

Situationseinschätzung zur Hydrologie, Limnologie und Erosionsdynamik forstbaulich verursachter Restwasserstrecken im Nationalpark Kalkalpen am Beispiel des Sitzenbaches

Hydrobiologische Erstaufnahme und Beweissicherung im Rahmen des LIFE-Projekts „Management von Naturwäldern im Nationalpark Kalkalpen (LIFE99NAT/A/5915)

Mag. Gabriele Weigelhofer

Wallnerstr. 39 a

3032 Eichgraben

Inhaltsverzeichnis

1. Wissenschaftlicher Hintergrund und Fragestellung	3
2. Methodik	4
2.1 Beschreibung des Untersuchungsgewässers	4
2.2. Probenstellen	6
2.3. Methodik	8
3. Ergebnisse	9
3.1. Hydrologie	9
3.2. Sediment	10
3.3 Wasserchemie	11
3.4 Bachfauna	12
Gesamthäufigkeit	12
Zusammensetzung	13
Störungsindices	16
4. Interpretation und Zusammenfassung	19
5. Literatur	20

1. Wissenschaftlicher Hintergrund und Fragestellung

Im Zuge der Errichtung von großflächigen Schutzzonen für Fauna und Flora im Nationalparkgebiet stellt sich hinsichtlich der einst durch die Forstwirtschaft errichteten Infrastruktur (Forststraßen, Triftsperrren, gewässerbauliche Einrichtungen u.a.) die Frage nach den ökologischen Folgen derartiger Einrichtungen auf die betroffenen Lebensräume. Besondere Problematik besteht in Bezug auf die Verschüttung von Fließgewässern im Dolomitbereich des Nationalparks Kalkalpen. Beim Bau von Strassen wurden Hänge weitläufig angeschnitten, und infolge dessen starke Erosionsprozesse in Gang gesetzt und hohe Mengen an Schutt talwärts verfrachtet. Die Gewässer wurden teils völlig überschüttet und unterliegen auch heute noch starken Anlandungen. Die hohen Schuttmengen bedingen, dass die einst ganzjährig wasserführenden (perennierenden) Bäche nun in niederschlagsarmen Zeiten über große Strecken hinweg oberflächlich austrocknen (intermittieren).

Mehrere gewässerökologische Untersuchungen im Nationalpark Kalkalpen konnten bereits zeigen, dass eine derartige Verlagerung eines Baches in den Untergrund zu einem deutlichen Arten- und Individuenrückgang von Wasserorganismen führt und die Funktionalität des Gewässers stark beeinträchtigt (z.B. Tockner u.a. 1990; Tockner 1993; Weigelhofer 1996; Weigelhofer 1997). Diese Untersuchungen wurden an einem Gewässersystem durchgeführt, dass aufgrund des karstigen Untergrundes auf natürliche Weise austrocknet und dessen Lebewelt sich infolge dessen über Jahrhunderte hinweg an diese Bedingungen anpassen konnte. Wie sich die ökologische Situation bei einem durch massive Steinüberschüttung beeinträchtigten Fließgewässer darstellt, ist bislang noch nicht bekannt und daher ein wesentlicher Untersuchungspunkt der vorliegenden Studie.

Die Erhebung erfolgt im Oberlauf des Sitzenbaches im Reichraminger Hintergebirge. Neben dem deutlichen Schutteintrag durch den Bau einer gewässernahen Forststrasse (1952-55; Weichenberger, pers. Komm.) wurde die Situation durch den Betrieb von drei Triftsperrren Ende des 19. Jahrhunderts (Weichenberger 1994) noch verschärft. Im Zuge dieser Vorstudie sollen erste Erhebungen zur Hydrologie, Sedimentologie und Limnologie der beeinträchtigten Gewässerstrecken im Vergleich zu einer bachabwärtsliegenden Referenzstrecke gemacht werden. Dabei soll auch die Fähigkeit des Gewässers zur Wiederherstellung eines naturnahen Zustandes im Hinblick auf ein allfälliges Management derartiger Gewässer ermittelt werden.

2. Methodik

2.1 Beschreibung des Untersuchungsgewässers

Der Sitzenbach wird von zwei kleinen Zubringern gespeist, die in ca. 1200-1300 m.ü.S. im Bereich Langfirst bzw. im Bereich Hundskogel entspringen (Abb. 1). Er verläuft zwischen Scheiter Kogel und Hundseck am Jagdhaus Sitzenbachhütte (895 m.ü.S.) vorbei, weiter durch die enge Schlucht zwischen den Hetzmäuern und mündet schließlich nach ca. 7 km Flusslänge oberhalb der Wällershütte bei ungefähr 560 m.ü.S. in die Hasel.

Vom Langfirst kommend begleitet eine Forststrasse das Gewässer bis auf die Höhe des Jagdhauses hinunter. Der 1955 erbaute Strassenteil von der Abzweigung zur Stöfflalm bis zur Wohlführeralp zeichnet sich durch eine besonders brutale Trassenführung durch den Felsen-Steilhang des engen Sitzenbachtals aus. Die Strasse schneidet hier den steilen Hang in einer meist beträchtlichen Höhe über dem Gewässer. Die Folgen sind großräumige Erosionen der Hänge und enorme Schuttablagerungen im Gewässer. Da die Wasserströmung in diesem Bereich nicht ausreicht, um die Schuttmengen abzutransportieren, lagern sie sich am Gewässerboden ab. Während unmittelbar angrenzende, vom Menschen unbeeinflusste Kleingewässer größtenteils über anstehenden Fels mit geringen Kies- und Schotteransammlungen fließen, ist der Sitzenbach über den gesamten Oberlauf von atypischen Schuttansammlungen am Gewässerboden geprägt.

Erschwerend kommt der Triftbetrieb im vorigen Jahrhundert hinzu. Als einer der wichtigsten Triftbäche im Reichraminger Hintergebirge weist der Sitzenbach eine hydrographische Besonderheit auf: bei Mittel- und Niedrigwasser versickert das Wasser im Bereich der Hetzschlucht und tritt erst wieder bei Schluchtausgang zutage. Um diesen Mangel an Wasser zu kompensieren, mußten die Triftanlagen genügend große Wassermengen speichern (z.B. Sitzenbachklause 54.000 m³; Weichenberger 1994). Um die enge und tief eingeschnittene Talsohle auf ein breiteres günstigeres Profil anzuheben, wurden an den kritische Stellen hohe Talsperren errichtet und durch wiederholtes Abdriften von Schotter hinterfüllt. Noch heute kann man die Überreste der Sitzenbach-, Patzlkogl- und Wohlführerklause und der meterhohen Talsperren mit den Kiesauflagerungen sehen. Trotz der Auflassung und Zerstörung der Klausen wirken die künstlich aufgeschütteten Becken aufgrund der Begradigung und der noch immer vorhandenen Strömungshindernisse weiterhin als Auffanglager für das von der Strasse erodierte Hangmaterial.

