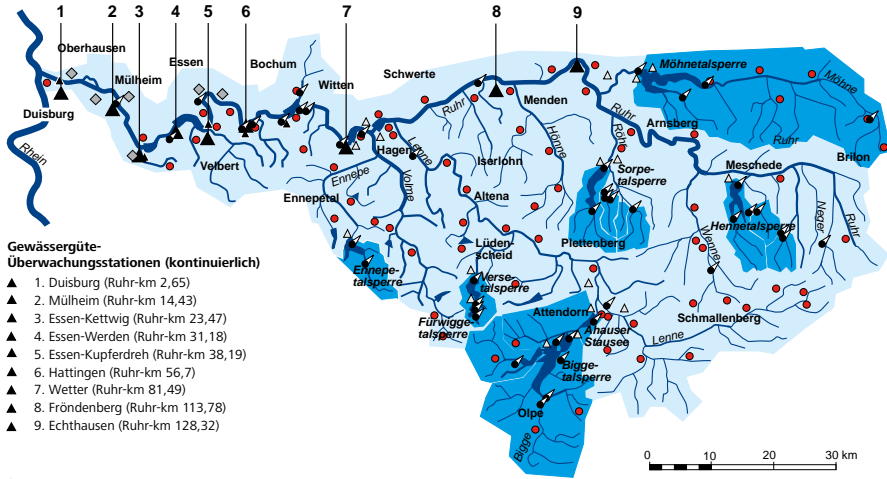




Gewinner des weltweiten AWARD 2010  
der internationalen Wasservereinigung IWA:  
"Best promoted water protection activity"

Abflussganglinie und Abkürzungsverzeichnis auf der Innenklappe



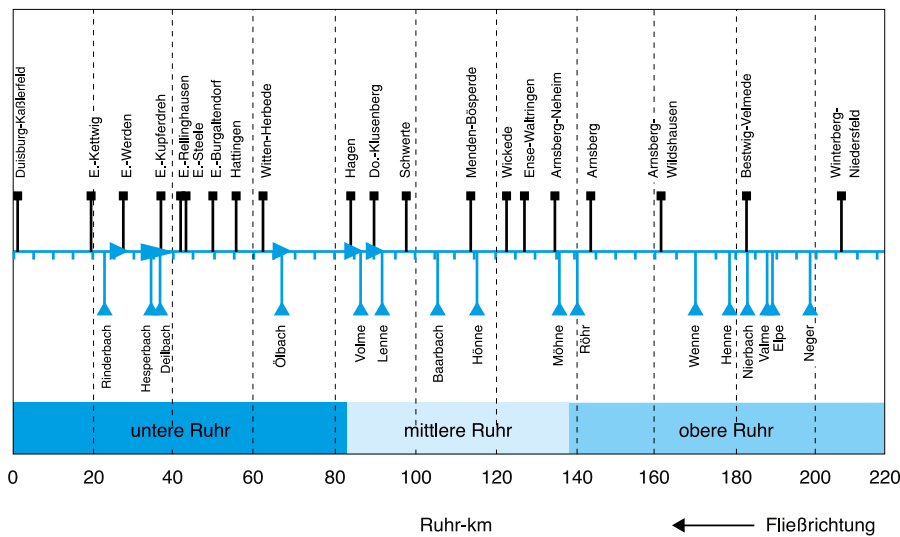
Gewässergüte-Überwachungsstationen (kontinuierlich)

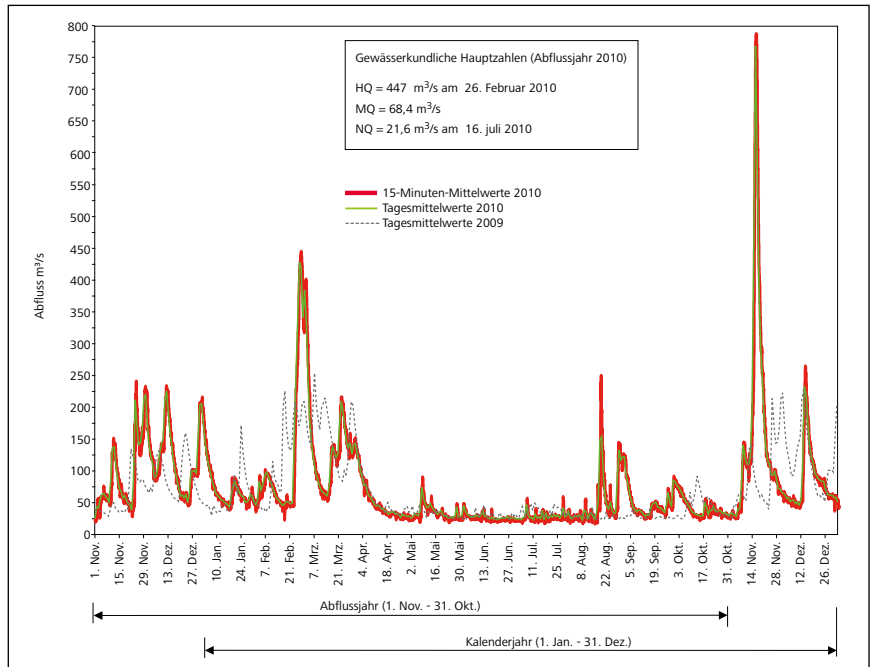
- ▲ 1. Duisburg (Ruhr-km 2,65)
- ▲ 2. Mülheim (Ruhr-km 14,43)
- ▲ 3. Essen-Kettwig (Ruhr-km 23,47)
- ▲ 4. Essen-Werden (Ruhr-km 31,18)
- ▲ 5. Essen-Kupferdreh (Ruhr-km 38,19)
- ▲ 6. Hattingen (Ruhr-km 56,7)
- ▲ 7. Wetter (Ruhr-km 81,49)
- ▲ 8. Fröndenberg (Ruhr-km 113,78)
- ▲ 9. Echthausen (Ruhr-km 128,32)

- 8 Talsperren
- 8 Einzugsgebiete der Talsperren
- 5 Stauseen
- 71 Kläranlagen mit insgesamt 549 Niederschlagswasserbehandlungsanlagen
- 6 Rückpumpwerke
- 47 Gewässerpegel (RV anteilig)
- 17 Wasserkraftwerke
- 9 Gewässergüte-Überwachungsstationen
- 117 Pumpwerke

Charakterisierung des Ruhrinzugsgebiets nach EG-WRRL

Fläche:	4.485 km <sup>2</sup>
Höhenverhältnisse:	20 bis 800 m ü. NN
Anzahl der Planungseinheiten:	9
Gesamtlänge der Fließgewässer:	-7.000 km
Anzahl Gewässer im Einzugsgebiet	> 10 km <sup>2</sup> : 122
Anzahl Grundwasserkörper	30
185 natürliche und 80 als erheblich verändert ausgewiesene Wasserkörper	





15-Minuten-Mittelwerte und Tagesmittelwerte des Abflusses der Ruhr am Pegel Hattingen im Abfluss- und Kalenderjahr 2010  
 15-minutes averages and 24-hour averages of the Ruhr River runoff at Hattingen in the German hydrological and calendar year 2010

## Abkürzungsverzeichnis

Kurzname	Kenngroße	Einheit	Kurzname	Kenngroße	Einheit
AbfSt	Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	o-PO <sub>4</sub> -P	Orthophosphat-Phosphor (o-Phosphat)	mg/l
AOX	Adsorbierbare Organisch Gebundene Halogene	mg/l µg/l mg/kg	PAK	Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe aus 6 Einzelsubstanzen)	ng/l mg/kg
BiAS	Bismutaktive Substanzen (nichtionische Tenside)	mg/l	PAKf	Gelöste Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (Summe aus 6 Einzelsubstanzen)	ng/l µg/kg
BO <sub>3</sub> -B	Borat-Bor	mg/l	PBDE	Polybromierte Diphenylether	µg/kg
BSB <sub>5(2)</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 (2) Tagen	mg/l	PBDM	Pflanzenschutzmittel	ng/l
BTXE	Aromatische Kohlenwasserstoffe	µg/l	PCB	Polychlorierte Biphenyle	mg/kg
CHLA	Chlorophyll-a	µg/l	PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine	ng/kg
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf (der Gesamtprobe)	mg/l	PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane	ng/kg
DEHP	Diethylhexylphthalate	mg/kg	pH	pH-Wert	
DOC	Gelöster Organisch Gebundener Kohlenstoff	mg/l	Q	Abfluss	m <sup>3</sup> /s
DTPA	Diethylen-trinitriol-pentaessigsäure	µg/l	S	Saprobienindex	
EDTA	Ethylendinitriol-tetraessigsäure	µg/l	SAK 254	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm	m <sup>-1</sup>
EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie		SAK 436	Spektraler Absorptionskoeffizient bei 436 nm	m <sup>-1</sup>
HMWB	Erheblich veränderter Wasserkörper (Heavily Modified Water Body)		ST	Sichttiefe	dm
ISS	Sauerstoffsättigungsindex (relative Sauerstoffsättigung)	%	TBP	Tributylphosphat	µg/l
IVF	In vivo Fluoreszenz	mV	TCEP	Tris-(2-chlorethyl)-phosphat	µg/l
K <sub>S 4,3</sub>	Säurekapazität	mmol/l	TCPP	Tris-(2-chlorpropyl)-phosphat	µg/l
LAS	Lineare Alkylbenzolsulfonate	µg/l mg/kg	TEP	Triethylphosphat	µg/l
LF	Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	TIC	Gesamter Anorganisch Gebundener Kohlenstoff	mg/l
LHKW	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe	µg/l	TIN	Gesamter Anorganisch Gebundener Stickstoff	mg/l
MBAS	Methylenblauaktive Substanzen (anionische Tenside)	mg/l	TN	Gesamtstickstoff	mg/l
m <sub>T</sub>	Trockenmasse	g	TOC	Gesamter Organisch Gebundener Kohlenstoff	mg/l
MTBE	Methy-tertiär-Butylether	µg/l	TON	Gesamter Organisch Gebundener Stickstoff	mg/l
NH <sub>4</sub> -N	Ammonium-Stickstoff	mg/l	TP	Gesamtphosphor	µg/l
NO <sub>2</sub> -N	Nitrit-Stickstoff	mg/l	TPf	Gesamtphosphor im Filtrat (mit Aufschluss)	µg/l
NO <sub>3</sub> -N	Nitrat-Stickstoff	mg/l	TW	Wassertemperatur	°C
NPE	Nonylphenoethoxylyate	mg/kg	w <sub>T</sub>	Trockenrückstand	%
NTA	Nitritotriessigsäure	µg/l			
O <sub>2</sub>	Gelöster Sauerstoff	mg/l			



