

Kurzfristige Auswirkungen einer Entkrautung auf einen Mittellandbach (Chriesbach bei Dübendorf, ZH)

Roland Mensch, Barbara Känel & Urs Uehlinger, Dübendorf

Zusammenfassung

In einem stark verbauten und nährstoffbelasteten Bach (Chriesbach, Kt. Zürich) untersuchten wir, wie sich die Entfernung von Wasserpflanzen auf die Wirbellosen-Fauna, die Primärproduktion und die Respiration auswirkte. Durch den Schnitt der Pflanzen fiel der Wasserspiegel um mehr als die Hälfte, und die Fliessgeschwindigkeit verdoppelte sich. Die Entkrautung eliminierte 65% der Makroinvertebraten. Am stärksten betroffen waren die Larven der Simuliidae (Kriebelmücken) und der Chironomidae (Zuckmücken), welchen die Wasserpflanzen als Habitat dienen. *Asellus* (Wasserassel) und *Gammarus* (Bachflohkrebse) nahmen wahrscheinlich aufgrund der durch den Schnitt veränderten Strömungsverhältnisse ab. Die Primärproduktion sank um mehr als 50%, während die Respiration nur wenig auf den Eingriff reagierte. Die Primärproduktion erholte sich während vier Wochen vollständig. Hingegen waren im strukturarmen Chriesbach die Auswirkungen bei der Wirbellosen-Fauna auch vier Wochen nach dem Schnitt noch deutlich sichtbar.

Short-Term Effects of Weed Removal on a Stream of the Swiss Plateau

In May and June 1995, we studied the short-term effects of macrophyte removal in a nutrient rich stream on macroinvertebrates and ecosystem metabolism. Following removal of macrophytes, water depth decreased by more than 50% and flow velocity doubled. Macroinvertebrate density was reduced by 65% after macrophyte removal. Chironomids and Simuliids were most affected because macrophytes are important habitats for these taxa. Asellus and Gammarus decreased after the removal of the plants presumably due to changed hydraulic conditions. Primary production was reduced by more than 50% after the removal of macrophytes. Community respiration, as well as respiration at the sediment surface, were little affected. Macroinvertebrates and macrophytes showed no recovery within 4 weeks after the disturbance, whereas primary production recovered within 4 weeks.

1 EINLEITUNG

Makrophyten¹ erfüllen vielfältige Funktionen in Fliessgewässern. Sie sind Lebensraum für Makroinvertebraten² und Fische (FOX, 1992), sie dienen als Substrat für epiphytische Aufwuchsalgen³ (FISHER & CARPENTER, 1976), und sie sind über die Photosynthese und die Respiration am Energiehaushalt des Ökosystems beteiligt (THYSSEN, 1982). In zahlreichen Fliessgewässern des schweizerischen Mittellandes fördern Nährstoffeinträge aus Landwirtschaft und Siedlungen zusammen mit günstigen Lichtverhältnissen (häufig aufgrund fehlender Ufervegetation) Wucherungen von Makrophyten. Dichte Makrophytenbestände stauen das Wasser, wodurch die Überschwemmungsgefahr im angrenzenden

Umland zunimmt. Niedrige Fliessgeschwindigkeiten in den Beständen begünstigen das Absinken von Partikeln. Dadurch häufen sich organische Stoffe an der Gewässersohle an (BUTCHER, 1933), deren Abbau Sauerstoff verbraucht. In langsam fliessenden, tiefen Gewässern ist der Gasaustausch zwischen dem Wasser und der Atmosphäre klein (OWENS et al., 1964; THYSSEN et al., 1987). Zudem verbrauchen Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen für ihre Atmung Sauerstoff. In Gewässern mit dichten Pflanzenbeständen können die Sauerstoffkonzentrationen deshalb in der Nacht für Fische und bestimmte Wirbellose auf gefährlich niedrige Werte sinken (UEHLINGER, 1994). Makrophytenwucherungen werden zudem von den Anwohnern oft als ästhetische Beeinträchtigung

¹ Unter Makrophyten verstehen wir hier höhere Wasserpflanzen wie z. B. Flutender Hahnenfuss.

² Wirbellose Tiere (Körpergrösse > 2 mm).

³ Epiphytischer Aufwuchs = auf Pflanzen wachsende Algen.

empfundene. Aus diesen Gründen werden Wasserpflanzen aus Fließgewässern entfernt.

Mit der vorliegenden Arbeit wollten wir die kurzfristigen Auswirkungen der Entfernung der Makrophyten auf die benthische Lebensgemeinschaft und den Energieumsatz eines begründeten Baches mit sehr dichten Makrophytenbeständen quantifizieren. Zu diesem Zweck versuchten wir folgende Fragen zu beantworten: 1. Wie wirkt sich der Schnitt auf die Lebensgemeinschaft der Makroinvertebraten aus, und welche Rolle spielen dabei die durch das Fehlen der Pflanzen hervorgerufenen Veränderungen des Lebensraumes? 2. Wie beeinflusst der Schnitt die Primärproduktion und die Respiration des Systems? Wir erwarteten, dass durch den Eingriff die Zahl der Makroinvertebraten stark reduziert wird, da neben der mechanischen Störung durch den Schnitt auch Lebensräume verloren gehen. Der Verlust dieser Lebensräume dürfte sich insbesondere in einem verbauten, strukturalmen Bach stark auswirken. Mit der Entfernung dichter Pflanzenbestände sollte ausserdem die Primärproduktion und die Respiration deutlich abnehmen. Falls nach dem Eingriff vermehrt feinkörnige organische Substanz von der Sedimentoberfläche abgeschwemmt wird, sollte auch die Sauerstoffzehrung an der Bachsohle zurückgehen.

