

Zeitschrift:	Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria
Herausgeber:	Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband
Band:	84 (1992)
Heft:	3-4
 Artikel:	Biologische Begleitung der Schwallversuche vom Sommer 1990 in der Sihl
Autor:	Elber, Fredy / Hürlimann, Joachim / Niederberger, Klemens
DOI:	https://doi.org/10.5169/seals-940540

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 11.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Biologische Begleitung der Schwallversuche vom Sommer 1990 in der Sihl

Fredy Elber, Joachim Hürlimann und Klemens Niederberger

1. Einleitung

Das Abflussregime der Sihl ist seit dem Bau des Sihlsees nicht mehr natürlich. So werden im Frühling in der Aufstauphase des Sihlsees rund die Hälfte der aus dem Einzugsgebiet der Sihl stammenden Hochwasser zurückgehalten (Vetterli und Meier 1990). Obwohl die beiden nicht gefassten Nebenbäche der Sihl, die Alp und die Biber, insbesondere bei Gewittern beträchtliche Wassermengen in die Sihl leiten und dort regelmäßig Hochwasser auslösen können, weist die Sihl mit der verdichteten Sohle und dem dichten Algenbewuchs typische Merkmale eines Restwasser führenden Fließgewässers auf (Lowe 1979, Eber 1989). Die meist geringe Wasserführung der Sihl verbunden mit einer kleinen Fließgeschwindigkeit erleichtert die Sedimentation feiner Partikel. Die Folge davon ist eine zunehmende Verdichtung der Flussohle (Kolmatierung). Je stärker jedoch die Verdichtung einer Flussohle ist, desto größer müssen die Abfluss spitzen sein, um noch Geschiebebetrieb auszulösen. Bleiben aber in einem Fließgewässer Hochwasser mit Geschiebebetrieb aus, kann es bei ausreichender Nährstoffversorgung zur Veralgung der Gewässer kommen.

sersohle kommen, da kein Abscheuern der Algenbeläge durch in Bewegung geratene Steine mehr stattfindet. Bei einer verdichteten Flussohle ist im weiteren das Angebot an Lebensraum für Wasserwirbellose (z.B. Insektenlarven) im Vergleich mit einem lockeren Gewässergrund verringert; die Besiedlungsdichte der Wasserwirbellosen und damit auch deren Frassdruck auf den Algenbewuchs bleibt entsprechend klein (Eichenberger 1977, Eichenberger und Schlatter 1978).

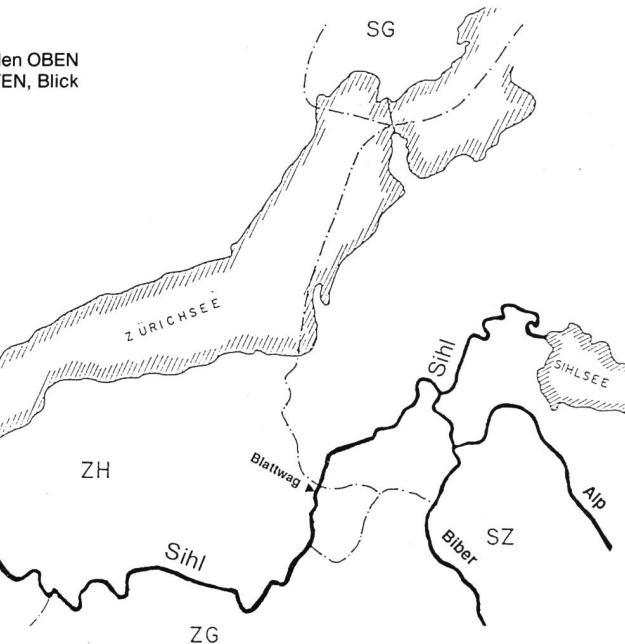
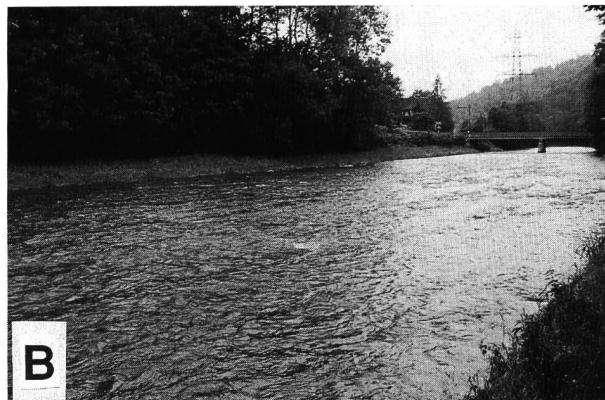
Kann ein verändertes Abflussregime den unbefriedigenden Zustand der Gewässersohle verbessern? Um dieser Frage nachzugehen, wurden im Jahr 1990 während der Monate Juni und Juli durch das Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich, Abteilung Wasser- und Energiewirtschaft, in der Sihl Schwallversuche veranlasst mit dem Ziel, den Algenaufwuchs mechanisch zu verringern und zumindest teilweise das Interstitial (Lückensystem im Flussbett) freizuspülen.

Die bei optimalen Lichtverhältnissen intensive Photosynthese der Algen kann bei dichtem Algenbewuchs starke pH-Anstiege verursachen. Als Folge davon besteht die Gefahr, dass das pH-abhängige Gleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak zu Gunsten des fischartoxischen Ammoniaks verschoben wird. Eine Verminderung des Algenaufwuchses wirkt sich daher positiv auf die chemischen Verhältnisse im Wasser aus, insbesondere bei starker Sonneninstrahlung.

Eine Spülung des Interstitials vergrössert und verbessert den Lebensraum der z.T. algenfressenden Wasserwirbellosen.

A

Bild 1 A) Untersuchungsgebiet mit den beiden Probenahmestellen OBEN und UNTEN. B) Stelle OBEN, Blick flussabwärts. C) Stelle UNTEN, Blick flussabwärts.



sen. Obwohl ein Hochwasser auch die Gesellschaft der Wasserwirbellosen z.T. stark dezimiert (Katastrophendrift; *Waters* 1965), erhofft man sich doch aufgrund der insbesondere im Sommer raschen Wiederbesiedlung (*Doeg* und *Lake* 1989) eine länger andauernde positive Wirkung der Wasserwirbellosen hinsichtlich der Reduzierung des Algenbewuchses. Zudem sind bei einer gespülten Flussohle die Lebensbedingungen für die Fische, namentlich die Verhältnisse für die natürliche Verlaichung der Salmoniden, verbessert.

Die in Auftrag gegebene Begleituntersuchung mit Schwerpunkt auf den biologischen Komponenten sowie den bodenkundlichen Bedingungen des Flussgrundes sollte Auskunft über die Wirkung von künstlich erzeugten Hochwassern geben. Die Ergebnisse können helfen, eine vereinbarte Restwassermenge in der Sihl künftig so einzusetzen, dass möglichst optimale Bedingungen für die Lebensgemeinschaften im Gewässer resultieren und Algenwucherungen verhindert werden.

Aufgrund der Wettersituation in den Monaten Juni und Juli 1990 konnten in dieser Periode lediglich zwei der vier geplanten Schwallversuche durchgeführt werden. Dafür bot sich die Gelegenheit, den Einfluss von natürlichen Hochwassern auf die Gewässersohle und deren Lebensgemeinschaften zu studieren und daraus erste Schlüsse für die Restwasserdotierung der Sihl zu ziehen.

2. Material und Methoden

2.1 Probenahme-Konzept

Es war vorgesehen, in der Sihl während der Monate Juni und Juli 1990 alle 14 Tage ein künstliches Hochwasser (Schwall) mit einem Abfluss Q von $15 \text{ m}^3/\text{s}$ zu erzeugen, sofern nicht ein natürliches Hochwasser mit einer minimalen Abflussspitze derselben Grösse eintreten würde. Fand ein künstliches oder ein natürliches Hochwasser ($Q > 15 \text{ m}^3/\text{s}$) statt, wurden jeweils, falls es der Wasserstand zuließ, am folgenden Tag sowie nach 8 und 14 Tagen biologische Untersuchungen durchgeführt. Im Zentrum der Untersuchungen standen folgende Schwerpunkte:

- Feststellen von Veränderungen bei der Beschaffenheit des Untergrundes, beim Algenbewuchs und bei der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung der Wasserwirbellosen als Folge eines Hochwassers.
- Beobachten von Wiederbesiedlungsprozessen nach einem Hochwasser.

In der Zeit vom 21. Mai bis zum 1. August 1990 wurden 17 Probenahmen durchgeführt. Sie fanden an folgenden Tagen statt: 21.5., 28.5., 1.6., 6.6., 12.6., 15.6., 22.6., 27.6., 29.6., 2.7., 5.7., 9.7., 11.7., 18.7., 23.7., 26.7. und 1.8.1990. Die zwei künstlichen Hochwasser wurden am 28.6. und am 25.7.1990 ausgelöst.

