PHILIPPIA III/4: 255–270 1977

GÜNTER J. SCHENK

Die Diatomeenvegetation der Haune (Hessen) I

Abstract

The diatom vegetation of the River Haune, a right tributary of the Fulda (Hesse, Federal Republic of Germany), has been studied at 11 stations during an entire vegetation period. Simultaneously, chemical and physical water analyses were carried out. Besides a species list, the present part of the publication includes the general physiographical, methodological, and ecological data.

Einleitung

Diese Arbeit soll einen Beitrag zur Erforschung der Diatomeenvegetation des Flußsystems der Fulda leisten. Die mit den Algenproben gleichzeitig entnommenen Wasserproben und ihre Analyse sollen eine ökologische Einordnung der mengenmäßig dominierenden Diatomeen unter kausalen Gesichtspunkten ermöglichen helfen. Dabei gilt jedoch die Einschränkung WUHRMANNs (1974), „... daß der größte Teil der autökologischen Information über bestimmte Arten aus der Beschreibung der vorherrschenden Standortbedingungen des Biotops abgeleitet wird, in dem der Organismus gefunden wurde. Diese ‚autökologischen' Daten sind deshalb deutlich durch synökologische Faktoren beeinflußt und repräsentieren nicht unabhängige Eigenschaften der Arten".

Physiographie

Die Lage der Untersuchungsstationen am Flußlauf ist in den Abb. 1 und 2 dargestellt. Gleichzeitig werden die wichtigsten Zuflüsse am Ort ihrer Einmündung in die Haune markiert. Die

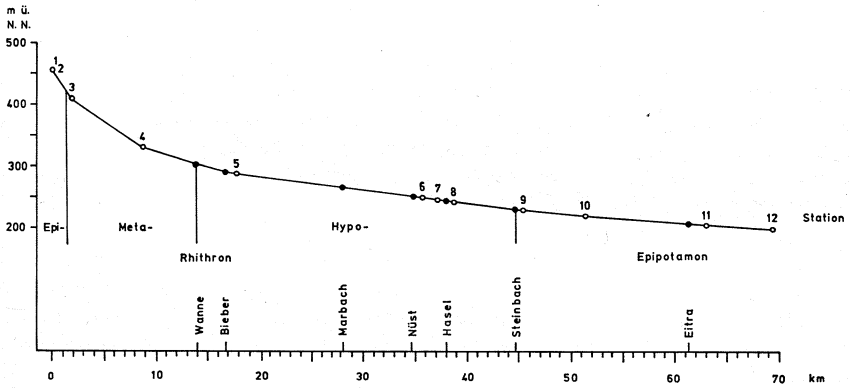


Abb. 1. Verteilung der Untersuchungsstationen an der Haune, die Zonierung sowie Lage der Einmündung der wichtigsten Zuflüsse

Zonierung der Haune in Epi-, Meta- und Hyporhithron sowie Epipotamon orientiert sich an den Untersuchungsergebnissen von KALLNBACH und MEIJERING (1970). Sie gründen sich auf quantitative Untersuchungen von Gammaridenpopulationen. Die Haune ist der größte rechtsseitige Nebenfluß der Fulda. Sie entspringt am Südwesthang des Giebelrain in einer Höhe von 458,9 m über N. N. in der Rhön. Nach einer Lauflänge von ca. 69,6 km mündet sie in einer Höhe von 198,2 m über N. N. bei Bad Hersfeld in die Fulda. Das durchschnittliche Gefälle beträgt 3,75 ‰. Bis zum Pegel Hermannspiegel umfaßt das Einzugsgebiet der Haune eine Fläche von FN = 422 km². Insgesamt hat das Niederschlagsgebiet bis zur Mündung eine Größe von 499 km² (Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Fulda 1964).

Hydrographie

Der mittlere jährliche Gebietsniederschlag im Einzugsbereich der Haune liegt zwischen 700 und 800 mm. Die Lagen der westlichen Hochrhön weisen mit 1000 bis 1100 mm mittlerer jährlicher Niederschlagsmenge erwartungsgemäß Werte auf, die der Luvseite eines Mittelgebirges entsprechen. Hier liegen die Quellen der Haune und ihrer bedeutenderen Nebenflüsse Wanne und Bieber. Die durchschnittlichen Abflußmengen der Haune am Pegel Hermannspiegel gehen aus Tab. 1 hervor (Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch 1973).

Tab. 1. Mittlere Wasserführung (1939 – 1970) der Haune am Pegel Hermannspiegel in m³/sec (FN = 422 km²)

	Wi	So	Jahr
NQ	1,30	0,98	0,82
MQ	4,70	2,35	3,53
HQ	35,45	20,4	39,99

Bedeutsamer als die langjährigen Mittelwerte sind jedoch für die Algenbesiedlung die täglichen Schwankungen der Abflußmengen eines Flusses. BACKHAUS (1967 a) weist auf die durch die unterschiedliche Wasserführung bedingte Entfaltungsmöglichkeit der Algenbesiedlung hin. „Ökologisch bedeutsam werden die Abflußschwankungen, indem sie den aquatischen Siedlungsbereich im Fluß ständig verändern und so zu einer stärkeren Fluktuation der Besiedlung beitragen" (SCHMITZ 1961). Die gemittelten Tageswerte für den Pegel Hermannspiegel sind in Abb. 3 dargestellt. Als hervorstechendstes Merkmal ist das ständige, mehr oder weniger starke Oszillieren des Kurvenzuges zu erkennen. Die Abflußmengen ändern sich auch bei niedrigen Wasserständen fast täglich. Das bedeutet, daß auch die Konzentration der im Wasser enthaltenen alloch- und autochthonen Substanzen einer ständigen Änderung unterliegt. Die Heftigkeit plötzlicher Änderungen in der Wasserführung ist besonders im hydrologischen Winter erkennbar. Zur Streckung und zum Zurückhalten dieser Hochwasserwellen sind drei Hochwasser-Rückhaltebecken im Flußgebiet der Haune geplant (Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Fulda, Kt. 55). Hierbei ist eine Kombination mit Dauerstau vorgesehen. Die Rückhaltebecken sollen an der Haune bei Marbach, an der Nüst oberhalb von Mackenzell und an der Wanne unterhalb von Dipperz angelegt werden. In den Dauerstau sollen keinerlei Abwässer, weder gereinigt, noch ungereinigt, eingeleitet werden.

