

Kritische Belastung des O₂-Haushalts der Unterweser durch kommunale und industrielle Abwässer

Michael Schirmer, Elisabeth Hackstein und Heinrich Liebsch

The tidal estuary of the River Weser has been altered into a narrow, deep channel. The river discharge entering the estuary is polluted by waste-water from the potassium industry (GDR) to which untreated urban waste-water and cooling-water are added in Bremen. As a consequence, strong oxygen deficits occur in the mid-estuary every year. A monitoring program was established which gathered about 1000 measurements between May 1979 and July 1980, every two weeks.

The oxygen concentrations reach nearly 100% saturation during winter; but decline in early summer, starting at km 50, and fall below 4 mg O₂/l within a 50 km reach during summer and autumn. The annual cycle of the minimum oxygen saturation value follows a hysteresis loop when related to the water temperature. The oxydation of ammonia contained in the waste-water follows a similar cycle with total inhibition in winter and intensive nitrification in summer. It causes the build-up of high nitrite concentrations. Variations of site and quantity of the nitrite-maximum during the year show a high degree of similarity with changing O₂-conditions. The site of the nitrite-maximum shows a high correlation to the water discharge and only a slight influence of the water temperature. The oxygen consumption due to nitrification intensifies the losses due to carbon oxydation. Therefore, nitrification within the waste-water treatment plant and a reduction of thermal effluents are required.

Estuary, nitrification, oxygen-deficits, River Weser, water pollution.

1. Einführung

Die tidebeeinflusste Unterweser besteht aus einem stark kanalisiertem, relativ engen Teil zwischen Hemelinger Wehr und Nordenham und einer weiten Trichter-mündung, die sich bei Bremerhaven ins Wattenmeer öffnet (Abb. 1). Ebbe- und Flutwellen dringen bis zum Wehr in das Ästuar ein und erzeugen dort einen mittleren Tidenhub von 4.10 m (ca. 70 km oberhalb Bremerhavens). Die Flutwege betragen im Bremischen Hafenbereich etwa 4 km, im mittleren und äußeren Ästuar 14-20 km. Die tidebedingte Versetzung des Wasserkörpers stromauf und -ab führt zu mehrfachen Passagen z.B. von Einleitungsstellen, wodurch der gleiche Wasserkörper entsprechend vielfach belastet wird. Die Beschreibung von Einleitungs- und Ausbreitungsvorgängen wird dadurch erheblich erschwert.

Die Aufenthaltszeiten des in das Ästuar eintretenden Oberwassers betragen je nach Abflußmenge ca. 8-40 Tage. Infolge künstlicher Vertiefung der Unterweser ist auf 9 m unter Seekartennull (SKN = MNW) und durch die extreme Kanalisierung ist der Einfluß des Nordseewassers bis hinauf zu Strom-km 30 nachweisbar, das obere Ende des Salzkeils liegt zwischen km 55 und 65 und führt dort zur Ausbildung einer starken Trübungswolke.

Die Belastungssituation der Unterweser ist gekennzeichnet durch

- Abwässer der Kaliindustrie in Thüringen und
- kommunale und industrielle Abwässer aus Bremen.

Die Abwässer der Kali-Industrie enthalten vor allem NaCl, MgCl₂, MgSO₄, KCl und K₂SO₄. Sie erzeugen durch Veränderung der osmotischen Bedingungen und durch hohe K⁺-Konzentrationen einen physiologischen Streß, der die gesamte Biozönose von Werra und Weser tiefgreifend verändert hat; so finden sich in Bremen bis zu 2400 mg Cl⁻ und 100 mg K⁺/l (SCHIRMER 1978; HULSCH, VEH 1978). Das spezifische Problem der Unterweser sind jedoch die Bremer Abwässer: Vier Kraftwerke leiten erwärmtes Kühlwasser ein, eine Stahlhütte Kühl- und Prozeßwasser, zusammen etwa 2600 MW, hinzu kommt das Kernkraftwerk Esenshamm mit weiteren 2560 MW Abwärme-

