©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker Naturw. Mitt.	4	S. 27–84	2 Tab., 22 Abb.	Osnabrück 1976

Hydrochemische Untersuchungen an der oberen und mittleren Hase (1966–1969)

mit 2 Tabellen und 22 Abbildungen

von Horst Neumann[1]

Kurzfassung: Nach einer einführenden Betrachtung über Schadstoffe und Schadstoffwirkungen im Gewässer wird über die Ergebnisse der chemischen Wasseruntersuchungen berichtet, die von 1966 bis 1969 an der oberen und mittleren Hase durchgeführt wurden. Die Kennwerte der gemessenen Parameter sind den Tabellen 1–2 der folgenden Arbeit zu entnehmen.

Inhalt

1. Zielsetzung 28
2. Bemerkungen über Schadstoffe und ihre Wirkungen im Gewässer sowie über abwasserbedingte Beeinflussungen des Gütezustandes und der Gewässernutzungen 29
   2.1. Schadstoffe im Gewässer und ihre Wirkungen 30
   2.2. Abwasserbedingte Beeinflussungen, Beeinträchtigungen und Gefährdungen des Gütezustandes und der verschiedenen Nutzungen der Gewässer 31
3. Methodik 36
4. Untersuchungsergebnisse 37
   4.1. Wassertemperatur 38
   4.2. Ungelöste Stoffe 39
   4.3. pH-Wert 42
   4.4. Alkalität 43
   4.5. Gesamthärte 44
   4.6. Chlorid 44
   4.7. Sulfat 47
   4.8. Stickstoffverbindungen 48
   4.9. Phosphorverbindungen 56
   4.10. Gesamteisen 61
   4.11. Kaliumpermanganatverbrauch 62
   4.12. Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigungsindex 65
   4.13. Biochemischer Sauerstoffbedarf 69
   4.14. Freies Kohlendioxyd 74
   4.15. Detergentien 75
   4.16. Alkali- und Erdalkaliionen 76
5. Abschließende Betrachtungen 77

[1] Leitender Biologiedirektor Dr. rer. nat. Horst Neumann, 3200 Hildesheim, Langelinienwall 27 – Niedersächsisches Wasseruntersuchungsamt

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1. Zielsetzung

Biologische Arbeit am Gewässer kann erst durch die parallele Einbeziehung der hydrographischen, physikalischen und chemischen Gegebenheiten den Rang eines hydrobiologischen oder gar limnologischen Beitrages erreichen. Unter den Mitarbeitern der Hydrobiologischen Arbeitsgemeinschaft des Naturwissenschaftlichen Vereins Osnabrück bestand daher von Anfang an Einigkeit darüber, daß bei der Sonder-Untersuchung der oberen und mittleren Hase die abiotischen Umweltfaktoren sorgfältig zu beachten und laufend zu verfolgen seien. Das damals und teilweise auch heute noch übliche Verfahrensschema der amtlichen Gewässergütekontrollen war hierfür nicht ausreichend, da es sich aus finanziellen Gründen auf jährlich 1–2 Flußbereisungen beschränken mußte und die derart erhaltenen Befunde der physikalisch-chemischen Wasseruntersuchungen nur den Charakter von Augenblicksbildern haben. Für eine grobe Beurteilung und Kontrolle des Gewässergütezustandes mögen solche Einzelbefunde ausreichen; für weitergehende Betrachtungen besitzen sie aber keinen hinreichenden Aussagewert, da praktisch alle entscheidenden Fließgewässer-Parameter erhebliche tages- und jahreszeitliche Schwankungen aufweisen. Um die geplanten biologischen Untersuchungen ausreichend ergänzen zu können, war es somit erforderlich, die Häufigkeit der physikalisch-chemischen Überprüfungen wesentlich zu steigern. Es wurde vereinbart, daß an den ausgewählten Stellen künftig in Abständen von vier Wochen Wasserproben gezogen und von der Außenstelle Osnabrück des Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamtes untersucht werden sollen. Zwar entsprach auch diese Verfahrensweise bei weitem noch nicht dem Ideal einer möglichst lückenlosen Überwachung, doch stellte sie schon einen wesentlichen Fortschritt dar.

Die im Rahmen der Hase-Sonderuntersuchungen ausgewählten 6 Probenahmestellen waren übrigens die ersten Gütemeßstellen (»Gütepegel«), die in Niedersachsen-West betrieben wurden. Seither wurde das Netz dieser sog. Gütemeßstellen 2. Ordnung (Probenahme in Abständen von mindestens 4 Wochen) amtlicherseits in ganz Niedersachsen auf 195 Punkte ausgedehnt (davon liegen 56 in Niedersachsen-West; Stand: Dezember 1974). Das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten plant, die Zahl dieser Meßstellen in den nächsten Jahren auf 300–400 zu erhöhen. Darüber hinaus sollen an den Belastungsschwerpunkten und Problemstrecken des niedersächsischen Gewässernetzes 40–50 automatische Meßstationen (Gütemeßstellen 1. Ordnung) eingerichtet werden. Im Normalfall werden diese Stationen ausgerüstet mit automatischen Probenehmern und selbstregistrierenden Geräten zur Messung der Temperatur, des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

In Sonderfällen können noch Geräte zur Messung der Leitfähigkeit, der Trübung und des Schwebstoffgehaltes hinzukommen. Für die weitere Zukunft ist vorgesehen, die physikalisch-chemischen Meßstationen durch Einbeziehung biologischer Untersuchungsverfahren zu ergänzen. Hierzu werden beispielsweise gehören die Exponierung von standardisierten Aufwuchsunterlagen sowie der Einsatz von geeigneten Testorganismen zur Erfassung von toxischen Stoßbelastungen und langzeitigen Anreicherungseffekten. Allerdings sind auf diesem Felde noch erhebliche Entwicklungsarbeiten zu bewältigen.
Es ist hier anzumerken, daß eine intensivere Überwachung der Gewässergüte aus einer Vielzahl von Gründen dringend geboten ist. Sie soll nicht nur Basisdaten liefern für die limnologische Erforschung unserer Gewässer, sondern vor allem solche für praxisbezogene Zwecke. Hierzu gehören u. a. der Nachweis des Ursprunges und der Auswirkungen von Schmutzbelastungen, die Berechnung von Selbstreinigungsvorgängen sowie die Erfassung von langfristigen Tendenzen des Gewässergütezustandes und die Schaffung von Planungsgrundlagen für die Wasserwirtschaft.
In der vorliegenden Arbeit wird über die physikalischen und chemischen Untersuchungsbefunde der Wasserproben berichtet, die in der Zeit von März 1966 bis Mai 1969 an 6 ausgewählten Stellen im Bereich der oberen und mittleren Hase gezogen wurden. Um diesen Bericht auch für den interessierten Laien verständlich zu machen, wird ihm eine einführende, allgemeine Betrachtung über Schadstoffe und Schadstoffwirkungen vorangestellt.

2. Bemerkungen über Schadstoffe und ihre Wirkungen im Gewässer sowie über abwasserbedingte Beeinflussungen des Gütezustandes und der Gewässernutzungen

Die vielseitigen Nutzungen der Gewässer werden bekanntlich in einem unterschiedlichen Maße von der Wassergüte begrenzt. Während die Interessen der Schiffahrt und der Wasserkraftnutzung in der Regel durch die Wasserqualität kaum berührt werden, gibt es Nutzungen, die mehr oder weniger stark güteabhängig sind. Hierzu gehören vor allem die Wasserentnahme für die Trink- und Brauchwasserversorgung, die Ausübung der Berufs- und Sportfischerei, die Versorgung der Landwirtschaft (Bewässerung und Viehtränkung), die Freizeit- und Erholungsfunktionen sowie nicht zuletzt das Inanspruchnehmen der Gewässer als Vorfluter für Abwasser und zur Ableitung von Abwärme. In all diese Nutzungen sind die Biozönosen der Gewässer mitsamt ihrem Stoff- und Energieumsatz von vornherein eingebunden. Im Mittelpunkt stehen dabei die

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Vorgänge der sog. natürlichen biologischen Selbstreinigung. Diese ökologischen Grundfunktionen stellen für sich allein zwar keine Gewässernutzung dar, doch sind sie unabdingbare Voraussetzung für alle gütebeeinflußten Nutzungen. Sie werden bedroht durch eine Vielzahl von Schadstoffen, die vor allem über kommunale und gewerbliche Abwassereinleitungen in die Gewässer gelangen.

2.1. Schadstoffe im Gewässer und ihre Wirkungen

»Schadstoffe« lassen sich definieren als feste, flüssige oder auch gasförmige Substanzen sowie Organismen, welche mittelbar oder unmittelbar nachteilige oder schädigende Wirkungen auf das Leben im Gewässer und die Gewässernutzungen ausüben [1].
Zu den Schadstoffwirkungen gehören: Sedimentablagerungen, Trübungen, Verfärbungen, Bildung von Schaum- und Schwimmschichten, Geruchsbelästigungen, Geschmacksbeeinträchtigungen, Sauerstoffzehrung, Eutrophierung (mit anschließender Sekundärverschmutzung), Versalzung und Aufhärtung, Verölung, Remobilisierung bereits fixierter Schadstoffe, akute und chronische Vergiftung von Wasserorganismen sowie Hemmung der biologischen Selbstreinigungsprozesse, vermehrte Schadstoffbelastung des Menschen über das Trinkwasser und die Nahrungskette, Trinkwasser- und Badeinfektionen, Erschwerung der Wasseraufbereitung und Korrosionsschäden.
Die vorstehende Aufzählung der biologisch-chemischen, hygienischen und technischen Beeinträchtigungen soll nur eine Übersicht vermitteln und die Komplexität der Gewässergütekunde aufzeigen.
Nach ihren Eigenschaften und Schadwirkungen im Gewässer ergibt sich für die wichtigsten Abwasserinhaltsstoffe die folgende grobe Einteilung [2]:

a) Sink-, Schwebe- und Schwimmstoffe (= ungelöste mineralische und organische Schmutzstoffe) sowie Viren, pathogene Bakterien und Wurmeier.
b) Sauerstoffzehrende organische Stoffe (= aerob biologisch abbaubare organische Schmutzstoffe).
c) Pflanzennährstoffe (= eutrophierende Stoffe, vor allem Phosphate und Nitrate).
d) Toxische Stoffe sowie biologisch nicht oder schwer abbaubare organische Substanzen.

Vor dem Hintergrund der Tatsache, daß die Trink- und Brauchwasserversorgung in einem zunehmenden Umfange aus Oberflächenwasser gedeckt werden muß, gewinnt die letztgenannte Gruppe erhöhte Beachtung. Dabei stellt sich zwangsläufig die Frage, was unter dem Begriff

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

»Gift« zu verstehen sei. Aus praktischen Erwägungen empfiehlt es sich, hierbei einer Definition von KNÖPP [3] zu folgen: »Als Gift bezeichnen wir einen Stoff, der im Wasser in solchen Konzentrationen gelöst oder emulgiert ist, daß durch ihn die Lebensäußerungen der Wasserorganismen, insbesondere deren Stoffwechselreaktionen, in meßbarer Weise gehemmt werden.«
Zum Gift kann in diesem Sinne nahezu jeder Stoff werden, der in einem Wasser gelöst oder emulgiert ist. Allein die Konzentration entscheidet dabei, ob er sich indifferent verhält, als Spuren- oder Nährstoff verwertbar ist oder ob er giftig wirkt. – In den Gewässern, im Trink- und Brauchwasser sowie im Abwasser sind heutzutage vor allem die folgenden potentiell giftigen und störenden Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen zu beachten:

a) **anorganische Stoffe:** Ammoniumverbindungen und Ammoniak, Chlor, Cyanide, Fluoride, Nitrite und Nitrate sowie Arsen- und Borverbindungen.
Säuren und Laugen; Alkali- und Erdalkalisalze.
Metalle und ihre Verbindungen (Beryllium, Blei, Kadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Selen und Zink).
Radionuklide.

b) **organische Stoffe:** Kohlenwasserstoffe, Halogenkohlenwasserstoffe (vor allem Organochlorpestizide und polychlorierte Biphenyle), Tenside, polycyclische Aromaten, Phenole, insektizide Organophosphorverbindungen, organische Zinn- und Siliziumverbindungen, Herbizide, Fungizide und synthetische Chelatbildner.

Wie schon erwähnt, werden sowohl mengen- wie auch artenmäßig die meisten Schadstoffe zweifellos durch Abwassereinleitungen den Gewässern zugeführt. In der Folge sollen daher einige der wichtigsten abwasserbedingten Beeinflussungen des Gütezustandes der Gewässer etwas näher betrachtet werden.

2.2. Abwasserbedingte Beeinflussungen, Beeinträchtigungen und Gefährdungen des Gütezustandes und der verschiedenen Nutzungen der Gewässer

Einflüsse auf das Leben der Pflanzen und Tiere im Gewässer: Die Lebensgemeinschaften der Binnengewässer, des Brackwassers und des Meeres können durch Abwassereinleitungen sowohl in ihrer artenmäßigen Zusammensetzung und Individuendichte wie auch hinsichtlich der Intensität ihres Stoffumsatzes in mitunter einschneidender Weise beeinflußt oder verändert werden. Da die meisten Gewässernutzungen von

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

den Lebensvorgängen im Gewässer abhängen, kommt diesen letzten Endes eine entscheidende wasserwirtschaftliche Bedeutung zu. Für den Praktiker sind dabei vor allem jene Vorgänge und Beeinflussungen von Interesse, die mit der natürlichen biologischen Selbstreinigung und dem Fischleben zusammenhängen oder auf diese einwirken.

Die natürliche Selbstreinigung der Gewässer kann definiert werden als die Summe derjenigen physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge, durch die ein verunreinigtes, stehendes oder fließendes Gewässer wieder seinem normalen, ursprünglichen Zustand zugeführt wird. Dem biologischen Geschehen kommt dabei bekanntlich entscheidende Bedeutung zu. Es wird getragen durch Bakterien und Pilze (Destruenten), grüne Pflanzen (Primärproduzenten) und Tiere (Konsumenten). – Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaften nach Art und Zahl wird entscheidend bestimmt durch den Gehalt des Wassers an gelöstem Sauerstoff. Dieser wiederum wird vor allem bestimmt durch die Belastung des Wassers mit biologisch abbaubaren, d. h. sauerstoffzehrenden organischen Schmutzstoffen. Darüber hinaus greift aber auch die mineralische Nährstoffbelastung eines Gewässers mittelbar in den Sauerstoffhaushalt ein. Stellt sie doch eine der Voraussetzungen dar für die Entwicklung der Primärproduzenten und beeinflußt somit indirekt den Umfang des biogenen Sauerstoffeintrages.

Werden einem Gewässer sauerstoffzehrende organische Schmutzstoffe im Übermaß zugeführt, so kann es im Zuge der aeroben bakteriellen Abbauprozesse regional zu völligem Sauerstoffschwund und damit zum Absterben aller höheren Organismen kommen. Aber auch die übermäßige Zufuhr von eutrophierenden mineralischen Stoffen kann u. U. zu einer starken Beeinträchtigung der Gewässergüte führen, und zwar mittelbar über die vermehrte Produktion von Biomasse, die ja früher oder später als sauerstoffzehrende Sekundärverschmutzung in Erscheinung tritt (dies vor allem bei stehenden Gewässern).

Die vorstehenden Zusammenhänge bilden bekanntlich die Grundlage des sogenannten Saprobiensystems und damit das der biologisch-ökologischen Gewässerbeurteilung. – Bei übermäßig starken Schmutzbelastungen beginnt die biologische Selbstreinigung im überwiegend anaeroben, polysaproben Bereich (Güteklasse IV) und leitet dann über zu den aeroben Stufen, also im Normalfall über die Güteklasse III (α-Mesosaprobie) zur Güteklasse II (β-Mesosaprobie). Hält sich die Belastung in Grenzen, so kann die Elimination der Schmutzstoffe unmittelbar im aeroben Bereich der Selbstreinigung einsetzen. – Überspitzt kann man sagen, daß letztlich alle unsere konventionellen abwassertechnischen Bemühungen darauf ausgerichtet sind, den Gewässern die Fähigkeit zur schnell und geruchlos verlaufenden aeroben Selbstreinigung im Bereich der Güteklasse II zu erhalten oder wiederzugeben.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die Vorgänge der natürlichen Selbstreinigung werden nun nicht nur durch die abwasserbedingte Zufuhr von biologisch abbaubaren Schmutzstoffen und eutrophierenden Substanzen bestimmt, sondern darüber hinaus können auch Wärmebelastungen (z. B. durch Kühlwasser aus Kraftwerken) und Zufuhr von Giftstoffen mehr oder weniger stark Einfluß nehmen. Mit gewerblichen und industriellen Abwässern gelangen häufig Stoffe in unsere Gewässer, welche schon in relativ geringen Konzentrationen die biologische Selbstreinigung zu hemmen oder gar zu blockieren vermögen. Das gilt sowohl hinsichtlich der bakteriellen Abbauprozesse wie auch für die biogene Belüftung. Giftbelastungen können schließlich dazu führen, daß die Lebensgemeinschaften nach Art und Zahl verarmen und zuletzt veröden. Eine andere, besonders heimtückische Folge derartiger Belastungen kann darin bestehen, daß sich bestimmte Gifte (vor allem gilt das für verschiedene Metalle, wie z. B. Pb, Hg, Cd und Zn, sowie Halogenkohlenwasserstoffe) im Zuge der Nahrungsketten akkumulieren. Bedroht sind dann nicht nur aquatische Organismen, sondern auch viele Arten terrestrisch lebender Konsumenten (u. a. verschiedene Vogelarten und der Mensch).
Der Zusammenbruch der aeroben biologischen Selbstreinigung sowie die Vergiftung von Gewässern finden ihren augenfälligen Ausdruck im Absterben der Fische und Fischnährtiere. Nicht immer führen Belastungen jedoch zu diesem dramatischen Bild. So können ständiger Sauerstoffmangel oder subletale Giftbelastungen auch dazu führen, daß bestimmte Fischarten oder gar alle Fische vertrieben werden. Weiter ist an giftbedingte Resistenzminderungen und Fortpflanzungsstörungen zu erinnern. – Als schwere Schädigungen der Fischerei sind auch abwasserbedingte Geschmacksbeeinträchtigungen zu bewerten (vor allem verursacht durch phenolhaltige industrielle Abwässer).
Ein Oberflächengewässer ist nur dann als »gesund« zu bezeichnen, wenn in ihm jene Fische und Fischnährtiere zu gedeihen vermögen, welche zu seiner ursprünglichen, natürlichen Besiedlung gehören. So gesehen, sind Fische nicht nur wesentliche Glieder der aquatischen Lebensgemeinschaften und Objekte von Freizeitvergnügungen, sondern sie sind darüber hinaus hochempfindliche und überaus billige »Gewässergütepegel«.

Einflüsse auf die Trink- und Brauchwasserversorgung: Die Versorgung der Bevölkerung und Industrie aus Grund- und Oberflächenwasser kann durch Abwassereinflüsse in vielfältiger Weise erschwert und geschädigt werden. Eine Vorstellung über die Vielfalt der möglichen Beeinflussungen und Schädigungen vermittelt die im vorangegangenen Abschnitt gegebene Zusammenstellung der wichtigsten Schadstoffe. Bedroht sind vor allem die aus Oberflächengewässern gespeisten Wasserversorgungen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Da die spezifischen Kosten der Wasseraufbereitung mit erhöhter Schmutzbelastung des Rohwassers stark ansteigen, ist für Gewässer, welche für Oberflächenwasserversorgung genutzt werden, mindestens die Güteklasse II zu fordern. Um dieses Ziel zu erreichen, ist es in der Regel erforderlich, alle organisch belasteten Schmutzwässer, die im Einzugsgebiet anfallen, vor ihrer Einleitung mechanisch-biologisch zu reinigen.
Die konventionelle mechanisch-biologische Abwasserbehandlung bringt für die Gewässer zwar wesentliche Entlastungen, doch bleiben (speziell im Hinblick auf die Wasserversorgung) noch eine Reihe von Problemen, die bisher noch nicht befriedigend beherrscht werden. Hier wären die oben bereits angesprochenen Pflanzennährstoffe zu nennen sowie die toxischen Substanzen und die schwer abbaubaren organischen Stoffe.
Pflanzennährstoffe fördern die Phytoplanktonentwicklung und die Verkrautung. Das biologische Gleichgewicht im Gewässer kann sich dadurch in einen ungünstigen Bereich verlagern. Im weiteren kommt es zu sekundären Schlammablagerungen mit all den damit verbundenen Folgen für die Wasserversorgung. – Bei Phytoplanktonmassenentwicklungen kann es darüber hinaus zu Betriebsstörungen in den Wasseraufbereitungsanlagen kommen (z. B. durch Verstopfen der Filter) sowie zu sekundären Verunreinigungen des Wassers. Dabei handelt es sich u. a. um Stoffwechselprodukte, die sowohl von lebenden als auch toten Planktonorganismen an das Wasser abgegeben werden und die nicht nur toxisch, sondern auch äußerst geruchs- und geschmacksintensiv sind.