2 UNTERSUCHUNGSGEWÄSSER

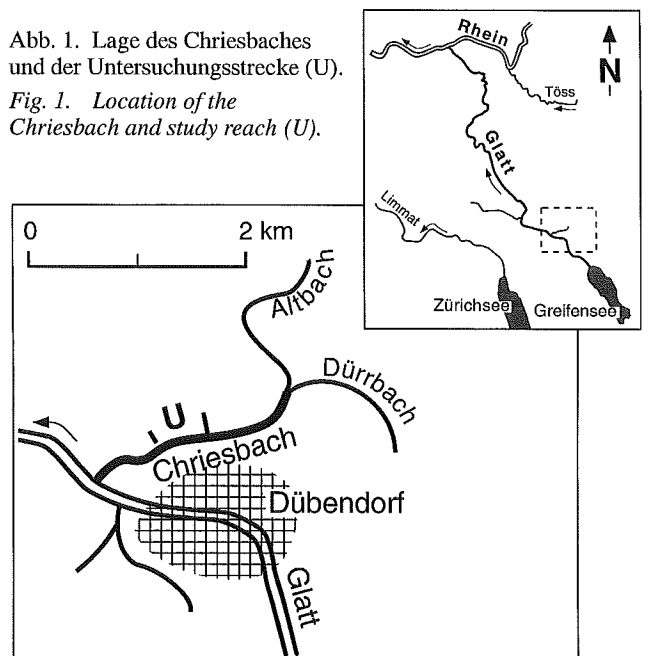
Der 2 km lange Chriesbach entsteht aus dem Zusammenfluss von Dürr- und Altbach. Er entwässert ein dicht besiedeltes, industriell und landwirtschaftlich genutztes Einzugsgebiet nördlich von Zürich in die Glatt (Abb. 1). Der Bach wurde bei der zwischen 1978 und 1981 durchgeführten Gewässerkorrektur stark ausgebaut. Die Niederwasserrinne ist 4 m breit und mit Steinblöcken gesichert. Der Trockenwetterabfluss im untersuchten Abschnitt beträgt ca. 0,6 m³/s. Die Niederwasserrinne wird nur an wenigen Stellen von der Ufervegetation oder von Bauwerken (Stützmauern, Brücken) beschattet. Die Nährstoffkonzentrationen im Chriesbach sind hoch (Tab. 1), da der Altbach Vorfluter der Kläranlage von Bassersdorf ist. Die Wasserpflanzen werden ein- bis zweimal jährlich entfernt, da tiefgelegene Teile des Uferweges wegen der dichten Makrophytenbestände schon bei einem geringen Anstieg des Abflusses unter Wasser stehen.

3 MATERIAL UND METHODEN

Um die Auswirkungen des Schnittes zu dokumentieren, haben wir eine Kontrollfläche (ungeschnitten) mit einer Fläche verglichen, auf welcher die Pflanzen entfernt wurden. Für

Abb. 1. Lage des Chriesbaches und der Untersuchungsstrecke (U).

Fig. 1. Location of the Chriesbach and study reach (U).



Tab. 1. Nährstoffkonzentrationen im Chriesbach gemessen zwischen März und Juli 1995 (KÄNEL, unveröffentlicht), n = 5.

Tab. 1. Nutrient concentrations in the Chriesbach between March and July 1995 (KÄNEL, unpublished), n = 5.

Parameter	[µg/l]
Ammonium-N	24 ± 15
Nitrit-N	34 ± 14
Nitrat-N	6584 ± 245
Ortho-Phosphat-P	52 ± 10

dieses Experiment wurde im Chriesbach eine in bezug auf den Makrophytenbestand homogene Strecke zwischen der Mündung in die Glatt (km 0,0) und km 1,5 ausgesucht. Am 22. und 23. Mai 1995 entfernten Mitarbeiter des Amtes für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich (AGW) die Makrophyten zwischen km 0,0 und 1,12. Dabei schnitten sie die Pflanzen mit einer Sense ca. 20 cm über der Bachsohle.

Unmittelbar vor und nach dem Schnitt sowie vier Wochen nach dem Schnitt wurden von der Schnittfläche zwischen km 0,92 und 1,12 sowie der unbehandelten Fläche (Kontrollfläche) zwischen km 1,27 und 1,47 an jeweils drei zufällig ausgewählten Stellen Proben von Makroinvertebraten und Makrophyten entnommen. Dazu verwendeten wir einen modifizierten Surbersampler mit einer Grundfläche von 0,09 m² und einer Maschenweite des Netzes von 250 µm, der eine

kombinierte Probenahme von Makrophyten und Makroinvertebraten ermöglichte. Die Höhe des Gerätes ist verstellbar, so dass Probenahmen auch in Wassertiefen von bis zu 1,2 m möglich sind. An jeder Probenahmestelle bestimmten wir ausserdem den Deckungsgrad (BRAUN-BLANQUET, 1964) und die Artenzusammensetzung der Makrophyten sowie die Fliessgeschwindigkeit. Letztere erfolgte in 60% der Wassertiefe mit einem Ott-Messflügel (Propellerdurchmesser 3 cm). Im Labor wurden die Makroinvertebraten von den Pflanzen getrennt und bis zur Weiterverarbeitung eingefroren. Die nach Arten sortierten Pflanzen wurden bei 85 °C während 24 Stunden getrocknet und anschliessend das Gewicht (Trockengewicht) bestimmt. Von den Makroinvertebratenproben wurde jeweils ein Achtel ausgezählt. Die Proben wurden vorgängig mit einem Röhren-Subsampler (MEYER, 1990) geteilt. Mit dem Mann-Whitney-U-Test wurden die Ergebnisse der Invertebratenabundanz von Kontroll- und Schnittfläche auf signifikante Unterschiede ($P \leq 0,05$) getestet.

Die Wassertemperatur wurde bei km 0,6 und 1,32 mit Datenloggern in 30-Minuten-Intervallen aufgezeichnet (Tattletale Model IV, Onset Corporation, N. Falmouth, USA). Die mittlere Fliessgeschwindigkeit des Wassers bestimmten wir mit Hilfe des fluoreszierenden Farbstoffes Uranin (CIRPKA et al., 1993). Die mittlere Wassertiefe wurde mit Hilfe der Daten einer Pegelstation des AGW (km 1,15) und 5 Hilfspegeln (zwischen km 0,62 und 2,13) ermittelt.

