

Aus dem Max-Planck-Institut für Limnologie, Plön, und der Limnologischen Flußstation
des Max-Planck-Instituts für Limnologie, Schlitz

Untersuchungen zur Ökologie der Bakterien in der fließenden Welle von Bächen

I. Chemismus, Primärproduktion, CO₂-Dunkelfixierung und Eintrag von partikulärem organischen Material

Schlitzer Produktionsbiologische Studien (23—1)

Investigations on the ecology of suspended bacteria in small streams

I. Chemical parameters, primary production,
fixation of CO₂ in darkness and input of particulate organic material

(Schlitz studies on productivity, no. 23—1)

VON JÜRGEN MARXSEN

Mit 35 Abbildungen und 10 Tabellen im Text

Abstract

From the measurements of chemical parameters in 2 small German streams there are no indications of direct human influence on the chemistry of the water. In the woodland stream Rohrwiesbach the concentrations of dissolved organic compounds (COD) increase with increasing discharge (W). Equations of the form $\log \text{COD} = a \cdot \log W + b$ were calculated. The proportion of dissolved organic compounds which come from primary producers of the stream is very low, most substances being of allochthonous origin. In the open grassland stream Breitenbach the allochthonous influence is of less importance. In the Rohrwiesbach the primary production of "Aufwuchs", measured with the ¹⁴C-method by use of exposed "Aufwuchs" carriers, was 22.2 and 20.1 g C/m² · year. In the Breitenbach the production was only 11.2 g C/m² · year, but the production by macrophytes and by "Aufwuchs" on macrophytes was not measured. The quantity of the primary production of the moving body of water was very low in comparison with the "Aufwuchs" production. The input of coarse particulate organic matter was 634 g C/m² · year in the woodland part of the Rohrwiesbach; in the Breitenbach only 46.8 g C/m² · year were found. The fixation of CO₂ in the dark as a possible measure of bacterial activity was rather high in the moving body of water. Sometimes it exceeded the primary production.

I. Einleitung	462
II. Autochthone Produktion und allochthone Nahrungszufuhr in Fließgewässern	463
III. Die untersuchten Gewässer	465
IV. Methoden	476
V. Abiotische Faktoren	482
VI. Primärproduktion	499
VII. CO ₂ -Dunkelfixierung	510
VIII. Eintrag partikulären organischen Materials	520
IX. Schlußbetrachtung	522
X. Zusammenfassung, Summary	526
XI. Danksagung	528
XII. Literatur	528

I. Einleitung

Im Rahmen einer Dissertation, in deren Mittelpunkt die Betrachtung von Struktur und Funktion der Bakterienpopulationen der fließenden Welle in den beiden osthessischen Mittelgebirgsbächen Rohrwiesenbach und Breitenbach stand, wurde daneben die Größe der bacheigenen Primärproduktion und des Eintrags an grobpartikulärem organischen Material erfaßt. Außerdem wurden wichtige chemische und hydrologische Faktoren untersucht. Die Ermittlung der CO₂-Dunkelfixierung in Zusammenhang mit der Bestimmung der Primärproduktion mittels der ¹⁴C-Methodik erlaubt auch bereits gewisse Aussagen zur bakteriellen Aktivität in den Bächen.

Die beiden kleinen, unverschmutzten Bäche Rohrwiesenbach und Breitenbach werden bereits seit einigen Jahren von Mitarbeitern der Limnologischen Flußstation in Schlitz (Hessen), Außenstation des Max-Planck-Instituts für Limnologie in Plön, untersucht. Dabei stehen produktionsbiologische Fragestellungen im Vordergrund (ILLIES 1971, 1972, 1973, 1975; MEIJERING 1971, 1972a,b,c, 1973; HAECKEL et al. 1973; MENDEL 1973; WAGNER 1973; RINGE 1974; BENEDETTO 1975; GÜMBEL 1976; HAVELKA 1976). Über Chemismus und Hydrologie liegen kaum Veröffentlichungen vor. Einige Daten gibt MÜLLER-HAECKEL (1965) für den Breitenbach an. Die Arbeiten von ILLIES (1971), RINGE (1974) und BENEDETTO (1975) enthalten jeweils kurze Abschnitte mit einigen Werten chemischer und hydrologischer Faktoren. Zur Primärproduktion sowie zur Bakteriologie liegen noch keine Untersuchungen vor. Über den Eintrag an partikulärem organischen Material in den Breitenbach macht BENEDETTO (1975) einige Angaben.

In dieser Publikation liegt das Schwergewicht bei der Darstellung der Untersuchungen zu Primärproduktion und zum Eintrag partikulärer organischer Substanzen sowie des Gehalts an gelösten organischen Substanzen im Bachwasser als Grundlage der bakteriellen Aktivitäten. Die sonstigen chemischen und hydrologischen Parameter werden nur kurz behandelt. Eine ausführliche Darstellung ist

in der dieser Publikation zugrunde liegenden Dissertation erfolgt (J. MARXSEN 1976: Untersuchungen zu Struktur und Funktion der Bakterienpopulationen der fließenden Welle in Mittelgebirgsbächen. — Dissertation, Universität Kiel).

II. Autochthone Produktion und allochthone Nahrungszufuhr in Fließgewässern

Die Bedeutung allochthoner organischer Substanzen im Stoff- und Energiefluß von Fließgewässern ist schon seit den Anfängen limnologischer Forschungen bekannt. Bereits THIENEMANN (1912) wies auf ihre Bedeutung als Nahrungsquelle für Insekten hin. Mit dem Einsetzen intensiver ökologischer und speziell produktionsbiologischer Erforschung von Fließgewässern konzentrierten sich die meisten Untersuchungen auf die Ermittlung der Primärproduktion. ODUM (1956) betonte das besondere Gewicht, das ihr in Fließgewässern zukommt, und vermutete sogar, daß sie, vor allem im Stadium ihrer Erholung von organischen Verunreinigungen, zu den produktivsten Gebieten der Erde gehören. In seiner Untersuchung der "Silver Springs" in Florida ermittelte er eine jährliche Primärproduktion von 8833 kcal/m², während der Import organischer Substanzen gerade 5 % dieses Wertes, nämlich 486 kcal/m², betragen sollte (ODUM 1957a). Möglicherweise unterschätzte er damit den allochthonen Einfluß, was WUHRMANN (1974) in Betracht zieht.

Bereits TEAL (1957) ermittelte bei seiner Untersuchung einer Limnokrene in einem Gebiet gemäßigter Temperaturen (Massachusetts, USA) auf das ganze Jahr bezogen einen gegenüber der Primärproduktion mehr als dreifachen Import allochthoner organischer Substanzen in partikulärer Form. NELSON & SCOTT (1962) stellten in einem Bach mit ungewöhnlich hoher Primärproduktion fest, daß die Nahrungsgrundlage der Primärkonsumenten zu 66 % aus allochthoner organischer Substanz bestand. Weitere Untersuchungen (MINSHALL 1967; CUMMINS et al. 1966; TILLY 1968; MANN 1969; VANNOTE 1969) bestätigten die große Bedeutung des Imports allochthonen Materials für Fließgewässer-Ökosysteme. Neuere Berechnungen von „energy budgets“, die für einen Gewässerabschnitt Import und Export aller organischen Substanzen mit der fließenden Welle, Import von partikulärem und gelöstem organischen Material aus der terrestrischen Umgebung und Verluste an diese, autochthone Primärproduktion und die Respiration berücksichtigen, haben diese Verhältnisse für mehrere Bäche genauer dargestellt (WESTLAKE et al. 1972; FISHER & LIKENS 1972, 1973).

Auch in tropischen Fließgewässern stellt allochthon produzierte organische Substanz eine wesentliche Nahrungsquelle der Konsumenten dar (FITTKAU 1964; BISHOP 1973), wenn auch in amazonischen Bächen und Flüssen eine extreme Nährstoffarmut zu einer minimalen autochthonen Primärproduktion führt und daher die Abhängigkeit von allochthoner Nahrungszufuhr hier besonders groß ist (FITTKAU 1973a,b). So scheint die überragende Bedeutung der Primärproduktion in den

„Silver Springs“ gegenüber den von außen in das System hineingetragenen Substanzen (ODUM 1957a) ein Ausnahmefall zu sein.

Die von ihm entwickelte Methode, Produktion und Respiration in Fließgewässern aus dem Verlauf der Sauerstoffkonzentration über 24 Stunden zu berechnen, wandte ODUM (1956) auf alle in der Literatur verfügbaren, teilweise schon etwas älteren Sauerstoff-Tageszyklen an. Dabei erhielt er in den meisten Gewässern Produktions-Respirations-Quotienten von zum Teil weit über 1. Allerdings wurde die ursprünglich angewendete Methode inzwischen verbessert. Bei anschließenden Untersuchungen in 11 Quellen Floridas in den Monaten Juli und August ergaben sich in 6 Fällen P/R-Quotienten unter 1 (0,5–0,9) und in 4 Fällen über 1 (1,3–1,8) (ODUM 1957b).

Die Anwendung dieser und auch anderer Methoden zur Ermittlung von Primärproduktion und „community respiration“ ergaben sehr unterschiedliche Ergebnisse. P/R-Quotienten, in der Regel, unter 1 erhielten u. a. HOSKIN (1959), NELSON & SCOTT (1962), TOMINAGA & ICHIMURA (1966), HALL (1972). Gegenteilige Ergebnisse mit P/R-Quotienten über 1 teilen mit u. a. KOBAYASI (1961, 1972), EDWARDS & OWENS (1962), HANNAN & DORRIS (1970), MCDIFFETT et al. (1972). Unterschiedliche Quotienten je nach Untersuchungsort bzw. -zeit erhielten DUFFER & DORRIS (1966), FLEMER (1970), BERRIE (1972), PROPHET & RANSOM (1974). Allerdings wurde ein großer Teil der Untersuchungen nur im Sommer durchgeführt, so daß über die ganzjährigen Verhältnisse von Produktion und Respiration nicht unbedingt sichere Aussagen erhältlich sind.

Der P/R-Quotient charakterisiert das in einem Gewässerabschnitt gerade vorhandene Verhältnis von (Primär-) Produktion und Respiration. Um die relative Bedeutung von autochthoner Produktion und Zufuhr allochthon produzierten organischen Materials als Nahrungsgrundlage für die heterotrophen Organismen beurteilen zu können, ist es nötig, auch Import und Export organischer Substanzen in ihren verschiedenen Formen zu ermitteln. Derartige Untersuchungen zeigen deutlich, daß Fließgewässer offene Systeme sind — im Gegensatz zu den hierzu im Vergleich als relativ geschlossene Systeme anzusehenden Seen —, in denen die Zufuhr von Energie in Form von außerhalb des Gewässers produzierter organischer Substanz eine wichtige Rolle für ihre Struktur und Funktion spielt (HYNES 1963, 1969, 1975; FISHER & LIKENS 1973; WUHRMANN 1974). Das schließt eine gelegentlich sehr hohe Primärproduktion natürlich nicht aus.

HYNES (1969) führt aus, daß Fließgewässer in natürlichem Zustand in den meisten Teilen der Welt durch Waldlandschaften geflossen sind und nur eine geringe Primärproduktion aufwiesen, da sie als Folge des umgebenden Waldes nur wenig Licht erreichte. Die Beschattung nahm flussabwärts zwar ab, einer wesentlichen Steigerung der Produktion standen dann aber die größere Tiefe und die meist stärkere Trübung des Wassers entgegen. Die Veränderung der Landschaft durch den Menschen hat diese ursprünglichen Bedingungen jedoch in weiten Gebieten der Erde stark verändert. So fließen heute viele Bäche und Flüsse nicht mehr durch

Waldgebiete sondern durch offene Landschaften, was zu einer erheblichen Erhöhung ihrer Primärproduktion führen kann und gleichzeitig den Einfluß von außen deutlich vermindert. Dennoch bleibt allochthones Material in der Regel immer noch wesentlicher Bestandteil auch von zivilisatorisch beeinflussten Fließgewässern, selbst wenn man von der direkten Einleitung organischer Abwässer absieht.

Die erhöhte Primärproduktion der Fließgewässer nach Abholzung des sie umgebenden Baumbestandes drückt sich vor allem in ihren oberen, flachen Abschnitten in intensivem Makrophytenwachstum aus. Diese Makrophyten stehen aber zunächst den heterotrophen Gewässerorganismen nicht als Nahrungsquelle zur Verfügung. Ihre submersen Teile werden in lebendem Zustand fast gar nicht genutzt, die emersenen nur zu einem geringen Teil durch terrestrische Insekten. Erst nach ihrem Absterben gehen sie als Detritus in die Nahrungskette ein (STRASKRABA 1968; SCHWOERBEL 1972; HYNES 1975). Dieses Absterben, das in den gemäßigten Breiten vorwiegend im Herbst erfolgt, hat dann eine ähnliche Wirkung wie der Laubfall. Aber damit soll der Einfluß der Makrophyten auf Struktur und Funktion des Bachsystems während der Vegetationszeit auch nicht unterschätzt werden. Erwähnt seien nur die Verminderung der Fließgeschwindigkeit, die Auswirkungen auf Sauerstoff- und Kohlenstoffhaushalt, die erweiterten Besiedlungsmöglichkeiten für Mikroorganismen, die Abgabe gelöster organischer Substanzen.

III. Die untersuchten Gewässer

1. Das Untersuchungsgebiet

Die beiden untersuchten Bäche Rohrwiesenbach und Breitenbach liegen im Schlitzerland in Osthessen im Einzugsgebiet der Fulda im südlichen Teil des osthessischen Berglandes zwischen Vogelsberg und Rhön.

Geologisch gehört es zum Bereich des hessischen Buntsandsteingebietes. Nur stellenweise werden die Buntsandstein-Formationen von Basalt durchbrochen bzw. überlagert, an wenigen Stellen haben sich noch Muschelkalk-Reste erhalten. Darüber hinaus treten tertiäre und quartäre Sedimente auf, neben Kiesen, Sanden und Tonen auch Löß und Lößlehm (Geologische Karte von Hessen 1 : 25000, Blatt Lauterbach 1935, Blatt Schlitz 1965; KUPFAHL 1965; vgl. auch MEIJERING 1971, BREHM 1973, RINGE 1974).

Die Täler dieser Mittelgebirgslandschaft werden landwirtschaftlich genutzt, teilweise auch die weniger steilen Hänge und Kuppen. Etwa die Hälfte des Schlitzerlandes ist bewaldet, vor allem mit Nadelwäldern, Nadelmischwäldern und Nadel-Laubmischwäldern, weniger mit Laubwäldern und Laubmischwäldern (SEIBERT 1954).

Die Bergzüge erreichen eine maximale Höhe von fast 500 m, der tiefste Punkt in den Fuldaauen liegt bei etwas über 200 m.

2. Der Rohrwiesenbach

a) Bachlauf und Umgebung

Der Rohrwiesenbach ist, zumindest in dem untersuchten Bereich des Oberlaufes, zum überwiegenden Teil ein ausgesprochener Waldbach und ist daher, obwohl die Wälder forstwirtschaftlich genutzt werden, wesentlich naturnäher als der Wiesenbach Breitenbach.

Der Rohrwiesenbach hat seine Quelle, eine Helokrene, in der oberen, nördlichen Ecke der „Rimmelswiesen“ in einer Höhe von etwa 390 m üNN (ca. 9°29' östlicher Länge, ca. 50°42' nördlicher Breite). Er fließt etwa 1300 m in südöstlicher Richtung, dann zunächst in Richtung Osten, später Ost-Südosten. Etwa 3 km nach dem Abknicken in Richtung Osten mündet er in den Sengelbach, der nach weiteren ca. 2,5 km im Schloßpark von Schlitz auf einer Höhe von etwa 220 m üNN in die Schlitz mündet. Die letzten beiden Entfernungen sind nach dem Meßtischblatt (1 : 25000) geschätzt, die tatsächliche Länge unter Berücksichtigung der Windungen und Mäander dürfte etwas mehr betragen. Der Oberlauf (0—1435 m) wurde mit Hilfe eines Maßbandes in Länge und Breite ausgemessen.

Die ersten 325 m durchfließt der Bach die schon erwähnten Rimmelswiesen (s. Abb. 1), 60 m dieser Strecke sind verrohrt. Die Breite schwankt zwischen 0,06 und 0,45 m und liegt im Mittel bei 0,22 m; das durchschnittliche Gefälle beträgt etwa 9 %. Oberhalb der Quelle stehen Erlen und Weiden, sonst besteht der um-



Abb. 1. Rohrwiesenbach, Rimmelswiesen, im Vordergrund der Bach, in der oberen Ecke der Wiesen die Quelle.

Fig. 1. Rohrwiesenbach, meadows called "Rimmelswiesen", in the foreground the stream, the spring is in the upper corner of the meadows.

gebende Wald v. a. aus Rotbuchen mit wenigen Bäumen anderer Arten (u. a. Hainbuche, Bergahorn, Eiche, Fichte). Streckenweise fließt der Bach am Waldrand entlang, wo er erhebliche Mengen an allochthonem Pflanzenmaterial erhalten kann. In den in der Mitte der Wiese verlaufenden Strecken (s. Abb. 2) ist die Zufuhr von Laub zwar geringer, dafür geraten bei der Heumahd größere Mengen an Wiesenpflanzen in den Bach.

Nach der Durchquerung der Wiesen durchfließt der Rohrwiesenbach von Bach-m 325 bis Bach-m 935 einen Rotbuchenwald, der teilweise mit Fichten und anderen Laubbäumen durchmischt ist, — bis Bach-m 735 in tief eingeschnittenen Mäandern durch einen schon ziemlich alten Baumbestand (s. Abb. 3), anschließend nahezu geradlinig, ebenfalls tief eingeschnitten, durch einen noch recht jungen Bestand (Abschnitt im Hochwald: Länge 410 m, Bachbreite 0,35—1,74 m, mittlere Breite 1,09 m, Gefälle ca. 3 %; Abschnitt im Jungwald: Länge 200 m, Bachbreite 0,51—1,36 m, mittlere Breite 0,83 m, Gefälle ca. 6 %). Auf der Waldstrecke ist die allochthone Zufuhr von Laub besonders im Herbst sehr stark (vgl. Abb. 4), aber auch in den übrigen Jahreszeiten durchaus bedeutsam. Etwa bei Bach-m 600 mündet von links der ca. 150 m lange Kalkbach ein. Außerdem fließen einige kleinere Quellen dem Bach zu.

Unterhalb des Buchenwaldes weitet sich das bis dahin sehr enge V-Tal auf teilweise mehr als 50 m Breite. Von hier an begleiten wieder Wiesen die zahlreichen Mäander des Baches. An seinem Ufer stehen bis Bach-m 1325 Pappeln, Erlen und verschiedene Sträucher, so daß das Mähen der Wiesen den Bach hier kaum beeinflusst. Sein Charakter als Waldbach bleibt im wesentlichen erhalten (s. Abb. 5,6).



Abb. 2. Rohrwiesenbach, Untersuchungsstelle Rwb I in den Wiesen.

Fig. 2. Rohrwiesenbach, sampling station Rwb I in the meadows.



Abb. 3. Rohrwiesbach, Abschnitt im Buchenwald.
Fig. 3. Rohrwiesbach, stream section in the beech forest.



Abb. 5. Rohrwiesbach, Wiesenabschnitt mit Pappeln und Erlen an den Ufern.
Fig. 5. Rohrwiesbach, stream section between meadows with poplar and alder trees on the banks.

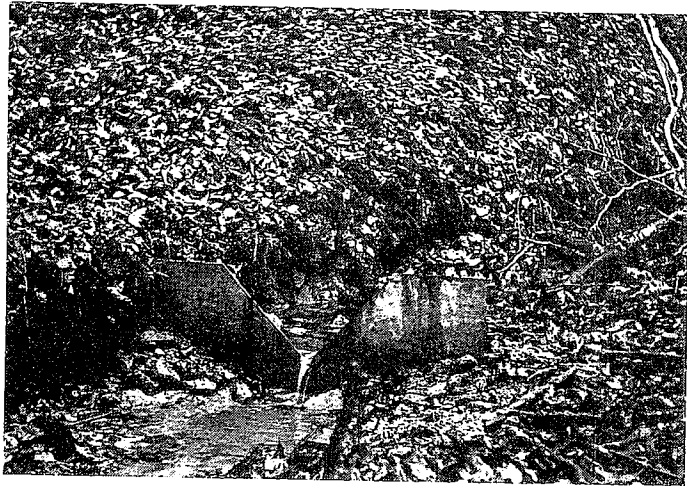


Abb. 4. Rohrwiesbach, Untersuchungsstelle Rwb II im Buchenwald.
Fig. 4. Rohrwiesbach, sampling station Rwb II in the beech forest.

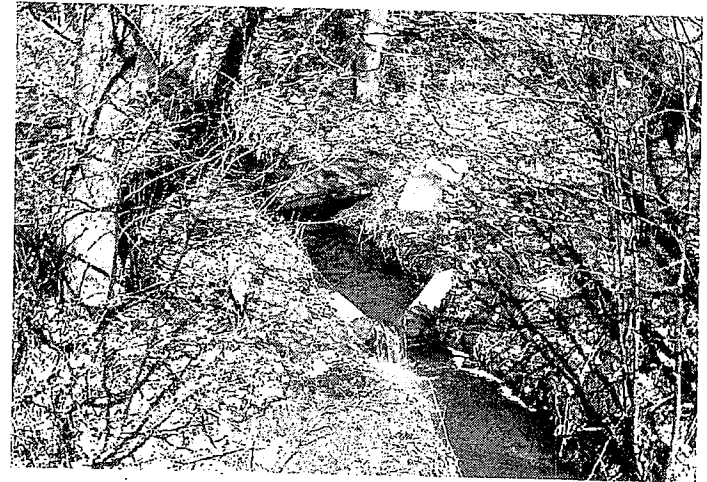


Abb. 6. Rohrwiesbach, Untersuchungsstelle Rwb III unter Pappeln und Erlen im Bereich der unteren Wiesen.
Fig. 6. Rohrwiesbach, sampling station Rwb III under poplar and alder trees in the region of the lower meadows.

(Wiesenabschnitt Bach-m 935—1325: Länge 390 m, Bachbreite 0,51—1,25 m, mittlere Breite 0,73 m, Gefälle ca. 3 %.)

Bei Bach-m 1325 mündet von rechts ein Seitenbach ein, der durch einen größeren Fischteich zeitweise erheblich beeinflusst ist. Von hier an fließt der bisher in südöstlicher Richtung verlaufende Bach in Richtung Osten. Bis Bach-m 1425 (bis dort liegen Bachvermessungen vor) und noch darüber hinaus wird der jetzt wieder recht geradlinig fließende Bach von Erlenbüschen begleitet (s. Abb. 7). In diesem



Abb. 7. Rohrwiesensch Bach, Untersuchungsstelle Rwb IV mit Erlenbüschen am Ufer im Bereich der unteren Wiesen.

Fig. 7. Rohrwiesensch Bach, sampling station Rwb IV with alder bushes on the banks in the region of the lower meadows.

Bereich können stellenweise schon eher als im vorhergehenden während der Mahd Wiesenpflanzen in den Bach geraten. (Wiesenabschnitt ab Bach-m 1325: Länge ca. 230 m (Messungen nur bis Bach-m 1425), Bachbreite 0,40—1,02 m, mittlere Breite 0,68 m, Gefälle ca. 4 %.)

b) Geologie

Der Rohrwiesensch Bach verläuft im oberen, untersuchten Bereich über Schichten des Oberen und Mittleren Buntsandsteins. Der nordöstlich gelegene Basaltschirm des Eisenbergs gehört teilweise zu seinem Einzugsgebiet. Unter der Basaltschicht haben sich tonige Süßwassersedimente des Miozäns und auch Muschelkalkreste erhalten. Diese besonderen geologischen Verhältnisse führen dazu, daß das Wasser des Rohrwiesensch Baches erhebliche Mengen an Elektrolyten, vor allem Kalk, enthält, — im Gegensatz zu den in den reinen Buntsandsteingebieten dieser Landschaft im allgemeinen ziemlich kalkarmen Wässern (vgl. BREHM 1974). Im Talgrund sind meist sandige bis tonige Sedimente des Alluviums abgelagert, in die grobe bis feine Sandsteine gemischt sind. (Geologische Karte von Hessen 1 : 25 000, Blatt Lauterbach 1935, Blatt Schlitz 1965; DIEHL 1935, KUPFAHL 1965; vgl. auch BREHM 1973, 1974; RINGE 1974)

c) Bachgrund, Vegetation

In seinem Lauf durch die Rimmelswiesen hat sich der Bach an den meisten Stellen in tonige bis lehmige Sedimente eingeschnitten, die hier auch in erster Linie den Bachgrund bilden. Sandiger Grund tritt nur selten auf. Gelegentlich liegen Sandsteine auf dem Boden des Baches oder im Boden.

Weiter unten, auf der Strecke im Buchenwald, bilden vor allem Sande und Kiese den Bachgrund. Darauf oder auch darin liegen Sandsteinstücke, gelegentlich bis zu einer Größe von mehreren dm. Größere Steine können dann, besonders bei niedriger Wasserführung, über die Wasseroberfläche hinausragen. Erst weiter unten, im Bereich der Wiesen mit baumbestandenem Ufer, bilden wieder in größerem Ausmaß tonige und lehmige Sedimente den Untergrund.

In der Vegetation des Rohrwiesensch Baches fehlen Makrophyten vollständig, die Primärproduktion wird ausschließlich von Algen geleistet.

d) Die Untersuchungsstellen

Am Rohrwiesensch Bach wurden 3 Haupt-Untersuchungsstellen eingerichtet, an denen jeweils direkt nacheinander Proben für die bakteriologischen, hydrologischen, physikalischen und chemischen Untersuchungen entnommen wurden. An allen 3 Entnahmestellen wurden Profile eingebaut, die nicht nur zur Messung der Wasserführung dienen, sondern die es gleichzeitig ermöglichten, die Proben zu entnehmen, ohne das Sediment aufzuwirbeln. Andernfalls hätte es oft, besonders bei geringer Wasserführung, erhebliche Verunreinigungen der Proben mit Sedimentpartikeln gegeben.

Entnahmestelle Rwb I befindet sich bei Bach-m 320, kurz bevor der Bach die Wiesen verläßt (Abb. 2). Entnahmestelle Rwb II wurde im Buchenwald kurz ober-

halb der Mündung des Kalkbaches bei Bach-m 580 eingerichtet (Abb. 4). Als Entnahmestelle Rwb III wurde ein bereits eingebautes Profil bei Bach-m 1325 gewählt (Abb. 6), an dem bereits früher Proben für chemische Untersuchungen entnommen wurden (BREHM in Vorb.).

Messungen zur Ermittlung der Primärproduktion und der CO₂-Dunkelfixierung wurden einige Meter oberhalb Rwb III durchgeführt. Unterhalb des für Emergenzuntersuchungen errichteten Gewächshauses (ILLIES 1972, RINGE 1974) bei Bach-m 1420 wurde die Untersuchungsstelle Rwb IV eingerichtet (Abb. 7), an der Untersuchungen zur Primärproduktion und zur CO₂-Dunkelfixierung, gleichzeitig mit der Erfassung physikalischer und chemischer Daten, vorgenommen wurden.

3. Der Breitenbach

a) Bachlauf und Umgebung

Der Breitenbach entspringt mit mehreren Rheo- und Helokrenen in einer Höhe von etwa 340—350 m üNN in der Gemarkung Michelsrombach (Kreis Fulda) (ca. 9°39' östlicher Länge, ca. 50°39' nördlicher Breite). Die ersten etwa 700 m des Bachlaufes tritt der Wald noch auf beiden Seiten mehr oder weniger dicht an den Bach heran; streckenweise bietet sich ein ähnliches Bild wie beim Buchenwaldabschnitt des Rohrwiesenbaches. Dann erweitert sich das bis dahin enge Tal auf



Abb. 8. Breitenbach, etwa 50 m vor der Mündung der Quellen bei Bach-m 2125. Der Bach fließt links in der Nähe des Waldes.

Fig. 8. Breitenbach, about 50 m above the mouth of the springs at stream-m 2125. The stream flows at the left near the wood.

etwa 30 m, bachabwärts wird es allmählich immer breiter. Zunächst begleiten Wiesen den Bach nur auf einer Seite, kurze Strecken ist er zwischendurch auf beiden Seiten von Wiesen umgeben, aber auch dann ist der Einfluß des Waldes an den Seitenhängen noch deutlich erkennbar (s. Abb. 8,9).

Nach 2125 m Bachlauf münden von beiden Seiten einige stark und ziemlich konstant schüttende Quellen (Limno- und Rheokrenen) ein (Bachabschnitt von Bach-m 1525 bis Bach-m 2125 = 600 m, Bachbreite 0,11—1,20 m, mittlere Breite 0,60 m, Gefälle ca. 3 %).

