

WERNER MEINEL, UWE MATTHIAS und KARL SCHÖCKE

Chemisch-physikalische und faunistische Untersuchungen an einem Mittelgebirgsbach (Nieste, Naturpark Kaufunger Wald, Nordhessen)

I

Chemisch-physikalische Verhältnisse

Abstract

Over a period of one year, physico-chemical and faunistic observations were carried out in the Nieste, a small tributary of the Fulda (Hesse, Federal Republic of Germany). Special emphasis was put on the influence of different waste waters, on the chemism, and the composition of the benthic macro-invertebrates. The present part of the publication gives a survey of the hydrography and the special physico-chemical situation. The self-purification of the Nieste, after pollution with waste water, is discussed.

Einleitung

Die Nieste ist ein typischer Mittelgebirgsbach, der im Naturpark Kaufunger Wald entspringt und sich dann bis zum Erreichen der ersten Ortschaft in einem vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Zustand befindet. Danach dient er als Vorfluter für die Abwässer der anliegenden Gemeinden und erleidet damit ein ähnliches Schicksal wie viele andere Bäche und Flüsse unserer Region. Im vorliegenden Teil der Untersuchung soll der Einfluß dieser Abwasserbelastung auf den Chemismus des Gewässers und auf die Zusammensetzung des Benthos aufgezeigt werden. Dazu wurden in einem Beobachtungszeitraum von einem Jahr umfangreiche chemisch-physikalische Messungen durchgeführt, welche die Folgen der Abwasserbelastung, aber auch die Wirksamkeit einer kurzen Selbstreinigungsstrecke für die Nieste beleuchten.

Untersuchungsgebiet

Die Nieste entspringt nördlich der Gemeinde Großalmerode in ca. 600 m Höhe im Naturpark Kaufunger Wald. Von dort fließt sie ca. 20 km in westlicher Richtung durch die Ortschaften Nieste (1560)¹, Stauffenberg-Uschlag und Dahlheim (zusammen 1323), Heiligenrode (5010), Sandershausen (5425) und mündet dann bei Kassel in die Fulda. Der Kaufunger Wald ist ein Buntsandsteingebiet mit kalkarmen, schwach gepufferten Böden, deren Neigung zum Versauern zweifellos durch größere zusammenhängende Flächen von Fichtenmonokulturen begünstigt wird. Fast der gesamte Verlauf der Nieste führt über eine geschlossene Formation von Mittlerem und Unterem Buntsandstein, der feinsandige Schiefertone und Letten enthält. Bis zu ihrer Mündung überbrückt die Nieste einen Höhenunterschied von ca. 450 m und nimmt dabei das Wasser einiger kleiner Nebenbäche auf, die allesamt aus nördlicher Richtung zufließen (Abb. 1).

¹ In Klammern Zahl der Einwohner (Stand 1979)

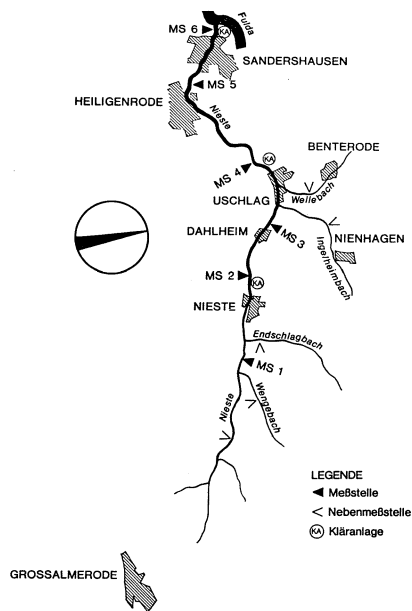


Abb. 1. Topographische Skizze des Untersuchungsgebietes

Eine erste leichtere Abwasserbelastung erfährt der Bach in der Gemeinde Nieste. Dort gelangt insbesondere bei starken Niederschlägen ein Teil des anfallenden Abwassers durch einen Regenüberlauf der Kanalisation oder durch einige Direkteinleitungen der anliegenden Landwirtschaftsbetriebe in das Gewässer. Der andere Teil wird zusammen mit den Abwässern von Dahlheim der Kläranlage Uschlag zugeführt. Eine stärkere Belastung der Nieste erfolgt dann durch den Zulauf der mechanisch und biologisch gereinigten Abwässer der Kläranlage Uschlag. Danach steht dem Bach bis zur Ortschaft Sandershausen eine Strecke von ca. 5,2 km zur Verfügung, an der keine weitere Verunreinigung erfolgt. Erst nach dem Ortsende von Sandershausen, kurz vor der Mündung in die Fulda, wird der Nieste noch einmal eine größere Menge ungeklärter Abwässer zugeführt.

Lage der Meßstellen

Für die Nieste und ihre Nebenbäche wurden insgesamt 11 Untersuchungsstationen festgelegt. Diese Probeentnahmestellen wurden in sechs Hauptmeßstellen und fünf Nebenmeßstellen unterschieden. Die Hauptmeßstellen lagen allesamt an der Nieste, dicht vor bzw. hinter den anliegenden Ortschaften. Die Nebenmeßstellen lagen an den Nebenbächen der Nieste und in ihrem Quellgebiet (Tab. 1).

