Ber. Naturwiss. Verein für Bielefeld u. Umgegend **40** (1999), S. 109-126

Auswirkungen von Salzbelastungen auf die Mikro- und Makrozoenfauna in Fließgewässern

Karl Heinz RUSTIGE, Bielefeld
Rolf MANNESMANN, Bielefeld

Mit 3 Abbildungen und 4 Tabellen

Inhalt **Seite**

1. Einleitung 110
2. Charakterisierung der Fließgewässer und untersuchten Probestellen 110
3. Material und Methoden 112
   3.1 Physikalisch-chemische Messungen 112
   3.2 Untersuchung der Ciliatenfauna 112
   3.3 Aufsammlung und Bestimmung der Makroinvertebraten 113
4. Darstellung und Diskussion der Ergebnisse 114
   4.1 Physikalisch-chemische Messungen 114
   4.2 Auswirkungen auf die Mikro- und Makrozönose 116
5. Zusammenfassung 123
6. Literatur 124

Verfasser:
Dr. Karl Heinz Rustige und Prof. Dr. R. Mannesmann, Universität Bielefeld, Fakultät für Biologie, Postfach 100131, D-33501 Bielefeld

1. Einleitung

Die Versalzung der Fließgewässer kann vor allem wegen der osmotischen Effekte mit gravierenden ökologischen Konsequenzen verbunden sein. Über die ökologischen Auswirkungen der Versalzung von Werra und Weser durch die Kaliindustrie liegen mittlerweile eine Reihe von Untersuchungen vor, die zeigen, dass es zu einer völligen Umstrukturierung der Biozönose kommen kann. Es etablierte sich eine Ersatzbiozönöse, die hauptsächlich aus euryhalinen Limnobionten und echten Brackwasserarten besteht (u.a. ALBRECHT 1983, BÄTHE 1992, MEINEL & BARLAS 1987, ZIEMANN 1991).
Weitaus weniger Beachtung fanden bislang die Auswirkungen der Salzbelastung durch Soleeinleitungen von Kurbetrieben und durch Versumpfungsabwässer des Kohlebergbaus (CYFFKA 1993, HERHAUS 1983, MIHAILOWITSCH 1989, RUSTIGE 1995, RUSTIGE et al. 1997). Deshalb wurde an verschiedenen solebelasteten Fließgewässern in Ostwestfalen (Salze, Bega, Werre und Weser) die Besiedlung mit Mikro- und Makrozoen untersucht. Um den Einfluß von Soleeinleitungen auf die Fließgewässerbiozönose zu erfassen, wurden Artenzahl und Abundanzverhältnisse, Artenfehlbetrag nach KOTHE (1962) und Diversitätsindex nach SHANNON berechnet. Darüber hinaus wurde versucht für die einzelnen Gewässerregionen den Saprobienindex nach DIN 38 410 (1990b) zu ermitteln.

2. Charakterisierung der Fließgewässer und untersuchten Probestellen

Die **Salze** entspringt in einer Höhe von 205 m über NN im nordwestlichen Weserbergland in der Nähe der Gemeinde Exter (Stadt Vlotho) und verläuft durch landwirtschaftlich genutzte Flächen mit Streusiedlung in Richtung Bad Salzuflen, wo sie in die Bega einmündet. Die Salze wird durch den Zufluß des Finnebachs geogen mit mineralisiertem Wasser angereichert. Darüber hinaus gelangt über den Loose-Brunnen (anthropogen genutzte Quelle, Natrium-Calcium-Chlorid-Sulfat-Mineralwasser) und die Jobst-Quelle (Natrium-Calcium-Chlorid-Mineralwasser) salzhaltiges Wasser in die Salze (CYFFKA 1993, DEUTLOFF 1974). Ca. 1 km unterhalb dieser mineralreichen Zuflüsse befindet sich die erste Probestelle (Salze 1). Die Salze weist in diesem Bereich den Charakter eines

relativ naturnahen Wald- bzw. Wiesenbaches auf. Bis zur Einmündung in die Bega erfolgen weitere Soleeinleitungen. Unterhalb der ersten größeren Einleitungsstelle im Kurpark liegt die Probestelle Salze 2; oberhalb und unterhalb der letzten Einleitungsstelle befinden sich die Probestellen Salze 3 und 4. An den letzten drei Probestellen ist die Salze künstlich verbreitert worden.
Die Soleeinleitungen werden über die Salze der Bega und Werre zugeführt und gelangen dann bei Rehme (Bad Oeynhausen) in den großen Weserbogen.
Die **Bega** entspringt in einer Höhe von 185 m über NN oberhalb der Stadt Barntrup und mündet nach ca. 41 km Fließstrecke bei Bad Salzuflen in die Werre. Auf dieser Strecke fließt sie durch landwirtschaftlich genutzte Flächen und direkt durch die Gemeinden Barntrup, Dörentrup, Lemgo, Lage und Bad Salzuflen, die das Gewässer hauptsächlich zur Abwassereinleitung nutzen. Um den Einfluß der Soleeinleitungen zu ermitteln, wurden an der Bega zwei Probestellen untersucht. Die Probestelle Bega 1 liegt oberhalb, die Probestelle Bega 2 unterhalb der Salzeeinmündung.
Die **Werre** entspringt in einer Höhe von 245 m über NN im Lipper Bergland in der Nähe von Bad Meinberg und mündet nach ca. 69 km bei Bad Oeynhausen in die Weser. Sie fließt u.a. direkt durch die Städte Bad Meinberg, Detmold, Lage, Bad Salzuflen, Herford, Löhne und Bad Oeynhausen. Die Werre wird genutzt für Abwassereinleitungen (z.B. die Klärwerke in Bad Meinberg, Detmold, Lage, Bad Salzuflen, Herford, Löhne und Bad Oeynhausen) und zur indirekten Trinkwasserentnahme (Stadtwerke Lage und Herford). Außerdem wird sie sehr stark durch Gewässerausbaumaßnahmen (z.B. Begradigung und Aufstau) beeinflusst. Um den Effekt der Soleeinleitungen auf die ökologische Situation dieses Fließgewässers zu ermitteln, wurden fünf Probestellen ausgewählt. Die Probestelle Werre 1 liegt ca. 1 km oberhalb, die Probestelle Werre 2 ca. 1 km unterhalb der Begaeinmündung. Die Probestelle Werre 3 liegt unterhalb des Klärwerks von Bad Salzuflen, das zu einer weiteren Salzbelastung beiträgt. Die Probestelle Werre 4 liegt unterhalb der Einmündung der Aa, die zu einer Verdünnung führt. Die Probestelle Werre 5 befindet sich kurz vor der Einmündung in die Weser, und zwar unterhalb des Klärwerks von Bad Oeynhausen.
An der **Weser**, und zwar im unteren Bereich der Oberweser, liegen die Probestellen Weser 1 und Weser 2; erstere vor, letztere nach der Werreeinmündung.