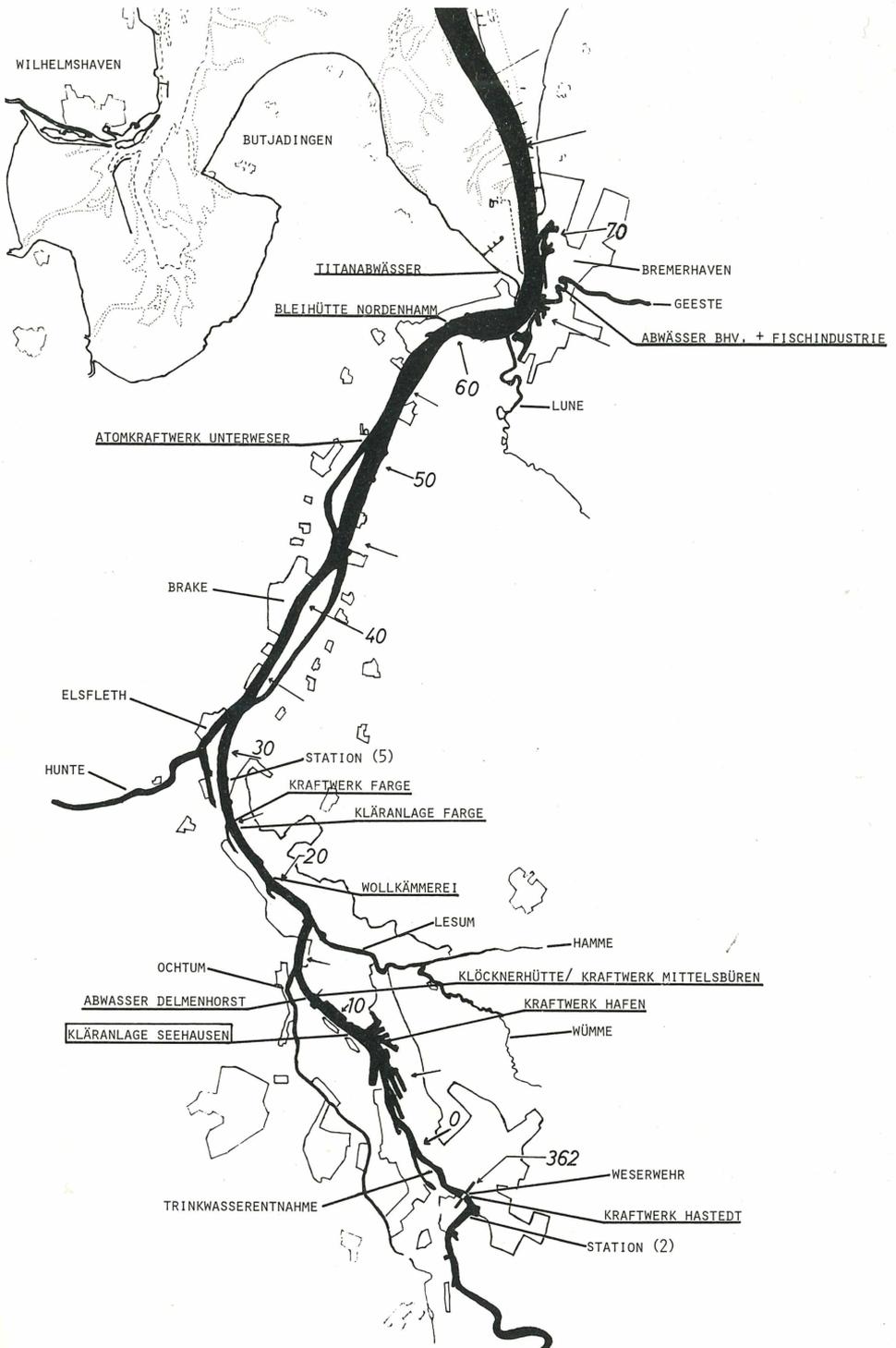


Abb. 1: Tideästuar der Weser.
 Unterweser-Kilometrierung beginnend mit 0 in Bremen, Wilhelm-Kaisen-Brücke.
 Grenzen der städtischen Besiedlung; Haupteinleiter.

menge. Aus einer Wollkämmerei wird ein Detergentien/Wollfettgemisch eingeleitet; zwei Einleitungen von biologisch behandeltem Abwasser und eine Einleitung des nur mechanisch behandelten Abwassers der Stadt Bremen summieren sich zu etwa 50 t BSB₅ pro Tag (WÖBKEN, KUNZ 1980). Für die Oxidation der gleichzeitig eingeleiteten NH₄⁺- und N_{org}-Mengen werden noch einmal etwa 50 t O₂ verbraucht. Infolge dieser Abwassereinleitungen in das kanalisierte Tideästuar der Weser treten regelmäßig in den Sommerhalbjahren starke O₂-Defizite unterhalb Bremens auf.

2. Material und Methoden

Die Analyse von Ursache, Dynamik und Folgen der Zehrungsprozesse erforderte ein umfangreiches Meßprogramm. Mit einem schnellen Meßboot wurden Profile durch das Ästuar gelegt, die sich vom Wehr bis zum Unterweser-km 70 (Containerterminal Bremerhaven) erstreckten. Zu gleichen Tidephasen (mit ablaufendem Wasser) wurden alle 2-3 km Vertikalschnitte von Temperatur, O₂, Leitfähigkeit und pH-Wert aufgenommen sowie Wasserproben entnommen, in denen Nährstoffe, Cl⁻, Härte u.a. bestimmt wurden. Die Meßfahrten wurden 14-täglich zwischen Mai 1979 und Juli 1980 durchgeführt und ergaben ein Raster von ca. 1000 Meßpunkten.