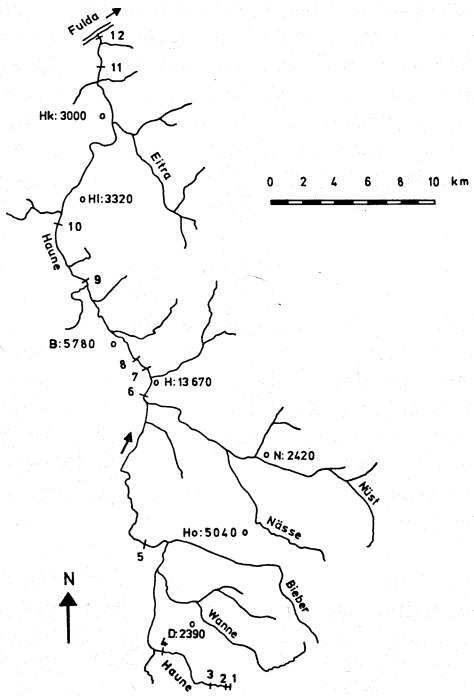


Abb. 2. Das Untersuchungsgebiet, die Lage der Untersuchungsstationen und die Einwohnerzahlen (Stand: 30. VI. 1973; Hk = Hauneck, HI = Haunetal, B = Burghaun, H = Hünfeld, D = Dipperz, Ho = Hofbieber, N = Nüsttal)

Besiedlung

Zur Verdeutlichung der chemischen Daten, die über das Wasser der Haune vorliegen, seien die Einwohnerzahlen der Ortschaften genannt, die im Niederschlagsbereich der Haune liegen. Die Verwaltungsgrenzen stimmen jedoch häufig nicht mit den Grenzen des Niederschlagsgebietes überein. Die Ortschaften in den oberen Fluß- und Bachtälern sind Siedlungen mit landwirtschaftlicher Struktur und Handwerksbetrieben, die ihre Abwässer überwiegend in Jauche- und Sickergruben bzw. Hausklärgruben sammeln. Soweit doch Abwässer aus Haushalts- und Wirtschaftsbereich in die Vorfluter eingeleitet werden, kann angenommen werden, daß deren organische Fracht von dort bis zum Erreichen der Haune weitgehend abgebaut ist. Dagegen sind von den größeren Ortschaften Hünfeld, Burghaun und Neukirchen, die an der Haune gelegen sind, deutliche Einflüsse auf das Wasser zu erwarten.

Geologie

Die Haune entspringt am Giebelrain in einem Gebiet, in dem alluvialer Kalktuff und oberer Muschelkalk anstehen. Sie durchfließt dann in ihrem Bergbachabschnitt östlich von Dietershausen mittleren Keuper (Gipskeuper) und den sie im Norden weiter begleitenden Kalktuff. Dann treten bei Dirlos mittlerer Buntsandstein und diluviale, mit Lößlehm vermischte Schotter

hinzu, die das Bild bis Steinhaus bestimmen. Während dann bis Rückers unterer und mittlerer Buntsandstein beherrschend werden, steht von dort bis zur Einmündung der Nüst oberer Buntsandstein an. Von hier an bis dicht unterhalb Hünfeld durchquert die Haune ein Muschelkalkgebiet, das ein Ausläufer der nordöstlich von Hünfeld gelegenen Spahl-Eiterfelder Mulde mit Muschelkalk- und Keupergesteinen ist. Aus diesem Gebiet entwässern unter anderem auch die wichtigeren Zuflüsse Nüst, Hasel und Eitra in die Haune. Von Burghaun bis zur Mündung in die Fulda überwiegen die Schichtglieder des unteren und mittleren Buntsandsteins. Diese werden von Schotterterrassen unterbrochen, die im Blatt Eiterfeld vorwiegend aus Basaltschutt vermischt mit Lößlehm bestehen und in diesem Gebiet wohl als Folge der in jungtertiärer Zeit aufgedrungenen Basalte der Kuppenrhön anzusehen sind. Durch die im gesamten Gebiet vorhandenen Zechsteinsalze sind durch die Auslaugung des Salzkörpers zahlreiche Einbruchstrichter und Subrosionssenken entstanden, die die Oberflächengestalt dieses von der Haune durchflossenen Teils des Hessischen Berglandes deutlich mit beeinflussen (vgl. Geologische Karte Hessen, Bl. 5124 Hersfeld, Bl. 5224 Eiterfeld, Bl. 5324 Hünfeld, und Geologische Karte Preußen, Lfg. 184, Bl. Fulda). Bereits SCHMITZ (1956) stellt fest, daß sich der Muschelkalk vor allem bei den östlichen Nebenflüssen der Haune bzw. der Fulda im Raum Hersfeld bemerkbar macht durch einen relativ großen Elektrolytreichtum. Die Muschelkalkvorkommen im Niederschlagsgebiet der Haune sind in Abb. 4 dargestellt (vgl. Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Fulda, Kt. 8).

Tab. 2. Beschreibung der Untersuchungsstationen (U, OT = Ortsteil). Die Kilometrierung ist dem Flußbuch der Haune entnommen, das am Wasserwirtschaftsamt Fulda geführt wird

U	Ort	km	Höhe ü. N. N.	Rechtswert Hochwert	Nähere Bezeichnung
1		0,0	458,9	355836 559686	Gefaßte Quelle
2		0,02	453,0	355835 559685	Auslauf eines Troges, der als Viehtränke dient
3	Künzell, OT Dietershausen	2,3	410,2	355788 559693	Oberhalb des Ortes an einer Feldwegbrücke
4	Künzell OT Dirlos	8,7	332,0	355329 559974	Unterhalb des Ortes
5	Haunedorf OT Almendorf	18,7	289,0	354348 560540	Straßenbrücke Almendorf – Steinhaus
6	Hünfeld	35,8	251,1	355335 561425	Am Einlauf des Triebgrabens der Brückenmühle
7	Hünfeld	37,2	247,0	355311 561634	An der Sachsenbrücke
8	Hünhan	38,1	244,0	357275 561683	Triebgrabeneinlauf zur Mühle von Hünhan unterhalb Kläranlage Hünfeld
9	Burghaun, OT Rothenkirchen	45,3	232,6	355003 562124	Fußgängerbrücke zwischen Ort und Totenkirchen
10	Haunetal OT Rhina	51,4	223,4	354838 562538	Am Triebgrabeneinlauf oberhalb des Ortes
11	Hauneck OT Oberhaun	62,7	207,7	355130 563223	Straßenbrücke B 27 – Ortskern
12	Hersfeld	69,3	198,2	355063 563653	Straßenbrücke zwischen B 27 und Farbwerke Höchst

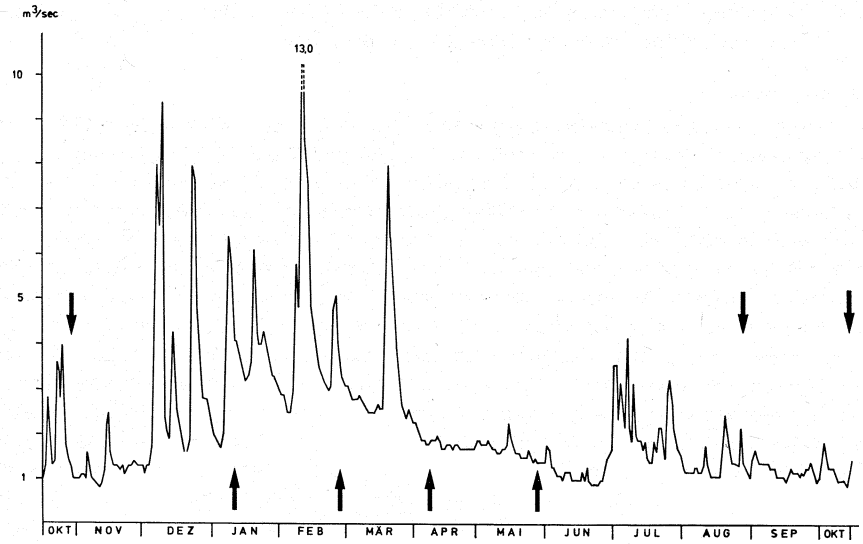


Abb. 3. Tagesmittel der Wasserführung der Haune am Pegel Hermannspiegel im Untersuchungszeitraum (Pfeile = Exkursionszeitpunkte)

Böden mit einer relativ hohen Basensättigung und Alkalität sind im Gebiet Rendzinen, deren Ausgangsmaterial Kalk- und Gipsgestein ist. Bei Parabraunerden und Pseudogley-Parabraunerden ist der Basengehalt nur dort hoch, wo Lößlehm bodentragendes Element ist (vgl. Bodenkarte Hessen, Bl. 5224 Eiterfeld; Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Fulda, Kt. 7). Böden, die kohlensauren Kalk im gesamten Profil enthalten, sind in Abb. 5 dargestellt.