3. Material und Methoden

3.1 Physikalisch-chemische Messungen

Die physikalisch-chemischen Faktoren - Wassertemperatur (° C), elektrische Leitfähigkeit (mS/m), der pH-Wert, der aktuelle Sauerstoffgehalt (mg O_2/l) und die Sauerstoffsättigung (%) - wurden direkt vor Ort mit dem WTW-MultiLab P5 gemessen. Die elektrische Leitfähigkeit wurde auf eine Temperatur von 25° C bezogen.
Die Konzentrationen der chemischen Parameter Ammonium-Stickstoff (mg NH_4^+-N/l), Nitrit-Stickstoff (mg NO_2^--N/l), Nitrat-Stickstoff (mg NO_3^--N/l), Orthophosphat-Phosphat (mg PO_4^{3-}-P/l) und Chlorid (mg Cl^-/l) wurden photometrisch mit dem WTW-MultiLab P5 im Labor ermittelt.
Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB_2 in mg O_2/l) wurde ohne Zusatz des Nitrifikationshemmers Allylthioharnstoff (ATH) erfaßt.

3.2 Untersuchung der Ciliatenfauna

Zur Erfassung der Mikrozoen wurden künstliche Substrate (Objektträger) in den entsprechenden Fließgewässerregionen exponiert. Dazu dienten Objektträgerständer, die jeweils mit 2 Paar Objektträgern bestückt wurden. Nach einer Expositionszeit von 3 - 4 Wochen wurden sie entnommen, in mit Bachwasser gefüllten Polyethylenflaschen transportiert und umgehend im Labor auf den Ciliatenbewuchs hin untersucht. Bei der quantitativen Auswertung wurden je nach Besiedlungsdichte und Verteilung der Ciliaten bis zu 3 Zählstreifen ausgewertet und die Individuendichte pro cm^2 errechnet (Ind./cm^2).
Parallel wurde die Besiedlung der Gammariden mit Ciliaten untersucht, da sie eine artenreiche Ciliatenfauna aufweisen (RUSTIGE 1991, SCHÖDEL 1987). Dazu wurden an den ausgewählten Probestellen 5 - 15 adulte, dunkel gefärbte Gammariden entnommen und im Labor auf ihren Ciliatenbewuchs hin untersucht. Die Ciliaten wurden ausgezählt und daraus die durchschnittliche Individuendichte pro *Gammarus* (Ind./G) errechnet.
Die mikroskopische Determination der Ciliatenarten erfolgte hauptsächlich in vivo bei 312,5- bis 1250facher Vergrößerung im Hellfeld oder Phasenkontrast. Zur Darstellung des Kernapparats wurde überwiegend eine Färbung mit Methylgrün-Essigsäure (MATTHES, GUHL & HAIDER 1988) oder eine supravitale Übersichtsfärbung mit Methylgrün-Pyronin nach FOISSNER et al. (1991) durchgeführt.

Als Bestimmungsliteratur wurden die Arbeiten von BICK (1972), CLAMP (1988, 1991), CORLISS (1979), FOISSNER et al. (1992, 1995), KAHL (1932, 1934, 1935), MATTHES (1982), MATTHES, GUHL & HAIDER (1988), NENNINGER (1948), RUSTIGE (1991), SCHÖDEL (1987), SOMMER (1950) und STILLER (1971) verwandt.
Die Berechnung des Saprobienindex auf der Basis der Mikrozoen (S_{Mi}) wurde nach den Angaben von BERGER et al. (1997) und FRIEDRICH (1990) durchgeführt. Die Saprobienindices (s) und Indikationsgewichte (G) der einzelnen Arten wurden den oben genannten Arbeiten entnommen. Die Berechnung des Artenfehlbetrages nach KOTHE (1962) und des Diversitätsindex nach SHANNON erfolgten nach den von MÜHLENBERG (1993) angegebenen Formeln.