Diese Quellen am Mittellauf des Breitenbaches haben außer in Hochwasserzeiten, wenn der Oberlauf viel Wasser führt, den wesentlichen Anteil an der von hier an ausgeglichenen und nur langsam schwankenden Wasserführung. Etwa 100 bis 200 m unterhalb der Quellen biegt der bis dahin in Richtung Nord-Nordwest fließende Bach in Richtung West-Nordwest um. Er fließt jetzt meist in der Mitte der Wiesen (s. Abb. 10,11), die von Bach-m 2125 bis Bach-m 2445 mehrere Monate im Jahr als Viehweide genutzt werden. Der direkte Einfluß des Waldes ist nur noch gering, da der Bach in dem jetzt bis zu 100 m breiten Tal nur noch selten direkt am Waldrand oder in dessen Nähe fließt. (Bachabschnitt von Bach-m 2125 bis Bach-m 3010 = 885 m, Bachbreite 0,35—1,64 m, mittlere Breite 0,82 m, Gefälle ca. 3 %.)

Bis Anfang April 1974 mündete bei Bach-m 2800 das Abflußrohr aus einem wenig genutzten Fischteich. Vom optischen Eindruck her änderte sich an der Wasserqualität dadurch nichts, auch die Wasserführung wurde durch die Wasserent-

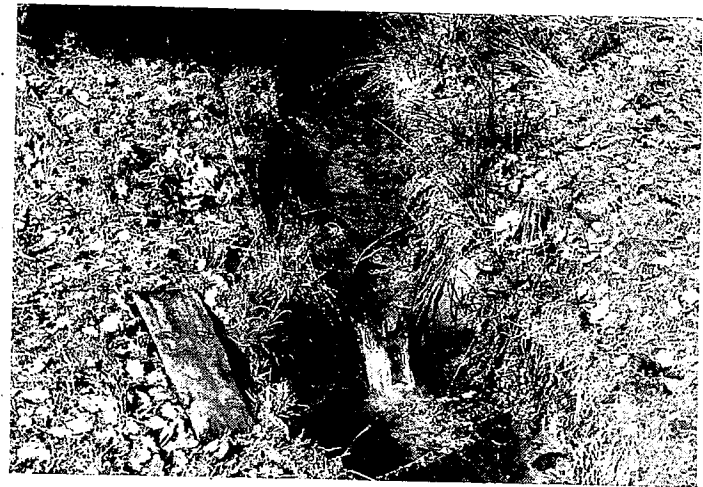


Abb. 9. Breitenbach, Untersuchungsstelle Btb I bei Bach-m 2105 etwa 20 m oberhalb des ersten Quellzuflusses.

Fig. 9. Breitenbach; sampling station Btb I at stream-m 2105 about 20 m above the first spring tributary.

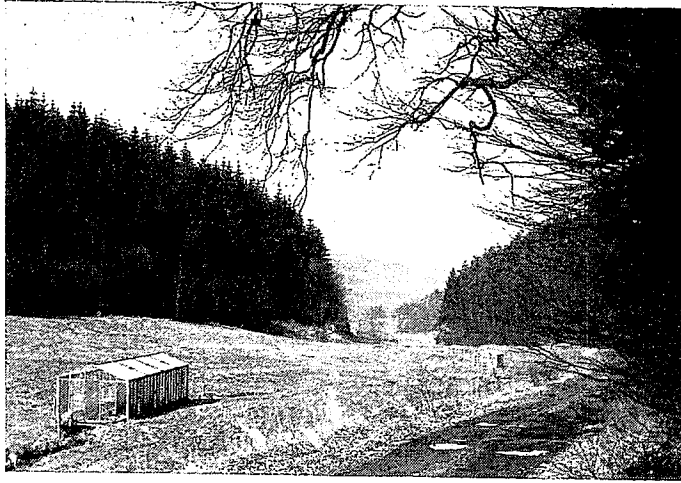


Abb. 10. Breitenbach, Untersuchungsstelle Btb II direkt oberhalb des Gewächshauses im Vordergrund, Untersuchungsstelle Btb III unterhalb des untersten Gewächshauses.
 Fig. 10. Breitenbach, sampling station Btb II is directly above the glasshouse in the foreground, sampling station Btb III downstream of the lowest glasshouse.

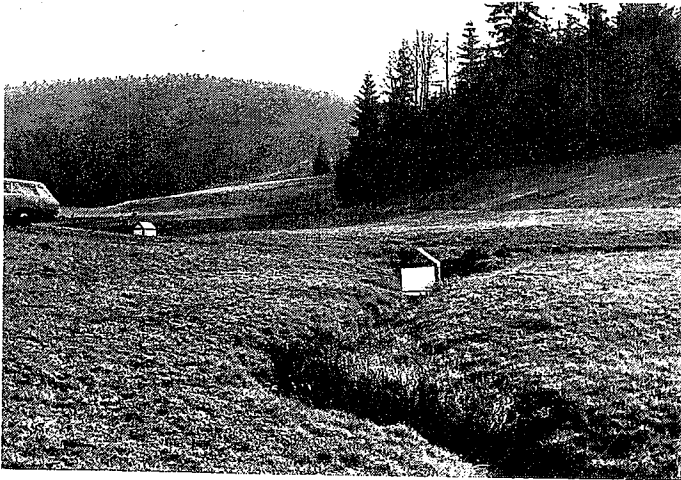


Abb. 11. Breitenbach, direkt oberhalb Untersuchungsstelle Btb II, Aufnahme im Herbst mit starker Makrophytenvegetation.
 Fig. 11. Breitenbach, directly above sampling station Btb II. Photo in the autumn with many macrophytes in the stream.

nahme bei Bach-m 2570 und die Rückfuhr nur unwesentlich verändert. Anfang April 1974 wurde der Fischteichabfluß um etwa 200 m bachabwärts verlegt.

Bachvermessungen wurden bis Bach-m 3010 vorgenommen, von dort fließt der Bach noch etwa 1 km (Entfernung auf Meßtischblatt 1 : 25000 geschätzt) in Richtung Westen, wo er in etwa 220 m Höhe üNN zwischen den Dörfern Pfordt und Fraurombach in die Fulda mündet.



Abb. 12. Breitenbach, Untersuchungsstelle Btb II, Aufnahme im Frühling, nur noch wenige Makrophytenreste.

Fig. 12. Breitenbach, sampling station Btb II. Photo in the spring with only some remainders of macrophytes.

b) Geologie

Der Breitenbach verläuft von der Quelle bis zur Mündung im Bereich des Mittleren Buntsandsteins. Der Talgrund besteht in seinem Oberlauf (bis zum Knick in Richtung West-Nordwest etwa bei Bach-m 2300) aus lehmigen Kiesen und Sanden des Alluviums, weiter unterhalb aus stellenweise tonigen Kiesen und Sanden, jeweils durchmischt mit Sandsteinen unterschiedlicher Größe. (Geologische Karte von Hessen 1 : 25000, Blatt Schlitz 1965; KUPFAHL 1965)

c) Bachgrund, Vegetation

Das Bachbett besteht im wesentlichen aus Sand, stellenweise treten Lehm- und Tonschichten auf. Zahlreiche Sandsteine liegen auf dem Grund, die im Oberlauf (bis Bach-m 2125) selten mehr als Faustgröße erreichen; weiter unterhalb sind

größere Brocken recht häufig. Auch findet man im unteren Bereich des Bachlaufes stellenweise Feinschlammablagerungen mit H_2S -Bildung.

Im Oberlauf wurden fast nur Algen als Primärproduzenten beobachtet, höhere Pflanzen traten nur selten auf. Erst unterhalb der Quellzuflüsse ab Bach-m 2150 beginnt eine oft sehr dichte Makrophytenvegetation. Häufige Pflanzen sind *Callitriche spec.*, *Spartanium ramosum*, *Phalaris arundinacea*, daneben wurden noch einige andere Angiospermen-Arten beobachtet sowie Leber- und Laubmoose.

d) Die Untersuchungsstellen

Es wurden 3 Untersuchungsstellen eingerichtet, an denen jeweils unmittelbar nacheinander Proben aus der fließenden Welle für bakteriologische, chemische und physikalische Untersuchungen entnommen wurden. An Entnahmestelle Btb I (s. Abb. 9) bei Bach-m 2105 direkt oberhalb der stark schüttenden Quellen wurde ein Profil eingebaut. Untersuchungsstelle Btb II befand sich direkt oberhalb des ersten für Emergenzmessungen errichteten Gewächshauses (ILLIES 1971) bei Bach-m 2775 (s. Abb. 11, 12). Hier gab es kein Meßprofil, die Probenentnahme aus der fließenden Welle war wegen des hohen Wasserstandes ohne Hilfsmaßnahmen möglich. Entnahmestelle Btb III bei Bach-m 2990 wurde wieder bei einem Meßprofil eingerichtet. Bei Btb III wurden die Untersuchungen Anfang April 1974 eingestellt, da durch die Verlegung des Fischteichabflusses die ursprünglichen Untersuchungsbedingungen verändert worden waren.

Profile zur Messung der Wasserführung gab es außer bei Btb I und Btb III noch etwa 150 m oberhalb Btb II bei Bach-m 2630 und am Abfluß einer der Limnokrenen bei Bach-m 2125. Bei Btb II wurden neben den an allen Entnahmestellen durchgeführten physikalischen, chemischen und bakteriologischen Untersuchungen Messungen zur Ermittlung der Primärproduktion durchgeführt.

IV. Methoden

1. Hydrologische, physikalische und chemische Parameter

Die Messungen von Wasserführung, Fließgeschwindigkeit und Wassertemperatur geschahen unmittelbar am Bach. Die Wasserproben für die Laboruntersuchungen wurden in Kühlbehältern sofort nach ihrer Entnahme ins Labor transportiert. Dort wurden alsbald pH-Wert, Leitfähigkeit und Säurebindungsvermögen bestimmt. Das für die weiteren chemischen Untersuchungen (Phosphat, Stickstoffkomponenten, COD mit $KMnO_4$ und $K_2Cr_2O_7$) benötigte Wasser wurde ebenfalls sofort nach der Anlieferung im Labor über Membranfilter von 0,45 μm Porenweite (Fa. Sartorius, Göttingen) filtriert und anschließend bei $-20^\circ C$ eingefroren. Hatte sich eine ausreichende Zahl von Proben angesammelt, so wurden sie mit Hilfe des Technicon Auto-Analyzers bezüglich der interessierenden Substanzen untersucht.

Die Wasserführung wurde mit Hilfe von rechtwinkligen Profilen aus Eternit oder Eisenblech ermittelt. Die Breite des Wasserspiegels beim Durchfluß durch das Profil wurde gemessen und hieraus die abfließende Wassermenge berechnet (BENEDETTO 1975). Die Fließ-

geschwindigkeit wurde an verschiedenen Stellen der Bäche mit einem Meßflügel der Firma E. Schiltknecht Ing. Sia, Gossau, Zh (Schweiz) gemessen. Außerdem wurde eine mittlere Fließgeschwindigkeit für den Wasserkörper ermittelt (gemeinsam mit J. BREHM), indem eine konzentrierte Lösung von NaCl punktförmig in den Bach eingebracht wurde und dann unterhalb dieser Stelle die Veränderung der Leitfähigkeit gemessen wurde.

Die Wassertemperatur wurde direkt im Bachwasser mit einem Quecksilberthermometer gemessen (Einteilung $0,1^\circ C$). Außerdem konnte auf kontinuierliche Registrierungen an den für Emergenzuntersuchungen errichteten Gewächshäusern zurückgegriffen werden (Thermographen der Firma Wilhelm Lamprecht KG, Göttingen, Typ 256). Die pH-Werte wurden mit einem Präzisions-pH-Meter, Typ 350/34, der Firma Knick, Berlin, mit einer Genauigkeit von $\pm 0,01$ Einheiten bestimmt. Die Leitfähigkeit wurde mit einem Leitfähigkeits-Meßgerät, Type LBR, der Wissenschaftlich-Technischen Werkstätten (WTW), Weilheim/Obb., gemessen. Zur Umrechnung der gemessenen Werte auf die Werte bei $20^\circ C$ wurde die Tabelle der „Temperatur-Korrekturfaktoren für die Leitfähigkeitsmessung“ der Deutschen Einheitsverfahren (1960) verwendet.

Das Säurebindungsvermögen (SBV) wurde mit $n/10$ oder $n/100 HCl$ gegen Methylorange als Indikator durch Titrieren von 100 ml Bachwasser bestimmt (SCHWOERBEL 1966). Aus den SBV- und pH-Werten wurden nach der Tabelle von HARVEY & RODHE (aus SCHWOERBEL 1966) die Konzentrationen des gesamten anorganischen Kohlenstoffs berechnet.

Das gelöste freie Phosphat wurde nach Reaktion mit Molybdänsäure und anschließender Reduktion der entstandenen Molybdatokieselsäure mit Ascorbinsäure photometrisch bestimmt (BREHM 1975). Nitrit wurde nach Reaktion mit Sulfanilsäure und α -Naphthylamin bestimmt. Die anderen N-Komponenten wurden mit Ninhydrin in gefärbte Verbindungen überführt. Dazu mußte Nitrat zu Ammonium reduziert werden. Bei der Berechnung der Nitratkonzentration mußten dann die analytisch miterfaßten anderen Stickstoffverbindungen berücksichtigt werden (BREHM 1975). Der Gehalt an gelösten organischen Substanzen wurde als chemischer Sauerstoffbedarf nach Oxidation mit $KMnO_4$ bestimmt (BREHM 1975); bei einigen Proben wurden außerdem Analysen mit $K_2Cr_2O_7$ durchgeführt (GOLTERMAN 1971).

2. Primärproduktion und CO_2 -Dunkelfixierung

Im Abstand von 4 Wochen, im Winter 6 Wochen, wurden an den Untersuchungsstellen Rwb III, Rwb IV und Btb II mit Hilfe der ^{14}C -Technik nach STEEMANN NIELSEN (1952, 1957) die Primärproduktion und die CO_2 -Dunkelfixierung der fließenden Welle und des Aufwuchses gemessen.

Die in der fließenden Welle transportierten Algen und Bakterien werden in dieser Arbeit häufig als „Plankton“ bezeichnet. Dabei handelt es sich natürlich nicht um eigentliches Bachplankton, das sich im Wasser schwebend entwickelt und vermehrt. Sowohl Bakterien, freie und mit Detrituspartikeln assoziierte, als auch Algen werden nur eine begrenzte Strecke vom fließenden Wasser mitgenommen und sedimentieren dann wieder. Allerdings ist bekannt, daß die Drift von Algen oft ein aktiver Vorgang mit starken tages- und jahreszeitlichen Schwankungen ist, der im Lebenszyklus dieser Algen von erheblicher Bedeutung sein kann (MÜLLER-HAECKEL 1976). Ein großer Teil der Bakterien und Algen in der fließenden Welle gehört zu den „benthopotamischen Planktonern“, wie nach NAUMANN (1931) „mit der Strömung mitgerissene Bodenformen“ genannt werden, während eupotamische, autopotamische und tycho- potamische Plankter (Bezeichnungen nach NAUMANN 1931) normalerweise nicht auftreten. So erscheint, trotz gewisser Bedenken, die Verwendung des Ausdrucks „Plankton“ für die im fließenden Wasserkörper eines Baches transportierten Algen und Bakterien durchaus gerechtfertigt.

a) Anwendung der Technik in Bächen

Zur Untersuchung des Aufwuchses wurde die von BACKHAUS (1967) vorgeschlagene Methode angewendet. Flache Steinplatten wurden mit Plastikfolie bespannt und für 6 Wochen auf dem Bachgrund ausgelegt. Nach den Erfahrungen von BACKHAUS (1967) ist die Besiedlung der Folien etwa nach 30 Tagen mit der natürlicher Substrate weitgehend identisch. Nach der Exposition wurden aus den Folien Scheibchen von etwa 25 mm Durchmesser ausgestanzt, die in dieser Größe gut in die Schälchen des Methan-Durchflußzählers passen. Jeweils 1 bis 2 Scheibchen wurden in eine Hell- und eine Dunkelflasche gebracht. Als Inkubationsgefäße wurden Reagenzgläser von ca. 15 cm Länge und ca. 3 cm Durchmesser gewählt. Die Dunkelflaschen waren mit schwarzer Farbe überzogen und während der Inkubation außerdem mit lichtundurchlässiger Folie umgeben. Die Gefäße wurden so im Bach befestigt, daß sie von der Strömung bewegt wurden. Eine kleine Luftblase in den Gläsern förderte dabei die Turbulenz. Innen am Stopfen der Gefäße war ein kleiner Plastikstift befestigt, der verhinderte, daß die Plasticscheibchen sich unter dem Stopfen festsetzten.

Die Untersuchung des Planktons wurde jeweils gleichzeitig mit den Aufwuchsuntersuchungen in gleichen Gefäßen vorgenommen.

b) Anorganischer Kohlenstoff im Versuchswasser

Zur Bestimmung des gesamten anorganischen Kohlenstoffs s. S. 477. Bei der Untersuchung der Aufwuchsfolien unter Verwendung von vor dem Versuch durch Membranfilter (0,2 µm Porenweite) filtriertem Wasser der jeweiligen Untersuchungsstelle wurden diese Bestimmungen mit ebenso behandeltem Wasser vorgenommen.

In jedes Versuchsgefäß wurde 1 ml einer ^{14}C -Lösung zu 99 ml Bachwasser gegeben (1 ml NaHCO_3 -Lösung $\triangleq 1 \mu\text{Ci}$, bezogen von: International Agency for ^{14}C Determination, Charlottenlund, Dänemark). Die Eichung der Lösung wurde durch Vergleich mit einer bereits mit dem Methan-Durchflußzähler geeichten ^{14}C -Glucose-Lösung im Szintillationszähler durchgeführt. Bei den Untersuchungen an den Entnahmestellen Rwb III und Rwb IV betrug die hinzugefügte Kohlenstoffmenge fast immer weniger als 1 % der natürlich vorhandenen; der Maximalwert lag bei 1,3 %. An Entnahmestelle Btb II machte die addierte Menge 2 bis 5 % der natürlichen aus. Das heißt, in allen Fällen wurden durch die Zugabe der ^{14}C -Lösung die natürlichen Bedingungen bezüglich der Kohlenstoffkonzentration nicht wesentlich verändert.

c) Behandlung der Proben nach der Inkubation

Nach der 24stündigen Inkubation wurde mit Formalin fixiert. Bei schwachem Unterdruck wurde das ganze Volumen der Planktonproben durch Membranfilter (alle Filter 0,2 µm Porenweite, 25 mm Ø, Fa. Sartorius, Göttingen) filtriert, anschließend wurde mit 10 ml destilliertem Wasser nachgewaschen. Vorversuche unter Verwendung von 0,005n HCl statt destillierten Wassers zum Nachwaschen (SCHWOERBEL 1966) oder die Anwendung von HCl-Dämpfen (VOLLENWEIDER 1969), um anorganisches Karbonat von Filtern bzw. Folien zu lösen, ergaben keine Veränderung der Ergebnisse, so daß darauf verzichtet wurde.

Die Folienplättchen wurden nach der Inkubation den Gefäßen entnommen und in Zähl-schälchen geklebt. Das überstehende Wasser wurde, wie die Proben der fließenden Welle, über Membranfilter filtriert, um die während der Inkubation von der Folie losgelösten Organismen zu erfassen. Allerdings war die Aktivität auf den Filtern in der Regel wesentlich geringer als die auf den Folien gemessene (maximal einige %).

Die getrockneten Filter und Plasticscheibchen wurden jeweils bis zum Erreichen von 10000 Counts im Methan-Durchflußzähler ausgewertet (Gerätekombination der Firma FRIESEKE & HOEPFNER GmbH, Erlangen-Bruck: Strahlungsmeßgerät FH 49, Automatischer Probenwechsler FH 448, Zeitdrucker FH 449).

d) Grenzen und Fehler der angewandten Methodik

Die Expositionszeit von jeweils 24 h begann zwischen 8 und 11 Uhr vormittags. Die grundsätzlichen Bedenken gegenüber derartig langen Flaschenversuchen sollen hier nicht wiederholt werden (s. dazu z. B. VOLLENWEIDER 1969; OVERBECK 1972c). Nicht erfaßt wurden die abgegebenen gelösten organischen Substanzen. Es ist nicht eindeutig geklärt, ob mit der ^{14}C -Methode die Netto- oder die Brutto-Produktion erfaßt wird. Bei einer Expositionszeit von 24 h wird aber allgemein davon ausgegangen, daß der ermittelte Wert der Nettoproduktion näher liegt als der Brutto-produktion (VOLLENWEIDER 1969; WESTLAKE 1965).

Spezielle Probleme ergeben sich aus der Anwendung der Methode in kleinen Fließgewässern. Die in natürlicher Umgebung vorhandene Turbulenz ist trotz der Aufhängung der Flaschen, die ihre Bewegung ermöglicht, erheblich eingeschränkt. Die Aufwuchsorganismen werden am natürlichen Standort von immer neuem Wasser überströmt. Die Organismen der fließenden Welle werden vom Wasser bachabwärts getragen und so immer neuen Verhältnissen ausgesetzt; sie können sich auf dem Grund festsetzen, andere werden stattdessen losgelöst. Überhaupt kann der Gehalt der fließenden Welle an Algen großen tageszeitlichen Schwankungen unterworfen sein (MÜLLER-HAECKEL 1966, 1967, 1971b, 1976), so daß eine einmalige Probenentnahme und Exposition für 24 h von daher schon mit erheblichen Fehlern behaftet ist. Allerdings ist im Vergleich zur Aufwuchsproduktion die planktische Produktion der Bäche sehr gering, so daß dieser Fehler bei der Ermittlung der Gesamtproduktion kaum ins Gewicht fällt.

Die Umrechnung der mit Hilfe der Folien ermittelten Aufwuchsproduktion auf die Bachfläche oder einen Bachabschnitt ist nicht ohne weiteres möglich. Im Breitenbach stellt sich das Problem der Makrophyten, die mit ihrer Oberfläche den Aufwuchsorganismen eine große Besiedlungsfläche zur Verfügung stellen. Die Produktion auf diesen Flächen wurde nicht erfaßt, genausowenig wie die Ausnutzung der gebotenen Flächen durch Organismen geprüft wurde oder die Zusammensetzung von Makrophytenaufwuchs und Aufwuchs auf Steinen bzw. Sediment verglichen wurde. Ebenso wurde die Makrophytenproduktion selbst nicht erfaßt. Zur Ermittlung einer Jahresbilanz können für diesen Teil der Primärproduktion daher nur Schätzwerte herangezogen werden.

Die Umrechnung der Folienergebnisse auf Sediment- und Steinoberfläche ist ebenfalls problematisch. Gegenüber der glatten Folieneroberfläche bieten die rauen Sediment- und Steinoberflächen mehr Besiedlungsmöglichkeiten. Andererseits ist diese Oberfläche zu einem Teil von Blättern oder abgestorbenen Makrophyten über-

deckt, und die Bestimmungsmöglichkeiten des Sediments sind durch häufige Umlagerungen sowohl des toten Pflanzenmaterials als auch des Sediments selbst eingeschränkt. Deshalb wurde die Aufwuchsproduktion pro m² bzw. dm² ausgehend von der Foliengfläche berechnet, ohne die effektiv produzierende Substratfläche zu ermitteln.

Die Untersuchung der Primärproduktion konnte nur orientierende Ergebnisse erbringen, eine genaue Ermittlung war nicht Ziel dieser Arbeit. Deswegen sollten die Einzelwerte auch nicht überbewertet werden. Allerdings dürften ihre Größenordnungen in der Regel durchaus richtig sein und auch die Werte der Jahresproduktion für eine erste orientierende Untersuchung ausreichend genau sein.

e) CO₂-Dunkelfixierung

Heterotrophe Bakterien decken einen Teil ihres Kohlenstoffbedarfs über anaplerotische Reaktionen, die den Tricarbonsäure-Zyklus mit C₄-Verbindungen auffüllen (KÖRNBERG 1966). KUSNETSOV & ROMANENKO (1966) nutzten diese „CO₂-Dunkelfixierung“ aus, um die Biomassenbildung heterotropher Bakterien zu bestimmen. Sie ermittelten im Rybinsk-Stausee, daß 6 % des Zuwachses an Biomasse, bezogen auf Kohlenstoff, aus dem freien CO₂-Vorrat gedeckt wird.

Anwendung fand diese Methode bei Meeresuntersuchungen (z. B. SOROKIN 1970, 1971; SOROKIN & KONOVALOVA 1973), mehrfach auch schon in Seen (OVERBECK 1971, 1972b; TILZER 1972; GRANBERG 1974; ANDERSON & DOKULIL 1977). Allerdings gilt die Methode noch nicht als abgesichert. Die Dunkelfixierung der Algen kann nicht ohne weiteres von der der Bakterien getrennt werden, und auch die Allgemeingültigkeit des 6 %-Wertes, der bei der Berechnung des bakteriellen Biomassenzuwachses zugrunde gelegt wurde, ist unsicher (OVERBECK 1972b; OVERBECK & DALEY 1973).

Bei den in Rohrwiesenschbach und Breitenbach vorgenommenen Untersuchungen spielt die CO₂-Dunkelfixierung der Algen bei den Proben aus der fließenden Welle keine so große Rolle wie bei den Aufwuchsproben. Verfälscht werden können die Werte auch durch bakterielle Aufnahme markierter, gelöster organischer Substanzen, die von den Algen während der Inkubation ausgeschieden werden.

Bei der Darstellung der Ergebnisse wurde auf eine Umrechnung der Werte der Dunkelfixierung auf eine Biomassenbildung mit dem 6 %-Wert oder einem anderen verzichtet, es wird nur die gemessene CO₂-Fixierung angegeben.

f) Berechnung der Ergebnisse

Die Berechnung der Primärproduktion der fließenden Welle erfolgte nach der Formel:

$$C_{\text{fixV}} = \frac{(I_{\text{hc}} - I_{\text{du}}) \cdot C_{\text{ges}} \cdot 1,06}{I_{\text{ges}}}$$

Es bedeuten:

C_{fixV} = fixierter Kohlenstoff (mg C/l),

C_{ges} = gesamter anorganischer Kohlenstoff (mg C/l),

I_{ges} = Zahl der hinzugegebenen Impulse,

I_{hc} = Zahl der in der Hellflasche aufgenommenen Impulse,

I_{du} = Zahl der in der Dunkelflasche aufgenommenen Impulse,

1,06 = Korrekturfaktor, um die schlechtere Aufnahme von ¹⁴C gegenüber ¹²C zu berücksichtigen.

Für die Berechnung der Dunkelfixierung wurde die entsprechende Formel angewendet:

$$C_{\text{fixV}} = \frac{I_{\text{du}} \cdot C_{\text{ges}} \cdot 1,06}{I_{\text{ges}}}$$

Für die Berechnung von Primärproduktion und CO₂-Dunkelfixierung des Aufwuchses wurden folgende Formeln verwendet:

$$C_{\text{fixF}} = \frac{(I_{\text{hc}} - I_{\text{du}}) \cdot C_{\text{ges}} \cdot V \cdot 1,06}{I_{\text{ges}} \cdot F}$$

$$C_{\text{fixF}} = \frac{I_{\text{du}} \cdot C_{\text{ges}} \cdot V \cdot 1,06}{I_{\text{ges}} \cdot F}$$

Darin bedeuten:

C_{fixF} = fixierter Kohlenstoff (mg C/dm²),

V = Flaschenvolumen (l),

F = Fläche des ausgestanzten Aufwuchsscheibchens (dm²).

3. Eintrag von partikulärer organischer Substanz

Die Menge an grobpartikulärem organischem Material, das in den Bach eingetragen wird, wurde in „Blattfallen“ bestimmt. Die Seiten der 0,2 × 0,2 m oder 0,3 × 0,3 m großen Fallen bestanden aus Holz, der Boden aus Nylongaze von 1 mm Maschenweite. Das je nach Jahreszeit wöchentlich bis 14tägig abgesammelte Material wurde im Labor gewaschen, sortiert und bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Am Breitenbach wurden die Fallen an 6 verschiedenen Stellen im Bach exponiert. Damit wurden Untersuchungen von BENEDETTO (1975), der diese Methode entwickelte, fortgesetzt. Im Rohrwiesenschbach wurden 10 Fallen ausgesetzt. Damit konnten in beiden Bächen die Unterschiede des Eintrags zwischen verschiedenen Stellen des Bachlaufes und der Gesamteintrag von grobpartikulärer organischer Substanz erfaßt werden.

Da die Blattfallen meist von Bachwasser umspült wurden, verlor das vorwiegend aus Blättern bestehende pflanzliche Material in der Zeit zwischen Einfall und Absammeln eine gewisse Menge an Substanz, vor allem durch Auslaugung wasserlöslicher Substanzen. Über das „leaching“, vor allem von Blättern, liegen einige Arbeiten vor (NYKVIST 1962, 1963; KAUSHIK & HYNES 1971; HYNES et al. 1974; PETERSEN & CUMMINS 1974), die zeigen, daß der Gewichtsverlust bei verschiedenen Arten sehr unterschiedlich sein kann. Dabei spielen auch Temperatur und chemische Beschaffenheit des Wassers eine Rolle.