Gelöster Sauerstoff wurde mit Sauerstoffsonden (Sonde mit Rührer YSI 5795A, Sauerstoffgeräte YSI 58 und 54) bei km 0,6, 1,32 und 2,07 gemessen und die Werte in 10-Minuten-Intervallen gespeichert (Datalogger Tattletale Model IV). Die Berechnung des Netto-Sauerstoffumsatzes β ($\text{g O}_2/\text{m}^2/\text{h}$) erfolgte mit der *Upstream-downstream*-Methode nach ODUM (1956), d.h., man bestimmt die Sauerstoffbilanz eines Wasserpaketes, das von einer oberliegenden (*upstream*) zu einer unterliegenden (*downstream*) Station fliesst. Dabei nimmt man an, dass die Sauerstoffkonzentration nur von der Photosynthese, der Respiration sowie vom Austausch mit der Atmosphäre bestimmt wird (Gleichung 1):

$$\frac{c_i + c_{i+1} - c_i}{\tau} = \frac{1}{z_m} \left[K_s \left(c_s - \frac{c_i + c_{i+1} + c_i}{2} \right) + \beta(t, t + \tau) \right] \quad [1]$$

c_i und c_{i+1} sind die Sauerstoffkonzentrationen am Anfang und am Ende dieses Abschnitts ($\text{g O}_2/\text{m}^3$), τ die mittlere Aufenthaltszeit des Wassers in h im durch zwei aufeinanderfolgende Messstationen begrenzten Abschnitt, K_s ist der Wiederbelüftungskoeffizient/h, c_s ist die Sättigungskonzentration des Sauerstoffs im Abschnitt ($\text{g O}_2/\text{m}^3$) und z_m die mittlere Tiefe

in m. Der Wiederbelüftungskoeffizient wurde anhand der Sauerstoffganglinien geschätzt (THYSSEN et al., 1987). In der Nacht entspricht $\beta(t, t + \tau)$ der über das Zeitintervall $(t, t + \tau)$ gemittelten Respiration des Gesamtsystems. R beinhaltet die Respiration von Makrophyten, Algen, Tieren und Mikroorganismen. Am Tag entspricht $\beta(t, t + \tau)$ der Differenz zwischen der Sauerstoffproduktion durch die Photosynthese von Algen und Makrophyten und der Respiration der Tiere und Mikroorganismen. Meist wird, wie im vorliegenden Fall, die nächtliche Sauerstoffzehrung auf 24 Stunden hochgerechnet und als Respiration des Systems bezeichnet, d.h., man nimmt an, dass die Respiration am Tag und in der Nacht gleich ist (BOTT et al., 1985). Für die Berechnung der Bruttoprimärproduktion wurde der Netto-Sauerstoffumsatz während des Tages um die für den gleichen Zeitraum berechnete Respiration erhöht und auf einen Tag hochgerechnet. Die *Upstream-downstream*-Methode zur Bestimmung der Primärproduktion versagt, wenn erhebliche Mengen Wasser mit unbekannter Sauerstoffkonzentration zwischen den Messstationen ins Gewässer gelangen wie z. B. bei Niederschlagsereignissen.

Die Sauerstoffzehrung auf der Bachsohle wurde mit einer zu diesem Zweck entwickelten *In-situ*-Messkammer (Innendurchmesser 75 mm, Höhe 160 mm) gemessen (Abb. 2). Die

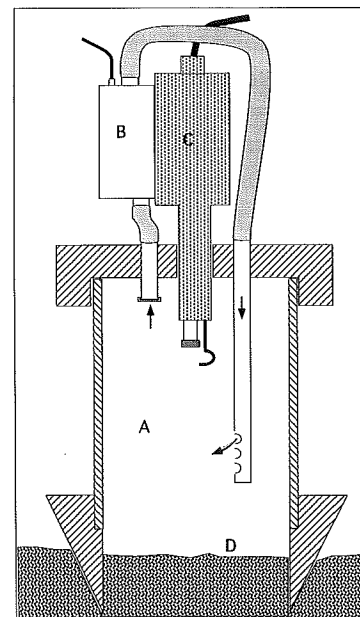


Abb. 2. Respiration-Messkammer für die Erfassung der Respiration an der Sedimentoberfläche. A = Kammer, B = Pumpe zur Erzeugung von Strömung in der Kammer, C = Sauerstoffsonde mit Rührer, D = Sediment.

Fig. 2. Chamber for the assessment of respiration at the sediment surface. A = chamber, B = pump for internal circulation of water, C = oxygen probe with stirrer, D = sediment.

Messkammer wurde 25 cm tief ins Sediment gedrückt. Eine regelbare Pumpe sorgte für die Zirkulation des Wassers innerhalb der Kammer. Jede Messung wurde solange durchgeführt, bis die Sauerstoffabnahme mindestens während 20 Minuten konstant blieb. Für die Berechnung der Respirationsraten ($\text{g O}_2/\text{m}^2/\text{d}$) wurde lediglich dieser lineare Teil der Sauerstoffkurve verwendet.

4 RESULTATE

4.1 Hydraulische Verhältnisse und Makrophyten

Bei Niederschlägen steigt der Abfluss im Chriesbach rasch an, was im Pegel des AGW zum Ausdruck kommt (Abb. 3). Mit dem Schnitt der Pflanzen änderten sich die hydraulischen Verhältnisse im betroffenen Abschnitt deutlich. So sank der Wasserspiegel um ca. 50%, während sich die mittlere Fließgeschwindigkeit etwa verdoppelte (Tab. 2). Die beim Schnitt aufgewirbelten Feinsedimente trübten das Wasser stark.

Zu Beginn der Untersuchung lag der Deckungsgrad der Makrophyten bei 100%. *Ranunculus fluitans* LAM. (Fluten-der Hahnenfuss) dominierte die Biomasse der Pflanzengemeinschaft mit 90%, gefolgt von *Myriophyllum spicatum* L. (Ähriges Tausendblatt), dessen Anteil bei 5% lag. Weitere Arten traten nur vereinzelt auf. Epilithische Aufwuchsalgen⁴ beschränkten sich weitgehend auf den Blockbesatz. Epiphytischer Aufwuchs fand sich vor allem stark auf *M. spicatum*, jedoch nur wenig auf *R. fluitans*. Mit dem Schnitt wurde 90% der Makrophytenbiomasse entfernt (Tab. 2). Vier Wochen nach dem Eingriff hatte sich die Biomasse der Pflanzen auf der Schnittfläche nur wenig verändert, während sie auf der Kontrollfläche im gleichen Zeitraum um 25% abnahm.