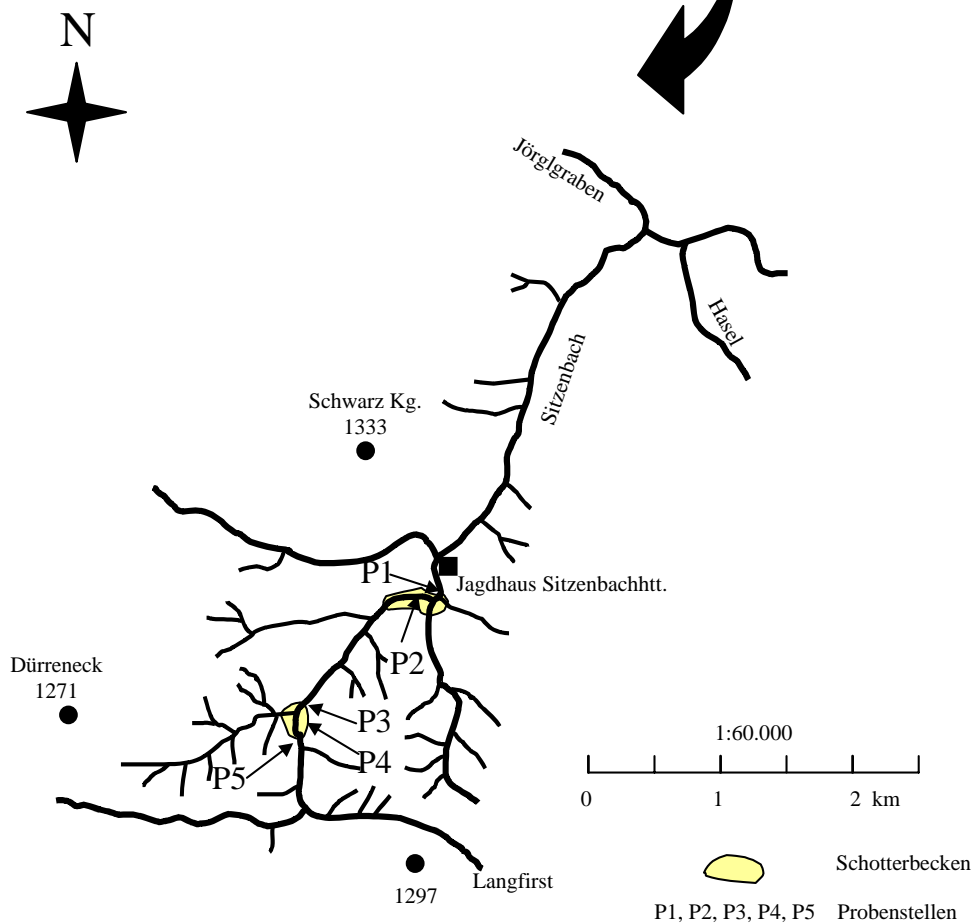
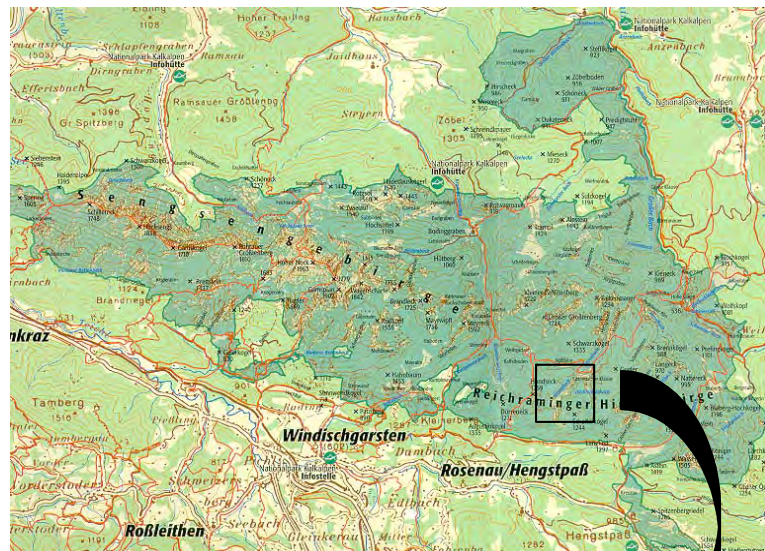


Abb.1: Karte des Sitzenbaches mit den Probenstellen P1-P5; Sitzenbachklause im Bereich P1-P2, Patzlkoglkause im Bereich P3-P5.

2.2. Probenstellen

Es wurden 5 Stellen im Oberlauf des Sitzenbaches beprobt:

- P1:** ca. 300 m unterhalb der Sitzenbach Klause (Abb. 1); die Strasse führt einige hundert Meter entfernt in geringer Höhe vorbei; das Gewässer weist an dieser Stelle natürliche gefestigte und bepflanzte Ufer sowie einen kleinen Auwald auf (naturnahe Referenzstelle); Bachbreite variierend, bei 8-12 m, Sohle heterogen; an allen Probenterminen wasserführend;
- P2:** ca. 300 m oberhalb der Sitzenbach Klause (Abb. 1); Straßenführung wie oben, jedoch liegt der Probenpunkt mitten im mit Schutt angefüllten Talbecken; die Ufer weisen wenig bis gar keinen Bewuchs mit Ausnahme einiger Rohbodenpioniere, wie z.B. kümmerliche Strauchweiden, auf; Bodenbildung fehlt, die Ufer sind nicht verfestigt; gerade Linienführung des Gewässers; Talbreite einige hundert Meter, Bachbreite relativ konstant bei ca. 6 m; sehr einheitliche Sohle; an allen Probenterminen wasserführend;
- P3:** ca. 50 m unterhalb der Patzkoglkause (Abb. 1, 2); die Straße verläuft bachnahe, in großer Höhe über dem Gewässer; die steilen Hänge weisen hohe Mengen an Schutt und geringe Vegetation auf; die Ufer selbst sind klar ausgebildet und felsig, mit wenig bis gar keinem Bewuchs; enges Tal (2-3 m), Bachbreite ca. 1 m (Abb. 2); Sohle felsig, mit Schuttanlagerungen; an allen Probenterminen wasserführend;
- P4:** ca. 200 m oberhalb der Patzkoglkause (Abb. 1, 2); Strasse einige hundert Meter entfernt; die Stelle befindet sich wie am P2 mitten im mit Schutt angefüllten Talbecken; Ufer und Sohle wie bei P2 ausgebildet; durch das wenig verfestigte Sediment und die Rechtskurve des Gewässers kommt es zusätzlich zu einer sehr variablen Linienführung und zur Entstehung zahlreicher temporärer Schotterinseln; Bachbreite ca. 3,5 m; nur am 7.9. wasserführend, sonst intermittierend;
- P5:** ca. 300 m oberhalb P4 (oberhalb des Becken; Abb.1, 2); Straße bachnah, mit hoher Böschung und steilen Hängen (ähnlich P3); Tal eng, ca. 6 m breit, Bachbreite ca. 3 m; Ufer klar ausgebildet und felsig, wenig Bewuchs; Sohle felsig, mit Schuttablagerungen; an allen Probenterminen wasserführend;