2.2 Probenahmestellen

Die Probenahmestellen befanden sich bei Sihlwald (Bild 1). Wir beschränkten uns auf je eine Probenahmestelle in einer stärker strömenden Region (Stelle OBEN: Koordinaten 684 825/235 550) und in einem Staubereich hinter einer Schwelle (Stelle UNTEN: Koordinaten 684 775/235 825). Um jeweils möglichst ungestörte Verhältnisse anzutreffen, wurde die Untersuchungsstelle bei jeder Probenahme um drei Meter flussaufwärts verlegt. Nach sieben Probenahmen begannen die Untersuchungen jeweils wieder am Ausgangspunkt.

2.2.1 Charakterisierung der Probenahmestellen

Die Angaben zur Charakterisierung der Probenahmestellen beziehen sich auf die Verhältnisse, wie sie anlässlich der

Probenahmen angetroffen wurden. Die Probenahmen konnten nur bei niedrigem Wasserstand durchgeführt werden (Abfluss Blattwag maximal etwa $10 \text{ m}^3/\text{s}$).

Die *Fliessgeschwindigkeit* an der Oberfläche war an der Stelle OBEN höher als an der leicht gestauten Stelle UNTEN (Mittelwert OBEN: $0,77 \pm 0,13 \text{ m/s}$, $n = 45$ Messungen, Mittelwert UNTEN: $0,45 \pm 0,19 \text{ m/s}$, $n = 48$ Messungen). Die unterschiedlichen Strömungsverhältnisse bewirkten, dass an der Stelle UNTEN die Menge des *sedimentierten Materials* gegenüber der Stelle OBEN meist grösser war (fünfstufige Skala zwischen 1, kein sedimentiertes Feinmaterial und 5, vollständige Bedeckung des Untergrundes mit Feinmaterial). Die *Korngrößenverteilung* des Untergrundes wurde gemäss der sechsstufigen Skala von *Perret* (1977) geschätzt (Stufe 1: Anstehender Fels und grösseres Gerölle, 2: Kopfgrosses Gerölle, 3: Grobkies, 4: Feinkies, 5: Sand, 6: Feinsand und Silt). An beiden Stellen machten die Korngrößenstufen 2, 3 und 6 zusammen zwischen 60 und 80% am Untergrund aus. Grobkies wies dabei immer den höchsten prozentualen Anteil auf (UNTEN ca. 40%, OBEN ca. 30%). Feinsand und Silt (Durchmesser $< 1 \text{ mm}$) wurden lediglich an der Stelle UNTEN mit höchstens 10% Anteil am Untergrund beobachtet. Die *Wassertiefe* war im Staubereich (Stelle UNTEN) höher als auf der Fliessstrecke (Stelle OBEN). UNTEN betrug sie minimal 25 und maximal 65 cm, OBEN minimal 18 und maximal 55 cm. Die vertikale *Beschattung* des Flussgrundes lag an beiden Untersuchungsstellen bei etwa 10%. *Samenpflanzen* waren keine vorhanden; *Moose* wurden nur vereinzelt mit weniger als 10% Dekungsgrad gefunden.

2.3 Qualitative und quantitative Erfassung des Algenaufwuchses und der Wasserwirbelosen der Gewässersohle

2.3.1 Algenaufwuchs

Für die makroskopische Beurteilung des Aufwuchses wurden bei jeder Probenahmestelle die Bereiche rechts, Mitte und links unterschieden. Die Bewuchsdichte der Algen schätzten wir gemäss der sechsstufigen Bildskala von *Thomas* und *Schanz* (1976, Bild 2). Zusätzlich erfassten wir den Deckungsgrad der Flussohle mit Algen mit Hilfe einer fünfstufigen Skala ($1 = 1 - 10\%$, $2 = 11 - 25\%$, $3 = 26 - 50\%$, $4 = 51 - 75\%$, $5 = 76 - 100\%$ des Gewässergrundes bedeckt) und notierten die Art des Aufwuchses: krustig, häutig, fädig: bis 2 cm, bis 5 cm, bis 10 cm, mehr als 10 cm lange Fäden.

Von drei Steinen eines Bereiches (rechts, Mitte, links) wurde je eine $9,6 \text{ cm}^2$ grosse Aufwuchsfläche abgekratzt und das Material in einem Gefäß gemischt. Im Labor wurde anhand dieser Mischproben die relative Häufigkeit der Algengruppen unter dem Umkehrmikroskop geschätzt.

Für die Bestimmung des aschefreien Trockengewichtes wurden Mischproben von sechs über den Flussquerschnitt

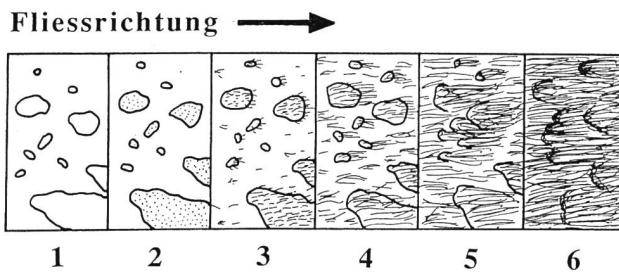


Bild 2. Skala für die visuelle Beurteilung des Algenaufwuchses in Fließgewässern nach *Thomas* und *Schanz* (1976). Stufe 1: Kein Bewuchs. 2: Krustenalgen. 3: Ansätze von fädigen Algen. 4: Gut ausgebildete Zotten. 5: Gewässersohle zum grössten Teil mit Algen bedeckt. 6: Ganzer Bachgrund mit Algen bedeckt, Konturen der Steine nicht mehr sichtbar.

Tabelle 1. Zusammenstellung der verschiedenen Hochwassereinwirkungen auf die Flusssohle sowie den Algenbewuchs und die Wasserwirbellosen in der Sihl während der Untersuchungsperiode vom 21. Mai bis am 1. August 1991. Schraffur = grössere Hochwasser ($Q_{\max} > 40 \text{ m}^3/\text{s}$). S = Schwall, O = Stelle OBEN, U = Stelle UNTEN. ● = Geschiebetrieb vorhanden, ↗ = Zunahme, ↘ = Abnahme, ↑ = signifikante Zunahme, ↓ = signifikante Abnahme.

Datum des Hochwassers:		25.5.	4.6.	8.6.	13.6.	28.6.	1.7.	4.7.	5.7.	10.7.	25.7.	30.7.
Abflussspitze [m ³ /s]:		69	18	72	20	17 (S)	52	34	46	33	19 (S)	49
Vergleich der Probenahmen:		1/2	3/4	4/5	5/6	8/9	9/10	10/11	11/12	12/13	15/16	16/17

FLUSSOHLE

Geschiebetrieb	O	●		●		●						
	U	●		●		●						
sedimentiertes Material	O	↘		↘		↗		↗		↗		
	U	↘		↘		↗		↗		↗		

ALGENAUFWUCHS

Bewuchsdichte-Schätzung	O	↓		↓		↓					↓	
	U	↓		↓		↓		↓		↓	↑	
Aschefreies Trockengewicht	O	↓		↑						↓	↑	↑
	U	↓		↑						↓	↑	↑

WASSERWIRBELLOSE

Gesamtindividuendichte	O	↓	↑		↑		↓				↓	
	U	↓	↑				↓					
Nassgewicht	O	↓	↑	↑	↑	↑	↓	↑			↑	
	U	↓	↑	↑			↑					
Individuendichte Zweiflügler	O	↓	↑			↓	↓	↓				↓
	U	↓	↑			↓	↓	↓				↓
Individuendichte Wenigborster	O	↓		↑			↓					↓
	U	↓		↓			↓					↓
Individuendichte Eintagsfliegen	O	↓		↑	↓		↓	↑	↓	↓	↑	↓
	U											

verteilten Bereichen entnommen. Die Mischproben wurden durch Glasfaserfilter (GF 92, Schleicher & Schüll, CH-8714 Feldbach) filtriert, je eine Stunde bei 105°C getrocknet und anschliessend bei 500°C geäglüht. Die Differenz des Filtergewichtes nach dem Trocknen und nach dem Glühen ergibt das aschefreie Trockengewicht.

2.3.2 Wasserwirbellose

Bei jeder Probenahme wurden mit einem Surber sampler (Probefläche 30 cm × 30 cm) an sechs über den Flussquerschnitt verteilten Stellen Proben entnommen. Tiere, welche grössere Steine innerhalb der Probefläche besiedelten, wurden mit einem Pinsel von der Oberfläche gelöst.

Im Labor wurden die Wasserwirbellosen bis auf die Familie oder die Gattung, teilweise bis auf die Art bestimmt und die unterschiedenen Taxa ausgezählt. Die Bestimmung der Biomasse erfolgte mit Hilfe des Nassgewichtes. Die ausgezählten Tiere wurden auf eine Kunstfaser-Gaze gegeben, mit einem Papiertüchlein abgetupft und gewogen.