3. Ergebnisse

3.1 Die O₂-Verhältnisse

Einen charakteristischen sommerlichen O₂-Aspekt zeigt Abb. 2. Bei Wassertemperaturen um 19 °C sinkt die O₂-Konzentration im Bereich der Einleitungsstelle des nur mechanisch behandelten Abwassers der Stadt Bremen (Kläranlage Seehausen) zunächst rapide, hält sich etwas und erreicht ein deutliches Minimum bei km 51 mit weniger als 2.5 mg O₂/l entsprechend 26% Sättigung. Dieses "Sauerstoffloch" pendelt gezeitenrhythmisch zwischen Kilometer 35 und 55. Man beachte dabei die weitgehend homogene Vertikalverteilung des Sauerstoffs auf Grund der hohen Turbulenzen durch die Tideströmungen.

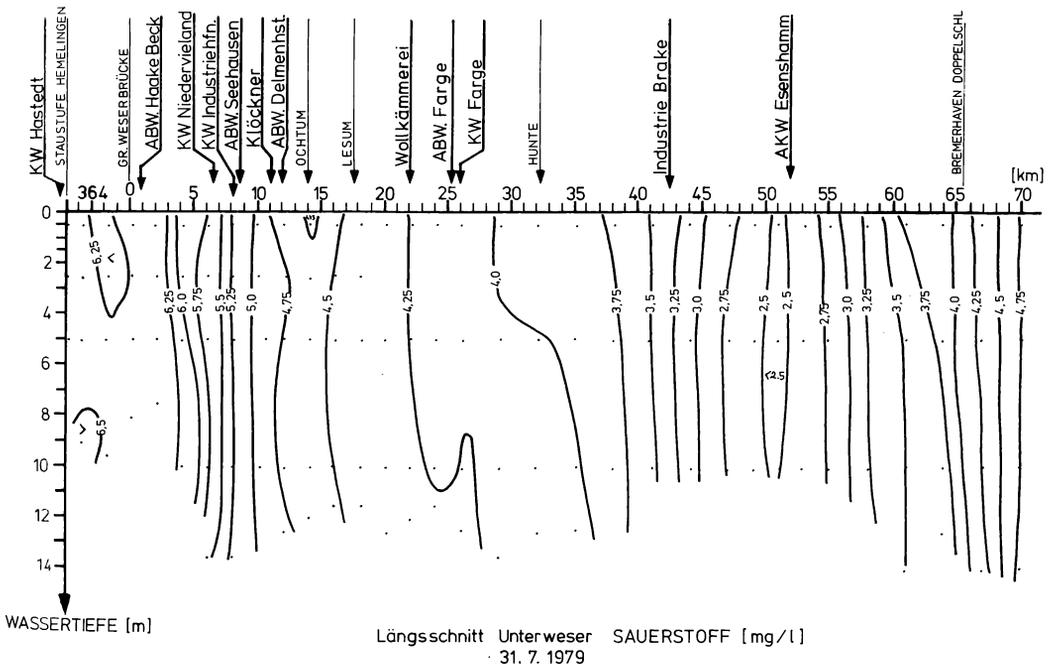


Abb. 2: Sauerstoffkonzentrationen in der Unterweser am 31.7.1979. Linien gleicher Konzentration [mg O₂/l], gemessen bei ablaufendem Wasser in Fließrichtung Staustufe → Bremerhaven. Wassertemperaturen: 19.2 °C (Staust. Hemel.) → 18 °C (B'haven).