Der größte Teil des eingetragenen Materials bestand aus Rotbuchenblättern (*Fagus sylvatica* L.), für die NYKVIST (1962, 1963) eine Gewichtsabnahme innerhalb 24 h von etwa 4 % ermittelte. Die folgenden 2 Wochen ergab sich dann kein wesentlicher Substanzverlust. Das stimmt mit Ergebnissen u. a. von KAUSHIK & HYNES (1971) überein, die für *Fagus grandifolia* EHRH. nach 24 h etwa 5–6 % Gewichtsverlust erhielten, der sich nach 12 Tagen nicht wesentlich vergrößert hatte. Entsprechende Ergebnisse, wenn auch mit anderen %-Zahlen, erhielten sie auch mit Blättern anderer Arten. BREHM (pers. Mitteilung) fand bei Laub von *Fagus sylvatica* L. nach 24stündiger Lagerung in destilliertem Wasser Gewichtsverluste von 5,7–7,8 %. Allerdings ist der Gewichtsverlust von Laub auch davon abhängig, wie lange es schon auf dem Boden lag, bevor es in den Bach gelangt (BREHM pers. Mitteilung).

Da ein allgemeingültiger Korrekturfaktor nicht angenommen werden kann und für Laub mehrerer der vorkommenden Baumarten, für Wiesenspflanzen, für Holz und andere Pflanzenteile keine Korrekturfaktoren bekannt sind, wurde auf eine Korrektur der ermittelten Trockengewichtswerte verzichtet.

Zum Vergleich der als g TS (Trockensubstanz) erhaltenen Daten mit den Werten der Primärproduktion, die auf Kohlenstoffbasis (g C) ermittelt wurden, werden die TS-Werte umgerechnet. Dabei wird, in Anlehnung an SAITO (1956), der Aschegehalt der Trockensubstanz mit 8 % angenommen und der Anteil von Kohlenstoff an der verbleibenden organischen Substanz mit 40 %.

V. Abiotische Faktoren (Ergebnisse und Diskussion)

1. Wasserführung und Fließgeschwindigkeit

In der Wasserführung unterscheiden sich die beiden untersuchten Bäche deutlich. Der Rohrwiesenbach, dessen Wasserführung im allgemeinen deutlich unter der des Breitenbachs liegt, zeigt erhebliche kurzzeitige Schwankungen nach starken und länger andauernden Regenfällen (Abb. 13). Die Hochwässer dauern oft nur einige Tage oder gar Stunden, können aber auch länger anhalten. Das Wasser ist bei niedriger Wasserführung leicht rotbraun (humusartig) gefärbt, bei starker Wasserführung verstärkt sich diese Färbung. Außerdem kommt dann noch ein Grauton durch die mitgeführten Tonpartikel hinzu, so daß nach heftigen Niederschlägen große, graubraune Wassermengen, die in Extremfällen sogar das Bachbett verlassen, zu Tal schießen. Die Quellschüttung hat nur in trockenen Zeiten wesentliche Bedeutung für die Wasserführung, in Zeiten mit Regenfällen dominiert der Zufluß von Oberflächenwasser an allen 4 Untersuchungsstellen.

Die Wasserführung im Breitenbach ist im Gegensatz zum Rohrwiesenbach wesentlich konstanter (Abb. 14). Die Schwankungen sind weniger extrem. Im Unterlauf werden sie vor allem durch die Schüttung der Quellen bei Bach-m 2125 und durch Grundwasserzuflüsse bestimmt. Der Oberlauf (bei Btb I) zeigt stärkere Schwankungen in der Wasserführung (Abb. 15) als der Unterlauf, oberflächige und oberflächennahe Zuflüsse scheinen eine größere Rolle zu spielen. Allerdings ist hier das Wasser wie auch im Unterlauf immer recht klar.

Tab. 1. Abflußdaten. (Bei Btb III liegen nur Werte bis März 1974 vor.)

	mittl. Wasserführung (l/sec)	gemessene Extremwerte		Abfluß 1. 8. 1973— 31. 7. 1974 (m ³)
		Min. (l/sec)	Max. (l/sec)	
Rwb I	0,83	0	9,95	26000
Rwb II	1,6	0,13	19,1	52000
Rwb III	2,4	0,35	27,9	75000
Btb I	1,9	0	10,6	61000
Btb II	8,7	4,05	23,8	270000
Btb III		4,39	23,7	

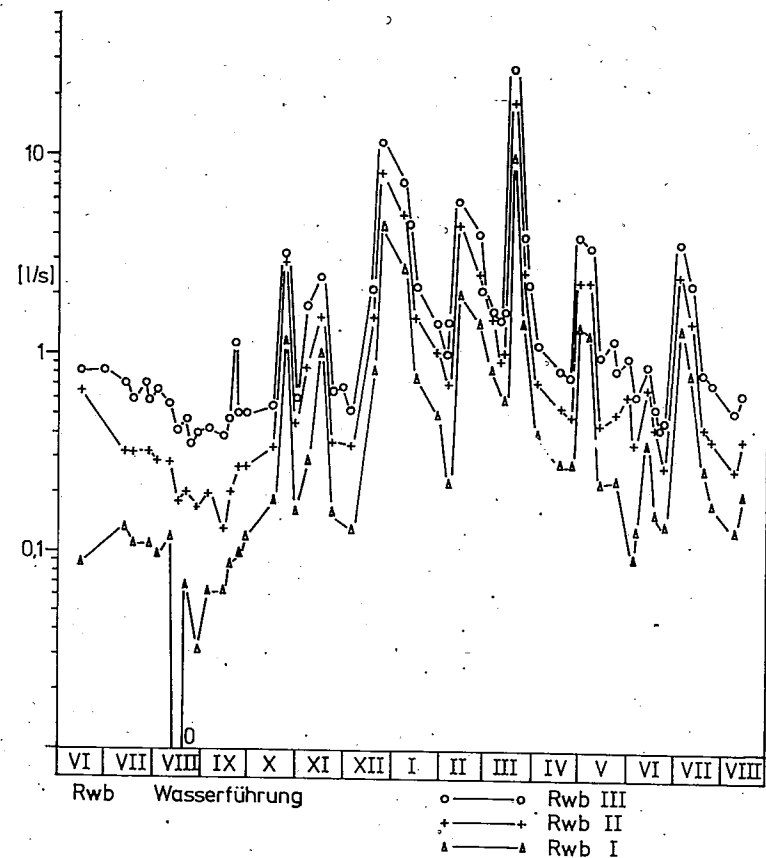


Abb. 13. Wasserführung im Rohrwiesenbach von Juni 1973 bis August 1974. Die Angabe „0“ bedeutet, daß kein Wasser vorhanden war.

Fig. 13. Stream discharge in the Rohrwiesenbach from June 1973 to August 1974. The figure „0“ indicates that there was no water in the stream.

Am 4. 7. 75 und am 8. 7. 75 wurden Messungen der Fließgeschwindigkeit mit einem Meßflügel vorgenommen. Die mittleren Geschwindigkeiten verschiedener Querschnitte eines Bachabschnitts können stark schwanken (Tab. 2). An Stellen mit starkem Pflanzenwuchs oder mit viel allochthonem Material (im Sommer vor allem Ästen) sank die Fließgeschwindigkeit bis auf Null. Besonders im Rohrwiesenbach gibt es zahlreiche Stellen, an denen sich der Bach tümpelartig erweitert und wo dann kaum meßbare Fließgeschwindigkeiten auftreten. An Engstellen gibt es gelegentlich sehr hohe Geschwindigkeiten. Auch bei stärkerer Wasserführung sind, vor allem im Rohrwiesenbach, wesentlich höhere Fließgeschwindigkeiten zu erwarten. Sie zu ermitteln, bestand aber keine Gelegenheit.

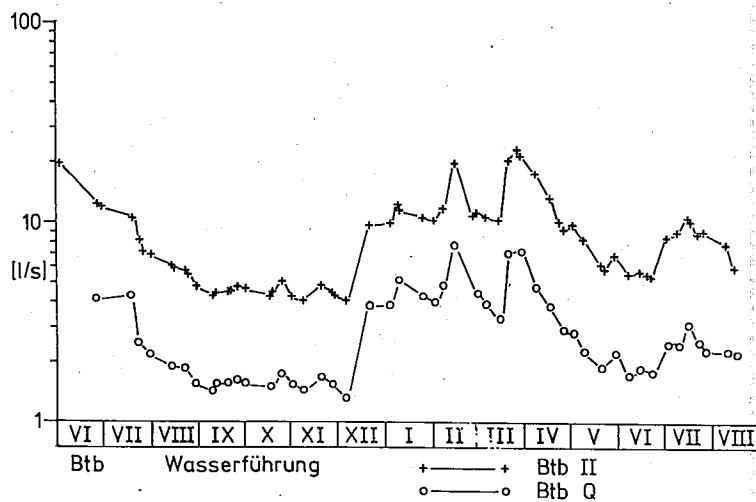


Abb. 14. Wasserführung im Breitenbach von Juni 1973 bis August 1974. Btb Q: Messungen am Abfluß einer der Quellen (Limnokrene) bei Bach-m 2125.
 Fig. 14. Stream discharge in the Breitenbach from June 1973 to August 1974. Btb Q: measurements at the outlet of one of the spring pools at stream-m 2125.

Die mit einem Meßflügel gewonnenen Werte sagen nicht unbedingt etwas über die mittlere Geschwindigkeit eines Wasserkörpers über eine längere Bachstrecke aus. Um diese zu ermitteln, wurde die mittlere Fließgeschwindigkeit einer Salzlösung bestimmt. Bei diesen einmalig durchgeführten Messungen ergaben sich für den Rohrwiesenbach Geschwindigkeiten von 1,9 bis 5,2 cm/sec, im Breitenbach wurden 18 cm/sec ermittelt.

Tab. 2. Mittlere Fließgeschwindigkeiten an verschiedenen Querschnitten eines Bachabschnittes.

	W (l/sec)	v _m (cm/sec)
Rwb I	0,067— 0,10	2,5—17
Rwb II	0,43 — 0,47	3,0—14
Rwb III	0,89 — 1,0	4,3—12
Btb I	3,9 — 4,7	22 —33
Btb II	12,0 —12,2	11 —40

An Engstellen gemessene maximale Geschwindigkeiten: Rwb II 50 cm/sec, Rwb III 45 cm/sec, Btb II 120 cm/sec. Es bedeuten: v_m mittlere Geschwindigkeit im Bachquerschnitt, W Wasserführung (Profilmessung).

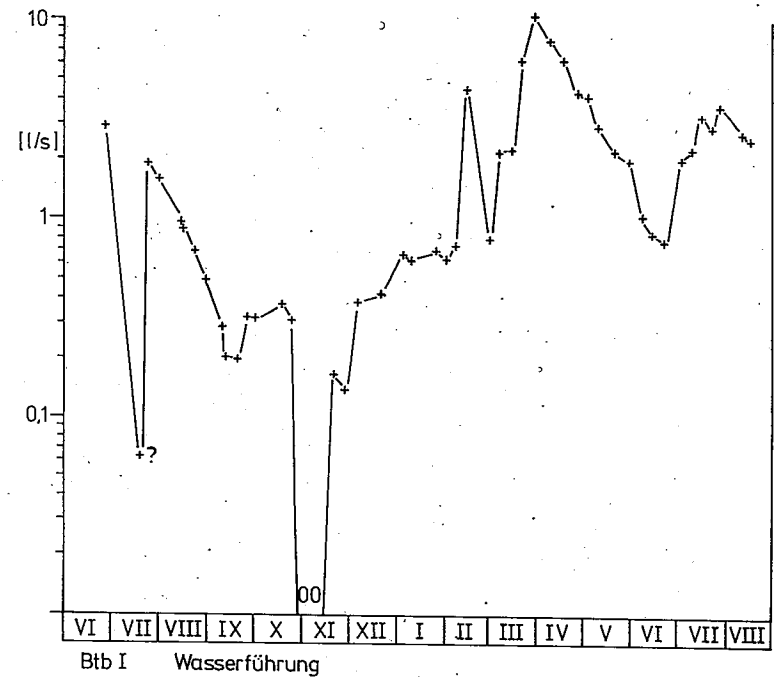


Abb. 15. Wasserführung im Breitenbach von Juni 1973 bis August 1974. „O“ s. Abb. 13.
 Fig. 15. Stream discharge in the Breitenbach from June 1973 to August 1974. „O“ see Fig. 13.

2. Wassertemperatur

Alle Temperaturmessungen in Rohrwiesenbach und Breitenbach erfolgten jeweils zwischen 7⁴⁵ und 8³⁰.

Im Rohrwiesenbach mit seiner meist geringen Wasserführung schwanken die Wassertemperaturen stark in Abhängigkeit von Lufttemperatur und Sonneneinstrahlung, und zwar an allen Untersuchungsstellen etwa in gleicher Weise. Als Maximalwert wurden gemessen 15,7°C (Rwb I), als Minimalwert 0,1°C (Rwb III).

Der Breitenbach hat in seinem Unterlauf (Untersuchungsstellen Btb II, Btb III) wegen seiner größeren Wasserführung und seiner Quellnähe wesentlich stabilere Temperaturverhältnisse. Die gemessenen Extremwerte sind 12,5°C (Btb II) und 4,8°C (Btb II). Der Oberlauf bei Btb I unterliegt durch seine geringere Wasserführung und größere Quellferne stärkeren Temperaturschwankungen. Hier wurden als Maximalwert 14,7°C, als Minimalwert 0,6°C gemessen.

Es muß erwähnt werden, daß der Sommer 1973 recht warm war, der folgende Winter ungewöhnlich milde und der Sommer 1974 ziemlich kühl.

3. pH-Wert und Leitfähigkeit

Der Rohrwiesenbach weist starke Schwankungen in seinen pH-Werten auf (Mittel- und Extremwerte s. Tab. 3). Das gleiche gilt für die Leitfähigkeit (Tab. 3). Auch im Breitenbach schwanken die pH-Werte erheblich, weniger die Leitfähigkeit. Die Werte des Oberlaufes (Btb I) liegen bei beiden Parametern meist unter denen des Unterlaufes (Btb II, Btb III). Leitfähigkeit und pH-Werte sind stellenweise mit der Wasserführung korreliert.

Tab. 3. pH-Wert und Leitfähigkeit ($\mu\text{S}_{20}/\text{cm}$), Mittel- (MW) und Extremwerte (Min. gemessener Minimalwert, Max. Maximalwert). Bei Btb III liegen nur Messungen bis März 1974 vor.

	pH		Leitfähigkeit		
	MW	Min. Max.	MW	Min.	Max.
Rwb I	8,06	7,36 8,52	409	188	529
Rwb II	8,14	7,43 8,52	354	182	475
Rwb III	8,12	7,33 8,50	364	173	472
Btb I	6,62	6,18 7,78	107	95	117
Btb II	7,07	6,56 7,77	115	109	124
Btb III		6,67 7,52		111	120

4. Anorganischer Kohlenstoff

Der Rohrwiesenbach ist als Folge der besonderen geologischen Verhältnisse ein kalkreiches Gewässer, legt man die Kalksystematik nach OHLE (1937) zugrunde. Bei Rwb III wurden SBV-Werte von 1,7 bis 6,0 mval/l, bei Rwb IV von 1,3 bis 4,3 mval/l gemessen. An Gesamtkohlenstoff (anorg.) ergaben sich Werte von 22 bis 73 mg C/l bei Rwb III und von 17 bis 53 mg C/l bei Rwb IV.

Der Breitenbach, der in einem reinen Buntsandstein-Gebiet entspringt, ist nach der Systematik von OHLE (1937) ein kalkarmes Gewässer mit SBV-Werten von 0,19 bis 0,44 mval/l bzw. Gesamtkohlenstoff-Werten von 4,3 bis 9,7 mg C/l.

5. Phosphat

Die Konzentration des gelösten Orthophosphats in Rohrwiesenbach und Breitenbach schwankt stark (Abb. 16, 17), und zwar kurzzeitig. Eine jahreszeitliche Tendenz ist nicht erkennbar. Dabei liegen die Konzentrationen im Rohrwiesenbach im Mittel unter denen des Breitenbachs (Tab. 4).

Tab. 4. Orthophosphat, Medianwerte (oben) und Extremwerte (unten) ($\mu\text{g P/l}$).

Rwb I	Rwb II	Rwb III	Btb I	Btb II	Btb III
16	22	18	19	45	—
3—62	4—67	4—53 (228)	4—78 (350)	14—67	8—65

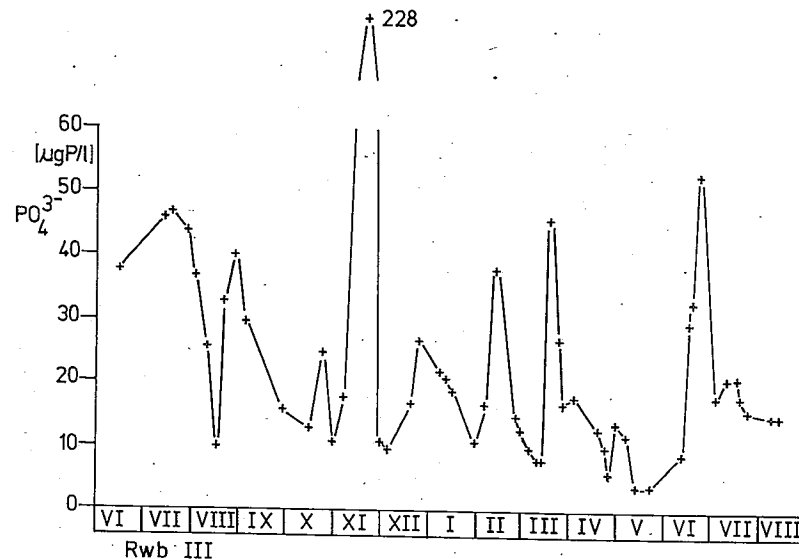


Abb. 16. Orthophosphat, Konzentration bei Rwb III, Juni 1973—August 1974.
Fig. 16. Orthophosphate phosphorus (PO_4^{3-}P), concentration at Rwb III, June 1973—August 1974.

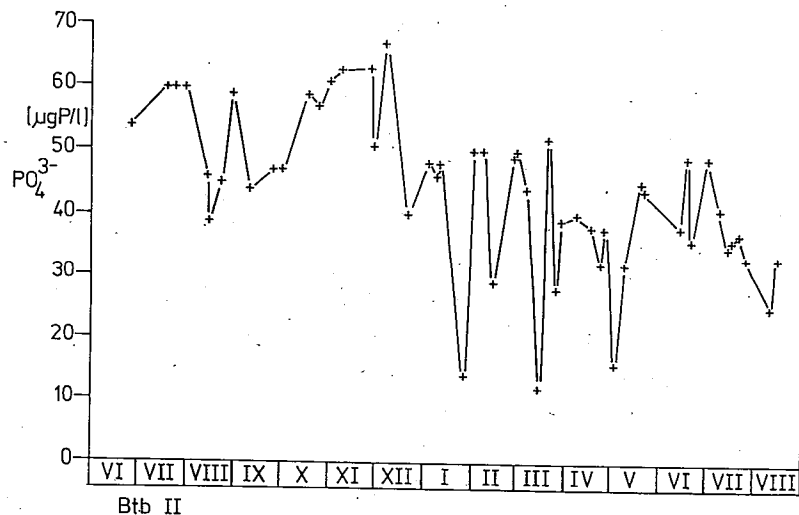


Abb. 17. Orthophosphat, Konzentration bei Btb II, Juni 1973—August 1974.
Fig. 17. Orthophosphate phosphorus, concentration at Btb II, June 1973—August 1974.

Die in Rohrwiesenbach und Breitenbach ermittelten Konzentrationen für Orthophosphat liegen deutlich unter den Werten, die DÜSING (1973) in der Fulda fand (ca. 200–5000 µg P/l). Dort lag allerdings eine starke Verunreinigung durch häusliche Abwässer vor. In Breitenbach und Rohrwiesenbach kann neben den natürlichen Faktoren geologischer und biologischer Art nur die Düngung der landwirtschaftlich genutzten Flächen den P-Haushalt der Bäche beeinflussen. Ein derartiger menschlicher Einfluß ist für den Breitenbach eher als für den Rohrwiesenbach zu erwarten. Die im Mittel höhere P-Konzentration im Breitenbach gegenüber dem Rohrwiesenbach braucht allerdings nicht unbedingt hierin begründet zu sein, es können auch geologische Ursachen vorliegen. Jedenfalls würde das den Daten von BREHM (1976), der für Quellen des Schlitzerlandes mit vorwiegend forstwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten Werte im Bereich von etwa 2–120 µg P/l angibt, nicht widersprechen.

MÜLLER-HAECKEL (1965) ermittelte für den Unterlauf des Breitenbaches in den Jahren 1962 und 1963 ähnlich hohe Werte (0,04–0,08 mg P/l), wie sie in dieser Untersuchung gefunden wurden.

6. Stickstoff-Verbindungen

Die Konzentration der Gesamtmenge der untersuchten anorganischen Stickstoff-Verbindungen kann stark schwanken (Tab. 5). Die Werte im Breitenbach übertreffen im allgemeinen die im Rohrwiesenbach erheblich. Deutlich ist das Minimum im Herbst zur Zeit des Laubfalls, das vor allem an den stark von allochthonem Material beeinflussten Bachstrecken bei Rwb II, Rwb III und Btb I auftritt. Weniger ausgeprägt ist es an den anderen 3 Entnahmestellen im Wiesengelände. Über mehrere Wochen nimmt im Rohrwiesenbach bachabwärts die Gesamtmenge des transportierten Stickstoffs ab (Abb. 18), was nur mit einer Aufnahme von N-Verbindungen durch Bachorganismen zu erklären ist. Es ist bekannt, daß Pilze und Bakterien, die sich auf im Wasser liegendem Laub entwickeln, Stickstoff-Verbindungen aus dem Wasser aufnehmen (HYNES & KAUSHIK 1969; KAUSHIK & HYNES 1971; MATHEWS & KOWALCZEWSKI 1969). In den weniger stark allochthon beeinflussten Bachabschnitten des unteren Breitenbaches ist dieser Effekt entsprechend weniger deutlich.

Nitrat stellt meist die Hauptmenge der 3 untersuchten N-Verbindungen (Tab. 5), und so ergeben sich hierfür weitgehend die gleichen Tendenzen wie für die Summe der anorganischen Stickstoff-Verbindungen. Das herbstliche Minimum tritt wieder auf. Es ist sogar noch ausgeprägter, da im Rohrwiesenbach und im oberen Breitenbach bisweilen kein Nitrat mehr nachweisbar ist. Die Nitrat-Minima stehen in der Regel in Zusammenhang mit dem Vorkommen größerer Mengen an leicht abbaubaren organischen Substanzen und herabgesetzten Sauerstoffkonzentrationen, die beim Abbau von organischen Substanzen in stark allochthon beeinflussten Bachabschnitten auftreten können (CHASE & FERULLO 1957; HALL 1972; SLACK & FELTZ 1968).

Tab. 5. N-Verbindungen, Median-(M), Minimal- (Min) und Maximalwerte (Max), jeweils µg N/l. Für Btb III liegen nur Werte bis März 1974 vor.

	NH ₄ ⁺			NO ₃ ⁻		
	M	Min	Max	M	Min	Max
Rwb I	35	10	148	2,1	0,6	9,5
Rwb II	21	7	107	2,1	0,6	12,8
Rwb III	36	8	105	3,8	0,9	25
Btb I	16	0	160	1,9	0,6	10,9
Btb II	19	0	70	1,3	0,4	4,5
Btb III	—	0	58	—	0,2	4,8

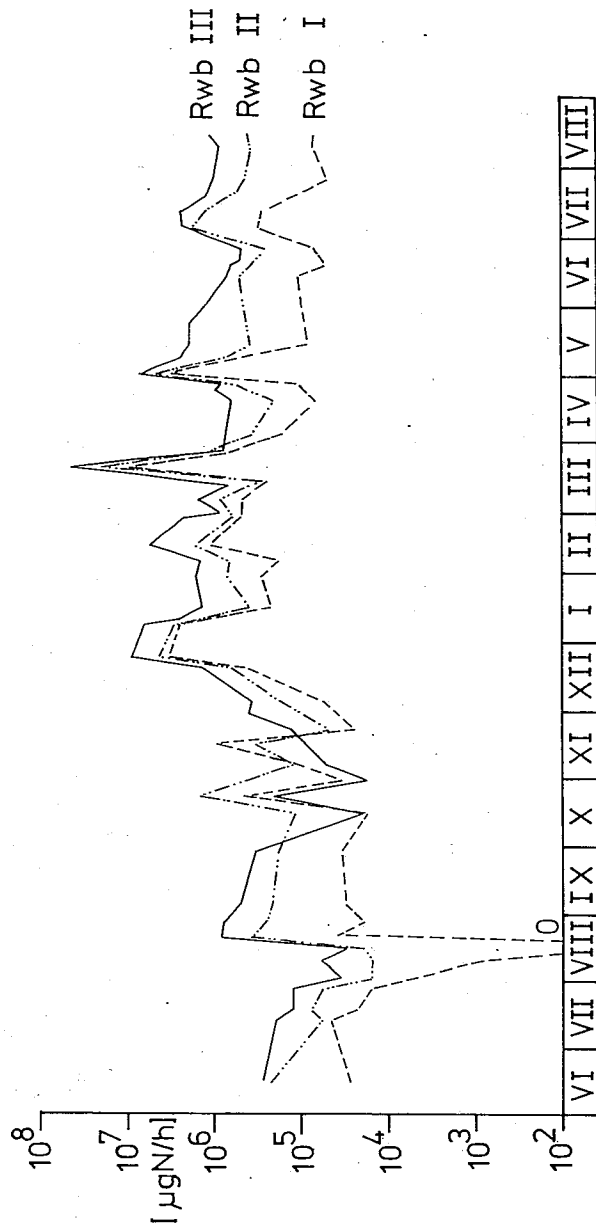
	NO ₃ ⁻			N _{ges}		
	M	Min	Max	M	Min	Max
Rwb I	70	0	530	105	11	580
Rwb II	100	0	490	140	15	540
Rwb III	160	0	490	200	9	540
Btb I	420	0	1130	490	18	1140
Btb II	580	200	1210	595	210	1220
Btb III	—	200	1230	—	210	1240

Für Nitrit ergaben sich die niedrigsten Werte der 3 untersuchten Stickstoff-Verbindungen (Tab. 5).

Die Ammonium-Konzentrationen liegen in der Regel zwischen den Werten für Nitrit und Nitrat (Tab. 5), können aber gelegentlich, besonders im Herbst, die Nitratwerte übertreffen. Maxima der Ammonium-Konzentrationen treten im Herbst an allen 6 Untersuchungsstellen auf, besonders deutlich an den stark allochthon beeinflussten (Rwb I–III, Btb I). Bei Btb I ist die NH₄⁺-Konzentration sogar direkt mit der Konzentration der gelösten organischen Substanz korreliert (r = 0,86, P < 0,001). Im Rohrwiesenbach wird diese Beziehung wahrscheinlich durch die starke Abhängigkeit der Konzentration der gelösten organischen Stoffe von der Wasserführung verdeckt.

Die für die 3 anorganischen Stickstoff-Verbindungen in Rohrwiesenbach und Breitenbach ermittelten Konzentrationen liegen in der Regel deutlich unter den Werten, die DÜSING (1973) und BREHM (1975) im durch häusliche Abwässer erheblich verunreinigten Abschnitt der Fulda unterhalb der Stadt Fulda fanden. Die Nitratwerte liegen im unteren Bereich der von BREHM (1974, 1976) in Quellen des Schlitzerlandes ermittelten Konzentrationen. Dagegen wurden die Ammonium- und Nitritwerte der Quellwässer meist von den Daten der Bäche übertroffen.

Die Unterschiede in der Konzentration der Summe der untersuchten anorganischen N-Verbindungen zwischen den verschiedenen Entnahmestellen könnten möglicherweise durch die verschiedenartige Nutzung der Einzugsgebiete bedingt



Rwb Fracht $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$

Abb. 18. Rohrwiesenbach, Gesamt- N_{anorg} Fracht, Juni 1973—August 1974. „O“ bedeutet: Bachbett trocken.

Fig. 18. Rohrwiesenbach, total inorganic nitrogen, load, June 1973—August 1974. „O“ indicates: stream bed without water. During October and November the load at Rwb I and Rwb II exceeds the load at Rwb III.

sein (vgl. V. 5 Phosphat). Da aber selbst die höchsten Werte im Breitenbach noch im unteren Bereich der Werte liegen, die BREHM (1974, 1976) in Quellwässern dieses Gebietes fand, kann eine Abwägung der Bedeutung von landwirtschaftlichem und geologischem Einfluß zunächst nicht erfolgen.