Einflüsse auf die landwirtschaftlichen Gewässernutzungen, auf Bauwerke im Gewässer sowie auf die Erholungs- und Freizeitfunktionen:
Zu den landwirtschaftlichen Nutzungen gehören vor allem die Bewässerung und die Viehtränkung. Bei der Grünland- und Ackerbewässerung wirken sich hohe Salzgehalte (über 500 mg Cl^-/l) auf den Boden und die Pflanzen ungünstig aus. Nachhaltige Schäden können auch durch die abwasserbedingte Zufuhr potentiell toxischer Metalle verursacht werden. Vor allem Kupfer, Zink und Blei reichern sich im Boden leicht an und können ihn so bei längerer Beschickung mit entsprechend belasteten Abwässern bzw. Schlämmen regelrecht vergiften.
Für die Tränkung von Nutzvieh ist Wasser, welches überhöhte Salzgehalte aufweist, nicht oder nur bedingt geeignet. Das gleiche gilt für Wasser, welches mit toxischen Schadstoffen (z. B. Schwermetalle und organische Halogenverbindungen) oder pathogenen Keimen belastet ist.
Durch die Einleitung von unzulänglich behandelten gewerblichen und industriellen Abwässern kann es an den im Vorfluter befindlichen Bauwerken (wie Brücken, Wehre, Uferbefestigungen, Wasserkraftanlagen u. dgl.) zu schweren Beschädigungen kommen. Vor allem durch die Ein-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

leitung von sauren Abwässern kommt es an manchen Stellen immer wieder zu tiefgreifenden Zerstörungen. Zu schweren Beschädigungen kann es auch durch die Betonaggressivität stark sulfathaltiger Abwässer kommen.
Verunreinigte Gewässer sind ungeeignete Stätten für Erholung und Freizeit der Bevölkerung. Je nach der Intensität der Verschmutzung werden der Badebetrieb, Wassersport, Hobby-Fischerei und Camping behindert oder gar unmöglich. Im Extremfall kann es durch starke Trübungen, Verfärbungen, Schlammablagerungen, Schaumbildungen und Geruchsbelästigungen sowie durch Massenentwicklungen von »Abwasserpilzen« zu derart schwerwiegenden und auffälligen Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes kommen, daß sogar Spaziergänger und Wanderer die Nähe solcher Gewässer meiden.
Somit stellt sich auch aus der Sicht der Landschaftsästhetik, der Freizeitgestaltung und der Gesundheitsfürsorge die Forderung nach einer möglichst weitgehenden Reinhaltung der Gewässer, und zwar sowohl für die Binnengewässer wie auch für die marinen Küstengewässer. – Mit Nachdruck ist hier allerdings darauf hinzuweisen, daß durch die konventionellen klärtechnischen Maßnahmen die als Vorfluter dienenden Oberflächengewässer in der Regel noch keine Badewasserqualität erreichen. Die Abläufe von mechanisch-biologischen Kläranlagen enthalten meist noch erhebliche Mengen an pathogenen Keimen und sind daher in hygienischer Hinsicht niemals unbedenklich.
Die Bademöglichkeiten in natürlichen Oberflächengewässern werden jedoch nicht nur durch die bakteriologischen Gegebenheiten eingeengt, sondern darüber hinaus in vielen Fällen auch durch die Folgen der Eutrophierung. Zu erinnern wäre hier vor allem an Störungen des Badebetriebes, wie sie an manchen stehenden Gewässern (z. B. Dümmer und Zwischenahner Meer) durch Phytoplankton-Massenentwicklungen alljährlich auftreten.
Die vorstehenden Betrachtungen dürften zur Genüge gezeigt haben, daß durch die Ableitung von ungereinigten und unzulänglich behandelten Abwässern mittelbar oder unmittelbar praktisch alle Bereiche der belebten und unbelebten Umwelt des Menschen sowie der Mensch selbst beeinflußt, belastet oder geschädigt werden können. Im Rahmen des Umweltschutzes nehmen somit Gewässer und Wasser eine Schlüsselstellung ein. Nicht zuletzt vor diesem Hintergrund sind denn auch die limnologischen Untersuchungen zu sehen, die an der Hase vorgenommen wurden und deren Methodik und Ergebnisse in der Folge zu besprechen sein werden.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3. Methodik

In der Zeit von März 1966 – Mai 1969 wurden in Abständen von vier Wochen an 6 Untersuchungsstellen (Düstrup, Römereschbrücke, Eversburg, Epe, Wohld und Quakenbrück) Wasserproben gezogen. Die Gründe für die Wahl der Probenahmestellen und die genaue Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten (Lage, hydrographische und klimatische Verhältnisse sowie Gütezustand) sind dem Abschnitt 5, S. 22, zu entnehmen.
Gezielt wurde darauf geachtet, daß die Probenahmeserien alle Wochentage und (soweit möglich) auch verschiedene Tageszeiten erfaßten. Die zu jeder Untersuchungsserie gehörenden hydrographischen Daten (Abfluß- und Strömungsgeschwindigkeit) wurden uns vom Wasserwirtschaftsamt Osnabrück zur Verfügung gestellt. Die statistischen Kennzahlen dieser Daten (arithmetisches Mittel und Standardabweichung der Einzelwerte sowie Minimal- und Maximalwert) sind für die Untersuchungsstellen Düstrup, Eversburg, Epe, Wohld und Quakenbrück in Abschnitt 5 (s. S. 22) zusammengestellt. Für den zusätzlich und speziell für chemische Wasseruntersuchungen eingerichteten Gütepegel Römereschbrücke lauten die entsprechenden Kennzahlen (1966–1969): Abfluß i. M. 3,8 m^3/s, s = $\pm$ 2,0, Extremwerte 1,6 und 11,7 m^3/s.
Die Wasserproben wurden mit Hilfe eines Senkkörpers aus dem Stromstrich entnommen (Entnahmetiefe 20–30 cm). An Ort und Stelle wurden bestimmt bzw. angesetzt: Aussehen, Geruch, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffzehrung. Die übrigen Bestimmungen wurden im Laboratorium der Außenstelle Osnabrück des Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamtes durchgeführt. Bis zu ihrer Verarbeitung wurden die Proben bei Kühlschranktemperatur aufbewahrt.
Die dreijährigen Untersuchungen des Hasewassers erstreckten sich auf die folgenden Parameter:

Gruppe	Parameter
Allgemeine Daten	Abfluß- und Strömungsgeschwindigkeit (WWA Osnabrück) Wassertemperatur, pH-Wert
Verschmutzungs-indikatoren	Absetzbare Stoffe, Ungelöste Stoffe, Chlorid, Ammonium, Nitrit, Nitrat, Gesamtstickstoff, Phosphat, Kaliumpermanganatverbrauch (PV), Detergentien
Daten zum Sauerstoffhaushalt	gelöster Sauerstoff, Sauerstoffsättigung (rechnerisch), BSB_2 und BSB_5
Ergänzende Bestimmungen	Alkalität, Gesamthärte, freies Kohlendioxyd, Sulfat, Eisen, Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die Laboruntersuchungen wurden überwiegend nach den „Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung" (DEV) durchgeführt [4]. Nur in wenigen Fällen (Phosphat, Sulfat, Eisen und BSB_5) kamen abweichende Verfahren zur Anwendung. Die methodischen Einzelheiten dieser Sonderfälle werden zweckmäßigerweise im Rahmen der jeweiligen Einzelbesprechungen erörtert.

4. Untersuchungsergebnisse

Um die Druckkosten nicht unnötig in die Höhe zu treiben, wurde darauf verzichtet, alle gemessenen Daten tabellarisch aufzuführen. Es erschien uns vielmehr voll ausreichend und zweckmäßig, allein die statistischen Kennzahlen der einzelnen Parameter aufzuführen. Es handelt sich dabei um die arithmetischen Mittelwerte und die Standardabweichungen der Einzelwerte (s) sowie um die Minimal- und Maximalwerte. Diese Kennzahlen wurden aus jeweils $n = 36$ Einzeluntersuchungen ermittelt und in den Tabellen 1–2 zusammengestellt. Für die wichtigeren Wasserinhaltsstoffe finden sich darin sowohl Angaben über die Konzentrationen (in mg/l) wie auch solche über die Frachten (in g/s). Eine Verfahrensweise, auf welche bei chemischen Fließgewässeruntersuchungen nicht verzichtet werden kann. Es ist zu bedenken, daß es ohne die Berücksichtigung der zugehörigen Abflüsse meist nicht möglich ist, Angaben über Konzentrationen ausreichend zu bewerten und echt zu vergleichen. Um etwa Belastungen und Veränderungen der Belastungsverhältnisse eines Fließgewässers beurteilen zu können, muß man sich auf die Stoffmengen („Frachten") beziehen, die in der Zeiteinheit durch den Gewässerquerschnitt transportiert werden.
Die Kennzahlen für die Konzentrationen und Frachten umfassen einen Zeitraum von 3 Jahren. Diese Verfahrensweise ist im vorliegenden Fall zu vertreten, da sich die Belastungsverhältnisse der Hase im Untersuchungszeitraum nicht wesentlich verändert hatten. Die Befunde wurden somit durch keinen nennenswerten Trend beeinflußt. Eine eingehende statistische Analyse unseres Untersuchungsmaterials soll einer speziellen Studie vorbehalten bleiben, die den Zeitraum von 1966–1976 erfassen und sich auf 12 Gütepegel des Hase-Bereiches erstrecken wird. Mit Hilfe eines in unserem Amt entwickelten Computerprogrammes werden dabei u. a. die gegenseitigen Abhängigkeiten der einzelnen Parameter bestimmt bzw. analysiert.
Um eine schnelle Übersicht zu ermöglichen, wurden die Einzelbefunde von Abfluß, Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Sauerstoffsättigung, BSB_2 und PV in Abhängigkeit zur Zeit für jede Probenahmestelle graphisch dargestellt („Ganglinien", s. Abb. 1–6). Darüber hinaus haben wir

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

in besonderen Diagrammen die Mittel- und Extremwerte der wichtigsten Parameter gegen die Fluß-km aufgetragen („Längsschnitte", s. Abb. 7–10). In weiteren Diagrammen wurde versucht, die Abhängigkeit zwischen Abfluß und Chlorid- bzw. PV-Fracht zu veranschaulichen (Abb. 11–22).
Um die sich anschließende Besprechung der Untersuchungsbefunde auch für den interessierten Laien verständlich zu machen, wird jede Einzelbesprechung mit kurzen Hinweisen über die Bedeutung des jeweiligen Parameters eingeleitet.

4.1. Wassertemperatur

Für alle Lebewesen gehört die Temperatur zweifelsohne zu den entscheidenden abiotischen Umweltfaktoren. Direkt oder indirekt beeinflußt und begrenzt sie auch in den Gewässern die Zusammensetzung und die Lebensäußerungen der Organismengesellschaften. Die direkte Wirkung beruht u. a. darauf, daß innerhalb bestimmter Grenzen bei allen wechselwarmen aquatischen Organismen eine deutliche Abhängigkeit zwischen Gewässertemperatur und Stoffwechselintensität besteht. Die indirekte Wirkung erklärt sich aus der bekannten Tatsache, daß zwischen der Löslichkeit von Gasen in Wasser und der Wassertemperatur ein umgekehrtes Verhältnis besteht. Für den Sauerstoffhaushalt der Gewässer ist diese Gesetzmäßigkeit von höchster Bedeutung.
Die Temperatur von Fließgewässern wird von einer Vielzahl von Faktoren beeinflußt und bestimmt. Hierzu gehören u. a.: Strahlungsbilanz, Verdunstung und Kondensation, Konvektion, Wärmeaustausch Wasser–Gewässerbett und Wasser–Luft, punktuelle und verteilte Zu- und Abflüsse (Kühl- und Schmutzwassereinleitungen; Grund- und Oberflächenwasserzuflüsse; direkter Niederschlagsanteil), innere Reibung sowie Gefrieren und Schmelzen von Eis [5]. Besondere Bedeutung kommt dabei den Kühlwassereinleitungen zu, da sie den Wärme- und somit auch den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers u. U. einschneidend beeinflussen können. Durch langandauernde Erhöhung der Wassertemperatur kann es zu einer Verarmung der aquatischen Biozönosen kommen. Dies ist vor allem auf die verringerten Sauerstoffsättigungskonzentrationen und die parallel dazu erfolgende Zunahme der sauerstoffzehrenden mikrobiellen Abbauvorgänge zurückzuführen. Darüber hinaus wird auch die Wirkung evtl. vorhandener Abwassergifte durch Temperaturerhöhung erheblich verstärkt [6].

Im Falle der Hase, die zur Gruppe der sommerwarmen Fließgewässer zu rechnen ist, gibt es bisher nur an wenigen Stellen begrenzte Abwärme-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

belastungen. Insgesamt gesehen, halten sich diese in erträglichen Grenzen.
Die Kennzahlen der Temperaturmessungen (s. Tabelle 1) zeigen, daß auf der Fließstrecke zwischen Römereschbrücke und Pegel Eversburg eine beachtliche Wärmezufuhr erfolgt. Sie führt zu 1–3° C Temperaturerhöhung und hält sich damit in einem noch annehmbaren Bereich. Im wesentlichen ist sie auf die Abläufe des städtischen Klärwerkes und die einer Papierfabrik zurückzuführen.
Sieht man von kleinen Abweichungen ab, so zeigen die Ganglinien der Wassertemperatur an allen Probenahmestellen den gleichen jahreszeitlichen Verlauf (Abb. 1–6). Weiter ist festzuhalten, daß die Jahresamplituden der Wassertemperatur bei allen Stationen etwa in der gleichen Größenordnung liegen.
Die hier vorgelegten Kennzahlen der Wassertemperatur beruhen auf Einzelmessungen, die in monatlichen Abständen durchgeführt wurden. Selbstverständlich sind derartige Befunde nicht ausreichend, um für ein Fließgewässer eine Temperaturbilanz aufzustellen. Andererseits sind sie aber durchaus nicht so unzulänglich, wie man zunächst annehmen möchte. Das wird deutlich, wenn man unsere Ergebnisse mit denen der laufenden Temperaturschreibung vergleicht, die amtlicherseits seit einigen Jahren im Hasegebiet an zwei Abflußpegeln betrieben wird. Für 1973 beispielsweise sind dem „Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch" die folgenden Jahreshauptzahlen der Wassertemperatur zu entnehmen:

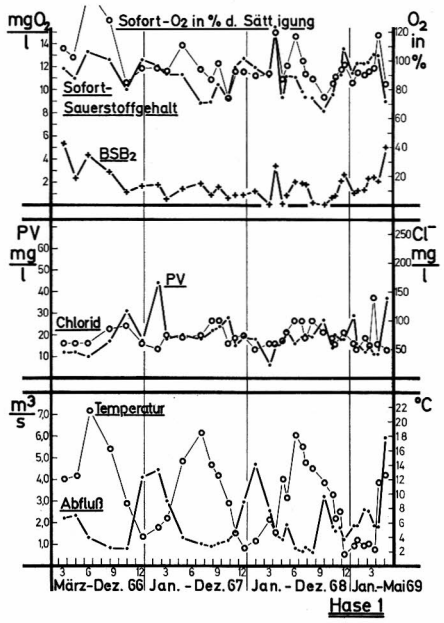
Hase bei Bramsche i. M. 11,7° C (Extreme 1,0 u. 23,6° C)
Hase bei Herzlake i. M. 9,8° C (Extreme 1,0 u. 22,8° C)

Diese Werte decken sich in der Größenordnung mit den von uns für 1966–1969 ermittelten Kennzahlen (vgl. Tabelle 1).
Nach eigenen Beobachtungen sowie nach den Angaben in den „Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbüchern" gab es an den Pegeln Eversburg und Bersenbrück von 1966–1969 zu keiner Zeit Eisbedeckung oder Randeisbildung. Nur für den Pegel Bunnen (unterhalb von Löningen) wird für 1966 und 1968 Eisbewegung an 7 bzw. 4 Tagen angegeben und für 1968 und 1969 Randeisbildung an jeweils 5 Tagen.

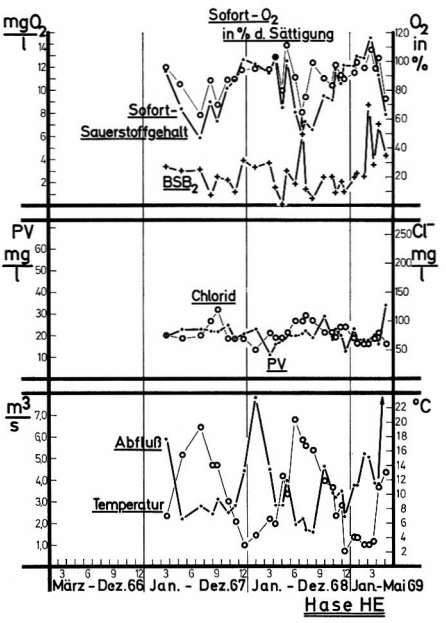
4.2. Ungelöste Stoffe

Das Wasser der Flüsse und Seen enthält bekanntlich nicht nur gelöste Substanzen, sondern auch ungelöste Stoffe (Feststoffe) in einem mitunter erheblichen Umfange. Diese sind teils anorganischer und teils organischer Natur. Im weiteren Sinne sind hierzu auch die im Wasser enthaltenen Mikroorganismen zu rechnen.

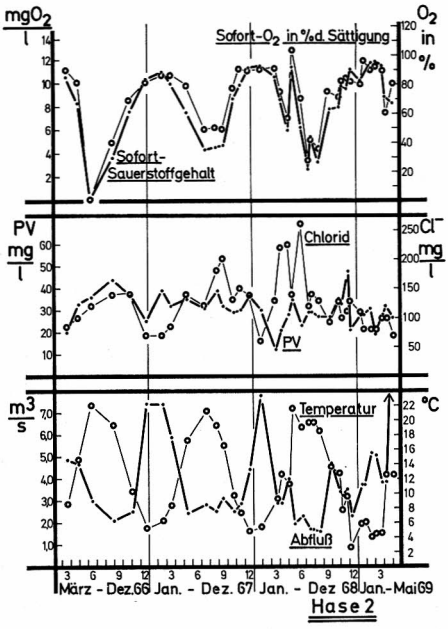
©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.



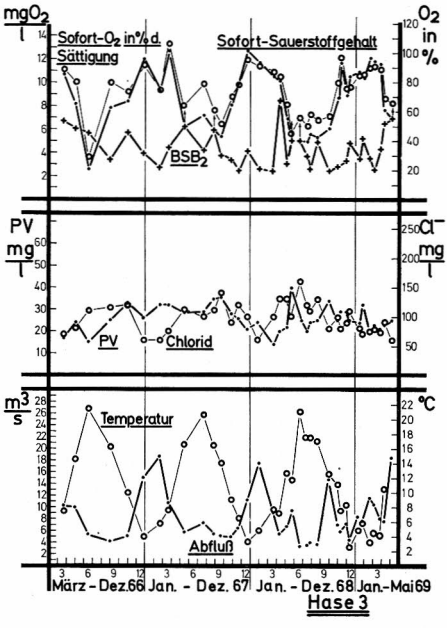
Hase 1



Hase HE



Hase 2



Hase 3

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

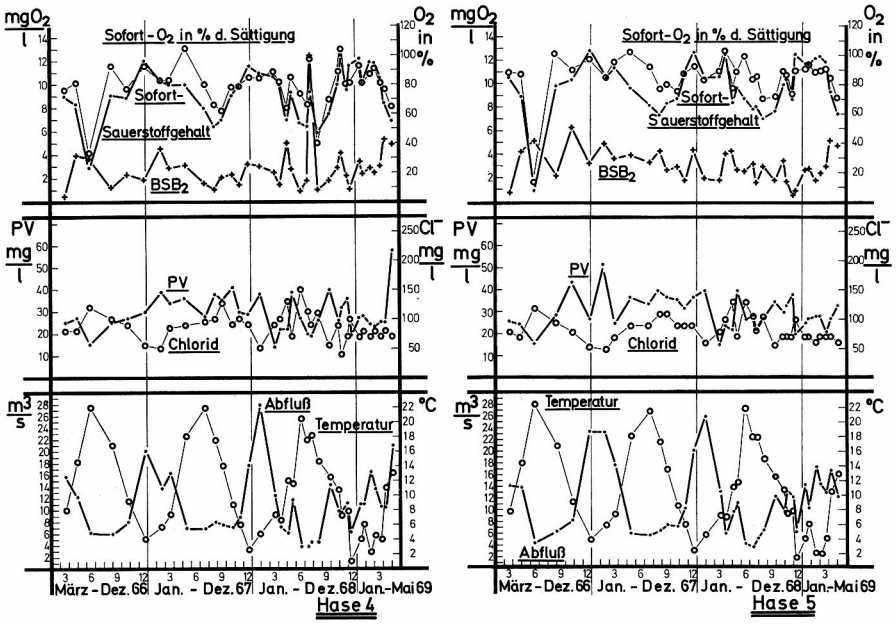


Abb. 1–6 Obere und mittlere Hase. Ganglinien (Abfluß, Wassertemperatur, Kaliumpermanganatverbrauch, Chlorid-Ionen-Konzentration, Gehalt an gelöstem Sauerstoff, Sauerstoffsättigungsindex und BSB_2) der Gütepegel H1, HE und H2–H5 (Einzelwerte aus dem Untersuchungszeitraum März 1966 – Mai 1969).

