Ökologische Untersuchungen an Modellfliessgewässern

IV. Auswirkung der Selbstreinigung auf die Biomassebildung in einem Abwassergradienten

Von E. EICHENBERGER

Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG)
an der ETHZ, Dübendorf

Manuskript eingegangen am 26. April 1972

ABSTRACT

The benthic growth has been investigated during the first 20 days of colonisation in 200 m long river models polluted with 0, 1, 5 and 12% settled domestic sewage. The production of phototrophic and heterotrophic biomass was determined separately at the beginning, the middle and the end of the channels. The distribution of the heterotrophic biomass along the channels may be described by the equation: $BZ(w_2) = BZ(w_1) \cdot e^{-k \cdot w}$ (BZ = heterotrophic biomass production in $g \cdot day^{-1} \cdot m^{-2}$ surface, w = flow distance in m, k = coefficient for the reduction of heterotrophs along the channels in m^{-1}). The phototrophs do not significantly contribute to the removal of growth substrates utilized by the heterotrophs. When locations containing identical heterotrophic biomass are compared in two channels treated with different pollution loads, biomass and species composition of phototrophic growth are remarkably different. The concentration change of pollutants in sewage caused by dilution or by biochemical reactions in a selfpurification reach induces clearly different biocenological effects.

1. Einleitung

Die Zufuhr von häuslichem Abwasser in ein Fliessgewässer hat die Ausbildung eines heterotrophen benthischen Bewuchses zur Folge und leitet damit Prozesse ein, die zu einer Verminderung der Fracht an biologisch abbaubaren Stoffen führen. Die mannigfachen direkten und indirekten Folgen dieser Selbstreinigung lösen auf der Fließstrecke Veränderungen in der Organismenverteilung aus. Der Einfluss der Substratkonzentration auf die Substrataufnahme [21] und auf das Wachstum des heterotrophen Bestandteils solcher benthischer Lebensgemeinschaften [1, 4] ist aus experimentellen Untersuchungen an Modellfliessgewässern so weit bekannt, dass sich eine Überprüfung der daraus folgenden Konsequenzen auf die Verteilung der heterotrophen und der phototrophen Mikrophyten längs einer Selbstreinigungsstrecke unter mehr oder weniger natürlichen Bedingungen aufdrängt.

2. Versuchseinrichtungen und Methodik

Hinsichtlich Versuchsanlagen und Betriebsbedingungen gelten die gleichen Angaben, wie sie in der vorhergehenden Arbeit in den Abschnitten 2.1–2.3 enthalten sind [4].

2.1 Versuchsdurchführung

Bei Versuchsbeginn waren die Rinnen in ihrer gesamten Länge von 200 m frei von jeglichem Bewuchs. Von Mitte Juni 1968 an wurden 4 Kanäle bei einem Durchfluss von 4 l/sec mit einer Beimischung von 0, 1, 5 und 12% mechanisch vorgeklärtem Abwasser zu Grundwasser betrieben (BSB₅ des unverdünnten Abwassers 116 ± 16 mg O₂/l, aus 6 dreitägigen Sammelpuben). Die Beimpfung erfolgte zufällig durch Keime aus der Luft und durch das zugeleitete Abwasser.

Die Ernte des Bewuchses wurde nach 20 Tagen Besiedlungsdauer an Anfang, Mitte und Ende der Rinnen vorgenommen. Die Temperatur des eingeleiteten Rinnenwassers lag zwischen 10° und 12°C und erhöhte sich bei sonnigem Wetter auf der Fließstrecke von 200 m um 1,5° bis 2°C. Je nach dem Grad der Ausbildung des Bewuchses lag die Fließgeschwindigkeit in den besiedelten Kanälen zwischen 15 und 20 cm/sec. Die mittlere Durchflusszeit für die Strecke von 200 m betrug bei Versuchsbeginn etwa 12 min, nach einer 20tägigen Besiedlung etwa 20 bis 25 min.

3. Ergebnisse

3.1 Aufbau der Biozönosen

Die augenfälligsten soziologischen Merkmale der Biozönosen nach einer Besiedlungszeit von 20 Tagen im Juni lassen sich aus Tabelle 1 herauslesen. *Heterotrophe* finden sich bei 1% Abwasser als mikroskopisch erkennbare *Sphaerotilus*büschel nur in den ersten Metern des Rinnenlaufes; bei 5% verschwinden die letzten von blossem Auge sichtbaren Flöckchen nach 100 m; in 12% Abwasser schliesslich besetzt eine dichte heterotrophe Mischbiozönose aus *Sphaerotilus*, Pilzhypphen und Bakterienlagern die Rinnensohle in der gesamten Länge von 200 m.

Der *Algenbewuchs* zeigt zwischen den Rinnen zum Teil sehr ausgeprägte Unterschiede in Zusammensetzung und Struktur. Kräftige, flutende Fadenalgenbestände sind auf den Mittel- und Unterlauf der Rinne mit 1% Abwasser beschränkt und werden von *Ulothrix zonata* beherrscht, der etwas *Hormidium rivulare* beigemischt ist. Am Anfang dieser Rinne ist der Fadenalgenbewuchs viel lockerer und weist einen überwiegenden Anteil von *Tribonema viride* auf. In 5% Abwasser sind im Gegensatz zu 1% die Fadenalgen von untergeordneter Bedeutung, und Diatomeen übernehmen eine beherrschende Stellung im Aufbau der Lebensgemeinschaft. Sie bilden um die locker stehenden Fadenalgen flutende Büschel mit Nitzschien im Oberlauf und *Synedra ulna* im Unterlauf als dominierende Arten. *Cladophora glomerata* beginnt nach 20 Tagen Besiedlungszeit im Unterlauf den Wandbewuchs in 1 und 5% Abwasser zu kolonisieren. Sie breitet sich erst im weiteren Verlauf der Biozönoseentfaltung kräftig aus und bildet schliesslich nach etwa 2 Monaten Besiedlungsdauer, Mitte August, unter beiden Bedingungen von etwa 20 m Fließdistanz bis ans Ende der Rinnen dichte Schwaden und löst dabei die Ulothrichaceen (in 1% Abwasser) und die

Tabelle 1. Die wichtigsten Komponenten des Bewuchses nach einer Besiedlungszeit von 20 Tagen.