2.4 Abflussverhältnisse während der Untersuchungsperiode

Von den Abflussverhältnissen bei Sihlwald liegen lediglich

Pegelmessungen vor. Die Beziehungen zwischen dem Pegelstand und den Abflussmengen sind für die Messstelle Sihl-Sihlwald nicht bekannt. Zur Beurteilung der Resultate wurden daher die Abflussmengen der Messstelle Sihl-Blattwag verwendet. Die täglichen Abflussmaxima an der Messstelle Sihl-Blattwag vom 10. Mai bis zum 1. August 1990 sind in Bild 3 eingezeichnet. Wir weisen darauf hin, dass sich der Pegelstand der beiden Stellen wohl gleicht, jedoch die Dauer einer Hochwassereinwirkung sowie die maximale Abflussmenge eines Hochwassers an der Messstelle Sihl-Blattwag nicht ohne weiteres auf die Verhältnisse im Bereich Sihlwald übertragen lassen.

3. Resultate und Diskussion

Im folgenden wird der Einfluss der während der Untersuchungsperiode stattgefundenen Hochwasser auf die Flusssohle, den Algenaufwuchs und die Wasserwirbellosen in der Sihl dargestellt und diskutiert. In der Tabelle 1 sind Veränderungen zusammengefasst, die nach den natürlichen und künstlichen Hochwassern beobachtet wurden. Es handelt sich dabei um Unterschiede, welche aus dem Vergleich des Zustandes vor und nach einem Hochwasser ermittelt wurden. Als statistischer Test für den Vergleich zweier auf-

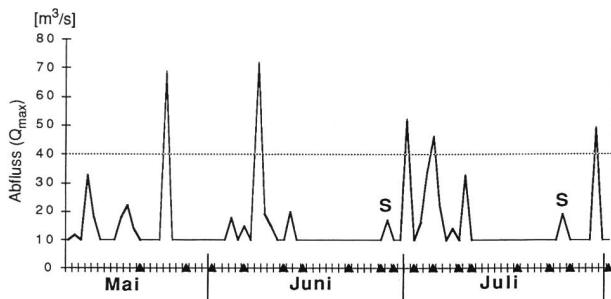


Bild 3. Tägliche Abflussspitzen der Sihl vom 10. Mai bis zum 1. August 1990 bei der Messstelle Sihl-Blattwag. ▲ = Probenahmen. S = künstliches Hochwasser. Abflussspitzen $Q_{\max} \leq 10 \text{ m}^3/\text{s}$ sind nicht aufgeführt.

einanderfolgender Probenahmen diente der Vorzeichen-
test nach Dixon und Mood, Signifikanzniveau 5%, Sachs
(1984).

Am meisten Veränderungen hatten die grossen Hochwas-
ser mit Abflussspitzen von mehr als $40 \text{ m}^3/\text{s}$ zur Folge (Bild
3), wobei das Hochwasser vom 25. Mai ($Q_{\max}: 69 \text{ m}^3/\text{s}$) nach
der ersten Probenahme die stärkste Wirkung auf die Ge-
wässersohle und ihre Bewohner zeigte und die gesamte
nachfolgende Untersuchungsperiode beeinflusste. Die
Veränderungen aufgrund späterer Hochwasser bewegten
sich somit in einem engeren Rahmen und traten nicht mehr
so offensichtlich zu Tage.

Die folgenden Ausführungen über den Einfluss der Hoch-
wasser in der Sihl unterscheiden zwischen *grossen* ($Q_{\max} >$
 $40 \text{ m}^3/\text{s}$) und *kleineren* Hochwassern inklusive der künstli-
chen Hochwasser ($Q_{\max} < 40 \text{ m}^3/\text{s}$).

3.1 Einfluss der Hochwasser auf die Flussohle

Geschiebetrieb wurde lediglich von grossen Hochwassern
ausgelöst. Eine Veränderung in der *sedimentierten Menge* von
feinen Partikeln wurde sowohl von kleineren Hochwas-
sern als auch von grossen hervorgerufen. Da die Fliessge-
schwindigkeit im Bereich Sihlwald im Vergleich zu weiter
flussaufwärts liegenden Regionen mit grösserem Gefälle
gering ist, konnten sich hier bei einigen kleineren Hoch-
wassern feine Partikel absetzen. Eine Abnahme der Menge
der sedimentierten Partikel bewirkten überwiegend nur
grosses Hochwasser (Ausnahme bei Stelle UNTEN: Reduk-
tion auch einmal durch ein kleineres Hochwasser).

3.2 Einfluss der Hochwasser auf die Aufwuchsalgen

3.2.1 Makroskopische Bewuchsdichte-Schätzung

In Bild 4 sind die Resultate der Schätzung der Bewuchsdichte dargestellt. Zu Beginn der Untersuchung am 21. Mai 1990 wies die Sihl an beiden Probenahmestellen in Sihlwald einen sehr dichten Algenbewuchs auf, hauptsächlich bestehend aus fädigen Grünalgen der Gattung Cladophora, welche über 10 cm lange Algenzotten bildeten (Bewuchsdichte OBEN: 6; UNTEN: 5). Die Bedeckung der Flussohle mit Algen betrug 50 bis 75%, und für das aschefreie Trocken-
gewicht wurden an der Stelle OBEN $4,2 \text{ mg/cm}^2$ und an der Stelle UNTEN $15,2 \text{ mg/cm}^2$ gemessen.

Als Folge des Hochwassers vom 25. Mai 1990 zeigte die Ge-
wässersohle der Sihl anlässlich der Probenahme vom 28.
Mai ein gebirgsbachähnliches Erscheinungsbild: Größ-
tenteils waren die Steine blankgefegt und wiesen höchstens
noch Krustenalgen auf (Bewuchsdichte zwischen 1 und 2). Lediglich im unmittelbaren Uferbereich links und rechts
waren auf grösserem Gerölle und kopfgrossen Steinen
noch Reste des ehemaligen Bewuchses feststellbar (Be-
wuchsdichte zwischen 2 und 3, Krustenalgen bis Ansätze
von fädigen Algen). Diese drastische Reduktion des Algen-
aufwuchses schlug sich auch beim aschefreien Trocken-

gewicht nieder. Die Abnahme an der Stelle OBEN betrug
27%, an der Stelle UNTEN 98%. Der Flussgrund wies nach
dem Hochwasser eine deutlich gelockerte Schichtung der
Steine auf.

Während der folgenden Untersuchungszeit nahm der Dek-
kungsgrad zuerst der Krustenalgen und ab dem 12. Juni
auch derjenige der fädigen Algen wieder zu. Der Zuwachs
der Algenbiomasse erfolgte sowohl an der Stelle OBEN als
auch an der Stelle UNTEN in den Bereichen rechts und links
schneller als in der Flussmitte. Dies ist darauf zurückzuführen,
dass durch das Hochwasser der Algenbewuchs in den
Uferbereichen weniger stark reduziert wurde als in der
Flussmitte. Die Algen erreichten jedoch an den beiden Pro-
benahmestellen nur noch Bewuchsdichten zwischen 2
(Krustenalgen) und 3 (Ansätze von fädigen Algen).

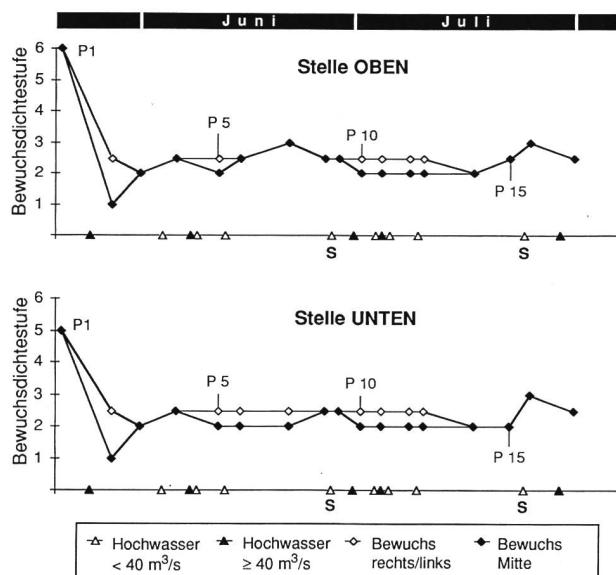


Bild 4. Schätzung der Bewuchsdichte der Algen nach Thomas und Schanz (1976) an den beiden Probenahmestellen bei Sihlwald. Untersuchungsperiode vom 21. Mai bis zum 1. August 1990. Bewuchsdichtestufe siehe Bild 2. P = Probenahme, S = künstliches Hochwasser.