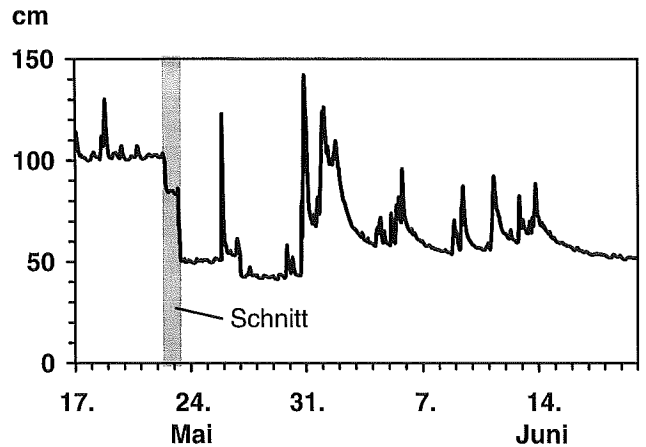


Abb. 3. Mittlere Wassertiefe bei der AGW-Pegelstation (km 1,15).
Fig. 3. Stage height at a gauging station at river km 1.15.

4.2 Makroinvertebraten

Im Chriesbach identifizierten wir 14 Invertebraten-Taxa. Vor dem Schnitt war die Zahl der Individuen auf der Kontroll- und auf der Schnittfläche etwa gleich (Abb. 4), dasselbe gilt für die identifizierten Taxa. Dominierende Taxa waren die Chironomidae (Zuckmücken) mit 79%, gefolgt von den Simuliidae (Kriebelmücken) mit 13%. Mit je 1,5% waren Hydracarina (Wassermilben), *Asellus aquaticus* (Wasserassel), *Gammarus* spp. (Bachflohkrebse) und Larven von Ceratopogonidae (Gnitzen) sowie Ephemeroptera (Eintagsfliegen: *Baëtis* spp.) vertreten. *Pisidium* spp. (Erbsenmuscheln), Hirudinea (Egel) und Trichopterenlarven (Köcherfliegen) erreichten maximal 0,3%. Planorbidae (Tellerschnecken), *Calopteryx*-Larven (Prachtlibellen), *Elmis*-Larven (Hakenkäfer) sowie Larven von Empididae (Tanzflie-

Tab. 2. Biomasse der Makrophyten (Trockengewicht), Fließgeschwindigkeit und Abfluss im Chriesbach.

Tab. 2. Biomass of macrophytes (dry mass), current velocity and discharge in the Chriesbach.

Parameter	20.-22. Mai		24.-25. Mai		15.-17. Juni	
	Kontrolle	Schnittfl.	Kontrolle	Schnittfl.	Kontrolle	Schnittfl.
Makrophyten [$\text{g TG}/\text{m}^2$]	361 ± 141	410 ± 44	462 ± 157	37 ± 14	349 ± 113	53 ± 14
Fließgeschwindigkeit [cm/s]	4-16	11-18	5-12	27-45	18-21	49-53
Mittlerer Abfluss [m^3/s]	0.85		0.56		0.66	

⁴ Epilithische Aufwuchsalgen = auf festem Substrat (Steine) wachsende Algen.

Kurzfristige Auswirkungen einer Entkrautung auf einen Mittellandbach

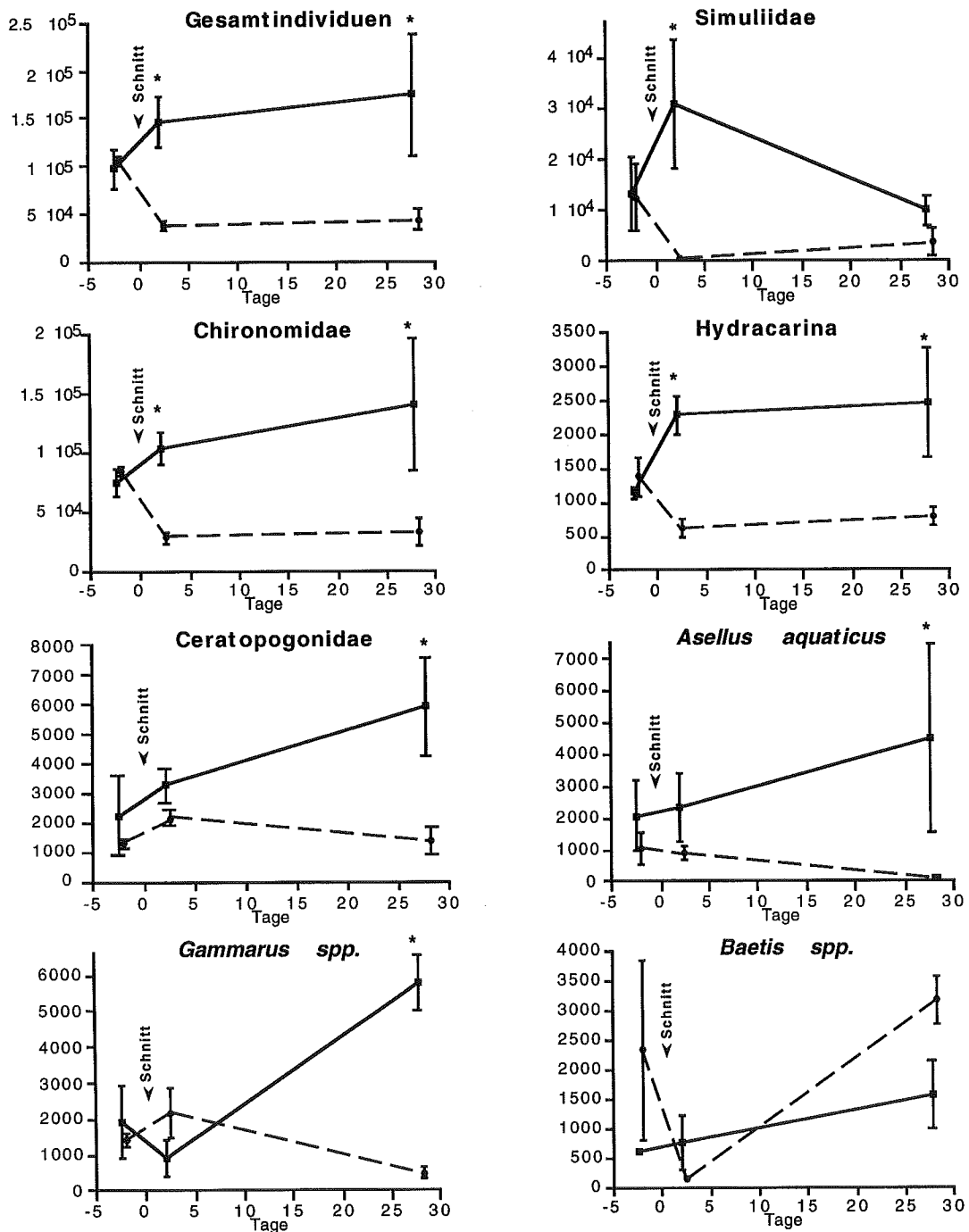


Abb. 4. Dichte der Makroinvertebraten (Individuen/m²) mit Standardfehler in der Kontrollfläche (ausgezogene Linie) und in der Schnittfläche (gestrichelte Linie). * bedeutet signifikante Unterschiede zwischen Kontroll- und Schnittfläche.