Abwasser %	0			1			5			12		
Distanz in m	5	100	200	5	100	200	5	100	200	5	100	200
Heterotrophe	—	—	—	1	—	—	2	+	—	3	3	2-3
Fadenalgen	—	—	—	1-2	-3	3-4	1	1-2	1-2	—	—	—
<i>Cladophora</i>	—	—	—	—	—	2	—	1-2	1-2	—	—	—
<i>Tribonema</i>	—	—	—	1-2	—	—	+	—	—	—	—	—
Ulothrichaceen	—	—	—	1	3	2-3	1	—	—	—	—	—
Diatomeen												
Zotten, Fadenalgenaufwuchs	—	—	—	—	1-2	1-2	—	2-3	3	—	—	—
Krusten	1-2	—	—	2-3	—	—	3	—	—	2	3	3-4
<i>Diatoma vulgare</i>	—	—	—	—	—	1	—	—	1	—	—	—
<i>Synedra ulna</i>	—	—	—	—	—	1	—	1	2-3	—	—	1
<i>Nitzschia</i> ssp.	—	—	—	1	1-2	1	2-3	3	2-3	2	3	3-4
<i>Cymbella ventricosa</i>	—	—	—	2-3	—	—	1	—	—	—	—	—
Kleindiatomeen												
(<i>Achnanthes</i> ssp.,												
<i>Navicula</i> ssp.)	1-2	—	—	2-3	—	—	2-3	—	—	—	—	—
<i>Phormidium</i>	—	—	—	2	—	—	1	—	—	—	—	—
Phototrophe												
Biomasse in g/m ²	9,8	0,6	0,2	27,8	42,4	72,0	40,7	64,9	88,0	28,1	73,6	83,6

Skala für die Schätzung der Bewuchsdichte

- 4 *Sehr dicht*: Völlige Kolonisation des zur Verfügung stehenden Siedlungsraums.
- 3 *Dicht*: Der verfügbare Raum wird aber nicht voll besiedelt.
- 2 *Locker*: Der betreffende Organismus fällt durch stellenweise kräftige Entwicklung auf, bildet aber keine gleichmässig deckenden Bestände, oder aber er ist gleichmässig, aber in geringer Dichte verteilt.
- 1 *Vereinzelt*: Ist in kleinen, lokalen Agglomerationen oder gleichmässig dünn verteilt vorhanden, bildet aber keine grösseren Bestände und fällt daher wenig auf.
- + *Vorhanden*: Kann bei sorgfältiger Prüfung noch von blossen Auge festgestellt werden.

Diatomeen (in 5% Abwasser) ab. Diese Ablösung des von Ulothrichaceen und Diatomeen beherrschten Bewuchses durch eine von *Cladophora* aufgebaute Biozönose beim Anstieg der Wassertemperatur über 12°C stimmt mit früheren Beobachtungen im selben Rinnensystem überein [2].

Im Gegensatz zu diesen zottigen und flutenden Biozönosen im Mittel- und Unterlauf ist im obersten Teil der Rinnen mit 1 und 5% Abwasserzugabe die Sohle von einer bis zu $\frac{1}{2}$ cm dicken kompakten Kruste von Diatomeen und Blaualgen überzogen, der stellenweise ein lockerer Bestand von *Tribonema* überlagert ist. Auf der gesamten Länge der Rinne mit 12% Abwasser wird der Heterotrophenbewuchs von Diatomeen überzogen und zum Teil auch gleichmässig durchsetzt. Ein dünner, aber sehr kompakter krustenförmiger Bewuchs bedeckt die Sohle der Grundwasser-rinne.

Abgesehen von Orthocladiinenlarven, die schon nach kurzer Besiedlungsdauer die Rinnen kolonisieren, sind nach 20 Tagen Wirbellose selten. Die Ciliatenfauna ist hingegen in den abwasserbelasteten Kanälen reich ausgebildet. Die Gruppen, die freie Bakterien einstrudeln, wie *Glaucoma*, sind auf den Anfang der Rinnen beschränkt, Formen, die auf Algen und Bakterienrasen weiden, wie *Chilodonella cucullata* und die Hypotrichen, bevorzugen den Mittellauf und das Ende der Kanäle. Peritriche erreichen dichtere Bestände nur im untern Teil der stärker belasteten Rinnen.

3.2 Verteilung der Biomasse

Die Biozönosen stehen nach einer Besiedlungszeit von 20 Tagen noch in der Besiedlungsphase, so dass die stehende Biomasse eine gute Schätzung der mittleren Zuwachsgeschwindigkeit darstellt [4].

Bei 1 und 5% Abwasser betragen die Zuwachsgeschwindigkeiten der Gesamtbio-masse am Rinnenanfang 2,5 und 4,0 g Glühverlust/Tag $\cdot$ m² und sind nach einer Fließstrecke von 200 m um etwa 1,5–2 g/Tag $\cdot$ m² grösser. In 12% Abwasser liegt die Biomassezunahme bei rund 5,5 g/Tag $\cdot$ m² und weist im Längsverlauf eine schwach fallende Tendenz auf. Gering ist die Bewuchsbildung im Grundwasser, besonders im Mittel- und Unterlauf (Abb. 1 und Tab. 2).

Im Gegensatz zu früheren kurzfristigen Wachstumsversuchen [4] beherbergen die Rinnen, besonders im Oberlauf mit Grundwasser und 1% Abwasser, begünstigt durch die warme Witterung, schon nach 20 Tagen eine ansehnliche Orthocladiinenpopula-tion. Diese Dipterenlarven beweiden den Algenbewuchs und tragen zur heterotroph taxierten Biomasse bei. In Abb. 3 ist der wahrscheinlichste Anteil der Insektenlarven und ihrer Gespinnströhren am chlorophyllfreien Aufwuchs besonders hervorgehoben. Dabei wird angenommen, dass auch in diesem Versuch die heterotrophe Biomasse (Pilze, Bakterien, *Sphaerotilus*) wie in früheren Versuchen proportional zur Abwasser-belastung ansteigt [4]. Für die durch Insektenfrass verlorene phototrophe Biomasse ist keine Korrektur angebracht worden.

Das unterschiedliche Verhalten der heterotrophen und phototrophen Mikrophyten im Abwassergradienten ist aus den beiden Abb. 2 und 3 ersichtlich. Wie zu erwarten ist, nimmt in allen abwasserbelasteten Rinnen die heterotrophe Biomasse stromab-wärts ab, am stärksten bei der grössten Belastung. Die gewichtsmässige Verteilung der Algen ist durch ein Optimum in 5 und 12% Abwasser gekennzeichnet und ent-

Tabelle 2. Biomassedaten nach 20 Tagen Besiedlungsdauer.