Sitzenbach

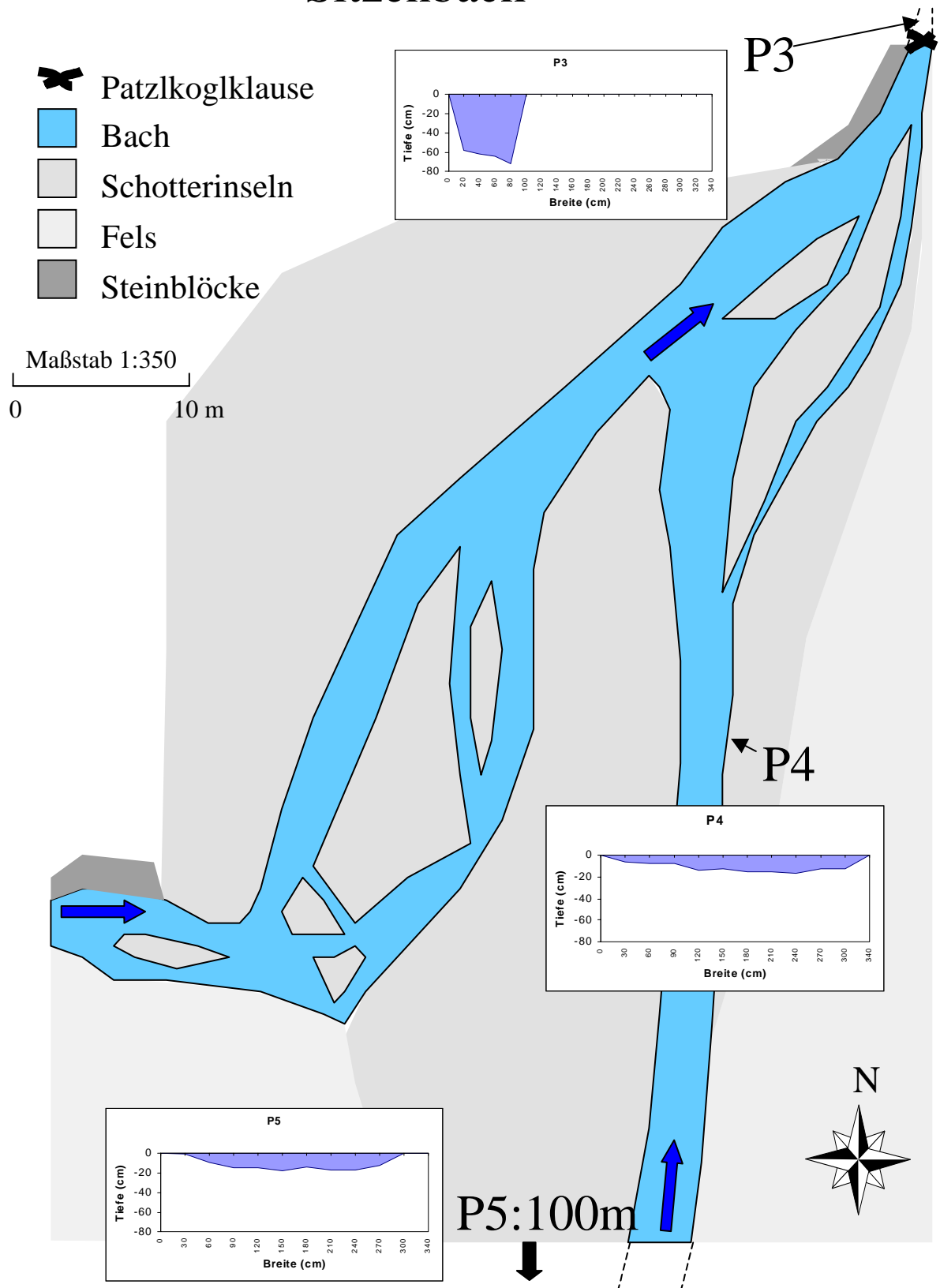


Abb. 2: Schematische Darstellung des Schotterbeckens im Bereich der Stellen P3-P5 oberhalb der Patzlkoglklause mit Bachbettprofilen der Probenstellen.

2.3. Methodik

An 3 Terminen, dem 9.6., 30.6. und 7.9.2000 wurde die Bachoberfläche der einzelnen Probenstellen mittels eines modifizierten Hess-Samplers mit 100 µm Maschenweite beprobt. Während im Juni nur die Punkte P1, P2, P3 und P5 Wasser führten, war am 7.9. aufgrund eines direkt vorangegangenen Niederschlagsereignisses auch der P4 geflutet. Die Organismen wurden in 95 % Alkohol fixiert und im Labor großtaxonomisch ausgewertet. Des weiteren wurde das Sediment der Deckschichte an jedem Punkt in Bezug auf die Verteilung der Korngrößen visuell geschätzt und die Leitfähigkeit, die Temperatur und der Sauerstoffgehalt des Wassers mit Hilfe von Elektroden ermittelt.. Da am 7.9.2000 zum ersten Mal auch der P4 geflutet war, wurde zu diesem Zeitpunkt das gesamte Schotterbecken der oberen Klaue mittels Kompaß und Maßband vermessen, sowie die oberirdischen Zu- und Abflüsse mit Hilfe eines Ott-Flügels eruiert.

3. Ergebnisse:

3.1. Hydrologie

Da sich am Sitzenbach selbst kein kontinuierlicher Schreibpegel befindet, wurden zur Abschätzung der tatsächlichen Pegelschwankungen an diesem Gewässer die Durchflußwerte am Pegel Große Klausen/Reichramingbach genommen (Abb.3). Alle drei Beprobungen (9.6., 30.6. und 7.9.) fanden bei Niedrig- bis Mittelwasser statt und folgten auf längere Perioden konstant niedriger Pegelwerte. Der Peak am 7.9. wurde durch ein unmittelbar vorangegangenes Regenereignis erzeugt, wirkte sich aber an den Beprobungsstellen des Sitzenbaches lediglich in einer durchgehenden Flutung aller Gewässerstrecken bei niedrigem Mittelwasser aus.

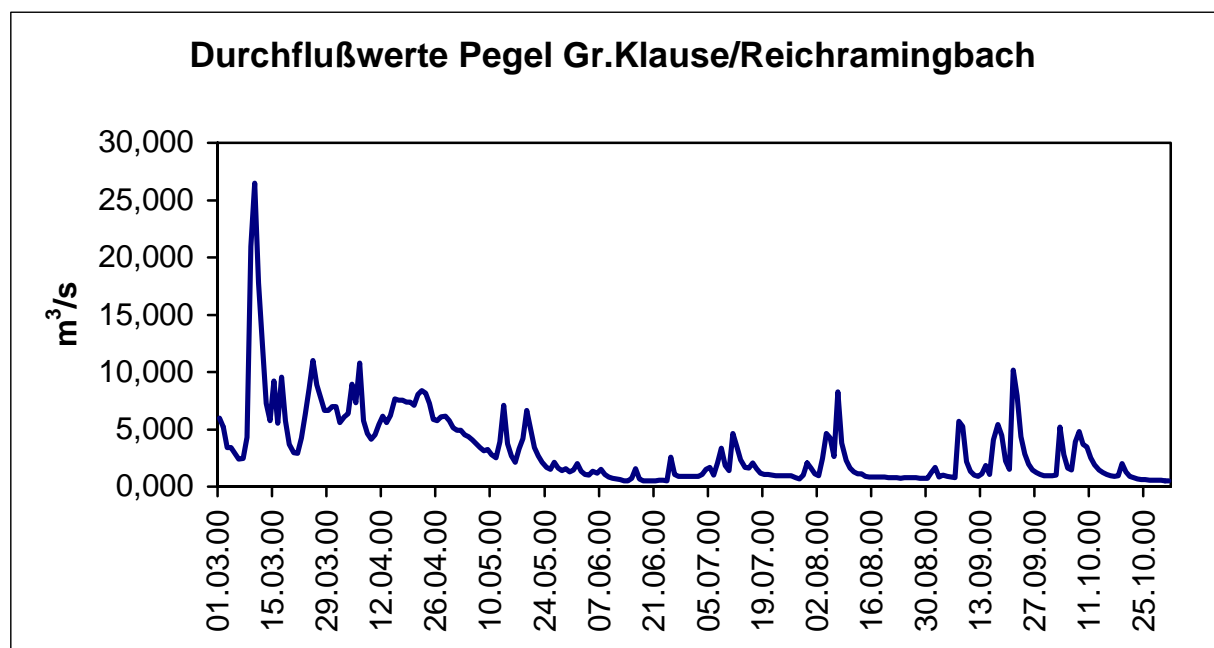


Abb. 3: Durchflusswerte am Pegel Große Klausen/Reichramingbach vom 1.3. bis 30.10.2000.