## Ruhrgütebericht **2010**

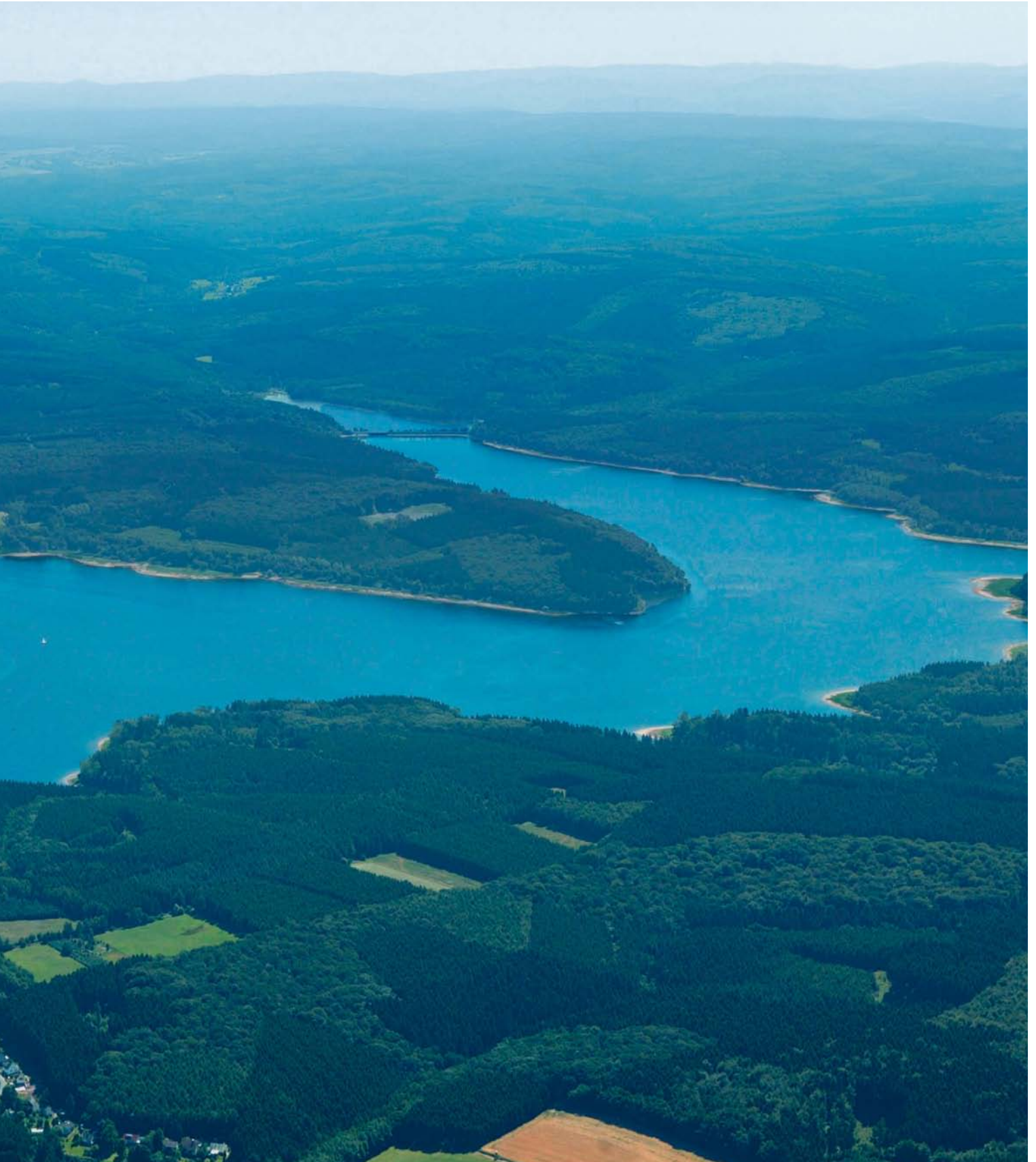
<b>Bericht des Ruhrverbands</b>	4	<b>Die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr e. V. (AWWR) im Jahr 2010</b>	124
<b>Vorwort</b>	6	<b>Bericht des Vorsitzenden der AWWR</b>	126
<b>In Kürze</b>	10	13 AWWR-Ausschusstätigkeit	128
1 Wasserführung der Ruhr	16	– Ausschuss Wassergüte	128
2 Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr	17	– Ausschuss Wassergewinnung	130
– Ergebnisse der wöchentlichen Ruhruntersuchungen	18	– Ausschuss Öffentlichkeitsarbeit	131
– Dauermessstelle Ruhr bei Essen-Rellinghausen und Gewässerüberwachungsstationen	20	Beiträge aus Wasserwerken und Institutionen	133
3 Die Ruhr und ihre Nebengewässer	30	14 Wasser ist Energie/Nutzung der regenerativen Energie der Wasserkraftanlage Westhofen	133
– Physikalisch-chemische Untersuchungsprogramme an Ruhr und Nebengewässern	30	15 UV-Desinfektion bei den Wasserwerken Westfalen	135
– Hydrobiologische Untersuchungen	46	– Ersatz der bestehenden Desinfektion mit Chlordioxid durch verbesserte Technologien	135
– Plankton in der Ruhr	54	16 Verfahrenstechnische Trennung von Aktivkohle-/ Sandgemischen aus der Langsandsandfiltration	136
4 Talsperrenuntersuchungen	62	17 Monitoring von organischen Spurenstoffe in der Ruhr	147
– Verse- und Fürwiggetalsperre	62	18 Wassergewinnung und Gewinnung von Gas in NRW aus unkonventionellen Lagerstätten – ein Gegensatz?	161
5 Organische Mikroverunreinigungen in der Ruhr	72	19 Organisation der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR)	164
Spezielle Untersuchungsprogramme	86	– Mitglieder und ständige Gäste	164
6 Untersuchungen zur Eliminierung von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Schwerte	86	– Kontakte	164
7 <i>Elodea</i> -Vorkommen in den Ruhrstauseen im Jahr 2010	93	– Ausschüsse und Arbeitskreise	165
8 Hygienische Beschaffenheit der Ruhr	99	20 Die AWWR in Zahlen	167
9 Fischereiliche Bewirtschaftung der Ruhrverbandstalsperren	106	21 Analyseergebnisse des Ausschusses Wassergüte	168
10 Registrierte Gewässerverunreinigungen des Jahres 2010	114	– Erläuterung und Kommentierung	
11 Leistungen der Kläranlagen des Ruhrverbands	117	<b>Auswahl der Veröffentlichungen</b>	210
12 Der Ruhrverband in Zahlen	122		

# Contents

<b>Report of the Ruhrverband</b>	4	<b>Association of Ruhr Waterworks (AWWR) in 2010</b>	122
<b>Preface</b>	8	<b>Report of the AWWR Chairman</b>	126
<b>In brief</b>	13	13 Activities of AWWR committees	128
1 Flow of the River Ruhr	16	– Water quality committee	128
2 Continuous physico-chemical Ruhr water monitoring	17	– Water catchment committee	130
– Results of the weekly Ruhr examinations	18	– Public relations committee	131
– Permanent measuring point Ruhr at Essen-Rellinghausen and water monitoring stations	20	Reports from waterworks and institutions	133
3 The Ruhr and its tributaries	30	14 Water is Energy/Using the renewable energy of the hydroelectric power plant Westhofen	133
– Physico-chemical examination programmes of the Ruhr and its tributaries	30	15 UV-disinfection at the water works Westphalia	135
– Hydrobiological examinations	46	– Replacement of the existing disinfection with chlorine dioxide through enhanced technology	135
– Plankton in the Ruhr	54	16 Separation of activated carbon/sand mixtures from slow sand filtration through process technology	136
4 Reservoir examinations	62	17 Monitoring of organic trace substances in the Ruhr	147
– Verse and Fürwigge Reservoirs	62	18 Water and gas sourcing in NRW from unconventional deposits – a contradiction?	161
5 Organic micropollutants in the Ruhr	72	19 Structure of the AWWR	164
Special research programmes	86	– Members and permanent guests	164
6 Studies on the elimination of micropollutants at the sewage treatment plant Schwerte	86	– Contacts	164
7 <i>Elodea</i> abundance in the Ruhr's impounding lakes in 2010	93	– Committees and working groups	165
8 Sanitary condition of the Ruhr	99	20 The AWWR – facts and figures	167
9 Fisheries management of the Ruhrverband's reservoirs	106	21 Analytical findings of the water quality committee	168
10 Registered cases of water pollution in 2010	114	– Explanation and annotation	168
11 Performance of the Ruhrverband's sewage treatment plants	117	<b>Selection of publications</b>	210
12 The Ruhrverband – facts and figures	122		



*Möhnetsperre – Das Hevevorbecken ist als europäisches Naturerbe besonders geschützt*





Der Ruhr Gütebericht beschreibt jährlich erneut transparent und nachvollziehbar seit knapp 40 Jahren die Entwicklung der Wasserqualität der Ruhr und ihrer Nebengewässer. Über die reine Dokumentation der Güteverhältnisse hinaus liefert er eine Erfolgskontrolle durchgeführter Maßnahmen und gibt den wasserwirtschaftlichen Akteuren an der Ruhr wertvolle Hinweise für ihr gegenwärtiges und zukünftiges Handeln. Der Bericht gewann aufgrund seines umfassenden konzeptionellen Ansatzes zu unserer Freude im letzten Jahr auf dem Weltwasserkongress in Montreal die Auszeichnung „Best promoted water protection activity“ der International Water Association (IWA).

Die Diskussion um den EHEC-Erreger und seine Funde in deutschen Fließgewässern zeigt, wie sensibel die Öffentlichkeit in unserer heutigen Zeit, in der sich immer weniger Menschen über die großen Gefahren mancher durchs Wasser übertragbarer Krankheiten bewusst sind, auf solche Vorkommnisse reagiert. In diesem Zusammenhang ist Folgendes interessant: Mit intensiven Messprogrammen an der Ruhr wurde nachgewiesen, dass der Ausbau der Kläranlagen in den letzten Jahren nochmals zu einer deutlichen Verbesserung der hygienischen Beschaffenheit der unteren Ruhr – gemessen an den Kenngrößen Coliforme Bakterien, *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken – geführt hat. Dennoch schwankt die hygienische Belastung der Ruhr in Abhängigkeit von zahlreichen Einflussfaktoren über zwei bis drei Zehnerpotenzen. In Regenwetterperioden ist der Keimeintrag stark erhöht, insbesondere wenn es zu Entlastungen von Mischwasser aus den Kanalisationsnetzen kommt. Zusätzlich können Abschwemmungen von mit Gülle gedüngten landwirtschaftlichen Flächen weitere Keimeinträge verursachen. Der Ruhrverband hat mit weiteren Projektpartnern zusammen einen gezielten Forschungsantrag gestellt, um die hygienischen Verhältnisse an der Ruhr und ihre Einflussfaktoren genauer zu ergründen. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt kann allerdings von einer Freigabe der Ruhr als Badegewässer nur abgeraten werden.

Gemessen an den Konzentrationen der biologisch abbaubaren organischen Substanzen sowie der Ammoniumgehalte hat das Ruhrwasser nun schon seit Jahren eine sehr gute Qualität. Ähnlich verhält es sich bei dem überwiegenden Teil der Schwermetallkonzentrationen, wobei Kupfer die Umweltqualitätsnorm geringfügig überschreitet.