Fig. 4. Abundance of invertebrates in the control reach (full line) and weed cutting reach (broken line). Bars represent standard errors. * indicates significant differences between the two reaches.

gen) wurden nur vereinzelt gefunden (Tab. 3). Als Folge des Schnittes nahm die Zahl der Individuen um 65% ab. Auch vier Wochen später waren auf der Schnittfläche immer noch

signifikant weniger Organismen vorhanden als auf der Kontrollfläche.

Einzelne Taxa unterschieden sich deutlich in ihrer Reaktion auf den Eingriff. Am stärksten betroffen vom Schnitt waren die Simuliidae (Abb. 4). Einen Tag nach dem Schnitt erreichte die Zahl der Individuen nur noch 5% der Individuendichte der Kontrolle. Nach vier Wochen hatte die Zahl der Tiere in der Schnittfläche nur wenig zugenommen, während sie im gleichen Zeitraum in der Kontrollfläche deutlich abnahm. Die Zahl der Chironomidae und Hydracarina ging durch den Schnitt ebenfalls deutlich zurück (um 67 bzw. 55%). Beide Taxa erholten sich nicht bis zum Ende der Untersuchung. Auf *Asellus aquaticus* hatte die Entfernung keinen unmittelbaren Effekt. Vier Wochen später fanden wir jedoch signifikant weniger Individuen auf der Schnitt- als auf der Kontrollfläche. Ähnlich verhielten sich *Gammarus* spp. und die Ceratopogonidae. *Baetis* spp. reagierten mit einer deutlichen Abnahme auf den Schnitt, doch war der Unterschied zur Kontrolle einen Tag nach dem Schnitt nicht signifikant. Bei den Taxa Trichoptera, Hirudinea und *Pisidium* spp. konnten wir keine Reaktion auf den Schnitt nachweisen; d.h. während der ganzen Untersuchung waren die Unterschiede zwischen Schnitt- und Kontrollfläche nicht signifikant (Tab. 3). Über die restlichen Taxa sind aufgrund der geringen Individuenhäufigkeiten keine Aussagen möglich.

4.3 Primärproduktion und Respiration

Wir betrachteten für unseren Vergleich von Schnitt- und Kontrollfläche nur Produktions- und Respirationswerte, die in die kurzen Perioden relativ stabiler Wetter- und Abflussverhältnisse fielen (Abb. 5). Primärproduktion und Respiration waren vor dem Schnitt auf der Kontrollfläche kleiner als auf der künftigen Schnittfläche. Mit der Entfernung der Makrophyten sank die Bruttopräproduktion von 48 auf 25 g

O₂/m²/d. Sie erholte sich jedoch innerhalb der folgenden drei Wochen. Die Respiration nahm zwischen dem 19. und 26. Mai im Kontrollabschnitt und im geschnittenen Abschnitt ab. Aufgrund der vorliegenden Messungen lässt sich nicht nachweisen, dass die Entfernung der Makrophyten die Respiration des Systems beeinflusst. Der Schnitt der Pflanzen hatte auch keine nachweisbare Auswirkung auf die Respiration an der Oberfläche der Bachsohle (Tab. 4). Die Respiration des Gesamtsystems übertrifft die Respiration der Sedimentoberfläche meist um mehr als den Faktor 10.

Der Tagesgang des gelösten Sauerstoffs widerspiegelt die Primärproduktion und die nächtliche Respiration (Abb. 5). Vor dem Schnitt schwankten die Konzentrationen im Laufe eines Tages um 6,4 mg O₂/l am Ende der Schnittfläche (km 0,6) und um 4,9 mg O₂/l am Ende der Kontrollfläche (km 1,32, Abb. 5). Nach dem Schnitt war die Aufenthaltszeit des Wassers über der Schnittfläche relativ kurz. Daher änderte sich die Sauerstoffkonzentration zwischen km 1,32 und 0,6 nur wenig, obschon auf der Schnittfläche die Primärproduktion deutlich zurückging und der Wiederbelüftungskoeffizient von 0,6 auf 1,0/h anstieg.

Tab. 4. Respiration an der Sohlenoberfläche in Kontroll- und Schnittfläche (g O₂ m⁻² d⁻¹), n = 3.

Tab. 4. Respiration at the sediment surface in the control and impact reach (g O₂ m⁻² d⁻¹), n = 3.

Datum	Schnittfläche	Kontrollfläche
20.-22. Mai 1995	2.1 ± 0.9	3.0 ± 0.8
24.-25. Mai 1995	2.7 ± 0.4	3.0 ± 0.6
10. Juni 1995	2.2 ± 1.1	3.0 ± 2.0

Tab. 3. Invertebraten-Taxa, welche nicht nachweisbar auf die Entkrautung reagierten (oben) bzw. deren Häufigkeiten zu klein waren, um Unterschiede statistisch zu erhärten (*). Zahlenangaben: Individuenzahl/m² und Standardfehler.

Tab. 3. Above: invertebrate taxa showing no apparent response to the removal of macrophytes. Below: taxa with abundances that were too small to allow the detection of a response to the weed cut (*). Noted are numbers of individuals/m² and standard error.