Abb. 4 zeigt die Durchflussmessungen an den Probenstellen P3, P4 und P5 zum Zeitpunkt der Durchströmung des oberen Beckens (P4) am 7.9.2000. Die Messungen zeigen eine deutliche Differenz zwischen oberirdischem Zu- ($0,2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) und Abfluss ($0,3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Der oberirdische Zufluß von $0,2 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ in das Becken (P4) setzt sich dabei aus der Menge des Vorfluters oberhalb des Beckens (P5) und eines kleinen Zubringers am linken Beckenrand zusammen (siehe auch schematische Darstellung in Abb. 2). Am P3 unterhalb des Beckens unmittelbar nach der Klause konnte ein um 50 % höherer Durchfluss gemessen werden. Die Differenz von $0,1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ entspricht dem unterirdisch durch den Schotterkörper des Beckens strömenden Bachanteil, der erst an der Abruchkante des Beckens wieder zutage tritt.

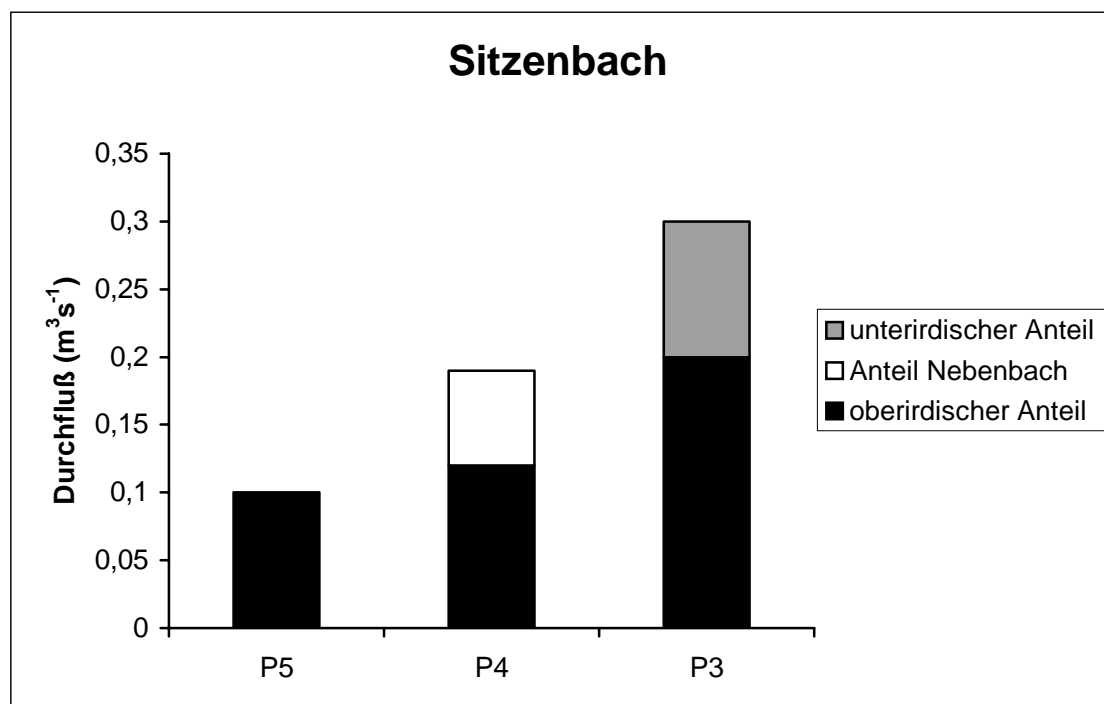


Abb. 4: Durchflusswerte im Becken (P4) sowie oberhalb (P5) und unterhalb (P3) des Beckens im Bereich der oberen Klause am 7.9.2000.

3.2. Sediment

Das Sediment des Sitzenbaches in den Schotterbecken oberhalb der Klausen (P4, P2) setzt sich fast zur Gänze aus relativ scharfkantigem Grobkies zusammen (Abb. 5). Durch die infolge der Triftsperrn entstanden Becken kann der Kies aufgrund der unzureichenden Wasserströmung nicht mehr weitertransportiert werden und wird daher abgelagert. Die geringe Variabilität innerhalb der Korngrößen, die scharfen Kanten und Ecken der Steine sowie der fehlende Algenüberzug lassen erkennen, dass der Eintrag an erodiertem

Schuttmateriale aus dem Hang noch immer sehr hoch ist. An den Probestellen P1, P3 und P5 weist das Gewässer ein höheres Gefälle auf, womit eine gewisse Verlagerung der Sedimente möglich ist. Neben einem weiterhin hohen Kiesanteil können hier auch vermehrt andere Gesteinsgrößen beobachtet werden. Das heterogenste und damit natürlichste Sediment kann am P1 unterhalb der untersten Klaue gefunden werden (Abb. 5). Hier hält das vorgelagerte Becken einen Großteil des Schuttmaterials zurück, der Eintrag von der Straße her ist aufgrund der Entfernung der Straße vom Gewässer und der geringen Höhendifferenz weitaus kleiner als an den anderen Stellen. Die Steine weisen leichte Rundungen und ovale Formen auf, die auf einen längeren Transportweg schließen lassen.

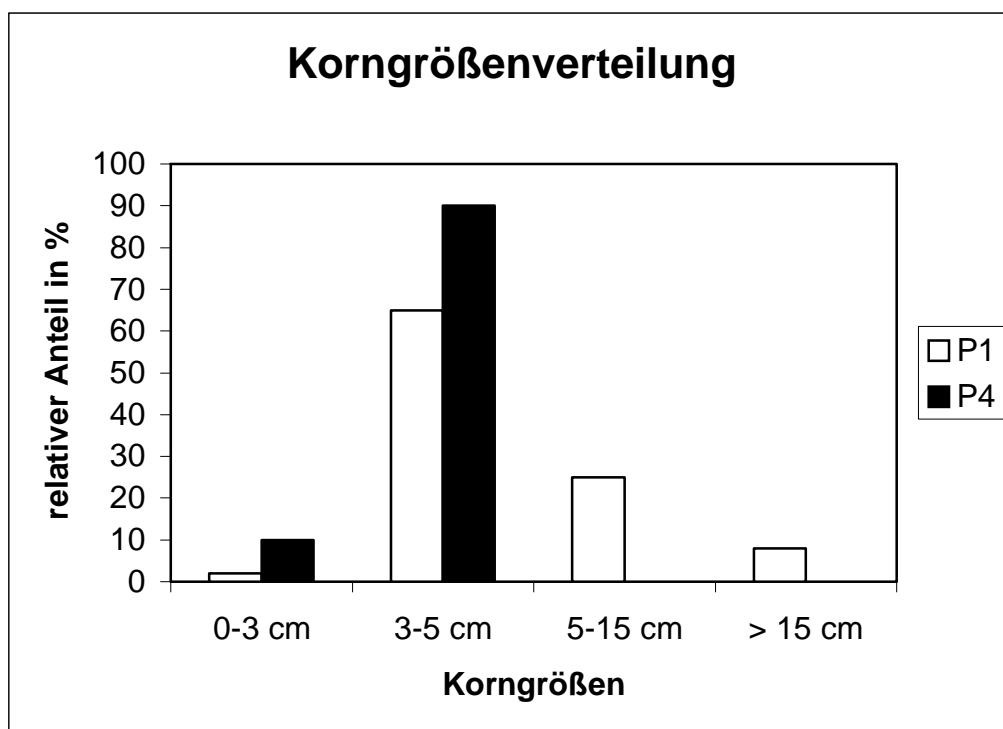


Abb. 5: Gegenüberstellung der Korngrößenverteilung am P1 und am P4 des Sitzenbaches nach einer visuellen Schätzung der Deckschichte.