Untersuchungsstationen

Die Untersuchungsstationen sind in Tab. 2 beschrieben. Im Laufe der Untersuchung wurde die Station U 8 ab 27. II. 1974 neu eingerichtet und die Station U 7 ab 17. IV. 1974 nicht mehr berücksichtigt. Hierdurch wurden die Auswirkungen der Abwassereinleitung der Kläranlage Hünfeld besser erfaßt.

Probenentnahme

In einem zeitlichen Abstand von ca. 6 Wochen wurden periodisch beginnend mit dem 14. IV. 1973 Diatomeenproben aus der Haune entnommen. An der jeweiligen Untersuchungsstation wurden die verschiedenen vorhandenen Substrate berücksichtigt. Dies waren meist Stein, Beton, ausgedrückte Moose, Algenwatten, Schlamm, Baumrinde und die Oberfläche höherer Wasserpflanzen. Ferner wurden zur Ergänzung an einigen Untersuchungsstationen mit ungünstigen Substratverhältnissen für den Aufwuchs von Diatomeen Bewuchskörper ausgelegt. Diese bestehen aus Ziegelsteinen, denen an zwei Seiten flache Polyesterstücke appliziert sind. BACKHAUS (1967 b) hat ähnliche Trägerkörper verwendet. Da die Probenentnahme möglichst an den gleichen Substratstellen der Untersuchungsstationen erfolgte, war ein Zeitraum von mindestens 30 Tagen zwischen zwei Probenentnahmen erforderlich, damit sich ein biozönoti-

sches Gleichgewicht einstellen kann (BUTCHER 1932, BACKHAUS 1967 b). Die Exkursionen wurden jeweils von der Mündung zur Quelle hin durchgeführt.

Diatomeensoziologie

Die Analyse des Diatomeenaufwuchses erfolgt nach den von SCHMITZ (1955, 1965) beschriebenen Grundsätzen, die sich an die Methoden von BRAUN-BLANQUET (1964) anlehnen. Als analytisches Strukturmaterial der Diatomeengesellschaft wird die Abundanz ermittelt. Durch eine Schätzung bzw. Auszählung der Mengenverhältnisse der Diatomeen anhand einer geeigneten Abundanzklassenskala wird für alle Diatomeenproben die relative Häufigkeit der beteiligten Arten im Streupräparat bestimmt und anschließend klassifiziert. Aus den einzelnen Abundanzen einer jeden Art lassen sich, getrennt für jede Untersuchungsstation, über einen Jahreszyklus hinweg die Jahreszyklusabundanzen errechnen. Da die Entwicklung der Diatomeen im Laufe eines Jahres bestimmte Schwankungen aufweist (BUDDE 1928, SCHEELE 1952), kann eine einmalige Aufsammlung an einer Untersuchungsstelle kein charakteristisches Bild der Besiedlungsverhältnisse geben. Vielmehr muß man diese Änderungen als Aspektwechsel bewerten, weil es sich um jahresperiodische, regelmäßige Schwankungen handelt. Aus diesem Grund werden synthetische Strukturmerkmale der Diatomeenvegetation der Haune aufgrund der Jahreszykluswerte der Abundanz (Jahreszyklusabundanz) ermittelt und in Form einer Gesellschaftstabelle dargestellt. Grundlage für die Umwandlung der Häufigkeitsanteile der beteiligten Arten in Klassenwerte der Abundanz ist Tab. 3.

Tab. 3. Skala zur Abundanzschätzung von Mikrophyten nach SCHMITZ (1965)

Abundanzklasse		Häufigkeitsanteil
90	=	80 – 100 %
70	=	60 – 80 %
50	=	40 – 60 %
30	=	20 – 40 %
15	=	10 – 20 %
7,5	=	5 – 10 %
2,5	=	1 – 5 %
1	=	ca. 1 %
+	=	unter 1 %[1]
.	=	unter 0,1 %

[1] Bei der Mittelwertbildung wurde mit 0,5 gerechnet

Wasserchemie

Parallel zu den Probenentnahmen des Diatomeenmaterials wurden Wasserproben in 1-l-Weithalsflaschen entnommen. Die chemische Untersuchung der Wasserproben konnte erst am 26. X. 1973 begonnen werden. Deshalb wird der Untersuchungszeitraum auf die Zeit vom 26. X. 1973 bis 14. X. 1974 festgelegt. Hierdurch ist eine synchrone Bestimmung von Algenvegetation und chemischen Daten möglich.

1. Sauerstoff: Bestimmung nach WINKLER. Die Sauerstoffzehrung wurde 48 Stunden nach der Probenentnahme (Aufbewahrung bei 20° C) bestimmt.
2. Freie CO_2: Titration mit 0,02-n-Natronlauge gegen Phenolphthalein (Zusatz von 1 ml Seignettesalzlösung = 50 g Kaliumnatriumtartrat + 100 ml H_2O)

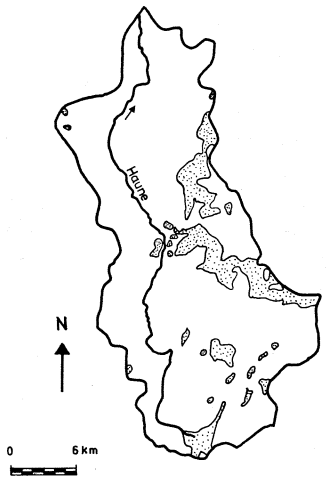


Abb. 4. Muschelkalkvorkommen im Niederschlagsgebiet der Haune

3. m-Alkalität: Titration mit 0,1-n-Salzsäure gegen Methylorange. Errechnung der Bikarbonathärte.
4. Chloridgehalt: Titration mit 1/35,5-n-Silbernitratlösung gegen 10 %ige Kaliumchromatlösung
5. Gesamthärte: komplexometrische Bestimmung mit Titriplex A und Errechnung der Nichtkarbonathärte.
6. pH-Wert: elektrometrische Bestimmung; Gerät der Firma KNICK
7. Leitfähigkeit: elektrometrische Bestimmung; Gerät der Firma WTW.