Die hydrobiologischen Verhältnisse weisen gemäß EG-WRRL an rund 96 % aller seit 2005 im gesamten Ruhreinzugsgebiet untersuchten Probenahmestellen einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf. Hinsichtlich der Struktur Güte „Allgemeine Degradation“ macht dieser Anteil allerdings nur rund 50 % aus. Die Ursachen hierfür sind zumeist veränderte Uferstrukturen, begradigte Fluss- und Bachläufe, ausgebaute Gewässersohlen und Querbauwerke, Umstände, die größtenteils außerhalb der Einflussosphäre des Ruhrverbandes liegen. Der Ruhrverband hat mit der Errichtung der Fischtreppe an den Stauanlagen Essen-Kettwig und Baldeneysee, für die eine Machbarkeitsstudie vorgelegt wurde, vor, in absehbarer Zeit zur Verbesserung der Struktur Güte an der Unteren Ruhr beizutragen.

Die *Elodea*-Massenentwicklung, die in den Ruhrstauseen den Wassersport zeitweise erheblich behindert, ist im Jahr 2010 glücklicherweise weitgehend ausgeblieben. Wie in den Jahren 2001, 2002 und 2006 waren aller Wahrscheinlichkeit nach die Spitzenabflüsse der Ruhr in den Monaten März und April in Verbindung mit geringen Wassertemperaturen und erhöhter mittlerer Trübung die primäre Ursache für das geringe Wachstum der Wasserpflanze. Das sich zeitlich damit zum Ende hin parallel entwickelnde Algenwachstum verzögerte durch die zusätzlich entstehende Trübung des Wassers das *Elodea*-Wachstum gleichfalls. Fraßspuren an *Elodea*-Pflanzen im Baldeneysee, die eindeutig von Fischen stammen, zeigen, dass auch die Maßnahme des Besatzes mit Rotfedern, die sich von Wasserpflanzen ernähren, eine gewisse Wirkung aufweist.

Die Fürwiggetalsperre, die nach einer zweijährigen baulichen Sanierungsmaßnahme im Juni 2008 wieder eingestaut wurde, konnte im Berichtsjahr erstmals wieder detailliert untersucht werden. Der Gesamttrophieindex befand sich 2010 weiterhin im oligotrophen also sehr guten Bereich. Aufgrund eines Fischsterbens an der Fürwiggetalsperre im April 2011 wurde die Wasserentnahme zur Trinkwasserversorgung der Stadt Meinerzhagen vorsorglich gestoppt. Trotz sofortiger gründlicher Untersuchungen konnte die Ursache des auf einen Teilbereich der Talsperre begrenzten Fischsterbens – vorwiegend Bachforellen sowie einige wenige Koppen und Elritzen waren betroffen – nicht ermittelt werden. Die Untersuchungsergebnisse zeigten, dass das Wasser der Fürwiggetalsperre nach wenigen Wochen wieder eine unbedenkliche Qualität hatte. Die Trinkwasserversorgung der Stadt Meinerzhagen aus der Fürwiggetalsperre wurde am 30. Juni 2011 wieder aufgenommen.



Professor Dr.-Ing.  
Harro Bode

Aufgrund schwankender Wasserstände und Wanderhindernissen an den Zuflüssen weisen Talsperren fischereibiologisch ungünstige Bedingungen auf. Auf natürlichem Wege kann sich kein ausgewogener Fischbestand entwickeln. Fische und andere aquatische Lebewesen haben allerdings einen maßgeblichen Einfluss auf biologische Prozesse, die wiederum die Wasserqualität der Talsperren beeinflussen. Die zielorientierte und intensive fischereiliche Bewirtschaftung der Ruhrverbands-Talsperren leistet nachweislich einen nennenswerten Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität. Durch Stärkung der Raubfischbestände wird die Entwicklung der Friedfische, die sich von Zooplankton ernähren, reguliert, so dass dieses größere Bestandsdichten erreicht. Das gestärkte Zooplankton sorgt dann für eine Begrenzung des Algenwachstums, wodurch die Trophie der Talsperren positiv beeinflusst wird.

Die Konzentrationen der seit einigen Jahren diskutierten organischen oberflächengewässerrelevanten Mikroverunreinigungen werden vom Ruhrverband in der Ruhr mit einem mehr als 300 organische Einzelverbindungen umfassenden Prüfprogramm regelmäßig überwacht. Aus der Vielzahl der Komponenten sind nur wenige organische Mikroverunreinigungen für die Ruhr relevant. In diesem Zusammenhang ist zu berichten, dass die durchschnittliche PFT-Fracht an der Ruhrmündung seit 2007 um rund zwei Drittel gesunken ist. Die durchschnittliche Konzentration in der Möhnetalsperre für die Summe der beiden Hauptkomponenten PFOA und PFOS betrug zuletzt nur 46 ng/l, in der Ruhr bei Essen waren es im Mittel lediglich 28 ng/l. Aus Sicht des Ruhrverbands ist zu konstatieren, dass die PFT-Befunde, die sich aus der illegalen Aufbringung PFT-haltiger Abfälle in der Landwirtschaft ab 2006 ergeben hatten, weitgehend abgeklungen sind.

Die Reinigungsleistungen der Ruhrverbandskläranlagen liegen trotz deutlich geringer gewordenem Fremdenergieeinsatz (Strombezug) auf gleich bleibend hohem Niveau. In den letzten fünf Jahren konnte der Fremdenergieeinsatz um mehr als 25 % gesenkt werden. Die wassermengengewichteten Ablaufwerte als 80-Perzentil liegen bei den unterschiedlichen Parametern jeweils weit unter den behördlichen Überwachungswerten. Selbst in den Wintermonaten werden – dank des zusätzlichen finanziellen Beitrags der Wasserentnehmer – durch gezielte Nitrifikation und Denitrifikation durchschnittliche Werte von 9,2 mg/l für den anorganisch gebundenen Stickstoff und 2,1 mg/l für den Ammonium-Stickstoff erreicht.

Mit Versuchen zur weitergehenden Entfernung von Mikroverunreinigungen wurde auf der Kläranlage Schwerte im Oktober 2010 begonnen. Bei den Versuchen werden ein Adsorptionsverfahren mit Pulveraktivkohle, ein Oxidationsverfahren mittels Ozon und die gleichzeitige Anwendung beider Verfahren erprobt. Bisherige Ergebnisse der Adsorptionsstufe zeigten mit Entfernungsraten zwischen 25 % und 67 % eine deutliche Wirkung der Pulveraktivkohlezugabe. Die Eliminationsleistung ist allerdings stark abhängig von der untersuchten Substanz. So waren die Eliminationsraten für die Röntgenkontrastmittel am geringsten und die von medikamentösen Therapeutika am höchsten. Im Jahr 2011 werden weitere Versuchsphasen, insbesondere die Kombination Pulveraktivkohle- und Ozondosierung sowie die alleinige Ozonierung durchgeführt werden.

Wir hoffen, dass der Ruhrgütebericht der Fachöffentlichkeit und der Bevölkerung erneut einen transparenten Überblick zur Qualität der Ruhr und ihrer Nebengewässer verschafft und zu kritischer Diskussion anregt. Wir wünschen beim Durchblättern und Lesen des Berichts viel Vergnügen.

Prof. Dr.-Ing. Harro Bode,  
Vorstandsvorsitzender  
des Ruhrverbands

For almost 40 years now, the Ruhr Water Quality Report has been presenting the development of water quality in the Ruhr and its tributaries in a transparent and comprehensible manner every year. In addition to monitoring the water quality, it also provides an analysis of the successful outcomes of measures carried out along the Ruhr and serves as a valuable indicator for all water management players concerning their present and future actions. We are delighted to announce that due to its comprehensive approach, the report won the award “Best promoted water protection activity” of the International Water Association (IWA) at the World Water Congress last year in Montreal.

The debate about the EHEC virus and its detection in German flowing waters shows how sensitively the public responds to such incidents today – a time where less and less people are aware of the major hazards presented by certain diseases transmitted via water. In this context, it’s interesting to see that intense measuring programmes along the Ruhr have corroborated the fact that the expansion of sewage treatment plants in the last few years has led to another significant improvement of sanitary conditions in the lower Ruhr – determined on the basis of the parameters coliform bacteria, *Escherichia coli* and intestinal enterococci. Still, sanitary loads in the Ruhr vary across two to three log cycles due to numerous factors. During periods of rainy weather, the input of germs can be significantly elevated, especially after an overflow of combined waste water from the sewage system. In addition, liquid manure washed away from agricultural areas can also lead to an input of germs. Together with further project partners, the Ruhrverband has submitted a targeted research proposal, in order to take a closer look at the sanitary conditions along the Ruhr and its contributing factors. To date, however, it cannot be recommended to allow bathing in the Ruhr.

Based on the concentrations of the biologically degradable organic substances as well as ammonium concentrations, the water in the Ruhr has been achieving a very good quality for years now. The same applies to a major share of heavy metal concentrations with only copper marginally falling short of environmental quality standards.

In line with the European Water Framework Directive, the hydrobiological conditions achieve a “good” or “very good” saprobic state at around 96 % of all sampling points monitored in the entire Ruhr catchment area since 2005. Regarding the structural qua-

lity parameter “general degradation”, however, the share only amounts to around 50 %. This result can mostly be attributed to changes in the water structure, such as regulated courses of rivers and streams, expanded river beds and weirs – all factors which to a large extent cannot be influenced by the Ruhrverband. The association plans to contribute to the improvement of the structural quality of the lower Ruhr in the near future by establishing fish passes at the dams in Essen-Kettwig and at Lake Baldeney. A feasibility study for this project has already been put forward.

Fortunately, a mass development of *Elodea*, which at times has put considerable restraints on water sports activities on the Ruhr’s impounding lakes, did not occur in 2010. Just like in the years 2001, 2002 and 2006, peak runoffs during March and April in the Ruhr combined with low water temperatures and an elevated average turbidity were most likely the primary cause for the subdued growth of this waterweed. In addition, *Elodea* growth was slowed down by algae growth developing during the same time and the resulting increase in the water’s turbidity. Bite marks on *Elodea* plants in Lake Baldeney which can clearly be attributed to fish are proof to the fact that restocking measures with *Scardinius erythrophthalmus*, which live off waterweeds, have a certain effect.

In 2010, the Fürwigge Reservoir could undergo a detailed evaluation for the first time, having gone back into operation after being empty for almost two years since June 2008 because of renovation activities. The overall trophic index remained in an oligotrophic, hence very good state in 2010. Due to fish die-offs at the Fürwigge Reservoir in April 2011, the supply of drinking water for the city of Meinerzhagen from the reservoir was suspended as a precautionary measure. Despite immediate and thorough examinations, the causes for the fish die-offs, limited to a certain part of the reservoir and mostly affecting brown trout as well as a few bullheads and minnows, could not be determined. The examination results showed that only a few weeks after the incident, the water quality in the Fürwigge Reservoir was of acceptable quality. The drinking water supply for the city of Meinerzhagen from the Fürwigge Reservoir was continued on June 20, 2011.