3.3 Wasserchemie

Die Tabelle 1 zeigt die mittleren Temperatur-, Leitfähigkeits- und Sauerstoffwerte im Gewässer zur Zeit der Austrocknung des oberen Beckens (P4) im Juni. Um die Wirkung der Austrocknung auf das Gewässer zu demonstrieren, wurden am P3 unterhalb sowie am P5 oberhalb des ausgetrockneten Beckens die Chemie in unterschiedlichen Abständen zum jeweiligen Rand der Austrocknungsstelle gemessen. In einer Entfernung von >50 m oberhalb der Austrocknungsstelle (P5>50m) präsentiert sich der Bach, wie zu erwarten, als

sommerkaltes (11°C) sauerstoffreiches Gewässer. Je mehr man sich der Versickerungsstelle nähert, desto wärmer und sauerstoffärmer wird das Wasser (P5:30m, P5:10m, Tab.1). Die geringe Wasserführung an dieser Stelle führt zur Entstehung zahlreicher kleiner, seichter und strömungsberuhigter Zonen, in denen das Wasser aufgrund der fehlenden Beschattung stark erwärmt wird. Direkt unterhalb der Austrocknungsstelle (P3) können im frisch aus dem Untergrund hervortretenden Wasser wiederum Temperaturen um ca. 10°C gemessen werden, die sich dann auf mehrere hundert Meter nicht mehr ändern. Am P1 und P2 liegen die mittleren Wassertemperaturen bei ca. 17 °C, was sich auf die auch hier fehlende Beschattung zurückführen lässt. Auffallend sind die sehr ähnlichen Leitfähigkeitswerte an allen Stellen. Dies weist darauf hin, dass die Unterschiede in der Temperatur bzw. im Sauerstoffgehalt nicht durch den ober- oder unterirdischen Zufluß anderer Gewässer verursacht werden, sondern aufgrund der geänderten Hydrologie des Gewässers durch die Schutteinlagerungen entstehen.

Tab. 1: Mittlere Temperatur-, Leitfähigkeits- und Sauerstoffwerte im Sitzenbach zur Zeit der Austrocknung des oberen Beckens (im Bereich des P4) im Juni

Probenstelle	Temperatur °C)	Leitfähigkeit (µS/cm)	Sauerstoff (%)
P1	17,1	310	105
P2	17,2	300	105
P3	10,2	303	95
P5: 10 m	14,8	282	89
P5: 30 m	14,2	282	90
P5 > 50 m	11,3	282	95

3.4 Bachfauna

Gesamthäufigkeit

Die Individuendichten im Juni lagen bei ungefähr 3.000-5.000 Individuen/m² und schwankten sowohl zwischen als auch innerhalb der einzelnen Probenpunkte sehr stark (Abb.6). Vergleichbare Werte konnten auch in den perennierenden Bereichen des Hinteren Rettenbach/Fischbach-Systems gefunden werden (Weigelhofer 1997). Auffallend sind die um fast 50 % geringeren Dichten am P5 oberhalb der ausgetrockneten Stelle P4, die sich auf die geänderten Hydrologie-, Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse (siehe Kap. 3.3.)

zurückführen lassen. Eine Biomasseabschätzung der Kleinorganismen am P1 im Juni ergab Frischgewichtswerte von ca. $4,2 \text{ g/m}^2$ ($3,8\text{-}4,8 \text{ g/m}^2$).

Trotz Flutung aller Probenpunkte im September 2000 waren die Organismendichten zu diesem Zeitpunkt im gesamten beprobten Areal überraschenderweise extrem niedrig ($< 500 \text{ Individuen/m}^2$). Eine derartige Abnahme in den Individuenzahlen lässt sich nur durch eine massive Störung erklären, die – aufgrund der fehlenden menschlichen Beeinflussung – voraussichtlich entweder durch ein extremes Hochwasser, oder aber durch eine vorangegangene Austrocknung aller Probenstellen (also auch der vermeintlich perennierenden) verursacht wurde. Da der Pegel Gr. Klausen/Reichramingbach konstant niedrige Werte in der Zeit vor der Probennahme aufweist, ist die Annahme einer Austrocknung aller Probenstellen wahrscheinlicher.

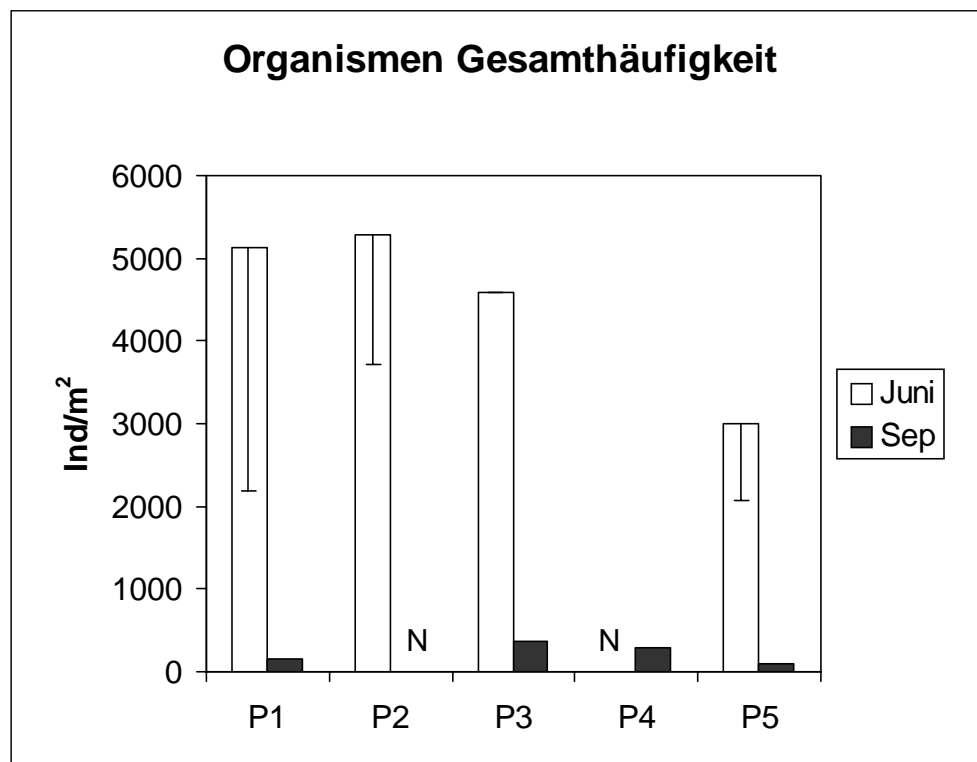


Abb. 6: Mittlere Individuendichten an den Probenstellen P1-P5 am Sitzenbach im Juni und September 2000 (Mittelwerte plus Standardabweichung). An den 2 Juni-Terminen war der P4 vollkommen ausgetrocknet, im September war der P4 geflutet. N = nicht gemessen.

Zusammensetzung

Die Fauna des Sitzenbaches erwies sich im Juni an allen Probenstellen als artenreiche, von Reinwasserorganismen geprägte Lebewelt (Abb. 7). Der Referenzpunkt P1 wurde von Zuckmückenlarven (Chironomiden) dominiert (ca. 70 %), gefolgt von Wasserkäfern

(Coleopteren) und Eintagsfliegen (Ephemeropteren). An den Stellen P2, P3 und P5 nahm der Einfluß der Chironomiden deutlich ab, während die Eintags- und Steinfliegen (Plecopteren) an Bedeutung gewannen. In die Gruppe der unter „Sonstige“ gereihten Taxa wurden Egel (v.a. am P3), Milben (P3), Wenigborster, Strudelwürmer und Köcherfliegenlarven gereiht. Diese waren vor allem an den Probenpunkten P3 und P5, also ober- und unterhalb der ausgetrockneten Stelle häufig (bis zu 15 % der Gesamtf fauna am P3).

