über die Auswirkungen von Straßenabwässer ein. Jedoch wurden zu dieser Thematik bisher wenig Makrozoobenthos-Untersuchungen vorgenommen.

Die Ergebnisse der Makrozoobenthos-Untersuchungen werden den sedimentchemischen Untersuchungsergebnissen gegenübergestellt. Die Veränderungen in der Makrozoobenthosfauna gingen mit Veränderungen der untersuchten sedimentchemischen Parameter einher, wenn die Probenstellen (Referenzstellen) oberhalb der Straßenabwassereinleitungen mit denen unterhalb verglichen wurden.

betrachtet, wird darin meist der Schluß gezogen, daß an Straßen mit einem durchschnittlichen täglichen Verkehrsaufkommen (DTV) von weniger als 10'000 Fahrzeugen keine quantitativ meßbare Belastung feststellbar ist (z.B. BUVAL 1992). Mit der vorliegenden Arbeit wird diese Aussage klar widerlegt, da trotz einem DTV von deutlich weniger als 10'000 Fahrzeugen eine quantitativ meßbare Belastung vorliegt, und das sowohl im Bereich des Makrozoobenthos als auch im Bereich der sedimentchemischen Untersuchungen.

Die durchgeführten Analysen ergeben bei den sedimentchemischen Untersuchungen für die Schwermetalle deutliche Konzentrationsanstiege unterhalb der Straßenabwassereinleitung. Die Schwermetalle akkumulieren sowohl unmittelbar unterhalb der Einleitungsstellen als auch weiter bachabwärts. Es treten am häufigsten Grenzwertüberschreitungen bei den Elementen Blei und Zink auf. Auf Grund der Einführung von bleifreien Treibstoffen sollte jedoch der Anteil an Blei in Zukunft eher rückläufig sein. Deutlich sind auch die Konzentrationssteigerungen bei Kupfer, welches schon in geringen Konzentrationen für fast alle Wasserorganismen toxisch wirkt. Obwohl bei Cadmium keine Grenzwertüberschreitungen auftreten, sind die Konzentrationszunahmen auf Grund der Straßenabwässer teils sehr groß. Cadmium sollte wegen der hohen Toxizität besondere Beachtung gegeben werden. Die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und Kohlenwasserstoffe (KW) haben ihren Hauptakkumulationspunkt ca. 50 m weiter unterhalb der Straßenabwassereinleitung, was mit der hohen Mobilität dieser Stoffe zusammenhängen dürfte. Ihre Konzentration nimmt dabei oft um ein Vielfaches zu. Auf Grund der karzinogenen Wirkung der häufig vorkommenden PAK's sollte dieser Schadstoffgruppe in Zukunft ein verstärktes Augenmerk geschenkt werden.

Wesentlich für die Ausprägung des Makrozoobenthos in einem Bach sind (abgesehen von einer etwaigen anthropogenen Belastung) besonders die Morphologie des Gerinnes und – damit zusammenhängend – die Sedimentstruktur und das Strömungsbild. Die jeweiligen Probenentnahmestellen sind am untersuchten Nannerbach (Gemeinde Alberschwende) hinsichtlich dieser Parameter sehr ähnlich und sollten daher natürlicherweise eine praktisch identische Gewässerfauna beherbergen. Das heißt mit anderen Worten, daß veränderte Verhältnisse im Zoobenthos unterhalb der Straße durch die Straßenabwässer bedingt sind.

Als markante Veränderungen zeigen sich in den von den Straßenabwässern beeinflussten Bereichen teils drastisch erhöhte Abundanzen und Biomassewerte. Es ergeben sich zudem deutliche Verschiebungen der Taxazusammensetzung in Richtung einer belastungstoleranteren Artengemeinschaft. Dies manifestiert sich auch beim Errechnen der saprobiellen Valenzen, die eine Abnahme der Gewässergüte um eine halbe im Herbst 1996 bis eine ganze Gütestufe im Frühjahr 1997 gegenüber den Referenzstellen oberhalb der Zuläufe zeigt.

Insgesamt ergeben sich in den von den Straßenabwässern beeinflussten Bachbereichen Veränderungen in der Gewässerfauna, wie sie in Fließgewässern mit erhöhtem Nährstoffeintrag häufig gefunden werden. Daß, abgesehen von Schwermetallen und Kohlenwasserstoffen, vermehrt Nährstoffe, u.a. in Form von (durch den Verkehr mehr oder weniger zerkleinertem) organischem Material ins Gewässer abgeschwemmt werden, ist evident.

## 1. Einleitung

Ziel dieser Arbeit war es die Auswirkungen von Straßenabwässer auf Fließgewässer aufzuzeigen. Es wurden ökomorphologische, sedimentchemische und faunistische Untersuchungen sowie eine Biomonitoring-Studie durchgeführt. In dieser Veröffentlichung werden die Ergebnisse im Hinblick auf das Makrozoobenthos betrachtet. Makrozoobenthos ist eine Sammelbezeichnung für Tiere, die den Gewässerboden bewohnen und zumindest in einem Lebensstadium mit freiem Auge sichtbar sind (ÖNORM M 6232).

Die Untersuchung wurde an drei Mittelgebirgsbächen im Bregenzerwald durchgeführt (AMANN 1998, HATTLER 1999), wobei für diese Publikation der Nannerbach (Gemeinde Alberschwende) als Beispiel ausgewählt wurde. Mit dem Nannerbach wurde ein Gewässer mit geringen Abflusssmengen ausgewählt, um den Verdünnungseffekt so gering wie möglich zu halten.

## 2. Gewässerbeschreibung

Der Nannerbach durchfließt das Gemeindegebiet von Alberschwende (720 m ü.M.) im vorderen Bregenzerwald. Es handelt sich um einen submontanen Berglandbach mit einem Einzugsgebiet von 0,55 km<sup>2</sup>, welches sich südlich unterhalb des Brüggelekopfes (1182 m ü.M.) befindet. Der Nannerbach mündet in den Fallbach, welcher in die Bregenzerach entwässert.

Im Untersuchungsgebiet hat das Gewässer einen pendelnden bis gestreckten Verlauf und führt durch ein landwirtschaftlich genutztes Areal. Der Bach wird von einem schmalen Uferstreifen begleitet. Die Bachbettbreite beträgt circa 2 Meter, wobei zu Zeiten mittlerer Wasserführung nur rund 0,5 – 1 Meter der Bachbettbreite benetzt sind. Die Wasserführung zum Zeitpunkt der ersten Probenentnahme im Oktober 1996 betrug etwa 6 l/sec. Oberhalb der Straße hat das Strömungsmuster eine weitgehend natürliche Ausprägung, unterhalb hingegen wird das Strömungsmuster kleinräumig beeinträchtigt.

## 3. Strassenabwässer

### 3.1 Allgemeines

Als Straßenabwasser bezeichnet man das von der Straßenoberfläche und unmittelbar angrenzenden Flächen abfließende Regen- und Schmelzwasser (BASLER

<b>Herkunft</b>	<b>Schmutz- und Schadstoff</b>
Treibstoffe	Pb, Ni, Cd, Zn (Diesel), Ruß (partikuläres Material), organische Verbindungen
Abgaskatalysator	Platin, Palladium und Rhodium
Bremsen	Cr, Cu, Ni, Stäube
Reifenabrieb	Kautschuk, Ruß, Schwefel, Zinkoxid mit Spuren von Cd und Pb
Straßenabrieb	partikuläres Material, Zn, Si, Ca, Mg
Tropfverluste	Pb, Ni, Zn, organische Verbindungen
Korrosion, Verschleiß	Al, Cu, Fe, Co, Mn

**Tab. 1: Schmutz und Schadstoffe im Straßenabwasser (KRAUTH & STOLZ 1987, ZEREINI et al. 1993, SIEKER & GROTTKER 1988)**

1995). Bei stark befahrenen Straßen gelangen nur circa 60 % der Niederschlagsmenge in das Entwässerungssystem. Der Sprühfahnenverlust beträgt bis zu 40 % (IMHOFF 1967). Und von den insgesamt durch den Straßenverkehr verursachten Schadstoffbelastungen gelangen zwischen 5 und 20 % in den Straßenabfluß, der Rest wird in der Umgebung oder in der Luft verteilt (STOTZ 1987).

### 3.2 Rahmenbedingungen der Zuleitung und verkehrsstrukturelle Daten

Die Einleitung der Straßenoberflächenabwässer erfolgt direkt, daß heißt ohne Vorreinigung, von der Bregenzerwaldbundesstraße (B 200). Das Straßenabwassereinzugsgebiet des Nannerbaches hat eine Fläche von 0,42 ha (Länge 420 m, Breite 10 m). Das tägliche durchschnittliche Verkehrsaufkommen beträgt circa 7000 Fahrzeuge, wobei der Schwer- und Güterverkehrsanteil 15 % ausmacht.

## 4. Methodik

### 4.1 Beschreibung des Probeentnahmegertes

Im Herbst 1996 und im Frühjahr 1997 wurden die Proben mit einem modifizierten HESS – SAMPLERS (SAXL 1986) entnommen. Dies entspricht einer quantitativen Probenentnahme, d.h. es resultieren exakte Abundanzzahlen (Ind./m<sup>2</sup>) innerhalb des Artenspektrums. Im Unterschied dazu wurde eine Handbesammlung (qualitative Probenentnahme) durchgeführt bei welcher keine genau definierte Beprobungsfläche vorliegt und somit keine Abundanzberechnungen durchgeführt werden können.

### 4.2 Probenentnahme

Am Nannerbach wurden drei Probenstellen mit je fünf Parallelproben ausgewählt. Die Probenstelle I wurden oberhalb der Straßenabwassereinleitung entnommen. Unterhalb der Einleitung gibt es die Probenstellen II und III. Der Entnahmeort II liegt unmittelbar nach der Einleitung. Die Probenstelle III befindet sich circa 50 Meter weiter unterhalb. Ein Sollzustand (Probenstelle I) oberhalb der Straße, wird dem Arteninventar unterhalb der Straßenabwassereinleitung (Probenstellen II und III) gegenübergestellt.

## 4.3.1 Choriotoptanalyse

Um die Probenstellen miteinander vergleichen zu können, wurden möglichst ähnliche Choriotoptverhältnisse an allen Probenstellen ausgewählt. Die Korngrößenverteilung der Sedimente beeinflusst in hohem Maß die Lebensbedingungen der Benthosorganismen in Fließgewässern und wird ihrerseits durch die Strömungsverhältnisse im Gewässer beeinflusst. Weiters müssen Geologie, Topographie und Größe des Einzugsgebietes ebenfalls berücksichtigt werden.