7. Gelöste organische Substanz

Die Konzentration der gelösten organischen Substanz wurde durch Reduktion von KMnO_4 - und $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ -Lösungen ermittelt. Fast alle Proben wurden auf ihre Oxidierbarkeit mit KMnO_4 analysiert (hier als COD/Mn bezeichnet; COD = chemical oxygen demand). Ein großer Teil wurde außerdem noch mit $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ untersucht (hier als COD/Cr bezeichnet). Zunächst sollen nur die Analysen mit KMnO_4 diskutiert werden, da sie praktisch vollständig vorliegen. Anschließend folgt ein Vergleich mit den COD/Cr-Werten.

a) Ergebnisse

Die Schwankungen im KMnO_4 -Verbrauch (COD/Mn) im Laufe des Jahres gehen aus Abb. 19 hervor. Im Rohrwiesenbach ist keine deutliche jahreszeitliche Dynamik zu erkennen. Die kurzfristigen Schwankungen gehen mit denen der Wasserführung parallel. Die Frachten zeigen die gleichen zeitlichen Schwankungen wie die Konzentrationen, nur deutlich verstärkt.

Im Breitenbach gibt es bei den Untersuchungsstellen Btb II und Btb III keine deutliche jahreszeitliche Dynamik. Die Schwankungen sind sehr gering. Auch bei Btb I sind die Schwankungen meist nicht groß. Nur im Herbst tritt ein deutliches Maximum auf. Abgesehen von dieser Jahreszeit liegen die Werte von Btb I in der gleichen Größenordnung wie bei Btb II und Btb III. Bei den geringen Schwankungen in Konzentration und Wasserführung ergeben sich für die transportierte Fracht nicht so starke Schwankungen wie im Rohrwiesenbach. Auch bei Btb I gibt es kein aus-

Tab. 6. Gelöste organische Substanz, Median- und Extremwerte. (Bei Btb III liegen nur Werte bis März 1974 vor.)

a) COD/Mn, Medianwerte (oben) und Extremwerte (unten) (mg KMnO_4 -Verbrauch/l):

Rwb I	Rwb II	Rwb III	Btb I	Btb II	Btb III
11,2	8,8	8,7	5,6	3,6	—
6,6—27,6	5,4—26,7	5,1—27,4	3,2—26,4	1,6—5,6	2,4—6,8

b) COD/Cr, Medianwerte (oben) und Extremwerte (unten) (mg C/l):

Rwb I	Rwb II	Rwb III	Btb I	Btb II	Btb III
3,7	3,4	3,3	2,2	2,1	—
1,6—7,5	0,9—8,0	0,8—6,7	0,4—7,4	0,5—3,5	1,2—4,1

geprägtes herbstliches Maximum — trotz hoher Konzentrationen —, denn die Wasserführung war zu dieser Zeit sehr gering. Zeitweise war der Bach hier sogar ausgetrocknet.

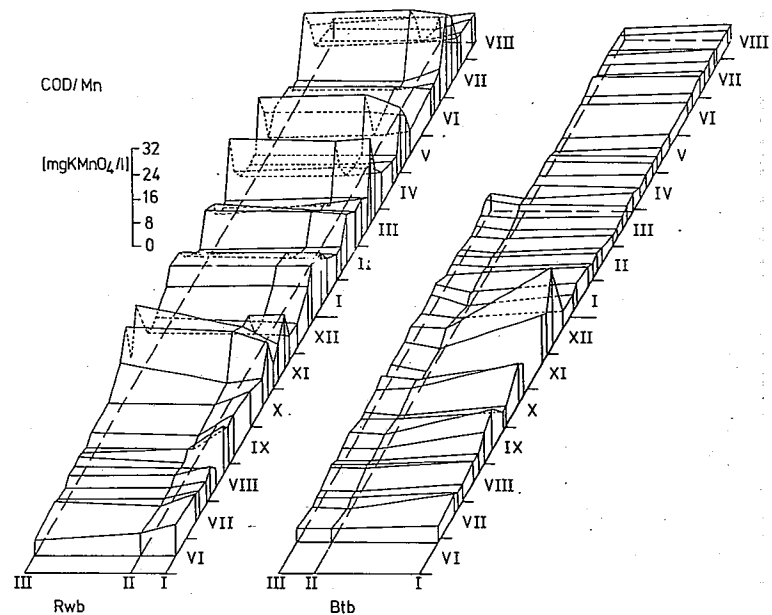


Abb. 19. Gelöste organische Substanz, gemessen mit KMnO_4 (COD/Mn), Konzentration, Juni 1973—August 1974. Die Ziffern an der Schmalseite geben die Untersuchungsstellen an, die an der breiten Seite die Monate. Die Lücken bei Rwb I (VIII 1973) und Btb I (X/XI 1973) zeigen, daß die Bäche hier ausgetrocknet waren.

Fig. 19. Chemical oxygen demand, measured with KMnO_4 (COD/Mn), concentration, June 1973—August 1974. The figures at the narrow sides indicate the sampling stations, the figures at the long sides the months. The breaks at sampling stations Rwb I (VIII 1973) and Btb I (X/XI 1974) show that the stream beds were dry during these times.

Die Analysen mit $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (Tab. 6) ergeben für den Rohrwiesenbach vergleichbare Tendenzen, dagegen Unterschiede für den Breitenbach. Die jahreszeitlichen Schwankungen der Konzentrationswerte, die mit $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ bestimmt wurden, entsprechen bei Btb I noch ungefähr denen, die mit KMnO_4 ermittelt wurden. Größere Unterschiede, vor allem in bezug auf Schwankungen im Jahresverlauf, treten dagegen bei Btb II und Btb III auf.

b) Diskussion der COD/Mn-Werte

Im Rohrwiesenbach zeigt der Verlauf der Konzentrationswerte der gelösten organischen Substanz, gemessen als KMnO_4 -Verbrauch, keine deutliche jahreszeitliche Dynamik (Abb. 19). Die kurzfristigen Konzentrationsschwankungen stehen in Beziehung zur Wasserführung. Bereits FISHER & LIKENS (1972, 1973) beobachteten im Bear Brook, einem Waldbach im Nordosten der USA, daß mit steigender Wasserführung auch die Konzentration an gelösten organischen Substanzen anstieg und berechneten dafür eine Gleichung der Form

$$\log \text{DOC} = a \cdot \log W + b$$

(DOC = dissolved organic carbon, W = Wasserführung). Diese Beziehung konnte auch im Rohrwiesenbach beobachtet werden (Abb. 20). Sie ist hier sogar noch besser gesichert, als FISHER & LIKENS (1973) für den Bear Brook angeben.

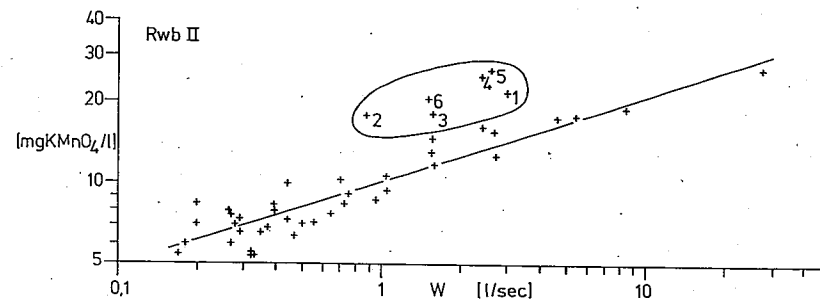


Abb. 20. Rwb II, COD/Mn in Beziehung zur Wasserführung (W). 1: 23. 10. 73, 2: 6. 11. 73, 3: 15. 11. 73, 4: 30. 4. 73, 5: 4. 7. 74, 6: 11. 7. 74. Kurve ohne Berücksichtigung der Punkte 1—6 ermittelt.

Fig. 20. Rwb II, relationship between COD/Mn and stream discharge (W). Extraordinary high values of COD/Mn are marked by figures 1—6, 1: 23. 10. 73, 2: 6. 11. 73, 3: 15. 11. 73, 4: 30. 4. 73, 5: 4. 7. 74, 6: 11. 7. 74. The curve was calculated without considering the values 1—6.

Abweichungen von dieser Beziehung gibt es vor allem im unteren Konzentrationsbereich. Wahrscheinlich ist die angewandte Methodik gerade in diesem Bereich kleiner Konzentrationen mit dem größten Fehler behaftet. Ob damit allerdings alle hier vorkommenden Abweichungen erklärt sind oder ob die Konzentration der gelösten organischen Substanz bei geringer Wasserführung wieder ansteigt, wie es sich bei Rwb I andeutet, kann bei den wenigen vorhandenen Daten nicht geklärt werden.

Einige Werte liegen deutlich höher, als bei der entsprechenden Wasserführung eigentlich zu erwarten wäre. Das sind in erster Linie die im Herbst zur Zeit des Laubfalls ermittelten. Ein Teil der organischen Substanzen von Blättern ist leicht löslich (NYKVIST 1962, 1963; KAUSHIK & HYNES 1971; WETZEL & MANNY 1972; PETERSEN & CUMMINS 1974), was sich sofort in der erhöhten Konzentration dieser Substanzen im Bachwasser bemerkbar macht. Dieser Effekt wurde besonders an den Untersuchungsstellen Rwb II und Rwb III beobachtet. Bei Rwb I, der in einem Wiesengelände liegenden Entnahmestelle, war er weniger ausgeprägt.

NYKVIST (1963) gibt an, daß der innerhalb 24 h lösliche Extrakt von Laub je nach Baumart zu 4,5 bis 9,1 % aus Glucose und zu 1,1 bis 7,7 % aus Fructose besteht, was 0,3 bis 0,9 % bzw. 0,2 bis 0,5 % der Trockensubstanz der Blätter entspricht. Nach 4 Tagen aeroben Abbaus waren bei Glucose noch maximal 0,8 % (bezogen auf die Gesamtmenge des frischen Laubextraktes) vorhanden, bei Fructose waren nur noch Spuren nachweisbar. Der Gehalt des frischen Laubextraktes an Monosacchariden übersteigt deutlich den Anteil, den diese Substanzen an der gelösten organischen Substanz des Bodens normalerweise haben (GUPTA 1967). Diese Ergebnisse stützen die Vermutung, daß zur Zeit des Laubfalls größere Mengen leicht abbaubarer organischer Stoffe im Bachwasser gelöst sind als zu anderen Jahreszeiten.

Erhöhte Konzentrationen wurden auch noch bei 2 weiteren Gelegenheiten beobachtet, zuerst Ende April 1974, als es nach langer Trockenperiode (fast 1 Monat) erstmals wieder regnete und bei steigender Wasserführung Proben entnommen wurden. Die zweite Gelegenheit, bei der erhöhte Konzentrationswerte der gelösten organischen Substanz gemessen wurden, war nach der Heuernte Anfang Juli 1974, was allerdings nicht in den Darstellungen des Eintrags von allochthonem Material zum Ausdruck kommt. Es ist aber nicht nur das in den Bach gefallene Heu, aus dem Substanzen freigesetzt werden, sondern bei Regenfällen, wie sie seinerzeit unmittelbar nach der Heuernte einsetzen, werden auch organische Substanzen aus den Pflanzenresten, die noch auf den Wiesen liegen, gelöst und gelangen in den Bach. Aus Wiesenpflanzen, die ja in voller Vegetation gemäht werden, können sicher mehr organische Substanzen freigesetzt werden als aus der gleichen Menge an abgefallenem Laub, aus dem große Teile für die Pflanze wertvoller Substanzen vorher entnommen wurden. Demnach würde, um die gleiche Menge an gelösten organischen Stoffen freizusetzen, weniger Trockensubstanz von Wiesenpflanzen als von abgefallenem Laub benötigt.

Für die Berechnung der Kurven wurden die nach oben abweichenden Werte nicht berücksichtigt (vgl. Abb. 20):

$$\text{Rwb I} : \log \text{DOC} = 0,215 \cdot \log W + 1,135 \quad (r = 0,84, P < 0,001),$$

$$\text{Rwb II} : \log \text{DOC} = 0,315 \cdot \log W + 1,012 \quad (r = 0,93, P < 0,001),$$

$$\text{Rwb III} : \log \text{DOC} = 0,347 \cdot \log W + 0,938 \quad (r = 0,87, P < 0,001).$$

In den Gleichungen sind: W = Wasserführung (l/sec), DOC = „dissolved organic carbon“, gemessen als KMnO_4 -Verbrauch (COD/Mn) (mg KMnO_4 -Verbrauch/l).

Diese Beziehung der Konzentration der gelösten organischen Substanz zur Wasserführung läßt sich dadurch erklären, daß bei Regenfällen organische Substanzen aus dem Boden und aus auf dem Boden liegendem Laub gelöst und in den Bach transportiert werden. Darüber hinaus wird bei steigendem Wasserstand Laub vom Uferstrand in das Wasser geschwemmt, so daß auch hieraus jetzt organische Substanzen gelöst werden können. Außerdem werden bei steigender Wasserführung die Ansammlungen von Blättern im Bach zerstört, und die dort oft stark angereicherten gelösten organischen Substanzen erhöhen die Konzentration in der fließenden Welle. Diese Effekte können unter besonderen Bedingungen (Laubfall, Heuernte) verstärkt auftreten.

Der Vergleich der 3 Untersuchungsstellen (Abb. 19) zeigt, daß bei geringer Wasserführung das Maximum der Konzentration bei Rwb I liegt. Bei hoher Wasserführung ist das Minimum bei Rwb I, über Rwb II zu Rwb III steigt die Konzentration dann im allgemeinen an.

Untersuchungsstelle Btb I zeigt keine großen Schwankungen der Konzentration der gelösten organischen Substanz (Abb. 19). Auszunehmen ist dabei allerdings die herbstliche Laubfallzeit, wo deutlich höhere Werte auftreten, die auch vorher schon, Anfang September nach der letzten Heuernte, gemessen wurden. Im Schnitt liegen die Werte deutlich unter denen des Rohrwiesenbaches (Btb I: 5,6 mg KMnO_4 -Verbrauch/l, Rwb I—Rwb III: 11,2—8,8—8,7 mg KMnO_4 -Verbrauch/l, jeweils Medianwerte), sind aber höher als bei Btb II und Btb III (Btb II: 3,6 mg KMnO_4 -Verbrauch/l als Medianwert). Die Werte, die MÜLLER-HAECKEL (1965) in den Jahren 1963 und 1964 im Bereich von Btb II ermittelte, waren nur wenig höher (3,1 bis 9,0 mg KMnO_4 -Verbrauch/l). Bei Btb II und Btb III gibt es keine erkennbaren jahreszeitlichen Differenzen. Die Erhöhung der Wasserführung resultiert im wesentlichen aus verstärkten Quellschüttungen, die nur wenig organische Substanz bringen. Die durch den Zufluß von Oberflächenwasser nach Niederschlagsperioden wahrscheinlich erhöhte Menge an eingespülten Substanzen spielt nach den vorliegenden Daten bezüglich einer Konzentrationserhöhung im Bachwasser keine wesentliche Rolle. Es scheint, daß im Breitenbach-Wasser bezüglich der Konzentration der gelösten organischen Substanz ein relativ stabiler Zustand herrscht.

c) Vergleich mit COD/Cr-Werten

An den Entnahmestellen des Rohrwiesenbaches und bei Btb I liefern die Analysen mit $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ den Untersuchungen mit KMnO_4 bezüglich jahreszeitlicher Schwankungen und Abhängigkeit von Wasserführung und allochthonem partikulären organischen Material entsprechende Ergebnisse, so daß diese COD/Cr-Daten hier nicht mehr diskutiert werden.

Schwierigkeiten bereitet der Vergleich der Ergebnisse beider Methoden bei Btb II und Btb III. Hier bewegten sich die mit der Permanganat-Methode ge-

wonnenen Ergebnisse das ganze Jahr hindurch etwa auf dem gleichen niedrigen Niveau (Abb. 19, 21). Die leichten Schwankungen konnten zu keinen Faktoren wie Wasserführung, Laubfall, Temperatur in Beziehung gebracht werden. Allerdings ist das bei den geringen Differenzen der Analysendaten, die in der Nähe der Nach-

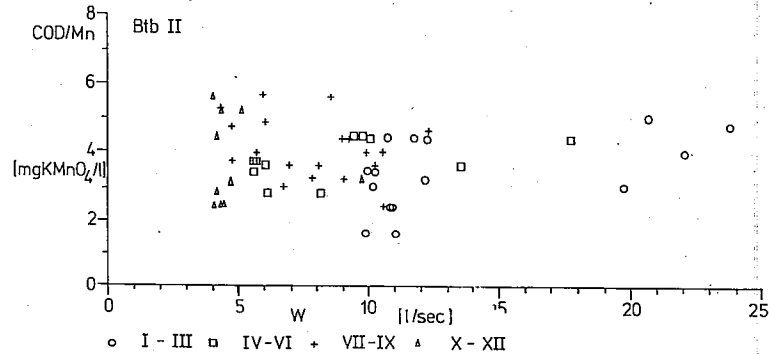


Abb. 21. Btb II, COD/Mn in Beziehung zur Wasserführung (W). Für verschiedene Jahreszeiten verschiedene Zeichen. I, III, ... = Monate.

Fig. 21. Btb II, relationship between COD/Mn and stream discharge (W). Different seasons are marked by different signs. I, III, ... = months.

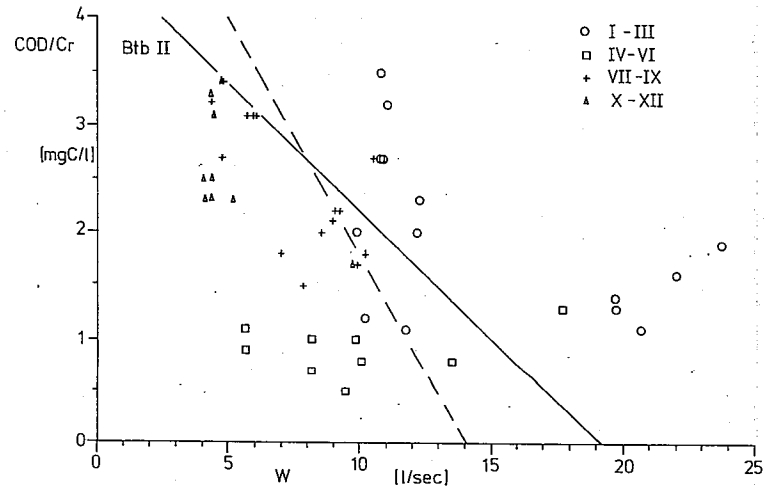


Abb. 22. Btb II, COD/Cr in Beziehung zur Wasserführung (W). Für verschiedene Jahreszeiten verschiedene Zeichen. I, III, ... = Monate. Durchgezogene Gerade (ohne Berücksichtigung der Werte von IV bis VI): $r = -0,56$, $P < 0,001$; gestrichelte Gerade (alle Werte berücksichtigt): $r = -0,39$, $P < 0,05$.

Fig. 22. Btb II, relationship between COD/Cr (chemical oxygen demand measured with $K_2Cr_2O_7$) and stream discharge (W). Different seasons are marked by different signs. I, III, ... = months. Unbroken line (without consideration of the values in the months IV—VI): $r = -0,56$, $P < 0,001$; broken line (all values considered): $r = -0,39$, $P < 0,05$.

weisgrenze der Methode liegen und so mit relativ großen Fehlern behaftet sind, schon von daher nicht überraschend.

Die Untersuchungen mit Dichromat ergeben dagegen Veränderungen der Konzentrationswerte mit mehreren Maxima, die über das ganze Jahr, ausgenommen den Frühling, verteilt sind (vgl. Abb. 22). Die hier vorkommenden organischen Substanzen werden offenbar mit Dichromat zumindest zu einem Teil besser erfaßt als mit Permanganat. Eventuell treten auch anorganische Substanzen auf, die die Reaktion mit Dichromat stärker beeinflussen als die mit Permanganat. Möglicherweise liegt also eine unterschiedliche Zusammensetzung der gelösten organischen Stoffe bei den stark allochthon beeinflussten Untersuchungsstellen des Rohrwiesenbachs und des Breitenbach-Oberlaufes einerseits und dem von starker autochthoner Primärproduktion geprägten Lauf des unteren Breitenbaches andererseits vor.

Auffällig in der jahreszeitlichen Dynamik der gelösten organischen Substanzen, gemessen durch Oxidation mit Dichromat, bei Btb II ist das anhaltende Minimum im Frühjahr, das unabhängig ist von der schwankenden Wasserführung. Wieweit zurückgehende allochthone Zufuhr und fehlende Exkretion durch autochthone Primärproduzenten dabei eine Rolle spielen, kann nicht beurteilt werden.

Die Daten aus der übrigen Zeit lassen eine Abnahme der Konzentration mit zunehmender Wasserführung erkennen (Abb. 22). An den starken Schwankungen der ermittelten Werte wird deutlich, daß die Wasserführung nicht der einzige Faktor ist, der die Konzentration der gelösten organischen Substanz beeinflusst. Es müssen noch weitere Faktoren eine Rolle spielen, zu denen sicher autochthone Primärproduktion und Laubfall gehören.

d) Vergleich mit Daten aus Seen

Vergleicht man die erhaltenen Werte für die Konzentration der gelösten organischen Substanz mit denen, die aus Seen bekannt sind (OHLE 1972), so zeigt sich, daß die Konzentrationen in beiden Bächen sich weitgehend in einem Bereich unterhalb der aus meso- bis euproduktiven Seen bekannten Daten (5—10 mg C/l) bewegen. Höhere Werte treten ausnahmsweise bei Btb I auf — im Herbst bei niedriger Wasserführung und gleichzeitigem Laubfall —, häufiger im Rohrwiesenbach, wo eine Beziehung zu hoher Wasserführung und Laubfall gezeigt werden konnte.

8. Zusammenfassende Betrachtung der chemischen Befunde

Ältere Vergleichsdaten der untersuchten Parameter sind nur für die Entnahmestelle Btb II bekannt, in deren Nähe MÜLLER-HAECKEL (1965) in den Jahren 1963 und 1964 Untersuchungen durchführte. Die Ergebnisse ihrer Serie liegen für die Parameter pH, Leitfähigkeit, Nitrat und Phosphat im gleichen Bereich wie die Werte dieser Untersuchung. Nur für den $KMnO_4$ -Verbrauch (COD/Mn) sind die älteren Zahlen (3,1—9,0 mg $KMnO_4/l$) etwas größer als die neueren (1,6—5,6 mg

KMnO_4/l). Ursache für diese Diskrepanz könnten zwischenzeitliche Veränderungen im Einzugsgebiet sein (Abholzung von Laubbäumen, Aufforstung mit Fichten), die die Zufuhr von organischen Substanzen in den Bach vermindert haben.

Der Vergleich des Chemismus von Breitenbach und Rohrwiesenbach mit dem der Fulda unterhalb der Stadt Fulda, zu deren Einzugsgebiet beide Bäche gehören, zeigt deutliche Unterschiede. Die durch vorwiegend häusliche Abwässer stark verunreinigte Fulda hat einen erheblich höheren Gehalt an Phosphat, Nitrat, Nitrit und Ammonium (DÜSING 1973; BREHM 1975). Der Gehalt an organischer Substanz (gemessen als COD/Mn) der Fulda (BREHM 1975) war unterhalb der Stadt Fulda im Herbst 1973 zunächst nahezu doppelt so groß wie im Extremfall im Rohrwiesenbach. Im Verlauf der Selbstreinigungsstrecke traten nach etwa 11 km Werte auf, die in der Größenordnung der Maximalwerte des Rohrwiesenbaches lagen und die dann flußabwärts im Verlauf der untersuchten weiteren 26 km nur noch langsam abnahmen.

Im Vergleich mit Daten aus Quellen des Schlitzerlandes — mit vorwiegend forstwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten —, von denen BREHM (1973, 1974, 1976) eine große Zahl untersucht hat, zeigt sich, daß die Werte für die Leitfähigkeit, das Säurebindungsvermögen, Phosphat und Nitrat bei beiden Bächen jeweils innerhalb der Bereiche liegen, die in den Quellwässern angetroffen werden. Die pH-Werte der Bäche sind meist höher als die Werte, die in den Quellen vorkommen, was mit der Normalisierung des CO_2 -Gehaltes, der im Untergrund oft über der Sättigungskonzentration liegt, zusammenhängen dürfte. Die gegenüber den Quellen meist höheren Gehalte der Bäche an Ammonium und Nitrit sind dagegen eher Folge biologischer Aktivitäten.

Die Konzentration der gelösten organischen Substanz (gemessen als COD/Mn) bewegt sich nur im Unterlauf des Breitenbaches (Btb II, Btb III) im Bereich der Werte in Quellen. Die Betrachtung der vorliegenden Daten dieser Untersuchungsstellen gibt keinen deutlichen Hinweis auf die Herkunft dieser Substanzen, die aus dem Quellwasser stammen können, von bacheigenen Organismen und aus der terrestrischen Umgebung des Baches. Der Gehalt des Breitenbach-Oberlaufes (Btb I) an gelösten organischen Stoffen scheint dagegen zumindest im Herbst, als deutlich erhöhte Konzentrationen gemessen wurden, stark durch Substanzen, die aus gefallenem Laub stammen, geprägt zu sein.

Im Rohrwiesenbach lagen die COD/Mn-Werte meist über den Werten, die BREHM (1976) aus Quellwässern mitteilt. Bei der geringen Primärproduktion des Baches (nur Aufwuchsalgen, keine Makrophyten) und der großen Zufuhr an partikulärer organischer Substanz aus der terrestrischen Umgebung (vgl. die folgenden Kapitel) wird dadurch schon auf den großen allochthonen Anteil an der Menge der gelösten organischen Stoffe im Wasser des Rohrwiesenbaches hingewiesen. Hinzu kommt die deutliche positive Beziehung der Konzentration dieser Stoffe zur Wasserführung (Abb. 20). Diese Beziehung läßt sich gut mit der Verstärkung und Summierung mehrerer Effekte bei steigender Wasserführung, als Folge von Regenfällen,

erklären: durch Transport von gelösten organischen Stoffen aus dem Boden und aus auf dem Boden liegenden Laub durch Wasser, das an der Bodenoberfläche und nahe der Bodenoberfläche abfließt; durch die Einschwemmung von Laub, das am Ufer liegt; und durch die Zerstörung von Blattansammlungen im Bach, die oft hohe Konzentrationen von gelösten organischen Stoffen enthalten. Die im Herbst gegenüber der normalerweise vorhandenen Beziehung Wasserführung — COD deutlich erhöhten Konzentrationswerte der gelösten organischen Substanz zeigen die verstärkte Zufuhr dieser Stoffe in der Folge des Laubfalls.

Der Eintrag von gelösten anorganischen Substanzen aus der terrestrischen Umgebung in den Bach über den geologisch gegebenen Rahmen, der sich in den Quellwasseranalysen ausdrückt, hinaus ist in keinem Fall ersichtlich. Die Konzentrationen bleiben auch bei hoher Wasserführung im Bereich der Daten des Quellwassers dieses Gebietes, obwohl Düngung vor allem im Breitenbachtal, aber gelegentlich auch am Rohrwiesenbach oberhalb von Rwb I, üblich ist.

VI. Primärproduktion

1. Ergebnisse

Die in 4- bis 6wöchigem Abstand gemessenen Werte der Primärproduktion von Aufwuchs und fließender Welle (Plankton) zeigen deutliche jahreszeitliche Schwankungen.

Für Untersuchungsstelle Rwb III (Abb. 23) ergibt sich ein Jahresproduktionswert des Aufwuchses von $22,2 \text{ g C/m}^2 \cdot \text{Jahr}$. Das entspricht einer mittleren Tagesproduktion von $60,7 \text{ mg C/m}^2 \cdot \text{d}$. Die gemessenen Extremwerte betragen $0,23$ und $314 \text{ mg C/m}^2 \cdot \text{d}$. Auffällig sind die Einbrüche der Produktion, die im Sommer auftreten, und der frühe Anstieg im Winter. Bereits ab Februar nähern die Produktionswerte sich wieder den Sommerwerten.

Anders verläuft die Jahreskurve der Produktion in der fließenden Welle (Abb. 24). Hier tritt ein deutliches Winterminimum von Oktober bis in den April hinein auf. Allerdings gibt es auch hier ein Sommerminimum. Der Jahresmittelwert der Produktion beträgt $2,2 \text{ mg C/m}^3 \cdot \text{d}$, die gemessenen Extremwerte sind $0,20$ und $5,1 \text{ mg C/m}^3 \cdot \text{d}$. Bei einem angenommenen Wert von 10 cm als mittlerer Wassertiefe im Jahr erreicht die Produktion des Planktons $0,4 \%$ von der des Aufwuchses. Die planktische Primärproduktion ist mit der des Aufwuchses signifikant korreliert ($r = 0,68$).