Tab. 1. Liste der Probeentnahmestellen

Hauptmeßstellen (s. Karte, Abb. 1)

- Ms. 1: vor der Gemeinde Nieste, ca. 30 m vor Einmündung des Endschlagbaches
- Ms. 2: ca. 300 m hinter der Gemeinde Nieste
- Ms. 3: ca. 80 m hinter der Gemeinde Dahlheim
- Ms. 4: ca. 60 m hinter dem Einlauf der Kläranlage von Uschlag
- Ms. 5: ca. 300 m hinter der Gemeinde Heiligenrode
- Ms. 6: hinter dem Abwassereinlauf von Sandershausen, ca. 30 m vor Mündung in die Fulda

Nebenmeßstellen (s. Karte, Abb. 1)

- Nieste nahe dem Quellgebiet, ca. 500 m vor Zulauf des Wengebaches
- Wengebach, kurz vor der Mündung in die Nieste
- Endschlagbach, kurz vor der Mündung in die Nieste
- Ingelheimbach, kurz vor der Mündung in die Nieste
- Wellebach, kurz vor der Mündung in die Nieste

Chemisch-physikalische Verhältnisse

Der in der vorliegenden Arbeit berücksichtigte Untersuchungszeitraum erstreckte sich von März 1978 bis einschließlich Februar 1979. Die Probenentnahme erfolgte an den sechs Hauptmeßstellen im zeitlichen Abstand von ein bis zwei Wochen. Die Nebenmeßstellen wurden in

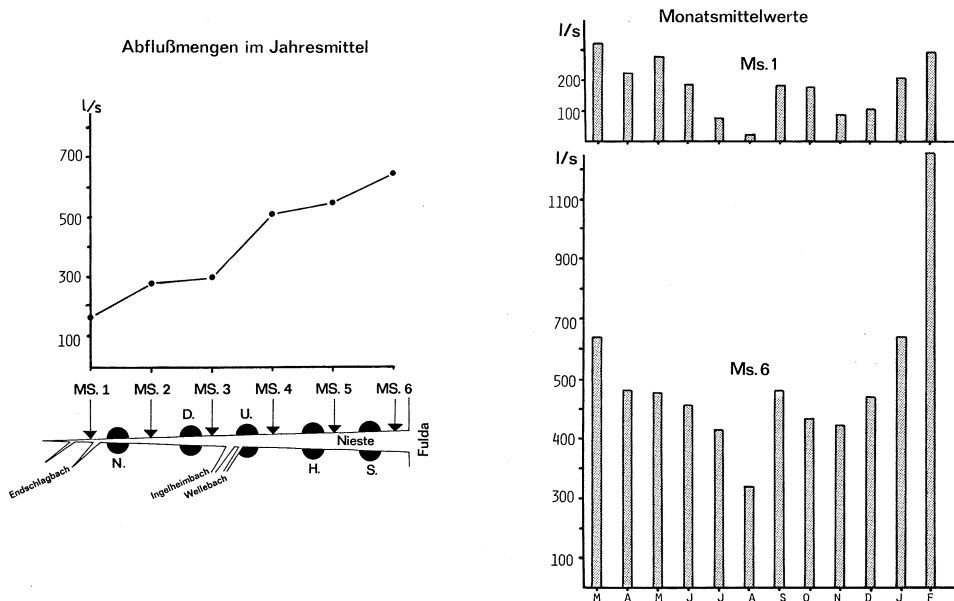


Abb. 2. Jahresdurchschnittswerte der Abflußmengen entlang der Fließstrecke und Monatsmittelwerte an den Meßstellen 1 und 6

größeren Zeitabständen kontrolliert. Zur Klärung spezieller Fragestellungen wurden außerdem weitere Messungen an besonders ausgewählten Stellen in der Nieste vorgenommen. Die chemischen Analysen erfolgten teilweise unmittelbar vor Ort oder aber direkt nach der Probenentnahme im Labor. Die dabei angewandten Untersuchungsmethoden wurden weitgehend den Deutschen Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung (DEV 1975) entnommen. Die Durchschnittswerte der wichtigsten chemisch-physikalischen Meßparameter an den sechs Hauptmeßstellen sind in der Tabelle 2 für das Untersuchungsjahr 1978/1979 dargestellt.

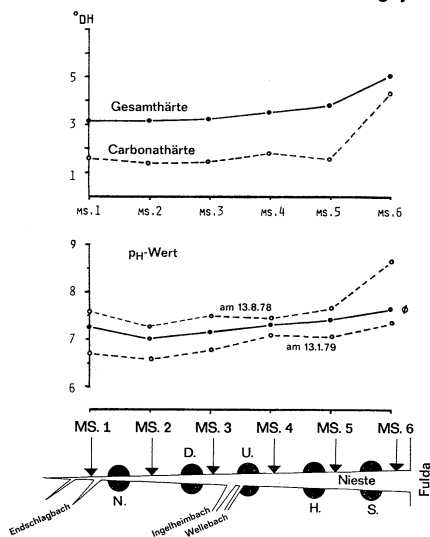


Abb. 3. Gesamthärte und Karbonathärte im Jahresdurchschnitt; pH-Wert an zwei einzelnen Meßtagen (Minimal- und Maximalwerte) und im Jahresdurchschnitt