Due to varying water levels and migration obstacles at the inflows, the biological conditions for fish in the reservoirs remain unfavourable. A natural development of a balanced fish stock is impossible. Fish and other aquatic creatures, however, have a major impact on biological processes which in turn influence the reservoirs’ water quality. Targeted and comprehensive fisheries management activities at the Ruhrverband’s reservoirs therefore provide a significant and verifiable contribution to improving water quality. Strengthening the stocks of predatory fish regulates the development of non-predatory fish feeding on zooplankton, leading to a stronger abundance of zooplankton. This, in turn, limits algae growth and thus positively influences the trophic state of the reservoirs.

The concentrations of organic micropollutants relevant for surface water in the Ruhr, which have been under discussion for a few years now, are regularly being determined by the Ruhrverband with a comprehensive monitoring programme comprising more than 300 organic single compounds. From the large number of compounds, only few organic micropollutants are of importance for the Ruhr. In this context, it can be reported that the average PFC load at the Ruhr's mouth has decreased by two thirds since 2007. The average concentration in the Möhne Reservoir for the two major components PFOA and PFOS combined recently only amounted to 46 ng/l, an average of only 28 ng/l was measured in the Ruhr at Essen. The average load at the Ruhr's mouth has declined by around two thirds since 2007. From the Ruhrverband's perspective, it can be stated that the PFC levels which had resulted from illegal input of PFC-loaded waste from agriculture since 2006 have declined considerably.

Despite considerably lower electricity sourcing from external sources, the treatment performance of the Ruhrverband's sewage treatment plants remained on a constantly high level. During the past five years, the usage of energy from external sources could be reduced by more than 25 %. The flow-weighted outlet values as the 80th percentile remain significantly below the governmental monitoring values for the different parameters. Thanks to the additional financial contributions from our water users, targeted nitrification and denitrification lead to average values of 9.2 mg/l for inorganic bound nitrogen and 2.1 mg/l for ammonium nitrogen even during the winter months.

Tests for the further elimination of micropollutants have started at the sewage treatment plant Schwerte in October 2010. The trials focus on an adsorption procedure with powdered activated carbon, an oxidation procedure with ozone and a combination of both procedures. The results of the adsorption level so far suggest a clear effect of powdered activated carbon with elimination rates of between 25 to 67 %. The elimination performance, however, strongly depends on the substance monitored. The lowest elimination rates were measured for radiopaque substances, while the highest rates could be registered for pharmaceutical therapeutics. In 2011, further trials will be carried out, focusing especially on a combination of powdered activated carbon and ozone and exclusive ozonation.

We hope that the Ruhr Water Quality Report once again provides a transparent overview of the water quality of the Ruhr and its tributaries to the expert community and the general public and stimulates a critical discussion. We hope you enjoy browsing and reading our report.

### Wasserführung der Ruhr

Die Wasserführung eines Fließgewässers hat einen bedeutenden Einfluss auf die aquatische Flora und Fauna und ist maßgebend für sämtliche Nutzungen durch den Menschen. Im Abflussjahr lag der mittlere Abfluss am Pegel Hattingen mit  $MQ_{2010} = 68,4 \text{ m}^3/\text{s}$  um ca. 3 % unter dem langjährigen mittleren Abfluss  $MQ_{68-10} = 70,7 \text{ m}^3/\text{s}$ . Die Abflussverteilung zwischen Winter- und Sommerhalbjahr ist mit 77 % zu 23 % nicht außergewöhnlich, jedoch waren im Winterhalbjahr gegenüber dem trockenen Vorjahr höhere Abflüsse festzustellen.

### Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr

Bereits seit vielen Jahrzehnten wird die zeitliche Entwicklung der Beschaffenheit des Ruhrwassers anhand verschiedener Messprogramme überwacht und dokumentiert. Als Bewertungsbasis dienen die relevanten statistischen Daten der mit Orientierungswerten, Umweltqualitätsnormen oder sonstigen Anforderungen versehenen Kenngrößen. Die Kenngrößen Chlorid,  $BSB_5$  (ohne ATH), TOC und  $NH_4\text{-N}$  können, wie im Vorjahr, mit „sehr gut“ bewertet werden, die Kenngrößen Wassertemperatur, Gesamt- und o-Phosphat-Phosphor weisen einen „guten“ Zustand aus. Aufgrund der diesjährig höheren Primär- und Sekundärproduktion und der abzubauenen Biomasse konnte zeitweise das Kriterium für die Untergrenze des Sauerstoffgehalts nicht eingehalten werden, so dass für diesen Parameter eine Bewertung mit „mäßig“ erfolgt. In der unteren Ruhr wurde prophylaktisch an 15 Tagen eine Belüftung über das Wehr Kettwig vorgenommen. Die Schwermetalle Blei, Cadmium (seit 2009), Chrom und Nickel werden mit „sehr gut“ und Quecksilber mit „gut“ bewertet. Kupfer überschreitet die Umweltqualitätsnorm nur geringfügig und wird mit „mäßig“ bewertet. Für die Stoffe, die schon eine hohe „Grundbelastung“ durch häusliche Abwässer und landwirtschaftliche Einträge im Ruhreinzugsgebiet aufweisen, wie Zink und Nitrat-Stickstoff, ist eine Einhaltung der strengen Zielvorgaben der LAWA in absehbarer Zeit nicht wahrscheinlich.

### Physikalisch-chemische und hydrobiologische Untersuchungsprogramme an Ruhr und Nebengewässern

Die Ruhr erreicht auf der Basis der in etwa vierwöchentlichem Abstand durchgeführten physikalisch-chemischen Ruhrlängsuntersuchungen auch im Jahr 2010 bei fast allen untersuchten Kenngrößen entsprechend der EG-WRRL den „guten“, teilweise sogar den „sehr guten“ Zustand. Sowohl hinsichtlich der Nährstoffbelastung, hier sind vor allem Phosphor und Ammonium zu nennen, als auch in Bezug auf die mineralischen und organischen Kenngrößen, weist die Ruhr schon seit Jahren ein sehr niedriges Konzentrationsniveau auf. Nitrat bildet aufgrund der hohen Hintergrundbelastung eine Ausnahme. Von den Schwermetallen verfehlen nur Zink (über die gesamte Fließstrecke), Cadmium (nur im Oberlauf) und Kupfer (nur im Unterlauf) den „guten“ Zustand. Die übrigen Schwermetalle Blei, Nickel, Chrom und Quecksilber können mit „sehr gut“ bewertet werden. Der saprobielle Zustand ist fast

durchgängig mit „gut“, der Bereich zwischen Möhnezuffluss und Pegel Villigst ist inzwischen mehrheitlich sogar als „sehr gut“ einzustufen. Im Gegensatz dazu ist die „Allgemeine Degradation“ in der Ruhr nicht durchgehend mit „gut“ zu beurteilen.

In den Nebengewässern liegt bezüglich der Parameter der Stoffgruppe der Allgemeinen Chemischen Parameter meist ein „guter“ bzw. „sehr guter“ Zustand vor. Lediglich Phosphor tritt an einigen Probenahmestellen in gering erhöhten Konzentrationen auf, so dass rund 20 % aller Stellen mit „mäßig“ und 4 % mit „unbefriedigend“ bzw. mit „schlecht“ zu bewerten sind. Die Schwermetallgehalte sind neben der geogenen Vorbelastung und der Auslaugung aus erzbergbaulich genutzten Regionen auch von Einträgen häuslicher und gewerblich/industrieller Abwässer sowie durch diffuse Einträge bestimmt. Vornehmlich betrifft dies Kupfer und Zink, die in einigen Gewässern mit erhöhten Werten nachzuweisen sind. So wird für Kupfer rund ein Drittel aller Messstellen mit „mäßig“ oder schlechter bewertet, bei Zink sind es etwa 43 %.

Rund 96 % aller seit 2005 im gesamten Ruhreinzugsgebiet untersuchten hydrobiologischen Probenahmestellen weisen einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf. Hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ macht dieser Anteil nur rund 50 % aus, die Ursache hierfür sind zumeist veränderte Gewässerstrukturen.

### Plankton in der Ruhr

Am Beispiel des Baldeneysees werden die Zusammenhänge zwischen biotischen und abiotischen Faktoren auf die Produktivität des Phyto- und Zooplanktons dargestellt. Ergänzend erfolgt ein Vergleich der Produktivität des Hengstey- und Baldeneysees der Jahre 2008 bis 2010. Trotz günstiger abiotischer Verhältnisse trat hier auch im Jahr 2010 nur eine geringe Algenentwicklung auf. Geringere Biomasseproduktionen bewirken eine geringere Zehrung, was sich positiv auf den Sauerstoffhaushalt des Baldeneysees auswirkte, auch wenn in diesem Jahr wieder niedrigere Sauerstoffwerte auftraten.

### Talsperrenuntersuchungen – Verse- und Fürwiggetalsperre

Nach dem Wiedereinstau der aufgrund von Sanierungsmaßnahmen fast zwei Jahre lang leer stehenden Fürwiggetalsperre befand sich 2010 der Gesamttrophieindex zwar weiterhin im oligotrophen Bereich, jedoch auf einem deutlich höheren Niveau als vor den Baumaßnahmen. Während zunächst die Phosphorkonzentrationen nur leicht erhöht waren, stieg der Index für den sommerlichen Chlorophyll-a-Gehalt im Epilimnion stark an. Mittelfristig ist jedoch zu erwarten, dass sich in der Fürwiggetalsperre wieder die limnischen Verhältnisse wie vor der Staumauersanierung einstellen.

Im Niederschlag im Bereich der Versetalsperre wird seit 2007 ein Anstieg der Phosphorkonzentrationen beobachtet. Auf die Trophieverhältnisse in der Talsperre hat dieses jedoch kaum einen Einfluss. Die Talsperre ist weiter mit „oligotroph“ zu bewerten.

## Organische Mikroverunreinigungen in der Ruhr

Im Messprogramm organischer Mikroverunreinigungen werden die wesentlichen vom Gesetzgeber sowie von der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr mit Qualitätszielen versehenen Einzelverbindungen berücksichtigt. In der Gesamtheit umfasst das Prüfprogramm mehr als 300 organische Einzelverbindungen, die folgenden wichtigen Substanz- oder Anwendungsgruppen angehören: Synthetische Komplexbildner, Flüchtige Organische Stoffe, PBSM, Phthalate, Phosphororganische Flammenschutzmittel und Weichmacher, Arznei- und Desinfektionsmittel, Perfluorierte Tenside sowie verschiedene Industriechemikalien. Des Weiteren wurden 2010 erstmalig Kurzketten Chloralkane sowie Benzotriazole thematisiert. Aus der Vielzahl der Komponenten sind nur wenige organische Mikroverunreinigungen für die Ruhr relevant. Regelmäßig und in vergleichsweise höheren Konzentrationen werden die Synthetischen Komplexbildner EDTA und DTPA, einzelne Arzneimittelstoffe sowie Röntgenkontrastmittel und die Flammenschutzmittel TCPP und TCEP nachgewiesen. Befunde an PBSM beschränken sich auf wenige Wirkstoffe mit in der Regel sehr niedrigen Konzentrationen. Die als Korrosionsschutz dienenden Benzotriazole gehören zu den am häufigsten in vergleichsweise hohen Konzentrationen nachgewiesenen Stoffen. Die PFT-Belastung von Ruhr und Möhne hat weiter abgenommen. So betrug die durchschnittliche Konzentration in der Möhnetalsperre für die Summe der beiden Hauptkomponenten PFOA und PFOS zuletzt lediglich 46 ng/l, in der Ruhr bei Essen waren es im Mittel 28 ng/l. Die durchschnittliche Fracht an der Ruhrmündung ist seit 2007 um rund zwei Drittel gesunken.