Das Sediment wurde in einem Trockenschrank bei ca. 60 °C über 5 Tage getrocknet und über eine Siebschüttelapparatur in die entsprechenden Kornfraktionen gemäß ÖNORM M 6232 (siehe *Tabelle 2*) geteilt:

**Tab. 2: Einstufung der Choriotopttypen gemäß ÖNORM M 6232**

<b>Bezeichnung</b>	<b>Korngrößenbereich</b>	<b>Beschreibung des Teillebensraumes</b>
Megalithal	Über 40 cm	Oberseite großer Steine und Blöcke, anstehender Fels
Makrolithal	Über 20 cm bis 40 cm	Grobes Blockwerk, etwa kopfgroße Steine vorherrschend, variable Anteile von Steinen, Kies und Sand
Mesolithal	Über 6,3 cm bis 20 cm	Faust- bis handgroße Steine mit variablem Anteil an Kies und Sand
Mikrolithal	Über 2 cm bis 6,3 cm	Grobkies (taubenei- bis kinderfaustgroß) mit Anteilen von Mittel- und Feinkies und Sand
Akal	Über 0,2 cm bis 2 cm	Fein- bis Mittelkies
Psammal	0,063 mm bis 2 mm	Sand
Pelal	Unter 0,063 mm	Schluff, Lehm, Ton und Schlamm

## 4.3.2 Sedimentchemie

Die Analyse der Sedimentproben wurde im Vorarlberger Umweltinstitut vorgenommen. Die Probenverarbeitung im Labor erfolgte in Anlehnung an die ÖNORM L 1061. Aus den Proben wurde über eine Naßschüttelapparatur eine Fraktion von < 63 µm abgetrennt, die im Vakuumtrockner lyophilisiert (gefriergetrocknet) wurde.

Die Bestimmung von Kupfer, Nickel, Blei, Chrom und Zink erfolgte mit einem Atomabsorptionsspektrometer in der brennenden Flamme bzw. bei Cadmium mit dem Graphitrohr. Für die Analyse der Schwermetalle wurde die hausinterne Methode des Vorarlberger Umweltinstitutes angewendet. Der Aufschluß erfolgte nach der ÖNORM L1085 (Aufschluß mit Königswasser). Als Grenzwerte wurden jene aus der Österreichischen Klärschlammverordnung in der geltenden Fassung verwendet, da diese Verordnung derzeit die einzige gesetzliche Grundlage für solche Untersuchungen darstellt.

## 4.3.3 Individuenbestimmung

Die Zoobenthosproben wurden inklusive Feinsediment und organischem Material in 100 µm und 670 µm Fraktionen getrennt. Vor der genaueren Determina-

tion der Zoobenthos-Arten erfolgte unter dem Auflichtmikroskop eine Auftrennung in einzelne Tiergruppen (siehe Abb. 3 bzw. Abb. 4).

#### 4.3.4 Grundlagen der Ergebnisbeurteilung – Statistische Auswertung

- Gewässergüte

Die Auswertung der gesammelten Daten erfolgte mit Unterstützung des Vorarlberger Umweltinstitutes nach der Software „Ecological Profile 1.0“ (GRAF & Partner 1997). Dieses Softwarepaket, welches in Kombination mit der „Fauna Aquatica Austriaca“ (MOOG 1995) verwendet wird, ermöglicht wichtige Parameter über die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern zu ermitteln.

Die Abundanz ist die Gesamtzahl der Individuen einer Population in einer definierten Fläche oder einem definierten Volumen Wasser (LAMPERT & SOMMER 1993). Die saprobieller Valenz wird nach ZELINKA & MARVAN (1961) und PANTLE & BUCK berechnet. Sie gibt Hinweis auf die Toleranz einer Art gegenüber organisch leicht abbaubaren organischen Substanzen. Die saprobielle Valenz der Gesamtzönose wird zur Gewässergütebeurteilung herangezogen.

**Tab. 3: Einteilung der Zönosen in saprobielle Valenzen und deren Gewässergüte (MOOG 1995; ÖNORM M 6232)**

Zönose	Kurzbezeichnung	Gütezustand des Lebensraumes	Güteklasse
Xenosaprobe Zone	x	vollkommen reine Fließgewässer	0
Oligosaprobe Zone	o	un- bis gering belastete Fließgewässer	I
b-mesosaprobe Zone	$\beta$	mäßig belastete Fließgewässer	II
a-mesosaprobe Zone	$\alpha$	stark verschmutzte Fließgewässer	III
Polysaprobe Zone	p	außerordentlich stark verschmutzte Fließgewässer	IV

- Eveness und Diversitätsindex

Die Eveness gibt Auskunft über die Gleichmäßigkeit der Verteilung. Der Diversitätsindex informiert über die Artenzahl und die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen (Äquitabilität). In dieser Studie wurde der SHANNON & WEAVER Index verwendet.

- Statistik

Weiters wurde ein statistischer Vergleich der Biozönosen oberhalb und unterhalb der Straßenabwasserzuläufe und Signifikanzberechnungen (Student's-t-Test) mit den ermittelten Werten durchgeführt.

Dabei wurden folgende Signifikanzniveaus unterschieden:

- N. S: nicht signifikant
- P < 0,05 signifikant \*
- P < 0,01 sehr signifikant \*\*
- P < 0,001 hoch signifikant \*\*\*

## 5. Makrozoobenthos

### 5.1 Allgemeines

Diese Organismen werden als Bioindikatoren für eine ökologische Bewertung von Fließgewässern herangezogen, da sie unterschiedlich auf Gewässerbelastungen reagieren. Somit ändern sich ihre Diversität sowie die Abundanz in Gewässerökosystemen mit sich ändernder Belastung.

Das Arteninventar ist die Grundlage jeder biozönotischen Analyse. Sie ist das Resultat faunengeschichtlicher Ereignisse und zönotischer Reaktionen auf das natürliche Gefüge von Umwelteinflüssen.

### 5.2 Die Makrozoobenthos

#### 5.2.1 *Ephemeroptera* (Eintagsfliegen)

Die Eintagsfliegen sind eine der ursprünglichsten Ordnungen unter den Pterygota, die bereits schon vor über 200 Millionen Jahren die Erde besiedelten. In Europa sind ca. 240 Arten verbreitet.

Ein großer Teil besiedelt nur die kalten Fließgewässer der Hoch- und Mittelgebirge, aus denen sie nach dem Abstreifen der letzten Larvenhülle zu ihrem sprichwörtlich gewordenen kurzen Luftleben aufsteigen. Einzigartig ist, daß das als Subimago bezeichnete frischgeschlüpfte Tier sich nach kurzer Zeit noch einmal häutet, womit es zur fortpflanzungsfähigen Imago wird. Nach der Kopulation beginnt die Eiablage (zwischen 100 und einigen 1000) ins Wasser. Die Lebensdauer der adulten Tiere ist je nach Art sehr unterschiedlich und kann von wenigen Stunden, über mehrere Tage oder sogar einige Wochen betragen.

Die Larven leben hauptsächlich unter Steinen, an Pflanzen und in Schlamm- und Sandablagerungen von Fließgewässern. Sie sind an ihre Umgebung hervorragend angepaßt. Ihre Nahrung besteht meist aus Detritus und Epiphyten (Aufwuchspflanzen). Nur wenige Arten leben als Räuber. Sie selbst sind durch die oft massenhaft vorhandenen Larven eine wichtige Nahrungsquelle für andere Wasserbewohner (SEDLAG 1986).

#### 5.2.2 *Plecoptera* (Steinfliegen)

Sie leben fast ausschließlich in Fließgewässern. Dabei ist die Artenabfolge der Besiedlung nach Gewässerabschnitten streng fixiert, so daß man diese Gruppe für eine Zonierung der Fließgewässer verwenden kann. Viele Arten besiedeln nur die Flüsse und Ströme des Tieflandes. Auf Grund der Gewässerverschmutzung sind viele Arten selten geworden und müssen heute als stark gefährdet angesehen werden. Aus Europa sind etwa 400 Arten bekannt.

Die Entwicklungszeit beträgt meist 1 Jahr, kann aber auch bis zu 3 Jahren andauern. Die Flugzeit der Imagines ist häufig kurz und im Jahresverlauf zeitlich streng festgelegt. Bereits im Winter, noch vor der Schneeschmelze, erscheinen die ersten Arten. Einige Tage nach der Kopulation quellen die Eier aus der Geschlechtsöffnung der Weibchen und bilden ein am Hinterleibsende hängen-

des Eipaket. Zur Eiablage wird nur der Hinterleib ins Wasser getaucht. 3 bis 4 Wochen später schlüpfen die Larven. Da die Larven sehr sauerstoffbedürftig sind, bevorzugen sie kaltes, sauberes und fließendes Wasser. Die Larven der Unterordnung Filipalpia ernähren sich von Algen und pflanzlichen Detritus, hingegen leben die Larven der Setipalpia überwiegend räuberisch. Die Plecopteren sind ebenfalls ein wichtiges Glied in der Nahrungskette (SEDLAG 1986).

### 5.2.3 Trichoptera (Köcherfliegen)

Sie sind mit rund 270 Arten in Mitteleuropa vertreten. Die Larven leben in den verschiedensten Gewässern. Ein Großteil der Köcherfliegen ist heute vom Aussterben bedroht oder gefährdet.

Die eruciformen Larven (Kopflängsachse und Körperachse bilden einen rechten Winkel) tragen zum Schutz ihres weichen Hinterleibs ständig einen Köcher. Das verwendete Baumaterial kann aus organischen Materialien z.B. Fichtennadeln, Grashalme, Zweige usw. oder auch aus anorganischen Materialien wie Sandkörner oder Steinchen bestehen. Alle raupenförmigen Köcherfliegen sind Pflanzenfresser, die sich von Algen, Detritus und frischen oder faulenden Pflanzen ernähren. Von den campodeiden Larven (Kopflängsachse und Körperachse bilden eine Gerade) haben nur wenige einen Köcher. Viele sind Räuber und bauen gespinstartige Fangnetze. Sie ernähren sich von anderem Makrozoobenthos. Die Köcherfliegen gehören zu den holometabolen Insekten d.h. die erwachsenen Larven verpuppen sich und verharren in der Puppenruhe circa 2 – 3 Wochen. Dann verläßt die Puppe ihr Gehäuse und versucht die Wasseroberfläche zu erreichen. Dort erst reißt die Puppenhaut auf und das geflügelte Insekt schlüpft aus (LUDWIG 1993).

### 5.2.4 Diptera (Zweiflügler)

Die Ordnung Diptera gehört zu der artenreichsten Insektengruppe mit weltweit über 120'000 Arten. Sie sind durch die Umbildung der Hinterflügel zu Schwingkölbchen charakterisiert. Die Mehrheit lebt terrestrisch. Nur eine geringe Artenzahl besiedelt den aquatischen Lebensraum. Sie leben als Larven in Gewässern aller Art und strudeln kleinste Nahrungspartikel ein. Zu den wasserlebenden Dipterenlarven gehören neben den nachfolgend beschriebenen Zuckmücken (Chironomidae) und Kriebelmücken (Simuliidae), u.a. auch noch Schnaken (Tipulidae), Schmetterlingsmücken (Psychotiidae), Gnitzen (Ceratopogonidae), Lidmücken (Blephariceridae).