Temperaturverhältnisse

Die Wassertemperaturen wurden ursprünglich wegen der Sauerstoffbestimmung auf 1/10° C genau bestimmt. In Abb. 6 sind die Temperaturen in Anlehnung an die Deutschen Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung (1972) auf 0,5° C gerundet. Die zugrundeliegenden Temperaturmessungen wurden in Form von Einzelmessungen an den Untersuchungsstationen gewonnen. Die Darstellung in Längsprofilen gibt einen Überblick über die Temperaturverhältnisse in der Haune. Diese Angaben können nur als grober Anhaltspunkt dienen, da die Exkursionen weder zu den gleichen Tageszeiten noch in der fließenden Welle erfolgen konnten. Die Messungen fanden entweder vormittags in der Zeit von 8.00 bis 13.00 Uhr oder nachmittags von 12.30 bis 17.30 Uhr statt. Es zeigt sich jedoch trotz dieser Einschränkungen, daß die von KALLNBACH und MEIJERING (1970) ermittelte Zonierung für das Epirhithron, dessen Untergrenze oberhalb von Dietershausen (U 3) liegt, aufgrund der aus Abb. 6 ersichtlichen Jahresamplitude bestätigt werden kann. Die aus den vorliegenden Messungen ermittelte Jahresamplitude von 12,5° C für U 3 liegt bereits deutlich über dem für die obere Salmonidenzone charakteristischen Wert von 10° C.

Sauerstoffgehalt

Insgesamt gesehen weist die Haune im Mittel ein Sauerstoffdefizit auf (vgl. Abb. 7). Besonders deutlich zeichnet sich die Auswirkung der mechanisch vorgeklärten Abwässer Hünfelds (oberhalb U 8) und der ungeklärten Abwässer von Burghaun (oberhalb U 9) ab. Der Kurvenverlauf läßt nach beiden Ortschaften eine deutliche Depression erkennen. Weiterhin zeigt der Gang

Tab. 4. Mittelwerte von Sauerstoffgehalt und Sauerstoffgehalt nach 48-h-Zehrung an den Stationen U 9 und U 10 der Haune. (Grundlage sind die Meßwerte der Tagesrhythmus-Untersuchung am 31. 7. 1975)

	Mittelwerte des O_2-Gehaltes		
	O_2-Gehalt in mg/l	O_2-Gehalt nach 48-h-Zehrung in mg/l	BSB_2 in mg/l
Rothenkirchen (U 9)	3,36	2,40	0,96
Rhina (U 10)	5,20	4,19	1,01
Erhöhung der Werte von U 9 bis U 10 in %	54,7	74,6	5,20

der Sättigungskurve, daß die Erholungsphase nach der Abwassereinleitung der Stadt Hünfeld durch die Einleitung der kommunalen Abwässer von Burghaun unterbrochen wird. In diesem Flußabschnitt überwiegen offensichtlich die Dissimilationsprozesse. Das ist auch aus dem Anstieg des Gehaltes an freier CO_2 (vgl. Abb. 11) und dem damit korrespondierenden Absinken des pH-Wertes (vgl. Abb. 14) ersichtlich. Der Verlauf des Sauerstoffgehaltes ab Station U 6 ist deutlich der STREETER-Kurve (SCHMITZ 1961) angenähert. Erst bei U 11 bzw. einige km oberhalb kann eine Erholung von dieser Belastung konstatiert werden. Diese drückt sich in einem Anstieg der Mittelwerte auf 91 bis 92,5 % Sättigung und damit einer asymptotischen Annäherung an den Sättigungswert aus.

Sauerstoffzehrung

Mit Ausnahme der Quellregion liegt die durchschnittliche Zehrungsrate bis U 6 relativ gleichmäßig bei 20 % (48-Stundenzehrung). Dies scheint das Ergebnis der durchschnittlichen Be-

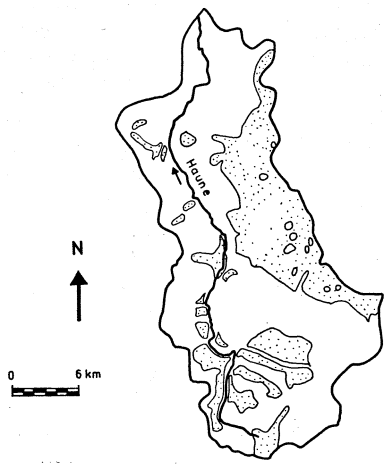


Abb. 5. Böden mit kohlensaurem Kalk im gesamten Profil im Niederschlagsgebiet der Haune

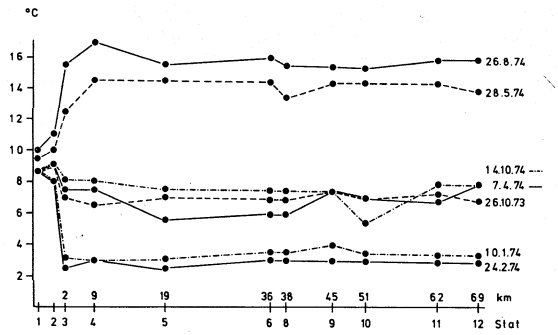


Abb. 6. Wassertemperaturen der Haune an den Exkursionstagen (°C)

lastung mit kommunalen Abwässern zu sein. Erst die Abwassereinleitungen von Hünfeld und Burghaun bewirken einen sprunghaften Anstieg der Zehrungsrate, die bis 100 % erreicht (U 8 und U 9; vgl. Abb. 8). Bemerkenswert unterschiedlich ist der Kurvenverlauf von Sauerstoffgehalt und Sauerstoffzehrung zwischen den Stationen U 9 und U 10. Während in diesem Abschnitt die Sauerstoffsättigung im Mittel nur um 5,5 % zunimmt, reduziert sich die Zehrungsrate des Sauerstoffs um 24,4 %. Dies deutet darauf hin, daß in diesem Bereich der Abbau der organischen Substanzen durch die Destruenten besonders intensiv ist.

Rhythmusuntersuchungen

Die Rhythmusuntersuchungen wurden am 31. VII. 1975 bei Strahlungswetter während einer Trockenperiode durchgeführt. Die beiden Untersuchungsstationen U 9 und U 10 begrenzen einen ca. 6 km langen Flußabschnitt, in dem sich eine allmähliche Erholung von der Belastung durch die Einleitung der kommunalen Abwässer der Ortschaften Hünfeld und Burghaun abspielt (vgl. Abb. 7 und 8). Die hier festgestellten Meßwerte betreffen Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung (BSB_2), freie Kohlensäure, pH-Wert, Leitfähigkeit, Wasser- und Lufttemperatur. Die Wasserführung der Haune betrug am Untersuchungstag am Pegel Hermannspiegel 1,25 m³/sec. Aufgrund der Fahrzeiten zwischen beiden Untersuchungsstationen wurden die Wasserproben bei U 9 jeweils 10 Minuten vor und bei U 10 10 Minuten nach der tabellierten Zeitangabe entnommen.