Tab. 2. Durchschnittswerte der wichtigsten chemisch-physikalischen Meßparameter an den sechs Hauptmeßstellen

	Ms. 1	Ms. 2	Ms. 3	Ms. 4	Ms. 5	Ms. 6
Abflußmenge (l/s)	164	278	297	510	546	646
Gesamthärte (°dH)	3,2	3,1	3,2	3,6	3,8	5,2
Karbonathärte (°KH)	1,6	1,6	1,5	1,8	1,6	4,4
pH	7,3	7,0	7,2	7,3	7,4	7,6
O ₂ -Gehalt (mg/l)	11,5	11,4	11,4	10,6	11,8	9,8
BSB ₂ (mg/l)	0,6	1,9	1,0	2,5	1,1	17
BSB ₅ (mg/l)	1,3	2,6	2,6	4,5	2,5	38
NH ₄ -N (mg/l)	0,09	0,23	0,25	0,86	0,26	4,9
NO ₂ -N (µg/l)	3	12	17	35	23	43
NO ₃ -N (mg/l)	0,9	1,1	1,3	2,4	2,8	2,8
o-PO ₄ (mg/l)	0,08	0,21	0,19	1,8	1,4	4,6
Cl ⁻ (mg/l)	12,3	12,9	13,2	22,1	22	34,7
Leitfähigkeit (µS)	138	136	142	186	185	278

Der Einfluß der Nebenbäche auf den Chemismus der Nieste ist gering. Der Wengebach, der Endschlagbach und der Ingelheimbach sind nur wenig bis gar nicht belastet und haben wegen ihrer geologischen Herkunft eine ähnliche Wasserzusammensetzung wie die Nieste. Aufgrund ihrer relativ hohen Abflußmengen haben sie jedoch einen starken Einfluß auf die Wasserführung. Der Wellebach ist im Vergleich zu den anderen Nebenbächen recht stark belastet. Da er jedoch nur eine geringe Wasserführung hat, ist sein Einfluß auf die Nieste gering. Die Tabelle 2 zeigt die wichtigsten chemisch-physikalischen Meßparameter der Nebenbäche für die willkürlich herausgegriffene und als repräsentativ angesehene Messung am 17. Juni 1978.

Tab. 3. Chemisch-physikalische Meßparameter einiger Nebenbäche der Nieste am 17. 06. 78

	Wenge- bach	Endschlag- bach	Ingelheim- bach	Welle- bach
Abflußmenge (l/s)	51	34	114	21
Temperatur (° C)	13,2	13,0	14,4	13,8
Gesamthärte (° dH)	2,8	2,2	2,8	7,8
Karbonathärte (° KH)	1,0	0,3	0,6	4,2
pH	7,3	4,8	6,7	7,9
O ₂ -Gehalt (mg/l)	10,0	10,1	10,0	9,6
BSB ₂ (mg/l)	0,4	0,8	0,4	2,5
BSB ₅ (mg/l)	1,0	1,2	0,5	4,8
NH ₄ -N (mg/l)	0,10	0,05	0,09	0,28
NO ₂ -N (µg/l)	3	3	6	18
NO ₃ -N (mg/l)	0,59	0,75	1,3	3,3
o-PO ₄ (mg/l)	0,43	0,20	0,24	5,9
Cl ⁻ (mg/l)	14	8,9	18	41
Leitfähigkeit (µS)	135	107	137	352

Wasserführung

Die Wasserführung der Nieste stieg zwischen Meßstelle 3 und Meßstelle 4 durch den Zulauf zweier Nebenbäche am stärksten an (Abb. 2). Während des Untersuchungszeitraumes ergaben sich erhebliche Schwankungen. Die geringsten Abflußmengen wurden im August 1978 festgestellt. Im Oberlauf der Nieste lag die Wasserführung damals bei ca. 20 l/s. Die Maximalwerte dieser Untersuchungsperiode wurden im Februar 1979 gemessen (Abb. 2). Eine Nachexkursion im März 1979 erbrachte jedoch noch wesentlich höhere Abflußwerte. Mit Beginn der Schneeschmelze war der Bach an vielen Stellen über die Ufer getreten. Am 18. 03. 1979 wurden an Meßstelle 1 1240 l/s und an Meßstelle 6 2610 l/s gemessen.

Temperatur

Die festgestellten Temperaturen schwankten in der Nieste zwischen 1,3 und 19,2 ° C. Beide Extremwerte wurden an Meßstelle 6 gemessen. Die höchsten Wassertemperaturen wurden im Juni und im August, die niedrigsten im Januar 1979 gemessen. Bei ansteigenden Lufttemperaturen zeigt sich im Verlauf der Fließstrecke ein deutlicher Anstieg der Wassertemperaturen. Bei fallenden Außentemperaturen, wie im Herbst und Winter häufig, zeigt sich

entlang der Fließstrecke ein deutliches Absinken der Wassertemperaturen. Der Oberlauf des Baches bleibt dabei, von Quellzuläufen beeinflusst, wesentlich temperaturkonstanter als der Unterlauf. Die Schwankungsbreite zwischen Maximaltemperatur im Sommer und Minimaltemperatur im Winter betrug an Meßstelle 1 $12,5^{\circ}\text{C}$ und an Meßstelle 6 $17,9^{\circ}\text{C}$.