Rinne	3	3	3	6	6	6
Abwasser %	0	0	0	1	1	1
Distanz (m)	1–5	111–119	205–208	1–5	111–119	205–208
Beginn	19. 6. 68	19. 6. 68	19. 6. 68	19. 6. 68	19. 6. 68	19. 6. 68
Ende	9. 7. 68	9. 7. 68	9. 7. 68	9. 7. 68	9. 7. 68	9. 7. 68
Dauer (Tage)	20	20	20	20	20	20
Anzahl Proben	4	4	4	4	4	4
FG/RM	104,0 ± 35,4	11,2 ± 14,6	4,8 ± 0,2	185,3 ± 9,5	273,4 ± 25,6	596,2 ± 54,1
TS/RM	16,7 ± 4,9	2,3 ± 3,2	0,8 ± 0,1	33,8 ± 3,3	40,6 ± 3,5	73,3 ± 12,4
GIV/RM	11,2 ± 3,3	1,1 ± 1,5	0,4 ± 0,0	19,2 ± 1,9	23,5 ± 2,0	40,6 ± 6,9
FG/m ²	297,1 ± 101,2	30,5 ± 39,9	12,5 ± 0,5	488,8 ± 23,5	683,5 ± 64,0	1268,5 ± 115,2
TS/m ²	47,7 ± 14,0	6,3 ± 8,6	2,0 ± 0,2	89,3 ± 10,8	101,5 ± 8,8	156,0 ± 26,4
GIV/m ²	31,9 ± 9,3	3,1 ± 4,2	1,0 ± 0,1	50,8 ± 6,1	58,8 ± 5,1	86,4 ± 14,6
Chloro/g FG	1,3 ± 0,1	0,8 ± 0,0	0,8 ± 0,0	2,3 ± 0,2	2,5 ± 0,3	2,3 ± 0,1
Chloro/m ²	391,7 ± 149,4	23,7 ± 30,9	9,7 ± 0,4	1111,8 ± 157,1	1697,5 ± 348,9	2878,8 ± 427,4
Chloro/g TS	8,0 ± 1,5	5,4 ± 3,7	4,9 ± 0,7	12,7 ± 2,8	16,6 ± 2,1	18,5 ± 1,3
P/H-Index	12,0 ± 2,3	11,1 ± 7,6	9,4 ± 1,4	22,3 ± 5,0	28,7 ± 3,7	33,4 ± 2,3
FG in % TS	16,3 ± 1,6	18,4 ± 8,1	16,0 ± 2,5	18,3 ± 2,5	14,9 ± 0,9	12,2 ± 1,3
FG in % GIV	10,9 ± 1,1	8,9 ± 3,9	8,4 ± 1,3	10,4 ± 1,4	8,6 ± 0,5	6,8 ± 0,7
GIV in % TS	66,8	48,4	51,3	56,9	57,9	55,4
Photo/m ²	9,8	0,6	0,2	27,8	42,4	72,0
Hetero/m ²	22,1	2,5	0,8	23,0	16,4	14,4

Tabelle 2. Biomassedaten nach 20 Tagen Besiedlungsdauer (Fortsetzung).

Rinne	5	5	5	4	4	4
Abwasser %	5	5	5	12	12	12
Distanz (m)	1–5	111–119	205–208	1–5	111–119	205–208
Beginn	19. 6. 68	19. 6. 68	19. 6. 68	19. 6. 68	19. 6. 68	19. 6. 68
Ende	9. 7. 68	9. 7. 68	9. 7. 68	9. 7. 68	9. 7. 68	9. 7. 68
Dauer (Tage)	20	20	20	20	20	20
Anzahl Proben	4	4	4	4	4	4
FG/RM	285,9 ± 18,0	398,2 ± 47,4	565,4 ± 43,6	699,6 ± 231,0	737,4 ± 204,9	808,0 ± 60,8
TS/RM	53,7 ± 6,8	59,0 ± 5,4	86,9 ± 5,7	76,1 ± 3,2	65,8 ± 14,5	68,6 ± 3,1
GlV/RM	30,2 ± 3,8	34,7 ± 3,2	49,4 ± 3,2	41,1 ± 1,7	43,5 ± 9,6	45,4 ± 2,0
FG/m ² (g)	752,4 ± 47,5	959,5 ± 114,2	1256,6 ± 97,0	1890,8 ± 624,3	1890,9 ± 525,5	1923,9 ± 144,7
TS/m ² (g)	141,2 ± 18,0	142,0 ± 13,0	193,1 ± 12,7	205,7 ± 8,5	168,8 ± 37,2	163,5 ± 7,3
GlV/m ² (g)	79,5 ± 10,1	83,5 ± 7,2	109,7 ± 7,2	111,1 ± 4,6	111,6 ± 24,6	108,2 ± 4,8
Chloro/g FG	2,2 ± 0,3	2,7 ± 0,6	2,8 ± 0,1	0,6 ± 0,3	1,5 ± 0,5	1,7 ± 0,1
Chloro/m ²	1628,4 ± 220,1	2594,5 ± 360,8	3521,5 ± 174,7	1122,4 ± 192,7	2942,1 ± 1647,8	3343,6 ± 316,0
Chloro/g TS	11,6 ± 1,4	18,3 ± 2,3	18,3 ± 0,5	5,4 ± 0,9	16,6 ± 0,6	20,5 ± 2,2
P/H-Index	20,6 ± 2,5	31,1 ± 3,9	32,1 ± 0,8	10,1 ± 1,6	25,1 ± 10,6	30,9 ± 3,4
FG in % TS	18,9 ± 3,4	14,9 ± 1,7	15,4 ± 0,4	11,9 ± 4,3	9,1 ± 1,0	8,5 ± 0,6
FG in % GlV	10,7 ± 1,7	8,8 ± 1,0	8,7 ± 0,2	6,4 ± 2,3	6,0 ± 0,7	5,6 ± 0,4
GlV in % TS	56,3	58,8	56,8	54,0	66,1	66,2
Photo/m ²	40,7	64,9	88,0	28,1	73,6	83,6
Hetero/m ²	38,8	18,6	21,7	83,0	38,0	24,6

FG = Feuchtgewicht
 TS = Trockensubstanz
 GlV = Glühverlust

Chloro = Chlorophyll
 Photo = Phototrophe
 Hetero = Heterotrophe

spricht etwa derjenigen, die im Sommer 1967 festgestellt wurde [4]. In allen Kanälen mit Abwasserzugabe nimmt die phototrophe Biomasse in Fliessrichtung zu. Ihr Wachstum ist nach 200 m Fliessdistanz (etwa 20 min mittlere Aufenthaltszeit des Wassers) etwa 2- bis 3mal schneller als am Rinnenanfang.