Der Jahresverlauf der Primärproduktion des Aufwuchses bei Rwb IV (Abb. 25) hat Ähnlichkeiten mit dem bei Rwb III ($r = 0,73$). Es ist zu berücksichtigen, daß an dieser Untersuchungsstelle 2 Werte ausgefallen sind (29. 6. 73, 29. 11. 73). In diesen Fällen war die ausgelegte Aufwuchsfolie jeweils von einer Tonschicht bedeckt, die durch die Bewirtschaftung der Fischteiche, deren Abfluß in den Rohrwiesenbach zwischen den Untersuchungsstellen Rwb III und Rwb IV ist, entstanden war. Die

Jahresproduktion beträgt $20,1 \text{ g C/m}^2 \cdot \text{Jahr}$, was einer mittleren Tagesproduktion von $55,2 \text{ mg C/m}^2 \cdot \text{d}$ entspricht (Extremwerte: $4,0$ und $159 \text{ mg C/m}^2 \cdot \text{d}$).

Die Primärproduktion der fließenden Welle bei Rwb IV (Abb. 26) ist nicht mit der bei Rwb III korreliert. Die Schwankungen sind sehr unregelmäßig. Drei Maxima fallen auf: eines im Frühjahr (April), ein weiteres im Sommer 1973 (Ende Juni), das 1974 nicht wieder auftritt, und ein drittes im Spätsommer (Ende August). Der Mittelwert der Produktion beträgt $63,5 \text{ mg C/m}^3 \cdot \text{d}$ (Extremwerte: $4,9$ und $297 \text{ mg C/m}^3 \cdot \text{d}$). Nimmt man eine mittlere Wassertiefe von 10 cm an, so beträgt die Höhe der Produktion des Planktons 12% von der des Aufwuchses. Allerdings dürfte der tatsächliche Anteil deutlich unter 10% liegen, da die mittlere Wasser-

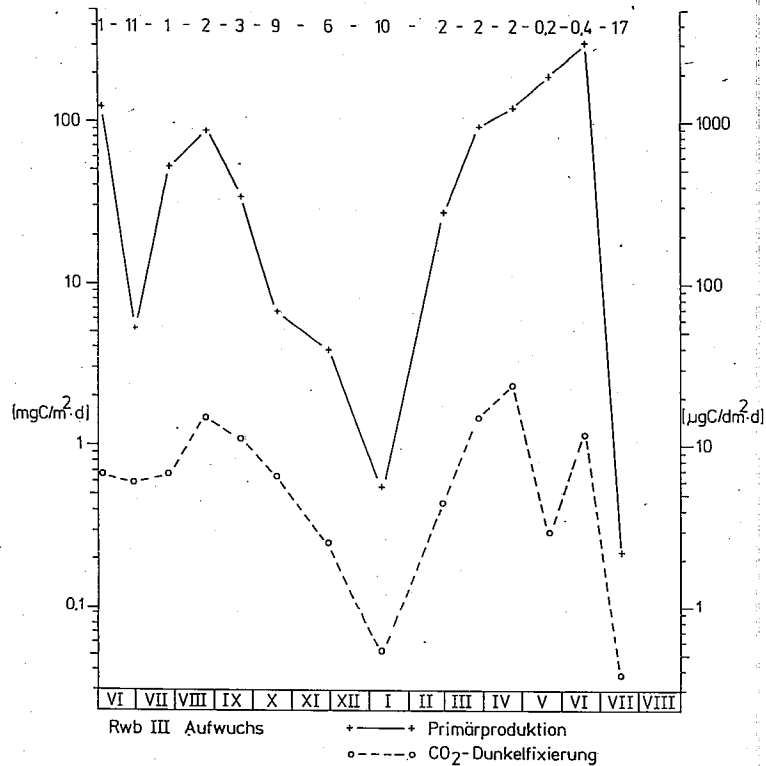


Abb. 23. Primärproduktion und CO₂-Dunkelfixierung des Aufwuchses bei Rwb III von Juni 1973 bis Juli 1974. Die Zahlen geben die CO₂-Dunkelfixierung in % des jeweiligen Wertes der Primärproduktion an.

Fig. 23. Primary production and fixation of CO₂ in darkness by "Aufwuchs" at Rwb III from June 1973 to July 1974. The figures above the curves give the CO₂ dark fixation in % of the corresponding primary production value.

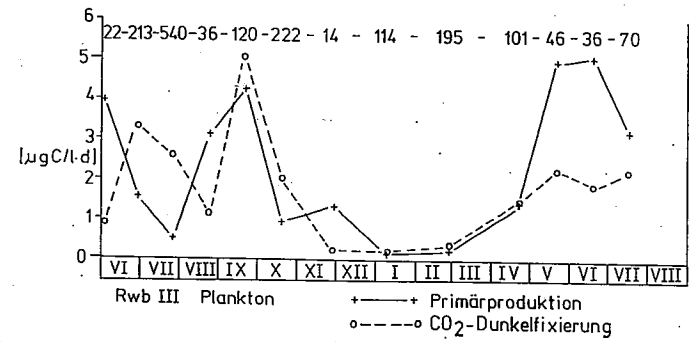


Abb. 24. Primärproduktion und CO₂-Dunkelfixierung der fließenden Welle bei Rwb III. S. auch Abb. 23.

Fig. 24. Primary production and CO₂ dark fixation in the moving body of water at Rwb III. See also Fig. 23.

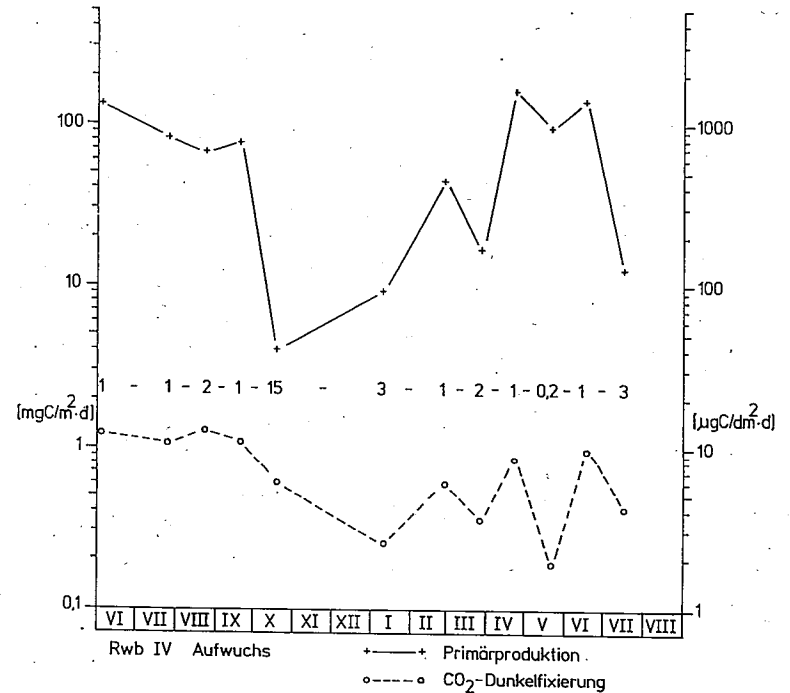


Abb. 25. Primärproduktion und CO₂-Dunkelfixierung des Aufwuchses bei Rwb IV. S. auch Abb. 23.

Fig. 25. Primary production and CO₂ dark fixation of "Aufwuchs" at Rwb IV. See also Fig. 23.

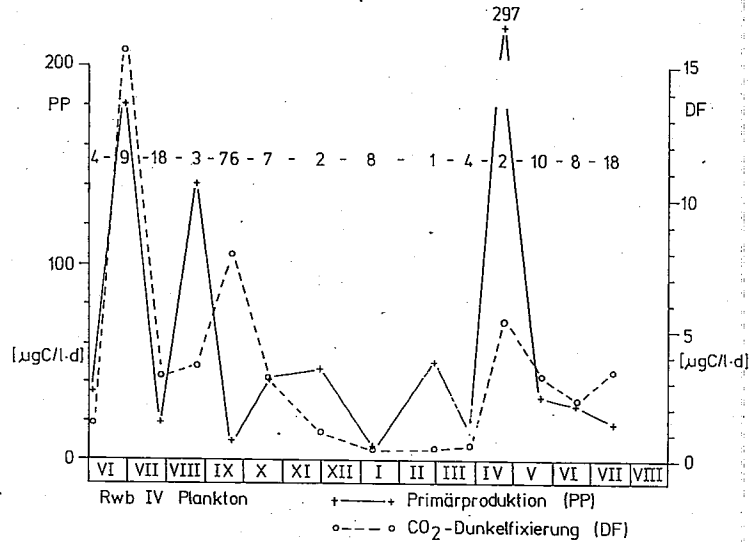


Abb. 26. Primärproduktion und CO₂-Dunkelfixierung der fließenden Welle bei Rwb IV. S. auch Abb. 23.
 Fig. 26. Primary production and CO₂ dark fixation in the moving body of water at Rwb IV. See also Fig. 23.

tiefe im allgemeinen weniger als 10 cm betrug und die höchsten Produktionswerte in der fließenden Welle zu Zeiten mit relativ geringen Wasserführungen auftraten. Eine Korrelation von planktischer und Aufwuchs-Primärproduktion ist nicht vorhanden.

An Untersuchungsstelle Btb II wurde für den Aufwuchs (Abb. 27) eine Jahresproduktion von 11,2 g C/m² · Jahr gemessen. Die mittlere Tagesproduktion betrug 30,7 mg C/m² · d (Extremwerte: 4,8 und 103 mg C/m² · d). Auffällig ist, daß kein ausgeprägtes Winterminimum vorhanden ist; der geringste Produktionswert wurde bereits im November gemessen.

Die planktische Primärproduktion (Abb. 28) hat dagegen ein deutliches Winterminimum. Sie ist nicht mit der Aufwuchsproduktion korreliert. Das gilt auch für die planktische Gesamtproduktion (mit Berücksichtigung der Wasserführung). Der Mittelwert der Produktion beträgt 3,8 mg C/m³ · d (Extremwerte: 0,32 und 11,3 mg C/m³ · d). Bei einer angenommenen mittleren Bachtiefe von 10 cm beträgt die Produktion der fließenden Welle 1,2 % von der des Aufwuchses, der tatsächliche Wert dürfte unter 1 % liegen.

Signifikante Korrelationen zwischen den Produktionsparametern von Rohrwiesenbach und Breitenbach treten nicht auf.

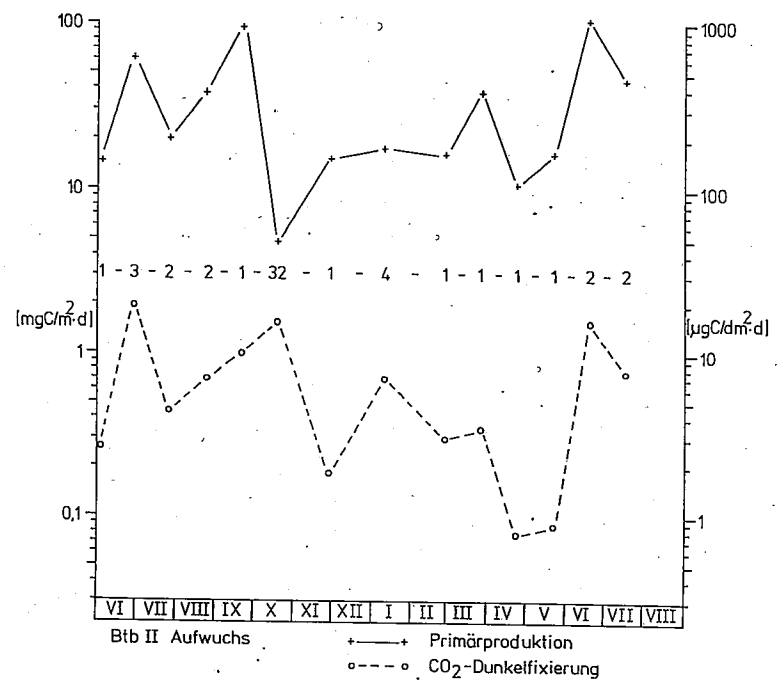


Abb. 27. Primärproduktion und CO₂ Dunkelfixierung des Aufwuchses bei Btb II. S. auch Abb. 23.
 Fig. 27. Primary production and CO₂ dark fixation of "Aufwuchs" at Btb II. See also Fig. 23.

Tab. 7. Signifikante Korrelationen der Primärproduktion.

Rwb III: PA—PP	r = 0,68*
PP—Ges. anorg. N	r = 0,82*
Btb II: PA—DP	r = 0,59*
PP—DP	r = 0,66*
PP—DP/B	r = 0,68*
PA—NH ₄ ⁺	r = 0,75*
PA—NO ₂ ⁻	r = 0,77*
PA: Rwb III—Rwb IV	r = 0,73**

Es bedeuten: PA Primärproduktion Aufwuchs, PP Primärproduktion Plankton, DP CO₂-Dunkelfixierung Plankton, DP/B spezifische CO₂-Dunkelfixierung, ** 0,01 ≥ P > 0,001, * 0,05 ≥ P > 0,01.

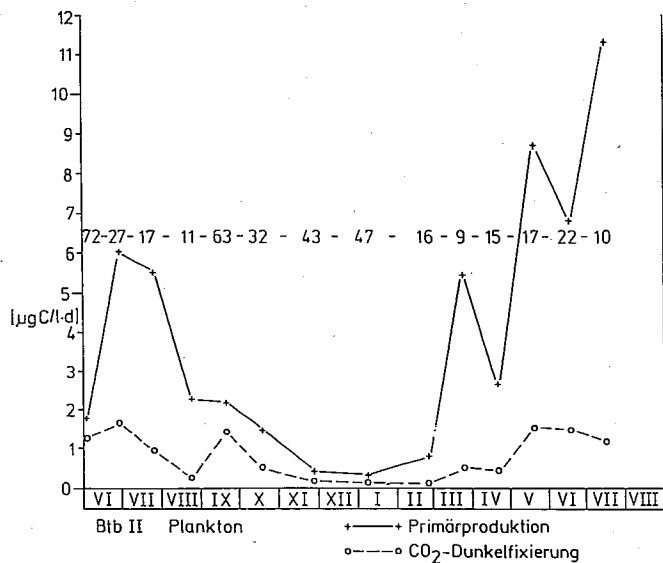


Abb. 28. Primärproduktion und CO₂-Dunkelfixierung der fließenden Welle bei Btb II. S. auch Abb. 23.

Fig. 28. Primary production and CO₂ dark fixation in the moving body of water at Btb II. See also Fig. 23.

2. Diskussion

a) Aufwuchs

Am jahreszeitlichen Verlauf der Primärproduktion bei Rwb III (Abb. 23) war aufgefallen, daß zwar im Laufe des Herbstes ein deutlicher Abfall der Produktion bis auf 0,55 mg C/m² · d während der Januar-Untersuchung vorhanden ist, aber schon Ende Februar sind fast wieder Sommerwerte erreicht. Allerdings waren die klimatischen Verhältnisse während des Untersuchungszeitraumes ungewöhnlich. Auf einen kühlen Herbst (Oktober, November) folgte ein Kälteeinbruch im Dezember, anschließend ein ungewöhnlich milder Winter, danach ein recht kühler Frühling (Ende März, April). Nur in der Zeit vor der Januar-Untersuchung war der Rohrwiesensch Bach zugefroren gewesen. Die Aufwuchsalgen haben die Frostperiode offenbar zu einem großen Teil nicht überlebt oder waren zumindest in ihrer Vermehrung und Ausbreitung gehindert. Das erklärt den im Vergleich zu den benachbarten Daten sehr geringen Produktionswert im Januar.

Im Verlauf der Aufwuchsproduktionskurve von Rwb III fallen auch die beiden starken Sommereinbrüche auf. An diesen Tagen wurden die höchsten Wassertemperaturen der Untersuchungsserie gemessen, die allerdings nur wenig über

anderen gemessenen Temperaturen mit normalen Sommerproduktionsraten liegen. In den Zeiträumen kurz vor den Untersuchungen, die die starken Produktionseinbrüche zeigen, traten mehrere Tage dauernde Hitzeperioden auf. Wahrscheinlich fielen die auf Steinen befestigten Folien in dem flachen Bett des Rohrwiesensch Bachs während der Expositionszeit unbeobachtet für eine gewisse Zeit trocken, wurden aber zum Untersuchungszeitpunkt wieder überspült, so daß dieses Geschehen nicht bemerkt wurde.

Eine eindeutige Beziehung der Aufwuchsproduktion zur Temperatur läßt sich ermitteln, sofern man die Ergebnisse der Untersuchungen vom 29./30. 6. 73, 10./11. 1. 74 und 17./18. 7. 74 nicht berücksichtigt, d. h. bei Verzicht auf die Werte von offensichtlich geschädigten Populationen. Es ergibt sich die Gleichung (PA = Aufwuchsproduktion, T = Temperatur)

$$PA = 8,66 \cdot e^{0,214 T} \quad (r = 0,72, P < 0,05, Q_{10} = 8,5).$$

Der für die Beziehung zur Primärproduktion jeweils zugrunde gelegte Temperaturwert ist nur ein relativ grober Anhaltspunkt für die Temperaturverhältnisse des jeweiligen Baches. Die Messung erfolgte immer in den frühen Vormittagsstunden, so daß der angegebene Wert meist in der Nähe der Tagesminimaltemperatur liegt. Die täglichen Schwankungen können sehr unterschiedlich sein und auch zwischen den Bächen bzw. den Entnahmestellen eines Baches deutlich differieren. Daher unterbleibt hier ein Vergleich der errechneten Q₁₀-Werte, als Maß für die Produktionszunahme mit steigender Temperatur, zwischen den Untersuchungsstellen. Auch bei der Einzelbetrachtung dieser Werte ist natürlich ihre relative Ungenauigkeit zu berücksichtigen. Dennoch dürfte die Annahme gerechtfertigt sein, daß der relativ hohe Q₁₀-Wert bei Rwb III (8,5) zu einem erheblichen Teil mit der bei höherer Temperatur größeren Biomasse, die sich durch die dann stärkere Produktion entwickelt, zusammenhängt.

Die Aufwuchsproduktion an der Untersuchungsstelle Rwb IV (Abb. 25) zeigt einen ähnlichen Verlauf wie bei Rwb III (r = 0,73). Nicht vorhanden ist der starke Produktionsrückgang im Januar. Das kann an der geringeren Vereisung liegen. Der Sommereinbruch (17./18. 7. 74) ist ebenso vorhanden wie bei Rwb III, wenn auch nicht so stark. Am 29./30. 6. 73 (Produktionseinbruch bei Rwb III) wurde bei Rwb IV keine Untersuchung durchgeführt. Alle exponierten Folien waren mit tonigem Sediment bedeckt.

Die Beziehung Temperatur (T) — Aufwuchsproduktion (PA) (ohne Berücksichtigung der Untersuchung am 17./18. 7. 74) ist deutlich, wenn auch nicht so klar wie bei Rwb III:

$$PA = 10,5 \cdot e^{0,179 T} \quad (r = 0,62, P < 0,05, Q_{10} = 6,0).$$

Die Ähnlichkeit des Aufwuchsproduktionsgeschehens bei Rwb III und Rwb IV trotz des dazwischenliegenden Fischteichabflusses kommt auch in der ähnlichen Gesamtjahresproduktion zum Ausdruck: Rwb III 22,2 g C/m² · Jahr, Rwb IV 20,1 g C/m² · Jahr.

Zwischen der Aufwuchsproduktion bei Btb II (Abb. 27) und der an den Untersuchungsstellen im Rohrwiesbach besteht keine Korrelation. Die Breitenbach-Produktion hat ihr Minimum im Oktober, die Winterwerte liegen auf der Höhe der niedrigsten Sommerwerte. Das dürfte mit den wesentlich ausgeglicheneren Temperaturverhältnissen in diesem Bach zusammenhängen. Die Beziehung der Aufwuchsproduktion (PA) zur Temperatur (T) ist trotz der geringeren Produktionsschwankungen deutlich erkennbar (Abb. 29):

$$PA = 3,06 \cdot e^{0,240 T} \quad (r = 0,63, P < 0,05, Q_{10} = 11,0).$$

Die Werte der Aufwuchsproduktion im Breitenbach erfassen nicht die gesamte Produktion des Periphytons. Mit dem Wachstum der Makrophyten erhöht sich die potentielle Besiedlungsfläche für Aufwuchsalgen erheblich. Diese jahreszeitliche Veränderung der Besiedlungsflächen wurde nicht erfaßt, auch nicht die Zusammensetzung der epiphytischen Algenflora und die Ausnutzung des gebotenen Substrates. Auf jeden Fall muß mit einer insgesamt deutlich größeren Aufwuchsproduktion gerechnet werden, als sie mit Hilfe der Folien erfaßt werden konnte.

Die Abweichungen der gemessenen Daten von den daraus rechnerisch ermittelten Beziehungen zwischen Temperatur und Aufwuchsproduktion (z. B. Abb. 29) zeigen, daß außer der Temperatur noch andere Faktoren die Primärproduktion beeinflussen, wie beispielsweise die Lichteinstrahlung, die nicht gemessen werden konnte.

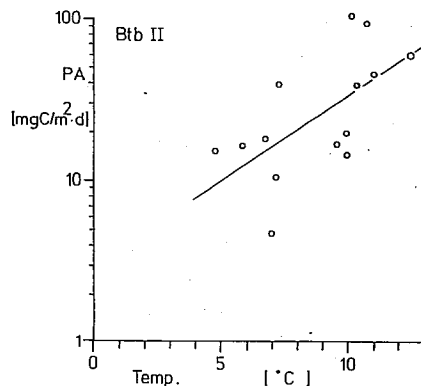


Abb. 29. Btb II, Aufwuchsproduktion (PA) in Beziehung zur Temperatur.
Fig. 29. Btb II, relationship between primary production of "Aufwuchs" (PA) and temperature.

b) Plankton

Ein spezielles Phytoplankton in den hier untersuchten Bachabschnitten gibt es nicht. Die Algen der fließenden Welle sind driftende Organismen aus dem Aufwuchs. Die Drift ist nicht nur ein passiv von den Algen ertragenes Geschehen,

das durch Strömung, Sedimentumlagerung oder in Zusammenhang mit tierischer Beweidung in Gang gesetzt wird, sondern zumindest zu einem wesentlichen Teil ein aktiver Prozeß, der in Zusammenhang mit der Lebenstätigkeit der periphytischen Algen steht (MÜLLER-HAECKEL 1970, 1971a,b, 1973, 1976). Dabei kann es eine ausgeprägte Tagesperiodik der Drift mit erheblichen Schwankungen geben, was auch bereits im Breitenbach beobachtet wurde (MÜLLER-HAECKEL 1966, 1971b). Da jahreszeitliche Veränderungen der Tageszyklen möglich sind, müssen speziell die Ergebnisse der Untersuchungen der Primärproduktion des Planktons zurückhaltend betrachtet werden, obwohl die Entnahme der Wasserproben mit anschließender Inkubation an jeder Entnahmestelle immer zum gleichen Zeitpunkt erfolgte.

An Untersuchungsstelle Rwb III sind die jahreszeitlichen Schwankungen der planktischen Primärproduktion (Abb. 24) deutlicher als die der Aufwuchsproduktion. Das Minimum im Sommer (Juli 1973) kann nicht mit verminderter Aufwuchsproduktion erklärt werden. Für die Beziehung der Produktion in der fließenden Welle (PP) zur Temperatur (T) ergibt sich

$$PP = 0,322 \cdot e^{0,203 T} \quad (r = 0,87, P < 0,001, Q_{10} = 7,6).$$

Dabei wurden die Werte des Sommerminimums nicht berücksichtigt. Der Wert für Q_{10} (7,6) stimmt recht gut mit dem für den Aufwuchs ermittelten (8,5) überein, ein Hinweis auf die Abhängigkeit des Algengehaltes der fließenden Welle von der Aufwuchspopulation.

Die planktische Primärproduktion bei Rwb IV (Abb. 26) hat eine ganz andere jahreszeitliche Verteilung als die bei Rwb III. Sie schwankt im Laufe des Jahres unregelmäßig, aber auf einem bedeutend höheren Niveau als bei Rwb III. Drei Maxima treten auf, das erste im Frühling (April). Auf den Membranfilterpräparaten dieser Probe befanden sich zahlreiche kokkale Grünalgen, wahrscheinlich der Gattung *Chlorella*, nach FOTT (1971) typisch für Teiche. Auf den Filtern der Untersuchungsstelle Rwb III wurden diese Algen nicht gefunden. Den anderen beiden Maxima konnten keine vorherrschenden Algenarten zugeordnet werden, doch wurden auch hier größere Anzahlen von Algen als gewöhnlich beobachtet. Das Sommermaximum 1973 (Juni, Juli) wurde 1974 nicht wieder beobachtet. Das dritte Maximum trat im Spätsommer (Ende August) auf. Eine Beziehung der planktischen Produktion zu der des Aufwuchses wurde nicht festgestellt. Auch eine Beziehung zur Temperatur ist nicht erkennbar.

Es muß angenommen werden, daß die Primärproduktion der fließenden Welle bei Rwb IV in erster Linie von den Fischteichen, deren Abfluß etwa 100 m oberhalb einmündet, abhängt, ohne daß aber durch das auftretende Teichplankton die gesamte Primärproduktion im Bach erhöht würde. Dem Augenschein nach ist zwar die Biomasse der Algen auf dem Bachgrund bei Rwb IV größer als bei Rwb III, aber einen Einfluß auf die Höhe der Produktion hat das nach den vorliegenden Messungen nicht. Die auf dem Boden abgesetzten Algen sind als Teichplankton offenbar in strömendem Wasser nicht lebensfähig. Dennoch haben sie natürlich für das Öko-

system durchaus eine Bedeutung. So verbessert die erhöhte Biomasse auf dem Bachgrund die Nahrungsgrundlage für herbivore Tiere, die erhöhte Menge an Phytoplankton bedeutet für Filtrierer eine weitere Nahrungsquelle, die beim Absterben der Algen freiwerdenden Substanzen beeinflussen den Wasserchemismus.

Die planktische Produktion des Breitenbachs (Abb. 28) zeigt in ihrer jahreszeitlichen Dynamik keine Korrelation mit der an den beiden Entnahmestellen des Rohrwiesenbachs ermittelten Produktion. Die Schwankungen zwischen Winter- und Sommerwerten sind stärker als im Rohrwiesenbach bei Untersuchungsstelle Rwb III, obwohl die Temperaturunterschiede nicht so groß sind. Rwb IV bleibt bei der vergleichenden Diskussion wegen der Abhängigkeit von Teichplankton unberücksichtigt.

Eine Korrelation mit den auf Folien gemessenen Werten der Aufwuchsproduktion ist nicht vorhanden. Das spricht aber nicht gegen eine Abhängigkeit der Primärproduktion der fließenden Welle von der des Aufwuchses. In der Vegetationszeit erhöht sich ja die Besiedlungsfläche für Aufwuchsalgen, und damit wächst die Biomasse an Aufwuchsalgen stärker, als es nur durch die erhöhte Temperatur möglich wäre. Das bedeutet dann natürlich auch wieder eine erhöhte Zahl an driftenden Algen, was auch in der Kurve der Temperaturabhängigkeit der planktischen Primärproduktion (PP) zum Ausdruck kommt:

$$PP = 0,119 \cdot e^{0,347 T} \quad (r = 0,71, P < 0,01, Q_{10} = 32).$$

Q_{10} beträgt 32, was in Zusammenhang mit der stark erhöhten Aufwuchsbiomasse als Folge der vergrößerten Besiedlungsfläche stehen dürfte. Der entsprechende Wert der erfaßten Aufwuchsproduktion beträgt nur 11,0.

c) Beziehungen zu chemischen Parametern

Eine Korrelation der gemessenen Primärproduktionsparameter mit der Konzentration der gelösten organischen Substanz ergibt sich in keinem Fall. Für den Rohrwiesenbach war das auch gar nicht erwartet worden, da dort diese Substanz im wesentlichen allochthonen Herkunft ist. Das Fehlen einer Korrelation im Breitenbach spricht nicht gegen die Annahme, daß ein großer Teil der gelösten organischen Substanzen dort autochthon produziert wird. Mit der mit Aufwuchsträgern gemessenen Produktion ist ja, vor allem in der wärmeren Jahreszeit, nur ein Teil der Primärproduktion erfaßt, die Makrophyten mit ihrem Aufwuchs bleiben unberücksichtigt.