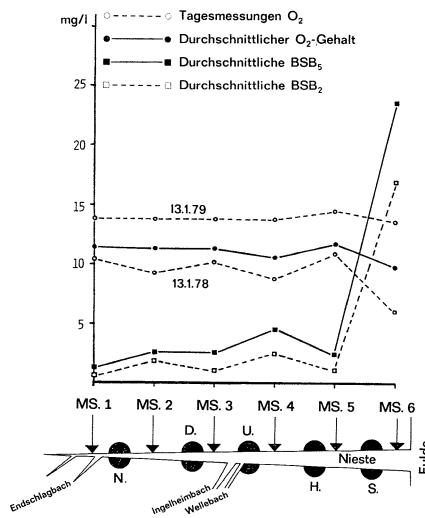


Abb. 4. Jahresdurchschnittswerte von O₂, BSB₂, BSB₅ und zwei O₂-Tagesmessungen (Minimal- und Maximalwerte)

Wasserhärte und pH-Wert

Die Quellzuflüsse der Niester führen aufgrund der Buntsandsteinformation im Untersuchungsgebiet sehr weiches Wasser. So ergab sich im Oberlauf eine durchschnittliche Carbonathärte von $1,6^{\circ}\text{KH}$ und eine Gesamthärte von $3,2^{\circ}\text{DH}$. Im weiteren Verlauf des Baches stiegen diese Werte durch die Abwassereinleitungen noch etwas an (Abb. 3). Der pH-Wert der Niester schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 6,6 an Meßstelle 1 und 8,7 an Meßstelle 6. Die niedrigsten pH-Werte dieses Untersuchungszeitraumes wurden im Frühjahr 1978 bei erhöhter Wasserführung gemessen. Eine Nachuntersuchung im Frühjahr 1980 ergab im Oberlauf der Niester pH-Werte weit unter 6. Als Hauptursache dieser Versauerung können neben dem Einfluß der Fichtenmonokulturen saure Niederschläge und Schmelzwässer angesehen werden (BREHM 1980). Der kurz vor der Gemeinde Niester in den Bach mündende Endschlagbach führt der Niester nochmals stark saures Wasser ($\bar{\text{pH}} = 4,9$) zu. Der pH-Wert der Niester ging dadurch um durchschnittlich 0,3 Einheiten zurück. Im weiteren Verlauf der Niester wird der pH-Wert jedoch durch die eingeleiteten Abwässer immer stärker in den alkalischen Bereich gedrängt (Abb. 3).

Sauerstoffgehalt und biochemischer Sauerstoffbedarf

Der Sauerstoffgehalt lag im gesamten Untersuchungszeitraum mit Ausnahme der letzten Meßstelle (Ms. 6) nahe 10 mg/l oder darüber (Abb. 4). Dabei zeigte die Niester an Meßstelle 5 meist die höchste Sauerstoffsättigung und war hier oft mit Sauerstoff übersättigt. Da die

submersen Wasserpflanzen an dieser Stelle ihre stärkste Entwicklung zeigten, können sie wohl als Verursacher dieser Sauerstoffübersättigung angesehen werden. Die Abwässer der Kläranlage Uschlag, die an dieser Stelle schon weitgehend in mineralisierter Form vorliegen, üben dabei einen düngenden Einfluß auf die Wasserpflanzen aus. Die größten Sauerstoffdefizite wurden im Sommer an Meßstelle 4 und Meßstelle 6 gemessen. An diesen Stellen zeigte sich deutlich der sauerstoffzehrende Einfluß der eingeleiteten Abwässer. Im Sommer verstärkte sich dieser Einfluß, da durch eine geringere Wasserführung zum einen die Strömungsgeschwindigkeit und damit der Sauerstoffeintrag durch Verwirbelung der Wasserschichten mit der Luft herabgesetzt war und zum anderen die eingeleiteten Abwässer weniger stark verdünnt wurden.

Der BSB₂ und der BSB₅ stimmen im Jahresdurchschnitt mit ihren Maxima weitgehend überein (Abb. 4). Die Höhe der Maxima ist abhängig von der Menge der eingeleiteten Abwässer (an der Ms. 6: ungeklärte Abwässer von Sandershausen, Ms. 4: geklärte Abwässer von Uschlag, Ms. 2: geringe Einleitung von Haushaltsabwässern aus Nieste). Der BSB war im Sommer durch die geringere Wasserführung wesentlich höher als im Jahresdurchschnitt. Dementsprechend wurden im Winter und Frühling durch höhere Abflußmengen und den damit verbundenen Verdünnungseffekten die niedrigsten BSB-Werte gemessen.