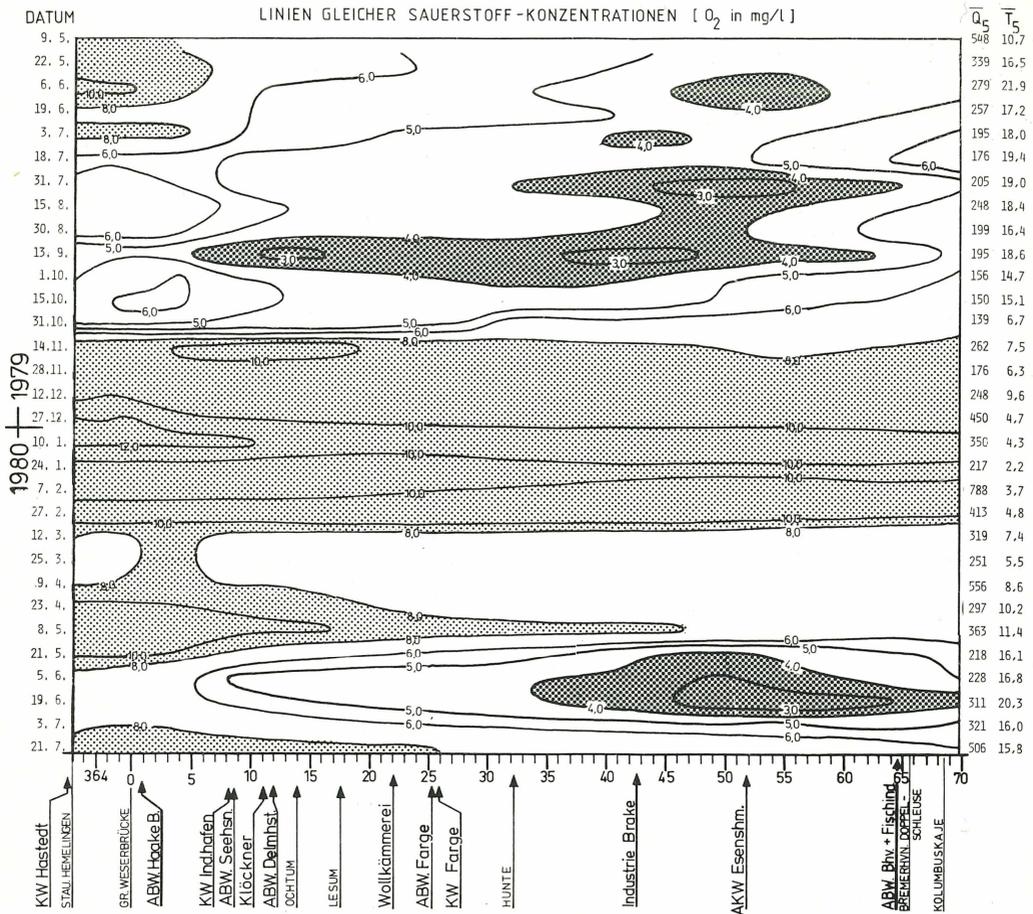


Abb. 3: Linien gleicher O_2 -Konzentrationen in der Unterweser zwischen dem 9.5.1979 und dem 21.7.1980.

Links: Datum der Meßfahrt, rechts: \bar{Q}_5 = mittlerer Abfluß der vorhergehenden 5 Tage am Pegel Intschede [m^3/sec], \bar{T}_5 = dazugehörige mittlere Wassertemperatur.

Hell gerastert: $\geq 8 \text{ mg } O_2/l$,
dunkel gerastert: $\leq 4 \text{ mg } O_2/l$.

Messungen immer bei ablaufendem Wasser.

Eine Übersicht der O_2 -Verhältnisse über das gesamte Meßprogramm im Raum/Zeit-Diagramm zeigt Abb. 3. Deutlich werden das Absinken der Sauerstoffgehalte im Frühsommer 1979, die Ausweitung dieses Sauerstofflochs auf fast die gesamte Unterweser, die winterliche Erholung und erneut die katastrophalen Bedingungen ab Mai 1980. Die Stärke des O_2 -Defizits und die Ausdehnung der betroffenen Abschnitte sind eine Funktion vor allem der Wassertemperatur, der Jahreszeit (Saison) und des Oberwasserzuflusses.

Die Minimalwerte der O_2 -Sättigung in der Unterweser im Verlaufe eines Jahres in Abhängigkeit von der mittleren Wassertemperatur zeigt Abb. 4. Bei winterlichen Temperaturen und stark reduzierter bakterieller Aktivität treten hohe O_2 -Sättigungswerte auf, die erst absinken, nachdem bei deutlich angestiegenen Wassertemperaturen ($\geq 12 \text{ }^\circ\text{C}$) eine aktive Bakterienbiomasse herangewachsen ist. Bis zum Spätherbst bleiben die Sättigungswerte deutlich unter 50%, wobei auf Grund hoher Heterotrophenbiomasse die Zehrung bis zu Temperaturen $\leq 5 \text{ }^\circ\text{C}$ intensiv bleibt, um dann mit entsprechender Entlastung und Erholung des O_2 -Haushalts rasch abzuklingen. Aus diesem Verlauf resultiert ein Jahresgang der Sättigungswerte, der einer Hysteresis-Schleife ähnelt.