Taxa	1 Tag vor Schnitt		1 Tag nach Schnitt		27 Tage nach Schnitt	
	Kontrolle	Schnittfl.	Kontrolle	Schnittfl.	Kontrolle	Schnittfl.
Hirudinea	72 ± 50	65 ± 48	149 ± 43	195 ± 79	202 ± 103	23 ± 23
Trichoptera	191 ± 185	252 ± 79	362 ± 182	359 ± 239	203 ± 99	122 ± 61
<i>Pisidium</i> spp.	534 ± 367	183 ± 140	1115 ± 325	2874 ± 1194	3775 ± 1633	1252 ± 698
*Empididae	176 ± 42	31 ± 31	46 ± 46	0	31 ± 31	0
*Planorbidae	15 ± 10	15 ± 15	61 ± 61	31 ± 31	133 ± 81	183 ± 92
* <i>Elmis</i> spp.	61 ± 31	122 ± 81	168 ± 125	0	95 ± 23	61 ± 31
* <i>Calopteryx</i> spp.	42 ± 27	8 ± 8	8 ± 8	0	34 ± 29	0

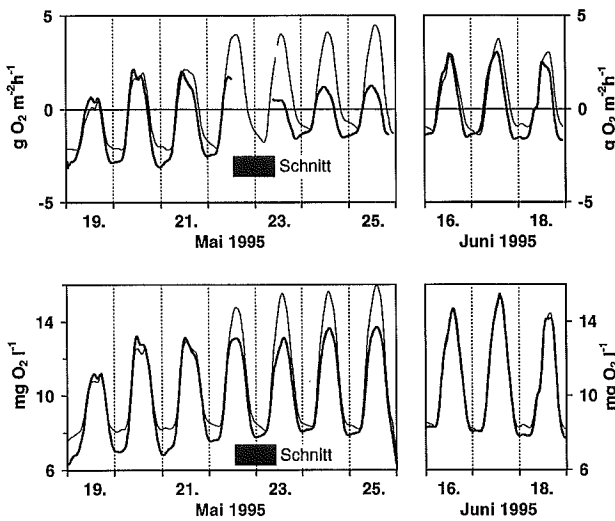


Abb. 5. Obere Reihe: Netto Sauerstoffproduktion (Gleichung 1) in der Schnittfläche (dicke Kurve) und in der Kontrollfläche (dünne Kurve). – Untere Reihe: Sauerstoffganglinien bei km 0,6 (dicke Kurve) und bei km 1,32 (dünne Kurve).

Fig. 5. Upper row: Net oxygen production (equation 1) in the impact (thick line) and control reach (thin line). – Lower row: Diel oxygen curves at river km 0.6 (thick line) and at river km 1.32 (thin line).

5 DISKUSSION

5.1 Makroinvertebraten

Ein Ziel unserer Untersuchung war, die kurzfristigen Auswirkungen des Pflanzenschnittes auf die Makroinvertebraten zu erfassen. Wie erwartet, reduzierte die Entkrautung die Anzahl der Individuen stark. Vier Wochen nach dem Schnitt waren die Auswirkungen des Eingriffes immer noch deutlich sichtbar (Abb. 4). Dies steht im Gegensatz zu Ergebnissen ähnlicher Untersuchungen, die zeigten, dass sich die Makroinvertebraten wenige Wochen nach einem solchen Eingriff weitgehend erholt hatten (ARMITAGE et al., 1994; MENZE, 1992; PEARSON et al., 1978). Mögliche Gründe für den länger anhaltenden Effekt des Pflanzenschnittes im Chriesbach sind der Zeitpunkt des Schnittes und die fast vollständige Entfernung der Makrophyten. In den Untersuchungen von MENZE (1992) und PEARSON et al. (1978) erfolgte der Eingriff erst im Juli und nicht wie im Chriesbach bereits im Mai. Deshalb konnten viele Insektenlarven ihren Lebenszyklus vor dem Schnitt vollenden, wie beispielsweise bestimmte Arten der Chironomidae, welche hauptsächlich im Juni schlüpfen (PEARSON et al., 1978). Aus den Untersuchungen von ARMITAGE et al. (1994), MENZE (1992) und PEARSON et al. (1978)

geht nicht hervor, wie stark die Makrophyten reduziert wurden und wie schnell sie sich vom Eingriff erholten. Im morphologisch wenig differenzierten Chriesbach ist die Entfernung von 90% der Pflanzenbiomasse ein enormer Verlust von Lebensräumen für Makroinvertebraten. Hinzu kommt, dass die häufigen Hochwasser (Abb. 3), denen die Tiere im nun sehr strukturarmen Bach ausgesetzt waren, die Wiederbesiedlung vermutlich zusätzlich verlangsamten.

Die unterschiedliche Reaktion einzelner Taxa auf den Schnitt kann auf verschiedene Faktoren zurückgeführt werden. Die Larven der Simuliidae benötigen ein festes Substrat, wo sie sich mit ihrem Hinterleibsende anheften können. Da im Chriesbach ein grosser Teil der Bachsohle mit Feinsedimenten bedeckt ist, leben die Tiere fast ausschliesslich auf Makrophyten. Durch den Schnitt wurde daher ein Grossteil der Larven und Puppen entfernt. Die Abnahme der Simuliidae im Kontrollabschnitt könnte damit erklärt werden, dass sich die Larven verpuppten und anschliessend schlüpfen. Auch für die Chironomidae, welche die Makroinvertebraten zahlenmässig dominierten, sind die Pflanzen ein wichtiger Lebensraum. Mit dem Schnitt nahm die Zahl der Chironomidae ebenfalls deutlich ab. DAWSON et al. (1991) berichten, dass mit den Pflanzen bis zu 40% der Chironomidae-Larven aus einem Bach entfernt wurden. Der Rückgang der räuberischen Ceratopogonidae, welche sich bevorzugt von Larven der Chironomidae ernähren (MERITT et al., 1978), fällt mit der Abnahme ihrer potentiellen Beute zusammen. Ähnliches gilt auch für die Hydracarina, die im Chriesbach auf den Pflanzen und im Sediment gefunden wurden. Die Nahrung der Hydracarina umfasst sowohl Chironomidae als auch Puppen der Simuliidae (BREHM et al., 1990). *Gammarus* spp. und *Asellus aquaticus*, welche hauptsächlich auf der Bachsohle leben (BREHM et al., 1990; *MENSCH, 1995)⁵ und strömungsarme Habitate bevorzugen (*FRUTIGER, 1992; *MATTHÄI, 1991), wurden durch den Schnitt nicht direkt beeinträchtigt. Die Zunahme der Strömung über der Schnittfläche (Tab. 2) könnte für die Abnahme von *Gammarus* spp. und *Asellus aquaticus* verantwortlich sein. Die Larven von *Baetis* spp. sind gute Schwimmer, die bei einer Störung ihren Standort rasch wechseln. Nach einer Störung können sie Lebensräume schnell wiederbesiedeln (*FRUTIGER, 1992; MATTHÄI et al., 1996). Ihre starke Abnahme unmittelbar nach dem Schnitt kann damit erklärt werden, dass die Tiere bachabwärts drifteten und z.T. in geschützte Räume zwischen den Steinblöcken der Uferbefestigung auswichen. Die vollständige Erholung innerhalb von vier Wochen deutet