Wie in andern Versuchen zu Zeiten guter Algenentwicklung ist die Förderung des Phototrophenwachstums durch ein Abwasserinkrement von 1% am stärksten, wenn die Zugabe zu Grundwasser erfolgt [3]. Eine weitere Steigerung der Abwasserkonzentration hat eine geringere Wirkung. Mit zunehmendem Abstand von der Abwasser-einleitungsstelle wird die fördernde Wirkung dieser Zugabe von 1% Abwasser ausgeprägter, da im Grundwasser ein Rückgang, mit Abwasser dagegen eine Zunahme der Algendichte erfolgt.

Abb. 1. Verteilung der Zuwachsgeschwindigkeit der Biomasse im Abwassergradienten.

a) Gesamtbiomasse

Jeder Messpunkt ist das Mittel von 4 Biomassebestimmungen. Besiedlungsdauer: 20 Tage, Fliessgeschwindigkeit: etwa 15–20 cm/sec, Fliesszeit für 200 m: rund 20 bis 25 Minuten. (Diese Angaben gelten auch für alle weiteren Abbildungen.)

Fig. 1. The effect of sewage concentration and flow distance on the rate of biomass production.

a) Total biomass

Each point represents the average of 4 biomass determinations. Duration of colonisation: 20 days. Flow velocity: approximately 15 to 20 cm/sec. Flow time for 200 m: approximately 20 to 25 minutes. Growth rate: g organic substance (i.e. ignition loss)/day and m² overgrown surface. (These indications apply also to all the other figures.)

Abb. 2. Verteilung der Zuwachsgeschwindigkeit der Biomasse im Abwassergradienten.
b) Phototrophe Biomasse.

Fig. 2. The effect of sewage concentration and flow distance on the rate of biomass production.
b) Phototrophic biomass.

Abb. 3. Verteilung der Zuwachsgeschwindigkeit der Biomasse im Abwassergradienten.
c) Heterotrophe Biomasse.

Fig. 3. The effect of sewage concentration and flow distance on the rate of biomass production.
c) Heterotrophic biomass.

Dense hatching: biomass attributed to insect larvae and their casings.

4. Diskussion

4.1 Die Verteilung der Heterotrophen längs der Selbstreinigungsstrecke

Zwischen dem Wachstum der benthischen Heterotrophen und der Konzentration ihres Nährsubstrats bestehen nach unserem heutigen Wissen recht klare Beziehungen. Die Zuwachsgeschwindigkeit und die stehende Biomasse nach einer kürzeren Besiedlungszeit sind proportional der Substratkonzentration [1, 4]. In Übereinstimmung mit dieser Beobachtung nimmt mit steigender Konzentration des Substrats die Aufnahmegeschwindigkeit seiner Komponenten zu [21, 1].

Wir dürfen daher davon ausgehen, dass die Zuwachsgeschwindigkeit der heterotrophen Biomasse längs der Kanäle proportional dem Abfall der Substratkonzentration verläuft:

$$- \frac{d BZ}{dw} \sim - \frac{ds}{dw} \quad (1)$$

(BZ = Biomassezunahme/Zeiteinheit, w = Fließstrecke, s = Substratkonzentration)

Wenn wir die Substratzehrung durch die nichtwachsende Biomasse vernachlässigen, ist die Substratzehrung längs der Fließstrecke eine Funktion der Zuwachsgeschwindigkeit:

$$- \frac{ds}{dw} \sim BZ \quad (2)$$

Damit wird die örtliche Verteilung der Zuwachsgeschwindigkeit durch folgende Gleichung beschrieben:

$$- \frac{d BZ}{dw} = k \cdot BZ \quad (3)$$

Durch Integration ergibt sich:

$$BZ_{(w)} = BZ_{(0)} \cdot e^{-k \cdot w} \quad (4)$$

Für eine Einheitsstrecke von 100 m folgt:

$$BZ_{(100)}/BZ_{(0)} = \text{konstant} \quad (5)$$

Da beim heterotrophen Bewuchs der Rinnen die Zuwachsgeschwindigkeit in den ersten 20 bis 30 Tagen der Besiedlung konstant ist und die Biomasse linear zur Besiedlungsdauer zunimmt, gilt die Gleichung (5) auch für die stehende Biomasse zu einem gegebenen Zeitpunkt.

Wie aus Abb. 4 hervorgeht, ist die Abnahme der heterotrophen Biomasse auf einer Strecke von 100 m für alle Rinnen proportional der oberliegenden heterotrophen Biomasse. Wird die früher begründete Korrektur für die Biomasse der Insekten durchgeführt, so läuft die Regressionsgerade durch den Nullpunkt des Koordinatensystems, was für die Berechtigung der Korrektur spricht. Die schlechte Korrelation zur Gesamtbiomasse andererseits wird darauf zurückgeführt, dass die *Phototrophen nicht wesentlich an der Elimination des Wachstumssubstrats der Heterotrophen beteiligt sind*. Zu einem analogen Schluss haben Messungen der Elimination von zudosiertem Substrat zu reinen Algenbiozönosen geführt [21].

Von Interesse ist die Bestimmung der Fließstrecke, auf der sich die Biomassebildung um die Hälfte verringert. Im vorliegenden Versuch liegt diese Strecke, die als *Halbwert-*

Abb. 4. Abnahme der heterotrophen Biomasse auf einer Strecke von 100 m in Funktion der oberliegenden Biomasse.

Biomasse am Anfang umfasst: □ Gesamtbiomasse, ○ heterotrophe Biomasse mit Insekten, + heterotrophe Biomasse ohne Insekten.

Fig. 4. Reduction of the heterotrophic biomass over a distance of 100 m as a function of the initial biomass.