#### • Chironomidae (Zuckmücken)

Chironomiden kommen in allen limnischen Lebensräumen vor. Ihre Anzahl wird weltweit auf etwa 10'000 Arten (in Mitteleuropa ca. 1000 Arten) geschätzt. Sie besiedeln Meereshöhen bis 5600 m im Himalaja, Seetiefen von mehr als 1000 m im Baikalsee und sind noch bei Temperaturen von  $-16\text{ }^{\circ}\text{C}$  aktiv. Doch die meisten Arten leben im Bodenschlamm stehender oder fließender Gewässer. Die Zuckmücken treten oft in Massen auf. Die Larven ernähren sich von Algen, Detritus, Mikroorganismen, Makrophyten, abgestorbenen Holz und Wirbellosen.

Der Lebenszyklus ist wie bei allen Dipteren in 4 Stadien (holometabole Insekten) aufgeteilt – Ei, Larve, Puppe und Imago – und kann innerhalb eines Jahres oder aber auch in wenigen Wochen abgeschlossen sein. Wegen ihres Massenvorkommens stellen die Zuckmücken sowohl als Larve wie auch als Fluginsekt wichtige Nahrungsquelle für Fische, Vögel und Fledermäuse dar.

Die Chironomiden sind die am schwersten zu bestimmende Gruppe des Makrozoobenthos. Die Larven, die im Verlauf ihrer Entwicklung vier Stadien durchlaufen, wechseln ständig die Bestimmungsmerkmale.

- Simuliidae (Kriebelmücken)

Weltweit zählt man heute rund 1000 Arten, in Mitteleuropa gibt es etwa 40 Arten. Kriebelmücken sind im Gegensatz zu anderen Mücken tagaktiv. Wie bei den Stechmücken benötigen die Weibchen der meisten Arten zur Eireifung eine Blutmahlzeit.

Die Larven leben ausschließlich in Fließgewässern, wo sie sich mit der Haftscheibe ihres Hinterleibsende auf Steinen oder Pflanzen festsitzen. Die Larven sind Filtrierer und ernähren sich von Algen und Detritus. Am Ende der Larvalzeit spinnen sie aus einem Sekret ihrer Speicheldrüsen ein tütenförmiges Puppengehäuse. In diesem schlauchförmigen Kokon wird die Puppe über Kiemen mit dem nötigen Sauerstoff versorgt. Beim Schlüpfen ist die Imago von einer Luftblase umgeben, die sie zur Oberfläche emporsteigen läßt (LUDWIG 1993).

#### 5.2.5 Coleoptera (Käfer)

Von den mehr als 400'000 Käferarten der Welt sind nur etwa 15'000 als Wasserkäfer zu bezeichnen. Ein Großteil der aquatischen Arten bewohnen alle Formen des Süßwassers – fließend oder stehend und sogar das Grundwasser. Nur wenige Arten leben in Salzwässern. Bei der Mehrzahl der mitteleuropäischen Wasserkäfer sind jedoch nur Ei und Larve obligatorisch aquatisch. Die reife Larve verläßt das Wasser und begibt sich zur Verpuppung meist in den Boden. Die Imago verbringt den größten Teil ihres Lebens im Wasser, nur zur Ausbreitung und bei manchen Arten zur Überwintern begibt sie sich an Land. Die Ernährung ist verschieden und reicht von aufwuchs- und detritusfressenden Langtasterwasserkäfer bis zum Kannibalismus der Schwimmkäferlarven (LUDWIG 1993).

#### 5.2.6 Oligochaeta (Wenigborster)

Oligochaeten sind durch ihren segmentierten Körperbau, drehrunde wurmförmige Gestalt und in 4 Längsreihen angeordneten, in der Haut verankerten Borsten, gekennzeichnet. Weltweit leben circa 3500 Arten, davon sind rund 110 Arten aus dem Süßwasser Mitteleuropas bekannt. Ihre Lebensweise ist unterschiedlich. Einige bauen sich Röhren im Schlamm oder auf Steinen und Wasserpflanzen, andere bewegen sich kriechend oder schwimmend-schlängelnd. Sie sind meist Substrat- oder Detritusfresser und seltener Räuber, Pflanzen- oder Aasfresser. Die Vermehrung kann sexuell oder asexuell durch Querteilung erfolgen (LUDWIG 1993).

### 5.2.7 Crustacea (Krebstiere)

Die Krebstiere umfassen insgesamt 40'000 Arten, von denen die meisten im Meer vorkommen. Die Süßwasserarten zählen zu den Decapoden (zehnfüßige Krebse), Amphipoden (Flohkrebse) und Isopoden (Wasserasseln). Die Decapoden ernähren sich von Wasserpflanzen, Schnecken und andern Wassertieren, sowie von Aas. Die Flohkrebse und Wasserasseln gehören zu den Zerkleinern und ernähren sich hauptsächlich von pflanzlichem Detritus. Im Laufe eines einjährigen Flohkrebselebens bringen sie zwischen 6 und 9 Bruten hervor und häuten sich etwa 20mal. Wasserasseln sind auch einjährig und können sich alle 3 Wochen paaren und bis über 100 Eier ablegen (LUDWIG H. W. 1993).

### 5.2.8 Sonstige

Die Mollusca (Weichtiere) vertreten durch die Gastropoda (Schnecken) und die Bivalvia (Muscheln) bewohnen in unterschiedlichsten Formen v.a. stehende Gewässer. Als Nahrung der Mollusca dient meist der Algenaufwuchs. Muscheln sind aktive Filtrierer.

Die Turbellaria (Strudelwürmer) sind kleine nacktschneckenförmige, abgeflachte Würmer. Sie sind lichtscheu und gehen in der Nacht auf Beutejagd. Bevorzugt werden meist Kleintiere aller Art, die nach Abgabe von Verdauungssaft mit dem vorstülpbaren Schlund (Pharynx) angesaugt werden.

Die Acari (Wassermilben) gehören zur Klasse der Spinnentiere und weisen entsprechend acht Beinpaare auf. Sie leben meist parasitisch oder räuberisch. Die meisten Arten leben in stehenden oder nur leicht fließenden Gewässern.

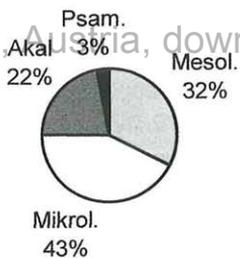
Nematoden (Fadenwürmer) sind eine artenreiche Gruppe die in verschiedensten Lebensräumen vorkommt. Der Körper ist faden- bis schlauchförmig, sein Querschnitt rund. Meist erreichen sie nur eine Größe von 1-3 mm. Die Ernährungsweise kann sehr unterschiedlich sein, viele Arten sind parasitisch (LUDWIG 1993).

## 6. Ergebnisse

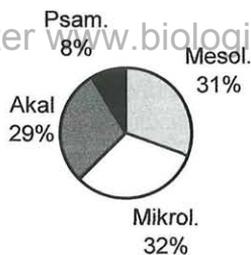
### 6.1 Sedimentcharakteristik an den drei Probenstellen

In *Abb. 1* und *Abb. 2* ist die Sedimentcharakteristik an den Probenstellen im Nannerbach dargestellt. Es ergeben sich sowohl im Herbst 1996 als auch im Frühjahr 1997 ähnliche Choriotopverhältnisse an den drei Probenstellen. Es dominiert die Fraktion des Mesolithals und des Mikrolithals an allen Stellen. Nur an der Stelle II nimmt im Frühjahr 1997 das Mesolithal mit 47 % auf Kosten des Akals einen etwas höheren Anteil ein als an den anderen zwei Stellen. Trotzdem dürfte sich dies kaum auf die Besiedlungscharakteristik des Zoobenthos beim Vergleich der drei Stellen auswirken und somit einen aussagekräftigen Vergleich erlauben.

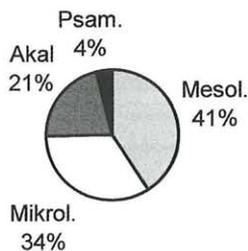
Abb. 1: Choriotopzusammensetzung (Gew.%) an den drei Probenstellen im Nannerbach 1996 (Mittelwerte, n = 5)



Stelle I

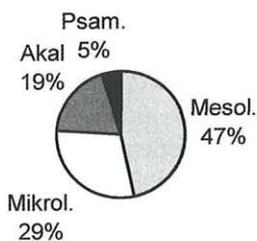


Stelle II

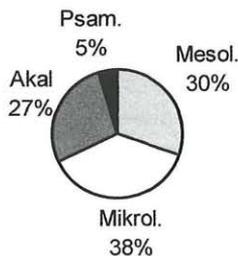


Stelle III

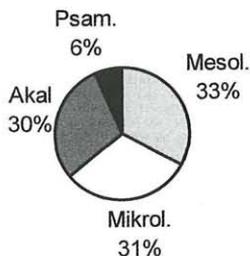
Abb. 2: Choriotopzusammensetzung (Gew.%) an den drei Probenstellen im Nannerbach 1997 (Mittelwerte, n = 5)



Stelle I



Stelle II



Stelle III

## 6.2 Ergebnisse Makrozoobenthos

### 6.2.1 Abundanz

Im Herbst 1996 zeigt sich an der Probenstelle I (Referenzstelle) eine Dominanz der Chironomiden mit 32,7 % die von den Ephemeropteren 20,5 % und den



Abb. 3 (l.):  
Oligochaeta  
(Naididae *Nais* sp.)

Abb. 4 (r.):  
Ephemeroptera  
(Heptageniidae  
indet.)



Abb. 5 (l.):  
Trichoptera  
(*Rhyacophila* so.)

Abb. 6 (r.):  
Plecoptera (*Perlida* sp.)



Abb. 7 (l.):  
Plecoptera (*Perlida* sp.)

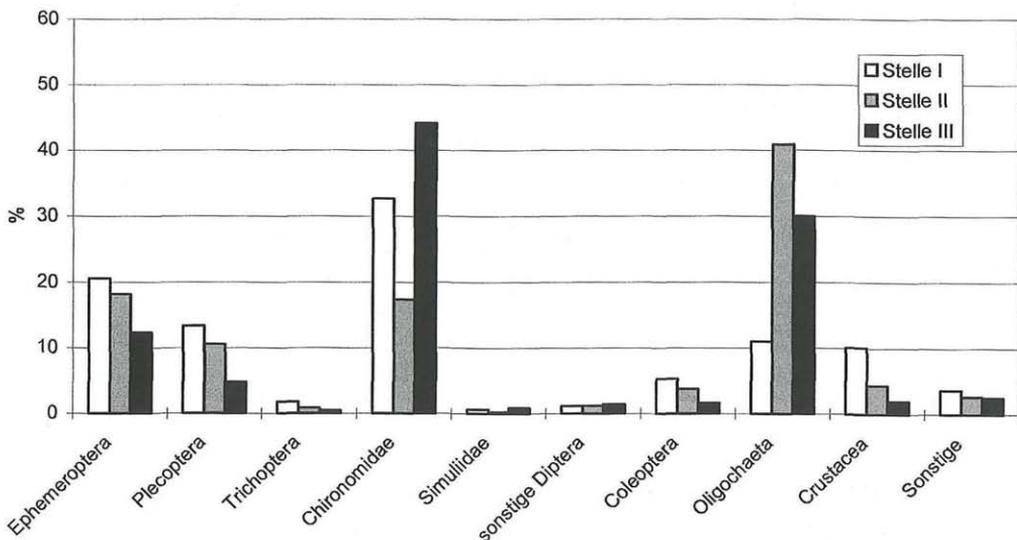
Abb. 8 (r.):  
Chironomidae  
(Orthocladiinae sp.)