⁵ Die mit * markierten Zitate betreffen Diplomarbeiten und ein Vorlesungsskript, die nicht in Bibliotheken erhältlich sind.

darauf hin, dass die Larven aus der ungestörten Kontrollfläche und aus den seitlichen Refugien einwanderten.

5.2 Primärproduktion und Respiration

Wie erwartet, bewirkte die Entfernung der dichten Makrophytenbestände im Chriesbach einen deutlichen Rückgang der Primärproduktion. Angesichts der weitgehenden Entfernung der Pflanzen und der nach dem Schnitt immer noch hohen Bruttoprimärproduktion ($25 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{d}$) stellt sich die Frage nach der Bedeutung der Makrophyten als Primärproduzenten bzw. wer für die resistente Fraktion der Primärproduktion verantwortlich war. Die Makrophyten im Chriesbach hatten zum Zeitpunkt des Schnittes ihre Wachstumsphase weitgehend abgeschlossen (KÄNEL, unveröff.). Daher war ihr Beitrag zur Primärproduktion des Systems bescheiden, trotz der grossen Biomasse ($\approx 400 \text{ g TG}/\text{m}^2$). Wir vermuten, dass die mit Aufwuchsalgen bewachsenen Steinblöcke der Uferbefestigung wesentlich zur Primärproduktion beitrugen. Da die dichten Pflanzenbestände die Niederwasserrinne fast vollständig ausfüllten, gab es auf der Bachsohle wenig Lebensräume mit ausreichenden Lichtverhältnissen, die eine hohe Produktion von Aufwuchsalgen ermöglicht hätten. Der Vergleich von Kontroll- und Schnittfläche zeigte, dass die Respiration kaum oder nur wenig auf den Eingriff reagierte. Für den deutlichen Rückgang der Respiration der Kontrollfläche zwischen dem 20. und 23. Mai haben wir keine Erklärung. Eine Untersuchung in einem dänischen Bach zeigte, dass durch die Entfernung der Makrophyten weder die Primärproduktion noch die Respiration beeinflusst wurden (THYSSEN, 1982). THYSSEN vermutete, dass die Primärproduktion weitgehend auf Aufwuchsalgen zurückzuführen war. Aufgrund dieser und anderer Untersuchungen geht hervor, dass die Makrophyten offenbar wenig ($< 20\%$) zur Primärproduktion des Systems beitragen (KING & BALL, 1967; FISHER & CARPENTER, 1976; THYSSEN, 1982).

Der Bach war nach dem Schnitt mehrere Tage stark getrübt, was auf eine erhöhte Abschwemmung feinputikulärer Substanz hinweist, vermutlich eine Folge der deutlich höheren Fliessgeschwindigkeit. Der Verlust sauerstoffzehrender Partikel war offenbar gering, da keine Auswirkungen auf die Sauerstoffzehrung an der Bachsohle nachgewiesen werden konnten. Messungen zeigten, dass die Menge der Feinsedimente auf der Bachsohle durch den Schnitt nicht verändert wurde (KÄNEL, unveröff.). Die im Vergleich zur Respiration des Gesamtsystems geringen Respirationsraten an der Sedimentoberfläche deuten darauf hin, dass ein Grossteil der Respiration in den tieferen Sedimentschichten ($> 5 \text{ cm}$) stattfindet.

Mit der Entfernung der Pflanzen nahm der Wiederbelüftungskoeffizient in der Schnittfläche deutlich zu. Die Strecke zwischen km 1,32 und 0,6 war jedoch zu kurz, als dass sich der höhere Gasaustausch in den Sauerstoffganglinien hätte niederschlagen können. Wegen der (nach dem Schnitt) kurzen Aufenthaltszeit des Wassers im Abschnitt, wurde das Sauerstoffsignal bei km 0,6 sehr stark von der Sauerstoffganglinie bei km 1,32 beeinflusst. Wäre die geschnittene Strecke länger gewesen, so hätte sich der erhöhte Gasaustausch in geringeren täglichen Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen niedergeschlagen. Sauerstoffmessungen, die durchgeführt wurden, als im Chriesbach die Pflanzen auf der ganzen Länge des Systems ausgeräumt wurden, stützen diese Vermutung (*HOCEVAR, 1993).

6 FOLGERUNGEN

Der Chriesbach ist ein anthropogen stark beeinflusstes Fliessgewässer. Wasserpflanzen werden bereits seit mehr als 10 Jahren jährlich 1- bis 2mal geschnitten, was vermutlich an diese Störung angepasste Organismen selektioniert hat. Trotzdem sind die Auswirkungen der Entkrautung auf die Makroinvertebraten zumindest kurzfristig gravierend. Die vom Gewässerunterhalt gewünschte Erhöhung der hydraulischen Leistungsfähigkeit des Gerinnes wird durch den Schnitt der Pflanzen zumindest vorübergehend erreicht. Dies führt aber gleichzeitig zu einer strukturellen Verarmung des Gewässers, was die Erholung der Makroinvertebraten verzögert. Um nach dem Schnitt eine minimale Strukturvielfalt im Bach zu erhalten, sollten wenn möglich Pflanzenstreifen stehen gelassen werden. Damit würden die negativen Auswirkungen der Entkrautung für die Invertebraten verringert und die Wiederbesiedlung der gestörten Flächen vermutlich beschleunigt. Trotz der negativen nächtlichen O_2 -Bilanz der Makrophyten kommt es im Chriesbach nie zu kritischen nächtlichen O_2 -Konzentrationen; diesbezüglich drängt sich die Entfernung der Pflanzen nicht auf.