3.3 Aufsammlung und Bestimmung der Makroinvertebraten

Zur Aufsammlung des Makrozoobenthos wurden verschiedene Kleinbiotope (z.B. Steine, Makrophyten und Holz) mit einem Wasserkescher und einer Federstahlpinzette abgesucht; bei ausreichender Strömung konnte die Kick-Sampling-Methode nach SCHWOERBEL (1994) angewandt werden. Die aufgesammelten Tiere wurden lebend - Hirudineen und Turbellarien - oder in 70 %igem Alkohol fixiert im Labor mit Hilfe eines Binokulars bestimmt.
Als Bestimmungsliteratur dienten die Bestimmungsbücher von NAGEL (1989) und SCHMEDTJE & KOHMANN (1992); außerdem wurde die in NAGEL bzw. die in der DIN 38 410 (1990b) angegebene spezielle Bestimmungsliteratur herangezogen. Für die Trichopteren, Ephemeropteren und Mollusken wurden zusätzlich die Bestimmungswerke von GLOER & MEYER-BROOK (1994), PITSCH (1993) und STUDEMANN et al. (1992) verwandt.
Die Berechnung des Saprobienindex auf der Basis der Makrozoen (S_{Ma}) wurde nach den Angaben von NAGEL (1989) und FRIEDRICH (1990) durchgeführt. Die Saprobienindices (s) und Indikationsgewichte (G) der einzelnen Arten wurden den oben genannten Arbeiten entnommen. Die Berechnung des Artenfehlbetrages nach KOTHE (1962) und des Diversitätsindex nach SHANNON erfolgten nach den von MÜHLENBERG (1993) angegebenen Formeln.

4. Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

4.1 Physikalisch-chemische Messungen

In den Tabellen 1-3 sind die Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchungen dargestellt. Es zeigt sich, dass die einzelnen Fließgewässerregionen mehr oder weniger stark salz- bzw. organisch belastet sind. Die Salze weist einen deutlichen Salzgradienten auf. Während die leicht erhöhten Chloridkonzentrationen an der ersten Probestelle vor allem geogen bedingt sind, lassen sich die deutlich erhöhten Chloridkonzentrationen im weiteren Gewässerverlauf vor allem auf anthropogene Salzbelastungen zurückführen. Diese Salzfracht wird der Bega, Werre und Weser zugeführt, was in der Bega und Werre ebenfalls zu einer deutlichen Erhöhung der Chloridkonzentrationen führt. In der Weser läßt sich aufgrund der Versalzung durch die Kaliwerke kein deutlicher Effekt mehr feststellen (Tab. 1).

Tab. 1: Wassertemperatur, pH, elektrische Leitfähigkeit und Chlorid-Gehalt der Salze, Bega, Werre und Weser

Probestelle	Temp. (°C)		pH		LF (mS/m)		Cl^- (mg/l)	
	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996
Salze 1	12,4	6,1	7,8	7,7	136,9	160,8	225,0	173,5
Salze 2	17,6	7,8	7,7	8,0	852,0	134,1	1835,0	390,0
Salze 3	17,9	7,7	8,1	8,1	796,0	1508,0	-	2537,0
Salze 4	18,4	8,2	7,1	7,2	2945,0	3440,0	6745,0	9850,0
Bega 1	17,8	5,3	8,3	8,2	77,4	71,6	69,0	76,5
Bega 2	18,2	6,6	8,3	8,2	359,0	239,4	625	655,0
Werre 1	19,2	7,1	8,4	8,1	46,8	74,5	71,0	50,5
Werre 2	18,5	7,0	8,1	8,3	148,7	194,8	300,0	254,5
Werre 3	14,1	7,2	8,3	8,0	177,7	194,3	365,0	435,0
Werre 4	15,2	7,4	8,5	8,1	199,6	166,4	415,0	295,0
Werre 5	15,5	7,5	8,7	7,8	135,5	135,8	245,0	146,0
Weser 1	17,9	7,8	8,9	7,7	278,2	291,3	645,0	746,5
Weser 2	17,3	7,8	8,7	8,0	247,4	265,6	645,0	710,0

Die höher salzbelasteten Fließgewässerregionen der Salze weisen ebenfalls eine höhere organische Belastung auf, was an den erhöhten Ammonium- und Nitrit-Werten erkennbar ist. Während die organische Belastung in der Bega nur gering ist, weisen die Ammonium- und Nitrit-Werte in der Werre auf eine deutlich höhere organische Belastung hin, die auf Einleitungen kommunaler Abwässer zurückgeführt werden kann (Tab. 3). Die unterschiedliche organische Belastung schlägt sich nur an der Probestelle Werre 1 deutlich in einem niedrigeren Sauerstoffgehalt nieder (Tab. 2). Die Übersättigung an fast allen Probestellen im Frühjahr 1996 ist bedingt durch eine starke Diatomeenentwicklung in den Fließgewässern.

Tab. 2: O_2-Gehalt, O_2-Sättigung, und PO_4^{3-}-P-Gehalt der Salze, Bega, Werre und Weser

Probestelle	O_2-Geh. (mg/l)		O_2-Sätt. (%)		BSB_2 (mg/l)		PO_4^{3-}-P (mg/l)	
	1995	1996	1995	1996	1995	1996	1995	1996
Salze 1	10,6	14,3	99,5	115,4	2,4	2,8	< 0,100	< 0,100
Salze 2	9,5	14,3	99,7	120,5	1,3	2,4	< 0,100	< 0,100
Salze 3	9,6	15,5	101,4	130,3	-	2,4	< 0,100	-
Salze 4	9,5	12,3	101,4	104,7	2,1	2,2	< 0,100	< 0,100
Bega 1	8,8	13,8	92,7	109,1	0,9	3,4	0,150	< 0,100
Bega 2	9,6	15,4	102,0	125,9	1,2	3,7	< 0,100	< 0,100
Werre 1	5,6	11,6	60,7	96,0	2,1	3,9	0,160	< 0,100
Werre 2	7,2	16,8	77,0	138,7	1,5	9,2	<0,100	< 0,100
Werre 3	9,4	16,5	91,6	136,9	1,4	8,0	0,175	< 0,100
Werre 4	9,5	16,2	94,8	135,1	1,4	8,3	0,100	< 0,100
Werre 5	9,1	15,7	91,5	131,3	1,5	8,2	0,175	< 0,100
Weser 1	9,6	15,5	101,4	130,6	2,7	8,0	0,135	0,160
Weser 2	9,4	15,2	98,1	128,1	2,3	7,5	0,145	0,150