The initial biomass comprises: □ The total biomass, ○ the heterotrophic biomass with insects and their casings, + the heterotrophic biomass without insects and their casings.

strecke der Heterotrophenproduktion bezeichnet wird, um 90 m. Für die Konstante k , den Koeffizienten des Heterotrophenrückgangs, ergibt sich ein Wert von:

$$BZ_{(w - \text{Halbwert})} = \frac{1}{2} BZ_{(w=0)} = BZ_{(w=0)} \cdot e^{-k \cdot w (\text{Halbwert})}$$

Bei $w = 90$ m wird k zu $0,0078 \cdot \text{m}^{-1}$

Wir sind bisher von der Annahme ausgegangen, dass die nichtwachsende Biomasse keine Substratzehrung aufweist. Es scheint aber wahrscheinlich, dass auch die Zellen, die sich nicht mehr teilen, weiterhin Substrat aufnehmen, wenn auch in geringeren Mengen als in der Vermehrungsphase. Mit steigender Biomasse wird daher die Substratzehrung wachsen und zu einer laufenden Verkürzung der Halbwertsstrecke der Heterotrophenproduktion Anlass geben. Als Folge wird mit zunehmendem Abstand von der Abwassereinleitungsstelle die Zuwachsgeschwindigkeit im Laufe der Besiedlung abfallen. Ein derartiger Rückgang lässt sich beobachten [4, Abb. 2]. Er ist aber in den ersten 20 Tagen der Besiedlung so gering, dass die Biomassebildung auch nach einer Fließstrecke von etwa 130 m immer noch angenähert proportional zur Zeit verläuft. Dieses Verhalten weist auf eine geringe Substratzehrung durch die nichtwachsenden Anteile der Biomasse hin.

Aus den Daten über den heterotrophen Biomassezuwachs lässt sich die Selbstreinigung auf der Versuchsstrecke überschlagsmässig abschätzen. Bei einer mittleren Biomassebildung auf den ersten 100 Metern der Fließstrecke in 12% Abwasser von 3 g Glühverlust/Tag $\cdot$ m² (rund 50% Gehalt an organischem Kohlenstoff) werden auf diesem Abschnitt im Durchschnitt 0,87 mg C/sec in den Bewuchs inkorporiert. Wenn wir einen Ausnützungskoeffizienten von 0,3 zugrunde legen, ergibt sich umgerechnet auf Glukose eine spezifische Elimination S_e von 12×10^{-3} μ Mol/g $\cdot$ sec und eine Konzentrationsabnahme des Substrats von 36 μ Mol/l. Sind bei einem mittleren Kohlenstoffgehalt des unverdünnten Abwassers von 60 mg/l etwa $\frac{2}{3}$ durch den Bewuchs abbaubar, so ist die Zugabe von 12% etwa 66 μ Mol Glukose äquivalent. Unter diesen Verhältnissen resultiert eine Halbwertsstrecke für die Heterotrophenproduktion von knapp 100 m. Wenn die durch klimatische Faktoren, Substratzusammensetzung und Zustand der Biozönosen verursachte Varianz in Betracht gezogen wird, so ergibt sich eine gute Übereinstimmung dieser aus der Biomassebildung abgeleiteten Werte der spezifischen Elimination mit direkten Messungen an vergleichbaren Biozönosen bei Zugabe definierter Zucker [21, 20].

Unter den verschiedenen Variablen, die in natürlichen Gewässern auf die Halbwertsstrecke der Heterotrophenproduktion und damit auf die sichtbaren Folgen der Selbstreinigung Einfluss nehmen, steht das Verhältnis zwischen bewachsener Fläche und freiem Wasservolumen des Gewässers, d.h. der hydraulische Radius im Vordergrund. Der Mangel an quantitativen Daten über den Bewuchs verschiedener Flusstypen lässt eine realistische Bewertung der Verhältnisse nicht zu. Immerhin dürfen wir damit rechnen, dass mit zunehmender Wasserführung die Auswirkung des Benthos auf die Selbstreinigung zurücktritt und weniger offensichtlich wird.

4.2 Die Verteilung der Phototrophen längs der Selbstreinigungsstrecke

Im Gegensatz zu den Heterotrophen, bei denen ein einzelner Faktor (die Konzentration an abbaubarem Substrat) vorrangig die Verteilung bestimmt, ist angesichts der grossen Auswahl an Algenarten, die als ins Gewicht fallende Bewuchsbildner in Frage kommen, das Wachstum der Phototrophen einer Vielfalt von Einflussgrössen unterworfen. Die differenzierte Reaktion der Algen auf Umweltsbedingungen veranschaulichen Untersuchungen an Laborfliesswassermodellen mit besonderer Deutlichkeit [12].

Die Erfahrung mit unseren Freilandmodellen zeigt, dass gelegentlich unter einheitlichen Betriebsbedingungen recht beträchtliche Unterschiede in der Soziologie auftreten und verschiedene Algentaxa den Bewuchs in nebeneinanderlaufenden Kanälen dominieren, ohne dass aber dabei die Zuwachsgeschwindigkeiten differieren. In diesem Falle werden die Umweltsbedingungen von Biozönosen verschiedener soziologischer Zusammensetzung gleich gut ausgenützt. Im Gegensatz dazu kann in seltenen Fällen in einer Rinne eine weniger produktive Art den Aufwuchs dominieren.

Die Räume mit physiologisch möglichen Existenzbedingungen und die tatsächliche Verbreitung unter verschiedenen natürlichen Wettbewerbssituationen können verschieden sein, wie dies ELLENBERG [5] an Waldpflanzen gezeigt hat. Dadurch wird die Festlegung der Autökologie der Mikrophyten erschwert, wie aus monographischen Studien der Verteilung einzelner Arten deutlich hervorgeht (z.B. WHITTON [18] an *Cladophora*).

Abb. 5. Vergleich der heterotrophen und der phototrophen Biomasse an verschiedenen Stellen des Abwassergradientensystems.

H₁: Heterotrophe Biomasse, entspricht derjenigen am Anfang der Rinne mit 5% Abwasser.

H₂: Heterotrophe Biomasse, entspricht derjenigen am Anfang der Rinne mit 1% Abwasser.

P: Phototrophe Biomasse.

Fig. 5. Comparison of the phototrophic and heterotrophic biomass in channels polluted with sewage.