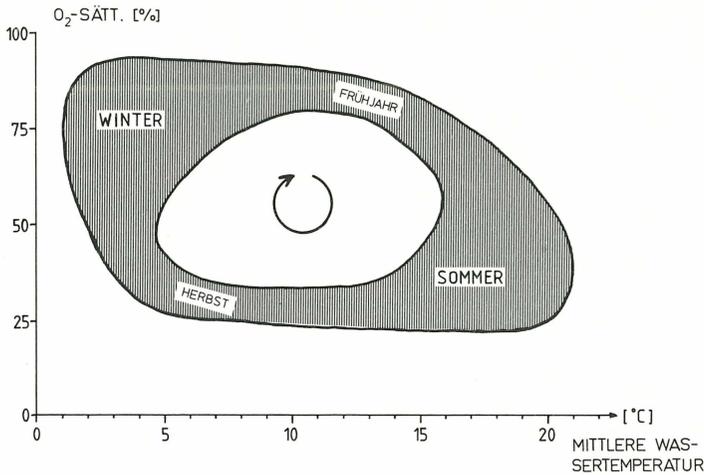


Abb. 4: Jahreszyklus der minimalen in der Unterweser auftretenden O_2 -Sättigung gegen die mittlere Wassertemperatur.

3.2 Die Nitrifikation

An diesen im Laufe der Mineralisierung der in Bremen eingeleiteten organischen Substanz auftretenden O_2 -Zehrungsprozessen sind C- und N-oxidierende Bakterien beteiligt. Zur Differenzierung dieser beiden Prozesse werden die Konzentrationen von NH_4^+ und NO_2^- betrachtet, um die Intensität der Nitrifikation beschreiben zu können. Die vorliegenden Daten der NH_4^+ -N- und NO_2^- -N-Konzentrationen zeigen einen sehr deutlichen Anstieg der NH_4^+ -Werte im Bereich der Haupteinleitungsstelle Bremen-Seehausen (in Abb. 5 durch Pfeil markiert) und deren nachfolgende

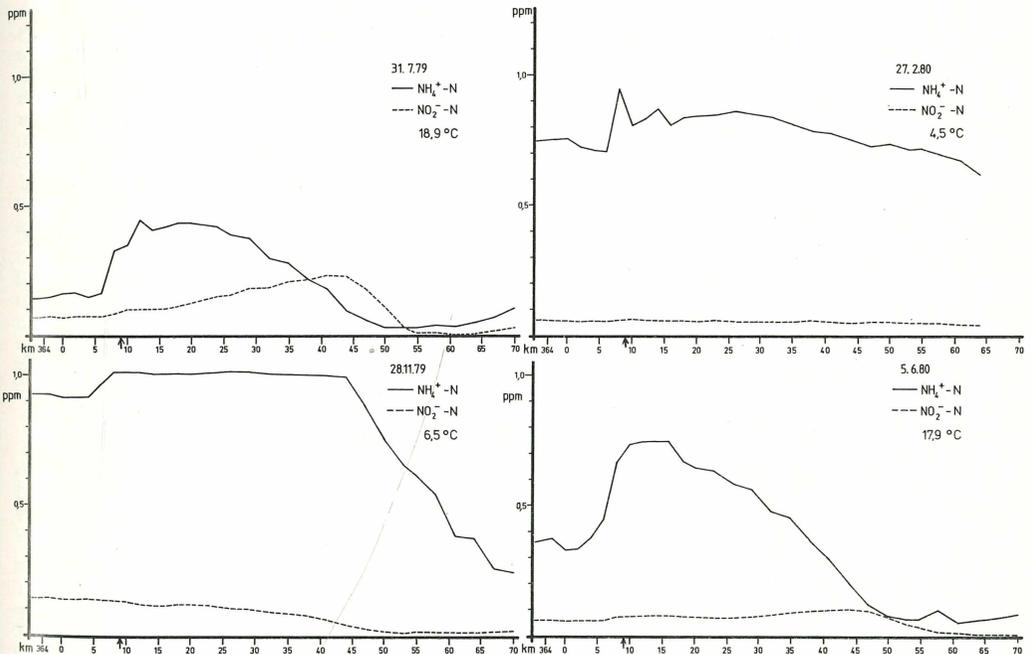


Abb. 5: NH_4^+ -N und NO_2^- -N-Konzentrationen in der Unterweser. Temperatur = mittlere Wassertemperatur; der Pfeil markiert die Einleitungsstelle der Kläranlage Bremen-Seehausen.