Im Gewässer kann es durch ungelöste Stoffe u. a. zu Trübungen kommen sowie zu Schlammablagerungen und Sedimentbildungen. Nach ihrem Ursprung muß man zwischen Sedimenten unterscheiden, die im Gewässer selbst entstehen (autochthone Sedimente) und solchen, die dem Gewässer von außen zugeführt werden (allochthone Sedimente). Bei letzteren muß man weiter unterscheiden zwischen den natürlichen allochthonen Sedimenten (z. B. Humusbestandteile, Lehm und Feinsande, die im Gefolge von Starkregenfällen eingeschwemmt werden) und den anthropogen-allochthonen Sedimenten. Diese entwickeln sich vor allem aus Feststoffen, die durch Abwassereinleitungen in die Gewässer gelangen. So kann es bei unzureichender mechanischer Reinigung von kommunalen und gewerblichen Abwässern im Vorfluter strekkenweise zu mächtigen Faulschlammablagerungen kommen. Derartige Beispiele zeigen dann besonders eindringlich, daß Sedimente den Gewässerchemismus durch Stoffeliminierung, mikrobielle Stoffumsetzung und Stoffabgabe nachhaltig beeinflussen.

Die im Wasser der fließenden Welle enthaltenen ungelösten Stoffe lassen sich in Sink-, Schwebe- und Schwimmstoffe unterteilen. Die Sinkstoffe werden meist als „absetzbare Stoffe" bezeichnet.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Im Rahmen der Hase-Untersuchung erstreckte sich die Untersuchung der ungelösten Stoffe darauf, das Absetzvolumen der Sinkstoffe zu ermitteln (nach 2 Std. Absetzzeit) sowie das Trockengewicht und den Glühverlust der Gesamt-Feststoffe gravimetrisch zu bestimmen. Dazu wurden die gesamten in der zu untersuchenden Probe enthaltenen ungelösten Stoffe mittels eines Membranfilters (Porenweite 1,2 μ) abfiltriert und als Trockensubstanz gewogen. Anschließend erfolgte die Bestimmung des Glühverlustes (nach 20 min Glühen bei 500° C). Weitergehende Bestimmungen, etwa die der C-, N- und P-Gehalte sowie die auf Schwermetalle, gehörten damals noch nicht zum Untersuchungsprogramm.

Die Volumina der absetzbaren Stoffe (Sinkstoffe) sowie die Gehalte an ungelösten Stoffen (gesamt) waren im Bereich der Probestellen Düstrup und Römereschbrücke relativ niedrig. Unterhalb von Osnabrück (Eversburg und Epe) erfolgten dann beachtliche Steigerungen (s. Tabelle 1). Diese werden besonders deutlich, wenn man die Kennzahlen der Feststoff-Frachten vergleicht. Die Zunahme der Feststoff-Belastung dürfte vor allem auf anthropogen-allochthone Einflüsse zurückzuführen sein. Untersucht man die Einzelwerte, so ist dann auch festzustellen, daß zwischen dem Abfluß und dem Gehalt an ungelösten Stoffen im Bereich von Osnabrück keine deutliche Abhängigkeit besteht.
An den Gütepegeln Wohld und Quakenbrück lagen die Konzentrationen der ungelöstsen Stoffe etwa in der gleichen Größenordnung wie im Raum Osnabrück-Bramsche; doch handelt es sich hier weniger um anthropogen-allochthone Feststoffe als vielmehr um solche natürlichen Ursprungs.

4.3. pH-Wert

Der pH-Wert ist der negative dekadische Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration. Er ist ein Maßstab für die Reaktion des Wassers. Ein pH-Wert von 7 entspricht dem Neutralpunkt; bei höheren Werten (bis 14) reagiert das Wasser zunehmend alkalisch und bei niedrigeren (bis 0) zunehmend sauer. – Für Wasserorganismen ist der pH-Wert ein entscheidender Umweltfaktor. Für die meisten Organismen liegt das Optimum des pH-Wertes zwischen 6,0 und 8,0. In diesem Bereich liegen auch meist die pH-Werte von unbeeinflußten Oberflächengewässern. Mäßige Abweichungen in den schwach sauren oder schwach alkalischen Bereich können sowohl natürliche Ursachen haben (z. B. Besonderheiten der geologischen Verhältnisse des Einzugsgebietes sowie Einflüsse durch den Stoffwechsel der Primärproduzenten) wie auch unmittelbar anthropogen bedingt sein (z. B. durch Ableitung von stark sauren oder alkalischen Abwässern).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Wie aus Tabelle 1 hervorgeht, lagen die pH-Werte aller Wasserproben, die in der Zeit von 1966–1969 an den 6 Gütepegeln der Hase gezogen wurden und die jeweils vor Ort elektrometrisch bestimmt worden waren, zwischen 6,3 und 7,8. Die Schwankungsbreite der pH-Werte war damit relativ gering und ging praktisch nicht über den Neutralbereich hinaus. Die Schwankungen des pH-Wertes dürften vor allem auf Photosynthese und Atmung der mikroskopischen und makroskopischen aquatischen Primärproduzenten zurückzuführen sein. Abwasserbedingte Beeinflussungen des pH-Wertes sind im Falle der Hase bisher nicht in größerem Umfange zu erwarten.

4.4. Alkalität

Die Alkalität (Säurebindungsvermögen) eines Wassers ergibt sich aus seinem Gehalt an Carbonat-, Hydrogencarbonat-, Hydroxyl-, Phosphat- und Silikationen. Sie ist ein Maßstab für das Pufferungsvermögen eines Wassers und steht somit in enger Beziehung zum pH-Wert. Die Alkalität wird gemessen als Verbrauch an ml 1,0 n Säure/l Wasser bei Verwendung der Indikatoren Methylorange (m-Wert) oder Phenolphthalein (p-Wert).
Bei geringer m-Alkalität ($< 0{,}5$) ist ein Gewässer in fischereibiologischer Hinsicht wenig fruchtbar, bei Werten über 2,0 ist dagegen meist eine gute Fisch- und Fischnährtierproduktion zu erwarten. Dies hängt vor allem damit zusammen, daß mit steigender Alkalität (d. h. zunehmendem Pufferungsvermögen) die durch Assimilations- und Dissimilationsvorgänge bedingten pH-Schwankungen wesentlich geringer werden und sich nur noch in Bereichen bewegen, die für Fische und Fischnährorganismen unbedenklich sind.

Das Wasser der Hase wies an allen Probenahmestellen und während der gesamten Untersuchungsdauer eine relativ hohe Alkalität auf. Sie lag stets zwischen 2,5 und 6,0 ml n-HCl/l. Das Wasser war demnach gut gepuffert und die relativ geringen pH-Schwankungen (vgl. 4.3.) finden so ihre Erklärung.
Vergleicht man die Kennzahlen der einzelnen Gütepegel (s. Tabelle 1), so fällt auf, daß die Alkalität flußabwärts deutlich abnimmt. Dies hängt sicherlich damit zusammen, daß das Einzugsgebiet der mittleren Hase durch ausgedehnte Moorlandschaften geprägt wird. Die sauren Zuflüsse aus diesem Bereich dürften die Alkalitätsreserve der Hase erheblich beanspruchen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4.5. Gesamthärte

Als Härte eines Wassers wird sein Gehalt an Erdalkali-Ionen bezeichnet (Magnesium, Calcium, Strontium, Barium). Unter Gesamthärte wird die Summe der Einzelhärten verstanden. Die Angaben erfolgen in deutschen Härtegraden (° dH) oder in mval/l (1 mval Erdalkali-Ionen/l = 2,8° dH). – Die Härtebildner stammen überwiegend aus härtegebenden Bestandteilen der von den Wässern des Einzugsgebietes durchflossenen Bodenformationen (vor allem infolge der aggressiven Wirkung des weichen Niederschlagswassers).

Auf Grund der vorliegenden Untersuchungsbefunde (s. Tabelle 1) ist das Wasser der oberen und mittleren Hase als „ziemlich hart" bis „sehr hart" zu bezeichnen. Ein Vergleich der Kennwerte zeigt: Die Gesamthärte nimmt (ähnlich wie die Alkalität) im mittleren Hase-Bereich deutlich ab. – Für alle Probenahmestellen gilt, daß die Spannweiten und die Standardabweichungen relativ gering sind.

4.6. Chlorid

Chlorid-Ionen sind in nahezu allen natürlichen Wässern enthalten. Ihre Konzentration ist vor allem abhängig von der Bodenbeschaffenheit und den Düngemaßnahmen im Einzugsgebiet sowie von Art und Umfang der Abwassereinleitungen. Der Chloridaustrag aus Waldgebieten wird mit 9 kg Cl^-/ha·Jahr angegeben, der aus landwirtschaftlich genutzten Flächen mit 34–213 kg Cl^-/ha·Jahr [7,8]. Erhebliche Belastungen bringen auch die kommunalen Abwässer. Ihr Chloridgehalt ist teils auf den Kochsalzgehalt des Leitungswassers, teils auf die Ausscheidungen des Menschen zurückzuführen. Allein mit dem Harn gelangen bekanntlich 6–10 g Cl^-/Einwohner·Tag in die kommunalen Entwässerungssysteme. – Unter den gewerblichen Abwässern sind es vor allem die der Kaliindustrie, die extrem hohe Chloridgehalte aufweisen und verschiedene Flußsysteme in der BRD nachhaltig belasten. Im Falle der Hase kommt derartigen Belastungen allerdings keine Bedeutung zu. – Schließlich sei auf die winterlichen Streusalzmaßnahmen hingewiesen, durch die es vorübergehend zu merklichen Erhöhungen der Chloridfrachten kommen kann.
Da die Chlorid-Ionen weder in konventionellen Kläranlagen noch im Gewässer in einem nennenswerten Umfange eliminiert werden, ist es möglich, sie als Indikatoren für kommunale Abwassereinleitungen zu nutzen sowie zum Verfolgen von Verdünnungs-, Vermischungs- und Versickerungsvorgängen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

In einem normalen, binnenländischen Oberflächengewässer sollen die Chloridkonzentrationen den Bereich von 200 mg Cl^-/l nicht ständig überschreiten. Bei höheren Werten droht die Gefahr, daß sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaften in einem unerwünschten Sinne verschiebt und das Wasser nicht oder nicht mehr ohne weiteres zur Trinkwasserversorgung genutzt werden kann [9].

Die mittleren Chloridkonzentrationen des Wassers der Hase lagen an den verschiedenen Probenahmestellen zwischen 73–124 mg/l und damit in einem annehmbaren Bereich (s. Tabelle 1). Die Schwankungsbreiten waren jedoch an einigen Pegeln nicht unerheblich. Aus den Ganglinien der Chloridkonzentrationen ist das deutlich abzulesen (s. Abb. 1–6). Sie lassen darüber hinaus einen mehr oder weniger ausgeprägten Jahresgang erkennen.
Ein Vergleich der Mittel- und Extremwerte zeigt, daß sich vor allem durch die Abläufe des Klärwerkes Osnabrück die Chloridwerte sowohl hinsichtlich Konzentration wie auch Fracht sprunghaft erhöhen. An den Längsschnitten (Abb. 7 u. 9) ist das klar abzulesen. Aus den Längsschnitten ist darüber hinaus zu ersehen: Die Chloridkonzentrationen normalisieren sich im weiteren Verlauf der Fließstrecke, die Frachten nehmen dagegen stetig zu (vgl. auch Tabelle 1).
Eine Vorstellung über die Beziehungen zwischen Chloridfracht und Abfluß vermitteln die Abbildungen 11–16. Sie zeigen an, daß die Chloridfrachten mit zunehmender Wasserführung stetig ansteigen. Bei den Probestellen Düstrup und Römereschbrücke waren diese Korrelationen besonders eng, beim Gütepegel Eversburg dagegen wesentlich lockerer. Dies wird verständlich, wenn man bedenkt, daß der Chemismus der Hase unterhalb von Osnabrück überwiegend durch die dortigen Abwassereinleitungen bestimmt wird.
Während zwischen Abfluß und Chloridfracht an allen Gütepegeln relativ enge, positive Korrelationen bestehen, ist das für die Beziehungen zwischen Abfluß und Chloridkonzentration nicht der Fall. Erwartungsgemäß bestehen hier negative Korrelationen, d. h. mit zunehmendem Abfluß verringern sich die Chloridkonzentrationen. Allerdings sind diese Korrelationen weniger eng als die zwischen Abfluß und Fracht. Ein Blick auf die einzelnen Korrelationskoeffizienten macht das sofort deutlich (n = 36):

	Korrelationskoeffizient r					
	H1	HE	H2	H3	H4	H5
Abfluß/Chlorid (mg/l)	–0,50	–0,56	–0,61	–0,78	–0,67	–0,70
Abfluß/Chlorid (g/s)	0,89	0,92	0,60	0,85	0,84	0,82

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

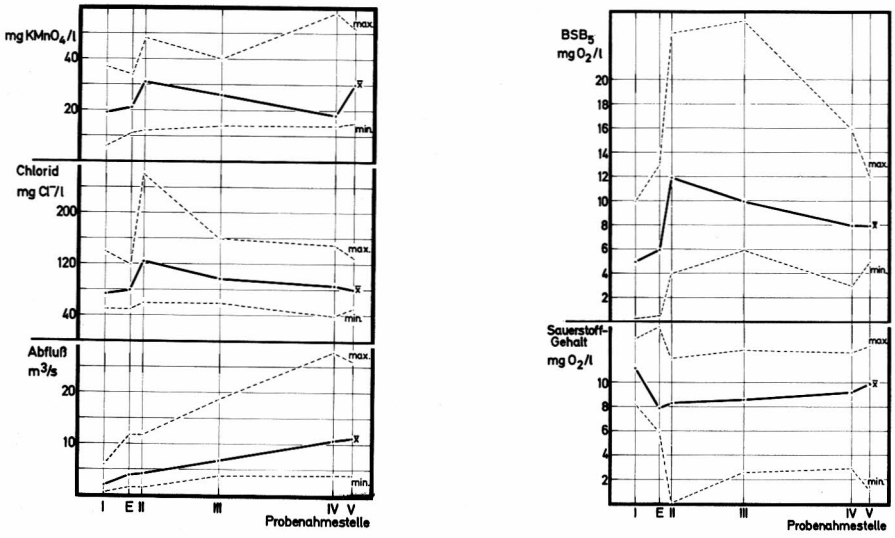


Abb. 7–8 Obere und mittlere Hase. Längsschnitte der Fließstrecke zwischen den Gütepegeln H1 und H5 bei geradliniger Verbindung der Meßpunkte. Abfluß sowie Konzentrationen der Chlorid-Ionen, des Kaliumpermanganat-Verbrauches, des gelösten Sauerstoffes und des BSB_5 (Mittel- und Extremwerte aus dem Untersuchungszeitraum 1966–1969; n = 36).

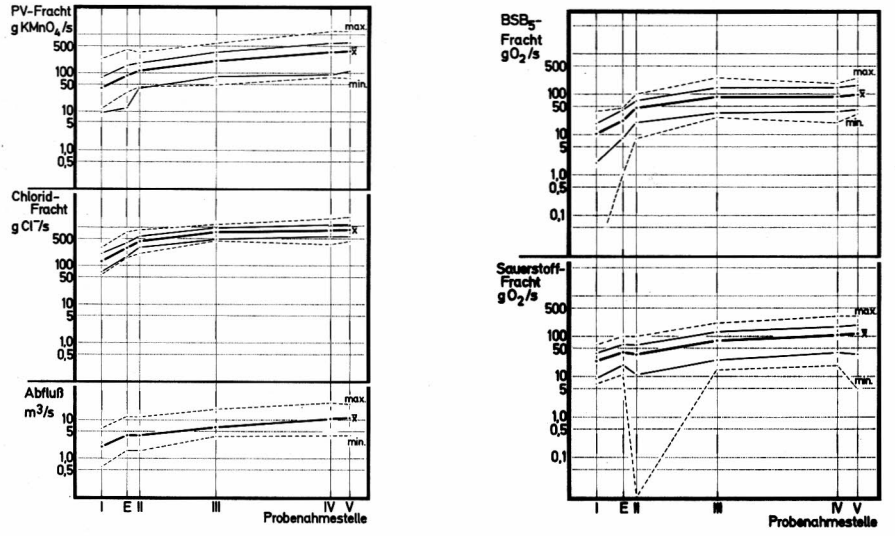


Abb. 9–10 Obere und mittlere Hase. Längsschnitte der Fließstrecke zwischen den Gütepegeln H1 und H5 bei geradliniger Verbindung der Meßpunkte. Abfluß sowie Frachten der Chlorid-Ionen, des Kaliumpermanganat-Verbrauches, des gelösten Sauerstoffes und des BSB_5 (Mittel- und Extremwerte aus dem Untersuchungszeitraum 1966–1969; n = 36). Die Ordinaten sind logarithmisch geteilt.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4.7. Sulfat

Sulfat-Ionen sind in allen natürlichen Gewässern in mehr oder weniger hoher Konzentration enthalten. Im einzelnen wird der Sulfatgehalt zunächst durch die geologischen und pedologischen Gegebenheiten des Einzugsgebietes bestimmt. Besondere Bedeutung kann der landwirtschaftliche Sektor erlangen (durch den Einsatz sulfathaltiger Düngemittel). Für landwirtschaftlich genutzte Flächen werden beispielsweise Sulfat-Austragswerte von 70–355 kg SO_4/ha · Jahr angegeben [8]. Weitere Quellen der Sulfatbelastung sind städtische Abwässer sowie die Abläufe verschiedener Industrien (vor allem die der Kali- und Zellstoffindustrie).
Im Gewässer werden Sulfat-Ionen bis zu einem bestimmten Umfange von den Primärproduzenten als unentbehrlicher Nährstoff benötigt. Das aufgenommene Sulfat wird im pflanzlichen Organismus bekanntlich reduziert und damit nutzbar für den Aufbau der S-haltigen Aminosäuren Methionin und Cystein sowie für den des Coenzyms A und des Biotins. – Bei der mikrobiellen Zersetzung organischer Substanz wird aus den vorgenannten Stoffen Schwefelwasserstoff freigesetzt. Dieser ist unter aeroben Bedingungen nicht beständig und wird durch chemoautotrophe Schwefelbakterien wieder bis zum Sulfat oxydiert. Der sich so ergebende „Schwefelkreislauf" wird durch die Vorgänge der mikrobiellen Sulfatreduktion (Desulfurikation) noch verkompliziert. Er ist in besonders übersichtlicher und eindrucksvoller Form in Seen zu verfolgen und kann dort eng mit dem Phosphatumsatz verzahnt sein [10, 11].
Die in normalbelasteten Fließgewässern vorhandenen Sulfatkonzentrationen sind für Wasserorganismen meist unbedenklich. Höhere Sulfatgehalte als 200 mg/l sind jedoch unerwünscht, da derartige Wässer nicht mehr ohne weiteres zur Trink- und Brauchwasserversorgung genutzt werden können und darüber hinaus stark zur Korrosionsbeschleunigung neigen.

Die Mittelwerte der Sulfatkonzentration des Wassers der Hase lagen im Untersuchungszeitraum für die Gütepegel 1–5 u. HE zwischen 166 und 194 mg/l (s. Tabelle 1). Die Extremwerte betrugen 101 und 283 mg/l (Bestimmung der Sulfate: Maßanalytisch nach Kationen-Austausch mit Bariumperchlorat in Gegenwart von Bariumsulfat, Methanol und Alizarinsulfonat als Indikator).
Mit Ausnahme des Pegels Eversburg (unterhalb Osnabrück) liegen die Kennwerte der Sulfatkonzentrationen an allen anderen Probenahmestellen etwa in der gleichen Größenordnung. Die Sulfatfrachten nehmen dagegen (ähnlich wie die Chloridfrachten) flußabwärts stark zu. Den Belastungen aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen des Einzugsgebietes dürfte hierbei besondere Bedeutung zukommen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4.8. Stickstoffverbindungen

Neben den Phosphaten sind es vor allem die Stickstoffverbindungen, die den Trophiegrad der Gewässer maßgebend beeinflussen. Im Gewässer ist Stickstoff sowohl in elementarer Form enthalten wie auch in Form von anorganischen und organischen Verbindungen. – Der im Wasser gelöste elementare Stickstoff kann nur von wenigen Bakterien- und Blaualgenarten unmittelbar gebunden und für die Proteinsynthese genutzt werden. Den anorganischen Verbindungen des Stickstoffes kommt für die Stickstoffversorgung der Primärproduzenten daher eine ungleich höhere Bedeutung zu. Der anorganisch gebundene Stickstoff liegt in den Gewässern praktisch ausschließlich in Form von Ammonium, Nitrit und Nitrat vor. Für die aquatische Mikro- und Makroflora stellen die Nitrate die wichtigste Stickstoffquelle dar. Die meisten Wasserpflanzen vermögen aber darüber hinaus auch Ammonium-Ionen unmittelbar aufzunehmen [10, 11].
Nach neueren Untersuchungsergebnissen stammt die mineralische Stickstoffbelastung unserer Oberflächengewässer zu rd. 58 % aus den Stickstoffgrundfrachten der land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen der Einzugsgebiete sowie denen der Ödlandflächen. Die Stickstoff-Frachten der kommunalen und gewerblichen Abwassereinleitungen sind mit rd. 41 % an der Gesamtbelastung beteiligt [12]. Die durchschnittlichen Stickstoff-Austragswerte von landwirtschaftlichen Nutzflächen sind mit 12 kg min. N/ha · Jahr anzusetzen.
Der Kreislauf des Stickstoffs wird bekanntlich in vielfältiger Weise durch die Tätigkeit von Mikroorganismen unterhalten und geprägt. So wird das beim Eiweißabbau frei werdende Ammonium unter aeroben Bedingungen durch bestimmte Bakterien zum Nitrit und dann weiter durch andere chemolithotrophe Bakterienarten zum Nitrat oxydiert (Nitrifikation). Bei Sauerstoffmangel sind umgekehrt viele Bakterienarten dazu befähigt, Nitrat und Nitrit bis hin zum elementaren Stickstoff zu reduzieren (Denitrifikation).
Im Rahmen der chemisch-biologischen Gewässerüberwachung kommt den Stickstoffverbindungen besondere Bedeutung zu, da sie u. a. Hinweise geben darüber, ob und in welchem Umfange ein Gewässer durch kommunale Abwässer belastet wird.