H₁: Heterotrophic biomass identical with biomass observed at the beginning of the channel with 5% sewage. H₂: Heterotrophic biomass identical with biomass observed at the beginning of the channel with 1% sewage. P: Phototrophic biomass.

□: Phototrophic biomass, ○: observed heterotrophic biomass, ×: heterotrophic biomass calculated under the assumption that after a distance of 90 m the production is reduced by half the original value.

Biomass: g organic substance/m² overgrown surface.

Diese Tatsache darf unter freien Konkurrenzbedingungen nicht übersehen werden, auch dann nicht, wenn die Möglichkeit besteht, dass die soziologische Unstetigkeit sich nicht zwangsläufig produktionsbiologisch auswirkt.

In einem Abwassergradienten wie dem vorliegenden findet sich im Verlauf der Selbstreinigungsstrecke ein Abschnitt, wo die Heterotrophenbiomasse gleich gross ist wie am Anfang eines weniger belasteten Kanals. An zwei solchen Stellen hat das Abwasser gemessen am Heterotrophenwachstum gleiche Wirkung. Die zugehörigen Algenfloren und ihre Biomassen können aber beträchtlich voneinander abweichen. Unter günstigen klimatischen Verhältnissen stellt sich auf der Selbstreinigungsstrecke ein intensiveres Phototrophenwachstum ein als an einem Standort gleicher Heterotrophenproduktion unmittelbar unterhalb einer Abwassereinleitung. Zum Beispiel ist aus Abb. 5 ersichtlich, dass am Anfang der Rinne mit 5% Abwasser der heterotrophe Anteil der Biomasse 40 g Glühverlust/m² beträgt und auf der Selbstreinigungsstrecke mit 12% Abwasser dieselbe Heterotrophendichte nach 110 m Fließstrecke erreicht wird. Die Biomasse der Phototrophen an dieser Stelle der Selbstreinigungsstrecke ist beinahe doppelt so gross und beträgt etwa 70 g/m², gegenüber 40 g/m² im Bereich des frischen Abwassers. Ob auch entsprechende Unterschiede im Verhältnis von Photosynthese zu Atmung vorliegen, bleibt noch abzuklären.

Soziologische Unterschiede im Aufbau der Biozönoson sind klar zu erkennen. Am Anfang der beiden Rinnen mit 1% und 5% Abwasser sind z.B. Fadenalgen vertreten, die in der Rinne mit 12% fehlen (Tab. 1); auch in der Zusammensetzung der Diatomeenflora und der Ciliatenfauna bestehen ausgeprägte Differenzen, auf die hier im einzelnen nicht eingegangen werden soll.

Nach den vorerwähnten Beobachtungen drängt sich der Schluss auf, dass die *biologische Wirksamkeit von Abwasser durch eine Verdünnung in anderer Weise verändert wird, als dies längs einer Selbstreinigungsstrecke der Fall ist*. Von Bedeutung ist die Tatsache, dass ein solcher Unterschied schon nach einer kurzen Besiedlungsdauer von 20 Tagen festgestellt werden kann. Bei einer längeren Besiedlungsdauer, wenn auf Grund der zunehmenden Wechselwirkungen zwischen den Organismen sekundäre Veränderungen im Aufbau der Biozönose erfolgen, wie sie sich z.B. durch eine unterschiedliche Begünstigung der Herbivoren ergeben könnte, besteht die Möglichkeit viel ausgeprägterer Verschiedenheiten im soziologischen Aufbau von Biozönoson mit gleichem Angebot von organischem Substrat.

Wenn wir von der Verteilung einzelner Arten absehen, so zeigen die Algen als Organismengruppe im Abwassergradienten 3 verschiedene Reaktionen:

- a) Zunahme bei einer geringen Abwassereinleitung,
- b) Rückgang und schliesslich gänzliches Verschwinden bei steigender Abwasserbelastung,
- c) Zunahme im Verlauf einer Selbstreinigungsstrecke.

Die Förderung der Algen durch das Abwasser ist auf die Anreicherung an eutrophierenden Nährstoffen wie Phosphat und Nitrat zurückgeführt worden (siehe HYNES [7]). Als Ursachen für die stimulierende Wirkung wurde auch die mikrobiell bedingte Verbesserung des Kohlendioxidangebots [8, 9] oder der Effekt von Komplexbildnern, wie Huminsäuren [10], postuliert. Welche dieser verschiedenen Wirkungen des Abwassers in natürlichen benthischen Biozönoson tatsächlich im Vordergrund steht, ist nur mittels gezielter Manipulationen des Wasserchemismus im Fließwassermodell

festzustellen. Untersuchungen, die in der Versuchsstation Tüffenwies noch im Gang sind, weisen darauf hin, dass Zusätze von Nitrat- und Phosphationen allein die förderliche Wirkung des Abwassers auf das Algenwachstum in den Rinnen nicht zu ersetzen vermögen.

Die Ursache für den Rückgang der Phototrophen bei höheren Abwasserbelastungen ist bisher noch ungeklärt. Es sind mehrere Ursachen denkbar:

- Hemmende Wirkung einzelner analytisch definierter Komponenten des häuslichen Abwassers. Der experimentelle Nachweis steht noch aus, doch ist nicht auszuschliessen, dass z.B. unter den Eiweissabbauprodukten oder Fettsäuren wirksame Hemmstoffe vorliegen. Abwasser enthält ansehnliche Mengen von Fettsäuren [14], eine Stoffklasse, der wahrscheinlich einige der natürlich vorkommenden Algenhemmstoffe angehören [15, 6].
- Epiphytische Bakterienaufwüchse, die durch Ausscheidungen, Wettbewerb um ein gemeinsames Substrat oder Beschattung die Algen schädigen. Da diese Aufwuchsorganismen in turbulenzarmen Grenzschichten leben und eine hohe Stoffwechselaktivität aufweisen, ist zu erwarten, dass schon eine gewichtsmässig geringe Biomasse die chemischen Bedingungen an der Algenoberfläche zu modifizieren vermag.
- Wirkstoffe, die von Algen und Bakterien in Kultur ausgeschieden werden und auf die eigene oder andere Arten fördernd oder hemmend einwirken. Hierüber liegt eine reichhaltige Literatur vor [17]. Zwar betreffen die bekannten Beispiele vorwiegend einzellige Grünalgen, Blaualgen und einige wenige Diatomeenarten wie *Nitzschia*, während über Fadenalgen und Diatomeen, die in unseren benthischen Gemeinschaften dichte Bestände bilden, nur spärliche Angaben vorliegen. In kleinen stehenden Gewässern, wie in Teichen, scheinen solche Wirkstoffe bei einalgigen Massenentwicklungen zu ökologischer Bedeutung zu gelangen [15, 11, 16]. In einem Fließgewässer, wo eine starke Verdünnung erfolgt, ist eine Beeinflussung durch Ausscheidungen über grössere Distanzen weniger wahrscheinlich. Die Erhöhung der Konzentration eines Stoffs um 0,1 mg/l auf einer Fließstrecke von 20 m würde in unseren Rinnen eine Produktion von etwa 3,5 g/Tag · m² erfordern, d.h. sie müsste in derselben Grösse liegen wie die gesamte Biomassebildung. Es ist deshalb eher damit zu rechnen, dass Einwirkungen durch ausgeschiedene Stoffe nur innerhalb räumlich begrenzter Bereiche erfolgen und vor allem vom einzelligen epiphytischen Aufwuchs ausgehen. Die Unterlagenspezifität gewisser epiphytischer Algen hat z.B. PANKOW [13] auf Ausscheidungen des Wohnsubstrats zurückgeführt.