Rothenkirchen (U 9)

Hier stellen sich die Sauerstoffverhältnisse defizitär dar (vgl. Abb. 9). Das O_2-Defizit schwankt im Untersuchungszeitraum zwischen 48 % und 82 %. Der Anstieg des Sauerstoffgehaltes am frühen Nachmittag zum Tagesmaximum zeigt an, daß die Assimilationsprozesse der submersen Pflanzenbestände einen deutlichen Einfluß auf das Sauerstoffregiment ausüben. Dazu kommt noch der aufgrund der turbulenten Strömungsverhältnisse im steinigen Bachbett vorhandene atmosphärische Sauerstoffeintrag. Mit der Abnahme des Sauerstoffgehaltes ab 14.00 Uhr ist eine Erhöhung der BSB_2-Werte der ersten Tageshälfte verbunden, die dann bis 22.00 Uhr etwa gleich bleiben. Diese Zunahme an biochemisch oxidierbaren Substanzen drückt sich in der gemessenen Leitfähigkeit (LF) bei einem Anstieg von 400 uS um 6.00 Uhr auf 412 uS um 22.00 Uhr nur geringfügig aus. Die Depression der LF-Kurve um 16.00 Uhr läßt keine Beziehung zu den Zehrungsverhältnissen erkennen. Die Meßwerte von freier Kohlensäure und pH sind erwartungsgemäß aufgrund ihrer Abhängigkeit gegenläufig und auch die Parallelität von einem Maximum an gelöstem Sauerstoff und CO_2-Erschöpfung wird generell beobachtet (BACKHAUS 1967 a, RUCHTI 1975). Die hier dargestellten Verhältnisse im Sauerstoffhaushalt

der Haune an der Station U 9 lassen eine teilweise Übereinstimmung zu dem von SCHMASSMANN (1951) als Typ 2 eingestuften Gewässertyp erkennen. SCHMASSMANN schreibt, „... daß im gesamten Tagesrhythmus ein O_2-Defizit vorhanden ist... während die durch assimilatorische Prozesse hervorgerufenen O_2%-Maxima zwischen 11 und 17 Uhr auftreten" (S. 316). SCHMASSMANN ordnet diesem Gewässertyp die Saprobiestufe α-mesosaprob zu.

Rhina (U 10)

An dieser Station, die sich im Gegensatz zu U 9 im Staubereich befindet, ist das O_2-Sättigungsdefizit (vgl. Abb. 10), das zwischen 20 % und 61 % liegt, im Mittel geringer als an U 9. Der 12.00-Uhr-Meßwert des O_2-Gehaltes beruht wahrscheinlich auf einem Meßfehler, denn der CO_2-Gehalt sinkt nicht ab, sondern steigt an. Deshalb wird dieser Wert nicht in den unten folgenden Rechnungen berücksichtigt.

Auch tagsüber steigt der O_2-Gehalt nicht über die Sättigungsmarke von 100 %. Vielmehr ist eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes zu beobachten, der am Nachmittag zwischen 14.00 Uhr und 18.00 Uhr die niedrigsten Werte aufweist, um dann nach Sonnenuntergang anzusteigen. Aufgrund dieses Kurvenverlaufes läßt sich mit hinreichender Sicherheit vermuten, daß während der Nachtstunden die O_2-Konzentration am höchsten ist. Die Sauerstoffzehrung (BSB_2) ist relativ gering und liegt bei einem Mittelwert von $\bar{X} = 0{,}98$ mg/l (Streuung $s = 0{,}38$). Entsprechend gegenläufig zur O_2-Konzentration verhält sich die Konzentration an freier CO_2, die ihrerseits wiederum den pH-Wert deutlich beeinflußt. Dieser Tagesrhythmus des Sauerstoffgehaltes entspricht nicht den Verhältnissen, die an dieser Untersuchungsstation erwartet wurden. Wie aus den Abb. 7 und 8 ersichtlich ist, konnte man eine deutlichere Erholung des Wassers von seinen Belastungen erwarten. So, wie sich das Sauerstoffregiment in dem Tagesrhythmus in Abb. 10 darstellt, ist die O_2-Konzentration tagsüber von der Sonneneinstrahlung nicht merklich beeinflußt. Der Verlauf der O_2-Sättigungskurve zeigt an, daß der Haupteinfluß auf die Sauerstoffverhältnisse von dissimilatorischen Prozessen ausgeht. Dazu können die unterhalb von U 9 eingeleiteten Abwässer der Ortschaft Rothenkirchen beitragen, die eine Kläranlage mit biologischer Abwasserreinigung durch Tropfkörper durchlaufen (Zulauf 328 mg BSB_5/l, Ablauf Nachklärung 27 mg BSB_5/l,nach Angaben des Wasserwirtschaftsamtes Fulda). Da aber hochkonzentrierte Abwasserstöße, wie z. B. Jauche wegen der relativ geringen Verweilzeit des Abwassers für Tropfkörper (im Höchstfall 3 Stunden, UHLMANN 1975) nur ungenügend abgebaut werden können, ist eine Störung bzw. Verzögerung der Abbauleistung mit den entsprechend negativen Folgen für den Vorfluter möglich. Insgesamt gesehen entspricht das aufgrund der Rhythmusuntersuchung gewonnene Bild nicht dem Zustand des Gewässers an U 10, wie er sich in den Abb. 7 und 8 darstellt. Nach SCHMASSMANN (1951) müßte der Standort U 10 dem Typ 1 (polysaprob) zugeordnet werden. Dies kann aber aufgrund der Meßwerte der Sauerstoffzehrung nicht der Fall sein.

Eine weitergehende Einsicht in die Sauerstoffsättigungs- und -zehrungsverhältnisse der Stationen U 9 und U 10 ermöglicht der Vergleich der Mittelwerte von aktuellem Sauerstoffgehalt und dem O_2-Gehalt nach der 48-h-Zehrung (vgl. Tab. 4). Es zeigt sich, daß ein deutlicher Anstieg der Mittelwerte von O_2-Sofortgehalt und O_2-Gehalt nach 48 Std. Zehrung in dem

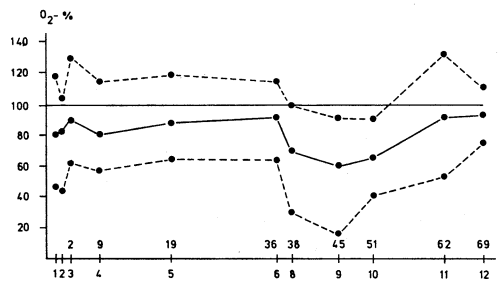


Abb. 7. Sauerstoffgehalt der Haune in Sättigungswertprozenten (Werte nicht auf N. N. korrigiert; ——— = Mittelwert, — — — = Extremwerte)

von U 9 und U 10 begrenzten Flußabschnitt zu beobachten ist. Während der O_2-Gehalt um 54,7 % ansteigt, beträgt die Erhöhung des O_2-Gehaltes nach der 48-h-Zehrung im Mittel 74,6 %. Dagegen bleibt die Zehrungsrate bei einer Erhöhung von 5,2 % fast konstant. Aus diesen Mittelwertserhöhungen wird deutlich, daß sich die Sauerstoffbilanz im betrachteten Flußabschnitt deutlich verbessert hat.