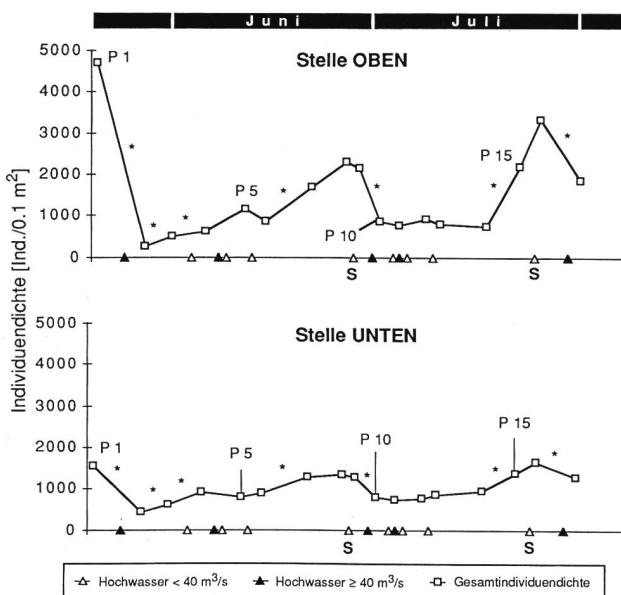


Bild 5. Mittelwerte der Gesamtindividuendichte der Wasserwirbellosen an den beiden Probenahmestellen bei Sihlwald. Untersuchungsperiode vom 21. Mai bis zum 1. August 1990. $n = 6$. * = signifikante Änderung der Gesamtindividuendichte (Vorzeichen-Test nach Dixon und Mood, Signifikanzniveau 5%, Sachs 1984), P = Probenahme, S = künstliches Hochwasser.

Hochwassereignisse mit weniger als $40 \text{ m}^3/\text{s}$ Abfluss spitze und die beiden künstlichen Hochwasser (Q_{\max} am 29.6. und am 26.7.1990: 17 bzw. $19 \text{ m}^3/\text{s}$) bewirkten keine offensichtliche Verminderung der Bewuchsdichte. In diesem Zusammenhang können auch die Hochwasser vom 13., 14., 19. und 20. Mai 1990 (Q_{\max} zwischen 14 und $33 \text{ m}^3/\text{s}$), welche vor der Untersuchungsperiode stattfanden, erwähnt werden. Auch sie zeigten auf die kolmatierte und vermutlich bereits schon mit dichtem Algenbewuchs bedeckte Gewässersohle keine Wirkung.

Anders verhielt es sich bei den Hochwassern mit einem maximalen Abfluss von mehr als $40 \text{ m}^3/\text{s}$. Bei solchen Ereignissen waren jeweils in der Flussmitte die Ansätze von fädigen Algen entfernt worden, so dass danach der Algenbewuchs nur noch aus Krustenalgen bestand. Folgte jedoch kurze Zeit nach einem grossen Hochwasser ein weiteres grosses Hochwasser, konnte keine weitere Reduktion der Bewuchsdichte mehr festgestellt werden. So führte beispielsweise das grosse Hochwasser zwischen Probenahme 11 und 12 (5. Juli, Q_{\max} : $46 \text{ m}^3/\text{s}$) bezüglich des Algenbewuchses zu keinen erkennbaren Veränderungen mehr, da kurz zuvor, am 1. Juli, ein grosses Hochwasser (Q_{\max} : $52 \text{ m}^3/\text{s}$) stattgefunden hatte.

Aufgrund des jeweils verminderten Algenbewuchses vor allem in der Flussmitte nach Hochwassern mit Abflussspitzen von mehr als $40 \text{ m}^3/\text{s}$ nahmen wir an, dass solche Hochwasser Geschiebetrieb verursachen können. Dies wahrscheinlich aber nur, falls die Flussohle nicht stark kolmatiert ist. Bei einem verdichteten Gewässeruntergrund, wie er sich bei der ersten Probenahme präsentierte, dürften Abflussspitzen von mehr als 50 oder $60 \text{ m}^3/\text{s}$ nötig sein, um Geschiebetrieb auszulösen. Bleiben grosse Hochwasser über längere Zeit aus, können allenfalls auch kleinere Hochwasser gebietsweise zu einer bescheidenen Reduktion der Bewuchsdichte bzw. zu einem Abschwemmen von aufschwimmenden Algenwatten führen (Elber 1989).

Der nach dem Hochwasser vom 25. Mai 1990 bis zum Ende der Untersuchungsperiode geringe Algenbewuchs war nebst dem häufigen Auftreten von Hochwasser vermutlich auch das Resultat des Frasses durch Wasserwirbellose und nicht zuletzt der Konkurrenz zwischen Krustenalgen und Fadenalgen. Nach der fast vollständigen Entfernung von Cladophora als Folge des erwähnten Hochwassers, konnte diese als langsamer Besiedler bekannte fädige Grünalge (Eichenberger et al. 1985) erst allmählich wieder aufkommen. Dies steht wahrscheinlich in Zusammenhang mit den Krustenalgen, welche die Steine rasch überwachsen hatten und dadurch die Besiedlung der Steine durch Cladophora behinderten. Untersuchungen von Eichenberger et al. (1985) und Fischbacher (1984) lassen vermuten, dass eine aus Krustenalgen und Ansätzen von fädigen Algen bestehende Algenbiozönose, wie sie in der Sihl nach dem Hochwasser vom 25. Mai lange Zeit beobachtet wurde, stabil ist. Das aschefreie Trockengewicht des Aufwuchses zeigte – wenn überhaupt – meist nur nach grossen Hochwassern signifikante Abnahmen. Bei kleineren Hochwassern konnte teilweise eine Zunahme festgestellt werden, was mit der Sedimentation von organischen Partikeln im Bereich Sihlwald zusammenhängen dürfte.

3.3 Einfluss der Hochwasser auf die Wasserwirbellosen

3.3.1 Charakterisierung der Gesellschaft der Wasserwirbellosen

Die Gesellschaften der Wasserwirbellosen der sechs über den Flussquerschnitt verteilten Bereiche pro Untersuchungsstelle unterschieden sich teilweise deutlich bezüg-

lich Individuendichte und Artenzusammensetzung. Insbesondere liessen sich die Uferpartien und die Flussmitte trennen, wobei diese Unterschiede bei der Stelle UNTEN grösser waren als OBEN. Im folgenden werden jedoch hauptsächlich die über alle sechs Bereiche gemittelten Zählresultate der Untersuchung der Wasserwirbellosen besprochen.

Stelle OBEN

Die Gesamtindividuendichte bewegte sich während der Untersuchungsperiode zwischen 280 und 4680 Individuen / $0,1 \text{ m}^2$ (Bild 5).

Die individuenreichste Artengruppe waren die Zweiflügler, wobei die Zuckmückenlarven die grössten Individuendichten aufwiesen. Die relativen Häufigkeiten der Zweiflügler bewegten sich zwischen 23 und 78% (Bild 6). Sie dominierten nach der dritten Probenahme bis zum Ende der Untersuchungsperiode (relative Häufigkeiten > 50%).

Die Wenigborster (Würmer) traten mit Gesellschaftsanteilen von 5 bis 35% in Erscheinung. Die grössten Prozentanteile traten vor allem zu Beginn der Untersuchungsperiode auf.

Die Eintagsfliegen kamen mit relativen Häufigkeiten zwischen 7 und 33% vor. Wichtigste Vertreter waren *Baëtis rhodani* und *Ephemerella ignita*.

Die Käfer (v. a. Vertreter der Familie Elmidae) ebenso wie die Spinnentiere (v. a. Wassermilben) erreichten bis 10% Anteil an der Gesellschaft der Wasserwirbellosen.

Andere Artengruppen wie Saitenwürmer, Egel, Köcherfliegen, Steinfliegen, Muscheln (*Pisidium*) und Schnecken wurden nur vereinzelt gefunden und wiesen gemeinsam einen maximalen Anteil an der Gesamtindividuendichte von 13% auf.

Stelle UNTEN

Die Gesamtindividuendichten erreichten Werte zwischen 440 und 1650 Individuen / $0,1 \text{ m}^2$ und waren im allgemeinen geringer als an der Stelle OBEN (Bild 5).

Zwei Artengruppen, die Zweiflügler und die Wenigborster (Würmer), traten an dieser Stelle individuenreich auf. Sie

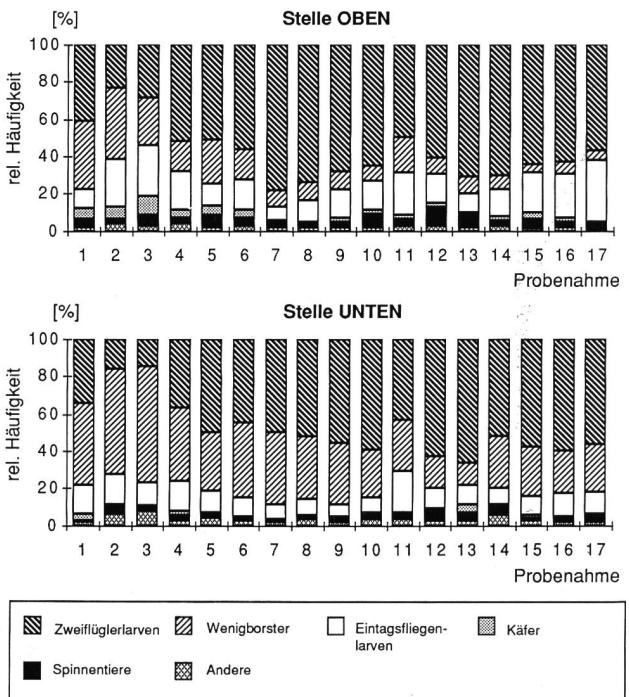


Bild 6. Mittelwerte der relativen Häufigkeiten der Wasserwirbellosen an den beiden Probenahmestellen bei Sihlwald. Untersuchungsperiode vom 21. Mai bis zum 1. August 1990. $n = 6$.