4.8.1. Ammonium: Der Ammoniumgehalt von Fließgewässern wird überwiegend durch die Abläufe der mechanisch-biologischen Kläranlagen und die Überläufe von Mischwasserkanalisationen bestimmt. Darüber hinaus können regional auch vom landwirtschaftlichen Sektor beachtliche Ammoniumbelastungen ausgehen. Diese sind meist auf illegale Einleitungen von Jauche, Gülle oder Silosickersäften zurückzuführen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Von nur untergeordneter Bedeutung ist dagegen der Ammoniumgehalt, der von den landwirtschaftlich genutzten Flächen durch Auswaschung in die Gewässer gelangt. Bekanntlich sind die Ammonium-Ionen aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften im Boden überwiegend sorptiv gebunden und somit (im Unterschied zum Nitrat) nur wenig beweglich [7, 8].
Das Ammonium-Ion ist für Wasserorganismen relativ ungiftig. Im Gegensatz dazu wirkt das freie Ammoniak auf Fische und Fischnährtiere bereits in geringen Konzentrationen giftig. Das Gleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak ist bekanntlich stark abhängig vom pH-Wert und der Wassertemperatur. Bei pH-Werten ab 8,5 steigt der Ammoniak-Anteil steil an, und die Fischgiftigkeit nimmt entsprechend zu [13]. Erhöhte Ammoniumbelastungen können daher (vor allem bei kleinen Gewässern) in Verbindung mit geringer Wasserführung für sich allein zu einer Bedrohung des Fischbestandes und der Fischnährtiere werden.
Nach dem DVGW-Regelwerk [9] soll Oberflächenwasser, welches für Trink- oder Brauchwasserzwecke entnommen wird, auf keinen Fall mehr als 1,2 mg/l Ammoniumstickstoff enthalten. Andernfalls ist zu besorgen, daß es zu Schwierigkeiten bei der Wasseraufbereitung kommt.
Die Ammoniumkonzentrationen des Wassers der Hase lagen im Bereich der Gütepegel Düstrup und Römereschbrücke an allen Probenahmetagen unterhalb von 1 mg/l Ammoniumstickstoff (s. Tabelle 1). Bis zum Pegel Eversburg, also unterhalb des Klärwerkes Osnabrück, stieg die Ammoniumbelastung jedoch steil an, und zwar von 0,2 auf i. M. 3,0 mg/l Ammoniumstickstoff. Dies wird verständlich, wenn man bedenkt, daß der mechanisch-biologisch gereinigte Trockenwetter-Ablauf der Kläranlage Osnabrück i. M. noch 18 mg/l Ammoniumstickstoff enthält.
Auch am Pegel Epe (unterhalb Bramsche) war der Einfluß des kommunalen Abwassers deutlich nachzuweisen. Der Ammoniumgehalt lag i. M. bei 1,8 mg/l Ammoniumstickstoff und erreichte ein Maximum von 12 mg/l. – Erst an den Gütepegeln Wohld und Quakenbrück stellten sich Ammoniumkonzentrationen ein, deren Mittelwerte unterhalb von 1 mg/l liegen.
Die Auswirkungen der kommunalen Abwassereinleitungen im Raum Osnabrück und Bramsche sind auch am Verlauf der Ammoniumfrachten deutlich abzulesen. Diese nehmen auf der Fließstrecke zwischen Römereschbrücke und Eversburg sprunghaft zu (s. Tabelle 1). Bis Epe ist dann eine weitere Zunahme zu verzeichnen. Im Vergleich dazu war an den beiden folgenden Gütepegeln eine erhebliche Abnahme der Ammoniumfrachten festzustellen. Diese dürfte vor allem durch Nitrifikationsvorgänge bedingt sein, die im Bereich der nur relativ schwach abwasserbelasteten mittleren Hase zumindest während des Sommerhalbjahres sicherlich optimal ablaufen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4.8.2. Nitrit: Im Gegensatz zu den Ammonium- und Nitrationen spielen die Nitrit-Ionen im Stoffhaushalt der Oberflächengewässer nur eine untergeordnete Rolle. Sie liegen meist in nur geringer Konzentration vor, da sie als relativ unbeständige Zwischenprodukte des Stickstoffumsatzes von verschiedenen Mikroorganismen mehr oder weniger schnell verwertet werden. Im Rahmen der Gewässergüteüberwachung kommt der Bestimmung des Nitritgehaltes jedoch eine gewisse Bedeutung zu, da er (neben anderen Verschmutzungsindikatoren) indirekt Auskunft geben kann über vorausgegangene organische Belastungen und über den Verlauf der Selbstreinigung.

Im Falle der Hase lag der Nitritgehalt oberhalb des städtischen Klärwerkes Osnabrück fast durchweg im Spurenbereich. Durch die Belastung mit biologisch abbaubaren organischen Schmutzstoffen (bei Eversburg) erhöhte er sich auf der sich anschließenden Fließstrecke auf i. M. 0,2 und maximal 0,6 mg/l Nitritstickstoff. Etwa in der gleichen Größenordnung lagen auch die Kennwerte der Gütepegel H3–H5.

4.8.3. Nitrat: Im Gegensatz zu den Ammonium-Ionen sind die Nitrat-Ionen im Boden leicht beweglich. Die Nitratbelastung der Oberflächengewässer ist daher in der Regel zum überwiegenden Teil auf Drainagen und Abschwemmungen landwirtschaftlich genutzter Flächen zurückzuführen. Nach KLETT [14] besteht hinsichtlich der Intensität des Nitrataustrages zwischen den Kulturarten Acker, Grünland und Wald ein Verhältnis wie 10:1:1. – Verschiedene Autoren weisen darauf hin, daß mit steigendem Abfluß die Nitratkonzentration im Gewässer zunimmt. Nach unseren Untersuchungen [7] ist diese Zunahme in den Frühjahrsmonaten größer als im Winter. Ein Ergebnis, welches zunächst überrascht, da ja der Nitratstickstoff im Boden nur während der Vegetationsperiode in Anspruch genommen wird und außerhalb derselben besonders stark der Auswaschung unterliegt. Höchstwahrscheinlich wird dieser Effekt jedoch durch die Austragungsverluste überdeckt, die im Gefolge der Frühjahrsdüngemaßnahmen auftreten.
Im Vergleich zu der Nitratbelastung aus dem landwirtschaftlichen Sektor ist der Nitratanteil, der über die Abläufe schwach belasteter biologischer Kläranlagen in die Oberflächengewässer gelangt, nur von untergeordneter Bedeutung. Das gleiche gilt in der Regel auch für den Anteil, der durch mikrobielle Oxydation des Ammoniums im Gewässer entsteht.
Nitrate sind die wichtigste Stickstoffquelle der autotrophen Pflanzen und somit im Gewässer ein wesentlicher Eutrophierungsfaktor. – In den üblicherweise vorkommenden Konzentrationen sind Nitrat-Ionen für tierische Wasserorganismen ungiftig. Dennoch ist für Oberflächengewässer, welche der Trinkwasserversorgung dienen, zu fordern, daß die

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Nitratkonzentrationen den Grenzwert von 12 mg/l Nitratstickstoff nicht überschreiten [9].

Die Nitratkonzentration des Wassers der Hase lag praktisch an allen Probenahmetagen unterhalb des vorgenannten Grenzwertes. Nur einmal (am 13. 6. 1966) wurde am Gütepegel Düstrup mit 20 mg/l Nitratstickstoff eine höhere Konzentration nachgewiesen.
Vergleicht man die Nitrat-Kennwerte der einzelnen Gütepegel, so fällt auf, daß die Mittelwerte alle in der gleichen Größenordnung liegen (s. Tabelle 1). Ein anderes Bild bieten dagegen die Extremwerte. Neben dem oben bereits erwähnten Maximalwert des Gütepegels Düstrup fällt hier vor allem der Minimalwert (0,2 mg/l Nitratstickstoff) am Pegel Eversburg auf. Im Untersuchungszeitraum konnten derart geringe Nitratkonzentrationen am Pegel Eversburg dreimal festgestellt werden. Sie zeigen an, daß auf der Belastungsstrecke unterhalb der Stadt Osnabrück zumindest zeitweise intensive Denitrifikationsvorgänge ablaufen. Die zugehörigen Daten des Sauerstoffhaushaltes lassen deutlich erkennen, daß diese Erscheinung auf belastungsbedingten Sauerstoffmangel zurückzuführen ist.
Die bisherige Auswertung des Untersuchungsmaterials ließ keine Abhängigkeit zwischen Abfluß und Nitratkonzentration erkennen. Dagegen gibt es eine Reihe von Befunden, die auf eine Beziehung zwischen Jahreszeit und Nitratgehalt hinweisen.
Im Gegensatz zu den Mittelwerten der Nitratkonzentrationen nehmen die der Nitratfrachten mit der Fließstrecke zu (siehe Tabelle 1). Vergleicht man weiter die Minimalwerte der Nitratfrachten, so läßt sich u. a. eine Vorstellung gewinnen über den Umfang der auf der Fließstrecke unterhalb von Eversburg möglichen Nitratreduktion.

4.8.4. Gesamtstickstoff nach Kjeldahl: Mit dieser Bestimmung wird der in den gelösten und ungelösten organischen Wasserinhaltsstoffen gebundene Stickstoff erfaßt (einschließlich der im Plankton festgelegten Anteile) sowie der Ammoniumstickstoff. Der Nitrit- und Nitratstickstoff ist in den nach dieser Methode erarbeiteten Werten nicht enthalten. Es ergeben sich somit die folgenden Beziehungen:
Gesamtstickstoff n. Kjeldahl = NH_4^+-N + organisch gebundener Stickstoff
Gesamtstickstoff = Gesamtstickstoff n. Kjeldahl + $NO_2^--N + NO_3^--N$

Die Werte für den Gesamtstickstoff liefern zusätzliche Informationen über die Abwasserbelastung und die Nährstoffsituation von Oberflächengewässern. Bei der Beurteilung ist allerdings zu berücksichtigen, daß der organisch gebundene Stickstoff zu einem erheblichen Umfange in Hu-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tabelle 1: Obere und mittlere Hase

Ergebnisse der chemischen Wasseruntersuchungen März 1966 – Mai 1969

(Mittel- und Extremwerte aus je 36 Untersuchungsserien)

			Düstrup (H1)	Römer-esch-brücke (HE)	Evers-burg (H2)	Epe (H3)	Wohld (H4)	unterhalb Quaken-brück (H5)
Wassertemperatur	° C	i. M.	9,3	9,6	11,4	10,5	10,4	10,4
		min.	2,2	2,0	2,5	2,5	1,0	1,5
		max.	21,5	20,5	22,0	21,5	22,0	22,5
Absetzbare Stoffe	ml/l	i. M.	0,1	0,1	1,4	0,5	0,2	0,2
(Sinkstoffe)		min.	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
		max.	1,4	0,4	15,0	8,4	1,4	1,3
Ungelöste Stoffe	mg/l	i. M.	13	13	27	30	29	27
(gesamt)		s	7	6	7	–	16	22
Trockengewicht		min.	0,4	7	8	9	9	10
		max.	27	30	62	248	106	120
	g/s	i. M.	30	52	107	280	346	395
		s	27	34	71	–	324	–
		min.	1	16	16	44	54	60
		max.	109	115	337	2340	1462	2796
davon Glühverlust	%	i. M.	50	53	54	45	45	44
		min.	0	16	22	5	24	14
		max.	100	84	89	77	92	84
pH-Wert		(i. M.)	7,2	7,3	7,2	7,2	7,2	7,2
		min.	6,4	6,4	6,3	6,3	6,3	6,4
		max.	7,8	7,8	7,6	7,6	7,8	7,7
Alkalität	ml n–HCl/l	i. M.	4,2	4,2	4,3	3,9	3,3	3,1
(Methylorange)		s	0,5	0,7	0,6	0,7	0,6	0,4
		min.	3,2	3,0	3,2	2,6	2,5	2,5
		max.	5,6	6,0	6,0	5,8	4,4	3,8
Gesamthärte	° dH	i. M.	19,6	20,3	19,6	18,0	16,7	15,4
		s	3,0	2,4	0,9	2,2	3,9	2,1
		min.	12,0	16,5	14,6	13,4	12,0	11,2
		max.	23,4	25,8	23,6	22,4	33,6	19,4
Chlorid	mg Cl^-/l	i. M.	73	79	124	97	87	81
		s	19	17	47	26	24	28
		min.	50	50	60	60	40	50
		max.	140	120	260	160	150	130

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tabelle 1 (Fortsetzung)

			Düstrup (H1)	Römer-esch-brücke (HE)	Evers-burg (H2)	Epe (H3)	Wohld (H4)	unterhalb Quaken-brück (H5)
Chlorid	g Cl^-/s	i. M.	132	280	434	726	856	865
		s	67	110	136	222	312	319
		min.	57	160	208	438	379	421
		max.	296	702	819	1176	1584	1827
Sulfat	mg SO_4^{--}/l	i. M.	166	177	194	178	164	159
		s	27	25	43	34	31	35
		min.	120	125	134	110	101	106
		max.	235	221	283	245	226	235
	g SO_4^{--}/s	i. M.	326	648	736	1440	1809	1860
		s	155	200	234	491	641	814
		min.	142	311	345	755	713	720
		max.	586	974	1132	2692	2875	3603
Ammonium	mg N/l	i. M.	0,06	0,2	3,0	1,8	0,8	0,8
		min.	<0,05	<0,05	0,4	0,1	<0,05	<0,05
		max.	0,4	0,8	20,0	12,0	4,0	4,2
	g N/s	i. M.	0,1	0,7	11,5	13,8	8,5	9,2
		max.	2,0	5,0	60,0	63,0	28,0	39,0
Nitrit	mg N/l	i. M.	0,03	0,05	0,2	0,1	0,2	0,1
		min.	0,01	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03
		max.	0,05	0,1	0,6	0,6	0,4	0,6
Nitrat	mg N/l	i. M.	3,2	2,3	2,9	2,9	3,0	2,8
		s	3,0	1,8	1,5	1,3	1,3	1,5
		min.	1,6	1,5	0,2	1,9	1,7	1,5
		max.	20,2	7,8	6,4	8,7	8,3	10,1
	g N/s	i. M.	6	10	11	23	30	31
		s	5	6	7	13	16	19
		min.	1	3	0,5	8	7	9
		max.	26	26	33	58	75	99
Gesamtstickstoff n. Kjeldahl (um)	mg N/l	i. M.	3,3	3,5	7,0	5,3	4,2	4,7
		s	3,0	2,7	4,1	3,3	3,9	–
		min.	<0,4	<0,4	1,6	0,8	0,4	0,4
		max.	14,0	10,0	20,0	14,0	16,0	28,0
	g N/s	i. M.	8	12	29	48	61	71
		max.	56	44	109	246	446	568

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tabelle 1 (Fortsetzung)

			Düstrup (H1)	Römer-esch-brücke (HE)	Evers-burg (H2)	Epe (H3)	Wohld (H4)	unterhalb Quaken-brück (H5)
Orthophosphat (gelöst, nach Filtration)	mg P/l	i. M.	0,2	0,2	1,0	0,5	0,4	0,4
		min.	0,04	0,1	0,1	0,1	0,02	0,1
		max.	0,9	0,5	4,2	1,3	0,9	1,2
	g P/s	i. M.	0,6	1,0	3,9	4,5	4,6	5,5
		min.	0,05	0,3	0,4	1,0	0,3	1,0
		max.	4,0	2,0	12,0	11,0	22,0	21,0
Gesamtphosphor (um)	mg P/l	i. M.	0,3	0,3	1,5	0,6	0,5	0,5
		min.	0,05	0,1	0,6	0,2	0,1	0,2
		max.	1,3	0,9	6,6	1,9	1,0	1,3
	g P/s	i. M.	0,9	1,2	5,3	4,9	7,0	6,7
		min.	0,1	0,3	2,0	2,0	1,0	1,0
		max.	6,0	3,0	23,0	13,0	29,0	23,0
Gesamteisen (um)	mg Fe/l	i. M.	1,1	0,8	1,2	1,9	2,8	2,1
		min.	0,2	0,2	0,3	0,1	0,7	0,3
		max.	4,2	1,5	5,9	9,5	15,3	7,2
	g Fe/s	i. M.	2,4	3,1	5,1	16,9	33,3	31,8
		min.	0,1	0,3	0,5	0,4	1,0	2,0
		max.	9,0	9,0	17,0	69,0	123,0	168,0
Kaliumpermanganat-verbrauch (sed.)	mg $KMnO_4$/l	i. M.	19	21	31	26	22	30
		s	8	4	7	6	9	8
		min.	6	11	12	14	14	15
		max.	37	34	48	40	58	52
	g $KMnO_4$/s	i. M.	41	82	113	202	337	357
		s	32	69	72	122	246	243
		min.	12	30	43	47	77	71
		max.	219	398	316	598	1218	1217
Sauerstoffgehalt (sofort)	mg O_2/l	i. M.	11,2	7,9	8,3	8,6	9,2	9,9
		s	1,6	6,1	3,1	2,7	2,1	2,3
		min.	8,2	5,9	0,0	2,6	2,9	1,1
		max.	13,6	14,0	12,0	12,7	12,5	13,0
	g O_2/s	i. M.	23	40	36	76	105	119
		s	14	22	25	51	64	74
		min.	6	11	0,0	14	18	5
		max.	56	96	98	206	307	307

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tabelle 1 (Fortsetzung)

			Düstrup (H1)	Römer-esch-brücke (HE)	Evers-burg (H2)	Epe (H3)	Wohld (H4)	unterhalb Quaken-brück (H5)
Sauerstoff in % der Sauerstoffsättigung (Sauerstoff-sättigungsindex)	%	i. M.	97	89	70	74	80	86
		min.	73	63	0	29	33	14
		max.	148	111	103	106	105	103
BSB_2 (um)	mg O_2/l	i. M.	1,7	2,8	7,9	4,8	2,9	3,2
		s	1,2	1,8	3,4	2,3	2,1	1,4
		min.	<0,2	<0,2	2,0	2,0	0,5	0,6
		max.	5,3	8,7	13,3	11,3	12,0	7,0
	g O_2/s	i. M.	4	12	30	38	31	36
		s	5	11	20	24	22	26
		min.	<1	<1	6	11	3	6
		max.	30	50	98	128	103	119
BSB_2 in % d. Anfangs-O_2	%	i. M.	15	35	95	56	32	33
BSB_5 (um)	mg O_2/l	i. M.	4	6	15	11	7	8
		s	2,6	3,2	5,1	4,2	3,2	1,5
		min.	<1	<1	4	6	3	5
		max.	10	13	24	25	16	12
	g O_2/s	i. M.	10	23	58	84	77	86
		s	8	19	35	49	51	55
		min.	<1	1	9	25	16	28
		max.	38	48	118	232	193	234
Freies Kohlendioxid	mg CO_2/l	i. M.	3,2	4,2	6,3	4,5	4,2	4,3
		min.	2,6	2,6	3,5	3,4	2,6	3,5
		max.	4,4	7,0	8,8	6,2	5,3	5,3
Anionaktive Detergentien (berechnet als TBS)	mg TBS/l	i. M.	0,1	0,4	0,5	0,4	0,3	0,3
		min.	<0,05	0,1	0,2	0,1	<0,05	<0,05
		max.	0,4	0,8	1,1	0,9	0,6	0,7

Erläuterungen:

i. M. = arithmetisches Mittel
s = Standardabweichung der Einzelwerte
um = umgeschüttelt (d. h. **mit** den absetzbaren Stoffen)
sed. = sedimentiert (d. h. **ohne** die absetzbaren Stoffe)

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

minstoffen festgelegt sein kann und dann nicht mehr als Nährstoff unmittelbar zur Verfügung steht. Dies ist vor allem bei Gewässern zu beachten, deren Einzugsgebiet durch Moorlandschaften geprägt wird.

Die Konzentrationen des Gesamtstickstoffes n. Kjeldahl lagen bei den beiden Gütepegeln oberhalb der Kläranlage Osnabrück i. M. bei 3,3 bzw. 3,5 mg N/l (s. Tabelle 1). Dabei handelte es sich zu 98 bzw. 94 % um organisch gebundenen Stickstoff. Am Pegel Eversburg stieg der Gesamtstickstoff-Gehalt dann auf i. M. 7 mg N/l. Parallel dazu ging (bedingt durch die Zunahme des Ammoniumstickstoffs) der Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs auf i. M. 57 % zurück. Auf der weiteren Fließstrecke gehen die Kennwerte der Konzentration des Kjeldahl-Stickstoffs wieder leicht zurück, doch nimmt dabei umgekehrt der prozentuale Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs zu (bis auf 83 % des Gesamtstickstoffs n. Kjeldahl). Diese Erscheinung dürfte u. a. damit zusammenhängen, daß die Planktondichte im Mittellauf der Hase infolge der verringerten Fließgeschwindigkeiten und optimaler Nährstoffzufuhr erheblich zunimmt. Darüber hinaus dürfte in diesem Bereich auch die aus den Moorgebieten stammende natürliche Huminstoffbelastung das Verhältnis des organischen zum Gesamtstickstoff beeinflussen.
Vergleicht man die Frachten des Kjeldahl-Stickstoffs (s. Tab. 1), so ist flußabwärts eine stetige Zunahme abzulesen. In entsprechender Weise gilt das auch für die auf den organisch gebundenen Stickstoff umgerechneten Frachten.