## Untersuchungen zur Eliminierung von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Schwerte

Der Ruhrverband betreibt auf der Kläranlage Schwerte eine großtechnische Anlage zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser über Adsorptions- und Oxidationsverfahren mit Dosierung von Pulveraktivkohle und/oder Ozon. Das Projekt ist als so genanntes Teilprojekt 6 eingebunden in die Initiative des Umweltministeriums NRW zu einer Reihe von Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben mit dem Themenschwerpunkt: „Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen“. Nach Inbetriebnahme der Versuchsanlage wurde zunächst der Einsatz der Pulveraktivkohle im dynamischen Rezirkulationsbetrieb untersucht. In vier Versuchsphasen wurden Konzentrationsniveaus von Pulveraktivkohle in der Belebungsstraße 2 zwischen ca. 4 und 16 % eingestellt, entsprechend Dosiermengen zwischen 5 und 20 mg/l Pulveraktivkohle in den Abwasserteilstrom. Als Auswirkungen auf die Belebungsanlage konnten ein verringerter Trockensubstanzgehalt in der Belebungsstraße 2, ein verbessertes Absetzverhalten und somit ein erhöhter Feststoffgehalt im Rücklaufschlamm dieser Straße sowie eine verbesserte Stickstoffelimination mit signifikant niedrigeren Ablauffrachten beobachtet werden. Versuchsbegleitende Analysen zeigten eine deutliche Wirkung der Adsorptionsstufe; z. B. bei einer Dosiermenge von 10 mg/l Pulveraktivkohle mit mittleren Eliminationen für Iopamidol von 30 %, für Sulfamethoxazol von 42 % und für Diclofenac von 51 %. In der Versuchseinstellung 1 wur-

den die untersuchten Leitsubstanzen zu einem unterschiedlichen Maße aus dem Abwasserstrom der Straße 2 entfernt, wobei die Eliminationsraten für die Röntgenkontrastmittel am geringsten und die der Therapeutika am höchsten waren. Im Jahr 2011 werden weitere Versuchsphasen, insbesondere die Kombination Pulveraktivkohle- und Ozondosierung sowie die alleinige Ozonierung durchgeführt.

## Elodea-Vorkommen in den Ruhrstauseen im Jahr 2010

2010, wie auch 2001, 2002 und 2006, waren die Spitzenabflüsse der Ruhr in den Monaten März und April in Verbindung mit geringen Wassertemperaturen und erhöhter mittlerer Trübung die primäre Ursache für das Ausbleiben von Massenbeständen. Das sich im Anschluss entwickelnde Phytoplankton verzögerte weiter das Wachstum der Makrophyten. Auf Grund der immer weiter fortschreitenden Verringerung der P-Konzentrationen und -Frachten der Ruhr erreichten jedoch auch die Phytoplanktondichten nicht mehr die Werte wie vor 2000. Daher wechselten die Ruhrstauseen 2010 auch nicht zurück in den Phytoplankton-dominierten Zustand, sondern es stellte sich ein Interimzustand ein, bei dem Phytoplankton- und Makrophytenentwicklung, beide abgeschwächt, zeitlich hintereinander folgten. Fraßspuren an Elodea-Pflanzen im Baldeneysee, die eindeutig von Fischen stammen, zeigen die Wirksamkeit der Maßnahme des Fischbesatzes.

## Hygienische Beschaffenheit der Ruhr

Mit der Bestimmung von coliformen Bakterien als Indikatoren wird die fäkale Belastung der Ruhr seit vielen Jahren an zahlreichen Messstellen überwacht. Die Ergebnisse zeigen ein Belastungsprofil im Ruhrlängsverlauf. Seit dem Jahr 2007 hat der Ruhrverband seine hygienischen Untersuchungen intensiviert und im Hinblick auf die europäische Badegewässerrichtlinie um die Kenngrößen *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken erweitert. Die hygienische Belastung der Ruhr schwankt in Abhängigkeit von zahlreichen Einflussfaktoren über zwei bis drei Zehnerpotenzen. Der Keimeintrag kann in Regenwetterperioden stark erhöht sein, insbesondere wenn es zu Entlastungen von Mischabwässern kommt. Der positive Beitrag von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen zur hygienischen Verbesserung der unteren Ruhr ist zu erkennen. In vergleichenden Untersuchungen an drei Messstellen der unteren Ruhr konnte gezeigt werden, dass die Ergebnisse für coliforme Bakterien und *Escherichia coli* in einem engen Zusammenhang stehen.

## Das fischereiliche Management an den Talsperren des Ruhrverbands

Aufgrund schwankender Wasserstände und bestehender Wanderhindernisse an den Zuflüssen herrschen in Talsperren fischereibiologisch ungünstige Bedingungen. Auf natürlichem Wege kann sich daher langfristig kein nach Art, Individuenzahl und Altersstruktur ausgewogener Fischbestand entwickeln. Da Fische aber einen maßgeblichen Einfluss auf biologische Prozesse und somit die Wasserqualität der Talsperren haben, kommt der Anpassung der Fischartengesellschaften eine besondere Bedeutung zu. Das

erstrangige Ziel des fischereilichen Managements ist ein Beitrag zur Verbesserung der Wasserqualität. Des Weiteren dient es der Schaffung ökologisch wertvoller und standorttypischer Lebensgemeinschaften, der Verbesserung der Qualität und Attraktivität der Fischbestände sowie der Ertragsstabilisierung in Hinblick auf die fischereiliche Nutzung.

### **Registrierte Gewässerverunreinigungen**

Im vergangenen Jahr wurden 14 Gewässerverunreinigungen bekannt; in der letzten Dekade waren es durchschnittlich 13 Ereignisse. Eine überdurchschnittliche Zahl der Ereignisse war mit Fischsterben verbunden. So waren in vier Fällen bzw. 29 % die Fische betroffen, in den letzten zehn Jahren waren es durchschnittlich 20 %. Die Aufklärungsquote blieb hinsichtlich der Ursache und des Verursachers mit jeweils 57 % unter den Zahlen der letzten Dekade, als rund zwei Drittel der Ereignisse aufgeklärt werden konnten.

### **Kennzahlen und Leistung der Abwasserreinigung beim Ruhrverband**

Die gereinigte Abwassermenge beläuft sich auf 389 Mio. m<sup>3</sup>, entsprechend einem Jahresmittelwert von rd. 12,3 m<sup>3</sup>/s. Ein Anteil von 72 % entfällt auf die Jahresschmutzwassermenge, der Rest auf mitbehandeltes Niederschlagswasser. Die Qualität der Abwasserreinigung beim Ruhrverband wird alljährlich konform zur DWA, die einen bundesweiten Leistungsvergleich aller Kläranlagen veröffentlicht, ermittelt. Grundlage der Leistungszahlen bilden die mittleren Konzentrationen im Zulauf und Ablauf der Kläranlagen hinsichtlich der Kenngrößen Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>), Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Gesamtphosphor (TP) sowie Ammoniumstickstoff (NH<sub>4</sub>-N) und Gesamtstickstoff (TN). So betragen die durchschnittlichen Abbaugrade in den Ruhrverbandskläranlagen im Jahr 2010 für die Kenngrößen CSB 92 %, TP 88 % und für TN 70 %. Die wassermengengewichteten Ablaufwerte als 80-Perzentil liegen jeweils weit unter den Überwachungswerten. Selbst in den Wintermonaten werden durch gezielte Nitrifikation und Denitrifikation Werte von 9,2 mg/l für den anorganisch gebundenen Stickstoff und 2,1 mg/l für den Ammonium-Stickstoff erreicht.

### Flow of the River Ruhr

The flow condition of flowing waters has a significant impact on the aquatic flora and fauna and determines the complete range of uses for mankind. With  $MQ_{2010} = 68.4 \text{ m}^3/\text{s}$ , the average runoff at the gauging station Hattingen during the runoff year 2010 was around 3 % lower than the long-term average of  $MQ_{68-10} = 70.7 \text{ m}^3/\text{s}$ . The runoff distribution between the winter and the summer season is not remarkable with a relation of 77 % to 23 %. The runoff during the six winter months, however, was higher compared to that of last year's dry winter.

### Continuous physico-chemical Ruhr water monitoring

For many decades, the chronological development and condition of the Ruhr water has been monitored and documented via several measuring programmes. Relevant statistical data from certain parameters linked to reference values, environmental quality standards or other requirements form the basis for evaluation. The parameter chloride, BOD<sub>5</sub> (with ATH), TOC and NH<sub>4</sub>-N have been classified as "very good" just like the year before, the parameters water temperature, total and o-phosphate phosphorus yield "good" results. Due to higher primary and secondary production and the volume of biomass to be degraded, the criteria for the lower threshold of the oxygen level could not be met continuously. This parameter was therefore classified as "moderate". In the lower Ruhr, a preventive aeration via the Kettwig weir was put into operation on 15 days. The concentrations of the heavy metals lead, cadmium (since 2009), chromium and nickel received the classification "very good" and the mercury concentration was classified as "good". The copper concentration slightly exceeded the environmental standard and was classified as "moderate". For those substances with an already high "basic load" due to domestic sewage and agricultural input in the Ruhr catchment area – such as zinc and nitrate nitrogen – meeting the strict LAWA (German Working Group on Water Issues of the Federal States and the Federal Government) requirements remains unlikely in the foreseeable future.

### Physico-chemical and hydrobiological examination programmes of the Ruhr and its tributaries

On the basis of physico-chemical examinations along the Ruhr, carried out roughly every four weeks, the river's water is in a "good" or sometimes even "very good" condition according to the European Union's Water Framework Directive in 2010 as well with reference to almost all parameters examined. Both with regard to its nutrient concentrations – above all phosphorus and ammonium – and to its mineral and organic parameters, the Ruhr has been showing very low concentrations for years now. An exception is nitrate due to the high background load. Among the heavy metals, only zinc (along the entire Ruhr), cadmium (only upper reaches of the Ruhr) and copper (only lower reaches of the Ruhr) fail to reach a "good" result. The concentrations for the remaining heavy metals lead, nickel, chromium and mercury can be classified as "very good". The saprobic condition achieves a "good" result almost along the entire river. Between the Möhne's

inflow and the gauging station Villigst, the condition has even been classified as "very good" in most cases. In contrast, the "general degradation" of the Ruhr could not be continuously classified as "good".