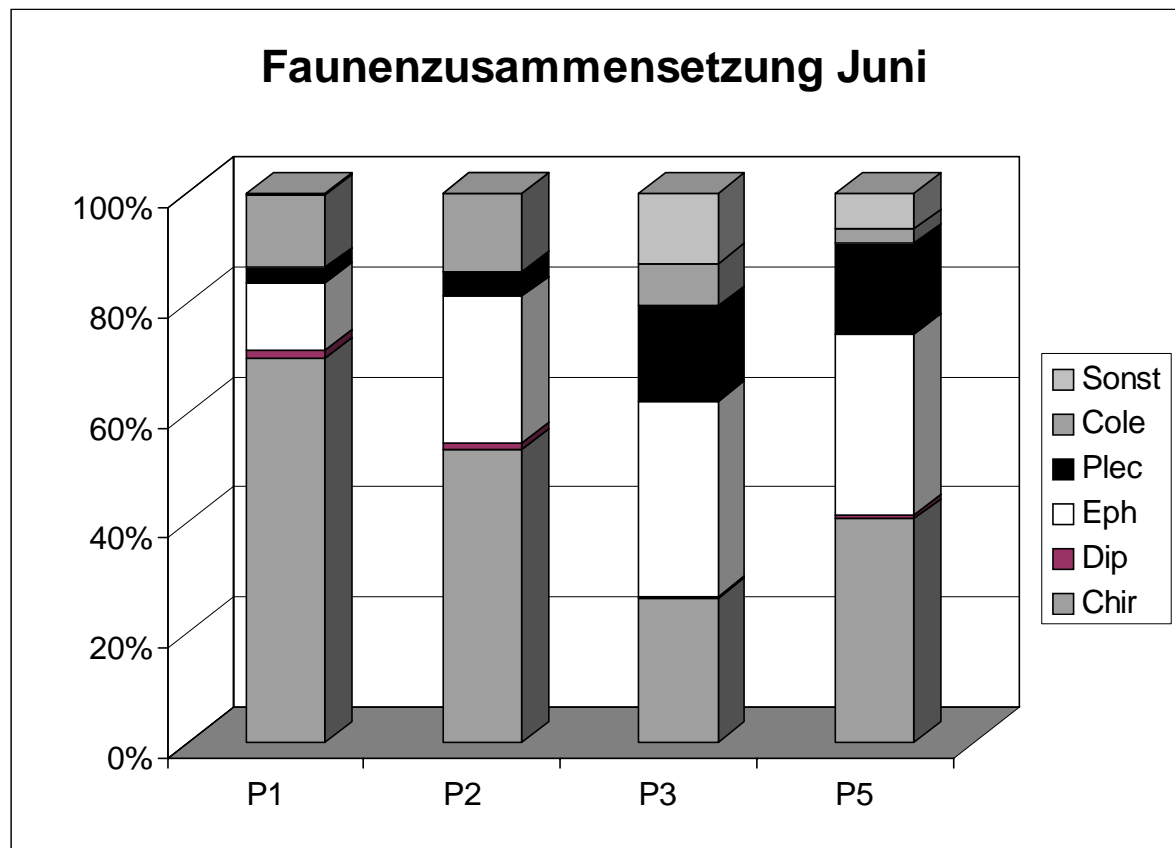


Abb. 7: Zusammensetzung der Organismengemeinschaft an den Probenstellen P1, P2, P3 und P5 im Sitzenbach im Juni 2000. Chironomiden (Chir, Zuckmückenlarven), Diptera (Dip, Fliegenlarven), Ephemeroptera (Eph, Eintagsfliegenlarven), Plecoptera (Steinfliegenlarven), Coleoptera (Cole, larvale und ausgewachsene Käfer), Sonstige (Sonst; Milben, Strudelwürmer, Wenigborster, Egel, Köcherfliegenlarven).

Die Eintagsfliegen waren durch die Familien Baetidae, Leptophlebiidae und Heptageniidae (u.a. *Ecdyonurus sp.*, *Rhytrogena sp.*) vertreten. Unter den Steinfliegen wurden Individuen der Leuctridae, Nemouridae (*Nemoura sp.*, *Protonemoura sp.*) und Perlidae gefunden. Neben den Chironomiden als individuenreichste Familie unter den Fliegen konnten auch Rhagioniden, Limnobiiden, Ceratopogoniden und Simuliiden gefangen werden. Die Käfer wurden ausschließlich durch die Familie der Elmidae vertreten.

Abb. 8 zeigt die Aufteilung der Tiere auf die Nahrungsgilden der Zerkleinerer, Detritusfresser, Weidegänger, Parasiten und Räuber an den Juniterminen. Während Zerkleinerer grobe Partikel $> 1 \text{ mm}$ (u.a. Fallaub, Äste, Früchte) fressen, ernähren sich Detritusfresser von feinen Partikeln, die sie aus der Wassersäule filtrieren oder von der Steinoberfläche „aufkehren“. Als Weidegänger werden jene Organismen bezeichnet, die sich vom Algenaufwuchs auf den Steinen ernähren. Die Verteilung der Ernährungstypen an den einzelnen Stellen des Sitzenbaches ist relativ ähnlich. Es dominieren Detritusfresser und Weidegänger, gefolgt von Räubern und Zerkleinerern ($< 12 \%$). Ein derartig geringer Anteil an Zerkleinerern ist für den Oberlauf eines Fließgewässers unterhalb der Baumzone in unseren Breiten eher untypisch. In ungestörten Bächen sollten nach den gängigen Modellen in der Limnologie zwischen 25 und 50 % der Tiere zu der Gilde der Zerkleinerer gehören. Der Grund für die Abweichungen am Sitzenbach liegt im Bau und Betrieb der Forststraße. Durch das Fehlen eines ausreichenden Uferbewuchs wird nicht nur den Zerkleinerern die Nahrungsgrundlage entzogen, sondern es werden auch die Temperaturverhältnisse im Bach stark verändert. Auch die geänderten hydraulischen Bedingungen wirken sich besonders auf diese Organismengruppe sehr deutlich aus (siehe auch unter „*Störungsindices*“).