Heterotrophe nehmen verschiedene Typen von Substraten zum Teil mit unterschiedlicher Geschwindigkeit auf [22]. Damit verändert sich mit der Konzentration des Abwassers auch seine relative Zusammensetzung. Ob derartige Verschiebungen im Mengenverhältnis organischer Komponenten auf das Algenwachstum einwirken, ist eher fraglich und lässt sich auch nicht abschätzen, solange über die Verwertung von organischen Verbindungen durch Phototrophe so wenig bekannt ist. Man kann sich aber vorstellen, dass die Zusammensetzung des heterotrophen epiphytischen Aufwuchses dadurch beeinflusst wird und auf diese Weise Rückwirkungen auf das Algenwachstum erfolgen.

Es ist offensichtlich, dass das Verhalten der phototrophen Mikrophyten darüber entscheidet, ob längs einer Selbstreinigungsstrecke eine Zunahme oder eine Abnahme der Gesamtbiomasse erfolgt. Es ist zu erwarten, dass besonders im Bereich geringer

Abwasserbeigaben die Konzentration der kritischen Substrate die grössten relativen Veränderungen durchmacht und unter solchen Bedingungen die Ausbildung der Phototrophen im Längsverlauf sehr unterschiedlich ausfallen kann. Damit wird auch das Verhältnis zwischen Phototrophen und Heterotrophen innerhalb weiter Grenzen variieren können und sich sowohl in qualitativer wie auch in quantitativer Beziehung auch dann schwer voraussagen lassen, wenn das Heterotrophenwachstum durch die herrschenden Bedingungen festgelegt ist.

5. Zusammenfassung

1. In einem Fließwassermodellsystem aus 4 Kanälen von 200 m Länge wurde bei einer Beimengung von 0, 1, 5 und 12% häuslichem Abwasser zu Grundwasser der benthische Bewuchs nach 20 Tagen Besiedlungszeit untersucht.

2. Die Abnahme der heterotrophen Biomasse längs der Kanäle ist eine Funktion der oberliegenden heterotrophen Biomasse und lässt sich durch die Beziehung

$$BZ(w) = BZ(0) \cdot e^{-k \cdot w} \text{ beschreiben.}$$

(BZ = heterotropher Biomassezuwachs in $\text{g/Tag} \cdot \text{m}^2$, w = Fließstrecke in m, k = Koeffizient des Heterotrophenrückganges in m^{-1} .)

3. Die Dichte der Phototrophen nimmt in den abwasserbelasteten Kanälen längs der Selbstreinigungsstrecke zu.

4. Die Phototrophen tragen nicht wesentlich zur Elimination des Wachstums- substrats der Heterotrophen bei.

5. Zwei auf verschieden belasteten Kanälen gelegene Stellen mit gleicher Heterotrophenproduktion, von denen die eine sich unmittelbar unterhalb der Abwasser- einleitung befindet, die andere dagegen auf der Selbstreinigungsstrecke, weisen nicht identischen Phototrophenbewuchs auf. Die biologische Wirkung von Abwasser wird durch Verdünnung in anderer Weise verändert als durch die biochemischen Reak- tionen längs einer Selbstreinigungsstrecke.

6. Soziologie und Produktionsbiologie der Selbstreinigungsstrecke werden ent- scheidend durch die Reaktion der Algen auf die Umweltsbedingungen geprägt. Ver- mehrte Kenntnisse der Physiologie der Fließwasseralgen sind entscheidend für die Erfassung der Vorgänge auf der Selbstreinigungsstrecke.

SUMMARY

1. The effects of selfpurification processes on the biomass production by benthic microphytes were investigated in 200 m long outdoor channels. The channels were fed with groundwater to which 0, 1, 5 and 12% settled domestic sewage were added as pollutant. The growth of the biocenosis was determined after a colonization time of 20 days, i.e. the study was limited to that phase, where according to previous observations the biomass increases linear with time.

2. In all the channels polluted with sewage the growth of the heterotrophic biomass decreased downstream (Fig. 3, Table 1), the growth of the phototrophic biomass on the other hand increased (Fig. 2). As a result of the different reactions of these two components of the biocenosis the total biomass per unit surface in 12% sewage did not change on a channel length of 200 m, decreased however in groundwater and increased in 1% and 5% sewage (Fig. 1).

As a consequence the distribution of the heterotrophic biomass along the channels may be described by the equation

$$BZ(w_2) = BZ(w_1) \cdot e^{-k \cdot w}$$

BZ = heterotrophic biomass production

w = flow distance

k = coefficient for the reduction of heterotrophs along the channels

$\text{g} \cdot \text{day}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ surface
m
 m^{-1}

Under the present experimental conditions a reduction of the heterotrophs to half the original amount occurs after a flow distance of 90 m (Fig. 5).

3. The decrease of the heterotrophic biomass along the channels fed with sewage is a function only of the density of the heterotrophs present in the upper reaches of channels. The phototrophs do not contribute significantly to the removal of substances necessary for the growth of the heterotrophs (Fig. 4).