Abb. 9:  
Ephemeroptera (*Baetis  
rhodani*)

Plecopteren 13,3 % gefolgt wird. Den selben Anteil (ca. 10 %) an der Gesamt-abundanz weisen die Crustacea und die Oligochaeten auf. Ungewöhnlich hoch ist auch der Anteil der Coleopteren mit 5,3 %. Die Anzahl der Individuen/m<sup>2</sup> beträgt rund 7800 (Abb. 10). An der Stelle II erhöht sich die Individuendichte auf mehr als das Doppelte (rund 16'000 Ind./m<sup>2</sup>), wobei die Oligochaeten mit 40,9 % den größten Anteil einnehmen. Sowohl der Anteil, als auch die Anzahl der Coleopteren, der Ephemeropteren und der Chironomiden ist, im Vergleich zur Stelle I, zurückgegangen. Hingegen ist die Anzahl der Plecopteren gestiegen; ihr Anteil an der Gesamtabundanz ist jedoch auf 10,5 % gefallen.

An der Stelle III, welche sich ca. 50 – 100 m unter der Straßenabwassereinleitung befindet, ist ein unwesentlicher Rückgang der Gesamtabundanz im Vergleich zur Stelle II auf rund 13'800 Ind./m<sup>2</sup> festzustellen. Die Chironomiden nehmen wieder den größten Anteil mit 44,1 % ein. Die Oligochaeten sind nun die zweitgrößte Gruppe mit 30 %. Der Anteil der Ephemeropteren sinkt auf 12,3 %, und ebenso nimmt der Anteil der Plecopteren auf 4,8 % ab. Die absolute Anzahl und der relative Anteil der Coleopteren ist, im Vergleich zur Stelle II, um mehr als die Hälfte reduziert.



**Abb. 10: Relative Abundanz (%) aller Tiergruppen an den drei Probenstellen im Nannerbach 1996 (Mittelwerte, n = 5)**

Betrachtet man die Gesamtabundanz im Frühjahr 1997 (Abb. 11), zeigen sich folgende Ergebnisse:

An der Probenstelle I wurden insgesamt rund 35'500 Individuen/m<sup>2</sup> gefunden. Die dominante Gruppe sind die Chironomiden, die mit 47,6 % fast die Hälfte der Gesamtabundanz ausmacht. Weiters stark vertretene Gruppen sind die Oligochaeten mit 14,5 %, die Plecopteren mit 13,1 % und die Ephemeropteren mit 11,6 %. Die Coleopteren mit 4,5 % nehmen auch einen relativ hohen Anteil an der Gesamtabundanz ein. Die Crustacea sind mit knapp 4 % vertreten.

Die Individuenzahl pro Quadratmeter steigt an der Stelle II um etwa die Hälfte aufgrund 53'300 an. Die Anzahl der Chironomiden nimmt hier über 53 % ein. Ebenso konnte bei den Oligochaeten eine Steigerung auf 34,2 % festgestellt werden. Durch diese Häufigkeitsänderung kommt es zu einer deutlichen Verschiebung bei den relativen Abundanz der anderen Tiergruppen.

An der Stelle III wurden rund 47'000 Individuen/m<sup>2</sup> gezählt. Die beiden dominierenden Großgruppen sind, wie an der Stelle II, die Chironomiden mit 46,3 % und die Oligochaeten mit 45,6 %. Alle anderen Großgruppen sind anteilmäßig zurückgegangen und teilen sich die restlichen 5 % auf.

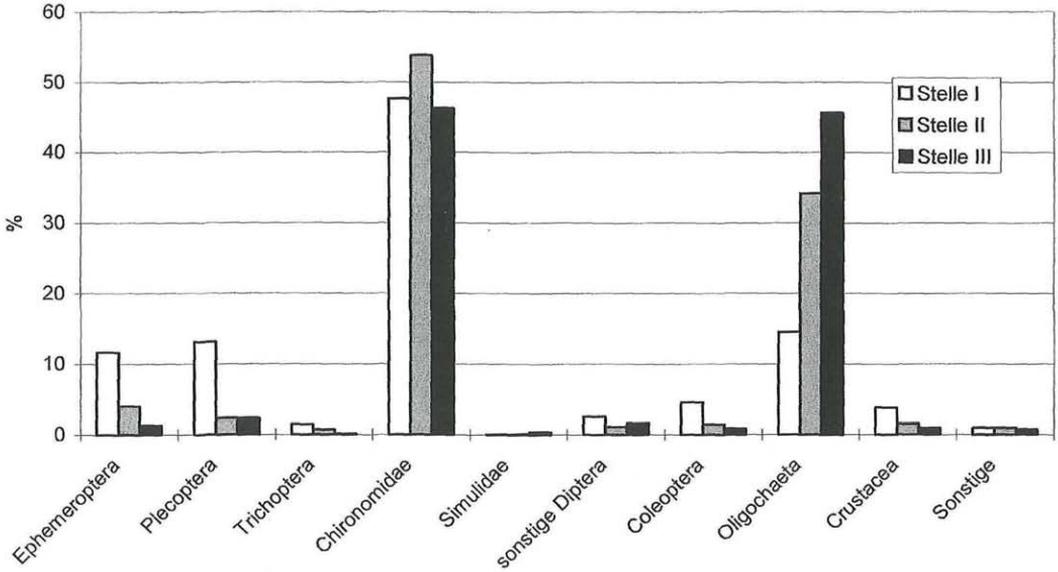


Abb. 11: Relative Abundanz (%) aller Tiergruppen an den drei Probenstellen im Nannerbach 1997 (Mittelwerte, n = 5)

### 6.2.2 Biomasse

Im Herbst 1996 weisen die Stelle II mit 6,5 g/m<sup>2</sup> und die Stelle III mit 6,6 g/m<sup>2</sup> fast dieselbe mittlere Gesamtbiomasse auf. An der Stelle I hingegen macht die Biomasse im Gesamten nur 4,3 g/m<sup>2</sup> aus. Diese Zunahme hängt vor allem mit den Oligochaeten zusammen, welche an der Stelle III die fast 5fache Masse der Stelle I aufweisen (Abb. 12). An der Stelle I hingegen dominieren die Crustaceen, deren Biomasse in Fließrichtung immer mehr abnimmt. Die Ephemeropteren-, Plecopteren- und Coleopterenbiomasse hat ihr Maximum an der Stelle II. Die Chironomiden dagegen haben ein deutliches Maximum ihrer Biomasse an der Stelle III.

Betrachtet man die mittlere Biomasse der Tiergruppen im Frühjahr 1997, dominiert in Summe die Stelle II mit 37,0 g/m<sup>2</sup>, gefolgt von der Stelle I mit 31,5 g/m<sup>2</sup> und der Stelle III mit 19,6 g/m<sup>2</sup>. An der Stelle II nehmen den größten Teil die Chironomiden gefolgt von den Oligochaeten ein. Bei den Ephemeropteren und Plecopteren ist die Stelle I sehr dominant.

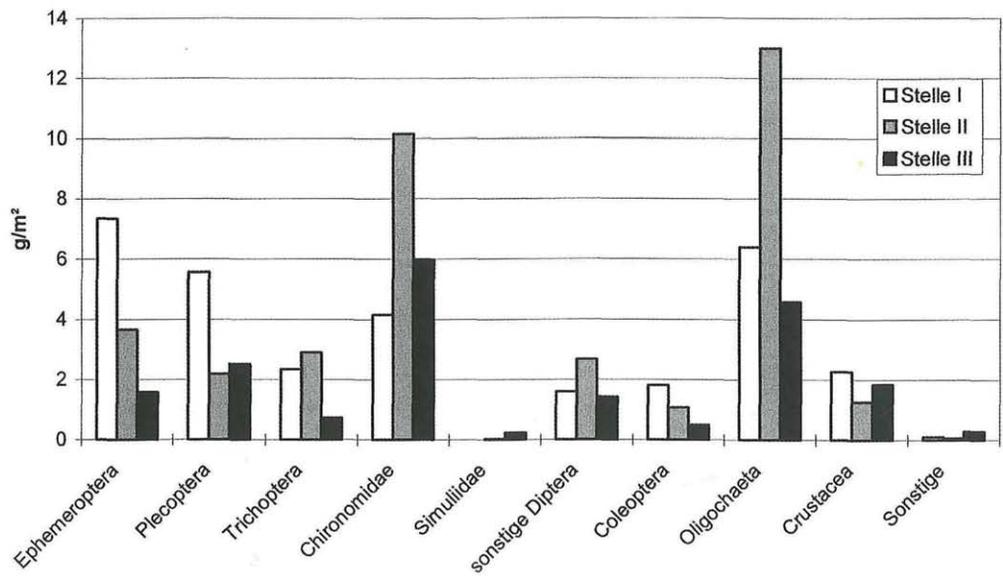
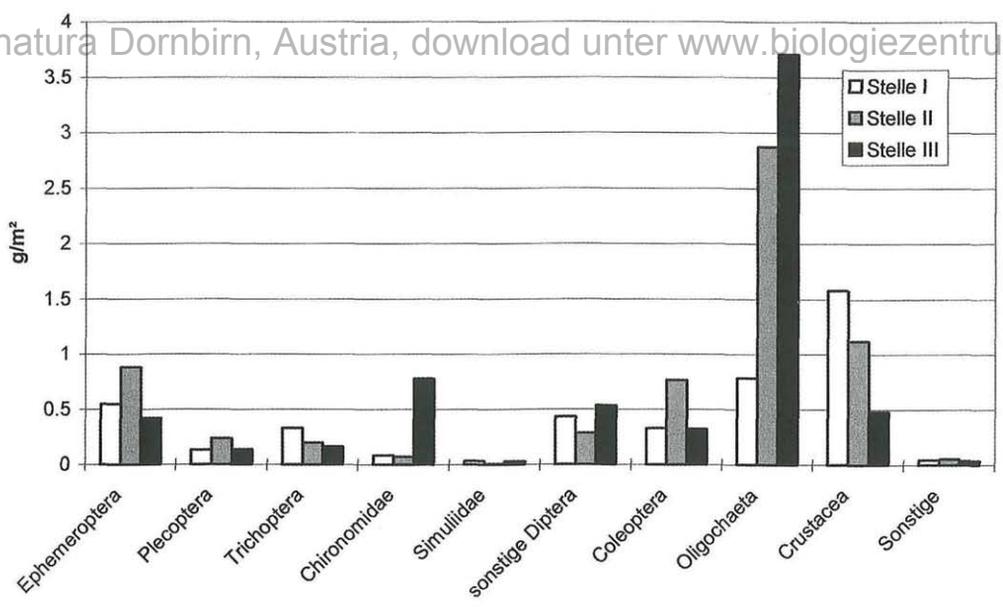