Tab. 3: NH_4^+-N, NO_2^--N-, NO_3^--N-Gehalt der Salze, Bega, Werre und Weser

Probestelle	NH_4^+-N (mg/l)		NO_2^--N (mg/l)		NO_3^--N (mg/l)	
	1995	1996	1995	1996	1995	1996
Salze 1	< 0,100	< 0,100	< 0,010	0,027	6,87	6,44
Salze 2	0,276	0,625	0,041	0,036	5,32	5,55
Salze 3	0,153	-	0,038	-	6,93	-
Salze 4	0,700	0,043	0,031	0,036	3,23	3,01
Bega 1	< 0,100	< 0,100	0,027	0,043	9,42	6,94
Bega 2	< 0,100	0,104	0,042	0,038	7,51	5,55
Werre 1	1,446	3,339	0,298	0,132	5,89	4,47
Werre 2	0,503	0,679	0,109	0,062	5,20	5,27
Werre 3	0,926	0,560	0,289	0,104	7,25	4,78
Werre 4	1,953	3,173	0,583	0,134	6,40	6,47
Werre 5	0,279	2,415	0,342	0,088	7,84	6,42
Weser 1	< 0,100	0,331	< 0,010	0,102	4,67	5,76
Weser 2	0,305	0,777	0,125	0,090	4,69	4,59

4.2 Auswirkungen auf die Mikro- und Makrozönose

Artenzahl und Gesamtbesiedlungsdichte

Betrachtet man die Artenzahl und Gesamtbesiedlungsdichte der **Mikrozoen** (Abb. 1), fällt auf, dass es bei höherer Salzbelastung in der Salze (S1, S2, S3) zu einer erheblichen Reduzierung der Artenzahl kommt. Die Abundanz kann ebenfalls abnehmen, teilweise aber sogar zunehmen. Die Reduzierung der Arten wird bei den Objektträgerbesiedlern z.B. durch *Carchesium polypinum, Gastronauta clatratus, Heliophrya minima* und *Vorticella campanula* verursacht. Arten des *Zoothamnium procerius*-Komplexes erweisen sich dagegen als besonders halotolerant, was zu einer Abundanzzunahme führen kann. Als besonders salzempfindlich erweisen sich teilweise die sessilen Ciliaten auf *Gammarus pulex* (z.B. die Kiemenbesiedler *Dendrocometes paradoxus* und *Spirochona gemmipara*) (RUSTIGE 1995).

In der Bega läßt sich an der salzbelasteten Probestelle Bega 2 eine geringe Abnahme der Artenzahl und Gesamtbesiedlungsdichte feststellen. Arten wie *Campanella umbellaria* und *Epistylis plicatilis*, die von

ALBRECHT (1983) und RIEDEL-LORJE (1981) als salzsensibel eingestuft werden, traten unterhalb der Salzeeinmündung nicht mehr auf. Die beiden Kiemenbesiedler von *Gammarus pulex Dendrocometes paradoxus* und *Spirochona gemmipara* traten unterhalb der Salzeeinmündung ebenfalls nicht mehr auf. Statt desssen traten aber einige von ALBRECHT (1983) und RIEDEL-LORJE (1981) als salztolerant eingestufte Arten (z.B. *Pyxicola operculigera* und Arten des *Zoothamnium procerius*-Komplexes) auf.

In der Werre konnten insgesamt 54 Arten bzw. Artkomplexe identifiziert werden, von denen an den einzelnen Probestellen zwischen 8 und 29 Arten gefunden wurden. Die große Schwankungsbreite bei der Artenzahl ist dadurch bedingt, dass an der Probestelle Werre 4 im Sommer 1995 keine Objektträger ausgewertet werden konnten und an den Probestellen Werre 2, 4 und 5 im Frühjahr 1996 die Epizoenfauna von *Gammarus pulex* nicht mitberücksichtigt werden konnte. Auswirkungen der Soleeinleitungen auf die Mikrozönose lassen sich kaum feststellen, da die hohe organische Belastung in der Werre eventuell Beeinträchtigungen der Mikrozönose überlagert.

In der Weser liegt die Artenzahl insgesamt sehr niedrig, was hauptsächlich durch das Fehlen der Epizoenfauna von *Gammarus pulex* bedingt ist. Zwischen den beiden Probestellen lassen sich keine gravierenden Unterschiede feststellen, die durch die Soleeinleitungen bedingt sein könnten.

Betrachtet man die Artenzahl und Gesamtbesiedlungsdichte der **Makroinvertebraten** (Abb. 2), fällt auf, dass es mit zunehmender Salzbelastung in der Salze (S2, S3, S4) ebenfalls zu einer erheblichen Reduzierung der Arten und Abundanz kommt. In der Salze nimmt insbesondere die Abundanz der Ephemeroptera ab bzw. sie verschwinden ganz. Dies veranschaulichen die in Abb. 3 dargestellten Ökogramme euryöker Eintagsfliegenlarven. Aber auch andere Makrozoen erweisen sich als wenig salztolerant (z.B. *Dugesia gonocephala* und *Gammarus pulex*). Bei Salzbelastungen von über 2000 mg Cl^-/l tritt vor allem *Potamopyrgus antipodarum* auf, der aber keine Massenentwicklung zeigt wie in der Werra.