With regard to the parameters in the substance group of the general chemical parameters, the tributaries mostly show a "good" or "very good" condition. Slightly increased concentrations were measured only for phosphorus at some sampling points, leading to a "moderate" result for around 20 % of all sampling points and a "poor" or "bad" result for 4 %. The heavy metal concentrations are being determined by the geogenic load and leaching from regions active in ore mining, but also by the input from domestic and industrial sewage as well as input from diffuse sources. This mainly applies to copper and zinc, of which increased concentrations were measured in some waters. Copper reached "moderate" or lower results at around one third of the sampling points, zinc at around 43 % of sampling points.

Around 96 % of all hydrobiological sampling points monitored since 2005 in the entire Ruhr catchment area achieve a "good" or "very good" saprobic condition. Regarding "general degradation", this only applies to around 50 %, mostly due to changes in the water structure.

### Plankton in the Ruhr

Using Lake Baldeney as an example, the relations between biotic and abiotic factors impacting the productivity of phytoplankton and zooplankton are being presented. In addition, the productivity of Lake Hengstey and Lake Baldeney in the years 2008 to 2010 are being compared. Despite favourable abiotic conditions, algae development was low also in 2010. Lower biomass production leads to lower oxygen consumption, which in turn had a positive impact on Lake Baldeney's oxygen balance – even though somewhat lower oxygen levels were registered again this year.

### Reservoir examinations – Verse and Fürwige Reservoirs

After refilling the Fürwige Reservoir, which had been empty for almost two years because of renovation activities, the overall trophic index did remain in an oligotrophic state in 2010, but at a significantly higher level compared to the situation before the construction measures. While phosphorus concentrations were only slightly elevated, the index for the concentration of chlorophyll a in summer increased significantly in the epilimnion. In the medium-term, we should expect the limnic conditions in the Fürwige Reservoir of before the renovation of the dam. Increasing phosphorus concentrations have been observed in the precipitation in the area of the Verse Reservoir since 2007. This, however, has hardly any impact on the trophic conditions of the reservoir. The reservoir remains classified as "oligotrophic".

### Organic micropollutants in the Ruhr

The measuring programme on organic micropollutants focuses on the single compounds to which quality targets have been assigned



via German legislation or by the Association of Ruhr Waterworks. All in all, the monitoring programme comprises more than 300 organic compounds, belonging to the following important substance or application groups: synthetic complexing agents, volatile organic compounds, crop protection agents, phthalates, organic phosphorus flame retardants and softeners, pharmaceuticals and disinfectants, perfluorinated tensides and several industrial chemicals. In addition, the programme also focused on short-chain chloroalkanes and benzotriazoles for the first time in 2010. From this large number of compounds, only few organic micropollutants are of importance for the Ruhr. On a regular basis, relatively high concentrations have been documented for the synthetic complexing agents EDTA and DTPA, some particular pharmaceuticals and radiopaque substances as well as the flame retardants TCPP and TCEP. Findings of crop protection agents are limited to a small number of active ingredients in usually very low concentrations. Benzotriazoles used in corrosion protection are among the substances for which relatively high concentrations have been measured most often. PFC loads in the Ruhr and the Möhne have declined further. The average concentration in the Möhne Reservoir for the two major components PFOA and PFOS combined recently only amounted to 46 ng/l, an average of 28 ng/l was measured in the Ruhr at Essen. The average load at the Ruhr's mouth has declined by around two thirds since 2007.

### **Studies on the elimination of micropollutants at the sewage treatment plant Schwerte**

At the sewage treatment plant Schwerte, the Ruhrverband operates a large-scale facility for the further elimination of micropollutants in municipal sewage via adsorption and oxidation procedures with dosages of powdered activated carbon and/or ozone. Called "subproject 6", this project forms part of an initiative of the Ministry for Environment of the State of North Rhine-Westphalia on a series of monitoring and development activities focusing on the "elimination of pharmaceutical residues at municipal sewage treatment plants". After the testing facility went into operation, the first tests focused on the use of powdered activated carbon in dynamic recirculation. During four test phases, concentration levels of powdered activated carbon were set at between 4 and 16 % in the aeration system 2, corresponding to dosages of 5 to 20 mg/l powdered activated carbon in the sewage partial flow. The consequences for the aeration facility included a lower level of dry solids in aeration system 2, an improved settling behaviour and thus a higher level of solids in the return activated sludge of this system as well as an improved nitrogen elimination with significantly lower outlet loads. Analyses accompanying the trials showed a clear effect of the adsorption level, for instance with a dosage of 10 mg/l powdered activated carbon with average eliminations of 30 % for iopamidol, 42 % for sulfamethoxazole and 51 % for diclofenac. Under the test parameters 1, the lead substances monitored were eliminated to different extents from the sewage flow of system 2, with the lowest elimination rates for radiopaque substances and the highest for therapeutics. Further trial phases will follow in 2011, in particular based on a combination of powdered activated carbon and ozone dosages as well as on exclusive ozonation.

### **Elodea abundance in the Ruhr's impounding lakes in 2010**

Just like in 2001, 2002 and 2006, the Ruhr's peak runoffs in March and April combined with low water temperature and an elevated average turbidity were the main cause for the absence of Elodea masses in 2010. The subsequently developing phytoplankton also slowed down the growth of macrophytes. But due to the continuously decreasing concentrations and loads of P in the Ruhr, the density of phytoplankton as well no longer reaches the levels of before 2000. That's why the Ruhr's impounding lakes could not go back to a phytoplankton-dominated state in 2010, but remained in an interim state with lower phytoplankton development followed by lower macrophyte development. Bite marks on Elodea plants in Lake Baldeney, which can clearly be attributed to fish, are proof to the effectiveness of fish restocking.

### **Sanitary condition of the Ruhr**

With coliform bacteria being defined as an indicator, the faecal load in the Ruhr has been monitored at numerous measuring points for many years. The results lead to a load profile along the Ruhr. Since 2007, the Ruhrverband has been investing into its sanitary monitoring and extended its programme to include the parameters *Escherichia coli* und intestinal enterococci. The sanitary load in the Ruhr varies across two to three log cycles depending on numerous factors. During periods of rainy weather, the input of germs can be significantly elevated, especially after an overflow of combined waste water. A positive contribution of water management measures to the improvement of the sanitary conditions in the lower Ruhr can be observed. Comparative examinations at three measuring points in the lower Ruhr showed that the results for coliform bacteria and *Escherichia coli* are closely linked.

### **Fisheries management of the Ruhrverband's reservoirs**

Due to varying water levels and migration obstacles at the inflows, the biological conditions for fish in the reservoirs are unfavourable. A long-term natural development of a balanced fish stock with regard to species, number of fish per species and age structure is therefore impossible. Adjusting the composition of fish species is thus of particular importance as fish has a significant impact on biological processes and therefore on the water quality of the reservoirs. The primary objective of fisheries management is to contribute to improving water quality. In addition, it supports the creation of ecologically valuable and site-specific biocoenoses, the improvement of the quality and attractiveness of the fish stock as well as the stabilisation of fishing yields.

### **Registered cases of water pollution**

In 2010, 14 incidents of water pollution were registered; the average for the last decade is 13 incidents. An above-average number of incidents resulted in fish die-off. In four cases, thus 29 %, fish were affected. During the past ten years, this only applied to an average of 20 % of the cases. With 57 % each, the clear-up rate regarding the causes and the originators remained

below the average of the last decade during which around two thirds of incidents could be resolved.

### **Parameters and performance of the Ruhrverband's sewage treatment**

The volume of treated water amounts to 389 million m<sup>3</sup>, corresponding to an annual average of around 12.3 m<sup>3</sup>/s. The annual volume of wastewater accounts for a share of 72 %, the rest is accounted for by storm water. The quality of sewage treatment at the Ruhrverband is being determined every year in compliance with the DWA (German Association for Water, Wastewater and Waste), which publishes a national performance comparison of sewage treatment plants. The average inlet and outlet concentrations of the sewage treatment plants form the basis for the performance results with regard to the parameters biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), chemical oxygen demand (COD), total phosphorus (TP) as well as ammonium nitrogen (NH<sub>4</sub>-N) and total nitrogen (TN). The average degradation levels at the Ruhrverband's sewage treatment plants in 2010 amounted to 92 % for COD, 88 % for TP and 70 % for TN. The flow-weighted outlet values as the 80th percentile all remain significantly below the monitoring values. Even during the winter months, targeted nitrification and denitrification led to values of 9.2 mg/l for inorganic bound nitrogen and 2.1 mg/l for ammonium nitrogen.

# 1 Wasserführung der Ruhr

Die Wasserführung eines Fließgewässers hat einen bedeutenden Einfluss auf die aquatische Flora und Fauna und ist maßgebend für sämtliche Nutzungen durch den Menschen. Für die Sicherstellung einer ausreichenden Wasserführung in Zeiten geringer natürlicher Abflussspenden steht dem Ruhrverband ein leistungsfähiges Talsperrensystem zur Verfügung. Durch gezielte Wasserabgabe aus dem Talsperrensystem kann jederzeit die durch die zahlreichen Wasserwerke zur Trinkwassergewinnung und sonstigen Nutzungen entnommene Rohwassermenge ergänzt werden. Dazu überwachen Pegelanlagen kontinuierlich die aktuelle Abflusssituation und dienen sowohl als Grundlage einer komplexen Abflusssteuerung als auch dem Nachweis der gesetzlich geforderten Einhaltung einer Mindestwasserführung der Ruhr. Zusätzlich hat die gezielte Wasserabgabe aus den Talsperren in abflussarmen Zeiten durch Verdünnungseffekte einen positiven Einfluss auf die Wasserqualität und unterstützt so die Wassergewinnungsanlagen bei einer Aufbereitung zu Trinkwasser in einwandfreier Qualität. Durch das Vorhalten ausreichend dimensionierter Speicherräume gewährleistet das Talsperrensystem des Ruhrverbands darüber hinaus auch einen sehr effektiven Hochwasserschutz durch Minderung von Abflussspitzen.