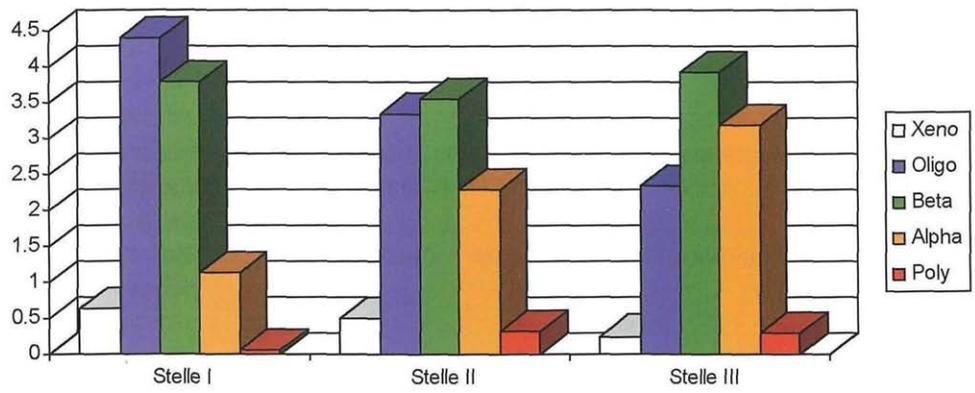
Abb. 12: Biomassenzusammensetzung (g/m<sup>2</sup>) aller Tiergruppen an den drei Probenstellen im Nannerbach 1996 (oben) und 1997 (unten) (Mittelwerte, n = 5)

### 6.2.3 Saprobielle Valenz

Die Stelle I ist im Herbst 1996 der einzige Probenpunkt an dem die Oligosaprobie dominiert (Abb. 13). An der Stelle II wird die saprobielle Valenz von typischen Arten der beta-mesosaprobien Zone geprägt. Diese Dominanz wird auch an der Stelle III bestätigt, an welcher es zu einem deutlichen Rückgang der oligosaprobien Arten kommt. Zudem ist an der Stelle III eine deutliche Zunahme der alpha-mesosaprobien Organismen festzustellen.

Wie aus der Verteilung der saprobiellen Valenzen bereits ersichtlich ist, nimmt auch die Gewässergüte in Fließrichtung deutlich ab. An der Stelle I beträgt der Gewässergüteindex 1,56. Der Nannerbach weist diesem Bereich nur eine geringe Verunreinigung auf, d.h. Gewässergüteklasse I – II. Der Gewässergüteindex an der Stelle II beträgt 1,86 und an der Stelle III 2,09, was der Gewässergüteklasse II d.h. einem mäßig verunreinigten Gewässer entspricht.

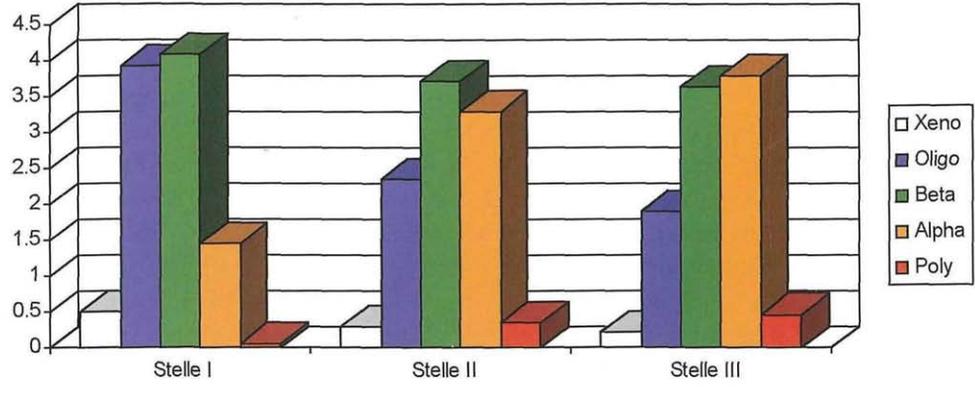
**Abb. 13: Saprobielle Valenz im Nannerbach 1996**



Im Frühjahr 1997, bei der zweiten Probenserie, dominieren Arten der beta-mesosaprobe Stufe (Abb. 14). Arten, welche die oligosaprobe Stufe kennzeichnen, treten an der Stelle I im Vergleich zu den Stellen II und III verstärkt auf. An der Stelle II dominieren die Arten der beta-mesosaprobe Stufe. Die Stelle III wird von Arten der Alpha-mesosaprobie beherrscht. Der polysaprobe Anteil zeigt in Fließrichtung eine deutliche Zunahme.

**Abb. 14: Saprobielle Valenz im Nannerbach 1997**

Die Gewässergüte erreicht an der Stelle I einen Wert von 1,66 was der Gewässergüte I – II entspricht. An der Stelle II steigt der Gewässergüteindex auf 2,11 (Gewässergüteklasse II) an. Die Probenstelle III weist mäßig bis starke Verunreinigung auf, was sich aus dem Gewässergüteindex von 2,24 (Gewässergüteklasse II – III) ergibt.



#### 6.2.4 Diversität und Eveness

Im Herbst 1996 wurde nur an der Stelle III eine deutliche Abnahme der Artenzahl festgestellt (Tab. 4). Die Stelle I und II weisen sehr ähnliche Ergebnisse auf. Diversitätsindex und Eveness zeigen auch kaum Abweichungen beim Vergleich der drei Probenstellen. Die detaillierte Artenliste ist im *Anhang* wiedergegeben.

Tab. 4: Artenzahl, Diversität und Eveness Nannerbach 1996 Mittelwerte (n=5)

Nannerbach 1996	Artenzahl	Diversitätsindex (S. & W.)	Eveness
Stelle I	78	2,48	0,69
Stelle II	80	2,50	0,68
Stelle III	73	2,49	0,69

Die Ergebnisse der Probennahme 1997 (Tab. 5) zeigen eine deutliche Abnahme der Artenzahlen, der Diversitätsindizes und der Eveness in Fließrichtung.

Tab. 5: Artenzahl, Diversität und Eveness Nannerbach 1997 Mittelwerte (n=5)

Nannerbach 1996	Artenzahl	Diversitätsindex (S. & W.)	Eveness
Stelle I	104	2,90	0,73
Stelle II	99	2,67	0,69
Stelle III	85	2,31	0,62

Tab. 6: Statistisch signifikante Unterschiede im Nannerbach Herbst 1996

\* = significant

\*\* = very significant

\*\*\* = highly significant

can't

#### 6.2.5 Statistisch signifikante Unterschiede der Makrozoobenthosabundanz

Mit Hilfe des Student's t-Test wurden die signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Abundanz oberhalb und unterhalb der Straßenabwassereinleitung errechnet. Die Tabellen 6 und 7 zeigen jene Tiergruppen bzw. -arten welche ein signifikant erhöhtes oder vermindertes Auftreten an den einzelnen Probenstellen aufweisen.

Nannerbach Herbst 1996 (Student's t-Test)	Vergleich Stelle I / Stelle II			Stelle I / Stelle III	
	mean x Stelle I	mean x Stelle II	Signifikanz	mean x Stelle III	Signifikanz.
BEZEICHNUNG (Namen, Arten etc.):					
<i>Baetis rhodani</i>	28	143	*	147	**
<i>Rhithrogena</i> sp.	14	221	*	9	
Heptageniidae indet./juv.	115			28	*
Ephemeroptera sp.	55	1106	***	346	
Tanypodinae indet./juv.	134	479	*	46	
<i>Brillia modesta</i>	120			493	*
<i>Eukiefferiella claripennis</i>	5			410	***
Orthocladiinae Gr. COP	5			341	**
Orthocladiinae indet./juv.	1253			2903	*
Heptageniidae	157			37	*
Orthocladiinae	2465			5686	*
Chironomidae (total)	2719			6041	*
<i>Nais</i> sp.	83	1484	***		
<i>Nais communis</i>	170	2373	*		
<i>Pristinella jenkinsae</i>	32	438	*		
Nemouridae Gen. sp.	106			18	*

Nannerbach Frühjahr 1997 (Student's t-Test)	Vergleich Stelle I / Stelle II			Stelle I / Stelle III	
	mean x Stelle I	mean x Stelle II	Signifikanz	mean x Stelle III	Signifikanz
BEZEICHNUNG (Namen, Arten etc.):					
<i>Baetis muticus</i>	424	37	**		
<i>Baetis rhodani</i>	746			203	*
<i>Baetis</i> indet./juv.	244			51	*
<i>Rhithrogena diaphana savoiensis</i>	323			46	**
<i>Rhithrogena</i> sp.	115			5	*
<i>Glossosoma conformis</i>	350			28	**
<i>Rhyacophila sensu stricto</i> sp.	78			9	*
<i>Pentaneurini</i> indet./juv.	120			18	*
<i>Diamesa cinerella/zernyi</i>	1433	4050	*	7944	*
<i>Diamesa insignipes</i>	276	733	*	1055	*
<i>Corynoneura lobata</i>	571			97	*
<i>Eukiefferiella claripennis</i>	74			843	*
<i>Leuctra</i> spp.	2493	645	*	571	*
<i>Nemura</i> spp.	760	226	**		
<i>Limnius</i> jv.	304			9	*
<i>Eiseniella tetradra</i>	9	83	**		
<i>Nais</i> sp.	129			3769	***
<i>Nais communis</i>	235	4567	***	9009	***
<i>Nais variabilis</i>	9			2691	***
<i>Fridericia</i> sp.	175			5	**

Tab. 7: Statistisch signifikante Unterschiede im Nannerbach Frühjahr 1997

\* = significant  
 \*\* = very significant  
 \*\*\* = highly significant

## 7. Diskussion

### 7.1 Makrozoobenthos

Eine deutliche Zunahme der Gesamtbiomasse von 4,3 g/m<sup>2</sup> an der Stelle I auf 6,5 bzw. 6,6 g/m<sup>2</sup> an den Stellen II und III im Herbst 1996 kann durch eine zusätzliche organische Belastung verursacht werden. Auch bei der Probenserie im Frühjahr weist die Stelle II mit 37 g/m<sup>2</sup> eine höhere Biomasse als die Stelle I mit 31,5 g/m<sup>2</sup> auf.