In der Bega lassen sich im Sommer 1995 nur geringe Unterschiede zwischen den beiden Probestellen feststellen. Auffallend ist die niedrige Besiedlungsdichte von *Gammarus pulex* und das Fehlen von *Ephemerella ignita* an der Probestelle Bega 2, was auf die erhöhte Salzfracht zurückgeführt werden kann.

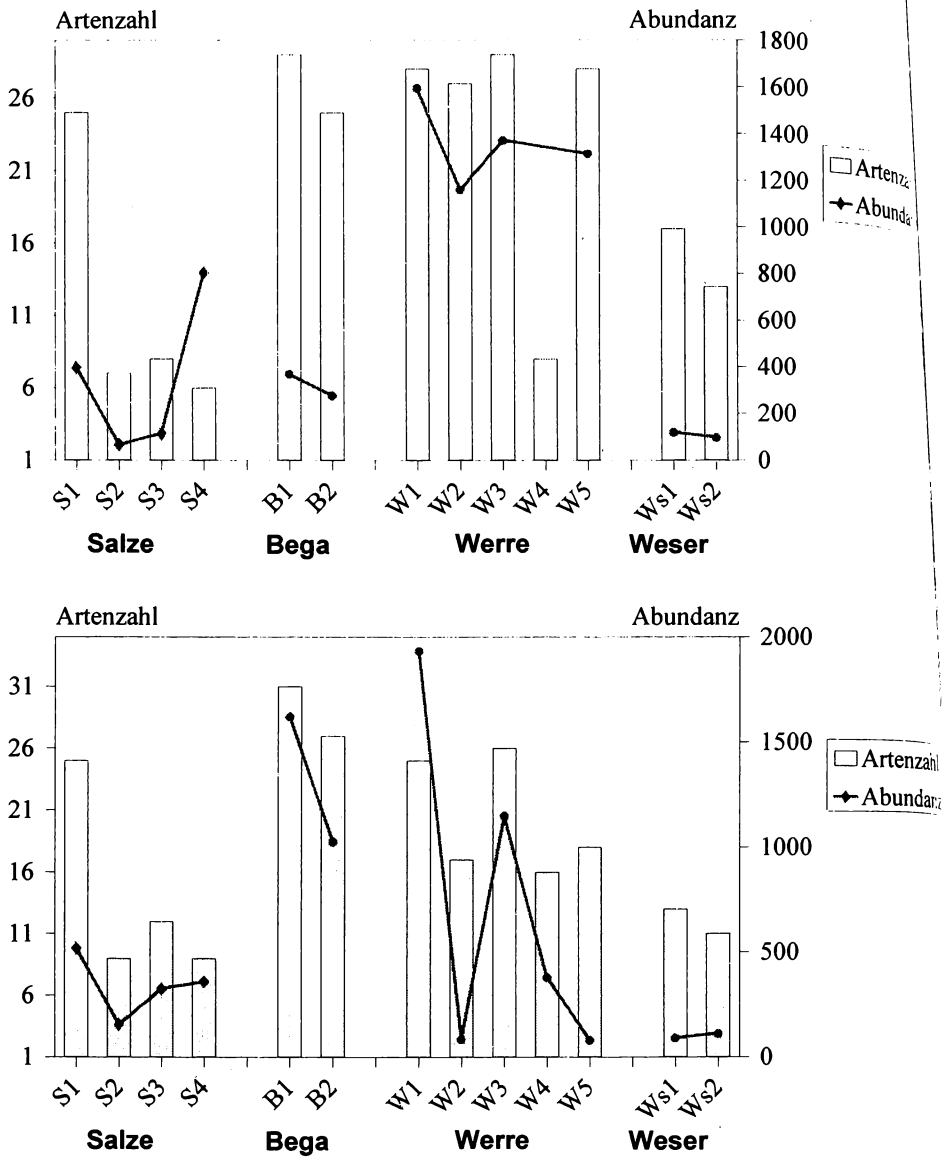


Abb. 1: Artenzahl und Gesamtbesiedlungsdichte (Abundanz) der Mikrozoen an den untersuchten Probestellen der Salze, Bega, Werre und Weser 1995 (oben) und 1996 (unten)