Einen guten Überblick über das Abflussregime der unteren Ruhr ermöglichen die Darstellungen für den Pegel Hattingen in Bild 1.1 und Bild 1.2. Einen Vergleich der Dauerlinie des Abflussjahres 2010 mit der des langjährigen Mittels von 1968 bis 2010 zeigt

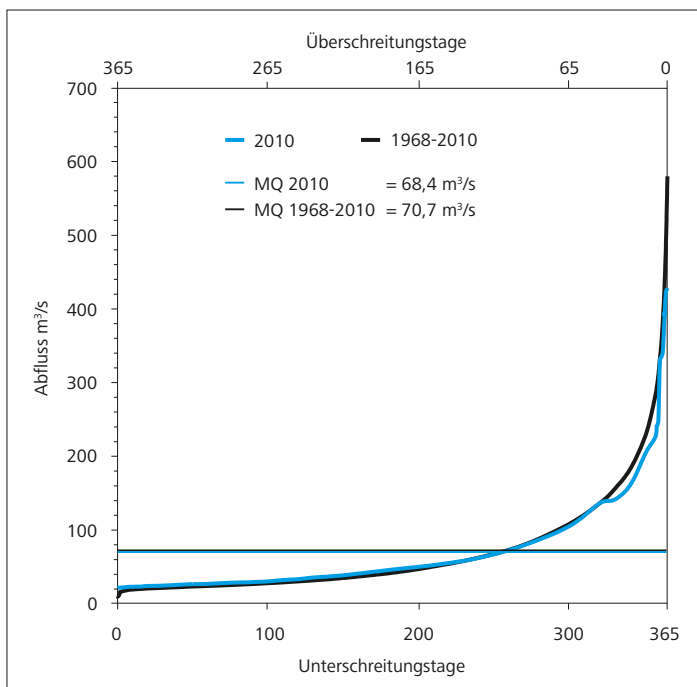


Bild 1.1: Abflussdauerlinie der Ruhr am Pegel Hattingen im Abflussjahr 2010  
 Fig. 1.1: Runoff duration of the Ruhr at the gauging station Hattingen in the runoff year 2010

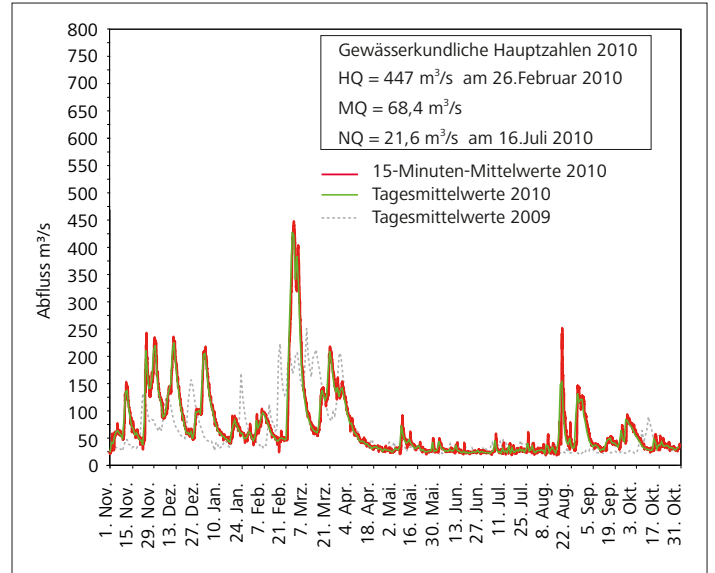


Bild 1.2: 15-Minuten-Mittelwerte und Tagesmittelwerte des Abflusses der Ruhr am Pegel Hattingen im Abflussjahr 2010  
 Fig. 1.2: Ruhr runoff averages during 15 minutes and 24 hours at the gauging station Hattingen in the runoff year 2010

Bild 1.1. Während die Dauerlinien an bis zu 320 Überschreitungstagen weitgehend deckungsgleich sind, liegt die Dauerlinie des Abflussjahres 2010 für die verbleibenden Überschreitungstage aufgrund des Ausbleibens ergiebiger und abflussrelevanter Niederschläge unterhalb der langjährigen Aufzeichnungen. Dadurch liegt der mittlere Abfluss am Pegel Hattingen mit  $MQ_{2010} = 68,4 \text{ m}^3/\text{s}$  um ca. drei Prozent unter dem langjährigen mittleren Abfluss  $MQ_{68-10} = 70,7 \text{ m}^3/\text{s}$ . In Bild 1.2 wird der Abfluss als Ganglinie auf der Basis von 15-Minuten-Mittelwerten und Tagesmittelwerten für das Abflussjahr 2010 dargestellt und mit den dazugehörigen Gewässerkundlichen Hauptzahlen ergänzt. Einen Vergleich ermöglichen die zusätzlich dargestellten Tagesmittelwerte des Vorjahres. Das Bild gibt die durch Talsperren, Kläranlagen, Wasser- und Kraftwerke beeinflusste Wasserführung der Ruhr am Pegel Hattingen wider. Mit einer Abflusssumme von 2,16 Milliarden  $\text{m}^3$  wurde im Wasserwirtschaftsjahr 2010 gegenüber dem Vorjahr (1,85 Milliarden  $\text{m}^3$ ) eine Zunahme um ca. 17 % verzeichnet. Die Abflussverteilung zwischen Winter- und Sommerhalbjahr ist mit 77 % bzw. 23 % nicht außergewöhnlich, jedoch zeigt das Bild 1.2 gegenüber dem trockenen Vorjahr höhere Abflüsse im Winterhalbjahr. Die Hochwassermeldegrenze für die untere Ruhr bezogen auf den Pegel Wetter liegt bei  $300 \text{ m}^3/\text{s}$ . Diese Grenze wurde ab dem 25. Februar 2010 für insgesamt sechs Tage überschritten. Basierend auf den 15-Minuten-Mittelwerten erreichte das Hochwasserereignis am Pegel Hattingen am 26. Februar 2010 einen maximalen Abfluss von  $HQ_{2010} = 447 \text{ m}^3/\text{s}$  (Tagesmittelwert  $428 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Ergiebige Niederschläge führten im März zu erhöhten Abflüssen  $> 100 \text{ m}^3/\text{s}$ , die am 22. März mit einem Tagesmittelwert von  $209 \text{ m}^3/\text{s}$  ihr Maximum fanden.

Das im Mai beginnende hydrologische Sommerhalbjahr war durch eher niedrige Abflusswerte gekennzeichnet. Eine abflussarme Pha-

se, die am 16. Juli 2010 ihren geringsten Tagesmittelwert von  $NQ_{2010} = 21,6 \text{ m}^3/\text{s}$  hatte, wurde erst Mitte August unterbrochen, als ergiebige Niederschläge zu einem Abflussanstieg und zu Tagesmittelwerten bis zu  $153 \text{ m}^3/\text{s}$  führten. In der Folge stieg der Tagesmittelabfluss jedoch bis zum Ende des im Oktober schließenden Abflussjahres nur noch vereinzelt auf Werte über Mittelwasserabfluss an.

---

## 2 Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr

---

Der Ruhrverband überwacht und dokumentiert seit 1965 im Fließverlauf der Ruhr an sieben Probenahmestellen sowie zusätzlich an der Lennemündung die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit anhand wöchentlich durchgeführter Untersuchungen. Diese Messstellen erlauben einen Überblick über die Gesamtsituation der Ruhr und erfassen Veränderungen über die Zeit. Im Vordergrund stehen bei diesem Messprogramm die organischen Inhaltsstoffe und die Nährstoffsituation im Längsverlauf der Ruhr.

Seit fast 90 Jahren wird die Ruhr darüber hinaus in der Höhe von Essen-Rellinghausen („Zornige Ameise“) noch oberhalb des Baldeysee physikalisch und chemisch untersucht. Im Laufe der Zeit wurden sowohl die Probenahmefrequenz als auch der Parameterumfang an die jeweiligen Verhältnisse und Anforderungen angepasst. Maßgeblich sind hier Vorgaben auf internationaler und nationaler Ebene, wie z.B. Richtlinien, Gesetze, Verordnungen, Güteanforderungen. Auf den folgenden Seiten werden überwiegend die klassischen Parameter dargestellt und diskutiert. Weitere bedeutsame Gewässerinhaltsstoffe, wie z.B. die aktuell im Fokus stehenden Mikroverunreinigungen, oder biologische Parameter (z.B. Phyto-, Zooplankton) werden in anderen Beiträgen dieses Berichts behandelt.

Neun Gewässerüberwachungsstationen ergänzen das Untersuchungsprogramm und erfassen mit Standardparametern möglichst zeitnah Veränderungen der Wasserqualität im Fließverlauf der Ruhr. Vor allem die Stationen im Unterlauf dienen mit ihren kontinuierlichen Sauerstoffmessungen dazu, gegebenenfalls frühzeitig Belüftungsmaßnahmen einleiten zu können. Im August 2010 wurde der Betrieb der wartungsintensiven Muschelmonitore, die über mehrere Jahre als biologisches Frühwarnsystem in den Stationen Fröndenberg und Hattingen eingesetzt wurden, eingestellt. Während der gesamten Betriebsdauer von knapp 15 Jahren ereignete sich keine Gewässerverunreinigung, die mit dem Muschelmonitor detektiert wurde.

Zur Bewertung werden vorrangig die in Nordrhein-Westfalen im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL festgelegten Qualitätskriterien herangezogen, die für die relevanten Stoffe in den Anlagen D 4 und D 5 des Leitfadens „Monitoring Oberflächengewässer“ des Landes NRW [2.1] zusammengestellt sind. Dabei umfasst die Anlage D 4 EU-weit (prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe) und landesweit (z.B. GewBEÜ-V und GewQV) geregelte Stoffe, für die eine Umweltqualitätsnorm (UQN) festgesetzt wurde. Die Anlage D 5 enthält Orientierungswerte (OW) für allgemeine chemische Parameter, die u.a. zur Beurteilung des ökologischen Zustands dienen. Parameterabhängig werden zur Beurteilung die „Allgemeinen

---

[2.1] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Stand: 23. April 2007

Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA)“ des Landes NRW [2.2], die Fischgewässerverordnung –FischgewV [2.3], die LAWA Zielvorgaben –LAWA-ZV [2.4, 2.5] und in Einzelfällen auch die Trinkwasserverordnung –TrinkwV [2.6] ergänzend herangezogen.

## Ergebnisse der wöchentlichen Ruhruntersuchungen

Im jährlich erscheinenden Ruhrgütebericht wurde bisher als Standard ein Vergleich der Nährstoffsituation mit dem Vorjahr und den langjährigen Kennzahlen der Jahresreihen seit 1965 tabellarisch dargestellt (vgl. Tabelle 2.1: „Entwicklung der Ruhrwassergüte“ in den früheren Ausgaben). Waren Mitte der neunziger Jahre des vergangenen Jahrhunderts noch große Unterschiede und Verbesserungen in den Messwerten im Jahresvergleich festzustellen, so wurde nach Vollendung des Kläranlagenausbauprogramms im Jahre 2005 jedoch ein Zustand erreicht, der im Jahresvergleich der gemessenen Werte an den Probenahmestellen nur noch sehr geringe Veränderungen der Ammonium-Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen an den Probenahmestellen zeigte. Die Entwicklung der Ruhrwassergüte konsolidierte sich für die dargestellten Kenngrößen auf sehr niedrigem Niveau und war praktisch nur noch über Verdünnungseffekte durch die unterschiedliche Wassereführung der Ruhr in den jeweils betrachteten Jahren beeinflusst. Somit wurde die klare Deutung der jährlichen Veränderung zunehmend schwieriger. Deshalb wird auf den gewohnten tabellarischen Jahresvergleich der Entwicklung der Ruhrwassergüte verzichtet und der Fokus nunmehr auf den jährlichen Vergleich der statistischen Auswertung mit den allgemeinen Qualitätsanforderungen gelegt.