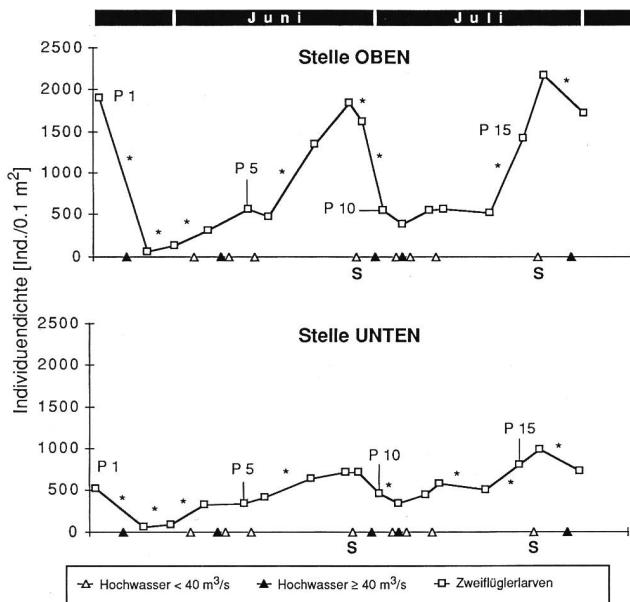


Bild 7. Mittelwerte der Individuendichte der Zweiflüglerlarven an den beiden Probenahmestellen bei Sihlwald. Untersuchungsperiode vom 21. Mai bis zum 1. August 1990. $n = 6$. * = signifikante Änderung der Individuendichte (Vorzeichentest nach Dixon und Mood, Signifikanzniveau 5%, Sachs 1984), P = Probenahme, S = künstliches Hochwasser.

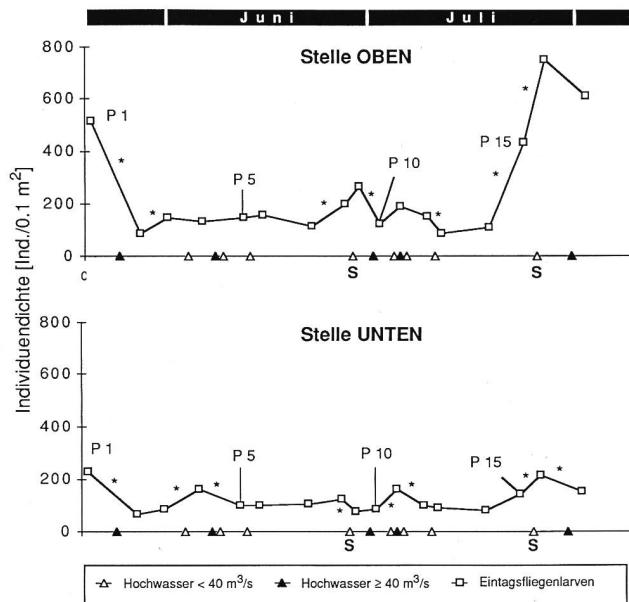


Bild 9. Mittelwerte der Individuendichte der Eintagsfliegenlarven an den beiden Probenahmestellen bei Sihlwald. Untersuchungsperiode vom 21. Mai bis zum 1. August 1990. $n = 6$. * = signifikante Änderung der Individuendichte (Vorzeichentest nach Dixon und Mood, Signifikanzniveau 5%, Sachs 1984), P = Probenahme, S = künstliches Hochwasser.

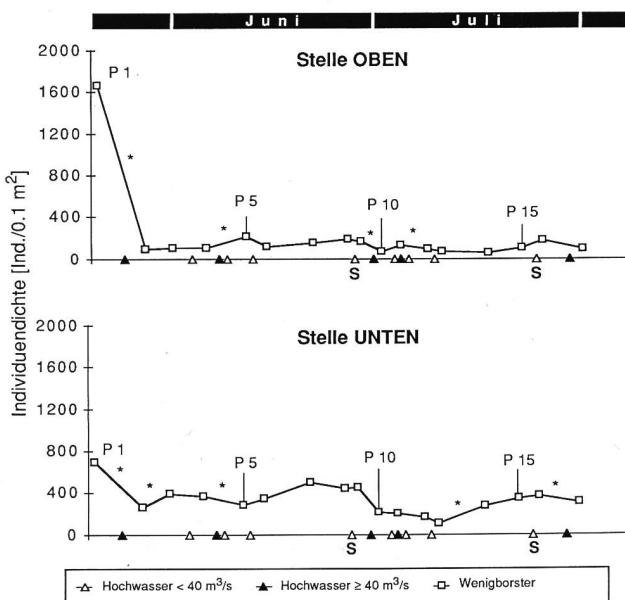


Bild 8. Mittelwerte der Individuendichte der Wenigborster an den beiden Probenahmestellen bei Sihlwald. Untersuchungsperiode vom 21. Mai bis zum 1. August 1990. $n = 6$. * = signifikante Änderung der Individuendichte (Vorzeichentest nach Dixon und Mood, Signifikanzniveau 5%, Sachs 1984), P = Probenahme, S = künstliches Hochwasser.

nahmen relative Häufigkeiten zwischen 16 und 67% beziehungsweise 12 und 62% ein (Bild 6). Wie bei der Stelle OBEN waren unter den Zweiflüglern die Zuckmückenlarven dominant. Zu Beginn der Untersuchungsperiode herrschten die Wenigborster vor, ab Probenahme 4 erreichten schliesslich die Zweiflügler die grösste Bedeutung.

Die Eintagsfliegen waren mit relativen Häufigkeiten zwischen 6 und 22% vertreten, entsprechend der Stelle OBEN traten *Baetis rhodani* und *Ephemerella ignita* am häufigsten auf. Die Käfer und die Spinnentiere wurden lediglich mit relativen Häufigkeiten bis maximal 6% gefunden.

Die Vertreter der übrigen Tiergruppen konnten nur vereinzelt beobachtet werden und erreichten zusammen maximal 10% Anteil an der Gesamtindividuendichte.

3.3.2 Entwicklung der Wasserwirbellosen

Im folgenden wird die Entwicklung der Gesamtindividuendichte, der Individuendichte der Zweiflüglerlarven, der Wenigborster und der Eintagsfliegenlarven dargestellt und diskutiert (Bilder 5 bis 8).

Der Verlauf der Gesamtindividuendichte war an den beiden Stellen ähnlich. Die absoluten Werte der Stelle OBEN übertrafen jedoch jene der Stelle UNTEN in den meisten Fällen, was mit den unterschiedlichen Fließverhältnissen bei Nieder- und Mittelwasser und der Struktur des Untergrundes zusammenhängen dürfte: OBEN: freier Abfluss, Feinsand und Silt nicht vorhanden, UNTEN: Staubereich, Feinsand und Silt mit bis zu 10% Anteil am Untergrund vorhanden. Auch Peckarsky (1985) stellte einen Zusammenhang zwischen dem Anteil an Feinsediment am Substrat und der Individuendichte fest. Er fand in exponierten Steinsubstraten, in denen sich ein hoher Anteil an anorganischem Feinsediment gesammelt hatte, eine signifikant niedrigere Besiedlungsrate als in Steinsubstraten mit geringem Feinsedimentanteil.

Da die Gesamtindividuendichte in erster Linie von den Zweiflüglerlarven beeinflusst wurde, zeigte die Individuendichte der Zweiflügler einen ähnlichen Verlauf wie die Gesamtindividuendichte.

Eine markante Reduktion der Individuendichte der Zweiflüglerlarven, der Wenigborster sowie der Eintagsfliegenlarven und damit verbunden auch der Gesamtindividuendichte und des Nassgewichtes der Wasserwirbellosen war bei beiden Probenahmestellen zwischen den Probenahmen 1 und 2 als Folge des Hochwassers vom 25. Mai 1990 zu beobachten. An der Stelle OBEN reduzierte sich beispielsweise die Gesamtindividuendichte um 94%, an der Stelle UNTEN um 61%. Die entsprechenden Werte für die Individuendichten der Zweiflüglerlarven, der Wenigborster und der Eintagsfliegenlarven sowie des Nassgewichtes sind in der Tabelle 2 zusammengestellt. Eine etwas geringere Reduktion der Gesamtindividuendichte wurde durch die Hochwasser zwischen den Probenahmen 9 und 10 sowie 16 und 17 bewirkt (Tabelle 2). Bei den erwähnten Hochwassern handelt es sich um solche mit Abflussspitzen von mehr als

Tabelle 2. Veränderung der Individuendichten und des Nassgewichtes der Wasserwirbellosen nach Hochwasser mit Abflussspitzen von mehr als $40 \text{ m}^3/\text{s}$. Negative Zahlen: Abnahmen der Individuendichten in Prozenten des Ausgangswertes (= vor dem Hochwasser), positive Zahlen: Zunahmen der Individuendichten in Prozenten des Ausgangswertes.