Wenn man die Gesamtabundanzen betrachtet, erkennt man an beiden Probenentnahmetermen ein Maximum an der Stelle II, gefolgt von der Stelle III, jeweils unterhalb der Straßenabwassereinleitung, und ein Minimum an der Stelle I, oberhalb der Einleitung. Diese Maxima können ebenfalls mit einer erhöhten organischen Belastung in Verbindung stehen. Auffällig ist auch, daß sich die Gesamtabundanz im Frühjahr gegenüber dem Herbst um ca. das 4fache erhöht. Auch in den anderen untersuchten Bächen konnte eine deutliche Zunahme der Gesamtabundanz festgestellt werden (AMANN 1998, HATTLER 1999).

Wenn die gefunden Tierarten der Stellen I und II im Herbst 1996 verglichen werden, kann man einige signifikante Unterschiede erkennen, welche auf eine

©inatura Dornbirn, Austria, downloaded unter www.biologiezentrum.at

schlechtere Wasserqualität unterhalb der Einleitung Hinweis geben. So z.B. bei der Eintagsfliege *Baetis rhodani* (Saprobienindex (SI) 2,1), welche ein signifikant häufigeres Auftreten an der Stelle II unterhalb der Straßenabwassereinleitung aufweist. *B. rhodani* bewohnt Fließgewässer aller Art und toleriert auch mäßig bis kritische Verunreinigung. Diese Art kommt oft in Massen in leicht bis stark verschmutzten Berg- und Flachlandbächen vor, sofern genügend Strömung die ausreichende Sauerstoffversorgung gewährleistet (BRAUKMANN 1997). Die Häufigkeit von *B. rhodani* nimmt, wenn man die Stellen I und III vergleicht, sogar sehr signifikant weiter zu.

Signifikante Abundanzzunahmen sind unter anderem auf das gehäufte Vorkommen der Dipteren *Eukiefferiella claripennis* (SI 2,3) mit hoher Signifikanz und *Brillia modesta* (SI 1,8) signifikant an der Stelle III, im Vergleich mit der Stelle I, zu erkennen. *E. claripennis* ist, nach LEHMANN (1980), die „am meisten dem Dreck zugetane Art“ der *Eukiefferiella*-Gattung und kommt bis in die Gewässergüte III vor. *B. modesta* ist eine Art in der Unterfamilie der Orthoclaadiinae die mit stärkeren Verschmutzungen auskommt und bis ins Potamal vorkommt (JANECEK 1993).

Bei den Oligochaeta wurde eine signifikante Erhöhung der Gesamtabundanz festgestellt, die vor allem durch die Familie der Naididae verursacht wird. *Nais communis* ist an der Stelle II signifikant höher als an der Stelle I. *Nais communis* wird auch als Leitform von organisch belasteten fließenden und stehenden Gewässern bezeichnet (SCHWANK 1981). Ein weiterer signifikant Anstieg wurde bei *Pristinella jenkinsae*, die ein typischer Sediment- und Detritusfresser ist (BAZZANTI 1991), festgestellt.

Die Stelle III zeigt 50 bis 100 Meter nach der Straßenabwassereinleitung weitere statistisch signifikante Unterschiede im Vergleich zur Stelle I auf. So konnten hoch signifikante Zunahmen bei der Orthoclaadiinae Art *Eukiefferiella claripennis* und signifikante Zunahme bei *B. modesta* festgestellt werden. Die Plecopteren-gattung *Nemoura* sp. weist eine signifikante Abnahme auf. Diese Gattung ist nach ZWICK (1980) typisch für unbelastete Bergbäche (Ausnahme *N. cinerea*).

Eine Verschlechterung der Gewässergüte nach der Straßenabwassereinleitung zeigt auch der Ausfall von verschiedenen Tierarten. So wurden nur an der Referenzstelle I *Marionina riparia* und *Haplotaxis gordioides*, die beiden einen SI von 1,5 aufweisen, gefunden. *Hydraena lapidicola* ist mit einem SI von 0,9 auch ausgefallen. Sie wird als kaltstenotherme, rheophile Gebirgsbachart beschrieben (BRAUKMANN 1987). *Rhithrogena semicolorata taurisca* kommt ebenso nur an der Stelle I vor. Diese Eintagsfliegenart ist in Quellregionen verbreitet. Ebenso gibt es ein Hinzukommen von verschiedenen Belastungsanzeigern wie zum Beispiel die Chironomidenart *Rheocricotopus fuscipes* oder *Limnodrilus claparedeanus* (SI = 2,9) und *L. hoffmeisteri* (SI = 3,5), Arten aus der Familie der Tubificidae.

Die Untersuchung im Frühjahr 1997 zeigt betreffend der Artenhäufigkeiten ein ähnliches Bild wie jenes im Herbst 1996. Die Differenzen zwischen den Stellen III und I sind jedoch deutlicher als zwischen den Stellen II und I.

So z.B. durch die Eintagsfliege *Baetis muticus* (SI 1,4), welche sehr signifikant häufiger an der Stelle I als an der Stelle III auftritt. Sie lebt bevorzugt in Quellregionen und toleriert keine versauerten Gewässer (SCHMEDTJE & KOHMANN

1992). Dem Trend einer schlechteren Gewässerqualität widerspricht das signifikante Auftreten von *B. rhodani* oberhalb der Einleitung. Die Familie der Heptageniidae zeigt mit *Rhithrogena diaphana savoienensis* (SI 1,5) einen sehr signifikanten Abundanzrückgang von der Stelle I zur Stelle III an.

Bei den Trichopteren ergibt sich ein sehr signifikant vermehrtes Auftreten von *Glossosoma conformis* (SI 1,0) an der Stelle I im Vergleich zur Stelle III. Nach BOTOSANEANU & MALICKY (1978) gilt sie als Gebirgsart, und daher als anspruchsvoll, was die Wasserqualität betrifft. Auch *Hydropsyche saxonica* (SI 1,6), welche nach MOOG & JANECEK (1993) saubere Bäche bewohnt, kommt an der Stelle III nicht mehr vor.

Bei den Orthoclaadiinae tritt *Corynoneura lobata* (SI 1,3) signifikant vermehrt an der Stelle I im Vergleich zur Stelle III auf. Sie gilt als regelmäßig in Quellen und Bächen gefundene Art (JANECEK 1993). *Diamesa insignipes* (SI 2,0) ist laut JANECEK (1993) als die gegenüber organischer Verunreinigung toleranteste Art dieser Gattung. Sie kommt signifikant vermehrt an der Stelle III (verglichen mit der Stelle I) vor. *Eukiefferiella claripennis* bestätigt den Trend wie bei der Untersuchung im Herbst 1996 auch im Frühjahr 1997 signifikant.

Innerhalb der Ordnung der Plecopteren zeigen sowohl die Gattung *Leuctra* sp. einen signifikanten und *Nemoura* sp. einen sehr signifikanten Rückgang nach der Straßenabwassereinleitung. Die Coleopteren *Hydraena lapidicola* und *Hydraena truncata* mit einem SI von 0,9 bzw. 0,7 wurden nur an der Referenzstelle gefunden. *H. truncata* (rheobiont) lebt vor allem in Bergbächen und zeigt eine geringe Toleranz gegenüber Gewässerverschmutzungen (KOCH 1993).

Wie im Herbst 1996 kann man an der Stelle II wieder eine hoch signifikante Zunahme der Naididen sowie deren Art *Nais communis* (SI = 2,7) feststellen. Ebenfalls weist *Nais variabilis* (SI = 2,6) durch eine hoch signifikante Erhöhung ihrer Abundanz auf den Trend einer schlechteren Wasserqualität hin. *N. variabilis* ist von Epirhithral bis Hypopotamal zu finden und ernährt sich von Moosen, Algen und Makrophyten sowie von Detritus (HÖRNER et al. 1995). In dieser Familie gibt es vereinzelt räuberisch von Kleinorganismen lebende, sowie Pflanzen-, Detritus- und Sedimentfresser (WESENBERG-LUND 1939).

An der Stelle III nimmt die Anzahl der Oligochaeten signifikant zu. Es konnte ein hoch signifikanter Anstieg der Familie der Naididae besonders durch die Gattung *Nais* sp., *N. communis* (SI = 2,7) und *N. variabilis* (SI = 2,6) beobachtet werden. *N. elinguis* und *N. bretscheri* mit einem SI von 2,8 bzw. 2,4 wurden erst nach der Straßenabwassereinleitung gefunden. *N. elinguis* bewohnt Fließgewässer vom Rhithral bis Potamal, mit steigender Tendenz zum Potamal hin (SCHWANK 1982). Nach STREBLE & KRAUTER (1985) lebt diese Art sogar in eutrophierten Gewässern. *N. bretscheri* wird als Weidegänger und Detritusfresser beschrieben (HÖRNER et al. 1995). Nach der Straßenabwassereinleitung sind auch Arten der Familie der Ephemeroptera (*Baetis alpinus*) und Plecoptera ausgefallen. Die hier fehlenden Arten von der Gattung *Perla* sp. (juvenil) weisen einen SI zwischen 0,7 und 1,5 und *Dictyogenus* sp. von SI 0,6 auf. Bei den Chironomiden tritt die Art *Brillia flavifrons* (SI 2,7) nur unterhalb der Straßenabwassereinleitung auf.

Der Vergleich der Zusammensetzung des Makrozoobenthos zeigt oberhalb und unterhalb der Straßenabwassereinleitung im Nannerbach deutlich auf eine Belastung durch die Einleitung von Straßenabwässern hin.

Die EDV-Auswertung der gesammelten Daten mit dem Softwarepaket "Ecological Profile 1.0" (GRAF & Partner 1997) bestätigt die obigen Aussagen über die saprobielle Verteilung und die saprobielle Gewässergüte. Im Herbst 1996 herrscht an der Stelle I die Oligosaprobie mit beta-mesosaprobem Einschlag. Nach der Straßenabwassereinleitung dominiert die beta-mesosaprobe Stufe. Beide Probenentnahmestellen zeigen eine deutliche Verschlechterung gegenüber der Referenzstelle I. Die Gewässergüte geht von einem SI = 1,56 (ZELINKA & MARVAN 1961) an der Referenzstelle auf einen SI = 1,86 an der Stelle II beziehungsweise auf einen SI = 2,09 an der Stelle III zurück. Der Abschnitt oberhalb der Einleitung ist noch als gering belastet in die Gewässergütekategorie I-II einzuteilen. Eine Verschlechterung der Probenstellen unterhalb der Straßenabwassereinleitung konnte festgestellt werden, die als mäßig belastet in die Güteklasse II einzustufen ist (LAWA nach FRIEDRICH 1990).

Im Frühjahr 1997 sind die Unterschiede der saprobiellen Valenzen und der Gewässergüte zwischen oberhalb und unterhalb der Straßenabwassereinleitung noch deutlicher als im Herbst 1996 ausgeprägt. Es kann eine Verschlechterung in Fließrichtung festgestellt werden.