4. When locations containing the same heterotrophic biomass are compared in channels with different pollution loads, biomass and species composition of the phototrophic growth are different. At the beginning of the channel with 5% sewage for example a heterotrophic biomass of 40 g is attained; in 12% sewage the same biomass occurs after a flow distance of 110 m. The phototrophic biomass in 12% sewage is considerably greater than in 5% sewage (Fig. 5). In addition there is a clearcut difference in the species composition of the two biocenoses; at the lower initial sewage addition of 5% filamentous algae occur which are lacking in 12% sewage, where however the mats of *Nitzschia* are denser (Table 1). The differences are even more evident if the beginning of the channel with 1% sewage is compared to locations with corresponding heterotrophic growth in the channels with 5% (about 80 m) and 12% (about 200 m, Fig. 5, Table 1). The concentration change of pollutants in sewage caused by dilution or by biochemical reactions in a selfpurification reach induced clearly different biocenological effects.

5. Sociology and biomass production of a biocenosis in a selfpurification reach is largely dependant on the algae response to environmental conditions. Better knowledge of the physiology of running water algae is required for assessing the biological processes along a polluted river.

Die vorliegende Arbeit ist in entscheidender Weise durch die Anregungen von Herrn Prof. Dr. K. Wuhrmann gefördert worden, und ich möchte ihm für seine Unterstützung bei der Ausführung und Bearbeitung der Untersuchungen herzlich danken. An unser technisches Personal (vor allem die Herren H. Schälchli, J. Stäheli und E. Höhn) geht meine dankbare Anerkennung für die zuverlässige Wartung der Versuchsanlage.

LITERATURVERZEICHNIS

- [1] CURTIS, E. J. C., DELVES-BROUGHTON, J., und HARRINGTON, D. W., *Sewage Fungus: Studies of Sphaerotilus Slimes Using Laboratory Recirculation Channels*, Water Research, 5, 267–279 (Pergamon Press, London 1971).
- [2] EICHENBERGER, E., *Ökologische Untersuchungen an Modellfliessgewässern. I. Die jahreszeitliche Verteilung der bestandesbildenden pflanzlichen Organismen bei verschiedener Abwasserbelastung*, Schweiz. Z. Hydrol. 29, 1–31 (1967).
- [3] EICHENBERGER, E., *Ökologische Untersuchungen an Modellfliessgewässern. II. Jahreszeitliche Veränderungen der Biomassebildung bei verschiedenen Abwasserbelastungen*, Schweiz. Z. Hydrol. 29, 32–52 (1967).
- [4] EICHENBERGER, E., *Ökologische Untersuchungen an Modellfliessgewässern. III. Die jahreszeitlichen Veränderungen im Verhältnis von heterotropher zu phototropher Biomasse bei verschiedenen Abwasserbelastungen*, Schweiz. Z. Hydrol. 34, 155–172 (1972).
- [5] ELLENBERG, H., *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht* (Ulmer, Stuttgart 1963).
- [6] GRÄF, W., und BICKEL, H., *Antibiotische Beziehungen zwischen Algen und Bakterien*, Archiv Hyg. Bakt. 144, 421–429 (1960).
- [7] HYNES, H. B. N., *The Ecology of Running Waters* (Liverpool University Press 1970).

- [8] KERR, P. C., PARIS, D. F., und BROCKWAY, D. L., *The Interrelation of Carbon and Phosphorus in Regulating Heterotrophic and Autotrophic Populations in Aquatic Ecosystems*, U. S. Dept. Interior, Fed. Wat. Qual. Admin., Southeast Water Laboratory, Athens, Georgia (1970).
- [9] KUENTZEL, L. E., *Bacteria, Carbon Dioxide, and Algal Blooms*, J. Water Poll. Contr. Fed. 41, 1737–1747 (1969).
- [10] LANGE, W., *Enhancement of Algal Growth in Cyanophyta-bacteria Systems by Carbonaceous Compounds*, Can. J. Microbiol. 17, 303–314 (1971).
- [11] LEFÈVRE, M., *Auto- et hétéroantagonisme chez les algues d'eau douce*, Ann. stat. centr. Hydrobiol. appl. 4, 5–198 (1952).
- [12] MCINTIRE, D. C., *Structural Characteristics of Benthic Algal Communities in Laboratory Streams*, Ecology 49, 520–537 (1968).
- [13] PANKOW, H., *Über die Ursachen des Fehlens von Epiphyten auf Zygnemalen*, Arch. Protistenk. 105, 417–444 (1961).
- [14] POINTER, H. A., und VINEY, M., *Composition of Domestic Sewage*, J. biochem. microbiol. Technol. Engng. 1, 143–162 (1959).
- [15] PROCTOR, V. W., *Studies of Algal Antibiotics Using Haematococcus and Chlamydomonas*, Limnol. Oceanogr. 2, 125–139 (1957).
- [16] RICE, T. R., *Biotic Influence Affecting Population Growth of Plankton Algae*, Fish. Bull. U.S. Nr. 87, 227–245 (1954).
- [17] SCHWARZ, D., *Der Einfluss von Wirkstoffen auf das Wachstum und die Vermehrung von Algen* (Literaturübersicht), Veröff. Hydrobiol. Forschungsabt. Dortmunder Stadtwerke 8, 206 (1965).
- [18] WHITTON, B. A., *Biology of Cladophora in Freshwaters*, Water Research 4, 457–476 (1970).
- [19] WUHRMANN, K., *River Bacteriology and the Role of Bacteria in Self-purification of Rivers*, in: *Principles and Application in Aquatic Microbiology*, S. 167–192 (Ed. Heukelekian and Dondero, J. Wiley, New York 1964).
- [20] WUHRMANN, K., *Stream Purification*, in: *Water Pollution Microbiology* (Ed. R. Michell, J. Wiley, New York 1972).
- [21] WUHRMANN, K., RUCHTI, J., und EICHENBERGER, E., *Quantitative Experiments on Self-purification with Pure Organic Compounds*, Third Int. Conf. Wat. Poll. Res. (1966).
- [22] WUHRMANN, K., EICHENBERGER, E., KRÄHENBÜHL, H. R., und RUCHTI, J., *Modelluntersuchungen über die Selbstreinigung in Fliessgewässern*, Verh. Internat. Verein. Limnol. 16, 897–905 (1968).

Anschrift des Autors:

Elie Eichenberger, Dr. rer. nat., EAWAG, Versuchsanlage «Tüffenwies», CH-8048 Zürich, Schweiz.