Hochwasser vom (Abflussspitze) Vergleich der Probenahmen	25. Mai (69 m ³ /s)		1. Juli (52 m ³ /s)		30. Juli (49 m ³ /s)	
	OBEN 1 und 2	UNTEREN 9 und 10	OBEN 9 und 10	UNTEREN 16 und 17	OBEN 16 und 17	UNTEREN 16 und 17
Individuendichte						
Gesamt	-94%	-61%	-60%	-36%	-44%	-23%
Wenigborster	-94%	-61%	-57%	-52%	-46%	-17%
Zweiflüglerlarven	-97%	-89%	-30%	-34%	-51%	-27%
Eintagsfliegenlarven	-83%	-71%	-53%	+13%	-19%	-28%
Nassgewicht	-90%	-58%	-16%	+53%	-14%	-11%

40 m³/s. Während dieser Hochwasser wurden die Wasserwirbellosen aufgrund der hohen Strömungsgeschwindigkeit verdriftet (Katastrophendrift) oder infolge der Substratbewegung getötet. Auslöser der Katastrophendrift sind nach Keller (1975) hauptsächlich die ansteigende Detritusdrift und die Substratbewegung. Aufgrund der Katastrophendrift ändert sich die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft deutlich und die Besiedlungsdichte wird stark reduziert. So stellten beispielsweise Irvine (1985), Hütte (1987) und Giller et al. (in press) nach Hochwassern stark vermindernde Individuendichten fest.

In der Sihl hatten Hochwasser mit einer geringeren Abflussspitze als 40 m³/s (inklusive die künstlichen Hochwasser) bezüglich der Gesamtindividuendichte keine signifikanten Veränderungen zur Folge, ebenso Hochwasser mit mehr als 40 m³/s Abflussspitze, welche kurze Zeit nach einem früheren grossen Hochwasser ($Q_{\max} > 40 \text{ m}^3/\text{s}$) auftraten. Letzteres traf auf die Hochwasser zwischen den Probenahmen 4 und 5 ($Q_{\max}: 72 \text{ m}^3/\text{s}$; 13 Tage nach dem grossen Hochwasser vom 25. Mai mit $Q_{\max}: 69 \text{ m}^3/\text{s}$) und zwischen den Probenahmen 11 und 12 zu ($Q_{\max}: 46 \text{ m}^3/\text{s}$, vier Tage nach dem Hochwasser vom 1. Juli mit $Q_{\max}: 52 \text{ m}^3/\text{s}$). Nach dem kleineren Hochwasser zwischen Probenahme 3 und 4 (4. Juni, $Q_{\max}: 18 \text{ m}^3/\text{s}$) konnte an beiden Probenahmestellen eine Zunahme der Gesamtindividuendichte festgestellt werden, was wir mit der Verdriftung von Organismen aus weiter flussaufwärts liegenden Regionen in den Bereich Sihlwald in Zusammenhang bringen. Die gleiche Erklärung kann für die teilweise grösseren Werte des Nassgewichtes der Wasserwirbellosen nach Hochwasser gegeben werden.

Nach den Hochwassern vom 25. Mai (nach Probenahme 1) und vom 1. Juli (nach Probenahme 9), welche die Wasserwirbellosen stark reduziert hatten, konnten Wiederbesiedlungsvorgänge beobachtet werden. Beispielsweise hatte an der Stelle OBEN die Gesamtindividuendichte nach dem Hochwasser vom 25. Mai bis am 26. Juni (Probenahme 8, maximale Gesamtindividuendichte zwischen den beiden Hochwassern vom 25. Mai und vom 1. Juli) wieder auf 49%

des Ausgangswertes (= Wert vor dem 1. Hochwasser) zugemommen. An der Stelle UNTEN wurde bis zum 26. Juni nahezu wieder der Ausgangszustand erreicht (87% des Ausgangswertes). Die entsprechenden Werte für die Zweiflüglerlarven, die Wenigborster, die Eintagsfliegenlarven und das Nassgewicht der Wasserwirbellosen sind in der Tabelle 3 aufgeführt, ebenso die Daten für die Wiederbesiedlung nach dem Hochwasser vom 1. Juli 1990.

Über die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung geben Experimente von Doeg und Lake (1989) Auskunft. In einem Fließgewässer konnten im Sommer nach acht Tagen sowohl die Artenzahl als auch die Gesamtindividuendichte in zuvor gestörten Flächen nicht mehr von Kontrollflächen unterschieden werden. Im Winter dauerte die Wiederbesiedlung bedeutend länger: Wiedererreichen der Artenzahl, 21 Tage, Wiedererreichen der Gesamtindividuendichte 71 Tage. Im Gegensatz zur Situation nach Hochwassern, welche den grössten Teil des Flussbettes beeinträchtigt haben, sind die separat gestörten Flächen von einer grossen Menge potentieller Besiedler umgeben. Die Wiederbesiedlungsrate ist deshalb unter solchen Bedingungen um einiges grösser als nach einem Hochwasser.

Während der Wiederbesiedlungsphasen traten besonders bei den Eintagsfliegenlarven auffallend viele kleine Individuen in Erscheinung. Wir nehmen deshalb an, dass die Wiederbesiedlung mindestens dieser Organismengruppe zu einem grösseren Teil von den tiefer gelegenen Interstitialräumen des Flussbettes ausgegangen war, in welchen die frühen Entwicklungsstadien dieser Tiere die Hochwasser unbeschadet überdauerten. Vermutlich fand auch eine Besiedlung der mittleren Flussbereiche von den weniger stark beeinträchtigten Uferregionen her und durch verdriftete Organismen statt. Zudem spielt die natürliche Reproduktion eine Rolle. Williams und Hynes (1976) verglichen verschiedene Wege der Wiederbesiedlung von Wasserwirbellosen eines vorher gestörten Flusses und stellten fest, dass etwa 40% durch die Drift, etwa 30% durch Eintrag von aussen (z.B. Eiablage) und je 15 bis 20% durch die Aufwärtswanderung im Fluss sowie durch die Wiederbesiedlung aus tieferen Regionen des Flussbettes (Hyporheal) erklärt werden können.

Nach der markanten Reduktion der Gesamtindividuendichte infolge des Hochwassers vom 25. Mai wurde an der Stelle UNTEN im Verlaufe der Untersuchungsperiode der Anfangswert (Probenahme 1) wieder erreicht, während dies bei der Stelle OBEN nicht mehr der Fall war (Bild 5, Tabelle 3). Dies hängt mit der Reinigung des Substrates von sedimentiertem Feinmaterial und dem Ablösen des dichten Algenbewuchses durch das Hochwasser zusammen. Mit dem Feinmaterial und den Algen wurde gleichzeitig eine grosse Anzahl der darin lebenden Wenigborster abgeschwemmt. Auch Irvine (1985) stellte einen positiven Zusammenhang zwischen der Detritusdrift und der Drift der Wenigborster.

Tabelle 3. Wiederbesiedlung des Flussbettes durch Wasserwirbellose nach den natürlichen Hochwassern vom 25. Mai und vom 1. Juli 1990 ($Q_{\max} = 69$ bzw. $52 \text{ m}^3/\text{s}$). Tabellenangaben: Maximale Individuendichte bzw. maximales Nassgewicht zwischen den Probenahmen 2 und 9 bzw. 10 und 16 in Prozenten des Ausgangswertes (= vor dem Hochwasser). PN = Probenahme.