Kohlendioxid

Der Gehalt an freier Kohlensäure im Quellgebiet schwankt von 19,8 bis 47,3 mg/l (vgl. Abb. 11). Diese Angaben liegen deutlich über den von BACKHAUS und SANDER (1967) für die Bregquelle (3,27 – 19,81 mg/l) und SCHWOERBEL (1959) für Rheokrenen des mittleren Schwarzwaldes (3,7 – 22,5 mg/l) ermittelten Konzentrationen. Geologisch sind diese Werte des Quellwassers der Haune durch den im Quellgebiet anstehenden oberen Muschelkalk erklärbar, obwohl grundsätzlich meteorische Wässer CO_2 aus biogenen Bodengasen aufnehmen. Nach einem Absinken des CO_2-Gehaltes durch Abgasung auf ein Niveau um 8 mg/l ist erst wieder ein abwasserbedingtes Ansteigen in dem Flußabschnitt U 6 bis U 10 zu beobachten, das wohl in erster Linie durch bakterielle Abbauvorgänge bedingt ist.

Alkalität und Gesamthärte

Die Alkalität des Haunewassers steht in enger Beziehung zu den geologischen Verhältnissen im Untersuchungsgebiet. Im Quellbereich (U 1, U 2) kann aufgrund einer hohen Kohlensäureabgabe an die Atmosphäre (s. Abb. 11) eine deutliche chemische Entkalkung (Travertinbildung) beobachtet werden (HYNES 1972, S. 43). Gleichzeitig dürften auch in geringerem Maße biogene Entkalkungsvorgänge (insbesondere durch dort beobachtete Cyanophyceen) zur Ausfällung von Kalziumkarbonat führen. Im weiteren Flußverlauf entwickeln sich KH und GH entgegengesetzt (s. Abb. 12), was auf den Einfluß der dort bemerkenswert hohen Nichtkarbonathärte zurückzuführen ist. GH und KH verlaufen von hier an synchron, bis sie unter dem Einfluß der Hünfelder Abwassereinleitung gemeinsam ansteigen. Unterhalb von U 8 ist dann bei einem relativen Gleichstand der GH ein Absinken der KH bis U 12 zu beobachten. Auch SCHMITZ (1950) hat für Rothenkirchen (U 9) mit 13,3 °DH und Hersfeld (U 12) mit 11,6 °DH für die GH vergleichbare Werte festgestellt. Dagegen konstatierte er für U 6 einen Wert von 7,6 °DH, der damit um etwa 3,3 °DH (ca. 30 %) unter dem von mir festgestellten Mittelwert für diese Untersuchungsstation liegt. Diese in der Zwischenzeit erfolgte Erhöhung der GH oberhalb Hünfeld hat zur Folge, daß der noch von SCHMITZ festgestellte Einfluß des Kalkgebietes, das die Haune bei Hünfeld durchquert und sich seinerzeit in einer deutlichen Erhöhung der GH bemerkbar machte (vgl. Abb. 13), jetzt auch andere, wohl überwiegend abwasserbedingte Einflüsse überlagert und nivelliert worden ist.

Nichtkarbonathärte

Die Nichtkarbonathärte (NKH) zeigt in ihrem Verlauf zwischen dem Quellgebiet und U 3 einen deutlichen Anstieg, der sich nicht nur in einer Erhöhung der Durchschnittswerte auf ca. 5 °DH ausdrückt, sondern auch die Jahresamplitude auf etwa 6 °DH ansteigen läßt. Wie die Geologische Karte von Preußen (Bl. Fulda) erkennen läßt, steht südlich des obersten Bergachabschnittes der Haune Gipskeuper an. Aus diesem Gebiet entwässern einige Quellsümpfe oberhalb von U 3 in den Hauptarm der Haune. Hierin hat der NKH-Sprung wohl seine wesentlichste Ursache. Der weitere Verlauf der NKH wird von der Abwassereinleitung Hünfelds oberhalb U 8 deutlich beeinflußt und äußert sich im Absinken der Werte bei U 8, um dann wieder kontinuierlich bis zur Mündung anzusteigen. Zu diesem Anstieg trägt auch der Salzbrunnen

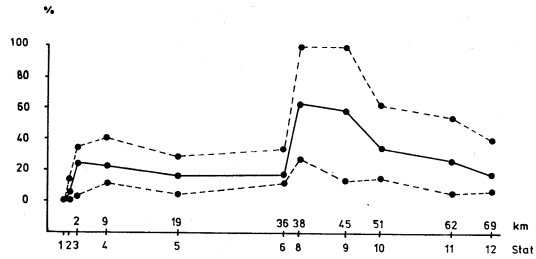


Abb. 8. Sauerstoffzehrung der Haune in Ausgangswertprozenten (——— = Mittelwert, — — — = Extremwerte)

von Rothenkirchen bei, der bei einer Schüttung von ca. 5 l/min eine NKH von 82 °DH aufweist (MOTZKA 1967, S. 129). Weiterhin kommen für den NKH-Anstieg noch die nichtmineralisierten Grundwässer des mittleren und nördlichen Haunegebietes in Frage, die ihren Ursprung in Subrosionssenken und in der Umgebung von tektonischen Störungen haben (LAEMMLEN 1967, S. 175).

Wasserstoffionenkonzentration

Der Verlauf der pH-Werte ist in Abb. 14 dargestellt. In dem stark gepufferten Wasser der Haune liegen die Werte durchweg im alkalischen Bereich. Für die Autökologie der Diatomeenarten ist dieser Standortfaktor von erheblicher Bedeutung. Auch hier zeigt sich erwartungsgemäß eine deutliche Abhängigkeit von den geologischen Bedingungen besonders im obersten Bergbachabschnitt und eine abwasserbedingte Depression der Werte ab Hünfeld. Dieser Rückgang des pH bei Hünfeld ist auch deshalb so stark zu bewerten, weil ohne anthropogene Einflüsse eigentlich ein Anstieg des pH zu erwarten wäre, denn die Haune durchquert zwischen U 6 und U 8 ein Muschelkalkgebiet.

Leitfähigkeit

Durch die Feststellung der Leitfähigkeit (LF) ist es möglich, Rückschlüsse auf den Gehalt an Ionen bzw. gelöste dissoziierbare Stoffe zu ziehen (Deutsche Einheitsverfahren 1972). Dies ist besonders dann von Interesse, wenn nicht alle im Wasser enthaltenen Kationen und Anionen bestimmt wurden. Auch die LF-Werte zeigen im obersten Bachabschnitt als Folge der geologischen Einflüsse bis U 3 eine starke Zunahme. Diese ist z. T. noch durch die Abwässer des kurz oberhalb U 3 gelegenen Forsthauses mitverursacht, wie auch aus dem Kurvenverlauf für die Sauerstoffzehrung deutlich wird. Ein rein abwasserbedingter Anstieg ist dann erst wieder bei Hünfeld ab U 8 zu beobachten. Die relativ hohe Elektrolytkonzentration der Haune bewirkt nach ihrer Einmündung in die Fulda einen deutlichen LF-Anstieg des Fuldawassers (BREHM 1975).