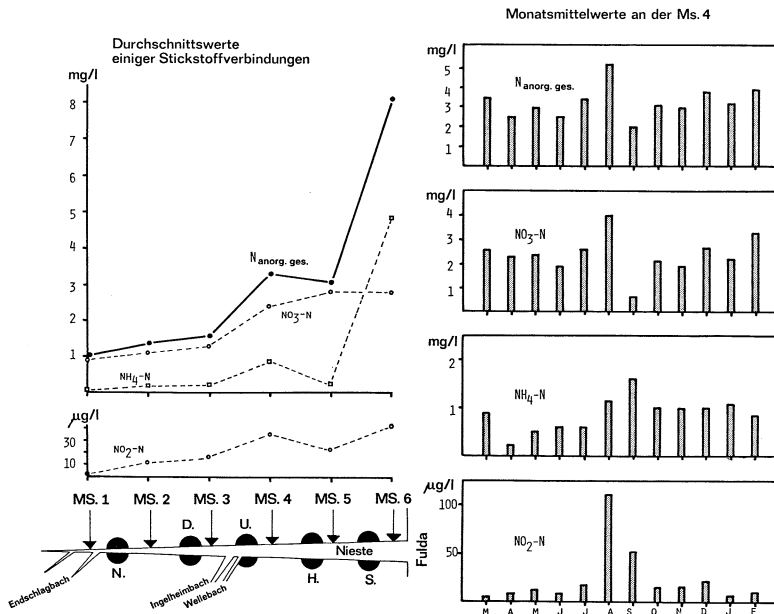


Abb. 5. Jahresdurchschnittswerte von einigen Stickstoffverbindungen und deren Monatsmittel an der Meßstelle 4

Stickstoff

Der Gesamtanteil der anorganischen Stickstoffverbindungen stieg in der Nieste im Jahresdurchschnitt, verursacht hauptsächlich durch die Abwassereinleitungen, von ca. 1 mg N/l im

unbelasteten Oberlauf auf 7,7 mg N/l an der Meßstelle 6. Wie die Abbildung 5 zeigt, war der Anstieg des Stickstoffgehalts im Ober- und Mittellauf des Baches zum größten Teil auf eine Erhöhung der Nitratkonzentration zurückzuführen. Kurz vor der Mündung in die Fulda hatte sich dieses Verhältnis jedoch stark in Richtung auf das Ammonium verschoben. Da der Anteil der organischen Stickstoffverbindungen bei diesen Abwasserbelastungen recht groß sein kann (FRANKE und SCHWOERBEL 1972), läßt sich annehmen, daß der Anteil aller Stickstoffverbindungen den oben angegebenen Wert an der Meßstelle 6 noch weit übersteigt. Damit werden Konzentrationen erreicht, die an dieser Stelle die Nutzung des Niestewasser für die Trinkwassergewinnung unmöglich machen, da schon der Durchschnittswert der Ammoniumkonzentration mit 4,9 mg N/l den von SONTHEIMER (1975) angegebenen Grenzwert ungefähr fünffach überschreitet. Der Maximalwert, gemessen am 12. 11. 78, lag mit 8,9 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ noch weit höher.

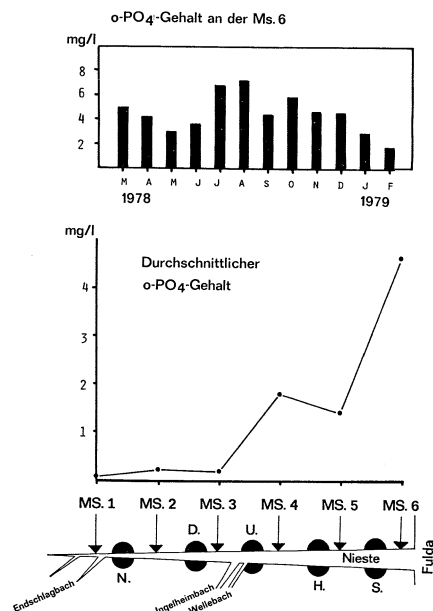


Abb. 6. Jahresdurchschnittswerte des o-PO₄-Gehaltes und die Monatsmittel an der Meßstelle 6

Phosphat

Der Orthophosphatgehalt war, wie die Abbildung 6 zeigt, im Oberlauf der Nieste gering, nahm aber im weiteren Verlauf des Baches durch die eingeleiteten Abwässer von durchschnittlich 0,08 mg/l an der Meßstelle 1 auf 4,6 mg/l an der Meßstelle 6 zu. Zwischen Meßstelle 4 und 5 stand dem Bach ein unbelasteter Gewässerabschnitt von ca. 4,4 km als Selbstreinigungsstrecke zur Verfügung. Auf dieser Strecke nahm der Phosphatgehalt um ca. 20% ab. Auf die Ursachen dieser Phosphatelimination wird im folgenden noch näher eingegangen werden. Die Konzentrationsmaxima des Phosphatgehaltes zeigten sich in der Nieste meist während der

Sommermonate, da die eingeleiteten Abwässer aufgrund der verminderten Wasserführung weniger stark verdünnt wurden.