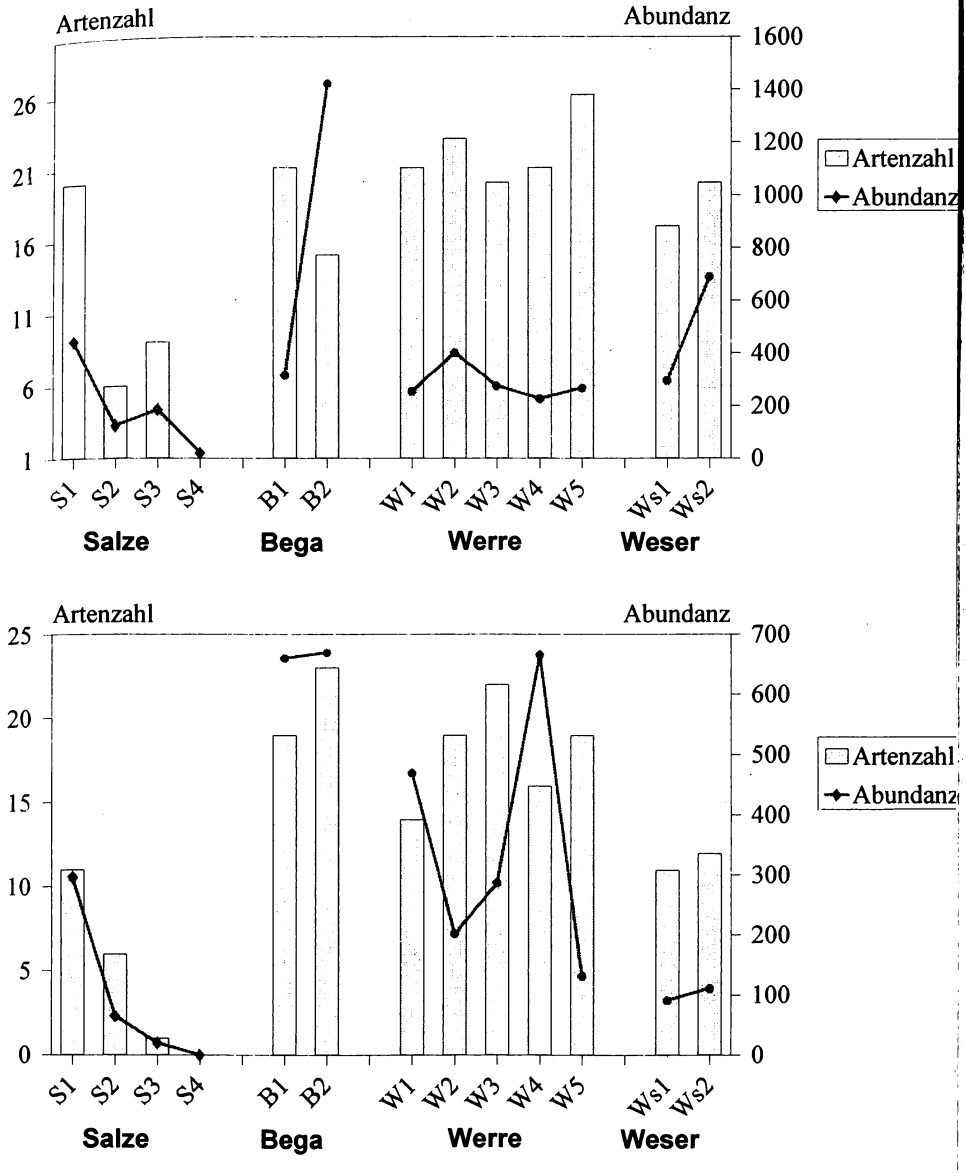


Abb. 2: Artenzahl und Gesamtbesiedlungsdichte (Abundanz) der Makrozoen an den untersuchten Probestellen der Salze, Bega, Werre und Weser 1995 (oben) und 1996 (unten)

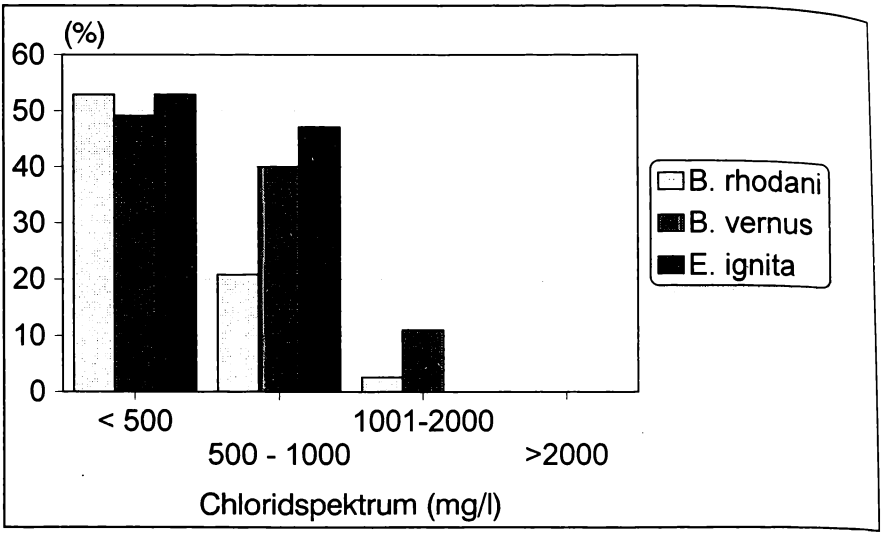


Abb. 3: Ökogramme euryöker Ephemeroptera (*Ephemerella ignita*, *Baetis rhodani* und *B. vernus*) (durchschnittliche Abundanz im Chloridspektrum)

Die in der Werre feststellbaren Unterschiede zwischen den Probestellen hinsichtlich des Artenspektrums und der Gesamtbesiedlungsdichte sind vor allem bedingt durch die unterschiedliche organische Belastung sowie die Ufer- und Sohlenbeschaffenheit. Einflüsse der Soleeinleitungen lassen sich kaum nachweisen, da der Salzgradient nicht so groß ist wie in der Salze und Bega. Außerdem treten hier aufgrund der höheren organischen Gewässerbelastung überwiegend potamale Fließgewässerorganismen auf, die nicht nur eine große saprobielle, sondern meist auch halobielle Toleranz aufweisen (z.B. *Asellus aquaticus*) (BÄTHE 1992).
Keine gravierenden Unterschiede lassen sich auch zwischen den beiden Probestellen an der Weser feststellen, da hier ebenfalls kein deutlicher Salzgradient ermittelt werden konnte. Zudem wird die Weser aufgrund der Salzbelastungen durch die Kaliindustrie von Organismen besiedelt, die eine größere halobielle Toleranz aufweisen (BÄTHE et al. 1994).