Chloridgehalt

In Abb. 16 ist der Verlauf des Chloridgehaltes in der Haune dargestellt. Der Anstieg bis U 4 hat neben der Einleitung häuslicher Abwässer auch die intensivere landwirtschaftliche Nutzung und damit Düngung der Talauen als Ursache. SCHMIDT (1969) hat z. B. in einer Wiesenquelle des Geisbaches bis zu 31,8 mg Cl/l festgestellt. Der weitere Kurvenver-

Tab. 5. Diatomeen der Haune und ihre Häufigkeit (Abundanz) an den verschiedenen Untersuchungsstationen (X = Mittelwert der Jahreszyklusabundanz aller Untersuchungsstationen)

Art	X	Untersuchungsstation 1	2	3	4	5	6	8	9	10	11	12
Achnanthes affinis GRUN.	.	1	.	.	.							
Achnanthes lanceolata BREB.	2,5	.		1	7,5	1	+	1	1	+	2,5	2,5
Achnanthes minutissima KÜTZ.	7,5	50	30	15	2,5	2,5	+	1	1	2,5	+	.
Amphora ovalis var. *pediculus* KÜTZ.	1			1	2,5	2,5	1	+	+	1	2,5	2,5
Amphora crucifera A. CLEVE	.			.		.		.	.		.	
Amphora libyca EHR.						.	.		.			.
Amphora ovalis KÜTZ.	.					.	.			.		.
Bacillaria paradoxa GMEL.	.									.		.
Caloneis amphisbaena (BORY) CLEVE	.					.						
Caloneis bacillum (GRUN.) MERESCHK.	.	2,5	.	.			.		.		.	
Caloneis silicula (EHR.) CLEVE	.								.			
Cocconeis diminuta PANT.	.										.	
Cocconeis pediculus EHR.	.			.								.
Cocconeis placentula EHR.	2,5			1	1	2,5	30	2,5	1	+	2,5	2,5
Cyclotella meneghiniana KÜTZ.	1				1	1	1	.	.	1	2,5	2,5
Cymatopleura elliptica (BREB.) W. SMITH	.					.						
Cymatopleura solea (BREB.) W. SMITH	.						.					
Cymbella laevis NÄG.	.	.										
Cymbella microcephala GRUN.	.		.									
Cymbella parva (W. SMITH) CLEVE	.	.	.									
Cymbella prostrata (BERK.) CLEVE	.								.			
Cymbella sinuata GREG.	.	.		.	+	+	.	.	.	.	.	
Cymbella tumidula GRUN.	.	.	+					.				
Cymbella ventricosa KÜTZ.	7,5	15	50	.	2,5	1	+	1	2,5	7,5	2,5	–
Denticula tenuis var. *crassula* (NÄG.) HUST.	.	.	.									
Diatoma anceps (EHR.) GRUN.	.									+		
Diatoma elongatum AGHARD	.		.									
Diatoma elongatum var. *tenuis* VAN HEURCK	2,5	2,5	15				.			.		
Diatoma hiemale (LYNGBYE) HEIBERG	.		.				.	.				
Diatoma hiemale var. *mesodon* (EHR.) GRUN.	.		.			.	.		.	.	.	
Diatoma vulgare BORY	1	.			+	2,5	7,5		.	+	.	1
Diatoma vulgare var. *producta* GRUN.	.							2,5				
Diploneis ovalis var. *oblongella* (NÄG.) CLEVE	.				.							
Diploneis puella (SCHUM.) CLEVE	.	.										
Eunotia pectinalis (KÜTZ.) RABH.	.					.						
Fragilaria brevistriata GRUN.	.					.						
Fragilaria construens (EHR.) GRUN.	.					.						
Fragilaria harrissonii W. SMITH	.	.		.	.		.					
Fragilaria harrissonii var. *dubia* GRUN.	.											
Fragilaria intermedia GRUN.	2,5	1	+	1	.	1	1	2,5	2,5	7,5	.	.
Fragilaria pinnata EHR.	.						.					
Fragilaria virescens RALFS	.				.							
Frustulia vulgaris THWAITES	.			1		2,5				.		
Gomphonema angustatum (KÜTZ.) RABH.	1	2,5	.	7,5	+	1	+	.	.	+	.	.
Gomphonema augur EHR.	.					.			.			
Gomphonema olivaceum (LYNGBYE) KÜTZ.	+				2,5	2,5	.	.	.	.	.	.

Art	Untersuchungsstation X	1	2	3	4	5	6	8	9	10	11	12
Gomphonema parvulum KÜTZ.	2,5			+	2,5	1	+	+	15	2,5	1	1
Gyrosigma acuminatum (KÜTZ.) RABH.	.			.	.		.		.	.		
Gyrosigma attenuatum (KÜTZ.) RABH.	.					.	.					
Hantzschia amphioxys (EHR.) GRUN.	.				.		.	.			.	.
Melosira varians AGARDH	+					.	+	.	.	2,5	2,5	.
Meridion circulare (GREV.) AGARDH	2,5	15	2,5	2,5		.		.		.	.	.
Navicula accomoda HUST.	.	.	.	.	.			.				.
Navicula atomus (NÄG.) GRUN.	.			+		.	.	+				
Navicula avenacea BREB.	15	.		2,5	2,5	15	7,5	15	15	15	30	30
Navicula bicapitellata HUST.	.				.							
Navicula cari EHR.	.				.					.		.
Navicula cincta (EHR.) KÜTZ.	.		.			1	.					
Navicula cincta var. *heufleri* GRUN.	.				.							
Navicula cocconeiformis GREG.	.		.									
Navicula cryptocephala KÜTZ.	.				.	.	.					
Navicula crypt. var. *intermedia* GRUN.	2,5	.	+	15	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	7,5	2,5	2,5
Navicula cuspidata KÜTZ.	.				.	.				.	.	
Navicula excelsa KRASSKE	.			.	2,5					.	.	.
Navicula exigua (GREG.) O. MÜLLER	.					.	.		.		.	
Navicula fluens HUST.	.					+			.	.	.	
Navicula gracilis EHR.	2,5	.	.	7,5	+	1	2,5	2,5	1	1	1	2,5
Navicula graciloides A. MAYER	.									.	.	
Navicula gregaria DONKIN	15			2,5	15	30	15	15	7,5	15	15	15
Navicula harderi HUST.	1			2,5	7,5		.		+			
Navicula hungarica GRUN.	+				.	1	+	.	.	.	1	1
Navicula insociabilis KRASSKE	.						.					
Navicula integra (W. SMITH) RALFS	.				.						.	+
Navicula menisculus SCHUM.	.				.	+	+	.	.	+	+	.
Navicula minima GRUN.	.								+	.		
Navicula mutica var. *cohnii* (HILSE) GRUN.	1					.	2,5	2,5	.	1	2,5	2,5
Navicula notanda PANT.	.						.					
Navicula pelliculosa (BREB.) HILSE	2,5		.	2,5	15	1	1	2,5	7,5	.	1	1
Navicula peregrina (EHR.) KÜTZ.	.								.	.	.	.
Navicula perpusilla GRUN.	.					.					.	
Navicula protracta GRUN.	.				.	+						
Navicula pseudoscutiformis HUST.	.			.								
Navicula pupula KÜTZ.	.					1	.	.	.	.	.	+
Navicula pygmaea KÜTZ.	.											.
Navicula radiosa KÜTZ.	.						.					
Navicula reinhardtii GRUN.	.					.						
Navicula rhynchocephala KÜTZ.	+				.	+	.	1	.	.	1	1
Navicula rotaeana (RABH.) GRUN.	.				.							
Navicula salinarum GRUN.	.										.	
Navicula saxophila W. BOCK	.									.	.	
Navicula seminulum GRUN.	.			.	.		.		2,5	.	.	.
Navicula seminulum var. *radiosa* HUST.	.					.						
Navicula tantula HUST.	.				.	+	.		+	.	.	.
Navicula vaucheriae PETERS.	2,5			.	7,5	2,5	2,5	.	2,5	.	1	2,5
Navicula viridula KÜTZ.	+	.		.	.	1	+	1	.	+	1	1
Navicula vitabunda HUST.	.		.				.					
Neidium affine var. *amphirhynchus* (EHR.) CLEVE	.					.						