Chloridgehalt und Leitfähigkeit

HÖLL (1970) gibt für Buntsandsteinformationen einen Chloridgehalt von etwa 10 mg/l an. Im Oberlauf der Nieste wurden mit Gehalten von 7—12 mg Cl⁻/l ähnliche Werte gefunden. Im weiteren Verlauf des Baches stieg der Chloridgehalt durch den Zulauf chloridhaltiger Abwässer stark an und erreichte mit durchschnittlich 34,7 mg Cl⁻/l an der Meßstelle 6 sein Maximum (Abb. 7). Im jahreszeitlichen Verlauf der Chloridkonzentration war eine deutliche Erhöhung der Werte im Winter festzustellen. Dies läßt sich mit einer Einschwemmung von Streusalz in das Gewässer erklären. Die Leitfähigkeit zeigte in der Nieste einen ähnlichen Gang wie der Chloridgehalt. Aufgrund der kalkarmen Bodenformation ist das Niestewasser zumindest im Oberlauf mit Werten zwischen 118 und 148 µS als mineralstoffarmes Gewässer zu bezeichnen.

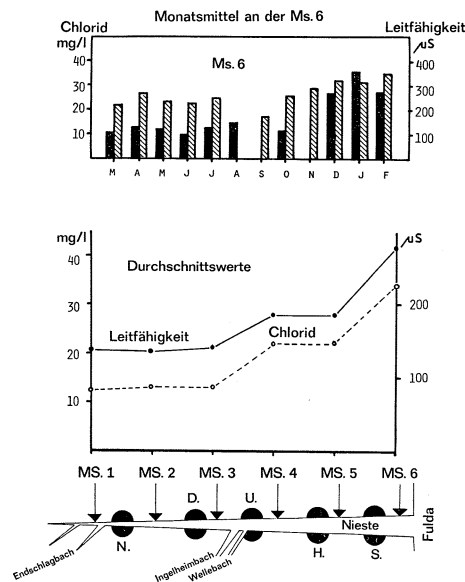


Abb. 7. Jahresdurchschnittswerte und die Monatsmittelwerte an der Meßstelle 6 für Chlorid (schwarze Säule) und Leitfähigkeit in µS (schraffierte Säule)

Selbstreinigungsvorgänge

Nach dem Einlauf der mechanisch und biologisch vorgereinigten Abwässer der Kläranlage Uschlag steht der Nieste bis Sandershausen eine ca. 5,2 km lange Bachstrecke zur Verfügung, auf der keine weiteren Verunreinigungen erfolgen. An diesem Streckenabschnitt wurde das Selbstreinigungsvermögen der Nieste kontrolliert. Dazu wurde die Veränderung verschiedener Parameter, insbesondere des O₂-Gehaltes, des BSB, der Stickstoffverbindungen und des Phosphats näher untersucht. Dabei zeigte sich eine deutliche Abhängigkeit des Stoff-

umsatzes von der Temperatur. In der Tabelle 4 sind erstens die Veränderung der chemischen Parameter zwischen Meßstelle 4 und 5 im Jahresdurchschnitt, zweitens die Durchschnittswerte für die Sommerperiode (Wassertemperaturen $t > 10^\circ \text{C}$ und $t < 7^\circ \text{C}$) dargestellt.

Tab. 4. Veränderung der chemisch-physikalischen Meßparameter zwischen Meßstelle 4 und 5 im Jahresdurchschnitt und bei verschiedenen Temperaturbereichen

		O ₂	BSB ₅	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	N a. ges.	o-PO ₄
Jahres- durchschnitt	Ms. 4 (mg/l)	10,6	4,5	0,86	0,035	2,41	3,30	1,78
	Ms. 5 (mg/l)	11,8	2,4	0,26	0,023	2,80	3,10	1,40
Differenz:		(mg/l) + 1,2	-2,1	-0,6	-0,012	+0,39	-0,2	-0,38
		% +11,3	-46,7	-69,8	-34,0	+16,2	-6,1	-21,3
$t > 10^\circ \text{C}$	Ms. 4 (mg/l)	8,9	5,3	0,80	0,042	2,31	3,22	2,31
	Ms. 5 (mg/l)	10,8	2,5	0,22	0,025	2,71	2,97	1,66
Differenz:		(mg/l) + 1,9	-2,8	-0,58	-0,017	+0,4	-0,25	-0,65
		% +21,3	-52,8	-72,5	-40,5	+17,3	-7,8	-28,1
$t < 7^\circ \text{C}$	Ms. 4 (mg/l)	12,9	3,8	0,96	0,023	2,56	3,54	1,05
	Ms. 5 (mg/l)	13,4	2,3	0,42	0,019	2,93	3,37	1,03
Differenz:		(mg/l) + 0,5	-1,5	-0,54	-0,004	+0,37	-0,17	-0,02
		% + 3,9	-39,5	-56,3	-17,4	+14,5	-4,8	-1,9