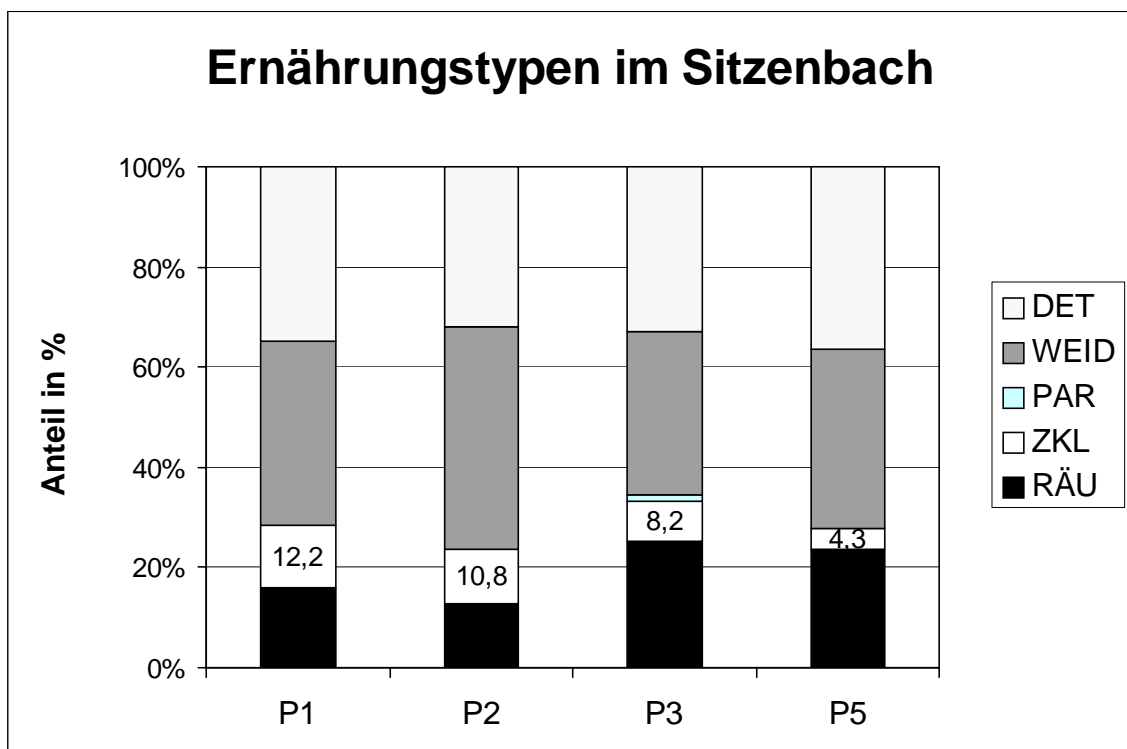


Abb. 8: Aufteilung der Ernährungstypen im Sitzenbach im Juni: Detritusfresser (DET), Weidegänger (WEID), Parasiten (PAR), Zerkleinerer (ZKL) und Räuber (RÄU).

Störungsindices

In den letzten Jahren breitete sich von Amerika aus der Gebrauch sogenannter Störungsindices („benthic metrics“) zur schnellen und einfachen Bewertung von Fließgewässern aus (Rapid Bioassessment Protocols 1986). Diese Indices basieren auf den Parametern Artenvielfalt, Artenzusammensetzung, Vorkommen toleranter/intoleranter Arten und Anteil an Ernährungstypen und versuchen, durch die Gegenüberstellung des zu untersuchenden Gewässers mit einem idealen natürlichen und unbeeinflussten Modellgewässer den Einfluß von menschlichen Störungen auf das System bzw. den Erfolg von Revitalisierungen festzustellen. Da die Bestimmung der Organismen häufig auf großtaxonomischem Niveau (Ordnungen oder Familien) erfolgt, wären aufwendige und meist nur durch Spezialisten durchzuführende Artbestimmungen, wie sie bis jetzt in Österreich zur Bewertung von Fließgewässern herangezogen wurden, nicht mehr notwendig. Leider sind die großteils in Amerika entwickelten Indices bis jetzt in Österreich nur bedingt anwendbar und sprechen sehr unterschiedlich auf verschiedene Störungen an. Eine Gegenüberstellung der Indices in gestörten Systemen und eine Überprüfung ihrer Güte und Aussagekraft wären daher unbedingt erforderlich für die Entwicklung allgemein gültiger Indices.

Für den Sitzenbach wurden lediglich solche Parameter ermittelt, die sich auf großtaxonomischem Niveau berechnen lassen und deutliche Aussagen bezüglich der zu erwartenden Veränderung machen (Tab.2). Die durch die Kiesansammlungen „gestörten“ Stellen P2, P3, P4 (im Juni ausgetrocknet, daher keine Werte) und P5 wurde dabei mit der ungestörten „Referenzstelle“ P1 verglichen.

Nach dem prognostizierten Trend sollte der prozentuelle Anteil von empfindlichen Insektenlarven, wie Ephemeropteren, Plecopteren, Trichopteren (EPT) und Coleopteren, am P2, P3 und P5 geringer als am P1 sein, während tolerante Taxa wie Chironomiden und Nicht-Insekten an diesen Punkten mehr Bedeutung haben sollten als am P1. Obwohl sich diese Parameter auch in Österreich bereits als relativ robust und aussagekräftig erwiesen, erfüllt sich diese Vorhersage am Sitzenbach nur in 2 Parametern (% Cole, % Nicht-Insekten). Auffallend ist hierbei, dass der P2 im Schotterbecken oberhalb der Sitzenbach Klause im Gegensatz zum P3 und P5 nicht als gestörte Stelle erkannt wird (wie auch bei den meisten anderen Parametern).

Tab.2: Ausgewählte Störungsindices für die Stellen P1, P2, P3 und P5 im Juni bzw. für alle Stellen gepoolt im September. E=Ephemeroptera, P=Plecoptera, T=Trichoptera, Wei=Weidegänger, Det=Detritusfresser, Filt=Filtrierer, ZKL=Zerkleinerer. nb=nicht berechnet

Kategorie	Index	Prognose	P1	P2	P3	P5	Sep
Zusammensetzung	% EPT	Abnahme	15	31	53	50	<1
	% Coleoptera	Abnahme	13	14	8	3	0
	% Chironomiden	Zunahme	70	53	26	40	12-95
	% Nicht-Insekten	Zunahme	0,4	0,06	12,9	6,7	0-90
Toleranz	% Dominantes Taxon	Zunahme	70	53	26	40	60-95
	% Baetidae	Zunahme	30	24	10	55	0
Ernährungstypen	% Wei+Det	Abnahme	71	76	65	72	nb
	Det / (Filt+Det)	Zunahme	0,98	1	1	1	1
	% Zkl	Abnahme	12,2	10,3	8,2	4,8	0

Ähnlich unscharf sind die Aussagen der Toleranzparameter. Gestörte Fließgewässer zeichnen sich meist durch eine Abnahme der Artenzahlen und die Dominanz einer einzelnen Organismengruppe aus (während in ungestörten Systemen mehrere gleichstarke Gruppen dominieren). Da am Sitzenbach an allen Stellen das dominante Taxon von den Chironomiden gestellt wird, nimmt hier der relative Anteil des dominanten Taxons von der „ungestörten“ Referenzstelle zu den anderen Stellen im Gegensatz zur Prognose ab. Auch wenn man die weitere Struktur der Organismenverteilung (zweithäufigste, dritthäufigste Gruppe, etc.) einbezieht, kann an den „gestörten“ Stellen kein deutliches Überhandnehmen einer einzelnen Familie beobachtet werden. Die Baetiden gelten unter den Ephemeropteren als toleranteste Familie und nehmen vor allem bei Verschmutzung, aber auch bei Austrocknung, stark zu (Weigelhofer 1996, 1997). Auch diese Zunahme kann nur an einem einzigen Probenpunkt, dem P5 oberhalb der Austrocknungsstelle, festgestellt werden. Dieser Punkt weicht auch am stärksten in den chemischen und hydrologischen Parametern ab und liegt stark im Einflussbereich der Austrocknungsstelle P4.

Der bislang in unseren Breiten robusteste und kräftigste Parameter ist der „Anteil der Zerkleinerer“, zu denen vor allem Bachflohkrebse, kleine Steinfliegenlarven und einige Köcherfliegenarten zählen. Diese Nahrungsgilde erweist sich als die empfindlichste Gruppe unter den Bachorganismen und reagiert auf die meisten Störungen (z.B. Kahlschlag, Überdüngung, Versauerung, Austrocknung, etc.) mit einer deutlichen Abnahme. Auch am

Sitzenbach zeigt die Gruppe der Zerkleinerer eine deutliche Abnahme von der Referenzstelle P1 zu den anderen Probenpunkten. Der verminderte Eintrag an groben Nahrungspartikeln aufgrund der fehlenden Ufervegetation, die höheren Bachtemperaturen und die Gefahr der Austrocknung können von diesen Tieren nur schwer kompensiert werden. Wie auch am intermittierenden Rettenbachsystem fällt vor allem das Fehlen der in den Oberläufen meist recht häufigen Bachflohkrebse auf. Wie schon vorhin erwähnt, weist sogar die Referenzstelle am Sitzenbach einen deutlich geringeren Anteil an Zerkleinerern auf als erwartet. Dies zeigt, dass der Einfluss der Schutteinlagerungen und der fehlenden Vegetation durch den Straßenbau sich auch hier noch in der Zusammensetzung der Bachfauna bemerkbar macht.