Der Referenzabschnitt oberhalb der Einleitung ist sehr gering belastet und weist einen SI = 1,66 auf. An der Stelle II verschlechtert sich der SI auf 2,11. Dieser Abschnitt weist in Summe eine ausgeglichene beta-mesosaprobielle Valenz auf und wird als mäßig belastet in die Gewässergütekategorie II gestellt. An der Stelle III ist der SI schon auf 2,24 angestiegen und die saprobiellen Valenzen wird von der alpha-Mesosaprobie dominiert. Die Gewässergütekategorie II-III weist auf mäßig bis stark verunreinigt an dieser Stelle hin.

Diese Tendenz widerspiegelt sich auch in den anderen untersuchten Gewässern Lanzengrabenbach und Mühltofelbach (AMANN 1998, HATTLER 1999).

Die Verschlechterung der Gewässerqualität wird auch durch die Abnahme des Diversitätsindex und der Artenzahl in Fließrichtung bestätigt. Deutlicher sind auch hier die Differenzen der Probenahme 1997 als jene von 1996.

Interessanterweise zeigt der Nannerbach bzgl. des Makrozoobenthos an beiden Probenentnahmeterminen tendenziell an der Stelle III schlechtere Bedingungen als an der Stelle II direkt unterhalb der Einleitung. Dieser Trend wird im Nannerbach durch die sedimentchemischen Untersuchungen (mit Ausnahme von Blei) bestätigt.

## 7.2 Sedimentchemie

So wie das Makrozoobenthos auf eine Verschlechterung der Gewässerqualität durch die Straßenabwässer hinweist, bestätigen auch die Auswertungen der Sedimentchemie den selben Trend.

Diese Thematik wird in dieser Publikation nur zur Vervollständigung ergänzend beigefügt. Für eine Vertiefung wird auf AMANN 1998, HATTLER 1999 sowie AMANN 2000 verwiesen.

Bei den Schwermetallen ist bei Blei an beiden Probenterminen ein deutlicher Anstieg der Konzentrationen unterhalb der Straßenabwässerleitung festgestellt worden. Dieser Maximumtrend (Grenzwertüberschreitung im Herbst 1996) an der Probenstelle II wird aber von keinem anderen Schwermetall im Nannerbach bestätigt. Elemente wie Zink und Kupfer erreichen mit Grenzwertüberschreitungen ihr deutliches Maximum erst an der Stelle III. Bei Cadmium wird die Tendenz von Zink und Kupfer mit geringerer Deutlichkeit bestätigt. Die höchste Konzentration von Nickel und Chrom an der Stelle I im Herbst 1996 ist vermutlich geogen bedingt. Diese zwei Schwermetalle weisen keine hohen bzw. kritischen Werte auf. Zudem konnte im Nannerbach kein, durch die Straßenabwässer bedingter, Anstieg von Nickel und Chrom festgestellt werden.

In Summe kann, mit Ausnahme von Nickel und Chrom gesagt werden, daß die Schwermetalle (allen voran Blei) eine deutliche Konzentrationszunahme unterhalb der Einleitung aufweisen.

Auch von den Kohlenwasserstoffen und den PAK's wird der Trend zur Verschlechterung des Zustandes des Nannerbaches unterhalb der Einleitung bestätigt. Die Kohlenwasserstoffe weisen von der Stelle I zur Stelle II fast eine Vervierfachung ihrer Konzentration auf. Das Maximum wird jedoch erst an der Probenstelle III erreicht. Dies hängt vermutlich mit der höheren Mobilität dieser Stoffe zusammen. Es kann sowohl bei den Kohlenwasserstoffen als auch bei den PAK's von einem klaren Trend der Konzentrationszunahme unterhalb der Einleitung gesprochen werden.

Sowohl Phosphor als auch Stickstoff sind für die Thematik der Straßenabwässer weniger wichtige Parameter, wenngleich sicher ein gewisser Eintrag über die Straßenabwässer erfolgt. Hierbei ist an einen organischen Eintrag auf die Fahrbahnfläche gedacht (Laubstreu, organ. Abfälle, Insekten, usw.), welcher bei Regenereignissen in das Fließgewässer mit eingetragen wird (SCHULZ et al. 1995).

Somit zeigen organische und anorganische Stoffe eine klare Belastung des Nannerbaches durch die Einleitung von Straßenabwässern.

## 8. Literatur

- AMANN, W. (1998): Auswirkung von Straßenabwässern auf das Makrozoobenthos von Fließgewässern: Ephemeroptera, Trichoptera Chironomidae und sonstige Diptera; Abteilung für Zoologie und Limnologie an der Universität Innsbruck.
- AMANN, W. (2000): Auswirkung von Straßenabwässern auf Fließgewässer. Die sedimentchemische Belastung; Rheticus Heft 2 – 2000 Jahrgang 22; p 208 – 214
- BASLER, E. et. al. (1995): Straßenentwässerung. – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Zollikon: 1 – 138.
- BAZZANTI, I. (1991): Aus „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“; Informationsberichte des bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft; Heft 4, 1996
- BOTOSANEANU, L. & MALICKY, H. (1978): Trichoptera. In: Limnofauna europaeae. G. Fischer Verlag, Stuttgart

- BRAUKMANN, U. (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. – Arch. Hydrobiol./Beih. Ergebn. Limnol. 26: 1 – 355.
- BUNDESMINISTERIUM F. FORSTWIRTSCHAFT (1999): Richtlinien zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern. Wien
- BUWAL (1992): Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten. Straßenforschung. Gewässerbelastung durch Straßenabflüsse. Heft 406
- FRIEDRICH, G. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern – eine unlösbare Aufgabe?. – in: Limnologie aktuell. Band/Vol.3:1 – 9 Stuttgart.
- GRAF & Partner (1997): „Ecological Profile 1.0“. – Im Auftrag des BM f. Land- und Forstwirtschaft; BOKU Wien, Abt. Hydrologie (Softwarehaus Graf & Partner)
- HATTLER, V. (1999): Auswirkung von Straßenabwässern auf das Makrozoobenthos von drei Mittelgebirgsbächen (Plecoptera, Coleoptera, Crustacea, Oligochaeta); Abteilung für Zoologie und Limnologie an der Universität Innsbruck.
- HERBERT, W. & LUDWIG, H.W. (1993): Tiere in Bach, Fluß, Tümpel, See; BLV Bestimmungsbuch
- HÖRNER, K. et. al. (1995): Aus „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“; Informationsbericht des bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft; Heft 4, 1996
- IMHOFF, K. R., (1967): Ölabscheidebecken für Fernstraßen im Ruhrtal. – GWF 108. Jg., H. 2: 1 – 43
- JANECEK, F. R.(1993): Diptera: Chironomidae (Zuckmücken) Bestimmung von 4. Larvenstadien mitteleuropäischer Gattungen und österreichischer Arten; Universität für Bodenkultur, Abteilung Hydrobiologie; pp 116
- KOCH, K. (1992): Die Käfer Mitteleuropas. – Ökologie. Band 3. – Krefeld
- KRAUTH, K. & STOLZ, G. (1987): Menge und Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser beim Abfluß über bewachsene Streifen, Mulden und Böschungen. – Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik Heft 509: 87 – 104.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U.(1993): Limnökologie, Thieme Verlag Stuttgart.
- LEHMANN, J. (1986): Die Chironomiden der Fulda; Max-Planck-Institut für Limnologie; Abt. Allgemeine Limnologie, 232 Plön; S 472 – 497
- LUDWIG, H. W. (1993): Tiere in Bach, Fluß, Tümpel, See: Merkmale, Biologie, Lebensraum, Gefährdung; München; Wien, Zürich: BLV; ISBN 3-405-14523-6
- MOOG, O. (1995): Fauna Aquatica Austriaca – Wasserwirtschaftskataster; BM f. Land- und Forstwirtschaft; Wien.
- MOOG, O. & JANECEK, F. R. (1993): Aus „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“; Informationsbericht des bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft; Heft 4, 1996
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSMINISTERIUM (1995): ÖNORM M 6232. Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. Österreich, 1 – 38.
- PANTLE, R. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Oldenburg München.
- SAXL, R. (1986): Die Chironomiden des Stocktalbaches; Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 22:1: pp 183

SCHMEDITJE, N. & KOHMANN, F. (1992): Informationsbericht des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft, ISSN 0176-4217, Heft 2/88.

SCHULZ, N. u. L. et. al. (1995): Untersuchungsergebnisse von Straßenoberflächenabwässern in Kärnten und Salzburg unter besonderer Berücksichtigung der Ableitung in Gewässer. – Arbeitskreis Straßenoberflächenwässer. Tauernautobahn AG. Salzburg – Land Kärnten – Land Salzburg: pp 58

SCHWANK, P. (1981): Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche: II. Die Systematik und Autökologie der einzelnen Arten. Arch. Hydrobiol./Suppl. 62: 86 – 147.

SEDLAG, U. (1986): Insekten Mitteleuropas, beobachten und bestimmen, Deutscher Taschenbuch Verlag, München. 387.

SIEKER, F. & GROTTKER, M. (1988): Beschaffenheit von Straßenoberflächenwasser bei mittlerer Verkehrsbelastung – Forschung Straßenbau und Verkehrstechnik. – Heft 530.

STORCH, V. & WELSCH, U. (1991): Systematische Zoologie, 4. Auflage, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York.

STOTZ, G. (1987): Investigation of property of the surface water run-off from federal highways in FRG. – The Science of the Total Environment 59, pp 329 – 337

STREBLE, H. & KRAUTER, D. (1985): Aus „Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna“; Informationsberichte des bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft; Heft 4, 1996

WESENBERG-LUND, C. (1943): Biologie der Süßwasserinsekten.- Kopenhagen, Berlin, Wien.

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

ZEREINI et. al. (1993): Konzentration von Platingruppenelementen (PGE) in Böden. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 5 (3), pp 130 – 134.

ZWICK, P. (1990): Emergence, maturation and upstream oviposition flights of Plecoptera from the Breitenbach, with notes on the adult phase as a possible control of stream insects population. – Hydrobiologia 194: 207 – 223.