Hochwasser Probenahme-Vergleich	25. Mai PN (X) mit PN 1				1. Juli PN (X) mit PN 9				1. Juli PN (X) mit PN 1			
	OBEN		UNTEREN		OBEN		UNTEREN		OBEN		UNTEREN	
	%	PN (X)	%	PN (X)	%	PN (X)	%	PN (X)	%	PN (X)	%	PN (X)
Individuendichte												
Gesamt	49	(PN 8, 27.6.90)	87	(PN 8, 27.6.90)	153	(PN 16, 26.7.90)	82	(PN 16, 26.7.90)	71	(PN 16, 26.7.90)	107	(PN 16, 26.7.90)
Wenigborster	13	(PN 5, 12.6.90)	65	(PN 7, 22.6.90)	109	(PN 16, 26.7.90)	128	(PN 16, 26.7.90)	11	(PN 16, 26.7.90)	53	(PN 16, 26.7.90)
Zweiflüglerlarven	97	(PN 8, 27.6.90)	136	(PN 8, 27.6.90)	135	(PN 16, 26.7.90)	139	(PN 16, 26.7.90)	115	(PN 16, 26.7.90)	189	(PN 16, 26.7.90)
Eintagsfliegenlarven	51	(PN 9, 29.6.90)	71	(PN 4, 6.6.90)	283	(PN 16, 26.7.90)	291	(PN 16, 26.7.90)	145	(PN 16, 26.7.90)	94	(PN 16, 26.7.90)
Nassgewicht	57	(PN 9, 29.6.90)	100	(PN 8, 27.6.90)	100	(PN 11, 5.7.90)	174	(PN 13, 11.7.90)	57	(PN 11, 5.7.90)	147	(PN 13, 11.7.90)

(und jener der Zuckmückenlarven) fest. Infolge der Reinigung der Flussohle von Feinmaterial wurde der Lebensraum der schlammbewohnenden Wenigborster nachhaltig vermindert, während er für die Zweiflügler- und die Eintagsfliegenlarven an Attraktivität gewann. An beiden Stellen erreichten die Wenigborster im Verlaufe der Untersuchungsperiode den Ausgangswert nicht mehr. Während an der Stelle OBEN keine andere Gruppe der Wasserwirbellosen diesen Ausfall zahlenmäßig kompensieren konnte, zeigten an der Stelle UNTEN vor allem die Zweiflügler eine markante Steigerung der Individuendichte. Die Situation an der Stelle UNTEN war für die Wenigborster nach dem grossen Hochwasser weniger dramatisch als OBEN, weil hier, vor allem im Uferbereich, Ablagerungen von Feinmaterial bestehen blieben und aufgrund der geringeren Fliessgeschwindigkeit schneller wieder Schwebstoffe sedimentierten. Mit zunehmender Sedimentation in Zeiten geringer Wasserführung nahm jeweils die Individuendichte der Wenigborster an beiden Stellen wieder zu.

Inwieweit eine Zunahme der Individuendichte insbesondere der Insektenlarven als Folge der nach Hochwasser geänderten Untergrundbeschaffenheit betrachtet werden darf, oder allenfalls mit einem zu dieser Jahreszeit natürlicherweise stattfindenden Biotopwechsel der frühen Entwicklungsstadien aus dem Hyporheal (tiefer gelegenes Lückensystem der Flussohle) in das Bental (oberflächennahe Bereiche der Flussohle) oder mit der Reproduktion zusammenhängt (Schwörbel 1964), kann aufgrund unserer Daten nicht beurteilt werden.

4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Während der Monate Juni und Juli 1990 wurden in der Sihl vom Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich Schwallversuche durchgeführt. Die im Auftrag gegebenen Begleituntersuchungen sollten Auskunft über die Wirkung von künstlich erzeugten Hochwassern auf die Gewässerohle und deren Lebensgemeinschaften geben. Die Untersuchungsergebnisse können als Entscheidungsgrundlage beitragen, eine vereinbarte Restwassermenge in der Sihl künftig so einzusetzen, dass möglichst optimale Bedingungen für die Lebensgemeinschaften im Gewässer resultieren und Algenwucherungen verhindert werden.

Das Versuchskonzept sah vor, nach einer jeweils 14tägigen, hochwasserfreien Periode ($Q_{\max} < 15 \text{ m}^3/\text{s}$) ein künstliches Hochwasser mit einer Abflussspitze von $15 \text{ m}^3/\text{s}$ zu erzeugen. Aufgrund der schlechten Witterungsverhältnisse konnte lediglich die Wirkung zweier künstlicher Hochwasser beobachtet werden. Hingegen bot sich die Gelegenheit, den Einfluss von natürlich stattfindenden Hochwassern zu untersuchen und daraus erste Schlüsse für die Regulierung der Sihl zu ziehen.

Die biologischen Untersuchungen wurden an zwei Stellen im Bereich Sihlwald durchgeführt (Bild 1). Bei der Stelle OBEN handelte es sich um eine Fliessstrecke, die Stelle UNTEN befand sich im Staubereich eines Wehrs.

Der Entwicklungsverlauf von Flora und Fauna in der Sihl während der Untersuchungsperiode wurde durch die nachhaltige Wirkung des ersten grossen Hochwassers vom 25. Mai zwischen Probenahme 1 und 2 geprägt ($Q_{\max}: 69 \text{ m}^3/\text{s}$). Zum Zeitpunkt der ersten Probenahme war der ganze Flusgrund mit Algenzotten bedeckt. Die Flussohle wurde infolge des Hochwassers vom 25. Mai nahezu blankgefegt und präsentierte sich danach in einem gebirgsbachähnlichen Zustand. In der Folge setzte sich bis Ende Juli der Algenbewuchs lediglich aus Krustenalgen und Ansätzen

von fädigen Algen zusammen. Ursache dafür war einerseits der Geschiebetrieb der häufig auftretenden Hochwasser, andererseits vermutlich auch die Frasätigkeit der Wasserwirbellosen als Konsumenten der Algen und die Konkurrenzsituation zwischen Krustenalgen und Fadenalgen.

Bei den Wasserwirbellosen wurde als Folge des erwähnten Hochwassers die Individuendichte der Zweiflügler- und der Eintagsfliegenlarven sowie der Wenigborster stark reduziert, und es zeichnete sich durch das nahezu vollständige Wegspülen der sedimentierten Feinpartikel eine Änderung in der Gesellschaftszusammensetzung ab. Der Lebensraum für die schlammbewohnenden Wenigborster (Würmer) wurde vermindert; die Gewässerohle gewann dafür an Attraktivität als Lebensraum für Insektenlarven. Die im Vergleich zu den Verhältnissen vor dem Hochwasser vom 25. Mai geringe Individuendichte der Wenigborster an beiden Stellen blieb in der Folge an der Stelle OBEN mehr oder weniger bestehen, während sie UNTEN wegen der erneuten Anlagerung von Feinmaterial wieder zunahm.

An der Stelle OBEN blieb die Gesamtindividuendichte bis zum Ende der Untersuchungsperiode aufgrund der geringen Individuendichte der Wenigborster kleiner als vor dem Hochwasser, dies obwohl die Zweiflügler- und die Eintagsfliegenlarven wieder ihre Anfangshäufigkeit erreichten. Auch die Biomasse (Nassgewicht) konnte den Ausgangswert im Laufe der Untersuchungsperiode nicht mehr einnehmen, da nach dem Hochwasser vom 25. Mai hauptsächlich kleine Individuen auftraten.

An der Stelle UNTEN erhöhte sich zunehmend neben den erneut aufkommenden Wenigborstern die Dichte der Eintagsfliegenlarven und in verstärktem Mass jene der Zweiflügler, so dass sich im Laufe der Untersuchungsperiode sogar eine höhere Gesamtindividuendichte und ein Trend zu grösseren Biomassen als vor dem Hochwasser vom 25. Mai ergaben.

4.1 Wie sind die Ergebnisse zu werten?

Künstliche Hochwasser haben die Spülung des Flussbettes zum Ziel und sollten folgende Veränderungen bewirken: Sedimentiertes Feinmaterial (Schlick und Schlamm) wird abtransportiert, eine allenfalls kolmatierte Gewässerohle gelockert (Geschiebetrieb) und dichter Algenbewuchs verhindert. Unsere Untersuchungsergebnisse ergaben für die Sihl im Bereich Sihlwald, dass diese Ziele durch ein künstliches Hochwasser mit einem Abflussmaximum von $15 \text{ m}^3/\text{s}$ nicht erfüllt werden können. Vermutlich sind Abflussmaxima von mehr als etwa $40 \text{ m}^3/\text{s}$ nötig, sofern die Gewässerohle nicht stark kolmatiert ist. Bei kolmatierter Gewässerohle dürften wahrscheinlich höhere Abflussspitzen nötig sein ($Q_{\max}: 50$ bis $70 \text{ m}^3/\text{s}$), wie unsere Beobachtungen aufgrund des Hochwassers vom 25. Mai ergaben. Die zu diesem Zeitpunkt stark kolmatierte und veralgte Gewässerohle wurde erst durch eine Abflussspitze von $69 \text{ m}^3/\text{s}$ gelockert und nachhaltig von dichtem Algenbewuchs befreit. Der Flusgrund präsentierte sich nach diesem Hochwasser in einem gebirgsbachähnlichen Zustand mit locker aufliegenden, blankgefegten Steinen. Die vor dem 25. Mai aufgetretenen Hochwasser (13. Mai, $Q_{\max}: 33 \text{ m}^3/\text{s}$, 19. Mai, $Q_{\max}: 22 \text{ m}^3/\text{s}$) hatten dagegen vermutlich keine grosse Wirkung gezeigt.