Überraschend war die völlige Veränderung der Bachfauna im September, nicht nur in Bezug auf die Menge (vgl. Abb.6), sondern vor allem auch auf die Zusammensetzung der Organismen. An sämtlichen Probenstellen wurden trotz allgemeiner Flutung nur einige wenige Zuckmückenlarven, Springschwänze und Wenigborster gefunden. Die veränderte Faunenzusammensetzung weist auf eine massive Störung aller Probenpunkte, also auch der Referenzstelle, hin (vgl. auch Störungsindices im September in Tab.2). Wie schon vorher erwähnt, stellt sich diese voraussichtlich als eine mehr oder weniger lange Austrocknung aller Probenpunkte vor der Beprobung dar. Einen Hinweis darauf gibt auch die Fauna zu diesem Zeitpunkt, die von sogenannten austrocknungsresistenten Tiergruppen, wie Springschwänzen und Wenigborstern dominiert wird. Der unmittelbar vor der Probennahme erfolgte Niederschlag führte dann voraussichtlich zur neuerlichen Flutung aller Probenpunkte, wobei der Zeitraum für eine Erholung der Fauna offensichtlich zu kurz war. Die Möglichkeit der Austrocknung aller Probenpunkte nach besonders langen Trockenzeiten würde erklären, warum auch die Referenzstelle P1 in Bezug auf den Anteil der Zerkleinerer geringere Werte aufweist als erwartet. Während sich an den Stellen mit geringer Austrocknungsdauer und –frequenz, wie am P1 und -wahrscheinlich auch- am P2, die Fauna in den langen wasserführenden Perioden erholen kann und ein relativ natürliches Bild präsentiert, scheinen der P3 und P5 - nach den Ergebnissen der Störungsindices - stärker von Austrocknungsereignissen beeinflusst zu sein. Inwieweit sich die Fauna des häufig trockenfallenden Punktes P4 in Regenzeiten erholen kann, konnte aufgrund der geringen Probentermine in dieser Vorstudie nicht ermittelt werden.

4. Interpretation und Zusammenfassung

- Der Sitzenbach oberhalb der Sitzenbach Klause stellt ein durch Schutteinlagerungen extrem belastetes Gewässer dar. Trotz der Auflassung der Forststrasse im Jahre 1999 weisen die erodierten Hänge, die spärliche Ufervegetation und das scharfkantige Sediment auf einen weiterhin hohen Eintrag an Erosionsmaterial hin. Die Situation wird vor allem durch die Steilheit und die enorme Länge der angeschnittenen Hänge verschärft. Eine Beruhigung der Situation ist auf längere Zeit nicht absehbar.
- Das importierte Material kann durch die Strömung nicht mehr abgeführt werden und lagert sich an der Gewässersohle an. Verstärkt wird dieses Problem durch die Anlage von Talsperren für den Triftbetrieb, die zur Erweiterung und Begradigung der Sohle führten. Im Bereich großer Schotteransammlungen wird das Gewässer intermittierend (d.h. bei Niedrigwasser bricht die oberirdische Verbindung ab).
- Die Austrocknung selbst wirkt sich – bei kurzer Dauer und niedriger Frequenz - offensichtlich nur geringfügig auf die Fauna der einzelnen Bachstrecken aus. Trotz des zeitweisen Wasserverlustes und eines teilweise sehr instabilen Sediments erweist sich die Lebewelt des Sitzenbaches in Bezug auf Kleinlebewesen zwar als individuenarm, aber artenreich. Der Grund könnte möglicherweise darin liegen, dass die oberflächlich austrocknenden Stellen über das Wasser im Sediment unterirdisch verbunden sind und die Tiere in Trockenzeiten in den Lückenraum der Bachsedimente flüchten können.
- Gravierender stellt sich die Situation bezüglich der Bachmorphologie und Vegetation dar. In den aufgeschütteten Schotterbecken wird die Bildung eines Bodens mit festen Ufern aufgrund der hohen Dynamik des Gewässers und des instabilen Sediments extrem erschwert. Mit Ausnahme einiger weniger Rohbodenpioniere können die meisten Uferpflanzen nur schwer Fuß fassen bzw. sich über längere Zeit behaupten. Eine gut entwickelte Ufervegetation und eine starke Vernetzung mit dem Umland – wie sie zur Zeit noch nicht existieren – wäre jedoch für die Stabilität des Gewässers unbedingt von Nöten. So wirken sich bereits kurzfristige Austrocknungen in einem starken Rückgang der Individuen- und Artenzahlen im Gewässer aus. Derart instabile Verhältnisse erschweren auch die Besiedelung durch Fische.
- Es wird empfohlen, gerade in engen steilen Tälern den Bau von Forststrassen – soweit es möglich ist – zu unterlassen. Die enormen Schutteinträge können vom Gewässer nur schwer kompensiert werden und wirken sich verheerend auf die Stabilität und

Funktionalität (und damit u.a. auch auf die Selbstreinigungskraft) des Gewässers aus. Des weiteren sollte man sich vor Augen führen, dass der Schutteintrag in das Gewässer um so höher wird, je größer die Länge und die Steilheit der angeschnittenen Hänge sind. Der Sitzenbach ist dafür ein ausgezeichnetes negatives Beispiel. Bis jetzt ist nur wenig bekannt über die Mechanismen, die zur Erholung und zur Wiederherstellung eines einigermaßen naturnahen Charakters des Gewässers beitragen können. Daher können auch Empfehlungen zur Sanierung derartiger Fließgewässer nur schwer abgegeben werden. Der Sitzenbach würde sich – aufgrund seiner ungestörten Lage im Nationalpark Kalkalpen – hervorragend für eine Langzeitstudie eignen, in der derartige Erholungsmechanismen untersucht werden können.

5. Literatur:

- Rapid Bioassessment Protocols** for use in streams and rivers (1986), <http://www.epa.gov/owowwtr1/monitoring/AWPD/RBP/bioasses.html>
- Tockner, K.** (1993) Limnologische Studie "Hinterer Rettenbach" (Nationalpark Kalkalpen, Sengsengebirge, Oberösterreich). Ein Beitrag zur Limnologie eines Karstfließgewässers unter besonderer Berücksichtigung der ökologischen Relevanz hydrographischer Extremereignisse. Verein Nationalpark Kalkalpen Eigenverlag, Kirchdorf, 197 pp.
- Tockner, K., Steiner, K., Schmid-Araya, J. & Schmid, P.E.** (1990) Faunistisch ökologische Untersuchung ausgewählter Fließgewässer des Sengsenberg. Verein Nationalpark Kalkalpen Eigenverlag, Kirchdorf, 35 pp.
- Weichenberger, J.** (1994) Die Holztrift im Nationalpark Kalkalpen. 1. Teil. Linz, S. 114-120.
- Weigelhofer, G.** (1996) Die ökologische Funktion der Bachbettsedimente in intermittierenden und perennierenden Karstgewässern. Endbericht 1996, TP. 1603-9./96. Hrsg. Verein Nationalpark Kalkalpen, Molln, 61 S.
- Weigelhofer, G.** (1997) Die ökologische Bedeutung des hydrologischen Regimes auf die Biozönose intermittierender Karstgewässer. Endbericht TP 1603-9./97 Hrsg. „Nationalpark O.ö. Kalkalpen“-Ges.m.b.H., Molln, 52 S.