Art	Untersuchungsstation X	1	2	3	4	5	6	8	9	10	11	12
Nitzschia acicularis W. SMITH	.		.		.	.	.	+	.	+	.	.
Nitzschia acuta HANTZSCH	.			.	.		.	1			1	
Nitzschia amphibia GRUN.	1	1	.	+	.	2,5	+		7,5	2,5	1	.
Nitzschia apiculata (GREG.) GRUN.	.					.	.					.
Nitzschia capitellata HUST.	.						.					
Nitzschia communis RABH.	2,5		.	2,5	2,5	2,5	7,5	+	1	1	2,5	2,5
Nitzschia commutata GRUN.	.						.					
Nitzschia dissipata (KÜTZ.) GRUN.	2,5		.	15	7,5	2,5	+	7,5	+	1	1	1
Nitzschia filiformis (W. SMITH) HUST.	.				.	.	.				.	
Nitzschia fonticola GRUN.	.			.	+	+	.		.		.	.
Nitzschia frequens HUST.	.										.	
Nitzschia frustulum KÜTZ.	.					+	.					
Nitzschia frustulum var. *perpusilla* (RABH.) GRUN.	.				.	.	.	.	+	1	.	.
Nitzschia hantzschiana RABH.	.					.	.				.	
Nitzschia heufleriana GRUN.	.			.			.			.	+	.
Nitzschia hungarica GRUN.	.				.	.	.			.	.	
Nitzschia linearis W. SMITH	.	.		.	.	1	1	+	.	1	.	.
Nitzschia palea (KÜTZ.) W. SMITH	7,5			2,5	7,5	2,5	2,5	2,5	15	15	2,5	7,5
Nitzschia pseudofonticola HUST.	.		.									
Nitzschia romana GRUN.	+				+	.		+	+	2,5	+	1
Nitzschia sigmoidea (EHR.) W. SMITH	.			.		.		.				
Nitzschia subcapitellata HUST.	.					.					.	.
Nitzschia sublinearis HUST.	.					.					.	
Nitzschia tryblionella HANTZSCH	.										+	.
Nitzschia tryblionella var. *debilis* (ARNOTT) A. MAYER	.					.					.	
Nitzschia tryblionella var. *victoriae* GRUN.	.			.				+	.			
Opephora martyi HERIBAUD	.				.							
Pinnularia borealis EHR.	.					.						
Pinnularia maior KÜTZ.	.				.	.						
Pinnularia mesolepta (EHR.) W. SMITH	.						.					
Pinnularia microstauron (EHR.) CLEVE	.			.								.
Pinnularia microstauron f. *biundulata* O. MÜLLER	.										.	
Rhoicosphenia curvata (KÜTZ.) GRUN.	2,5			7,5	+	2,5	2,5	+	.	1	2,5	2,5
Stauroneis anceps EHR.	.			.								
Stauroneis smithii GRUN.	.					.	.					
Stephanodiscus astraea (EHR.) GRUN.	.				.	.				+	.	1
Surirella angusta var. *constricta* HUST.	.								.			
Surirella didyma KÜTZ.	.					.	.					
Surirella ovalis BREB.	.									.		
Surirella ovata KÜTZ.	2,5		.	2,5	7,5	2,5	+	2,5	+	+	2,5	.
Synedra parasitica W. SMITH	.				.	.					.	.
Synedra parasitica var. *subconstricta* GRUN.	.									.		
Synedra ulna (NITZSCH) EHR.	.	.	1		+	.			.	.		.

lauf zeigt einen relativ kontinuierlichen Anstieg der Cl-Werte bis zur Mündung in die Fulda. Dieser Anstieg kann jedoch nicht wie in der Echaz (HORNUNG 1959) ausschließlich Abwassereinflüssen zugeschrieben werden, denn die Änderung zwischen den Stationen U 6 und U 8 (Einleitung der Abwässer Hünfelds) um ca. 4 mg Cl/l ist relativ gering. Eine weitere Möglichkeit der Chloridanreicherung kann durch Grundwasserzuflüsse aus den Salzauslaugungsgebieten verursacht sein. Die im Haunetal zahlreichen Subrosionssenken (vgl. Geologische Karte Hessen, Bl. 5124, Bl. 5224, Bl. 5324) weisen an ihrem Rande eine hohe Wasserwegsamkeit auf (DIEDRICH 1968). So befindet sich z. B. unterhalb U 9 ein natürlicher Mineralwasseraustritt, die „Salzquelle", die an Störungen am Ostrand der dortigen Salzauslaugungssenke geknüpft ist (MATTHES 1967). Deren Einfluß auf den Chloridgehalt des Haunewassers ist jedoch bei einer rein rechnerischen Steigerung des Chloridgehaltes der Haune um ca. 0,04 mg Cl/l vernachlässigbar gering.

Anmerkung

Die Arbeit wurde mit Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft (Bonn-Bad Godesberg) an der Limnologischen Flußstation des MAX-PLANCK-Instituts für Limnologie (Schlitz) durchgeführt. Herrn Dr. J. BREHM (Schlitz) danke ich für seine hilfreiche Beratung und bereitwillige Unterstützung beim hydrochemischen Teil der Untersuchungen, Herrn W. WALKERLING (Fulda) für seine freundlichen Auskünfte zur Wasserwirtschaft.

Zusammenfassung

Die Haune, ein Nebenfluß der Fulda (Hessen, Bundesrepublik Deutschland) wurde über einen Jahreszyklus hinweg an 11 Untersuchungsstationen auf ihre Diatomeenvegetation hin untersucht. Gleichzeitig wurden chemische und physikalische Wasseranalysen durchgeführt. Der vorliegende Teil der Veröffentlichung enthält außer einer Abundanzliste aller beobachteten Arten die allgemeinen physiographischen, methodologischen und ökologischen Daten.
(Schriftenverzeichnis am Schluß der Folge)

Manuskript bei der Schriftleitung eingegangen am 5. April 1977.

Anschrift des Verfassers:

G. J. SCHENK
Am Steffen 13
6430 Bad Hersfeld
BRD

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Philippia. Abhandlungen und Berichte aus dem Naturkundemuseum im Ottoneum zu Kassel

Jahr/Year: 1976-1978

Band/Volume: 3

Autor(en)/Author(s): Schenk Günther J.

Artikel/Article: Die Diatomeenvegetation der Haune (Hessen). I 255-270