7 DANK

Wir danken den Herren R. Illi und B. Ribi für die Durchführung der Wasseranalysen. Diese Untersuchung ist Teil eines Projektes, das vom Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich finanziell unterstützt wird. Wir danken P. Burgherr, Ch. Matthäi, M. Naegeli und D. Werthmüller für die fachliche Unterstützung. Roland Mensch dankt besonders Herrn Prof. Dr. R. Bachofen, der diese Untersuchung im Rahmen einer Diplomarbeit ermöglichte.

8 LITERATUR

- ARMITAGE, P.D., BLACKBURN, J.H., WINDER, J.M. & WRIGHT, J.F. 1994. Impact of vegetation management on macroinvertebrates in chalk streams. – *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosyst.* 4, 95–104.
- BOTT, T.L., BROCK, J.T., DUNN, C.S., NAIMAN, R.J., OVINK, R.W. & PETERSEN, R.C. 1985. Benthic community metabolism in four temperate stream systems: An inter-biome comparison and evaluation of the river continuum concept. – *Hydrobiologia* 123, 3–45.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964. Pflanzensoziologie. 3. Aufl. – Springer, New York, Wien, 865 pp.
- BREHM, J. & MEIJERING, M.P.D. 1990. Fließgewässerkunde: Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. 2. Aufl. – Quelle u. Meyer, Heidelberg, 295 pp.
- BUTCHER, R.W. 1933. Studies on the ecology of rivers I. On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. – *J. Ecol.* 21, 58–91.
- CIRPKA, O., REICHERT, P., WANNER, O., MÜLLER, S.R. & SCHWARZENBACH, R.P. 1993. Gas exchange at river cascades: Field experiments and model calculations. – *Environm. Sci. & Techn.* 27, 2086–2097.
- DAWSON, F.H., CLINTON, E.M.F. & LADLE, M. 1991. Invertebrates on cut weed removed during weed-cutting operations along an English river, the River Frome. – *Aquacult. & Fisheries Manag.* 22, 113–121.
- ENGELHARDT, W. 1989. Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? 13. Aufl. – Frankh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 270 pp.
- FISHER, S.G. & CARPENTER, S.R. 1976. Ecosystem and macrophyte primary production of the Fort River, Massachusetts. – *Hydrobiologia* 47, 175–187.
- FOX, A.F. 1992. Macrophytes. In: «The rivers handbook. Hydrological and ecological principles», Vol. 1, P. CALOW & G.E. PETTS, eds., pp. 216–233. – Blackwell Sci. Publ., Oxford, 257 pp.
- *FRUTIGER, A. 1992. Ökologie Aquatischer Lebensräume: Fließgewässer. – Vorlesungsskript, EAWAG/ETH, 138 pp.
- *HOCEVAR, S. 1993. Ökologische Bedeutung der Makrophyten im Chriesbach. – Diplomarbeit, ETH Zürich, EAWAG, Dübendorf, 89 pp.
- KERN-HANSEN, U. 1978. Drift of *Gammarus pulex* L. in relation to macrophyte cutting in four small Danish lowland-streams. – *Verh. Internat. Verein Limnol.* 20, 1440–1445.
- KING, D.L. & BALL, C.R. 1967. Comparative energetics of a polluted stream. – *Limnol. Oceanogr.* 12, 27–33.
- *MATTHÄI, C. 1991. Vergleich eines renaturierten mit einem naturnahen Abschnitt des Beurer Baches im bayerischen Voralpenland (unter Berücksichtigung der Bedeutung hydraulischer Faktoren, vor allem für das Makrozoobenthon). – Diplomarbeit, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg i.Br., 107 pp.
- MATTHÄI, C., UEHLINGER, U. & FRUTIGER, A. 1996. Response of benthic invertebrates to natural versus experimental disturbance in a Swiss prealpine river. – *Freshwater Biol.* (in press).
- *MENSCH, R. 1995. Makrophyten als Lebensraum für Makroinvertebraten. – Praktikumsbericht, EAWAG, Dübendorf, 10 pp.
- MENZE, R. 1992. Auswirkungen der maschinellen Gewässerunterhaltung auf aquatische Lebensgemeinschaften. – Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Paul Parey, Berlin und Hamburg, 109 pp.
- MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. 1978. An introduction to the aquatic insects of North America. – Kendall / Hunt, Dubuque, Iowa, 441 pp.
- MEYER, E. 1990. A simple subsampling device for macroinvertebrates with general remarks on the processing of stream benthos samples. – *Arch. Hydrobiol.* 117, 309–318.
- ODUM, H.T. 1956. Primary production in flowing waters. – *Limnol. Oceanogr.* 1, 102–117.
- OWENS, M., EDWARDS, R.W. & GIBBS, J.W. 1964. Some reaeration studies in streams. – *Int. J. Air Wat. Poll.* 8, 469–486.
- PEARSON, R.G. & JONES, N.V. 1978. The effects of weed-cutting on the macro-invertebrate fauna of a canalised section of the River Hull, a Northern English chalk stream. – *J. environ. manage.* 7, 91–97.
- THYSSEN, N. 1982. Aspects of the oxygen dynamics of a macrophyte dominated lowland stream. In: «Studies on aquatic vascular plants», J.J. SYMOENS, S.S. HOOPER & P. COMPERE, eds., pp. 202–213. – Royal Bot. Soc. Belg., Bruxelles, 442 pp.
- THYSSEN, N. & ERLANDSEN, M. 1987. Reaeration of oxygen in shallow, macrophyte rich streams: II. Relationship between the reaeration rate coefficient and hydraulic properties. – *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 72, 575–597.
- UEHLINGER, U. 1994. Sauerstoff in der Glatt. Photosynthese, Respiration und Sauerstoffhaushalt in einem anthropogen stark beeinflussten Mittellandfluss (Glatt, Kt. Zürich). – *Gas, Wasser, Abwasser* 74, 123–128.
- WRIGHT, R.M. & MCDONNELL, A.J. 1986. Macrophyte growth in shallow streams: Field investigations. – *J. Environ. Engin.* 112, 953–966.

Roland Mensch, Institut für Pflanzenbiologie, Universität Zürich, Zollikerstrasse 107, CH-8008 Zürich.

Barbara Känel und Dr. U. Uehlinger, Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Abteilung Limnologie, Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf. (Anfragen für Sonderdrucke an B. Känel)