Korrelationen der verschiedenen Produktionsparameter mit gelöstem Monophosphat wurden nicht beobachtet. Das gleiche gilt für die Gesamtmenge an anorganischen Stickstoffverbindungen (N_{anorg}). Trotz teilweise im Betrag recht hoher Korrelationskoeffizienten waren alle nicht signifikant von Null verschieden. Das liegt zum Teil möglicherweise an der geringen Zahl von Datenpaaren, so daß Korrelationen der Primärproduktionsparameter mit Monophosphat und N_{anorg} zwar nicht nachgewiesen, aber möglich sind. Für N_{anorg} ist eine Ausnahme zu verzeichnen. Für die Beziehung der Primärproduktion der fließenden Welle mit N_{anorg} bei Rwb III ergibt sich $r = 0,82$ ($P < 0,05$). Der Korrelationskoeffizient Aufwuchsproduktion — N_{anorg} ist dagegen nicht signifikant von Null verschieden, so daß eine Interpretation (eventuell

Produktionsbegrenzung durch N) schwer fällt. Die positiven Korrelationen der Aufwuchsproduktion mit reduzierten anorganischen N-Verbindungen (NH_4^+ , NO_3^-) bei Btb II (Tab. 7) können nicht zuverlässig interpretiert werden.

d) Vergleich mit anderen Untersuchungen

Im Vergleich mit vorliegenden Daten für die Primärproduktion von Periphyton fließender Gewässer (Tab. 8) befinden sich die Werte dieser Untersuchung am unteren Ende der Skala. Die zum Vergleich herangezogenen Untersuchungen von Bächen und flachen Flüssen wurden mit verschiedenen Methoden durchgeführt. Die angegebenen Daten wurden alle auf Kohlenstoff umgerechnet. Die mit der ^{14}C -Methode gewonnenen Ergebnisse werden als Netto-Werte angesehen. Die meisten

Tab. 8. Untersuchungen der Aufwuchsproduktion in Bächen und flachen Flüssen.

TEAL 1957 Limnokrene, Mass., USA	Netto	70,0 g C/m ² · a *
McCONNELL & SIGLER 1959 Gebirgsbach, Utah, USA	(Brutto)	480 g C/m ² · a *)
KOBAYASI 1961 Gebirgsbach, Japan, Oberlauf	Netto	26 g C/m ² · a *
Gebirgsbach, Japan, Unterlauf	Netto	156 g C/m ² · a *
TOMINAGA & ICHIMURA 1966 Gebirgsfluß, Japan	(Brutto)	880 g C/m ² · a *)
FLEMER 1970 Fluß, New Jersey, USA	(Brutto)	1360 g C/m ² · a *)
KOBAYASI 1972 Gebirgsfluß, Japan	(Brutto)	1590 g C/m ² · a *)
ROSEMARIN 1975 Ottawa River, Kanada	Netto	22,4 g C/m ² · a *
CASPERS 1975 deutscher Mittelgebirgsbach, Oberlauf	¹⁴ C	70,1 g C/m ² · a
MARKER 1976 Bach, England	¹⁴ C	0,04—20 mg C/m ² · d
McINTIRE & PHINNEY 1965 Laborbach	Netto	30 g C/m ² · a *
KEVERN et al. 1966 Laborbach	Netto	50 g C/m ² · a *
Rohrwiesenbach Rwb III	Akkumulation	54,0 g C/m ² · a *
Rohrwiesenbach Rwb IV	Akkumulation	27,1 g C/m ² · a *
Breitenbach Btb II	Netto	74,5 g C/m ² · a *
	Netto	87,6 g C/m ² · a *
	¹⁴ C	22,2 g C/m ² · a
		(0,23—314 mg C/m ² · d)
	¹⁴ C	20,1 g C/m ² · a
		(0,40—159 mg C/m ² · d)
	¹⁴ C	11,2 g C/m ² · a
		(4,8—103 mg C/m ² · d)

* Umrechnung der Originaldaten auf Kohlenstoff: 1 mg C = 2,667 mg O₂ = 2,5 mg Glucose = 9,361 cal.

untersuchten Gewässer fließen durch mehr oder weniger offenes Gelände oder sind so breit, daß kein extremer Lichtmangel auftreten kann. Nur CASPERS (1975), der einen deutschen Mittelgebirgsbach in einem Waldgebiet bei Bonn untersuchte, erhielt offenbar niedrigere Werte, als sie in Rohrwiesenbach und Breitenbach gemessen wurden.

Die niedrigen Werte des Rohrwiesenbachs lassen sich gut mit mangelhafter Lichtversorgung erklären. Ob sie besser ist als bei dem von CASPERS (1975) untersuchten Bach, oder welche anderen Gründe zur Erklärung der im Rohrwiesenbach höheren Produktion herangezogen werden können, läßt sich nicht klären. Auffallend ist die trotz wesentlich besserer Lichtversorgung nur halb so große gemessene Aufwuchsproduktion im Breitenbach. Nährstoffmangel kommt als Ursache nicht in Frage. Die Werte von Phosphat- und Nitratkonzentrationen sind im Breitenbach in der Regel größer als im Rohrwiesenbach.

VII. CO₂-Dunkelfixierung

1. Ergebnisse

Bei Untersuchungsstelle Rwb III beträgt die CO₂-Dunkelfixierung des Aufwuchses auf den ausgelegten Folien 0,2 bis 17 % des Wertes der Primärproduktion (Abb. 23), im Mittel 1,3 %. Die gemessenen Extremwerte der Dunkelfixierung sind 0,038 und 2,39 mg C/m² · d, die mittlere Fixierung beträgt 0,79 mg C/m² · d, was einer jährlichen Fixierung von 290 mg C/m² · Jahr entspricht.

Der Abfall der Winterwerte ist deutlich. Darüber hinaus fällt im zweiten Untersuchungssommer der deutliche Abfall der CO₂-Dunkelfixierung auf den Minimalwert der gesamten Untersuchungsserie auf.

Die Dunkelfixierung in der fließenden Welle (Abb. 24) hat ebenfalls ein deutliches Winterminimum. Allerdings erfolgt der Anstieg auf höhere Werte erst wieder gegen Ende des Winters, also später als beim Aufwuchs. Sommerminima gibt es auch hier, sie wurden aber im Gegensatz zum Aufwuchs im ersten Untersuchungs-jahr beobachtet. Der Mittelwert der CO₂-Dunkelfixierung beträgt hier 1,56 mg C/m³ · d mit den Extremwerten 0,18 und 5,10 mg C/m³ · d. Der Vergleich mit den Werten der Primärproduktion zeigt, daß im Plankton die CO₂-Dunkelfixierung größer als die Primärproduktion sein kann, maximal betrug sie 540 %, minimal 14 % der Primärproduktion, im Jahresmittel 71 %.

CO₂-Dunkelfixierung der fließenden Welle und des Aufwuchses sind nicht signifikant miteinander korreliert.

Bei Rwb IV bewegt sich die CO₂-Dunkelfixierung des Aufwuchses (Abb. 25) in der gleichen Größenordnung wie bei Rwb III (mittlere Fixierung: 0,68 mg C/m² · d $\hat{=}$ 250 mg C/m² · Jahr, Extremwerte: 0,18 und 1,29 mg C/m² · d), allerdings mit geringeren Schwankungen. Die Werte beider Untersuchungsstellen sind nicht signifikant miteinander korreliert. Bei Rwb IV beträgt die Dunkelfixierung im

Jahresmittel 1,2 % des Wertes der Primärproduktion, mit Schwankungen von 0,2 bis 15 %. Ein Winterminimum ist zwar vorhanden, aber nicht so deutlich wie bei Rwb III. Der kleinste gemessene Wert liegt im Mai 1974.

Die Dunkelfixierung des Planktons (Abb. 26) erreicht zwar höhere Werte als bei Rwb III (mittlere CO₂-Dunkelfixierung: 3,10 mg C/m³ · d, Extremwerte: 0,38 und 15,6 mg C/m³ · d), der %-Anteil an der Primärproduktion ist aber wesentlich kleiner, im Mittel 4,9 % (Extremwerte: 1 % und 76 %). Der Korrelationskoeffizient (CO₂-Dunkelfixierung bei Rwb IV und Rwb III) beträgt $r = 0,69$ ($P < 0,01$), eine Korrelation mit der Dunkelfixierung des Aufwuchses besteht nicht. Auch in der fließenden Welle tritt ein deutliches Winterminimum auf. Auffällig ist das hohe Maximum im Sommer und das halb so hohe im Herbst.

Die CO₂-Dunkelfixierung des Aufwuchses bei Btb II (Abb. 27) erreicht ähnliche Werte, wie sie im Rohrwiesenbach gemessen wurden (mittlere CO₂-Dunkelfixierung: 0,63 mg C/m² · d $\hat{=}$ 230 mg C/m² · Jahr, Extremwerte: 0,077 und 1,94 mg C/m² · d). Sie beträgt im Mittel 2,1 % des Wertes der Primärproduktion; die Extremwerte liegen hier bei 1 % und 32 %. Der jahreszeitliche Verlauf folgt nicht der

Tab. 9. Signifikante Korrelationen der CO₂-Dunkelfixierung.

DP:	Rwb III—Btb II	0,71**
DP:	Rwb III—Rwb IV	0,69**
DP:	Btb II —Rwb IV	0,56*
Rwb III:	DA —COD/Cr	—0,83*
	DP —B	0,77**
	DP —NO ₃	0,97***
	DP —Ges. anorg. N	0,97***
	DP/B—COD/Cr	—0,92**
Rwb IV:	DA —COD/Mn	—0,95**
	DP —B	0,72**
Btb II:	DA —PA	0,58*
	DA —NH ₄ ⁺	0,87**
	DA —NO ₂	0,79*
	DA —NH ₄ ⁺ · W	0,75*
	DP —PA	0,59*
	DP —PP	0,66*
	DP —NO ₂	0,85**
	DP/B—PP	0,68**
	DP/B—PA	0,68**

Es bedeuten:

DA = Dunkelfixierung Aufwuchs	DP/B = spezifische CO ₂ -Dunkelfixierung
DP = Dunkelfixierung Plankton	COD/Cr = COD mit K ₂ Cr ₂ O ₇ bestimmt
B = Bakteriengehalt	COD/Mn = COD mit KMnO ₄ bestimmt
PA = Primärproduktion Aufwuchs	*** 0,001 \geq P
PP = Primärproduktion Plankton	** 0,01 \geq P > 0,001
W = Wasserführung	* 0,05 \geq P > 0,01

Temperatur. Die Winterwerte liegen kaum unter den Sommerwerten. Das Minimum tritt im Frühjahr auf.

Die CO₂-Dunkelfixierung der fließenden Welle (Abb. 28) erreicht 9 bis 72 % der Primärproduktion, im Jahresmittel liegt sie bei 18 %. Die mittlere Fixierung beträgt 0,67 mg C/m³ · d mit Extremwerten bei 0,13 und 1,66 mg C/m³ · d. Das Minimum dauert den ganzen Winter, ein Minimum im Frühjahr wurde nicht festgestellt. Eine Korrelation der Dunkelfixierung von Aufwuchs und fließender Welle besteht nicht.

Die mittlere CO₂-Dunkelfixierung des Aufwuchses liegt bei allen 3 Untersuchungsstellen etwa in der gleichen Größenordnung (Rwb III: 0,79 mg C/m² · d, Rwb IV: 0,68 mg C/m² · d, Btb II: 0,63 mg C/m² · d). Eine Korrelation zwischen den Untersuchungsstellen besteht aber nicht.

Im Gegensatz dazu unterscheiden sich die mittleren Fixierungsraten des Planktons erheblich (Rwb III: 1,56 mg C/m³ · d, Rwb IV: 3,10 mg C/m³ · d, Btb II: 0,67 mg C/m³ · d), sind aber, was den jahreszeitlichen Verlauf betrifft, signifikant miteinander korreliert (s. Tab. 9).

Die signifikanten Korrelationen der CO₂-Dunkelfixierung mit weiteren Parametern (v. a. Chemismus und Primärproduktion) sind in Tab. 9 enthalten.

2. Diskussion

Bei der Diskussion der Daten wird von den Werten der CO₂-Dunkelfixierung ausgegangen. Auf eine Umrechnung der Daten auf die Gesamtbiossymbiosebildung mit Hilfe beispielsweise des „6 %-Wertes“ von KUSNETSOV & ROMANENKO (1966) wird wegen der fehlenden Sicherung eines derartigen Wertes verzichtet.

Es sei an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen, daß die Aufnahme-mechanismen für CO₂ bei Bakterien äußerst komplex sind. Eine zusammenfassende Messung der CO₂-Aufnahme als Maß für die Aktivität bzw. Biossymbiosebildung einer Bakterienpopulation ist daher sehr problematisch. So sind die mit dieser Methode gewonnenen Daten und die daraus möglichen Schlüsse mit Zurückhaltung zu betrachten.

Das gilt besonders für die Aufwuchsuntersuchungen. Hier erreicht die CO₂-Dunkelfixierung im Vergleich mit der Primärproduktion nur sehr geringe Werte (selten über 3 % der Primärproduktion). Es besteht damit die Möglichkeit, daß ein wesentlicher Teil der gemessenen Dunkelfixierung von Algen stammt (vgl. OVERBECK 1972b; OVERBECK & DALEY 1973). Allerdings spricht dagegen, daß Korrelationen zwischen CO₂-Dunkelfixierung und Primärproduktion nur bei Btb II ermittelt wurden, nicht bei Rwb III und Rwb IV. Die Dunkelfixierungsdaten der fließenden Welle sind wegen der hier geringen Algen- und hohen Bakterienzahl mit größerer Sicherheit der Aufnahme durch Bakterien zuzuordnen.

Bezüglich der Beziehungen der CO₂-Dunkelfixierung zur Temperatur sei auf die eingeschränkte Repräsentativität der gemessenen Werte für das Temperatur-

geschehen im Bach hingewiesen, die bereits in Zusammenhang mit der Primärproduktion diskutiert wurde.

a) Aufwuchs

Was die angewandte Methodik der Untersuchung der CO₂-Dunkelfixierung als Maß für die Aktivität der Aufwuchsbakterien betrifft, sind zunächst einige grundsätzliche Anmerkungen nötig. Es ist nicht bekannt, ob die bakterielle Aufwuchsfloora auf exponierten Plastikfolien nach einer gewissen Zeit der natürlicher Substrate entspricht. Das erscheint zumindest zweifelhaft, denn die im Vergleich mit Algen erheblich kleineren Bakterien nutzen die Unregelmäßigkeiten ihrer Aufwuchssubstrate sicherlich mehr als Algen, so daß eine glatte Plastikfolie möglicherweise eine quantitativ und qualitativ andersartige Bakterienflora trägt als ein natürliches Substrat.

Während Primärproduktion auf der lichtexponierten Oberfläche des Bachgrundes erfolgt, finden wesentliche Teile der nichtplanktischen Aktivität von Bakterien und Pilzen in Detritusablagerungen und unterhalb der Sedimentoberfläche statt. Während man also die Primärproduktion mit der Erfassung von Plankton und Aufwuchs (ggf. auch der Makrophyten) recht gut ermitteln kann, hat man mit der Untersuchung von fließender Welle und exponierten Folien nur einen Teil der in Bächen vorhandenen Aktivität von Bakterien und Pilzen berücksichtigt.

Die CO₂-Dunkelfixierung auf den Plastikfolien bei Rwb III macht nur einen kleinen Bruchteil des Wertes der Primärproduktion aus (Abb. 23). Zur Temperatur besteht keine eindeutige Beziehung. Hohe Werte treten schon bei mittleren Temperaturen auf. Bei niedrigen Temperaturen erfolgt ein leichter Abfall, ein deutlicher nach der Schädigung durch Frost vor der Januar-Untersuchung. Das extreme Minimum im Sommer am Ende der Untersuchungsserie ist wahrscheinlich, wie der entsprechende Wert der Primärproduktion, mit einem zeitweiligen Austrocknen der ausgelegten Folien zu erklären.

Die negative Korrelation mit der organischen Substanz ($r = -0,83$, $P < 0,05$) dürfte nicht auf einen direkten kausalen Zusammenhang (wenig organische Substanz vorhanden, weil sie von Bakterien aufgenommen wird, und viel organische Substanz vorhanden, weil wenig Bakterien aktiv sind) zurückgehen. Vielmehr ist der hohe Korrelationskoeffizient (es sei betont, daß nur wenige Meßwerte zur Berechnung herangezogen werden konnten, aber Signifikanz ist vorhanden) wohl über die Wasserführung zustande gekommen. Im Winter gab es regelmäßig hohe Wasserführungen, die zu hohen Konzentrationen an organischer Substanz führen (s. V. 7), gleichzeitig ist die Aktivität der Bakterien zu dieser Jahreszeit geringer.

Die CO₂-Dunkelfixierung des Aufwuchses (DA) bei Rwb IV (Abb. 25) ist nicht mit der bei Rwb III korreliert. Sie erreicht ebenfalls nur kleine Werte im Vergleich zur Primärproduktion, mit der sie nicht korreliert ist. Dagegen gibt es eine gesicherte Beziehung zur Temperatur (T), wenn die Sommereinbrüche (22./23. 5.

74, 17./18. 7. 74: wahrscheinlich durch zeitweiliges Austrocknen der künstlichen Aufwuchsträger geschädigte Populationen) unberücksichtigt bleiben:

$$DA = 0,310 \cdot e^{0,104 T} \quad (r = 0,82, P < 0,01, Q_{10} = 2,8).$$

Die bereits bei Rwb III beobachtete negative Korrelation mit der Konzentration der gelösten organischen Substanz tritt hier ebenfalls auf ($r = -0,95, P < 0,01$). Wahrscheinlich handelt es sich auch hier um den schon beschriebenen Effekt. Wasserführungsdaten sind von dieser Untersuchungsstelle allerdings nicht bekannt.

Die Werte der CO₂-Dunkelfixierung des Aufwuchses bei Btb II (Abb. 27) sind nicht mit denen des Rohrwiesenbachs korreliert. Auch hier sind sie nur klein im Vergleich zur Primärproduktion, obwohl an einem Untersuchungstag (19./20. 10. 73) 32 % gemessen wurden. Diesen Wert kann man interpretieren als verstärkte heterotrophe mikrobielle Aktivität während bzw. nach dem langsamen Absterben der Primärproduzenten (vor allem der Makrophyten) und nach dem Einsetzen des Laubfalls. Auffällig ist das in beiden Jahren aufgetretene Frühlingsminimum, das mit einem Minimum des Vorkommens an gelösten organischen Substanzen zusammenfällt, dessen Ursache ungewiß ist (s. Kap. V. 7. c).

Die Korrelation der CO₂-Dunkelfixierung mit der Aufwuchsprimärproduktion ($r = 0,58, P < 0,05$) spricht für eine gewisse Abhängigkeit der bakteriellen Aufwuchspopulationen von der Primärproduktion, im Gegensatz zum Rohrwiesenbach. Das stimmt gut mit der offensichtlichen Tatsache überein, daß der Breitenbach stärker durch autochthone Primärproduktion bestimmt ist als der Rohrwiesenbach.

Eine sichere Beziehung zur Temperatur erhält man nur, wenn man die 3 Werte des Frühlingsminimums (2./3. 6. 73, 23./24. 4. 74, 22./23. 5. 74) nicht berücksichtigt:

$$DA = 0,0966 \cdot e^{0,218 T} \quad (r = 0,68, P < 0,05, Q_{10} = 8,9).$$

Die Beziehung wird noch sicherer, verzichtet man auch auf den Wert des Herbstmaximums (19./20. 10. 73):

$$DA = 0,0585 \cdot e^{0,260 T} \quad (r = 0,84, P < 0,01, Q_{10} = 13,5).$$

Das zeigt, daß neben der Temperatur zumindest zeitweise noch andere Faktoren eine wichtige Rolle spielen.

b) Plankton

Die Werte der CO₂-Dunkelfixierung der fließenden Welle bei Rwb III (Abb. 24) zeigen, daß die Bakterien mit ihrer Aktivität die Algen deutlich übertreffen, selbst wenn man für die Umrechnung auf Biomassenbildung einen niedrigeren Anteil der CO₂-Fixierung als den 6 %-Wert von KUSNETSOV & ROMANENKO (1966) annimmt.

Die jahreszeitlichen Schwankungen scheinen trotz einiger Unregelmäßigkeiten wesentlich von der Temperatur beeinflusst zu sein. Für die Beziehung Temperatur (T) — CO₂-Dunkelfixierung (DP) wurde die recht gut gesicherte Gleichung

$$DP = 0,282 \cdot e^{0,167 T} \quad (r = 0,83, P < 0,001, Q_{10} = 5,3)$$

berechnet (Abb. 30). Der steile Anstieg ($Q_{10} = 5,3$) ist dabei nur zu einem Teil Resultat der direkten Abhängigkeit der bakteriellen Aktivität von der Temperatur. Wesentlich beteiligt sind wahrscheinlich jahreszeitliche Größenschwankungen der Biomasse, die natürlich auf die temperaturbedingten Aktivitätsänderungen zurückgehen.

Darauf weist schon die gute Korrelation von CO₂-Dunkelfixierung und Bakterienzahl in der fließenden Welle hin ($r = 0,77, P < 0,01$). (Die Zahl der Bakterien wurde durch direkte, phasenkontrastmikroskopische Zählung von Membranfilterpräparaten erfaßt. Methodische Einzelheiten bei MARXSEN 1980). Die spezifische CO₂-Dunkelfixierung (Fixierung bei einem Bakteriengehalt von 10⁶/ml) zeigt gegenüber dem ursprünglichen Verlauf (Abb. 24) stark gedämpfte Schwankungen (Abb. 31; die hier scheinbar größeren Schwankungen sind Resultat unterschiedlicher Maßstäbe). Die spezifische Dunkelfixierung weist, läßt man den Wert der Untersuchung vom 19./20. 10. 73 außer Betracht, gewisse Beziehungen zur Temperatur auf. Allerdings ist die berechnete Kurve

$$DP/B = 0,186 \cdot e^{0,0807 T} \quad (r = 0,61, P > 0,05, Q_{10} = 2,2)$$

mathematisch nicht gesichert. Die starke Streuung der Einzelwerte spricht dafür, daß noch andere Faktoren die Aktivität der Bakterien in der fließenden Welle beeinflussen. Für Q_{10} ergibt sich jetzt ein deutlich geringerer Wert (2,2) gegenüber dem Wert (5,3), der aus den Ausgangsdaten ermittelt wurde. Hier wird noch einmal die Bedeutung der Bakterienzahl für die Größe der CO₂-Dunkelfixierung sichtbar.

Besonders auffällig ist der hohe Wert der spezifischen CO₂-Dunkelfixierung im Oktober (Abb. 31). Er wurde kurz nach dem Einsetzen des starken Laubfalls gemessen, der vermutlich zu einem erhöhten Angebot an leicht abbaubaren organischen Substanzen führt (s. Kap. V. 7). Dieses wiederum kann eine Steigerung der bakteriellen Aktivität hervorrufen.

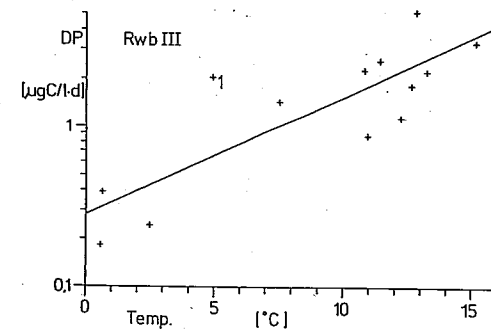


Abb. 30. Rwb III, CO₂-Dunkelfixierung in der fließenden Welle (DP) in Beziehung zur Temperatur. 1: 19./20. 10. 73.

Fig. 30. Rwb III, relationship between CO₂ dark fixation in the moving body of water (DP) and temperature. 1: investigation from 19./20. 10. 73.

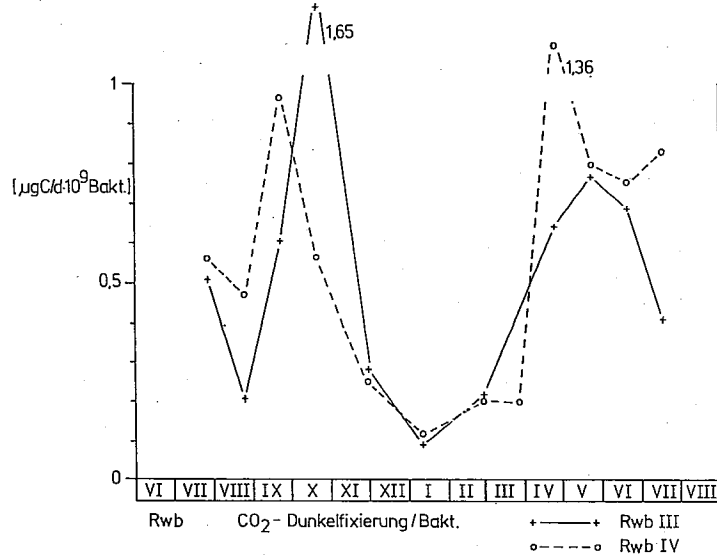


Abb. 31. Rohrwiesenbach, spezifische CO₂-Dunkelfixierung von Juni 1973 bis Juli 1974.
 Fig. 31. Rohrwiesenbach, specific CO₂ dark fixation (fixation of 10⁹ bacteria = fixation per l at a concentration of 10⁹ bacteria/ml) from June 1973 to July 1974.

Die deutliche negative Korrelation der spezifischen CO₂-Dunkelfixierung mit der Konzentration an gelösten organischen Substanzen dürfte wohl auf einen ähnlichen Effekt zurückgehen, wie er schon für die Korrelation zwischen Dunkelfixierung des Aufwuchses und der Konzentration an gelösten organischen Substanzen erläutert wurde.

Der Korrelationskoeffizient für die Beziehung zwischen CO₂-Dunkelfixierung und Primärproduktion der fließenden Welle bei Rwb IV bleibt kurz unter der Signifikanzgrenze. Die Betrachtung der Kurve (Abb. 26) zeigt, daß zu den Maxima der Primärproduktion immer auch Maxima der Dunkelfixierung gehören, wobei in einem Fall dieses Maximum 4 Wochen nach dem Maximum der Primärproduktion liegt. Eine genaue Beurteilung, wie weit die Maxima der bakteriellen Aktivität und der Primärproduktion gleichzeitig sind oder ob, ggf. in welchem Abstand, sie aufeinander folgen, ist bei den großen Zeitabständen zwischen den Untersuchungstagen (4 Wochen) nicht möglich.

Gerade bei Rwb IV, wo der Anteil der CO₂-Dunkelfixierung an der Primärproduktion in der fließenden Welle meist recht gering ist (Abb. 26), ist zu beachten, daß ein erheblicher Teil der Dunkelfixierung von Algen geleistet sein könnte (vgl. OVERBECK 1972b; OVERBECK & DALEY 1973). Daher sind diese Werte, ähnlich wie die des Aufwuchses, mit besonderer Vorsicht zu betrachten.

Neben den Beziehungen zur Primärproduktion, das bedeutet in diesem Fall hauptsächlich zur Primärproduktion des Planktons der oberhalb gelegenen Fischteiche, ist die Abhängigkeit von der Temperatur, trotz einiger Abweichungen, deutlich:

$$DP = 0,472 \cdot e^{0,175 T} \quad (r = 0,77, P < 0,01, Q_{10} = 5,7).$$

Auch hier resultiert vermutlich ein wesentlicher Teil des steilen Anstiegs aus einem indirekten Temperatureffekt über die Biomassendynamik. Die Korrelation von CO₂-Dunkelfixierung und Bakterienkonzentration ist wieder deutlich ($r = 0,72$; $P < 0,01$), was auch an der Dämpfung der Schwankungen der spezifischen CO₂-Dunkelfixierung gegenüber den ursprünglichen Schwankungen erkennbar ist (Abb. 26, 31). Die Beziehung der spezifischen Dunkelfixierung zur Temperatur ist mathematisch gesichert, obwohl insbesondere der Wert des Frühjahrsmaximums herausfällt:

$$DP/B = 0,166 \cdot e^{0,121 T} \quad (r = 0,73, P < 0,01, Q_{10} = 3,4).$$

Auch hier führt die Erklärung für die besonders aktive Bakterienpopulation im Frühling auf eine möglicherweise besonders große Menge an leicht abbaubaren gelösten organischen Substanzen, die hier von Algen ausgeschieden werden müßten. Das ist allerdings den chemischen Daten nicht zu entnehmen.

CO₂-Dunkelfixierung der fließenden Welle bei Rwb III und Rwb IV sind miteinander korreliert ($r = 0,69$, $P < 0,01$). Die Werte bei Rwb IV sind absolut höher als die bei Rwb III, haben aber einen kleineren Anteil an der Primärproduktion (im Mittel 4,9 % bei Rwb IV, 71 % bei Rwb III). Der Wert von 4,9 % bedeutet, daß die Biomassenbildung der Bakterien bei Rwb IV möglicherweise einen ähnlich hohen Wert erreicht wie die Primärproduktion. Allerdings bedarf diese Vermutung wegen der besonders hier möglichen CO₂-Dunkelfixierung durch Algen noch der Bestätigung.

Die absoluten Werte der CO₂-Dunkelfixierung der fließenden Welle betragen bei Btb II fast die Hälfte der Werte bei Rwb III. Was das Verhältnis zur Primärproduktion betrifft, so liegt es mit einem Mittelwert von 18 % deutlich unter dem Wert bei Rwb III. Dennoch dürfte auch hier die Biomassenbildung der Bakterien die Produktion der Algen in der fließenden Welle übertreffen. Der jahreszeitliche Verlauf der Dunkelfixierung (Abb. 28) ist mit dem bei Rwb III und dem bei Rwb IV korreliert (s. Tab. 9).