Oxidation zu NO_2^- , welches seinerseits (nicht dargestellt) zu NO_3^- weiteroxidiert wird, sofern die Temperaturverhältnisse eine Nitrifikation ermöglichen. Abb. 5 zeigt vier charakteristische Längsschnitte zu Sommer- und Winterbedingungen. Im Sommer werden mit dem Oberwasser relativ geringe NH_4^+ - und NO_2^- -Mengen in die Unterweser eingebracht, da die oberhalb Bremens eingeleiteten N-Verbindungen weitgehend zu NO_3^- aufoxidiert sind. Somit tritt die Einleitung großer Ammonium-Mengen mit dem Abwasser bei km 8 deutlich hervor. Unter winterlichen Temperatur- und Abflußbedingungen weist die Weser jedoch eine hohe Vorbelastung mit Ammonium auf, welches unverändert das Ästuar passiert. Die zusätzliche Belastung durch Bremen tritt kaum hervor und wird erst ab km 45 durch Verdünnung mit Meerwasser reduziert.

Abb. 6 zeigt die Veränderung der NO_2^- -Konzentrationen in der Unterweser zwischen Mai 1979 und Juli 1980. Der starke Anstieg der Nitritkonzentrationen im Frühsommer ist auf eine zeitliche Verzögerung der Entwicklung der NO_2^- -oxidierenden Bakterien zurückzuführen. Während das Ammonium-oxidierende Bakterium *Nitrosomonas europaea* bei 20 °C eine Wachstumsrate von 0.34/d hat, erreicht der zweite Nitrifikant, *Nitrobacter winogradskyi*, bei gleicher Temperatur lediglich eine Rate von 0,14 pro Tag (RAFF, HAJEK 1981). In den Jahren 1979 und 1980 verlief der Anstieg der Wassertemperaturen im Frühsommer relativ steil. Die Folge war ein heftiges Einsetzen der Ammonium-Oxidation durch den robusten *Nitrosomonas* mit einem entsprechenden Anstieg der NO_2^- -Konzentrationen, die in Abb. 6 als Maxima (am 19.6.1979

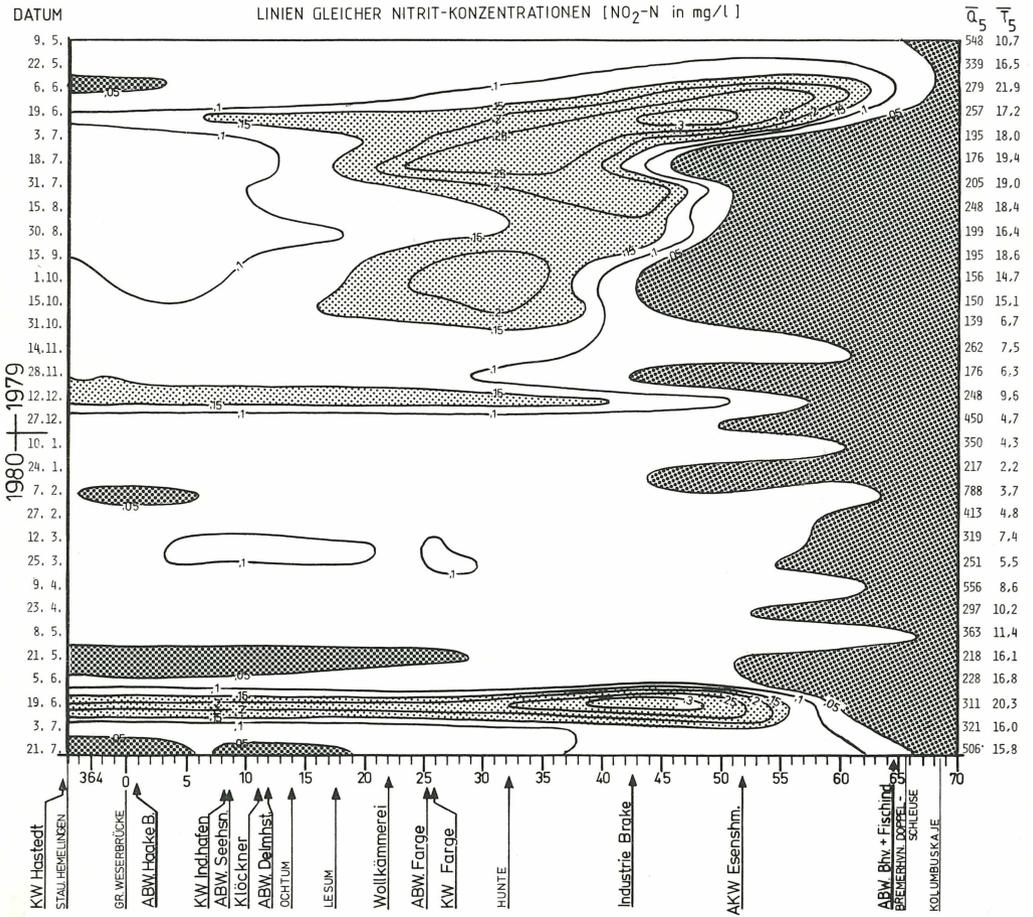


Abb. 6: Linien gleicher $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen in der Unterweser.
 Q und T vgl. Abb. 3
 Hell gerastert: $\geq 0.15 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$,
 dunkel gerastert: $\leq 0.05 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$.