4.9. Phosphorverbindungen

Verbindungen des Phosphors sind ein nie fehlender Bestandteil der pflanzlichen und tierischen Substanz. Von der Pflanze wird Phosphor in Form des Orthophosphat-Ions aufgenommen und zum Aufbau lebenswichtiger Stoffe genutzt (Nucleotide, Nucleinsäuren, Phosphatide u. a.). In natürlichen Gewässern kommen Phosphate meist nur in relativ geringer Konzentration vor. Als essentieller Nährstoff für die Primärproduzenten wird Phosphor daher ungleich häufiger zum produktionsbegrenzenden Faktor als der Stickstoff. Nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand gilt es als sicher, daß das Eutrophierungsgeschehen in den Oberflächengewässern in der Regel durch überhöhte Phosphatbelastungen bestimmt wird [2, 11, 12, 15].
Die Möglichkeiten der Herkunft des Phosphats in den Gewässern sind überaus vielfältig. Ihre prozentualen Anteile können darüber hinaus je nach der Struktur des Einzugsgebietes in einem erheblichen Umfange voneinander abweichen. Grundsätzlich sollte man unterscheiden zwi-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

schen den Belastungsanteilen aus lokalisierbaren Zuläufen und jenen aus diffusen Zuflüssen [15]. Zu den Phosphorquellen lokalisierbarer Herkunft gehören vor allem die Abwassereinleitungen der Gemeinden und Betriebe. Die „Phosphor-Fracht" der kommunalen Abwässer liegt bei 3–4 g Gesamt-Phosphor pro Einwohner und Tag. Sie stammt je etwa zur Hälfte aus den Waschmitteln (bekanntlich weisen moderne Wasch- und Reinigungsmittel einen Polyphosphat-Gehalt von 30–50 % auf) sowie aus den Exkrementen und sonstigen Abfällen (z. B. Nahrungsmittelreste und Haushaltsabfälle). – Zu den diffusen Quellen der Phosphorbelastung unserer Gewässer gehören die natürliche, bodenbürtige Grundlast sowie die Anteile aus dem landwirtschaftlichen Sektor (also nutzungsbedingte Belastungen durch Erosion und Auswaschung). Weiter sind zu berücksichtigen Phosphatbelastungen aus dem forstwirtschaftlichen Sektor, aus den Reserven der Gewässer (etwa durch mikrobielle Umsetzungen im Sediment) sowie solche aus der Atmosphäre (z. B. durch Staubniederschläge).

Die vorstehend aufgeführten Belastungsquellen sind von Gewässer zu Gewässer in mitunter höchst unterschiedlichen prozentualen Anteilen an der Gesamtbelastung beteiligt. Die Erfahrungen der letzten Jahre haben gezeigt, daß man sich dabei vor pauschalen Urteilen hüten muß. Dies gilt vor allem für die Frage nach dem Anteil des landwirtschaftlichen Sektors. Hierbei ist zunächst zu bedenken, daß das Phosphat-Ion (im Gegensatz zum Nitrat-Ion) in Mineralböden relativ unbeweglich ist. Die Auswaschungsverluste sind daher im Vergleich zu den Belastungen aus anderen Quellen nur von sekundärer Bedeutung. Anders kann es sich dagegen mit den Anteilen verhalten, die durch Erosion in die Gewässer gelangen. Sie können regional (z. B. im Hügel- und Bergland) durchaus zu einem bedeutenden Belastungsfaktor werden. Es ist jedoch nachdrücklich darauf hinzuweisen, daß sich im einzelnen sowohl die Nährstoffverluste durch Erosion wie auch die durch Auswaschung aus dem Zusammentreffen einer Vielzahl von Faktoren bestimmen. Hierzu gehören:

Menge und Verteilung der Niederschläge; physikalische und chemische Eigenschaften des Bodens sowie Bodenvorrat und Menge des durchlaufenden Sickerwassers; Topographie des Geländes und Drainierung; Art, Durchwurzelungsgrad, Nährstoffbedarf und Dauer des Pflanzenbewuchses; Art, Menge, Lösungsverhalten und zeitliche Verabreichung der Düngernährstoffe [16].

Das ineinander verwobene Gefüge dieser Faktoren macht es unmöglich, die Beziehungen zwischen Landwirtschaft und Gewässer-Eutrophierung global zu beurteilen. Die in der Fachliteratur enthaltenen Angaben über die nutzungsbedingten P-Abgaben landwirtschaftlich genutzter Flächen (BRD) schwanken zwischen 0,04 und 0,7 kg Ges.-P/ha u. Jahr [17].

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Im Gegensatz zum landwirtschaftlichen Sektor ist der kommunale und industrielle Bereich hinsichtlich seines abwasserbedingten Phosphor-Abstoßes durchaus zu übersehen. Zweifelsohne stammt die Phosphorbelastung der Oberflächengewässer in einem entscheidenden Umfange aus diesem Bereich. Die besondere Bedeutung dieses Belastungs-Sektors läßt es geraten erscheinen, Maßnahmen zur Bekämpfung der Eutrophierungsfolgen vorrangig auf die lokalisierbaren Abläufe zu konzentrieren.

Bekanntlich werden durch die konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigungsverfahren nur 15–30 % der zugeführten Phosphor-Fracht eliminiert. Um eine weitgehende P-Eliminierung zu erreichen, ist es erforderlich, sich der Verfahrenstechniken der sog. weitergehenden Abwasserreinigung („3. Reinigungsstufe") zu bedienen [18]. Durch Fällungsreinigung (entweder als Vorfällung, Direktfällung, Simultan- oder Nachfällung) lassen sich mit Hilfe von Aluminium-, Eisen- oder Calciumsalzen 75–95 % der zugeführten Phosphate eliminieren. Daneben bewirken derartige Fällungsverfahren noch beachtliche Reduzierungen hinsichtlich des Schwebstoffgehaltes, der gelösten organischen Stoffe, des Gehaltes an Schwermetallen und der Keimfracht.

Die Phosphat-Eliminierung ist eine Maßnahme, die vor allem in den Einzugsgebieten eutrophiegefährdeter Seen und Talsperren geboten ist. Anders bei Fließgewässern: Da die Eutrophierungsfolgen dort meist weniger bedrohlich sind als in stehenden Gewässern, wird man sich aus finanziellen Gründen in der Regel mit mechanisch-biologischer Abwasserbehandlung begnügen müssen. Allerdings ist anzumerken, daß durch wasserbauliche Maßnahmen (z. B. durch die Anlage von Staustufen, Flußstauseen und Rückhaltebecken) auch für Fließgewässer die Probleme der Eutrophierung mehr und mehr Bedeutung erlangt haben. Nach IMHOFF [19] u. a. setzt bereits bei Fließgeschwindigkeiten unter 0,3 m/s verstärktes Algenwachstum ein, wenn die Konzentrationen an Gesamt-Phosphat 0,01 mg P/l und die der mineralischen Stickstoffverbindungen 0,3 mg N/l übersteigen. Nach der Klassifizierung, die VOLLENWEIDER [20] für die Trophiestufen von Seen erarbeitet hat, beginnt mit diesen Konzentrationen der Zustand der sogenannten Meso-Eutrophie.

Da die vorstehend genannten Grenzwerte in allen zivilisatorisch beeinflußten Fließgewässern weit überschritten werden, ist nicht zu vermeiden, daß es bei Verringerung der Fließgeschwindigkeit unter sommerlichen Bedingungen zu Plankton-Massenentwicklungen kommt sowie zu starker Verkrautung. Die unerwünschten Nebenwirkungen und Folgen dieses eutrophiebedingten Geschehens sind u. a.: Extreme tageszeitliche Schwankungen des Gehaltes an gelöstem Sauerstoff; pH-Schwankungen; Fischsterben; Verfärbung und Trübung des Wassers und damit Verschlechterung der Lichtverhältnisse im Gewässer; Sekundärverun-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

reinigung durch abgestorbene Pflanzenmassen und dadurch zusätzliche Sauerstoffzehrung und Faulschlammbildung (vgl. auch Abschnitt 2.2.). – Man muß damit rechnen, daß 1 g Phosphat-P die Entwicklung von 100 g Biomasse ermöglichen kann. Diese verursacht nach dem Absterben eine Sauerstoffzehrung von rd. 150 g O_2 [2].
Gewässer und Abwässer enthalten im Normalfall Orthophosphat, anorganische kondensierte Phosphate sowie organisch gebundenes Phosphat in gelöster und ungelöster Form. Die Kenntnis der Orthophosphat-Konzentration ist daher für sich allein nicht ausreichend, um die Nährstoffsituation eines Gewässers beurteilen zu können. Mindestens müssen darüber hinaus Daten vorliegen über den Gehalt an Gesamtphosphor, also über die Summe aller gelösten und ungelösten Phosphorverbindungen. Dies ist unerläßlich, da bekanntlich ein erheblicher Teil der Phosphatreserve eines Gewässers in den Mikroorganismen gespeichert ist.

4.9.1. Gelöstes Orthophosphat: Zur Bestimmung des Gehaltes an Orthophosphat-Ionen wurde der filtrierten Probeflüssigkeit zunächst Molybdat-Schwefelsäure zugegeben und nach anschließendem Umschütteln ein reduzierendes Reagenz (Metol und Kaliumdisulfit in wässeriger Lösung). Die Menge des blaugefärbten Reduktionsproduktes ist dem Orthophosphatgehalt bis zu etwa 2 mg/l proportional und läßt sich kolorimetrisch bestimmen.

Bis auf wenige Ausnahmen lagen bei allen Proben, die im Untersuchungszeitraum gezogen wurden, die Orthophosphat-Konzentrationen weit oberhalb der kritischen Grenze von 0,01 mg P/l. Vergleicht man die Kennwerte der Konzentrationen miteinander (s. Tabelle 1), so wird deutlich, daß die Hase bereits oberhalb von Osnabrück erheblich eutrophiert ist. Bezeichnenderweise nimmt jedoch der Orthophosphatgehalt unmittelbar unterhalb von Osnabrück noch um ein Vielfaches zu. Diese Erscheinung ist zweifelsohne auf die Phosphor-Fracht zurückzuführen, die mit dem Ablauf der städtischen Kläranlage in die Hase gelangt (i. M. 5,5 mg Ges.-P/l; 374 kg P/d bzw. 4 g P/s). – Im weiteren Verlauf der Fließstrecke gehen die Orthophosphat-Konzentrationen auf i. M. 0,4 mg P/l zurück. Dieser Wert liegt noch relativ hoch und zeigt, daß es sich bei dem Mittellauf der Hase um ein stark eutrophiertes Gewässer handelt.
Vergleicht man von jedem Gütepegel die Einzelbefunde, so fällt auf, daß nur bei den beiden Gütepegeln oberhalb des Klärwerkes Osnabrück eine gewisse Abhängigkeit zwischen Orthophosphat-Konzentration und Abfluß abzulesen ist. Bei den folgenden Stationen wird diese Korrelation höchstwahrscheinlich durch die dominierende Rolle der Abwassereinleitungen überdeckt. – Signifikante jahreszeitliche Abhängigkeiten (etwa

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Unterschiede zwischen Sommer- und Winterhalbjahr) lassen sich an Hand des vorliegenden Materials gleichfalls für keinen Gütepegel nachweisen.
Die Kennwerte der Orthophosphat-Fracht zeigen an, daß diese flußabwärts stetig zunimmt (s. Tabelle 1). Nur im Bereich unterhalb Osnabrück ist eine sprunghafte Frachtzunahme zu verzeichnen. – Vergleicht man die Extremwerte für jeden einzelnen Gütepegel, so wird deutlich, in welchem gewaltigen Umfange die Orthophosphat-Frachten im Ablauf von drei Jahren schwanken können. Wertet man die Einzelbefunde der Frachten in bezug auf Jahreszeit und Abfluß aus, so ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei der Auswertung der Orthophosphat-Konzentrationen. In keinem Falle sind enge Abhängigkeiten zwischen Fracht und Jahreszeit oder Fracht und Abfluß nachzuweisen.

4.9.2. Gesamtphosphor: Zur Bestimmung des Gehaltes an Gesamtphosphor wurde die Probeflüssigkeit mitsamt den absetzbaren Stoffen (also die umgeschüttelte Probe) einem Aufschluß mittels Kaliumperoxodisulfat-Schwefelsäure unterworfen; anschließend Neutralisation und kolorimetrische Orthophosphat-Bestimmung nach dem oben beschriebenen Verfahren.

Die Kennwerte für den Gehalt an Gesamtphosphor liegen an fast allen Probenahmestellen deutlich höher als die entsprechenden Orthophosphatwerte (vgl. Tabelle 1). Im wesentlichen sind diese Unterschiede auf die von Fall zu Fall unterschiedlichen Anteile der kondensierten Phosphate und die des ungelösten, organisch gebundenen Phosphors zurückzuführen. – An den Probenahmestellen H1, HE und H2 sind die Mittelwerte der Gesamtphosphor-Konzentrationen um jeweils 50 % höher als die des gelösten Phosphors. An den Probestellen H3–H5 sind diese Unterschiede geringer ausgeprägt und liegen bei nur 20–25 % (vgl. Tab. 1). Ähnlich wie die Werte des Orthophosphates, so zeigen auch die des Gesamtphosphors den starken Einfluß an, der den Abwassereinleitungen aus dem Raum Osnabrück hinsichtlich der Nährstoffbelastung zukommt (vgl. etwa die Zunahme der Gesamtphosphor-Frachten auf der Fließstrecke zwischen den Gütepegeln HE und H2). Bei einem Vergleich der Kennwerte beeindrucken ferner die erheblichen Schwankungsbreiten sowohl der Konzentrationen wie auch der Frachten des Gesamtphosphors. Das vorliegende Untersuchungsmaterial reicht jedoch noch nicht aus, um über die Korrelationen zwischen Jahreszeit, Abfluß und Gesamtphosphor hinreichend gesicherte Angaben zu machen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4.10. Gesamteisen

Eisen ist für Pflanze und Tier ein essentielles Spurenelement. In den Gewässern werden Konzentration und Art des Auftretens von Eisenverbindungen vor allem durch die physikochemischen Gegebenheiten des jeweiligen Milieus bestimmt. Eisen kann gelöst, kolloidal gelöst und ungelöst auftreten und ionogen oder gebunden, zweiwertig oder dreiwertig vorliegen. In Gewässern, deren Einzugsgebiet durch Moorlandschaften geprägt ist, liegt es überwiegend in Form von Eisen-Huminsäure-Komplexen vor. Schließlich wäre an die bekannte Tatsache zu erinnern, daß in stehenden Gewässern der Eisenhaushalt eng mit dem des Phosphors verknüpft ist.
In höheren Konzentrationen können Eisen und Eisenverbindungen zu schädlichen Gewässerverunreinigungen führen. Schadwirkungen sind dann meist auf die Einleitung von Eisen(II)-Verbindungen zurückzuführen. Sie erstrecken sich vor allem auf Fische und Fischnährtiere [13, 21]. Diese können unmittelbar geschädigt werden (z. B. durch Vergiftung und Verklebung der Kiemen), aber auch mittelbar (durch zusätzliche Belastung des Sauerstoffhaushaltes sowie durch Trübung des Wassers und sohlbedeckende Ablagerung von Eisenoxydhydrat). – Oberflächenwasser, welches für die Trink- und Brauchwasserversorgung entnommen wird, soll im Extremfall nicht mehr als 1 mg/l gelöstes Eisen enthalten [9].

Im Rahmen der Hase-Untersuchung wurden die Gesamteisengehalte stets unter Einbeziehung der absetzbaren Stoffe bestimmt. Von den originalen, umgeschüttelten Wasserproben wurde dazu eine genau bemessene Menge abgefüllt, mit Säure und Kaliumpermanganat-Lösung versetzt, bis zum Sieden erhitzt und anschließend auf Zimmertemperatur abgekühlt. Danach Zugabe von Kaliumrhodanid-Lösung, Umschütteln und schließlich Messung der Extinktion.
Im Untersuchungszeitraum schwankten die Gesamteisen-Konzentrationen an den Gütepegeln H1, HE und H2 zwischen 0,2 und 5,9 mg/l (siehe Tabelle 1). Die Mittelwerte liegen zwischen 0,8 und 1,2 mg/l und damit in einem für norddeutsche Oberflächengewässer als normal zu bezeichnenden Bereich. – Für die Gütepegel H3–H5 ergeben sich dagegen wesentlich höhere Kennzahlen: Die Mittelwerte liegen zwischen 1,9 und 2,1 mg/l, und die Extreme waren 0,1 und 15,3 mg/l. Die Zunahme der Eisenkonzentration ist vor allem auf jene Nebengewässer zurückzuführen, welche die Moorgebiete im Bereich der mittleren Hase entwässern. Die starke Zunahme der Eisenbelastung wird besonders augenfällig, wenn man die Kennwerte der Gesamteisen-Frachten miteinander vergleicht (s. Tabelle 1).
Differenzierende Untersuchungen ergaben, daß der überwiegende Teil

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

des Eisens in ungelöster Form vorliegt. Wie zu erwarten, bestehen denn auch zwischen den Gehalten an Gesamteisen und denen der ungelösten Stoffe deutliche Abhängigkeiten.
Hinweise auf jahreszeitlich bedingte Unterschiede des Eisengehaltes lassen sich aus dem vorliegenden Analysenmaterial nicht ableiten.

4.11. Kaliumpermanganatverbrauch

„Der Kaliumpermanganatverbrauch (PV) ist eine Maßzahl für den Gehalt des Wassers an Stoffen, die durch $KMnO_4$ angreifbar sind" (n. DIN 4045). Das Verfahren beruht darauf, daß viele organische und verschiedene anorganische Stoffe durch Kaliumpermanganat in saurer oder alkalischer Lösung mehr oder weniger stark oxydiert werden. Der Grad dieser chemischen Oxydation ist dabei abhängig von der Art und Konzentration der Wasserinhaltsstoffe sowie von der Konzentration des Oxydationsmittels, dem pH-Wert, der Reaktionstemperatur und der Reaktionszeit. Um vergleichbare Ergebnisse zu erhalten, müssen daher die festgelegten Untersuchungsbedingungen peinlich genau eingehalten werden [4]. Da die Bestimmung der Oxydierbarkeit Aufschluß geben soll über die organische Belastung des Wassers, ist es erforderlich, den Einfluß der oxydierbaren anorganischen Stoffe (vor allem den der Chlorid-, Nitrit- und Eisen[II]-Ionen) von vornherein auszuschalten oder ihn gesondert zu bestimmen.
Die Bestimmung der chemischen Oxydierbarkeit mittels Kaliumpermanganat gehört zu den ältesten Verfahren der Wasserchemie. Der Vorteil dieser Methode besteht darin, daß man sich (ggf. auch unter Freilandverhältnissen) über die organische Belastung eines Wassers innerhalb von wenigen Minuten ein Bild machen kann. Dabei ist allerdings zu beachten, daß man, wie oben schon erwähnt, mit dem PV viele organische Verbindungen nur unvollständig erfaßt. Die Methode ist daher kein sicheres Maß für die Gesamtheit der in einem Wasser enthaltenen organischen Stoffe. So werden beispielsweise die biologisch leicht abbaubaren, gesättigten Monocarbonsäuren von Permanganat kaum angegriffen; andererseits werden Huminstoffe und Phenole weitgehend oxydiert. Um diese Schwierigkeiten zu umgehen, hat man in den letzten Jahren damit begonnen, den PV mehr und mehr durch die Bestimmung der Oxydierbarkeit mittels Kaliumdichromat (Dichromat-CSB) zu ersetzen bzw. zu ergänzen. Dieses Verfahren ist arbeitstechnisch zwar wesentlich aufwendiger, doch führt es infolge der stärkeren Oxydationskraft des Dichromats in der Regel zu einer weitgehenden Oxydation der organischen Wasserinhaltsstoffe und ermöglicht damit eine einigermaßen sichere Aussage über die organische Gesamtbelastung. Vor allem bei

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Gewässern, die durch Abläufe der Chemieindustrie belastet werden, ist die Bestimmung des Dichromat-CSB unabdingbar. Neben dem CSB wird man sich künftig auch vermehrt der Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffes (TOC) bedienen müssen, um ein fundiertes Urteil über die organische Gesamtbelastung abgeben zu können. Nachdrücklich sei jedoch darauf hingewiesen, daß es zwischen den die organische Belastung eines Wassers kennzeichnenden Parametern, also zwischen PV, Dichromat-CSB, TOC und dem im folgenden Abschnitt zu besprechenden BSB_5 keine festen, allgemeingültigen Beziehungen gibt.
In Hinblick auf die Hase-Untersuchung ist festzuhalten, daß sich der PV trotz aller Vorbehalte als ein für die orientierende Beurteilung der organischen Belastung durchaus brauchbarer Maßstab erwiesen hat. Die Bestimmung des PV erfolgte gemäß den Deutschen Einheitsverfahren [4], und zwar in saurer Lösung und nach vorhergehender Entfernung der absetzbaren Stoffe. – Entsprechend der in der BRD immer noch üblichen Praxis werden die Ergebnisse als Kaliumpermanganatverbrauch angegeben (mg/l $KMnO_4$) und nicht als Sauerstoffverbrauch (mg/l O_2). Für die Umrechnung gilt die folgende Beziehung:

1 mg $KMnO_4$-Verbrauch entsprechen 0,25 mg O_2.