Artenfehlbetrag nach KOTHE (1962)

Die Reduzierung der Artenzahl lässt sich mittels des Artenfehlbetrages nach KOTHE (1962) darstellen. Der Artenfehlbetrag stellt aber keine absolute, sondern eine relative Größe dar, d.h. er muss immer auf ein Vergleichsgewässer oder auf eine Gewässerregion oberhalb der Einleitungsstelle - Referenzposition - bezogen werden. Als Referenzposition wurde jeweils die oberhalb der Soleeinleitungen gelegene Fließgewässerregion herangezogen. Tabelle 4 zeigt, dass in der Salze der Artenfehlbetrag bei höherer Salzbelastung (S2, S3, S4) für die Mikrozönose zwischen 52 und 76 % und für die Makrozönose zwischen 46 und 100 % liegt, was insgesamt auf eine deutliche Schädigug der limnischen Biozönose hinweist. Insbesondere die limnische Makrozönose wird durch eine extrem hohe Salzbelastung vernichtet. In der Bega schwanken die Werte zwischen 13 bzw. 14 (Mikrozönose) und 29 % (Makrozönose). Der höhere Wert für die Makrozönose könnte auf erste Störungen der limnischen Biozönose hindeuten. In der Werre und Weser liegen die Werte unter 20 %, so dass keine verlässlichen Aussagen über die Auswirkungen der Soleeinleitungen getroffen werden können.
Bei der Beurteilung des Artenfehlbetrages muss jedoch bedacht werden, dass damit Änderungen der Biozönose nicht vollständig erfasst werden können (z.B. das Auftreten halotoleranter Arten bei gleichzeitigem Verschwinden der salzsensiblen). Außerdem handelt es sich um ein belastungsindifferentes Beurteilungsinstrument, so dass damit zwar Schädigungen der Biozönose, aber nicht die Art und Weise der Belastung registriert werden kann.

Diversitätsindex nach SHANNON (Hs)

Der Artenfehlbetrag berücksichtigt nur Veränderungen des Artenspektrums. Sollen aber die Veränderungen der Abundanzverhältnisse mitberücksichtigt werden, bietet sich die Berechnung des Diversitätsindex nach SHANNON an (MÜHLENBERG 1993). Für die Mikrozoen schwanken die Werte an den einzelnen Probestellen zwischen 0,1 und 2,6, für die Makrozoen zwischen 0,7 und 2,8. Nur in der Salze zeigt sich bei höherer Salzbelastung eine Abnahme des Diversitätsindex. Ein geringer Diversitätsindex lässt sich ebenfalls an der Probestelle Bega 2 mittels der Makrozoen und an der Probestelle Werre 4 mittels der Mikrozoen ermitteln (Tab. 4).

Tab. 4: Artenfehlbetrag nach KOTHE (AF), Diversitätsindex nach SHANNON (Hs) und Saprobienindex (S) nach DIN 38 410 berechnet auf der Basis der Mikro- (Mi) und Makrozoen (Ma)

Parameter	Probestelle												
	Salze				Bega		Werre					Weser	
	S1	S2	S3	S4	B1	B2	W1	W2	W3	W4	W5	Ws1	Ws2
AF (%)													
Mi ('95)		72	68	76		14	4	0	-	0			18
Mi ('96)		64	52	64		13	32	0	36	28			15
Ma ('95)		70	55	95		29	0	5	0	0			0
Ma ('96)		46	46	100		0	0	0	0	0			0
H_s													
Mi ('95)	2.1	0.9	0.7	0.1	2.6	2.4	2.3	1.9	1.9	-	1.9	2.3	1.9
Mi ('96)	2,4	1,5	1,2	0,5	1,8	1,8	1,7	1,7	1,9	0,7	2,2	2,2	2,0
Ma ('95)	1.5	1.3	1.5	-	2.1	0.7	2.2	2.1	2.4	2.5	2.8	2.4	2.1
Ma ('96)	1,7	1,4	0,9	-	1,2	1,5	1,8	2,3	2,2	2,2	2,4	1,8	2,0
S													
Mi ('95)	2.6	-	-	-	2.6	-	2.6	2.7	2.7	-	2.7	-	-
Mi ('96)	2,7	-	2,8	-	2,7	-	2,9	2,7	2,7	-	-	-	-
Ma ('95)	2.1	-	-	-	2.2	2.1	2.4	2.4	2.4	2.4	2.3	2.4	2.3
Ma ('96)	2,1	-	-	-	2,3	2,1	2,4	2,4	2,5	2,4	2,5	2,6	2,5

An der Probestelle Bega 2 ist der geringe Wert hauptsächlich bedingt durch die hohe Individuendichte von Simuliiden (u.a. strömungsbedingt); an der Probestelle Werre 4 durch die hohe Individuendichte von *Carchesium polypinum* (hohe organische Belastung). Geringe Diversität lässt sich also nicht allein auf eine höhere Salzbelastung zurückführen, obwohl der sinkende Diversitätsindex für die Mikrozoen in der Salze salzbedingt ist.

Saprobienindex (S) nach DIN 38 410

Bei einer höheren Salzbelastung verschwinden eine Reihe von Limnobionten. Für die wasserwirtschaftliche Praxis bedeutet dies, dass sich meist kein Saprobienindex nach DIN 38 410 (1990) ermitteln lässt, da entweder die erforderliche Abundanzsumme nicht erreicht wird oder das Streuungsmaß überschritten wird. Bei der Berechnung des Mikroindex wurden allerdings nur die Ciliaten berücksichtigt, so dass bei Einbeziehung der Rhizopoda und Flagellata eventuell häufiger eine Berechnung des Saprobienindex möglich wäre. Insgesamt zeigt sich aber, dass bei höherer Salzbelastung der Saprobitätsgrad nicht ermittelt werden kann. In diesem Fall müsste die Salzbelastung als gütebestimmender Faktor in Gewässergüteberichten berücksichtigt werden (Tab. 4).