Die Temperatur steht auch hier in deutlicher Beziehung zu den Fixierungsraten:

$$DP = 0,0315 \cdot e^{0,332 T} \quad (r = 0,81, P < 0,001, Q_{10} = 27,5).$$

Auffällig ist der hohe Wert von Q₁₀. Er ist nicht allein Folge der Biomassenveränderung, denn für DP/B in Abhängigkeit von der Temperatur ergibt sich ein Wert für Q₁₀ von 17,0 (Abb. 32):

$$DP/B = 0,0354 \cdot e^{0,283 T} \quad (r = 0,77, P < 0,01, Q_{10} = 17,0).$$

Der jahreszeitliche Verlauf der spezifischen CO_2 -Dunkelfixierung (Abb. 33) ist also offenbar zu einem wesentlichen Teil von der Temperatur abhängig. Im Herbst tritt ein kleines Maximum auf, das mit dem Laubfall und absterbenden Makrophyten in Verbindung gebracht werden kann. Möglicherweise gab es zwischen den Untersuchungsterminen ein deutlicheres Herbstmaximum, das nicht erfaßt wurde. Besonders hoch ist das Sommermaximum im Juni. Im Rohrwiesenbach wurde in einem vergleichbaren Fall eine erhöhte Menge an leicht abbaubaren or-

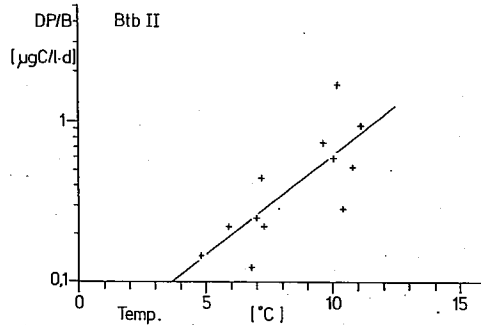


Abb. 32. Btb II, spezifische CO_2 -Dunkelfixierung in der fließenden Welle (DP/B) in Beziehung zur Temperatur.

Fig. 32. Btb II, relationship between specific CO_2 dark fixation in the moving body of water (DP/B) and temperature.

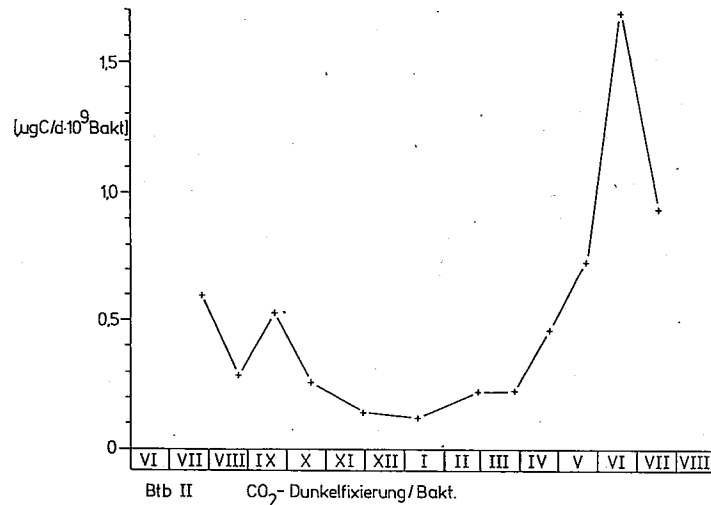


Abb. 33. Btb II, spezifische CO_2 -Dunkelfixierung von Juni 1973 bis Juli 1974.

Fig. 33. Btb II, specific CO_2 dark fixation from June 1973 to July 1974.

ganischen Substanzen angenommen, worauf noch andere Daten hinwiesen. Hier gibt es keine Bestätigung durch die Ergebnisse der chemischen Analysen. Dennoch ist nicht auszuschließen, daß es durch die Makrophytenentwicklung zu einer Veränderung in der Zusammensetzung der gelösten organischen Substanzen kommt.

Die positive Korrelation mit den Parametern der Primärproduktion (s. Tab. 9) deutet eine Beziehung der bakteriellen Aktivität in der fließenden Welle zur Primärproduktion des Baches an, obwohl die zeitliche Ähnlichkeit des Ablaufes beider Prozesse auch temperaturbedingt sein kann. Da es aber eine derartige Korrelation im Rohrwiesenbach nicht gibt, darf ihr Auftreten im Breitenbach als Hinweis auf mehr als temperaturbedingte Gleichartigkeit des jahreszeitlichen Verlaufes der Aktivität von Algen und Bakterien angesehen werden.

c) Folgerungen für die Rolle von Bakterien und Algen

Es ergibt sich also für den Rohrwiesenbach (oberhalb des Fischteichabflusses) keine Beziehung der bakteriellen Aktivität, gemessen als CO_2 -Dunkelfixierung, zur autochthonen Primärproduktion, aber Hinweise auf die Bedeutung allochthoner Faktoren sind vorhanden. Im Breitenbach dagegen laufen bakterielle Aktivität und autochthone Primärproduktion weitgehend parallel. Im Rohrwiesenbach unterhalb des Fischteichabflusses scheint zumindest in der fließenden Welle die Primärproduktion des Teiches Grundlage der Aktivität der Bakterien zu sein.

Nach den Untersuchungen der fließenden Welle sind die Bakterien für das biologische Geschehen, speziell für die Biomassenbildung, im Rohrwiesenbach, dort wo er noch Waldbach ist (Rwb III), wichtiger als die Primärproduzenten. Unter dem Einfluß der Fischteiche erreichen beide Organismengruppen etwa gleiches Gewicht. Der Breitenbach als Wiesenbach mit starker autochthoner Primärproduktion liegt dazwischen, aber noch mit einem deutlichen Übergewicht der organische Substanz abbauenden Mikroorganismen.

Nimmt man die auf Aufwuchsfolien gemessenen Daten, so ergibt sich für Rwb III und Rwb IV eine fast gleiche Größe der CO_2 -Dunkelfixierung, bezogen auf die Primärproduktion, nämlich im Jahresmittel 1,3 % bzw. 1,2 %. Im Breitenbach liegt der Wert höher, bei 2,1 %. Das würde bedeuten, daß im Breitenbach die heterotrophen Mikroorganismen relativ zu den Primärproduzenten wichtiger sind als im Rohrwiesenbach, was mit den übrigen Ergebnissen nicht übereinstimmt. Offenbar repräsentiert der Aufwuchs auf den Folien die natürlichen Verhältnisse, was heterotrophe Mikroorganismen betrifft, nicht gut. Ein besseres Maß für den Anteil von heterotrophen und photoautotrophen Mikroorganismen am biologischen Geschehen im Bach scheinen die Untersuchungen der fließenden Welle zu sein. Das läßt sich damit erklären, daß die fließende Welle Vermittler zwischen allen Partialsystemen des Baches ist, während exponierte Aufwuchsträger nur einen Teil von ihnen (Epilithon und Sedimentaufwuchs) repräsentieren, und das, was die Bakterien betrifft, wahrscheinlich noch nicht einmal besonders gut.

VIII. Eintrag partikulären organischen Materials

In beide Bäche werden im Laufe eines Jahres große Mengen partikulären organischen Materials eingetragen. Es besteht vorwiegend aus Laub, Ästen und Zweigen, Gräsern und Kräutern. Tierisches Material spielt quantitativ keine wichtige Rolle. Das tote, allochthone Material hat große Bedeutung als Nahrungsquelle für heterotrophe Organismen. Es steht praktisch an jeder Stelle der beiden Bäche das ganze Jahr über zur Verfügung, allerdings in sehr unterschiedlichen Mengen. Der Hauptteil wird im Herbst eingetragen, kleinere Mengen aber auch in anderen Jahreszeiten (Abb. 34, 35). Das ganze Jahr über können an vielen Stellen noch nicht abgebaute Reste von Blättern und Zweigen beobachtet werden.

Bei der Untersuchung wurden nur Partikel erfasst, die im Netz der Blattfalle, das eine Maschenweite von 1 mm hatte, zurückblieben. Kleinere Teilchen, die vom Wasser eingespült oder vom Wind eingeweht wurden, konnten nicht berücksichtigt

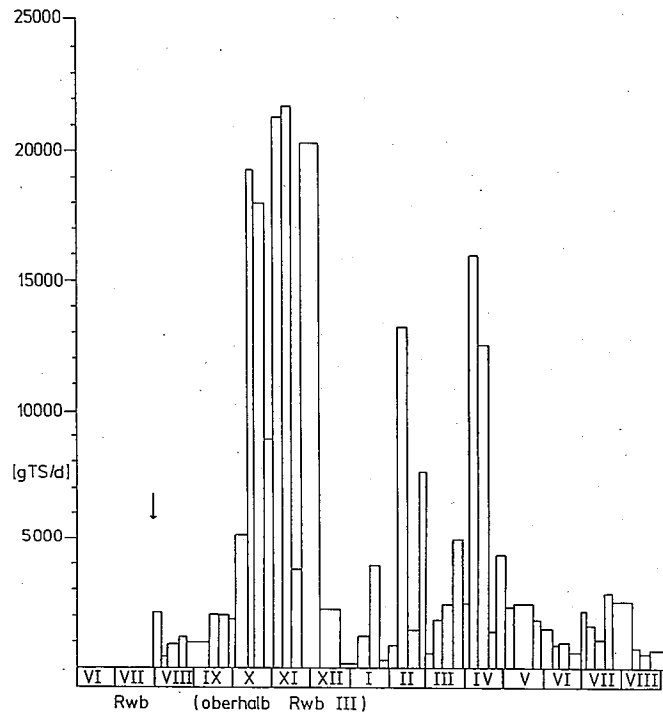


Abb. 34. Rohrwiesenbach, Eintrag von grobpartikulärem organischen Material von der Quelle bis Rwb III. Die Pfeile markieren Anfang und Ende der Untersuchungen (29. 7. 73—3. 9. 74).
 Fig. 34. Rohrwiesenbach, input of coarse particulate organic material from the spring to sampling station Rwb III. The arrows mark beginning and end of investigations (29. 7. 73—3. 9. 74).

werden. Ebenso wurden auch Bakterien und andere kleine Organismen, die sicher in großer Zahl aus der Umgebung in den Bach gelangen, nicht erfasst.

Der Rohrwiesenbach erhält wegen der unterschiedlichen Vegetation der Umgebung wesentlich mehr an partikulären allochthonen Substanzen als der Breitenbach. Auf der Untersuchungsstrecke des Rohrwiesenbachs sind es im Mittel 1719 g Trockensubstanz (TS)/m² · Jahr, im Breitenbach nur 643 g TS/m² · Jahr. Im Rohrwiesenbach fällt im wesentlichen Buchenlaub (*Fagus sylvatica* L.) ein, im unteren Abschnitt auch viel Laub von Pappeln (*Populus nigra* L.) und Erlen (*Alnus glutinosa* GAERTN.). Im Gebiet des Buchenwaldes wurde der Maximalwert des Eintrags mit 3440 g TS/m² · Jahr gefunden. Im ersten Teil seines Laufes durchfließt der Rohrwiesenbach ein Wiesengelände, wo im Sommer bei der Heumahd größere Mengen an Wiesenpflanzen in den Bach gelangen können, was aber quantitativ bei weitem nicht den fehlenden Laubeinfall ausgleicht. Das hier ermittelte Minimum des Eintrags beträgt 121 g TS/m² · Jahr.

Der Oberlauf des Breitenbachs (oberhalb Entnahmestelle Btb I) durchfließt in seinem größten Teil Buchenwaldgebiete, ähnlich wie der Rohrwiesenbach. Im Mittel beträgt der Eintrag partikulärer allochthoner organischer Substanzen in diesem Teil

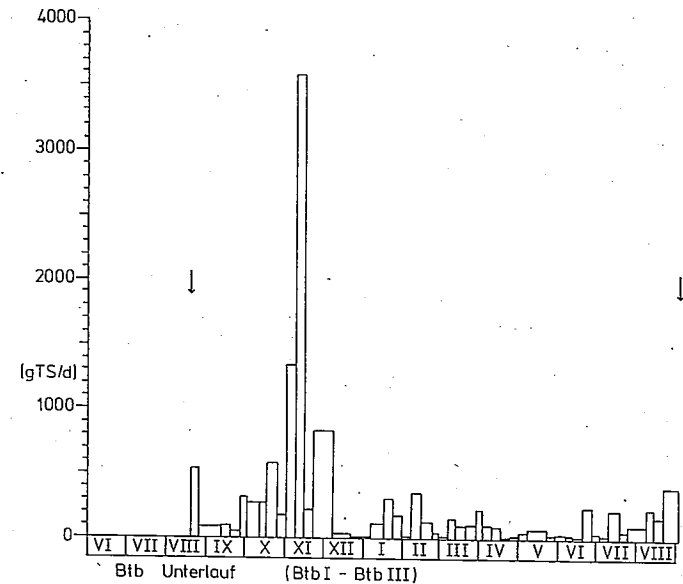


Abb. 35. Breitenbach, Eintrag von grobpartikulärem organischen Material zwischen den Untersuchungsstellen Btb I und Btb III. Die Pfeile markieren Anfang und Ende der Untersuchungen (19. 8. 73—3. 9. 74).
 Fig. 35. Breitenbach, input of coarse particulate organic material between the sampling stations Btb I and Btb III. The arrows mark beginning and end of the investigations (19. 8. 73—3. 9. 74).

907 g TS/m² · Jahr. Der Unterlauf von Untersuchungsstelle Btb I bis Btb III befindet sich meist in der Mitte des Tales und erhält nur wenig Laub, noch weniger als der obere Abschnitt des Rohrwiesenbaches (vgl. Tab. 10). Auch hier kann durch die Heumähd eine größere Menge an allochthonem Material in den Bach gelangen. Im Mittel erreicht der Eintrag in diesem Abschnitt 127,1 g TS/m² · Jahr. Das macht für den Bereich von der Quelle bis zur Untersuchungsstelle Btb III einen Mittelwert von 643 g TS/m² · Jahr.

Tab. 10. Eintrag partikulären organischen Materials in Rohrwiesenbach und Breitenbach.

	kg TS/J		g TS/ m ² · J	Bachfläche m ²	
		%			%
Rohrwiesenbach					
Quelle—Rwb III	1798	100 %	1719	1046,1	100 %
Quelle—Rwb I	44,5	2,5 %	764	58,2	5,6 %
Rwb I—Rwb II	435	24,2 %	1658	262,2	25,1 %
Rwb II—Rwb III	1319	73,4 %	1818	725,7	69,4 %
Breitenbach					
Quelle—Btb III	1322	100 %	643	2056,4	100 %
Quelle—Btb I	1233	93,3 %	907	1359,9	66,1 %
Btb I —Btb II	68,1	5,2 %	124,9	545,0	26,5 %
Btb II —Btb III	20,5	1,5 %	134,9	151,5	7,4 %

IX. Schlußbetrachtung

In der traditionellen ökologischen Forschung, auch in der gewässerökologischen, wurden Bakterien und Pilze fast nur in ihrer Funktion als Destruenten organischen Materials betrachtet. Fast alle Organismen außer den reinen Primärproduzenten, die Konsumenten, mineralisieren organische Substanz, das heißt, sie oxidieren die darin enthaltenen Elemente. Nun wurde angenommen, daß auf höheren Trophieebenen Konsumation gleichzeitig Biomassenbildung bedeutet, auf der Ebene der Mikroorganismen sollte aber keine Biomassenbildung oder nur eine sehr geringe im Vergleich zur Gesamtkonsumation vorhanden sein. Dagegen gibt RHEINHEIMER (1975) an, daß ca. 20—60 % der von Bakterien und Pilzen aufgenommenen organischen Stoffe in körpereigene Substanz übergeführt wird, und MEISSNER (1958) errechnete, daß Bakterien 52,5 % der von ihnen aufgenommenen organischen Stoffe in ihren Organismus einbauen. Für Seen konnte gezeigt werden, daß die Bakterien mit ihrer Biomasse eine wichtige Rolle in der Nahrungskette spielen können. So berichteten KUSNETSOV & ROMANENKO (1966) über den Rybinsker Stausee, daß die Biomassenbildung der Bakterien im Jahre 1964 die Primärproduktion übertraf. Weitere Autoren (OVERBECK 1972a,b,c; TILZER 1972a,b; GRANBERG 1974; ANDERSON & DOKULIL 1977) weisen auf eine ähnliche Bedeutung der bakteriellen Biomasse in den von ihnen untersuchten Seen hin.

WUHRMANN (1974) betont, daß die Rolle der heterotrophen Mikroorganismen in Fließgewässern mit dem Begriff „Destruenten“ bei weitem nicht ausreichend beschrieben ist und daß die Trophiepyramide in aquatischen Ökosystemen auf 3 Formen der primären Biomassenbildung beruht, nämlich auf „phototropher“, „heterotropher“ und „lithotropher“. Auf dieser Grundlage unterscheidet er mehrere Typen von Fließgewässern, je nachdem, welche Rollen den erwähnten 3 Formen der primären Biomassenbildung zukommen. Hier sollen nur die beiden von negativen menschlichen Einflüssen weitgehend verschonten Typen diskutiert werden.

System I ist ein beschatteter Waldbach. Dominierende Energie- und Kohlenstoffquelle ist partikuläre organische Substanz aus der Umgebung des Baches. Primärproduktion spielt nur eine geringe Rolle, ebenso „lithotrophe“ Prozesse. Derartige Waldbäche sind in den gemäßigten Zonen ursprünglich sicher die vorherrschenden kleinen Fließgewässer gewesen. So ein Bach ist auch der Rohrwiesenbach, nachdem er die Quellwiese verlassen hat, in den Teilen seines Laufes, die an den Entnahmestellen Rwb II und Rwb III untersucht wurden. Nur dieser Waldabschnitt soll im folgenden betrachtet werden. Auch hier spielt die Primärproduktion gegenüber dem Import an organischen Substanzen nur eine untergeordnete Rolle.

Rohrwiesenbach (von der Quelle bis Rwb III)

Primärproduktion	23 kg C/Jahr (3 %)
Eintrag von grobpart. organ. Material	662 kg C/Jahr (97 %)
	<u>685 kg C/Jahr (100 %)</u>

Das entspricht:

Primärproduktion	22,2 g C/m ² · Jahr (3 %)
Eintrag von grobpart. organ. Material	634 g C/m ² · Jahr (97 %)
	<u>656 g C/m² · Jahr (100 %)</u>

In diesen Daten zeigt sich deutlich die untergeordnete Rolle der Primärproduktion. Der Anteil von 3 %, den die Primärproduktion pro Jahr nach dieser Berechnung zur Verfügung stellt, wird dabei sogar noch überschätzt, denn nicht berücksichtigt wurden feinputikuläres organisches Material, das das Netz von 1 mm Maschenweite der Blattfallen passierte, und die gelöste organische Substanz, die in den Bach eingeschwemmt wurde. Im Sommer ist die Primärproduktion von größerer Bedeutung. Allerdings bleibt der Eintrag von partikulärem organischen Material fast durchweg größer als die Primärproduktion. Im übrigen befinden sich noch zahlreiche Pflanzenreste aus vorhergehenden Jahreszeiten im Bach, so daß auch im Sommer die Primärproduzenten nie eine dominierende Rolle als Nahrungsquelle für die heterotrophen Organismen einnehmen dürften.

Diese Annahme bestätigen auch die Ergebnisse der Untersuchungen zur CO₂-Dunkelfixierung, die bei Rwb III durchgeführt wurden. Sie nimmt in der fließenden Welle Werte von 14 bis 540 %, im Mittel 71 %, der Primärproduktion ein. Wenn sich daraus auch keine exakten Werte für die bakterielle Biomassenbildung errechnen lassen, so wird doch an diesen Zahlen die im Vergleich mit der Primärproduktion

weit größere Bedeutung der heterotrophen Prozesse deutlich, deren energetische und stoffliche Grundlage im wesentlichen die außerhalb des Baches stattfindende Primärproduktion ist. Auffällig ist, daß das Maximum der spezifischen CO_2 -Dunkelfixierung (Abb. 31) in die Zeit des herbstlichen Laubfalls fällt. Das ist ein weiterer Hinweis auf die Bedeutung allochthonen organischen Materials für die bakterielle Aktivität im Rohrwiesenbach.

Größere Bedeutung als bei Rwb III hat die autochthone Primärproduktion bei Rwb IV.

Rohrwiesenbach bei Rwb IV

Primärproduktion	20,1 g C/m ² · Jahr (14 %)
Eintrag von grobpartik. organ. Material	119 g C/m ² · Jahr (86 %)
	139 g C/m ² · Jahr (100 %)

Auch hier konnten, wie bei Rwb III, das feinputikuläre Material und die gelöste Substanz nicht erfaßt werden. Die Menge des allochthonen organischen Materials ist deutlich niedriger als bei Rwb III, dagegen erreicht die Primärproduktion eine ähnliche Höhe. Darüber hinaus ist der Einfluß der planktischen Algen aus den Fischteichen, deren Abfluß zwischen den Untersuchungsstellen Rwb III und Rwb IV in den Rohrwiesenbach mündet, zu berücksichtigen. Diese Algen sedimentieren teilweise im Bereich von Rwb IV. Sie erhöhen allerdings nicht die Primärproduktion des Aufwuchses, obwohl dem Augenschein nach die Biomasse der Algen auf dem Bachgrund bei Rwb IV deutlich größer ist als bei Rwb III. Berücksichtigt man die dem Rohrwiesenbach bei Rwb IV aus den Teichen zugeführten Algen, so dürfte die im Laufe des Jahres verfügbare Biomasse aus gewässerautochthoner Primärproduktion wesentlich größere Werte annehmen als bei Rwb III. Darauf weisen auch die Daten von Primärproduktion und CO_2 -Dunkelfixierung der fließenden Welle hin. In der relativen Bedeutung von allochthon und autochthon produzierter organischer Substanz als Nahrungsgrundlage für die heterotrophen Bachorganismen ist also bei Rwb IV eine deutlichere Veränderung der Relation zugunsten der autochthon produzierten Substanzen erfolgt, als es den Daten der Primärproduktion im Bach zu entnehmen ist.

Fließgewässersystem II bei WUHRMANN (1974) ist ein offener Klarwasserbach oder -strom, dessen Biomassenbildung energetisch im wesentlichen von der Lichteinstrahlung abhängt. Allerdings weist der Autor darauf hin, daß auch in so einem Ökosystem der Einfluß organischer Substanzen aus der terrestrischen Umgebung von Bedeutung ist, was oft unterschätzt oder gar vernachlässigt wurde. Der Breitenbach ist zu Beginn seines Laufes noch ein Waldbach, fließt dann aber bald durch offenes Wiesengelände. Etwa von der Untersuchungsstelle Btb I an kann man ihn als ausgesprochenen Wiesenbach bezeichnen. Der direkte Einfluß des Waldes wird hier recht gering. Kurz unterhalb von Btb I setzt eine starke Makrophytenvegetation ein. Diese Verhältnisse spiegeln sich auch im Vergleich von autochthoner Primärproduktion und Eintrag partikulären organischen Materials.

Breitenbach bei Btb II

Makrophyten-Produktion und	
Makrophytenaufwuchs-Produktion (geschätzt)	70—200 g C/m ² · J (55—78 %)
Primärproduktion Aufwuchs (ohne Makrophytenaufwuchs)	11,2 g C/m ² · J (4— 9 %)
Eintrag von grobpartik. organ. Material	46,8 g C/m ² · J (18—37 %)
	128—258 g C/m ² · J (100 %)

Breitenbach (von der Quelle des Oberlaufes bis Btb II)

Makrophyten-Produktion und	
Makrophytenaufwuchs-Produktion (geschätzt)	38 —109 kg C/J (7—18 %)
Primärproduktion Aufwuchs (ohne Makrophytenaufwuchs)	21,7 kg C/J (4 %)
Eintrag von grobpartik. organ. Material	478,8 kg C/J (79—89 %)
	538,5—609,5 kg C/J (100 %)

In beiden Fällen konnten das feinputikuläre allochthone organische Material (vgl. Rwb III) und die in gelöstem Zustand eingeschwemmte Substanz nicht berücksichtigt werden. Das heißt, der allochthone Einfluß ist größer, als aus dieser Tabelle ersichtlich ist. Die Werte für die Produktion der Makrophyten mit ihrem Aufwuchs wurden geschätzt. Zum Vergleich wurden vor allem Untersuchungen englischer (EDWARDS & OWENS 1960; OWENS & EDWARDS 1961, 1962; WESTLAKE et al. 1972; DAWSON 1973) und nordamerikanischer (TILLY 1968) Bäche herangezogen.

Die CO_2 -Dunkelfixierung der fließenden Welle in Relation zur Primärproduktion ist bei Btb II mit Werten von 9 bis 72 %, im Mittel 18 %, relativ geringer als im Rohrwiesenbach bei Rwb III. Darin kommt die größere Bedeutung der Primärproduktion zum Ausdruck. Darüber hinaus ist die CO_2 -Dunkelfixierung im Gegensatz zum Rohrwiesenbach mit der Primärproduktion von Plankton und Aufwuchs korreliert. Das bedeutet, daß die Aktivität der Bakterien der fließenden Welle in Zusammenhang steht mit der Primärproduktion des Baches, vermutlich zumindest zu einem Teil von ihr abhängig ist.

Es ist deutlich geworden, daß im Rohrwiesenbach, dort, wo er als Waldbach in einem naturnahen Zustand ist (Untersuchungsstelle Rwb III), die autochthone Primärproduktion nur eine geringe Bedeutung als Nahrungsgrundlage für heterotrophe Bachorganismen hat. Bakterien und Pilze leben weitgehend von partikulären und gelösten organischen Substanzen, die aus der Umgebung des Baches stammen, während sich die tierischen Konsumenten hauptsächlich von partikulärer organischer Substanz allochthoner Herkunft sowie Bakterien und Pilzen ernähren.

Aber auch im Wiesenbach Breitenbach (Untersuchungsstelle Btb II) mit großer autochthoner Primärproduktion von Makrophyten und Algen hat organisches Material aus der Umgebung des Baches erhebliche Bedeutung als Nahrungsgrundlage der heterotrophen Organismen.

Ein Sonderfall ist der Rohrwiesenbach bei Rwb IV. Hier beeinflussen Fischteiche den Bach stark. Besonders deutlich ist die Zufuhr von Planktonalgen, wodurch das Nahrungsangebot für heterotrophe Organismen erheblich verändert wird.

X. Zusammenfassung

An 2 Bächen des Schlitzlerlandes zwischen Vogelsberg und Rhön in Osthessen wurden von Juni 1973 bis August 1974 hydrologische und chemische Untersuchungen durchgeführt sowie der Eintrag von grobpartikulärem organischem Material aus der Umgebung der Bäche ermittelt. Außerdem wurden im unteren Untersuchungsbereich der Bäche Primärproduktion und CO₂-Dunkelfixierung von Aufwuchs und fließender Welle erfaßt. Im untersuchten Bereich durchquert der Rohrwiesenbach zunächst ein Wiesengebiet (Abb. 1, 2), dann fließt er auf etwa 1100 m durch Laubwald (Abb. 3—6). Der Breitenbach ist an seinem oberen Teil dicht von Wald umstanden, im untersuchten Bereich ist er von Wiesen umgeben (Abb. 8—12).

Die chemischen Analysendaten (Tab. 3—6) geben keinen Hinweis auf einen direkten menschlichen Einfluß auf den Wasserchemismus, obwohl die Wiesen am Breitenbach regelmäßig, am Rohrwiesenbach gelegentlich gedüngt werden.

Im Rohrwiesenbach wurde im Herbst zur Laubfallzeit bachabwärts eine Abnahme der Fracht der Gesamtmenge der anorganischen N-Verbindungen beobachtet (Abb. 18), was mit einer Aufnahme dieser Substanzen durch Bakterien und Pilze erklärt wird. Zeitweise wurde sogar kein Nitrat gefunden, nur noch Ammonium und Nitrit.

Die Konzentration der gelösten organischen Stoffe (Tab. 6) bewegte sich weitgehend unterhalb der Werte, die aus meso- bis euproduktiven Seen bekannt sind. Nur im Rohrwiesenbach war sie gelegentlich höher, kurzzeitig (zur Laubfallzeit) auch bei Entnahmestelle I des Breitenbachs (Tab. 6, Abb. 19). Im Rohrwiesenbach nahm die Konzentration mit steigender Wasserführung (W) zu (Abb. 20). Für diese Beziehung wurden Gleichungen der Form $\log \text{COD} = a \cdot \log W + b$ berechnet. Zeitweise war die Konzentration der gelösten organischen Stoffe deutlich höher, als den berechneten Beziehungen entsprach. Zu diesen Zeiten war die Zufuhr allochthoner Substanzen, vor allem aus frisch gefallenem Laub, besonders hoch. Der Anteil organischer Stoffe, die von bacheigenen Primärproduzenten stammen, ist nur sehr gering. Im Breitenbach dagegen haben diese Substanzen einen wesentlich größeren Anteil. Der allochthone Einfluß tritt hier zurück.