Um eine Vorstellung von der Größenordnung zu vermitteln, welche der PV in natürlichen Gewässern erreichen kann, in der Folge einige Richtwerte [3]:

Trinkwasser $<$ 12 mg/l $KMnO_4$
schwach belastetes Flußwasser $<$ 18 mg/l $KMnO_4$
(zur Trinkwasseraufbereitung geeignet)
mäßig belastetes Flußwasser 18–40 mg/l $KMnO_4$
stark belastetes Flußwasser $>$ 40 mg/l $KMnO_4$
(zur Trinkwasseraufbereitung in der Regel ungeeignet)

Es ist anzumerken, daß die vorstehend aufgeführten Werte für Wässer aus Moorgebieten keine Geltung haben. Durch die Gegenwart der leicht oxydierbaren Huminstoffe liegt bei diesen der PV auch ohne anthrogene Belastung zwischen 80–300 mg/l.

Über die Kennwerte des Kaliumpermanganatverbrauchs aus der dreijährigen Sonderuntersuchung der Hase geben Tabelle 1 und die Abb. 7 und 9 Aufschluß. Ein Vergleich der Mittelwerte der PV-Konzentrationen zeigt, daß diese in allen Fällen unterhalb von 35 mg/l liegen, also noch im Bereich mäßiger organischer Belastung. Aus der Zahlenübersicht sowie aus den Längsschnitten (Abb. 7) ist abzulesen, daß die Mittel- und Extremwerte des PV unterhalb von Osnabrück deutlich ansteigen und im weiteren Verlauf der Fließstrecke (bis H4) dann wieder stetig abnehmen. Für den Gütepegel H5 (also den Raum Quakenbrück) zeigen die Kennwerte schließlich einen erneuten Anstieg des PV an. Die Ursache dieser

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Erscheinung ist höchstwahrscheinlich vielschichtig und dürfte sowohl in der zunehmenden Huminstoffbelastung zu suchen sein (durch die zufließenden Moorgewässer), wie auch in der Beschaffenheit des Ablaufes der Kläranlage Quakenbrück.
Die Schwankungsbreite des PV war beträchtlich und lag für alle Gütepegel nahezu in der gleichen Größenordnung (vgl. hierzu die in Tabelle 1 zusammengestellten Extremwerte des PV sowie die PV-Längsschnitte Abb. 7). – Eine Vorstellung über Verlauf und Schwankungen der Einzelwerte der PV-Konzentrationen vermitteln die Ganglinien der sechs Gütepegel (Abb. 1–6). Beim Vergleich der verschiedenen Ganglinien ist darüber hinaus zu erkennen, daß weder zwischen dem PV und der Jahreszeit, noch zwischen PV und Abfluß deutliche Abhängigkeiten bestehen.
Im Gegensatz zu den Kennwerten der Konzentrationen des Kaliumpermanganatverbrauches nehmen die der Frachten flußabwärts erheblich zu (s. Tabelle 1 und Abbildung 9). Eindrucksvoll sind im weiteren die gewaltigen Spannweiten zwischen den Minimal- und Maximalwerten. Im Bereich der Gütepegel H3–H5 dürfte hierbei vor allem die Huminstoffbelastung maßgebend beteiligt gewesen sein.
Trägt man die PV-Frachten gegen die jeweils zugehörigen Abflüsse auf, so ist abzulesen, daß die Frachten mit zunehmender Wasserführung mehr oder weniger ansteigen (vgl. Abb. 17–22); eine Erscheinung, die auch bei anderen Gewässergüteuntersuchungen immer wieder nachgewiesen wurde [7, 22]. Sie ist u. a. zurückzuführen auf die Regen- und Mischwässer, die im Gefolge von Niederschlägen aus den kommunalen Entwässerungssystemen in die Oberflächengewässer gelangen. Von Bedeutung sind weiter die Auswaschungs- und Erosionsvorgänge im land- und forstwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet sowie die bei erhöhten Abflüssen einsetzende Aufwirbelung und Verfrachtung der an der Gewässersohle abgelagerten Schlammstoffe.
Die statistische Auswertung der Befunde zeigt, daß Abfluß und PV-Fracht an allen Gütepegeln eng korreliert sind. Anders verhält es sich dagegen mit dem Zusammenhang zwischen Abfluß und PV-Konzentration. Aus der sich anschließenden Zusammenstellung der Korrelationskoeffizienten ist zu ersehen, daß die Abflüsse und PV-Konzentrationen nur an den Gütepegeln HE und H4 schwach korreliert waren. Für die anderen Gütepegel sind keine Korrelationen anzunehmen:

	Korrelationskoeffizient r (n = 36)					
	H1	HE	H2	H3	H4	H5
Abfluß / PV (mg/l)	0,32	0,46	–0,16	0,1	0,41	0,26
Abfluß / PV (g/s)	0,85	0,94	0,89	0,80	0,89	0,85

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

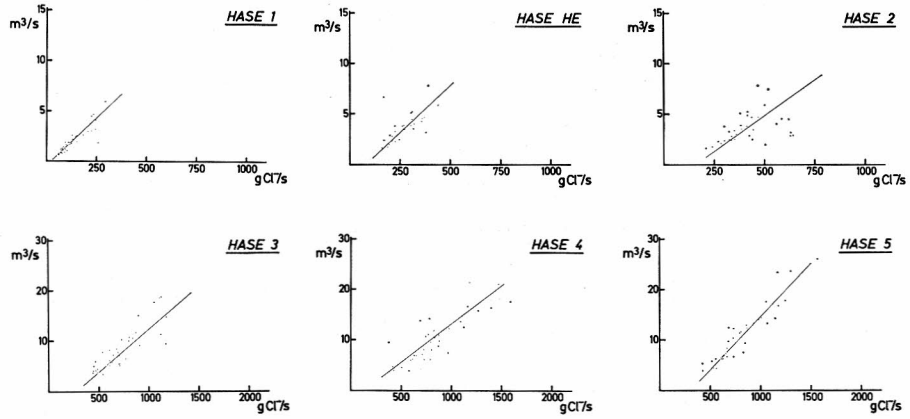


Abb. 11–16 Obere und mittlere Hase. Zusammenhang zwischen Chlorid-Ionen-Fracht und Abfluß an den Gütepegeln H1, HE und H2–H5 (Einzelwerte aus dem Untersuchungszeitraum 1966–1969).

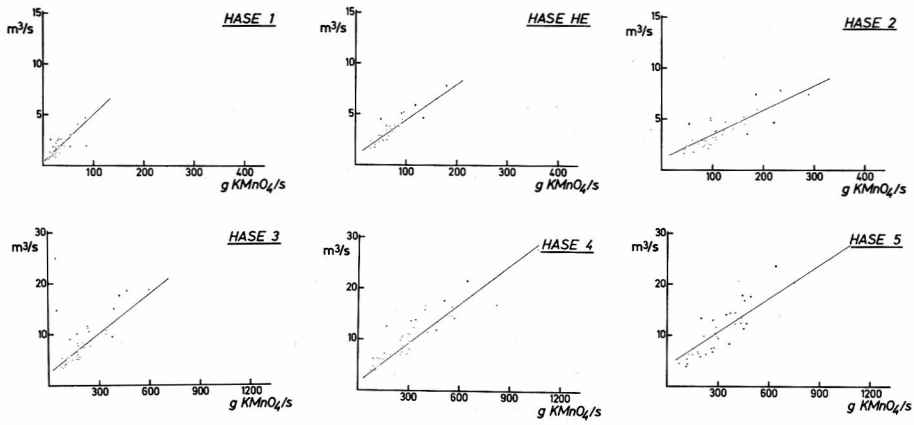


Abb. 17–22 Obere und mittlere Hase. Zusammenhang zwischen „$KMnO_4$-Fracht" und Abfluß an den Gütepegeln H1, HE und H2–H5 (Einzelwerte aus dem Untersuchungszeitraum 1966–1969).

4.12. Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigungsindex

Dem gelösten Sauerstoff kommt im Haushalt der Gewässer entscheidende Bedeutung zu. Sein Vorhandensein ist Voraussetzung für den Ablauf der aeroben biologischen Selbstreinigung sowie für die Existenz von höheren Wasserorganismen. Bezüglich der Verflechtungen, die zwischen Sauerstoffhaushalt, Nährstoffbelastung, Selbstreinigung und Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften bestehen, sei auf Abschnitt 2.2. verwiesen. Hier noch zusätzlich die folgenden Anmerkungen:

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die Löslichkeit des gasförmigen Sauerstoffes im Wasser ist sehr begrenzt und hängt im einzelnen von der Wassertemperatur und dem Luftdruck ab sowie von Art und Menge der übrigen gelösten Stoffe. Besondere Beachtung verdient dabei die Wassertemperatur (vgl. Abschnitt 4.1.). Bekanntlich vermindert sich mit zunehmender Temperatur die Löslichkeit eines Gases im Wasser. So beträgt der Sauerstoffsättigungswert unter Normalbedingungen bei 0° C rd. 14,2 mg/l, bei 10° C rd. 10,9 mg/l und 20° C rd. 8,8 mg/l.

Der Sauerstoffgehalt in unseren Oberflächengewässern ist je nach Art der Gewässer und der Belastungsintensität mehr oder weniger starken tages- und jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Er wird (neben der Wassertemperatur) vor allem bestimmt durch das Ineinandergreifen der folgenden Vorgänge: **Sauerstoffzufuhr** aus der Atmosphäre und durch Photosynthese („physikalische" und „biogene" Belüftung), **Sauerstoffverbrauch** durch biologischen Abbau gelöster organischer Stoffe, durch biochemische Oxydation von Stickstoffverbindungen (Nitrifikation), durch die Atmung der Tiere und Pflanzen im Gewässer sowie durch die aerobe Zersetzung des Bodenschlammes.

Noch vor wenig mehr als 20 Jahren herrschte die Meinung vor, daß die Sauerstoffversorgung der Fließgewässer überwiegend durch physikalische Belüftung gedeckt wird. Seither hat KNÖPP in einer Reihe von Arbeiten untersucht, in welchem Umfange das Phytoplankton den Sauerstoffhaushalt (und damit auch die Selbstreinigung) größerer Fließgewässer beeinflußt [2, 3, 23]. Danach kann die biogene Belüftung durch pflanzliches Plankton im Sommerhalbjahr Werte erreichen, die denen der physikalischen Belüftung nicht nachstehen, sondern sie sogar zeit- und streckenweise übertreffen. In Rhein und Donau lagen die Raten dieser biogenen Belüftung im Sommer zwischen 7–10 g $0_2/m^2 \cdot$Tag, maximal in der stark eutrophierten mittleren Donau bei 30 g $0_2/m^2 \cdot$Tag. „Allgemein kann gesagt werden, daß in stark und übermäßig verschmutzten Gewässern, bei Giftbelastung, hohen Defiziten und im Winter die physikalische Belüftungsrate überwiegt. In gering und mäßig belasteten Wasserläufen, bei geringeren Defiziten und vor allem im Sommer überwiegt dagegen die biogene Belüftungsrate hinsichtlich der Bedeutung für den Sauerstoffhaushalt. Letztere ist nach neueren Untersuchungen der Sonneneinstrahlung direkt, dem Abfluß dagegen umgekehrt proportional. Dies führt zu einer automatischen Stabilisierung des Sauerstoffhaushaltes mäßig belasteter Gewässer gerade in der kritischen Jahreszeit und bei Niedrigwasser" [3].

An Gewässern, deren Sauerstoffhaushalt durch biogenen Sauerstoffeintrag beeinflußt wird, lassen sich im Sommerhalbjahr deutliche Tag-Nacht-Rhythmen der Sauerstoffkonzentrationen nachweisen. In langsam fließenden, stark verunreinigten Gewässern kann es im Extremfall sogar

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

tagsüber zu erheblichen Sauerstoffübersättigungen kommen (u. U. verbunden mit bedenklichen Erhöhungen des pH-Wertes als Folge biogener Entkalkung) und in den Nachtstunden zu dissimilationsbedingtem Sauerstoffschwund. Bei der Bewertung von Einzelbestimmungen des Sauerstoffgehaltes von Oberflächengewässern muß man stets die Möglichkeit derartiger Vorgänge berücksichtigen und wird dann allzu weitreichende Schlüsse vermeiden.

Im Normalfall soll jedes Oberflächengewässer jederzeit wenigstens so viel gelösten Sauerstoff enthalten, daß Fische und Fischnährtiere noch zu gedeihen vermögen. Der Sauerstoffgehalt darf dann nicht unter 4 mg/l absinken. Sauerstoffkonzentrationen unter 1 mg/l sind für die meisten Fischarten nach kurzer Zeit tödlich. Bei Konzentrationen unterhalb von 0,5 mg/l wird die Stoffwechseltätigkeit der aeroben Mikroorganismen meßbar beeinträchtigt.

Um den Einfluß der wechselnden Wassertemperaturen einzubeziehen, werden bei der Formulierung von Reinhalteforderungen die im Gewässer einzuhaltenden Grenzwerte des Sauerstoffgehaltes meist als Sauerstoffsättigungsindizes angegeben (Sauerstoffsättigungsindex = Sofort-Sauerstoffgehalt in % der Sauerstoffsättigung). So sollen in Fischgewässern der Wassergüteklasse II die Sauerstoffsättigungsindizes 70 % nicht unterschreiten; niedrigere Werte weisen auf stärkere organische Belastung und leiten über zur Güteklasse III [3, 24]. Liegen die Sättigungsindizes gar unter 50 %, so ist ein Zustand entsprechend Güteklasse III gegeben (entsprechendes gilt auch für eutrophiebedingte Sauerstoffübersättigungen oberhalb von 150 %). Derartige Oberflächengewässer sind zur Trinkwassergewinnung über Grundwasseranreicherung nicht geeignet, da u. a. zu besorgen ist, daß die sauerstoffzehrenden biologischen Abbauprozesse sich bei der Bodenpassage im Untergrund fortsetzen und dort zu anaeroben Verhältnissen und Nachteilen für die Grundwasserqualität führen [9].

Der Sauerstoffhaushalt der Hase wird im wesentlichen durch die Belastungen aus dem Stadtgebiet von Osnabrück geprägt. Dies wird deutlich, wenn man die Kennwerte des Sauerstoffgehaltes miteinander vergleicht (s. Tabelle 1 und Abb. 8). Ein besonders eindrucksvolles Bild bietet sich beim Vergleich der minimalen Sauerstoffgehalte und Sättigungsindizes: Unterhalb der Stadt Osnabrück, am Pegel Eversburg, gingen diese Werte zeitweise bis auf Null zurück. Am weiteren Verlauf des Längsschnittes ist dann der Gang der Selbstreinigung abzulesen. Auch ein Vergleich der Mittelwerte läßt den Belastungsschwerpunkt Osnabrück erkennen. Der Kurvenverlauf ist jedoch nicht so markant ausgeprägt wie der der Minimalwerte (Abb. 8).

Die Mittelwerte des Sauerstoffgehaltes waren an allen Gütepegeln größer als 7 mg/l und die der Sauerstoffsättigungsindizes größer als

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

70 %. Die Bedingungen der Güteklasse II wurden demnach hinsichtlich der Sauerstoffwerte an allen Untersuchungsstellen im Durchschnitt erfüllt. Diese Feststellung darf jedoch nicht überbewertet werden. Es ist zu bedenken, daß der ökologische Zustand eines Gewässers vor allem durch die im Jahresablauf auftretenden pessimalen Situationen bestimmt wird. Betrachtet man vor diesem Hintergrund die im Untersuchungszeitraum nachgewiesenen Minimalwerte des Sauerstoffgehaltes und der Sättigungsindizes (s. Tabelle 1), so ergibt sich folgendes: Nur für die Gütepegel H1 und HE weisen unsere Befunde in bezug auf den Sauerstoffhaushalt durchgehend die Bedingungen der Gewässergüteklasse II auf. An allen folgenden Gütepegeln kam es dagegen zumindest zeitweise zu schweren Sauerstoffmangelsituationen. Am Pegel Eversburg (H2) führten diese vorübergehend sogar zum anaeroben Zustand (Güteklasse IV); an den Stationen H3–H5 bis in den Bereich von 1–3 mg 0_2/l (Güteklasse III–IV).

Eine Vorstellung über Verlauf und Schwankungsbreiten der Einzelwerte von Sauerstoffgehalt und Sättigungsindex vermitteln die Ganglinien der Gütepegel (Abb. 1–6). – An den Pegeln H1 und HE fallen die relativ geringen Sauerstoffdefizite auf sowie die nur mäßigen Spannweiten zwischen den Extremwerten. Die Ganglinien lassen darüber hinaus eine jahreszeitliche Abhängigkeit der Sauerstoffwerte erkennen. Vor allem am Gütepegel H1 kam es in den Sommermonaten zu beachtlichen Sauerstoffübersättigungen. Diese dürften überwiegend auf die photosynthetische Aktivität der dort üppig entwickelten Unterwasserflora zurückzuführen sein.

An den Ganglinien des Pegels H2 (Eversburg) beeindrucken der deutlich erkennbare Jahresgang, die gewaltigen Schwankungen der Sauerstoffwerte sowie die Tatsache, daß an 5 von 36 Untersuchungstagen der kritische Grenzwert von 4 mg 0_2/l erheblich unterschritten wurde. Die zugehörigen Ganglinien von Temperatur und Abfluß zeigen, daß die vorübergehenden Sauerstoffmangelzustände in der Regel mit hochsommerlichen Wassertemperaturen und geringen Abflüssen einhergingen (Abb. 3).

Auch die Ganglinien der Gütepegel H3–H5 lassen einen deutlichen Jahresrhythmus erkennen (Abb. 4–6). Die Spannweiten zwischen den Extremwerten waren jedoch an diesen Pegeln im Untersuchungszeitraum geringer als am Pegel H2. Die Ganglinien zeigen, daß der Grenzwert von 4 mg 0_2/l jeweils nur einmal (am 13. 6. 1966) unterschritten wurde. An den Gütepegeln H4 und H5 lagen die festgestellten Sauerstoffgehalte sogar bis auf zwei Ausnahmen stets oberhalb von 6 mg/l. – Zu Sauerstoffübersättigungen kam es nur in 2 bzw. 3 Fällen. Ein Zeichen dafür, daß der Anteil des biogenen Sauerstoffeintrages im Bereich der mittleren Hase bisher noch relativ gering ist.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Wie zu erwarten, besteht auch im Falle der Hase zwischen Sauerstoff-Fracht und Abfluß eine enge Abhängigkeit. Dies wird deutlich, wenn man die Einzelwerte der Frachten gegen die zugehörigen Abflüsse aufträgt. Es ist dann abzulesen, daß die Sauerstoff-Fracht mit steigenden Abflußmengen zunimmt.