Der Stoffumsatz war bei höheren Wassertemperaturen wesentlich stärker. Im einzelnen zeigte sich zwischen Meßstelle 4 und 5 im Sommer ein stärkeres Ansteigen des O₂ und NO₃-N und eine wesentlich stärkere Verringerung des BSB₅, NH₄-N, NO₂-N, N anorg. ges. und o-PO₄ als im Winter. Das organische Material und damit der BSB wurde bei erhöhten Temperaturen im Verlauf der Fließstrecke von heterotrophen Organismen schneller abgebaut. Die gesteigerte heterotrophe Aktivität beeinflusste auch den Sauerstoffgehalt durch die erhöhten oxidativen Abbauvorgänge, so daß der Sauerstoffverbrauch direkt hinter der Einleitungsstelle (Ms. 4) im Sommer wesentlich größer war als im Winter. Neben der Temperatur war im Sommer für das Sauerstoffminimum an der Meßstelle 4 auch noch die geringere Wasserführung mitverantwortlich, da die eingeleiteten Abwässer weniger stark verdünnt wurden. Nach dem Abbau des organischen Materials konnte der Sauerstoffverlust durch den atmosphärischen Eintrag und durch die Assimilation autotropher Organismen sehr schnell wieder ausgeglichen werden.

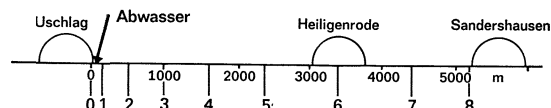


Abb. 8. Probeentnahmestellen entlang der Selbstreinigungsstrecke der Niese

Beim oxidativen Abbau von organischen Stickstoffverbindungen treten NH₄⁺ und NO₂⁻ als Zwischenprodukte auf und werden dann bis zum NO₃⁻ weiter oxidiert. Bei höheren Wasser-

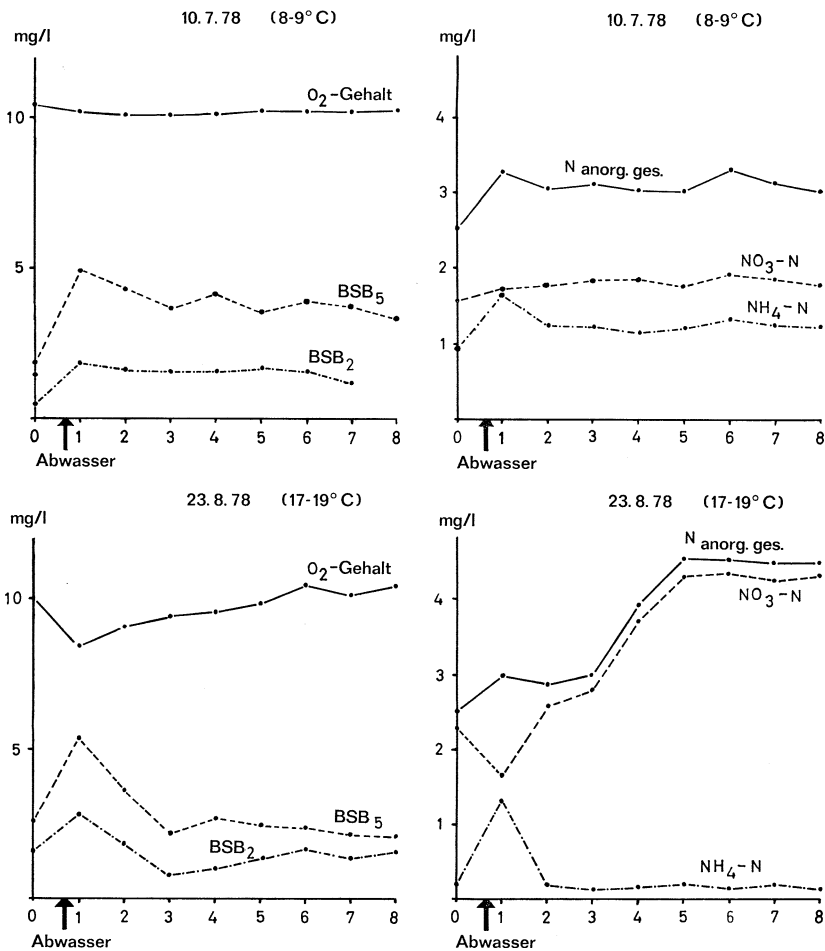


Abb. 9. Meßwerte für O₂, BSB₂, BSB₅, N anorg. ges., NO₃-N und NH₄-N am 10. Juli und 23. August 1978 entlang der Selbstreinigungsstrecke

temperaturen konnte das an der Meßstelle 4 auftretende NH₄⁺ und NO₂⁻ durch eine gesteigerte Stoffwechsellleistung der nitrifizierenden Bakterien schneller zum NO₃⁻ abgebaut werden. Demzufolge war die Verringerung des NH₄-N und des NO₂-N und der Anstieg des NO₃-N zwischen Meßstelle 4 und 5 im Sommer wesentlich stärker. Bei der Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen und beim Orthophosphat war entlang dieser Fließstrecke eine Konzentrationserniedrigung festzustellen. Verdünnungseffekte können dabei, wie Messungen ergeben haben, als Ursache für die Konzentrationserniedrigungen ausgeschlossen werden. Vielmehr ist anzunehmen, daß diese Konzentrationsabnahme des N anorg. ges. und des o-PO₄ durch die Nährstoffaufnahme des Periphytons und der submersen und emersen Makrophyten (FRANKE und SCHWOERBEL 1972) und z. T. eventuell auch durch Bindung an