Im Rohrwiesenbach hat die Primärproduktion des Baches gegenüber dem eingetragenen, partikulären organischen Material quantitativ nur sehr geringe Bedeutung als Nahrungsquelle für heterotrophe Organismen: Primärproduktion des Aufwuchses 22,2 g C/m² · Jahr (Makrophyten fehlen), Eintrag von grobpartikulärem organischem Material 634 g C/m² · Jahr (jeweils bei Untersuchungsstelle Rwb III). Im Breitenbach übertrifft die autochthone Primärproduktion den Eintrag an grobpartikulärem Material: Primärproduktion von Makrophyten und Makrophytenaufwuchs 70—200 g C/m² · Jahr (geschätzt), Primärproduktion des Aufwuchses auf Sediment und Steinen 11,2 g C/m² · Jahr, Eintrag von grobpartikulärem organischem Material 46,8 g C/m² · Jahr (jeweils bei Untersuchungsstelle Btb II).

Die Primärproduktion der fließenden Welle (Abb. 24, 26, 28) ist quantitativ gegenüber der des Aufwuchses (Abb. 23, 25, 27) nur von sehr geringer Bedeutung. Die ermittelten Werte der Aufwuchsproduktion liegen im unteren Bereich der bisher aus ähnlichen Fließgewässern bekannten Daten (Tab. 8). Die Primärproduktion (P) sowohl des Aufwuchses als auch der fließenden Welle wies in beiden Bächen Beziehungen zur Temperatur (T) der Form $P = a \cdot e^{bT}$ auf (Abb. 29).

Die CO₂-Dunkelfixierung der fließenden Welle (Abb. 24, 26, 28) war im Vergleich zur Primärproduktion ungewöhnlich groß, teilweise übertraf sie sogar die Primärproduktion (Rwb III CO₂-Dunkelfixierung im Mittel 71 % der Primärproduktion, Extremwerte: 14 %, 540 %; Btb II im Mittel: 18 %, Extremwerte: 9 %, 72 %). Das zeigt die große Bedeutung der bakteriellen Aktivität in der fließenden Welle. Die bakterielle Biomassenbildung dürfte hier die Primärproduktion übertreffen, im Rohrwiesenbach (Rwb III) deutlicher als im Breitenbach. Die CO₂-Dunkelfixierung (DF) zeigte Beziehungen zur Temperatur (T) der Form $DF = a \cdot e^{bT}$

(Abb. 30, 32) und war in der fließenden Welle des Rohrwiesenbachs mit der Zahl der Bakterien korreliert (Tab. 9). Im Breitenbach war die CO₂-Dunkelfixierung mit der Primärproduktion korreliert (Tab. 9), ein Hinweis auf eine mögliche Abhängigkeit der bakteriellen Aktivität von der Primärproduktion des Baches.

Summary

In 2 small streams in the "Schlitzlerland" between the hills of "Vogelsberg" and "Rhön" in eastern Hesse (Fed. Rep. of Germany), hydrological and chemical investigations were carried out from July 1973 to August 1974. During the same time the input of coarse particulate organic material from the surroundings of the streams was measured. In the lower regions of the streams, primary production and fixation of CO₂ in the dark by organisms in the "Aufwuchs" and in the moving body of water were determined. In the investigated part, the Rohrwiesenbach first crosses a small area of meadows (Figs. 1, 2), and then flows for about 1100 m through a deciduous forest (Figs. 3—6). Only in the upper part is the Breitenbach closely surrounded by woods, in the part under investigation the stream flows through meadows (Figs. 8—12).

From the analytical data (Tabs. 3—6) there are no indications of direct human influence on the chemistry of the water, although the meadows around the Breitenbach are regularly, and those on the upper part of the Rohrwiesenbach occasionally, fertilized.

In the Rohrwiesenbach a decrease of the load of total inorganic N was observed downstream during leaf fall (Fig. 18), which is explained by an uptake of these substances by bacteria and fungi. Temporarily even no nitrate was found, but only ammonium and nitrite.

The concentration of dissolved organic compounds (Tab. 6) was mostly below the concentrations which are known from meso- to euproductive lakes. In the Rohrwiesenbach the values were occasionally higher, during leaf fall higher values were observed at sampling station I of the Breitenbach too (Tab. 6, Fig. 19). In the Rohrwiesenbach the concentration increases with increasing discharge (W) (Fig. 20). For this relationship equations of the form $\log \text{COD} = a \cdot \log W + b$ were calculated. Occasionally the concentrations of dissolved organic substances were markedly higher than would be expected from a comparison with the calculated relationships to the stream discharge (e. g. Fig. 20). During these times the input of allochthonous substances, especially from newly fallen leaves, was exceptionally high. The proportion of organic compounds which come from primary producers of the stream is only very small. But in the Breitenbach these substances reach a much higher proportion of the whole quantity of dissolved organic compounds. Here the allochthonous influence is of less importance in comparison with the Rohrwiesenbach.

In the Rohrwiesenbach the primary production of the stream is of only minor importance as a food source for heterotrophic organisms; this in comparison with the particulate organic material of terrestrial origin: primary production of "Aufwuchs" 22,2 g C/m² · year (macrophytes are absent), input of coarse particulate organic material 634 g C/m² · year (each measured at sampling station Rwb III). In the Breitenbach the autochthonous primary production exceeds the input of coarse particulate material: primary production of macrophytes and "Aufwuchs" on macrophytes 70—200 g C/m² · year (estimated), primary production of "Aufwuchs" on sediment and stones 11,2 g C/m² · year, input of coarse particulate organic material 46,8 g C/m² · year (each at sampling station Btb II).

The quantity of the planktonic primary production (Figs. 24, 26, 28) is of only little importance in comparison with the quantity of "Aufwuchs" production (Figs. 23, 25, 27). The values of "Aufwuchs" production in this study are in the lower range of data known from similar streams (Tab. 8). In both streams the primary production (P) of "Aufwuchs" and plankton showed relationships with temperature (T) of the form $P = a \cdot e^{bT}$ (Fig. 29).

The fixation of CO₂ in the dark in the moving body of water (Figs. 24, 26, 28) was rather large in comparison with the primary production, and at some times it exceeded the primary production (Rwb III CO₂ dark fixation in medium 71 % of the primary production, extreme values: 14 %, 540 %; Btb II in medium: 18 %, extreme values: 9 %, 72 %). This reflects the great importance of bacterial activity in the moving body of water. In the Rohrwiesenbach (Rwb III) the formation of bacterial biomass probably exceeds the primary production more than in the Breitenbach. The CO₂ fixation in the dark (DF) showed relationships to temperature (T) of the type $DF = a \cdot e^{bT}$ (Figs. 30, 32) and was in the moving body of water of the Rohrwiesenbach correlated with the number of bacteria (Tab. 9). In the Breitenbach the extent to which CO₂ was fixed in the dark was correlated with the amount of primary production (Tab. 9), which may be an indication of a possible dependence of bacterial activity on primary production in the stream.

XI. Danksagung

Die vorliegende Arbeit ist Teil einer Dissertation, die am Max-Planck-Institut für Limnologie in Plön und an dessen Außenstelle, der Limnologischen Flußstation in Schlitz (Hessen), unter Anleitung des Direktors der Abteilung Allgemeine Limnologie, Prof. Dr. JÜRGEN OVERBECK, entstand. Für das Stellen des interessanten Dissertationsthemas, die Betreuung und viele wertvolle Anregungen bin ich meinem verehrten Lehrer, Prof. Dr. J. OVERBECK, zu großem Dank verpflichtet.

Ich danke auch dem Leiter der Limnologischen Flußstation in Schlitz, Prof. Dr. J. ILLIES, der die Einrichtungen der Station für die Durchführung der Arbeit zur Verfügung stellte.

Für die Unterstützung bei der Messung markierter Proben danke ich Frä. I. MAU, Plön, herzlich. Die chemischen Untersuchungen mit dem Auto-Analyzer führten Dr. J. BREHM, Schlitz, (Phosphat, N-Verbindungen, COD/Mn) und Chem.-Ing. (grad.) D. ALBRECHT, Plön, (COD/Cr) durch, wofür beiden Herren herzlich gedankt sei, ebenso G. KOBISCHKE und Dr. H. J. KRAMBECK, Plön, für die Durchführung von Berechnungen und die Anfertigung von Zeichnungsvorlagen mit dem Computer.

Für die Hilfe bei der Formulierung der englischen Texte danke ich Dr. M. P. D. MEIJERING, Schlitz. Ganz besonders danke ich Dr. J. BREHM für die zahlreichen Ratschläge, die vielfältige Unterstützung und viele wertvolle Diskussionen sowohl während der Zeit der praktischen Arbeit als auch bei der Erstellung dieses Manuskriptes.

Darüber hinaus gebührt mein Dank der Max-Planck-Gesellschaft z. F. d. W. für die finanzielle Unterstützung durch die Gewährung eines Stipendiums, das die Durchführung dieser Arbeit ermöglichte.

XII. Literatur

ANDERSON, R. S. & DOKULLIL, M. (1977): Assessments of primary and bacterial production in three large mountain lakes in Alberta, western Canada. — *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 62: 97—108.

BACKHAUS, D. (1967): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. I. Voruntersuchungen. — *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 30: 364—399.

BENEDETTO, L., C. (1975): Ökologie und Produktionsbiologie von *Agapetus fuscipes* CURT. im Breitenbach 1971—1972. — *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 45: 305—375.

BERRIE, A. D. (1972): Productivity of the river Thames at Reading. — *Symp. zool. Soc. Lond.* 29: 69—86.

BISHOP, J. E. (1973): Limnology of a small Malayan River Sungai Gombak. — Dr. W. Junk B. V., The Hague.

BREHM J. (1973): Hydrologische und chemische Übersichtsuntersuchungen an den Fließgewässern des Schlitzerlandes. I. Quelltemperaturen. — *Beitr. Naturk. Osthessen* 5/6: 121—140.

— (1974): Hydrologische und chemische Übersichtsuntersuchungen an den Fließgewässern des Schlitzerlandes. II. Elektrolyte in Quellwässern. — *Beitr. Naturk. Osthessen* 7/8: 78—93.

— (1975): Hydrologische und chemische Übersichtsuntersuchungen an den Fließgewässern des Schlitzerlandes. III. Die Fulda. — *Beitr. Naturk. Osthessen* 9/10: 37—80.

— (1976): Hydrologische und chemische Untersuchungen an den Fließgewässern des Schlitzerlandes. A. Quellen. I. Übersicht. — *Int. J. Speleol.* 8: 7—21.

CASPERS, N. (1975): Untersuchungen über Individuendichte, Biomasse und kalorische Äquivalente des Makrobenthos eines Waldbaches. — *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 60: 557—566.

CHASE, E. S. & FERULLO, A. F. (1957): Oxygen demand exerted by leaves stored under water. — *J. New Engl. Wat. Wks Ass.* 71: 307—312.

CUMMINS, K. W.; COFFMANN, W. P. & ROFF, P. A. (1966): Trophic relationships in a small woodland stream. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 16: 627—638.

DAWSON, F. H. (1973): Macrophyte production in chalk streams. — *Seminar on the Ecology of Chalkstreams, Univ. of Reading* (unpubl.).

Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (1960). — 3. Aufl., Verlag Chemie, Weinheim.

DIEHL, O. (1935): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Hessen im Maßstab 1 : 25 000, Blatt Lauterbach. — Darmstadt, 107 S.

DUFFER, W. R. & DORRIS, T. C. (1966): Primary productivity in a southern Great Plains stream. — *Limnol. Oceanogr.* 11: 143—151.

DÜSING, F. (1973): Zur Stoffwechselfeldynamik der fließenden Welle: bakterieller Abbau gelöster organischer Komponenten. — *Diss., Univ. Kiel*, 154 S.

EDWARDS, R. W. & OWENS, M. (1960): The effects of plants on river conditions. I. Summer crops and estimates of net productivity of macrophytes in a chalk stream. — *J. Ecol.* 48: 151—160.

FISHER, S. G. & LIKENS, G. E. (1972): Stream ecosystem: Organic energy budget. — *Bio-science* 22: 33—35.

— (1973): Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. — *Ecol. Monogr.* 43: 421—439.

FITTKAU, E. J. (1964): Remarks on limnology of central-Amazon rainforest streams. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 15: 1092—1096.

— (1973a): Artenmannigfaltigkeit amazonischer Lebensräume aus ökologischer Sicht. — *Amazoniana* 4: 321—340.

— (1973b): Crocodiles and the nutrient metabolism of Amazonian waters. — *Amazoniana* 4: 103—133.

FLEMER, D. A. (1970): Primary productivity of the north branch of the Raritan River, New Jersey. — *Hydrobiologia* 35: 273—296.

FOTT, B. (1971): Algenkunde. — 2. Aufl., VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 581 S.

Geologische Karte von Hessen 1 : 25 000 des Hessischen Landesamtes für Bodenforschung: Blatt Nr. 5322 Lauterbach (1935). — Blatt Nr. 5332 Schlitz (1965).

- GOLTERMAN, H. L. (1971): Methods for chemical analysis of fresh waters. — 3rd ed., IBP Handbook No 8, Blackwell, Oxford and Edinburgh, 166p.
- GRANBERG, K. (1974): On the relations between primary production and bacterial production in Lake Päijänne. — *Aqua Fennica* 1974: 67—74.
- GÜMBEL, D. (1976): Emergenz-Vergleich zweier Mittelgebirgsquellen. *Schlitzer Produktionsbiologische Studien* (18). — *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 50: 1—53.
- GUPTA, U. C. (1967): Carbohydrates. — [In:] McLAREN, A. D. & PETERSON, G. H.: "Soil biochemistry", Marcel Dekker, Inc., New York: 91—118.
- HAECKEL, J. W.; MEIJERING, M. P. D. & RUSZKOWSKI, H. (1973): *Gammarus fossarum* KOCH als Fallaubzersetzer in Waldbächen. *Schlitzer Produktionsbiologische Studien* (5). — *Freshwat. Biol.* 3: 241—249.
- HALL, C. A. S. (1972): Migration and metabolism in a temperate stream ecosystem. — *Ecology* 53: 584—604.
- HAVELKA, P. (1976): Ceratopogoniden-Emergenz am Breitenbach und am Rohrwiesbach (1971—1972). *Schlitzer Produktionsbiologische Studien* (16). — *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 50: 54—95.
- HOSKIN, C. M. (1959): Studies on oxygen metabolism of streams of North Carolina. — *Publs Inst. mar. Sci. Univ. Tex.* 7: 186—192.
- HYNES, H. B. N. (1963): Imported organic matter and secondary productivity in streams. — *Int. Congr. Zool.* 16: 324—329.
- (1969): The enrichment of streams. — In: "Eutrophication: causes, consequences, correctives", *Proc. Symp. natn. Acad. Sci.*, Washington, D. C.: 188—196.
- (1975): The stream and its valley. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 1—15.
- HYNES, H. B. N. & KAUSHIK, N. K. (1969): The relationship between dissolved nutrient salts and protein production in submerged autumnal leaves. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 17: 95—103.
- HYNES, H. B. N.; KAUSHIK, N. K.; LOCK, M. A.; LUSH, D. L.; STOCKER, Z. S. J.; WALLACE, R. R. & WILLIAMS, D. D. (1974): Benthos and allochthonous organic matter in streams. — *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31: 545—553.
- ILLIES, J. (1971): Emergenz 1969 im Breitenbach. *Schlitzer Produktionsbiologische Studien* (1). — *Arch. Hydrobiol.* 69: 14—69.
- (1972): Emergenzmessung als neue Methode zur produktionsbiologischen Untersuchung von Fließgewässern. *Schlitzer Produktionsbiologische Studien* (2). — *Verh. d. Dt. Zool. Ges.* 65: 65—68.
- (1973): Emergenzschwankungen — ein produktionsbiologisches Problem. *Schlitzer Produktionsbiologische Studien* (7). — *Verhdl. Ges. f. Ökol. Saarbrücken* 1973: 131—142.
- (1975): A new attempt to estimate production in running waters (Schlitz studies on productivity No 12). — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 1705—1711.
- KAUSHIK, N. K. & HYNES, H. B. N. (1971): The fate of dead leaves that fall into stream. — *Arch. Hydrobiol.* 68: 465—515.
- KEVERN, N. R.; WILHM, J. L. & VAN DYNE, G. M. (1966): Use of artificial substrata to estimate the productivity of periphyton. — *Limnol. Oceanogr.* 11: 499—502.
- KOBAYASI, H. (1961): Productivity in sessile algal community of a Japanese mountain river. — *Bot. Mag., Tokyo* 74: 331—341.
- (1972): Chlorophyll content and primary production of the sessile algal community in the mountain stream Chigonozawa running close to the Kiso Biological Station of the Kyoto University. — *Mem. Fac. Sci., Kyoto Univ., Ser. Biol.* 5: 89—107.
- KORNBERG, H. L. (1966): Anaplerotic sequences and their role in metabolism. — *Essays in Biochemistry* 2: 1—31.
- KUPFAHL, G. (1965): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Hessen 1 : 25000 Blatt Nr. 5323 Schlitz. — Wiesbaden, 258 S.
- KUSNETSOV, S. I. & ROMANENKO, V. I. (1966): Produktion der Biomasse heterotropher Bakterien und die Geschwindigkeit ihrer Vermehrung im Rybinsk-Stausee. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 16: 1493—1500.
- MANN, K. H. (1969): The dynamics of aquatic ecosystems. — *Adv. Ecol. Res.* 6: 1—81.
- MARKEE, A. F. H. (1976): The benthic algae of some streams in southern England. II. The primary production of the epilithon in a small chalk-stream. — *J. Ecol.* 64: 359—373.
- MARXSEN, J. (1980): Untersuchungen zur Ökologie der Bakterien in der fließenden Welle von Bächen. II. Die Zahl der Bakterien im Jahreslauf. — *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 58.
- MATHEWS, C. P. & KOWALCZEWSKI, A. (1969): The disappearance of leaf litter and its contribution to production in the River Thames. — *J. Ecol.* 57: 543—552.
- MCCONNELL, J. W. & SIGLER, W. F. (1959): Chlorophyll and productivity in a mountain river. — *Limnol. Oceanogr.* 4: 335—351.
- MCINTIRE, C. D. & PHINNEY, H. K. (1965): Laboratory studies of periphyton production and community metabolism in lotic environments. — *Ecol. Monogr.* 35: 237—258.
- MEIJERING, M. P. D. (1971): Die *Gammarus*-Fauna der Schlitzerländer Fließgewässer. — *Arch. Hydrobiol.* 68: 575—608.
- (1972a): Zur Methodik der Driftmessung im Rahmen produktionsbiologischer Untersuchungen in Fließgewässern. *Schlitzer Produktionsbiologische Studien* (3). — *Verh. d. Dt. Zool. Ges.* 65: 69—73.
- (1972b): Zur Rolle der Gammariden als Destruenten von Blattmaterial in Waldbächen. — *Tagungsber. Ges. Ökol., Tagung Gießen* 1972: 97—100.
- (1972c): Experimentelle Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von Gammariden in Fließgewässern. — *Arch. Hydrobiol.* 70: 133—205.
- (1973): Quantitative Untersuchungen zur Drift und Aufwanderung von *Gammarus fossarum* KOCH in einem Mittelgebirgsbach. *Schlitzer Produktionsbiologische Studien* (8). — *Verhdl. Ges. f. Ökol. Saarbrücken* 1973: 143—147.
- MEISSNER, B. (1958): Zum biologischen Abbau organischer Substanzen. — *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 8: 483—489.
- MENDL, H. (1973): Limoniinen aus dem Breitenbach (Diptera, Tipulidae). *Schlitzer Produktionsbiologische Studien* (4). — *Arch. Hydrobiol.* 71: 255—270.
- MINSHALL, G. W. (1967): Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community. — *Ecology* 48: 139—149.
- MÜLLER-HAECKEL, A. (1965): Ungenutzte Quellwässer und oberirdische Wässer. — [In:] KUPFAHL, H. G.: „Erläuterungen zur geologischen Karte von Hessen 1 : 25000 Blatt Nr. 5323 Schlitz“, Wiesbaden: 178—184.
- (1966): Diatomeendrift in Fließgewässern. — *Hydrobiologia* 28: 73—87.
- (1967): Tages- und Jahresperiodik von *Ceratoneis arcus* Kütz. (Diatomeae). — *Oikos* 18: 351—356.
- (1970): Messung der tagesperiodischen Neukolonisation von Algenzellen in Fließgewässern. — *Oikos*, Suppl. 13: 14—20.
- (1971a): Circadiane Periodik der Kolonisationsaktivität driftender Algen. — *Naturwissenschaften* 58: 273—274.
- (1971b): Bewegungsverhalten einzelliger Fließwasser-algen. — *Natur & Museum* 101: 167—172.
- (1973): Experimente zum Bewegungsverhalten von einzelligen Fließwasser-algen. — *Hydrobiologia* 41: 221—246.
- (1976): Migrationsperiodik einzelliger Algen in Fließgewässern. — *Växteknologiska studier* 10: 1—36.
- NAUMANN, E. (1931): *Limnologische Terminologie*. Handbuch der biologischen Arbeitsmethoden (Hrsg. E. ABDERHALDEN), Abt. IX, Teil 8. Urban und Schwarzenberg, Berlin und Wien, 776 S.

- NELSON, D. J. & SCOTT, D. C. (1962): Role of detritus in the productivity of a rock-outcrop community in a Piedmont stream. — *Limnol. Oceanogr.* 7: 396—413.
- NYKVIST, N. (1962): Leaching and decomposition of litter. V. Experiments on leaf litter of *Alnus glutinosa*, *Fagus sylvatica*, *Quercus robur*. — *Oikos* 13: 232—248.
- (1963): Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. — *Studia Forestalia Suecica* 3: 1—29.
- ODUM, H. T. (1956): Primary production in flowing waters. — *Limnol. Oceanogr.* 1: 102—117.
- (1957a): Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida. — *Ecol. Monogr.* 27: 55—112.
- (1957b): Primary production measurements in eleven Florida springs and a marine turtle-grass community. — *Limnol. Oceanogr.* 2: 85—97.
- OHLE, W. (1937): Kalksystematik unserer Binnengewässer und der Kalkgehalt der Rügener Bäche. — *Geologie der Meere und Binnengewässer* 1: 291—316.
- (1972): Gelöste organische Stoffe, Aufnahme und Abgabe durch Planktonorganismen im See. — *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 8: 1—56.
- OVERBECK, J. (1971): Distribution pattern of phytoplankton and bacteria, microbial decomposition of organic matter and bacterial production in a eutrophic, stratified lake. — *Proc. UNESCO IBP-Symposium on productivity problems of freshwaters, Poland 1970*: 227—237.
- (1972a): Bakterien in der Nahrungskette im See. — *Umschau* 72: 358.
- (1972b): Experimentelle Untersuchungen zur Bestimmung der bakteriellen Produktion im See. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18: 176—187.
- (1972c): Zur Struktur und Funktion des aquatischen Ökosystems. — *Ber. dt. Bot. Ges.* 85: 553—577.
- OVERBECK, J. & DALEY, R. J. (1973): Some precautionary comments on the Romanenko technique for estimating heterotrophic bacterial production. — *Bull. Ecol. Res. Comm. (Stockholm)* 17: 342—344.
- OWENS, M. & EDWARDS, R. W. (1961): The effects of plants on river conditions. II. Further crop studies and estimates of net productivity of macrophytes in a chalk stream. — *J. Ecol.* 49: 119—126.
- (1962): The effects of plants on river conditions. III. Crop studies and estimates of net productivity of macrophytes in four streams in Southern England. — *J. Ecol.* 50: 157—162.
- PETERSEN, R. C. & CUMMINS, K. W. (1974): Leaf processing in a woodland stream. — *Freshwat. Biol.* 4: 343—368.
- PROPHET, C. W. & RANSOM, J. D. (1974): Summer stream metabolism values for Cedar Creek, Kansas. — *Southwest. Nat.* 19: 305—308.
- RHEINHEIMER, G. (1975): *Mikrobiologie der Gewässer*. — 2. Aufl., Fischer-Verlag, Stuttgart, 204 S.
- RINGE, F. (1974): Chironomiden-Emergenz 1970 in Breitenbach und Rohrwiesenbach. *Schlitzter Produktionsbiologische Studien* (9). — *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 45: 212—304.
- ROSEMARIN, A. S. (1975): Comparison of primary productivity (^{14}C) per unit-biomass between phytoplankton and periphyton in the Ottawa River near Ottawa, Canada. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 1584—1592.
- SAITO, T. (1956): Microbial decomposition of beech litter. — *Ecol. Rev., Sendai* 14: 209—216.
- SCHWOERBEL, J. (1966): *Methoden der Hydrobiologie (Süßwasserbiologie)*. — Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart, 207 S.
- (1972): Produktionsbiologische Aspekte in Fließgewässern. — *Verh. d. Dt. Zool. Ges.* 65: 57—65.
- SEIBERT, P. (1954): Die Wald- und Forstgesellschaften im Graf Görtzischen Forstbezirk Schlitz. — *Angew. Pflanzensoz.* 9: 1—63.
- SLACK, K. V. & FELTZ, H. R. (1968): Tree leaf control on low flow water quality in a small Virginia stream. — *Environ. Sci. Technol.* 2: 126—131.
- SOROKIN, Y. I. (1970): The number and production of bacteria in the water column and in bottom sediments of the central Pacific. — *Dokl. Akad. Nauk. SSSR* 192: 655—658.
- (1971): On the role of bacteria in the productivity of tropical oceanic waters. — *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 56: 1—48.
- SOROKIN, Y. I. & KONOVALOVA, I. W. (1973): Production and decomposition of organic matter in a bay of the Japan Sea during the winter diatom bloom. — *Limnol. Oceanogr.* 18: 962—967.
- STEEMANN NIELSEN, E. (1952): The use of radio-active carbon (^{14}C) for measuring of organic production in the sea. — *J. Cons. Int. Explor. Mer* 18: 117—140.
- (1957): Experimental methods for measuring organic production in the sea. — *Rapp. Cons. Explor. Mer* 144: 38—46.
- STRASKRABA, M. (1968): Der Anteil der höheren Pflanzen an der Produktion der stehenden Gewässer. — *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 14: 212—230.
- TEAL, J. M. (1957): Community metabolism in a temperate cold spring. — *Ecol. Monogr.* 27: 283—302.
- THIENEMANN, A. (1912): *Der Bergbach des Sauerlandes*. — *Internat. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrograph., Biol. Suppl.* 4: 1—125.
- TILLY, L. J. (1968): The structure and dynamics of Cone Spring. — *Ecol. Monogr.* 38: 169—197.
- TILZER, M. (1972a): Bacterial productivity of a high mountain lake. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18: 188—196.
- (1972b): Dynamik und Produktivität von Phytoplankton und pelagischen Bakterien in einem Hochgebirgssee (Vorderer Finstertaler See, Österreich). — *Arch. Hydrobiol., Suppl.* 40: 201—273.
- TOMINAGA, H. & ICHIMURA, S. (1966): Ecological studies on the organic matter production in a mountain river ecosystem. — *Bot. Mag., Tokyo* 79: 815—829.
- VANNOTE, R. L. (1969): Detrital consumers in natural streams. — In: CUMMINS, K. W. (Ed.): "The Stream Ecosystem", An American Association for the Advancement of Science Symposium. *Inst. Freshwater Research Mich. State Univ. Tech. Repr.* 7: 20—23.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1969): A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. — *IBP Handbook No 12*, Blackwell, Oxford and Edinburgh, 213 S.
- WAGNER, R. (1973): Psychodiden aus dem Breitenbach (Diptera, Psychodidae) 1970. *Schlitzter Produktionsbiologische Studien* (6). — *Arch. Hydrobiol.* 72: 517—524.
- WESTLAKE, D. F. (1965): Theoretical aspects of the compatibility of productivity data. — *Mem. Ist. Ital. Idrobiol., Suppl.* 18: 313—321.
- WESTLAKE, D. F.; CASEY, H.; DAWSON, H.; LADLE, M.; MANN, R. H. K. & MARKER, A. F. H. (1971): The chalk-stream ecosystem. — *Proc. UNESCO IBP-Symposium on productivity problems of freshwaters, Poland 1970*: 615—635.
- WETZEL, R. G. & MANN, B. A. (1972): Decomposition of dissolved organic carbon and nitrogen compounds from leaves in an experimental hard-water stream. — *Limnol. Oceanogr.* 17: 927—931.
- WUHRMANN, K. (1974): Some problems and perspectives in applied limnology. — *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 20: 324—402.

Anschrift des Verfassers:

Dr. JÜRGEN MARXSEN, Limnologische Flußstation des Max-Planck-Instituts für Limnologie, D-6407 Schlitz (Hessen).