Kleinere Hochwasser ($Q_{\max} < 40 \text{ m}^3/\text{s}$) inklusive der künstlichen (Schwälle) vermochten wahrscheinlich in Bereichen mit grösserem Gefälle und höheren Fliessgeschwindigkeiten mindestens teilweise die Flussohle zu spülen. Das abtransportierte Feinmaterial wurde dabei u. a. in Gebieten mit weniger Gefälle wie im Bereich Sihlwald abgelagert.

4.2 Bemerkungen zu künftigen Spülungen

Aufgrund der vorliegenden Resultate schlagen wir folgendes Vorgehen bei künftigen Spülungen in der Sihl vor:

– Grösse des Abflusses (Q_{max}):

Eine deutliche Reduktion des Algenbewuchses in der Sihl wird nur erreicht, falls ein Hochwasser Geschiebetrieb auslöst. Dies erfordert Abflussspitzen von:

– > 40 m³/s bei nicht oder nicht stark kolmatierter Flusssohle und

– 50 bis 70 m³/s bei stark kolmatierter Flusssohle.

Da es unrealistisch und wirtschaftlich uninteressant ist, solche Abflussmengen künstlich zu erzeugen, schlagen wir vor mit einer *Aufstockung von natürlichen Hochwassern mit Wasser aus dem Sihlsee* den gewünschten Abfluss zu erreichen. Die Durchführung eines Schwalles anlässlich eines natürlichen Hochwassers hat zudem den Vorteil, dass die Fliessgewässer-Organismen nicht zusätzlich zu natürlichen Hochwassern in Mitleidenschaft gezogen werden, und die im Fliessgewässer lebenden Tiere allfällige Signale aus ihrer Umwelt, die einem Hochwasser vorausgehen, z.B. Anstieg des Wasserstandes und Trübung des Wassers, im Unterschied zu künstlichen Hochwassern wahrnehmen und sich in Sicherheit bringen können.

Verlauf eines künstlichen bzw. aufgestockten Hochwassers:

Es sollte darauf geachtet werden, dass das Anschwellen und das Abklingen des Hochwassers nicht zu schnell erfolgt. Wasserbewohnende Tiere, Fische und Wirbellose, haben so Gelegenheit, sich vor dem Hochwasser in Sicherheit zu begeben, und laufen beim Absenken des Wasserspiegels weniger in Gefahr zu stranden, oder in normalerweise von der Sihl abgetrennten Kompartimenten gefangen zu werden. *Hütte*(1987) nimmt an, dass die Organismen nur bei relativ langsamem Ansteigen der Abflussmenge in der Lage sind, mit Ausweichbewegungen zu reagieren.

Zeitpunkt von künstlichen bzw. aufgestockten Hochwassern:

1990 fand das natürliche Hochwasser vom 25. Mai in der Sihl bezüglich der Nachhaltigkeit seiner Wirkung auf den Algenbewuchs anscheinend zu einem optimalen Zeitpunkt statt. Welche Bedeutung das Auftreten von weiteren Hochwassern während der folgenden Untersuchungsperiode hatte, und in welchem Masse auch biologisch bedingte Ursachen wie Algenfrass durch Wasserwirbellose und Konkurrenz zwischen Krustenalgen und Fadenalgen dafür verantwortlich waren, kann aufgrund der vorliegenden Daten nicht entschieden werden.

Aufgrund der Beobachtungen von 1990 schlagen wir vor, zur Spülung einer veralteten Flusssohle ein erstes Hochwasser in der zweiten Hälfte des Monats Mai aufzustocken. Dieser Eingriff ins Gewässerregime entfällt, falls bereits vorgängig ein natürliches Hochwasser die gewünschte Reduktion des Algenbewuchses und eine Lockerung der Flusssohle bewirkt hat.

Allenfalls könnte ein weiteres grösseres Hochwasser kurze Zeit vor der Laichzeit der Salmoniden erfolgen, um die Gewässersohle nochmals zu reinigen und zu lockern, um so den Untergrund für die Naturverlaichung zu verbessern. Auf keinen Fall dürfen künstliche Hochwasser während oder kurz nach der Laichzeit der Salmoniden angesetzt werden, da Eier und Brütinge durch künstliche Hochwasser zusätzlich zu allenfalls natürlich auftretenden Hochwassern in Mitleidenschaft gezogen werden sollen. In der Sihl beginnt die Laichzeit der Bachforellen Anfang Oktober (mündliche Mitteilung Herr *Niederer*, Fischerei- und

Jagdverwaltung des Kantons Zürich). Die Brütinge verlassen das Kiesbett in der Zeit März/April. Im April werden Sömmerringe ausgesetzt. Bei einem Hochwasser zu diesem Zeitpunkt wären diese Jungfische allenfalls gefährdet, da sie das Revier noch nicht kennen und deshalb unter Umständen keinen Schutz finden.

Begleituntersuchungen:

Um den Zeitpunkt von Spülungen optimal wählen zu können, empfiehlt es sich den Algenbewuchs, die Wasserwirbellosen und die Kolmatierung der Gewässersohle sowie die Witterungsverhältnisse regelmässig zu verfolgen. Es sollten vor und nach künstlichen bzw. aufgestockten natürlichen Hochwassern wie 1990 bereits erfolgt die Auswirkungen solcher Ereignisse auf die Gewässersohle und zusätzlich auf die Fische untersucht werden.

Verdankungen

Wir danken *W. Vetterli* und *Dr. W. Meier* vom Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich für die Durchsicht des Manuskriptes und das Interesse, welches sie der Arbeit entgegenbrachten.

Literaturverzeichnis

Doeg, T.J. & Lake, P.S. (1989): Colonization of experimentally disturbed patches by stream macroinvertebrates in Acheron River, Victoria. Austr. J. Ecol. 14: 207–220.

Eichenberger, E. (1977): Die Entwicklung von Biozönosen in Modellfliessgewässern bei verschiedenen Abwasserbelastungen und die Auswirkung der Beweidung durch herbivore Insektenlarven. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 9: 31–46.

Eichenberger, E. & Schlatter, A. (1978): Effect of herbivorous insects on the production of benthic algal vegetation in outdoor channels. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 1806–1810.

Eichenberger, E., Schlatter, A. & Weilenmann, H.U. (1985): Grazing pressure as a decisive factor in longterm succession of the benthic vegetation in artificial rivers. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2332–2336.

Elber, F. (1989): Bericht über den Algenaufwuchs in der Sihl. Im Auftrag des Amtes für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich. 8 Seiten mit Anhang.

Fischbacher, U. (1984): Beziehungen zwischen Wucherungen von Algen und wachstumsfördernden anorganischen Stoffen in Bächen und Flüssen. Diss. Univ. Zürich, 95 S.

Giller, P.S., Sangpradub, N. & Twomey, H. (in press): Catastrophic flooding and macroinvertebrate community structure. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24.

Hütte, M. (1987): Die Bedeutung von Hochwasser für einen Mittelgebirgsbach. Diplomarbeit, Univ. Konstanz.

Irvine, J.R. (1985): Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 1922–1927.

Keller, A. (1975): Die Drift und ihre ökologische Bedeutung – Experimentelle Untersuchungen an *Ecdyonurus venosus* (Fabr.) in einem Fliesswassermodell. Schweiz. Z. Hydrol. 37: 295–331.

Peckarsky, B.L. (1985): Do predaceous stoneflies and siltation affect the structure of stream insect communities colonizing enclosures? Can. J. Zool. 63: 1519–1530.

Perret, P. (1977): Zustand der schweizerischen Fliessgewässer in den Jahren 1974/1975 (Projekt Mapos). Eidg. Amt für Umweltschutz und EAWAG, 276 S.

Lowe, R.L. (1979): Phytophobic ecology and regulated streams: In: Ward, J.W. & Stanford, J.A. (eds.) The ecology of regulated streams, 25–34.

Sachs, L. (1984): Angewandte Statistik. 6. Aufl., Springer-Verlag, Berlin, 552 S.

Schwörbel, J. (1964): Die Bedeutung des Hyporheals für die benthische Lebensgemeinschaft der Fliessgewässer. Verh. Internat. Verein. Limnol. 15: 215–226.

Thomas, E.A. & Schanz, F. (1976): Beziehungen zwischen Wasserchemismus und Primärproduktion in Fliessgewässern, ein limnologisches Problem. Vjsschr. Natf. Ges. Zürich, 121: 309–317.

Vetterli, W. & Meier, W. (1990): Etzelwerk, Schwallversuch Sihl Juni/Juli 1990. Interner Bericht, Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich, 23 S. mit Anhang.

Waters, T.B. (1965): Interpretation of invertebrate drift in streams. Ecology 46: 327–333.

Williams, D.D. & Hynes, H.B.N. (1976): The recolonization mechanisms of stream benthos. Oikos 27: 265–272.

Adresse der Verfasser: *Fredy Elber*, Dr. phil. II, Biologe, *Joachim Hürlimann*, Dipl. biol. und *Klemens Niederberger*, Dipl. biol., AquaPlus, Hauptstrasse 6, CH-8832 Wollerau.