das Sediment (SCHWOERBEL 1972, SCHÖCKE 1980) verursacht wurde. Die Phosphat- und Stickstoffelimination war im Sommer bei höheren Temperaturen und intensiverer Lichteinstrahlung durch die erhöhte Stoffwechselaktivität des Periphytons und der Makrophyten wesentlich stärker. Die Absolutwerte der aufgenommenen Stickstoff- und Phosphatverbindungen liegen vermutlich sogar noch wesentlich höher, da die organischen Fraktionen dieser beiden Elemente nicht berücksichtigt wurden. Es ist anzunehmen, daß an der Meßstelle 4 ein beträchtlicher Teil des Stickstoffs und Phosphors noch in organisch gebundener Form vorliegen. Diese Verbindungen können leicht hydrolysiert und aufgespalten werden, so daß sie den Anteil der anorganischen Fraktion noch erhöhen. Aus diesen Gründen ist die Nährstofffixierung wahrscheinlich noch höher als der hier nachgewiesene Teil.

Um die Selbstreinigung in der Nieste hinsichtlich ihres zeitlichen Ablaufs noch besser beobachten zu können, wurde die Selbstreinigungsstrecke zwischen Uschlag und Sandershausen in 9 Probenentnahmestellen unterteilt (Abb. 8) und näher untersucht. An den aufgeführten Entnahmestellen wurden am 10. 07. 78 und am 23. 08. 78 Proben zur Analyse entnommen. Die Probeentnahme erfolgte dabei in der fließenden Welle. Dazu wurde die Nieste entsprechend der Strömungsgeschwindigkeit in Fließrichtung zur Probenentnahme abgefahren. Die Abbildung 9 zeigt den O_2 , BSB_2 , BSB_5 , NH_4-N , NO_3-N und $N_{anorg. ges.}$ entlang der Fließstrecke an beiden Meßtagen. Auf eine graphische Darstellung des NO_2-N wurde verzichtet, da er mengenmäßig unbedeutend war. Die Messung am 10. 07. 78 erfolgte bei kühlem Wetter (Lufttemperatur $12^\circ C$) und bedecktem Himmel. Die Wasserführung war durch vorangegangene Regenfälle stark angestiegen. Die Wassertemperatur lag zwischen 8 und $9^\circ C$. Unter diesen Voraussetzungen verlief die Selbstreinigung in der Nieste nur sehr träge. Der BSB -Abbau lief nur sehr langsam und unvollständig ab. Auf der $5,2$ km langen Strecke wurde der BSB_5 nur um 27% und der BSB_2 um 30% reduziert. Auch die Nitrifikation war unbefriedigend. Der Ammoniumabbau (Nitrifikation) war gering; ein Nitritabbau (Nitritation) war kaum festzustellen. Das Verhältnis von Nitrat zu Ammonium erreichte nur einen Stand von $1 : 0,7$. Ein stärkerer Abbau organischen Stickstoffs zu anorganischem war nicht erkennbar.

Bei der Messung am 23. 08. 1978, die bei Wassertemperaturen von $17-19^\circ C$, also bei trockenem und warmem Wetter durchgeführt wurde, erfolgte der Abbau organischer Substanz sehr schnell. Der BSB_5 war schon nach 1000 m um 62% erniedrigt. Der BSB_2 lag nach dieser Fließstrecke 73% tiefer als zu Beginn der Abwassereinleitung. Der Sauerstoffgehalt wurde an der Abwassereinleitungsstelle um ca. 15% gesenkt. Nach ca. 2400 m hatte er jedoch wieder seinen ursprünglichen Wert erreicht. Im weiteren Verlauf der Fließstrecke wurde dieser Wert durch die düngende Wirkung der mineralisierten Abwässer und der damit verbundenen photosynthetischen Aktivität autotropher Organismen noch um knapp 10% überboten. Durch den Abwasserzufluß war ein starker Anstieg des Ammonium- und Nitratgehaltes zu verzeichnen. Diese beiden Verbindungen wurden jedoch schon nach kurzer Fließstrecke zu Nitrat oxidiert. Demzufolge stieg der Nitratgehalt, nachdem er direkt hinter der Einleitungsstelle durch die Nährstoffaufnahme des Periphytons etwas vermindert war, umgekehrt proportional zum Ammoniumgehalt. Nach ca. 550 m waren Ammonium und Nitrit weitgehend abgebaut. Da der Nitratgehalt jedoch weiter anstieg, kann davon ausgegangen werden, daß noch ein erheblicher Anteil an organischen Stickstoffverbindungen im Wasser abgebaut wurde. Nach ca. 2400 m war dieser Abbau beendet. Der Endpunkt der Nitrifikation stimmt auch zeitlich und räumlich mit dem Erreichen des ursprünglichen Sauerstoffgehaltes überein.

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: 1979-1981

Band/Volume: [4](#)

Autor(en)/Author(s): Meinel Werner, Schöcke Matthias, Schöcke Karl

Artikel/Article: [Chemischphysikalische und faunistische Untersuchungen an einem Mittelgebirgsbach \(Nieste, Naturpark Kaufunger Wald, Nordhessen\). I Chemisch-physikalische Verhältnisse 357-369](#)