*Anschrift der Autoren:*

*Mag. Viktoria Hattler  
Schendlingerstrasse 24  
A-6900 Bregenz*

*Mag. Walter Amann  
Bahnhofstrasse 30  
A-6845 Hohenems*

Anhang Gesamttaxaliste Nannerbach (Oktober 1996 und Februar 1997)  
mit Abundanzmittelwerten (n = 5) an den verschiedenen Probenstellen

Nannerbach			Okt.96			Apr.97			
Gruppe	Familie/Unterfam.	Bezeichnung (Name, Arte etc.):	Stelle I mean x	Stelle II mean x	Stelle III mean x	Stelle I mean x	Stelle II mean x	Stelle III mean x	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis alpinus</i>		5			9		
		<i>Baetis muticus</i>	46	41	28	424	111	37	
		<i>Baetis rhodani</i>	28	143	147	746	442	203	
		<i>Baetis vernus</i>	14	9					
		<i>Baetis</i> indet./juv.	742	1212	1166	244	78	51	
	Heptageniidae	<i>Ecdyonurus helveticus zelleri</i>	14	9		55	18	5	
		<i>Ecdyonurus</i> sp.		5			23	5	
		<i>Rhithrogena diaphana savoienis</i>		37		323	157	47	
		<i>Rhithrogena semicolorata taurisca</i>	5						
		<i>Rhithrogena semicolorata</i> sp.	9	32					
	Leptophlebiidae	<i>Rhithrogena</i> sp.	14	221	9	115	55	5	
		Heptageniidae indet./juv.	115	304	28	74	14		
		<i>Habroloetoides confusa</i>	189	138	32	276	55	78	
		<i>Habrophlebia fusca</i>	235	147	129	1023	1134	134	
		Leptophlebiidae indet./juv.	203	175	88	945	627	143	
Trichoptera	Ephemeropt.	<i>Ephemeroptera</i> sp.	55	1106	346				
		Glossosomatidae	<i>Glossosoma conformis</i>			9	35	212	28
			<i>Glossosoma intermedium</i>	5	5				
	<i>Glossosoma</i> sp.			9	5	32	60		
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche saxonica</i>	9	5	5	23	23		
		<i>Hydropsyche</i> sp.				9			
	Limnephilidae	c. f. <i>Potamophylax luctuosus</i>					23		
		Limnephilinae sp.		5					
	Odontoceridae	<i>Odontocerum albicorne</i>	9	5			9		
	Polycentropodidae	<i>Plectrocnemica geniculata</i>	9	9	18		9	9	
		Polycentropodidae indet./juv.	18	32		5	14	5	
	Psychomyiidae	<i>Tinodes dives</i>			5				
		<i>Tinodes rostocki</i>				14	37		
		<i>Tinodes</i> sp.				5	51	5	
	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i> s. stricto Gr. dorsalis		9	5				
<i>Rhyacophila</i> s. stricto sp.					78	37	9		
<i>Rhyacophila</i> sp.		18	5		47	9	5		
Sericostomatidae	<i>Sericostoma personatum</i> / <i>flavicorne</i>	5	5			5			
Diptera	Trichoptera	Trichoptera indet.	28	28		5			
	Tanypodinae	Pentaneurini Thienemannimyia-Gr. sp.	55	14	101	617	659	295	
		Pentaneurini Zavrelimyia-Gr.		41		221	18	23	
		Pentaneurini indet./juv.				120	143	18	
		Tanypodinae indet./juv.	134	479	46				
		<i>Tanytarsini</i> Micropsectra sp.				101	41	51	
	Prodiamesinae	<i>Prodiamesa olivacea</i>			5				
	Diamesinae	<i>Diamesa cinerella/zernyi</i>				1434	4050	7944	
		<i>Diamesa insignipes</i>				276	733	1055	
	Orthoclaadiinae	<i>Brillia flavifrons</i>		5			184	14	
<i>Brillia modesta</i>		120	101	494	806	2143	779		
<i>Chaetocladius</i> sp.				47					
<i>Corynoneura lobata</i>		581	253	161	571	258	97		
<i>Corynoneura</i> sp.				28	258	60	74		

Nannerbach		Okt.96			Apr.97		
Gruppe	Familie/Unterfam. Bezeichnung (Name, Arte etc.):	Stelle I	Stelle II	Stelle III	Stelle I	Stelle II	Stelle III
		mean x	mean x	mean x	mean x	mean x	mean x
	<i>Eukiefferiella brevicegar</i>	74	32	410	1346	1594	1313
	<i>Eukiefferiella claripennis</i>	5	5	410	74	106	843
	<i>Eukiefferiella</i> sp.	41	5		295	217	230
	<i>Euryhapsis subviridis</i>			5			
	<i>Heleniella ornatocollis</i>			5	567	862	433
	<i>Heterotrissocladus</i> sp.			5			
	<i>Krenosmittia camptophleps</i>	5	9		456	226	97
	<i>Nanocladius rectinervis</i>				37	69	37
	<i>Orthocladus rubicundus</i>				700	1207	359
	Orthoclaadiinae Gr. COP	5		341	636	2004	696
	<i>Parametriocnemus stylatus</i>	336	581	442	2345	3083	3184
	<i>Paratrichocladus ruviventris</i>				2272	8456	1866
	<i>Rheocricotopus effusus</i>	47		51	276	217	401
	<i>Rheocricotopus fuscipes</i>			392	2433	2548	1258
	<i>Rheocricotopus</i> sp.			5	295	115	60
	<i>Thienemaniella</i> sp.			5			
	<i>Tvetenia calvescens</i>				115	263	364
	Orthoclaadiinae indet./juv.	1253	1014	2903	862	756	562
Chironominae	<i>Phaenopsectra</i> sp.			5		23	
	<i>Polypedilum albicorne</i>			9	442	465	153
Chironomidae	Chironomidae indet.				502	392	521
	Chironomidae indet.(P)	65	51	194	406	696	184
Athericidae	<i>Atherix marginata</i>	14	18	5	37	55	23
Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	18	41	23	677	244	267
Empididae	<i>Hemerodromia</i> sp.				14	23	23
	Empididae indet./juv.	23					41
Limoniidae	<i>Dicranota</i> sp.			9	175	226	396
	<i>Limnophila</i> sp.	5	14	37	60	28	
	<i>Molophilus</i> sp.	5	9	37	78	83	55
	<i>Rhypholophus</i> sp.				37		60
	Limoniidae indet./juv.				5	28	9
Psychodidae	c. f. <i>Copropsychoda</i> Vaillant					18	5
	c. f. <i>Satchelliella</i> Vaillant				28		
	Psychodidae indet./juv.			5	5	9	
Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.						134
	<i>Eusimulium</i> sp.	5		9			
	<i>Eusimulium</i> sp. (P)	9	5				
	<i>Prosimulium hirtipes</i>					5	18
	<i>Simulium vernum</i> (P)					9	18
	Simuliidae indet./juv.	9	5	74	18	23	18
	Simuliidae indet./juv. (P)						5
Crustacea	Asellidae	9					
	Gammaridae	9		23	28	32	37
	<i>Gammarus fossarum</i>	894	871	373	1258	958	419
Plecoptera	Chloroperlidae	5	28	5			
	<i>Siphonoperla</i> sp.				5	5	14
	<i>Siphonoperla</i> cf. <i>montana</i>				5		5
	Nemouridae Gen. sp.	106	207	18	65		
	<i>Amphinemura</i> sp.				5	5	
	<i>Amphinemura</i> cf. <i>sulcicollis</i>				14		
	<i>Nemoura</i> spp.	207	673	355	760	226	364
	<i>Nemoura mortoni</i>				249	194	120

Nannerbach			Okt.96			Apr.97		
Gruppe	Familie/Unterfam.	Bezeichnung (Name, Arte etc.):	Stelle I mean x	Stelle II mean x	Stelle III mean x	Stelle I mean x	Stelle II mean x	Stelle III mean x
		<i>Protonemura</i> jv.			5	203	37	28
	Leuctridae	<i>Leuctra</i> spp.	567	1124	318	2493	645	571
		<i>Leuctra</i> cf. <i>nigra</i>	5					
	Perlidae	<i>Perla</i> sp.				5		
	Perlodidae	<i>Dictyogenus</i> sp.				5	14	
	Taeniopterygidae	<i>Brachyptera</i> sp.	14	5	9	120	28	37
		<i>Brachyptera risi</i>				51	5	18
Coleop- tera	Elmidae	<i>Elmis</i> sp.				14	14	37
		<i>Elmis latreillei</i>	41	18	14	14	32	
		<i>Limnius</i> jv.				304	69	9
		<i>Limnius perrisi</i>	410	673	221	1502	664	327
	Hydraenidae	<i>Hydraena gracilis</i>	9	9	14	37		9
		<i>Hydraena lapidicula</i>	5	14		5		
		<i>Hydraena polita</i>					5	18
		<i>Hydraena truncata</i>	9	9	5	18		
	Dytiscidae	<i>Hydroporus ferrugineus</i>		5				
Mollusca	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i> sp.	5		5	28	9	5
		<i>Pisidium</i> cf. <i>personatum</i>			5			
		<i>Radix</i> cf. <i>peregra</i>					12	
Acari			14		5	28	18	
Collemb.			23		14			18
Nematoda			14		37	281	433	332
Turbellaria			9		18	51	97	28
Oligo- chaeta	Aeolosomatidae	<i>Aeolosoma hemprichi</i>	18		47	9		
	Enchytraeidae	Enchytraeidae Gen. sp.	5	18	5	120	55	
		<i>Cernosvitoviella atrata</i>				9		
		<i>Cognettia sphagnetorum</i>	28	28	9	55	18	
		<i>Fridericia</i> sp.	9			175	175	55
		<i>Lumbricillus</i> sp.	5	23				
		Lumbriculidae indet.					14	9
		<i>Marionina argentea</i>				5		5
		<i>Marionina riparia</i>	28			14		
		<i>Mesenchytraeus armatus</i>	9	14	9	23	88	60
	Haplotaxidae	<i>Haplotaxis gordioides</i>	5			9		
	Lumbricidae	<i>Eiseniella tetraedra</i>	37	9	9	9	83	32
	Lumbriculidae	Lumbriculidae indet.	32	138	92	28		
		<i>Lumbricilus variegatus</i>			18			
		<i>Styldrilus</i> jv.	230	641	336	2419	2184	1221
		<i>Styldrilus heringianus</i>	115	327	567	585	964	797
		<i>Trichodrilus tenuis</i>				18	69	
	Naididae	<i>Nais</i> sp.	83	1484	461	129	2562	3769
		<i>Nais bretscheri</i>						170
		<i>Nais communis</i>	170	2373	1640	236	4567	9909
		<i>Nais elinguis</i>	23	83	226		212	995
		<i>Nais variabilis</i>				9	2267	2692
		<i>Pristinella</i> sp.	14	106	9	5	143	
		<i>Pristinella jenkiniae</i>	32	438	401	32	673	180
		<i>Pristinella menoni</i>		180	217		143	
	Tubificidae	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		69		9		
		<i>Limnodrilus claparedeanus</i>			60	9		
		<i>Rhyacodrilus coccineus</i>					46	
		TAXA-TOTAL	7776	16002	13795	35539	53307	47045

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Vorarlberger Naturschau - Forschen und Entdecken](#)

Jahr/Year: 2002

Band/Volume: [11](#)

Autor(en)/Author(s): Hattler Viktoria, Amann Walter

Artikel/Article: [Auswirkung von Straßenabwässern auf das Makrozoobenthos eines Mittelgebirgsbaches. 95-122](#)