und 19.6.1980) bei Wassertemperaturen von 17.5 bzw. 20.5 °C im oberen Teil des Weserästuars sichtbar werden. Mit einer zeitlichen Verzögerung von etwa 14 Tagen haben sodann auch die NO₂⁻-Oxidierer ausreichend Biomasse erreicht, um den NO₂⁻-Berg abzubauen. Zunehmende Erwärmung beschleunigt die NH₄⁺-Oxidation im gesamten Ästuar, während die NO₂-Oxidation hinterherläuft, so daß ein ausgeprägter NO₂⁻-Berg erhalten bleibt.

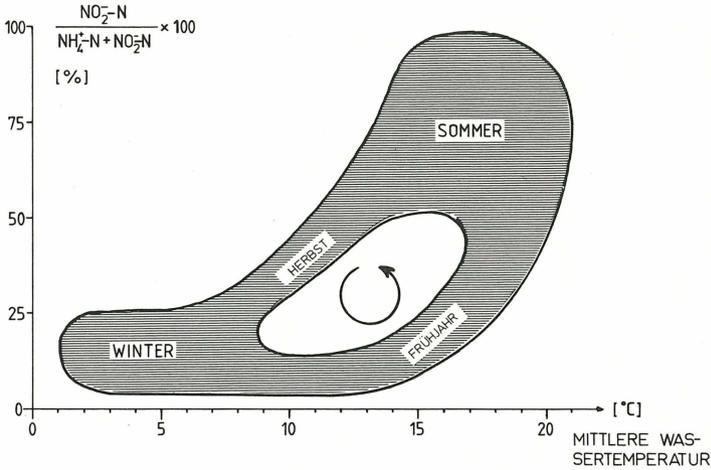


Abb. 7: Jahreszyklus des maximalen Prozentanteils des NO₂⁻ an der $\Sigma NH_4^+ - N + NO_2^- - N$ in der Unterweser gegen die mittlere Wassertemperatur.

Im Verlaufe der Nitrifikation steigt der prozentuale Anteil des im ersten Oxidationsschritt gebildeten NO₂⁻ an der Summe des oxidierbaren anorganischen Stickstoffs (d.h. $\Sigma NO_2^- - N + NH_4^+ - N$). Bei Annahme des maximal erreichten Nitritanteils als Maß für die Intensität der Nitrifikation zeigt sich ebenfalls eine jahreszeitlich wechselnde Temperaturabhängigkeit, die bei Auftragung gegen die Temperatur eine Hysteresis durchläuft (Abb. 7). Unter etwa 8 °C tritt nur noch Restnitrit aus Einleitungen oberhalb Bremens auf. Im Frühjahr setzt die Ammonium-Oxidation erst bei Temperaturen über 13 °C ein, unter sommerlichen Bedingungen liegen im Maximum nahezu 100% des oxidierbaren Stickstoffs als NO₂⁻ vor. Im Herbst dagegen bleibt die Nitrifikation bis zu Temperaturen deutlich unter 10 °C erhalten.

Der Ort der maximalen Nitrit-Konzentration ist vor allen Dingen abhängig vom Oberwasserzufluß Q₀, der beim Hemelinger Weserwehr in das Tideästuar eintritt, und von der Wassertemperatur (Abb. 8). Zu erwarten war eine direkte Proportionalität der Entfernung zwischen Einleitungsstelle und Nitrit-Maximum zum Oberwasserzufluß und eine umgekehrte Proportionalität zur Wassertemperatur. Die Anpassung mit der höchsten Korrelation ergab eine multiple Regression, in welcher die direkte Proportionalität zu Q₀ als negativ hyperbolischer Term erscheint:

$$\text{Ort des NO}_2^- - \text{Max.} = 89.28 - 6219.6 \cdot \frac{1}{Q_0} - 1.11 \cdot T,$$

mit Q₀ und T jeweils als 5 d-Mittel bei Intschede (32 km oberhalb des Weserwehrs). Der Korrelationskoeffizient ergibt sich zu 0.973 mit p < 0.001. Diese relativ einfache Regression erklärt 95% der auftretenden Varianzen, wobei allein etwa 90% durch die Oberwassermenge erklärt werden.

Nitritmaximum und O₂-Minimum sind regelmäßig eng benachbart, wobei durchschnittlich etwa 5 km unterhalb des NO₂⁻-Maximums das O₂-Minimum liegt. Hier finden gleichzeitig die Oxidation der C-Verbindungen, von restlichem NH₄⁺ und akkumuliertem NO₂⁻ statt. Messungen zeigen, daß dort bis zu 60% des BSB₅ nur auf die Oxidation des NO₂⁻ entfallen.