5. Zusammenfassung

Höhere Salzbelastungen führen zu deutlichen Veränderungen der Fließgewässerbiozönose. Sowohl bei den Mikrozoen (Aufwuchs auf Objektträgern und Gammarusepizoen) als auch bei den Makrozoen kommt es unterhalb von Soleeinleitungen zu einer deutlichen Reduktion der Artenzahl, was auch durch einen hohen Artenfehlbetrag angezeigt wird. Diese Schädigung der limnischen Biozönose schlägt sich ebenfalls in einem niedrigen Diversitätsindex nieder. Für entsprechend hoch salzbelastete Fließgewässerregionen lässt sich meist kein Saprobienindex nach DIN 38 410 berechnen.

6. Literatur

ALBRECHT, J. (1983): Salzbelastung und Ciliatenbesiedlung (Protozoa: Ciliophora) im Weser-Flußgebiet (Fulda, Werra, Weser, Leine, Innerste).- Diss. Uni Bonn.

BÄTHE, J. (1992): Die Makroinvertebratenfauna der Weser. Ökologische Analyse eines hochbelasteten, anthropogenen Ökosystems.- Witzenhausen.

BERGER, H., FOISSNER, W. & KOHMANN, F. (1997): Bestimmung und Ökologie der Mikrosaprobien nach DIN 38 410.- Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.

BICK, H. (1972): Ciliated Protozoa. An illustrated guide to the species used as biological indicators in freshwater biology.

CORLISS, J.O. (1979): The ciliated Protozoa. Characterization, classification and guide to the literature.- Oxford, New York, Toronto, Sydney, Paris, Frankfurt.

CYFFKA, B. (1993): Geogene und anthropogene Salzbelastung zweier Fließgewässer bei Bad Salzuflen - Quantifizierung und Auswirkungen.- Lippische Mitteilungen **62**: 297-327.

DEUTLOFF, O. (1974): Die Hydrogeologie des nordwestlichen Weserberglandes in der Umgebung von Bad Salzuflen und Bad Oeynhausen.- Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. **20**: 111-194.

DIN 38 410 Teil 2 Beiblatt 1 (1990a): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M), Bestimmung des Saprobienindex (M 2); Bestimmungsliteratur.

DIN 38 410 Teil 2 (1990b): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M); Bestimmung des Saprobienindex (M 2).

FOISSNER, W., BERGER, H. & KOHMANN, F. (1992): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Sapobiensystems. - Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida.- Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **5/92:** 1-502.

- (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. - Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida.- Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/94**: 1-548

FOISSNER, W., BERGER, H., BLATTERER & H. KOHMANN, F. (1995): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. - Band IV: Gymnostomatea, Loxodes, Suctoria.- Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/95:** 1-540.

FOISSNER, W., BLATTERER, H., BERGER, H. & KOHMANN, F. (1991): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. - Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea.- Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/91**: 1-478.

FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobiensystems.- Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung **23**: 141-152.

KAHL, A. (1932): Urtiere oder Protozoa I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). 3. Spirotricha.- Tierwelt Dtl. **25**: 399-650.

- (1934): Suctoria.- Tierwelt N.- und Ostsee **23** (Teil II c5): 184 – 226.

- (1935): Urtiere oder Protozoa. I: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria). 4. Peritricha und Chonotricha.- Tierwelt Dtl. **30**: 651-886.

KOTHE, P. (1962): Der „Artenfehlbetrag", ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen.- Deutsche Gewässerkundl. Mitteilungen **6**: 60-65.

MATTHES, D., GUHL, W. & HAIDER, G. (1988): Suctoria und Urceolariidae (Peritricha).- In: MATTHES, D. (Hrsg.): Protozoenfauna **7/1**.

MEINEL, W. & BARLAS, M. (1987): Biozoenotische und hydrochemische Bestandsaufnahme der Werra und Ulster.- Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Heft **58**: 173 S. Wiesbaden.

NAGEL, P. (1989): Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien. Makrozoobenthon.- Stuttgart, New York.

RUSTIGE, K.H. (1991): Eine Bestimmungshilfe für die epizoischen Ciliaten der einheimischen Gammariden.- Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend **32**: 263-290.

- (1995): Auswirkungen von Salzbelastungen auf die Ciliatenbesiedlung in Fließgewässern.- Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend **36**: 247-274.

RUSTIGE, K.H., FRIEDRICH, CH. & KÜHN, H.A. (1997): Distribution Patterns of Sessile Ciliates in Salt-Polluted Running Water Systems.- Limnologica **27**: 85-90.

SCHMEDTJE, U. & KOHMANN, F. (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen).- Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft **2/88**: 1-274.

SCHÖDEL, H. (1987): Seßhafte Wimpertiere (Peritricha, Chonotricha, Suctoria) auf *Asellus aquaticus* und Gammariden.- Limnologica **18**: 83-166.

SCHWOERBEL, J. (1987): Einführung in die Limnologie.- Stuttgart.

STILLER, J. (1971): Szajkoszorus Csillosok - Peritricha.- Fauna Hung. **105**: 1-245.

ZIEMANN, H. (1991): Veränderungen der Diatomeenflora der Werra unter dem Einfluß des Salzgehaltes.- Acta. hydrochim. hydrobiol. **19**: 159-174.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte des Naturwissenschaftlichen Verein für Bielefeld und Umgegend

Jahr/Year: 1999

Band/Volume: 40

Autor(en)/Author(s): Rustige Karl Heinz, Mannesmann Rolf

Artikel/Article: Auswirkungen von Salzbelastungen auf die Mikro- und Makrozoenfauna in Fließgewässern 109-126