4.13. Biochemischer Sauerstoffbedarf

Unter dem biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) versteht man die Menge an gelöstem Sauerstoff (in mg 0_2/l), die von Mikroorganismen verbraucht wird, um die im Wasser gelösten organischen Stoffe oxydativ abzubauen [4]. In der Regel führt man die Bestimmung unter Lichtabschluß und bei 20° C durch. Als Zehrungsdauer wird meist der Zeitraum von 5 Tagen (BSB_5) gewählt, in besonderen Fällen (vor allem bei Oberflächenwässern) auch der von 2 Tagen (BSB_2). – Die Größe des biochemischen Sauerstoffbedarfes hängt nicht nur ab von der Versuchstemperatur, der Zehrungsdauer, dem Sauerstoffangebot und dem Gehalt an biologisch abbaubaren Stoffen, sondern darüber hinaus von dem mineralischen Nährstoffangebot, der Art und Anzahl der im Wasser enthaltenen Mikroorganismen sowie von dem Vorhandensein hemmend oder giftig wirkender Substanzen.
Als Maßstab für den Gehalt eines Wassers an biologisch abbaubaren organischen Stoffen kommt dem biochemischen Sauerstoffbedarf (insbes. dem BSB_5) in der Wasserchemie nach wie vor eine überragende Bedeutung zu. Seine Bedeutung wird auch nicht geschmälert durch die Tatsache, daß die Wasserfachleute den BSB_5 in den letzten zwei Jahrzehnten häufig kritisierten und nachdrücklich auf die Grenzen dieses Verfahrens hingewiesen haben. So wird zu Recht argumentiert, daß BSB_5 und BSB_2 nur einen allgemeinen Schluß auf den Anteil der biologisch **leicht** abbaubaren organischen Stoffe zulassen. Um eine Vorstellung über den Gehalt an **schwer** abbaubaren, hemmenden und toxischen Wasserinhaltsstoffen zu bekommen, bedarf es des Einsatzes zusätzlicher Analysenverfahren (vgl. Abschnitt 4.11). Hierzu gehört die Bestimmung der chemischen Oxydierbarkeit (Dichromat-CSB und PV) sowie die des gelösten und gesamten organischen Kohlenstoffs (DOC u. TOC).
Andere Vorbehalte richten sich gegen den kritiklosen Einsatz des BSB im Rahmen von Gewässeruntersuchungen. Es wird darauf hingewiesen, daß sich die Untersuchungsbedingungen sehr weit von den Gegebenheiten entfernen, wie sie in einem natürlichen Gewässer vorliegen. Dies gilt vor allem hinsichtlich der Temperatur- und Belichtungsverhältnisse. Hierzu nur folgende Anmerkungen (n. KNÖPP [25]):

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Das Wasser langsam fließender und gestauter Flüsse enthält im Sommerhalbjahr neben zehrungsfähigen Stoffen und heterotrophen Mikroorganismen auch wechselnde Mengen an photoautotrophen Planktonorganismen (vgl. die Abschnitte 2.2., 4.9. u. 4.12.). Der „Dunkel-BSB" eines derartigen Wassers setzt sich demnach zusammen aus dem Anteil, der auf die belastungsbedingte Stoffwechselaktivität der Heterotrophen zurückgeht, und aus jenem, der durch die Atmung der autotrophen Mikroalgen verursacht wird. Als weiterer Gesichtspunkt kommt hinzu, daß in planktonreichen Gewässern unter den natürlichen Bedingungen des Tag-Nacht-Wechsels die assimilationsbedingte „biogene Belüftung" vorherrscht und den Sauerstoffverbrauch, der durch die Atmung der autotrophen Primärproduzenten verursacht wird, mehr als wettmacht (vgl. Abschnitt 4.12.).
Aus dem Vorhergehenden folgt: Der BSB darf nur unter sorgfältiger Beachtung der jeweiligen Gegebenheiten als Maßstab für die organische Schmutzbelastung und die Selbstreinigung benutzt werden. Hinsichtlich der biologischen Selbstreinigung ist darüber hinaus festzustellen, daß man mit den üblichen, den Sauerstoffhaushalt beschreibenden Parametern (wie Sauerstoffgehalt, Sättigungsindex, BSB_2 und BSB_5) allenfalls den Erfolg der Selbstreinigungsreaktionen erfassen kann, nicht jedoch deren Art, Umsatz und Geschwindigkeit [26]. Es hat in den letzten Jahren nicht an Versuchen gefehlt, zumindest die heterotrophen Selbstreinigungsvorgänge durch Einbeziehung zusätzlicher Parameter in ihren wesentlichen Erscheinungen meßbar zu machen. Vor allem sind hier zwei von KNÖPP [25] entwickelte biochemische Testverfahren zu nennen, die den BSB ergänzen sollen, und zwar der „Assimilations-Zehrungstest" (zum Nachweis von Gift- und Hemmwirkungen) und die „Zusätzliche Zehrung" (als Maßstab der bakteriellen Selbstreinigungskraft).
Im Rahmen der Hase-Untersuchungen wurden sowohl der BSB_2 wie auch der BSB_5 direkt bestimmt. Eine rechnerische Ermittlung des BSB_5 aus dem BSB_2 (etwa nach der für städtisches Normalabwasser gültigen Beziehung $BSB_2 : BSB_5 = 0{,}54 : 1{,}00$) erwies sich auf Grund von Vorversuchen als nicht vertretbar, da die im Wasser der Hase enthaltenen organischen Stoffe keine einheitliche Abbaucharakteristik erkennen ließen.
Weitergehende Untersuchungen konnten aus finanziellen Gründen nur vereinzelt durchgeführt werden. Aus den Ergebnissen dieser Spezialuntersuchungen („Assimilations-Zehrungstest" und „Zusätzliche Zehrung") war jedoch abzulesen, daß im Falle der Hase die aerobe biologische Selbstreinigung durch hemmend und toxisch wirkende Stoffe offenbar nicht bzw. nicht nennenswert beeinträchtigt wird. Den Werten des biochemischen Sauerstoffbedarfes kommt daher eine nahezu ungeschmälerte Bedeutung zu.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Zur Methodik der BSB-Bestimmungen die folgenden Hinweise: Der BSB_2 wurde stets vom nicht vorbehandelten, unverdünnten Flußwasser bestimmt (gemäß DEV [4]). Der Ansatz erfolgte unmittelbar nach der Probeentnahme. War zu erwarten, daß der Sauerstoffgehalt des zu untersuchenden Wassers zur Deckung des biochemischen Sauerstoffbedarfes nicht ausreicht, so wurde mit reinem Sauerstoff auf etwa 15 mg O_2/l angereichert. Um die Vergleichbarkeit der Befunde sicherzustellen, wurden in derartigen Fällen jedoch alle Proben der betreffenden Serie in gleicher Weise behandelt.
Zur Bestimmung des BSB_5 gingen wir von dem unbehandelten Flußwasser aus und reicherten die unverdünnten Proben im Laboratorium mit einer abgemessenen Menge reinen Sauerstoffes auf rd. 20 mg O_2/l an [27, 28]. Nitrifikationsinhibitoren wurden nicht zugegeben.

4.13.1. BSB_2

In Fließgewässern der Güteklasse II soll der BSB_2 (= „Sauerstoffzehrung in 48 Stunden") den Bereich von 2–3 mg O_2/l nicht überschreiten. Bei einem sauerstoffgesättigten Wasser entspricht das einer „relativen Sauerstoffzehrung" (= BSB_2 bei 20° C, ausgedrückt in % des Sauerstoffgehaltes bei der Entnahme) von 20–35 %. Höhere Werte als 50 % weisen auf Zustände der Güteklasse III. Bei Gütebeurteilungen auf Grund von Einzelbefunden ist jedoch Zurückhaltung geboten, da die Schwankungsbreiten des BSB_2 innerhalb der einzelnen Gütestufen verhältnismäßig groß sind und sich in den Grenzbereichen überlagern [29]. Vor allem gilt das für den α-mesosaproben Bereich (Güteklasse III).

Der BSB_2 des Wassers der Hase entsprach an den Gütepegeln H1, HE und H4–H5 im Mittel den Anforderungen der Güteklasse II (s. Tabelle 1). Bei den Pegeln Eversburg und Epe (H2 und H3) lagen die Mittelwerte des BSB_2 dagegen oberhalb von 3 mg O_2/l und die der relativen Sauerstoffzehrung oberhalb von 90 bzw. 50 %. – Die Kennwerte des BSB_2 (s. Tabelle 1) weisen für alle Probenahmestellen erhebliche Schwankungsbreiten aus. Mit Ausnahme von H1 erreichte der BSB_2 bei allen übrigen Gütepegeln Maximalwerte von 7–13 mg O^2/l.
Eine Vorstellung über Verlauf und Schwankungen der Einzelwerte des BSB_2 vermitteln die Ganglinien der einzelnen Gütepegel (s. Abb. 1–6). Abhängigkeiten zwischen BSB_2 und Jahreszeit sowie solche zu anderen Parametern (z. B. Abfluß und PV) lassen sich aus diesen Diagrammen nicht ablesen.
Trägt man die Einzelwerte des BSB_2 (in mg/l) gegen die zugehörigen Abflüsse (m^3/s) auf, so wird augenfällig, daß zwischen diesen Parametern an keinem Gütepegel Korrelationen bestanden haben. Anders verhält es sich dagegen mit dem Zusammenhang zwischen Abfluß und

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

BSB_2-Frachten. Hier zeichnet sich für alle Gütepegel eine mehr oder weniger enge positive Korrelation ab. Die statistische Auswertung bestätigt dieses Bild (n = 36):

	Korrelationskoeffizient r					
	H1	HE	H2	H3	H4	H5
Abfluß / BSB_2 (mg/l)	0,16	0,37	–0,17	–0,18	0,1	0,1
Abfluß / BSB_2 (g/s)	0,65	0,82	0,76	0,63	0,72	0,75

4.13.2. BSB_5

In Fließgewässern der Güteklasse II soll der BSB_5 (= biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen) den Bereich von 4–6 mg O_2/l nicht überschreiten [3, 24]. In der gleichen Größenordnung liegen auch die Anforderungen, die im Arbeitsblatt W 151 des DVGW-Regelwerkes [9] gestellt werden. Danach soll Oberflächenwasser, welches für die Trink- und Brauchwasserversorgung entnommen wird, keinen höheren BSB_5 (filtriert) als 5 mg O_2/l aufweisen. – Der Bereich von 7–13 mg/l BSB_5 wird von HAMM [24] u. a. bereits der Güteklasse III (= stark verschmutzt) zugeordnet, Werte ab 15 mg/l sogar der Güteklasse IV (= übermäßig stark verschmutzt). Zum Vergleich: Für normales, mechanisch vorbehandeltes städtisches Abwasser rechnet man mit einem mittleren BSB_5 von 200 mg/l; für die Abläufe von mechanisch-biologischen Kläranlagen fordert man die Einhaltung eines Grenzwertes von 25 mg/l BSB_5.

Über die Kennwerte des BSB_5 aus der dreijährigen Sonderuntersuchung der Hase geben die Tabelle 1 sowie die Längsschnitte in den Abbildungen 8 und 10 Aufschluß. Ein Vergleich der Mittelwerte läßt erkennen, daß diese nur im Falle der Gütepegel H1 und HE den o. a. Anforderungen der Güteklasse II genügen. Die Mittelwerte des BSB_5 der unterhalb von Osnabrück gelegenen Gütepegel entsprechen dagegen den Gegebenheiten der Güteklasse III–IV (H2), III (H3) bzw. II–III (H4 u. H5). Hinsichtlich der Gütepegel H4 und H5 sind die Kennwerte des BSB_5 im Vergleich zu denen der anderen Parameter als überraschend ungünstig zu bezeichnen.

Betrachtet man die Standardabweichungen und die Extremwerte (s. Tabelle 1), so wird deutlich, daß die Schwankungsbreiten des BSB_5 an allen Probenahmestellen jeweils zwei Güteklassen umfassen (vgl. auch die Längsschnitte in Abb. 8). An den Gütepegeln unterhalb von Osnabrück und Bramsche (H2 u. H3) kam es dabei vorübergehend sogar zu Zuständen entsprechend der Güteklasse IV.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Zusammenhänge zwischen Jahreszeit und BSB_5 sowie solche zwischen BSB_5 und PV lassen sich anhand des vorliegenden Untersuchungsmaterials nicht nachweisen. Entsprechendes gilt auch für die Beziehungen zwischen Abfluß und „BSB_5-Konzentration". Zwischen diesen Parametern können (ähnlich wie beim BSB_2) für keinen Gütepegel Korrelationen nachgewiesen werden. Relativ enge, positive Korrelationen bestehen dagegen zwischen Abfluß und „BSB_5-Fracht" (vgl. hierzu die folgende Zusammenstellung der Korrelationskoeffizienten).

	Korrelationskoeffizient r (n = 36)					
	H1	HE	H2	H3	H4	H5
Abfluß / BSB_5 (mg/l)	0,33	0,22	-0,21	-0,22	0,18	0,14
Abfluß / BSB_5 (g/s)	0,79	0,84	0,75	0,64	0,75	0,84

Vergleicht man die Mittel- und Extremwerte der BSB_5-Frachten (s. Tabelle 1 und Längsschnitte Abb. 10), so fällt zweierlei auf: 1. die gewaltigen Spannweiten zwischen Minimal- und Maximalwerten und 2. die starke Zunahme der Frachten im Gebiet von Osnabrück (H2) und Bramsche (H3). - Im weiteren Verlauf der Fließstrecke nehmen die Frachten dann nicht mehr zu, sondern halten sich etwa in der gleichen Größenordnung. Diese Erscheinung dürfte überwiegend durch biologische Selbstreinigungsvorgänge bedingt sein. Um eine Vorstellung darüber zu erhalten, mit welchem heterotrophen Selbstreinigungsvermögen an den einzelnen Gütepegeln zu rechnen ist, wurde im Rahmen von 9 Untersuchungsserien auch die „Zusätzliche Zehrung" (= ZZ) bestimmt. Hinsichtlich der theoretischen Grundlagen und der Methodik sei auf die Arbeiten von KNÖPP [25, 30] hingewiesen. Als Modellsubstanzen wurden Pepton (10 mg/l) und Glukose (10 mg/l) eingesetzt. Die Bebrütungszeit betrug 16 Stunden (Anmerkung: Diese Bebrütungsdauer hat sich als zu lang erwiesen und wurde seither auf 7–12 Stunden verkürzt). In der Folge die Mittelwerte aus 9 Untersuchungsserien:

	„Zusätzliche Zehrung" (ZZ)	
	ZZ (Pepton, 16 Std.) mg O_2/l	ZZ (Glukose, 16 Std.) mg O_2/l
H1	2,4	2,1
HE	4,3	4,0
H2	6,7	6,1
H3	4,7	4,3
H4	3,3	2,2
H5	3,9	2,9

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die vorstehenden Befunde zeigen: Die Selbstreinigungskraft (ausgedrückt als „Zusätzliche Zehrung") war oberhalb von Osnabrück (H1) wesentlich geringer als im Stadtgebiet (HE) oder gar unterhalb des Klärwerkes (H2). Diese Ergebnisse entsprechen der Erwartung und bestätigen einmal mehr, daß schwach belastete Gewässer eine geringere Selbstreinigungsleistung entwickeln als stärker belastete. Die Befunde lassen darüber hinaus den Schluß zu, daß das Selbstreinigungsvermögen des Wassers der Hase zumindest an den Tagen der Probenahme durch Gifte und Hemmstoffe nicht bzw. nicht nennenswert beeinträchtigt wurde.
Setzt man die in Tabelle 1 aufgeführten BSB_5-Frachten in Beziehung zu den biologisch abbaubaren organischen Schmutzstoffen (ausgedrückt als BSB_5), die den Gewässern im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Hase durch die kommunalen und gewerblichen Haupteinleiter zugeführt werden, so ergibt sich die folgende, grob orientierende Gegenüberstellung:

	BSB_5 – Frachten (i. M.)	
	im Gewässer	davon abwasserbedingt (aus dem kommunalen und gewerblichen Sektor)[1]
	g O_2/s	g O_2/s
bis Düstrup (H1)	10	1
bis Eversburg (H2)	58	47
bis Epe (H3)	84	59
bis Quakenbrück (H5)	86	63

[1] bei einem angenommenen Wirkungsgrad der Kläranlagen von rd. 90 %, Trockenwetterverhältnissen und ohne Berücksichtigung der Selbstreinigungseffekte im Gewässer.

Aus der vorstehenden Zusammenstellung ist u. a. zu ersehen, daß die im Rahmen der Hase-Sonderuntersuchung ermittelten durchschnittlichen BSB_5-Frachten in einer durchaus wahrscheinlichen Größenordnung liegen.

4.14. Freies Kohlendioxid

Kohlendioxid liegt im Wasser zum überwiegenden Teil als gelöstes Gas vor. Nur in einem geringen Umfange reagiert es mit Wasser zu Kohlensäure, die ihrerseits wieder teilweise in Hydronium- und Hydrogencarbonationen dissoziiert. Letztere wiederum können dissoziieren in Hydronium- und Karbonationen. Das Verhältnis zwischen CO_2, HCO_3^-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

und CO_3^{--} wird durch Gleichgewichtsbeziehungen bestimmt, die vor allem vom pH-Wert und der Wassertemperatur abhängen [11]. Aus biologischer Sicht verdient das Pufferungsvermögen der Kohlensäure-Bikarbonat-Systeme besondere Beachtung (vgl. auch Abschnitt 4.4.).
Kohlendioxid gelangt vor allem durch direkte Aufnahme aus der Atmosphäre in die Gewässer, durch Niederschläge und Zuläufe sowie durch heterotrophe Stoffwechselprozesse. Letztere führen zu einem „biogenen" Kohlendioxideintrag, der in organisch stark belasteten Gewässern einen beträchtlichen Umfang erreichen kann (> 40 mg CO_2/l). In mäßig belasteten Fließgewässern (Güteklasse II) liegt die Kohlendioxidkonzentration dagegen meist unter 20 mg CO_2/l (zum Vergleich: Regenwasser enthält unter Normalbedingungen rd. 0,6 mg CO_2/l).

Die im Rahmen der Hase-Untersuchung festgestellten Kohlendioxidgehalte waren durchweg niedriger als 10 mg CO_2/l. Die geringsten Konzentrationen wurden oberhalb von Osnabrück nachgewiesen (H1), die höchsten unterhalb des Klärwerkes (H2, s. Tabelle 1). Im weiteren Verlauf der Fließstrecke war dann wieder eine deutliche Abnahme zu verzeichnen.
Die Bestimmung des freien Kohlendioxids erfolgte nach DIN 8105 und wurde unmittelbar nach der Entnahme durchgeführt.

4.15. Detergentien

Als Detergentien (= Tenside) werden wasserlösliche, grenzflächenaktive Stoffe bezeichnet, die in Wasch- und Reinigungsmitteln als waschaktive Substanzen enthalten sind. Man unterscheidet anionaktive, kationaktive und nichtionogene Detergentien, je nachdem, ob der hydrophile Teil des Moleküls oder Ions Sitz einer positiven, negativen oder elektroneutralen Gruppe ist. Die Mehrzahl der in den gebräuchlichen Waschmitteln enthaltenen Detergentien sind anionaktiv (z. B. Seifen, Alkylbenzolsulfonate und Fettalkoholsulfonate). Der Detergentiengehalt eines handelsüblichen Vollwaschmittels liegt bei etwa 10 bis 15%.
Nach dem Detergentiengesetz aus dem Jahre 1964 dürfen die in der BRD vertriebenen Waschmittel nur noch „weiche", d. h. biologisch leicht abbaubare Detergentien enthalten. Seither haben sich die durch Detergentien bedingten Gewässerbeeinträchtigungen wesentlich verringert. Zu diesen Beeinträchtigungen gehören vor allem die Bildung von Schaumteppichen nach Stromschnellen und Wehrüberläufen sowie Behinderungen des Gasaustausches und der Sedimentationsvorgänge. Weiter ist daran zu erinnern, daß Detergentien auf Wasserorganismen giftig wirken können. Nach LIEBMANN [21] liegen bei anionaktiven Detergentien die

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Schädlichkeitsgrenzen für Fische und Fischnährtiere – je nach Art und Wirkstoff – zwischen 2 und 10 mg/l. In unseren Flüssen werden derart hohe Detergentienkonzentrationen allerdings meist nicht erreicht. Dennoch bedürfen die Detergentien der steten Beachtung des Hygienikers. Dies besonders, wenn es sich um Oberflächengewässer handelt, die zur Trinkwasserversorgung genutzt werden. Im Arbeitsblatt W 151 des DVGW-Regelwerkes [9] wird für derartige Gewässer gefordert, daß der Detergentiengehalt 0,1 mg/l möglichst nicht überschreiten soll (Nutzungsklasse A); allenfalls können unter ungünstigen Gütebedingungen noch Werte bis zu 0,3 mg/l hingenommen werden (Nutzungsklasse B). Um diese Grenzwerte in den Gewässern einhalten zu können, ist es in der Regel erforderlich, alle im jeweiligen Einzugsgebiet anfallenden Abwässer biologisch zu reinigen und damit den Detergentiengehalt auf unter 2 mg/l zu verringern. Bei kommunalen Abwässern entspricht das einem etwa 80prozentigen Detergentienabbau.
Im Rahmen von gewässergütekundlichen Untersuchungen werden meist nur die anionaktiven Detergentien bestimmt. Die Bestimmung erfolgt dabei nach den Deutschen Einheitsverfahren (H 23 der DEV: Photometrische Bestimmung der anionaktiven Detergentien mit Methylenblau). Als Standard wird eine Tetrapropylenbenzolsulfonat-(TBS-)Lösung bekannten Gehaltes verwendet [4].

Die Mittelwerte der Detergentien-Konzentrationen des Wassers der Hase lagen für die Gütepegel H1–H5 und HE zwischen 0,1 und 0,5 mg/l (bezogen auf TBS). Die Extremwerte betrugen $<0{,}05$ und 1,1 mg/l (siehe Tabelle 1). – Beim Vergleichen der Kennzahlen ist zunächst abzulesen, daß die Detergentienbelastung nur am Gütepegel H1 (oberhalb Osnabrück) den o. a. Richtwerten genügte. Sie nahm dann im Stadtgebiet von Osnabrück erheblich zu (Gütepegel HE) und erreichte unterhalb des Klärwerkes ihr Maximum (H2). Erst im Bereich von Quakenbrück lagen die Mittelwerte wieder bei 0,3 mg/l. Insgesamt ist jedoch festzustellen, daß die Detergentienbelastung der Hase im Vergleich zu der anderer Fließgewässer nicht als überhöht bezeichnet werden kann.

4.16. Alkali- und Erdalkaliionen

Kalium- und Natriumionen sowie Calcium- und Magnesiumionen sind in jedem natürlichen Gewässer in mehr oder weniger hohen Konzentrationen enthalten. Die Gehalte hängen im einzelnen von den geologischen Gegebenheiten des jeweiligen Einzugsgebietes ab sowie von Art und Umfang der anthropogenen Belastungen. In einigen Fließgewässern (so z. B. im Gebiet der Weser) führen bekanntlich die Abläufe der Kali-Indu-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

strie zu besonders schwerwiegenden Alkali- und Erdalkalibelastungen. Obwohl es im Hase-Gebiet keine industriell bedingten Salzbelastungen gibt, wurden im Rahmen der Sonderuntersuchung auch die wichtigsten Alkali- und Erdalkaliionen bestimmt. Die Bestimmungen erfolgten mit Hilfe der Flammenspektrometrie. Die Kennwerte aus jeweils 36 Einzeluntersuchungen sind der folgenden Tabelle zu entnehmen:

Tabelle 2: **Obere und mittlere Hase**
Mittel- und Extremwerte der Natrium-, Kalium-, Calcium- und Magnesiumkonzentrationen (März 1966 – Mai 1969; n = 36)

	H1	HE	H2	H3	H4	H5
Natrium mg Na^+/l						
i. M.	34	35	66	51	42	42
min.	30	30	49	38	35	33
max.	37	38	77	64	55	53
Kalium mg K^+/l						
i. M.	6	6	8	8	9	9
min.	5	5	7	7	8	8
max.	8	8	10	9	11	10
Calcium mg Ca^{++}/l						
i. M.	93	102	98	93	82	77
min.	68	84	84	80	68	64
max.	108	136	116	120	122	112
Magnesium mg Mg^{++}/l						
i. M.	19	16	22	21	15	24
min.	7	<1	4	12	<1	5
max.	38	32	46	38	32	46

Die Mittelwerte von Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium liegen durchweg in einem normalen Bereich. Der Einfluß der Abwassereinleitungen von Osnabrück läßt sich nur an der Zunahme des Natriumionen-Gehaltes deutlich erkennen. – An allen Gütepegeln waren die Schwankungsbreiten der Natrium-, Kalium- und Calciumkonzentrationen auffallend gering, beim Magnesium dagegen überraschend groß.