Nitritmaximum und O₂-Minimum werden gezeitenrhythmisch um bis zu 20 km stromauf und -ab transportiert, ein Hinweis auf die dominierende Rolle der suspendierten gegenüber den sessilen Nitrifikanten der Unterweser.

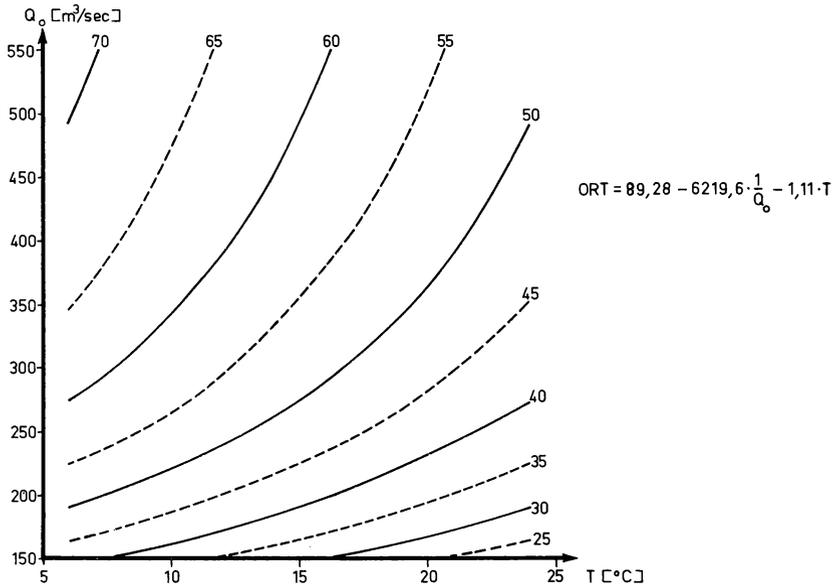


Abb. 8: Ort [Unterweser-Kilometer] des NO_2^- -Maximums in der Unterweser in Abhängigkeit von Abfluß Q_0 und Wassertemperatur T .

4. Schluß

Die Analyse der Belastungssituation zeigt in aller Deutlichkeit die Folgen der Einleitung ungereinigter kommunaler Abwässer. Die Intensität, Lage und Ausdehnung von O_2 -Defizit-Zonen wird entscheidend durch die Nitrifikation der eingebrachten organischen und anorganischen N-Verbindungen beeinflusst. Diese wiederum ist stark temperaturabhängig, so daß als Voraussetzungen für eine entscheidende Verbesserung des katastrophalen O_2 -Haushalts in der Unterweser gefordert werden muß:

- Die vollständige biologische Behandlung organischer Abwässer einschließlich der Nitrifikation [dies sind allgemein anerkannte Regeln der Technik (EBERLE 1980)];
- Nitrat- und Phosphatelimination (entsprechend dem Stand der Technik); die Dringlichkeit dieser Forderung wird durch die katastrophalen O_2 -Verhältnisse in der Nordsee im September 1981 mit bis zu 1.6 mg O_2 /l unterstrichen (pers. Mitt. E. RACHOR, IfM Bremerhaven);
- Verringerung der künstlichen Gewässererwärmung.

Literatur

- EBERLE S.H., 1980: Neue Technologien in der Abwasserbehandlung. Vortragsveranstaltung 'Forschung zum Gewässerschutz' der AGF. Bonn-Bad Godesberg (Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen).
- HULSCH J., VEH G.M., 1978: Zur Salzbelastung von Werra und Weser. N. Arch. Nds. 27: 367-377.
- RAFF J., HAJEK P.M., 1981: Zur Nitrifikation in Fließgewässern durch suspendierte und sessile Nitrifikation. gwf-wasser/abwasser 122: 15-19.
- SCHIRMER M., 1978: Stirbt die Weser? Biologische Aspekte der Wasserqualität. Schriften der Witttheit zu Bremen, N.F. 7: 29-50.
- WÖBKEN K., KUNZ H., 1980: Beitrag zu Wassergütefragen der Unterweser. Wasser Boden 8: 372-377.

Adresse

Michael Schirmer
 Fachbereich 2 / Biologie Univ.
 Postfach 330 440
 D-2800 Bremen 33

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1983

Band/Volume: [10_1983](#)

Autor(en)/Author(s): Schirmer Michael, Hackstein Elisabeth, Liebsch Heinrich

Artikel/Article: [Kritische Belastung des O₂-Haushalts der Unterweser durch kommunale und industrielle Abwässer 337-344](#)