5. Abschließende Betrachtungen

Die Ergebnisse der von 1966 bis 1969 durchgeführten chemischen und biochemischen Untersuchungen zeigen, daß Stoffhaushalt und Gütezustand der Hase vor allem durch die Belastungen aus dem Raum der

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Städte Osnabrück und Bramsche geprägt werden. Die außerhalb dieser Gebiete liegenden kommunalen und gewerblichen Belastungsquellen sind dagegen nur von sekundärer Bedeutung. Um keine Fehldeutungen aufkommen zu lassen, ist hier allerdings anzumerken, daß es sich bei den vorgenannten Belastungen (zumindest unter Trockenwetterbedingungen) überwiegend um die organischen Restfrachten aus den Abläufen der mechanisch-biologischen Kläranlagen handelt (vgl. auch Abschnitt 4.2, S. 39). Im Vergleich zu den Schmutzmengen, die den Klärwerken zugeführt werden, sind die organischen Restfrachten bei ordnungsgemäßem Klärbetrieb zwar nicht sehr hoch, doch vermögen sie trotz allem kleine Gewässer noch erheblich zu belasten und u. U. zeitweise sogar zu überlasten.

Der Einfluß des Großraumes Osnabrück und Bramsche wird einerseits deutlich in der Abnahme des Gehaltes an gelöstem Sauerstoff und der Sauerstoffsättigungsindizes, andererseits in der mehr oder weniger starken Zunahme der ungelösten Stoffe, der Ammonium-, Nitrit-, Clorid-, Phosphat- und Detergentiengehalte sowie des PV, BSB_2 und des BSB_5. Besonderes Interesse verdienen im Falle der Hase jene Bestimmungsgrößen, die den Sauerstoffhaushalt kennzeichnen (Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, Sättigungsindex, BSB_2 und BSB_5). Wertet man diese Parameter nach dem von HAMM [24] u. a. entwickelten Beurteilungsschema zusammenfassend aus, so ergeben sich auf Grund unserer Untersuchungsbefunde 1966–1969 (n = 36) die folgenden Gewässergüteindizes:

Gütepegel	Gewässergüteindizes (nach dem Sauerstoffhaushalt)			Gewässergüteklasse
	i. M.	Min.	Max.	i. M.
H1 (Düstrup)	1,9	1,5	2,6	II
HE	2,4	1,6	3,2	II–III
H2 (Eversburg)	2,9	1,9	3,9	III
H3 (Epe)	2,7	2,1	3,6	II–III
H4	2,3	1,8	3,4	II
H5 (Quakenbrück)	2,3	1,7	3,5	II

Die vorstehend zusammengestellten Kennwerte vermitteln eine Vorstellung über die Belastungsverhältnisse im Bereich der oberen und mittleren Hase. Sie beeindrucken vor allem durch ihre gewaltigen Schwankungsbreiten. Die Spannweiten umfassen an den Untersuchungsstellen H2 bis H5 zwei volle Güteklassen. – Es ist hier anzumerken, daß die pessimalen Güteindizes überwiegend mit sommerlichen Niedrigwasserabflüssen zusammenhängen.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die aus den Kennzahlen des Sauerstoffhaushaltes für 1966–1969 ermittelten Gewässergüteklassen entsprachen in ihren Mittelwerten (s. o.) weitgehend den Beurteilungen, wie sie sich auf Grund der biologisch-ökologischen Untersuchungen der Hase ergeben haben und derzeit (1975/76) noch ergeben. Derartige Untersuchungen werden als sogenannte biologische Inspektionen im Rahmen der amtlichen Gewässerüberwachung 1- bis 2mal jährlich durchgeführt.
Der Gütezustand eines Gewässers läßt sich mit Hilfe der üblichen Güteklassifizierung nicht vollständig erfassen. Es ist zu bedenken, daß sowohl die chemischen wie auch die ökologischen Gewässergüteindizes direkt oder indirekt durch den Sauerstoffhaushalt bestimmt werden bzw. mit ihm verknüpft sind. Die darüber hinausgehenden Parameter gehen in der Regel in die summarischen Gütebeurteilungen nicht ein. Mit der Angabe der Güteklassen läßt sich daher nur eine begrenzte, allerdings sehr gewichtige Aussage über den Gewässerzustand machen. Häufig ist damit jedoch noch nichts oder zumindest nicht alles gesagt über die Nutzungsmöglichkeiten eines Gewässers. Eingedenk dieser Problematik bediente man sich im „Bewirtschaftungsplan Leine" [31] für Niedersachsen erstmals der Einteilung in drei „Gewässernutzungsklassen". Zur Nutzungsklasse A gehören danach Gewässer, die vorrangig der Trinkwasserversorgung, der Salmonidenfischerei oder dem Freibaden dienen bzw. dienen sollen; Nutzungsklasse B umfaßt Gewässer, die der Trinkwasserversorgung über Grundwasseranreicherung dienen sowie der Brauchwasserversorgung, der Erholung und der Fischerei; zur Nutzungsklasse C gehören schließlich jene Gewässer, die nur noch für die Aufnahme von Abwässern sowie für Schiffsverkehr und Wasserkraftnutzung geeignet sind.
Setzt man die Merkmale, die im „Bewirtschaftungsplan Leine" [31] für die drei Gewässernutzungsklassen angegeben werden, auf die Kennwerte (1966–1969) der Hase an, so ergibt sich folgendes: Bis zum Stadtgebiet von Osnabrück erfüllte dieses Gewässer im Durchschnitt die Ansprüche der Nutzungsklasse A; im Stadtgebiet von Osnabrück genügte es jedoch schon nicht mehr voll den Anforderungen der Nutzungsklasse B und verschlechterte sich dann unterhalb der Stadt zur Nutzungsklasse C. Diese Gegebenheiten bestanden i. M. auch am Gütepegel Epe (H3) unterhalb von Bramsche. Erst im Bereich von Bersenbrück und Quakenbrück wurden die Merkmale der Nutzungsklasse B wieder annähernd erfüllt. Legt man gar die pessimalen Werte zugrunde, die im Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden konnten, so ergibt sich, daß die Hase zumindest zeitweise auf der gesamten Fließstrecke zwischen Osnabrück und Quakenbrück der Nutzungsklasse C zuzuordnen war. – In den letzten Jahren haben sich die Schwankungsbreiten des Gütezustandes an den Gütepegeln im Bereich der mittleren Hase deutlich verringert.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Dennoch bleibt auch in Zukunft die Aufgabe bestehen, die im Jahresablauf immer wieder vorübergehend auftretenden Verschlechterungen des Gütezustandes und damit die Nutzungsbeeinträchtigungen minimal zu halten bzw. zu vermeiden. Wasserwirtschaftliches Ziel sollte sein, für die gesamte Hase die Merkmale der Nutzungsklasse B und der Gewässergüteklasse II durchgehend zu erreichen und ständig einzuhalten. Nur für kleinere Flußabschnitte unterhalb von Osnabrück und Bramsche wird die Nutzungsklasse C auch künftig hinzunehmen sein.
Der Gütezustand der Hase wird sich nur dann weiter verbessern lassen, wenn es gelingt, die Abwasserreinigung im gesamten Einzugsgebiet zu optimieren und neue, zusätzliche Belastungen zu vermeiden. Letzteres ist von besonderer Bedeutung, da die Belastbarkeit der Hase auch bei bester Sanierung der Abwasserverhältnisse praktisch an allen Flußabschnitten bereits voll ausgeschöpft wird. Eine These, die durch die Ergebnisse der Sonderuntersuchungen (1966–69) sowie durch die der laufenden amtlichen Gütepegel-Überwachung zur Genüge bestätigt wird (vgl. hierzu vor allem die Kennwerte des Sauerstoffhaushaltes). Sie läßt sich darüber hinaus auch durch theoretische Betrachtungen stützen, z. B. durch Abschätzung der zulässigen Abwasserbelastung und Sauerstoffhaushaltsberechnungen [19, 32].
Berechnet man für einige Abschnitte der Hase die jeweils zulässige Abwasserbelastung und folgt dabei dem von BÖHNKE [32] entwickelten Verfahren, so ergeben sich als noch vertretbare, anthropogen-allochthone organische Belastungen für die Bereiche der Gütepegel H1–H2 rd. 6,3 mg/l BSB_5 und für die der Pegel H3–H5 rd. 4,6 mg/l BSB_5 (bei einer angenommenen Wassertemperatur von 20° C, einem Sauerstoffeintrag von 5 g $O_2/m^2 \cdot d$ und einem zulässigen Sauerstoff-Mindestgehalt von 4 mg/l). Die Ergebnisse der Wasseruntersuchungen zeigen, daß diese Werte bei niedrigen und mittleren Wasserführungen bereits erreicht und meist sogar wesentlich überschritten werden. Allein die organischen Restbelastungen in den Abläufen der im Einzugsgebiet befindlichen kommunalen und gewerblichen Kläranlagen führen bereits zu einem Überschreiten der zulässigen Belastungen (vgl. auch Abschnitt 4.13.2).
Eine gleichartige Beurteilung ergibt sich auch, wenn man von den einschlägigen Angaben im „Handbuch der Abwassertechnik" [3] ausgeht und die höchste zulässige Belastung für Flußwasser (sofern die Grenzbedingung von 4 mg/l gelöstem Sauerstoff nicht unterschritten werden soll) bei 20° C Wassertemperatur auf 13 Einwohnergleichwerte (entsprechend 520 g BSB_5/d) je l/s des Abflusses im Vorfluter ansetzt (das entspricht einer höchsten zulässigen Schmutzkonzentration von rd. 6 mg/l BSB_5). Für die Abflüsse bei MNQ (= mittleres Niedrigwasser) ergeben sich dann im Falle der Hase die folgenden zulässigen Maximalbelastungen:

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Gütepegel	MNQ l/s	„höchste zulässige Belastung" kg BSB_5/Tag	g BSB_5/s
H1	570	296	3,4
H2	969	504	5,8
H3	1977	1028	11,9
H4	2946	1532	17,8
H5	3255	1693	19,6

Vergleicht man die rechnerisch ermittelten, maximal zulässigen BSB_5-Frachten (s. o.) mit den entsprechenden Kennwerten, wie sie sich aus den Befunden der Gewässeruntersuchungen ergeben haben (s. Tabelle 1), so wird einmal mehr deutlich, daß die Belastbarkeit der Hase trotz der im Einzugsgebiet weit vorangetriebenen Sanierung der Abwasserverhältnisse in der Regel überzogen wird. Letzteres wird auch augenfällig, wenn man den maximal zulässigen BSB_5-Frachten (s. o.) die abwasserbedingten BSB_5-Frachten aus dem kommunalen und gewerblichen Sektor gegenüberstellt (vgl. die Tabellen S. 16 u. S. 74). – Aus dem Vorhergehenden ist u. a. zu folgern, daß man sich hüten möge, abwasserintensive Großbetriebe im Bereich der oberen und mittleren Hase anzusiedeln.

Als bedeutsam für die weitere Entwicklung des Gütezustandes der Hase dürften sich in naher Zukunft auch einige gewässerbauliche Maßnahmen auswirken. Es handelt sich dabei um die Erstellung von mehreren Hochwasserspeicherräumen, deren Kernstück das im Nebenschluß zur Hase liegende Rückhaltebecken „Rieste-Alfhausen" sein wird (vgl. S. 12). Obwohl es sich bei dieser Anlage um keinen der üblichen Flußstauseen handelt, wird man nicht umhin können, einige gewässergütekundlich relevante Fragen, die sich bei derartigen Vorhaben immer wieder stellen, mit besonderer Sorgfalt zu verfolgen. Hierzu gehören vor allem vier Themenbereiche: Belastung durch Sink- und Schwebestoffe, mineralische Nährstoffzufuhr (Eutrophierung), Sauerstoffhaushalt und bakterielle Belastung.

Aufgrund der bisher erarbeiteten Untersuchungsbefunde ist zu erwarten, daß die allochthon zugeführten Sink- und Schwebestoffe beim Betrieb der Speicherbecken keine besonderen Schwierigkeiten verursachen werden. Das gleiche gilt höchstwahrscheinlich auch hinsichtlich der den Sauerstoffhaushalt belastenden Stoffe. Die biologische Selbstreinigungskapazität der Speicherräume müßte ausreichen, um diese Belastungen weitgehend abzubauen. Zu augenfälligen Problemen wird es dagegen durch die relativ hohen Nährstoffgehalte des Hasewassers kommen. Die überreichliche Versorgung mit mineralischen Phosphor-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

und Stickstoffverbindungen (vgl. die Abschnitte 4.8 u. 4.9) wird im Sommerhalbjahr zweifelsohne zu einem üppigen Wachstum von mikroskopischen und makroskopischen Wasserpflanzen führen.
Fragen der bakteriellen Belastung stellten sich im Rahmen der Speicherbecken-Projekte bisher nur am Rande. Dies würde sich ändern, wenn man versuchen sollte, diese Gewässerabschnitte für wassersportliche Nutzungen zu erschließen. Es ist zu bedenken, daß die Hase auf der gesamten Fließstrecke ab Osnabrück in bakteriologischer Hinsicht als stark belastet einzustufen ist. Diese Situation wird sich auch in Zukunft nicht entscheidend ändern, da auch bei bester mechanisch-biologischer Abwasserreinigung im Normalfall nicht mehr als 95 % der im Rohabwasser enthalten gewesenen Bakterien eliminiert werden. Noch wesentlich geringer ist die Zurückhaltung der Viren. Die Abläufe unserer konventionellen mechanisch-biologischen Kläranlagen sind also in hygienischer Hinsicht durchaus nicht unbedenklich. Und so erklärt es sich, daß auch in Gewässern, denen (zumindest bei Trockenwetter) ausschließlich „vollbiologisch" gereinigte Abwässer zugeführt werden, immer noch erhebliche Keimbelastungen nachzuweisen sind.
Im Vergleich zu den vorstehend angesprochenen Problemen werden jedoch zweifelsohne die vielfältigen wasserwirtschaftlichen Vorteile überwiegen, die durch die Einrichtung der Speicherbecken zu erzielen sind. Dazu gehört auf gewässergütewirtschaftlichem Sektor auch die Tatsache, daß es unter geeigneten Voraussetzungen möglich ist, durch Stauhaltungen bestimmte Merkmale der Wasserqualität zu verbessern [33]. Eine Vielzahl von Fragen harren hier noch der Klärung. Ein Feld, auf welchem die Hydrobiologische Arbeitsgemeinschaft des Naturwissenschaftlichen Vereins Osnabrück in Kooperation mit den wasserwirtschaftlichen Fachbehörden auch künftighin noch viele praxisbezogene, limnologische Beiträge erarbeiten kann.

Literatur

[1] QUENTIN, K. E. (1975): Anforderungen an fließende Gewässer. – Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Bd. **19**, S. 65–81. Aachen
[2] UHLMANN, D. (1975): Hydrobiologie. – G. Fischer Verlag, Stuttgart
[3] ATV, Hrsg. (1973): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. Bd. **1**, 2. Aufl. – Ernst & Sohn, Berlin–München–Düsseldorf
[4] FACHGRUPPE WASSERCHEMIE Hrsg. (ab 1960): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. – 3. Aufl. (Loseblattsammlung), Verlag Chemie, Weinheim
[5] TÄUBERT, N. (1975): Analyse der natürlichen Temperaturen von Flüssen. – Gas- und Wasserfach, **116,** S. 441–450

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

[6] LAWA-Arbeitsgruppe „Wärmebelastung der Gewässer" (1971): Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastungen von Gewässern. – Koehler & Hennemann, Wiesbaden

[7] HABEKOST, H., KAYSER, R., u. a. (1975): Analyse der Untersuchungsergebnisse der Gewässerüberwachung im Regierungsbezirk Braunschweig mit Hilfe von elektronischen Datenverarbeitungsanlagen. – Institut für Stadtbauwesen der TU Braunschweig (unveröffentlicht)

[8] WALTER, W. (1976): Der Stoffaustrag bei kleinen Einzugsgebieten mit ackerbaulicher Nutzung. – Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen der TU Braunschweig, Heft **19**, S. 133–152

[9] DVGW (1975): Eignung von Oberflächenwasser als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung. – Arbeitsblatt W 151 des DVGW

[10] RUTTNER, F. (1962): Grundriß der Limnologie. – 3. Aufl., Walter de Gruyter, Berlin

[11] SCHWOERBEL, J. (1975): Einführung in die Limnologie. – 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart

[12] SCHMID, G. (1976): Sterben Gewässer und Seen durch die Schuld der Landwirtschaft? – Forum Umwelt Hygiene **2 (27)**, S. 127–131

[13] MEINCK, F., STOOF, H. u. KOHLSCHÜTTER, H. (1968): Industrie-Abwässer. – 4. Aufl. G. Fischer Verlag, Stuttgart

[14] KLETT, M. (1965): Die boden- und gesteinsbürtige Stoff-Fracht von Oberflächengewässern. – Arbeiten der Landwirtschaftlichen Hochschule Hohenheim, Bd. **35**, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

[15] Anom. (1975): Phosphate und Wasser. – 2. Aufl. Europäische Studiengesellschaft für Polyphosphate (CEEP), Köln

[16] NEUMANN, H. (1973): Beiträge zur Limnologie des Zwischenahner Meeres – unter besonderer Berücksichtigung der Nährstoffbelastung und der Reinhaltemaßnahmen im Einzugsgebiet. – Vom Wasser, Bd. **41**, S. 163–186

[17] HAMM, A. (1976): Zur Nährstoffbelastung der Gewässer aus diffusen Quellen: Flächenbezogene P-Abgaben – eine Ergebnis- und Literaturzusammenstellung. – WAF **9**, S. 4–10

[18] BÖHNKE, Hrsg. (1975): Die weitergehende Abwasserreinigung unter besonderer Berücksichtigung der Erfahrungen mit Phosphor- und Stickstoffeliminierung. – Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Bd. **17**, 389 S., Aachen

[19] IMHOFF, K. (1972): Taschenbuch der Stadtentwässerung. – 23. Aufl. Oldenbourg-Verlag, München

[20] VOLLENWEIDER, R. (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. – OECD-Report DAS/CSI **68.27,** Paris

[21] LIEBMANN, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. – Bd. **2**, Oldenbourg-Verlag, München

[22] ENGELBART, F. (1968): Regelmäßige Güteüberwachung kleiner Gewässer – Durchführung, Ergebnisse, Folgerungen. – Festschrift „Wasser Berlin 1968", S. 143–153, Harbeke Verlag, München

[23] KNÖPP, H. (1959): Untersuchungen über das Sauerstoffproduktionspotential von Flußplankton. – Schweiz. Z. Hydrologie, **22**, S. 152–166

[24] HAMM, A. (1969): Die Ermittlung der Gewässergüteklassen bei Fließgewässern nach dem Gewässergütesystem und Gewässergütenomogramm. – Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Bd. **10**, S. 46–48, Oldenbourg-Verlag, München

[25] KNÖPP, H. (1965): Neue Erkenntnisse zum Sauerstoffhaushalt von Fließgewässern. – Deutsche Gewässerkdl. Mitt., Sonderheft, S. 17–23

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

[26] WUHRMANN, K. (1969): Selbstreinigung in Fließgewässern. – Berichte der ATV, Nr. **23,** S. 15–32

[27] VIEHL, K. (1955): Grundsätzliche Betrachtungen über den biochemischen Sauerstoffbedarf. – Vom Wasser, **22**, S. 312–323

[28] BÖHMEKE, S. (1975): Erfahrungen mit der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs unter besonderer Berücksichtigung der modifizierten Viehl'schen Verdünnungsmethode. – Das Papier, **29**, S. 358–362

[29] NEHRKORN, A. (1969): Ermittlungen über Zusammenhänge zwischen biologischen, chemischen und hydrologischen Faktoren in Fließgewässern Westfalens. – Ges.-Ing., **90**, S. 17–19

[30] KNÖPP, H. (1964): Die „Zusätzliche Zehrung" – eine neue biochemische Kennzahl zur Bewertung von Selbstreinigungskraft und Verschmutzung. – Gas- u. Wasserf., **105**, S. 92–98

[31] NIEDERS. MINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1974): Bewirtschaftungsplan Leine

[32] BÖHNKE, B. (1965): Die rechnerische Erfassung des Sauerstoffhaushaltes eines Gewässers. – Veröffentl. des Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft d. TU Hannover, Heft **20**

[33] NUSCH, E. A., u. KOPPE, P. (1975): Die Veränderung der Wasserqualität durch Stauhaltung in Talsperren. – Wasserwirtschaft, **65**, 1, S. 7–12