Vergleicht man in der Tabelle 2.1 die statistische Auswertung der Konzentrationen an den Gewässergütemessstellen mit den Bewertungskriterien der Allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) auf der Basis der 90-Perzentil-Auswertung sowie mit den Orientierungswerten (OW) als ein Beurteilungskriterium des ökologischen Zustands auf der Basis der Mittelwerte, so zeigt sich ein homogenes Bild. Wie im Vorjahr wurden auch in diesem Jahr an allen Messstellen die jeweiligen Zielvorgaben sicher eingehalten oder mit der Bewertung „sehr gut“ beim Ammonium-Stick-

stoff bzw. beim Gesamtphosphor mit „gut“ eingestuft. Anhand des umfangreichen Datenmaterials der vergangenen vier Jahrzehnte lässt sich die kontinuierliche Verbesserung der Ruhrwassergüte sehr anschaulich darstellen. In Bild 2.1 ist die Ruhrwasserbeschaffenheit als Summenhäufigkeit der Konzentrationen CSB,

Tabelle 2.1: Vergleich der statistischen Auswertung des Abflussjahres 2010 mit den allgemeinen Qualitätsanforderungen  
Table 2.1: Analysis of statistical data of the hydrological year 2010 and comparison with the general quality requirements

Anforderung	Allgemeine Güteanforderung für Fließgewässer (AGA)	Beurteilung ökologischer Zustand, Umweltqualitätsnorm (UQN)		
		Orientierungswert UQN bzw. OW		Mittelwert
Bewertungsbasis	90 % Perzentil			
Chemischer Sauerstoffbedarf CSB Ammonium-Stickstoff NH <sub>4</sub> -N Phosphor, gesamt TP	≤ 20 mg/l ≤ 1,0 mg/l ≤ 0,30 mg/l			k.A. ≤ 0,30 mg/l ≤ 0,10 mg/l
Vergleich der statistischen Auswertung der Gewässergütemessstellen mit den Anforderungen	90% Perzentil mg/l	Bewertung	Mittelwert mg/l	Bewertung
Oberhalb Wildshausen Ruhr-km: 164,73	CSB 9,0 NH <sub>4</sub> -N 0,07 TP 0,10	eingehalten eingehalten eingehalten	7,12 0,03 0,07	n.b. sehr gut gut
Neheim Fußgängerbrücke Ruhr-km: 137,52	CSB 10,3 NH <sub>4</sub> -N 0,11 TP 0,13	eingehalten eingehalten eingehalten	7,9 0,06 0,09	n.b. sehr gut gut
Kraftwerk Westhofen Unterwasser Ruhr-km: 95,15	CSB 11,01 NH <sub>4</sub> -N 0,10 TP 0,09	eingehalten eingehalten eingehalten	8,21 0,05 0,07	n.b. sehr gut gut
Kraftwerk Hohenstein Unterwasser Ruhr-km: 74,45	CSB 12,11 NH <sub>4</sub> -N 0,10 TP 0,11	eingehalten eingehalten eingehalten	9,06 0,06 0,08	n.b. sehr gut gut
Essen Zornige Ameise Ruhr-km: 42,76	CSB 12,04 NH <sub>4</sub> -N 0,12 TP 0,12	eingehalten eingehalten eingehalten	8,99 0,06 0,08	n.b. sehr gut gut
Essen Wehr Baldeney Ruhr-km: 31,18	CSB 13,97 NH <sub>4</sub> -N 0,15 TP 0,10	eingehalten eingehalten eingehalten	9,37 0,07 0,08	n.b. sehr gut gut
Duisburg Aakerfähre Ruhr-km: 5,43	CSB 11,58 NH <sub>4</sub> -N 0,11 TP 0,11	eingehalten eingehalten eingehalten	8,59 0,06 0,08	n.b. sehr gut gut
Lenne, an der Mündung Lenne-km: 2,74 Ruhr-km: 92,72	CSB 12,0 NH <sub>4</sub> -N 0,12 TP 0,09	eingehalten eingehalten eingehalten	8,95 0,06 0,07	n.b. sehr gut gut

Legende:

k.A.: keine Anforderungen definiert

n.b.: nicht bewertet

Differenzierte Bewertungskriterien UQN

„sehr gut“: Wert ≤ (0,5 • UQN bzw. OW)

„gut“: (0,5 • UQN bzw. OW) < Wert ≤ UQN bzw. OW

[2.2] Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW: Runderlass v. 14. Mai 1991 – Allgemeine Güteanforderungen des Landes Nordrhein-Westfalen (AGA). In: Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen Nr. 42 vom 3. Juli 1991

[2.3] Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (FischgewV). In: Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, 51. Jahrgang, Nr. 41 vom 27. August 1997

[2.4] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 2003 (Hrsg.): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II. Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink

[2.5] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1998 (Hrsg.): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland, Chemische Gewässergüteklassifikation

[2.6] Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001). In: Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2001, Teil I, Nr. 24 vom 28. Mai 2001

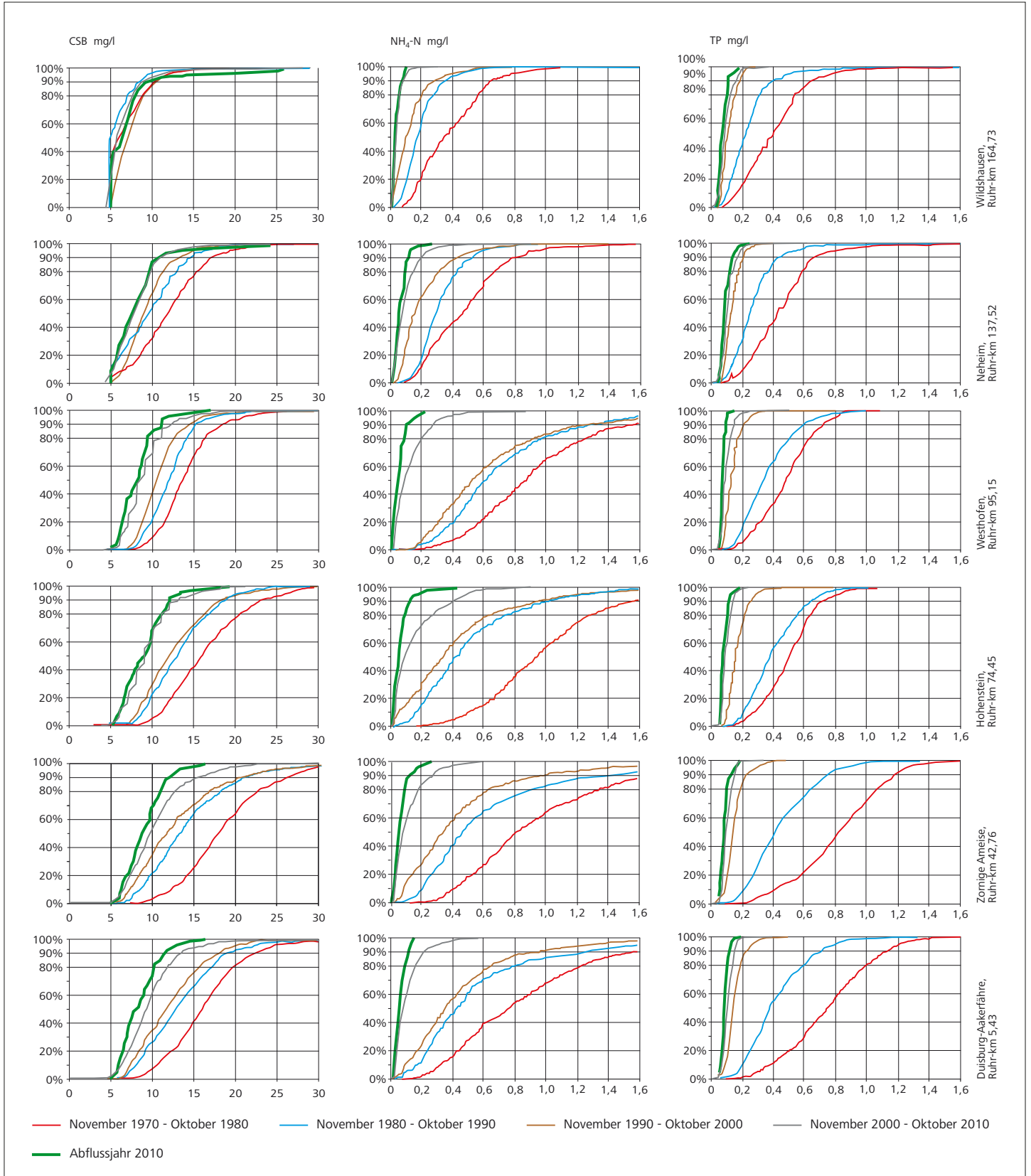


Bild 2.1: Ruhrwasserbeschaffenheit nach den Ergebnissen der wöchentlichen Ruhruntersuchung, dargestellt als Summenhäufigkeiten  
 Fig. 2.1: Ruhr water condition according to the results of weekly examinations, shown as cumulative frequencies

NH<sub>4</sub>-N und TP für nunmehr vier diskrete Zehnjahresreihen an sechs Probenahmestellen der Ruhr dargestellt und wird mit dem aktuellen Abflussjahr verglichen. Deutlich lassen sich die Anstrengungen zur Verbesserung der Reinigungsleistung der Kläranlagen in der kontinuierlichen Verbesserung der gemessenen Konzentrationen im Fließgewässer ablesen. Beispielsweise konnte im sehr intensiv genutzten Abschnitt der unteren Ruhr, den die Messstelle vor der Ruhrmündung in den Rhein bei Duisburg-Aakerfähre repräsentiert, im Vergleich der Dekade 1970-1980 das 90-Perzentil des CSB von 22 mg/l auf aktuell 11,6 mg/l halbiert werden und so die sichere Einhaltung der AGA gewährleistet werden. Noch erfreulicher fällt das Ergebnis für Ammonium-Stickstoff und Gesamtphosphor aus. Hier führte der Ausbau der Kläranlagen zur konsequenten Nährstoffelimination bzw. Nährstoffrückhalt zu Verringerungen von 1,6 mg/l auf 0,1 mg/l NH<sub>4</sub>-N, bzw. für den Gesamtphosphor von 1,3 mg/l TP auf erfreulich geringe 0,1 mg/l. Insgesamt sind die Konzentrationen für diese Kenngrößen mittlerweile auf einem sehr niedrigen Niveau.

### **Dauermessstelle Ruhr bei Essen-Rellinghausen und Gewässerüberwachungstationen**

In den beiden Tabellen 2.2 und 2.3 sind einige statistische Merkmale verschiedener Kenngrößen für das Abflussjahr 2010 als Monatswerte für die Probenahmestelle „Essen-Rellinghausen“ zusammengefasst. Für den gleichen Zeitraum sind in Bild 2.2 die Ganglinien ausgewählter Kenngrößen und die Summenhäufigkeiten als Unterschreitungsdauerlinie (Bezug: obere Abszisse) dargestellt. Darüber hinaus zeigen die senkrechten Linien die 10-, 50- und 90-Perzentile (Schnittpunkt mit der Unterschreitungsdauerlinie) und die waagerechte blaue Linie das entsprechende arithmetische Jahresmittel.

Die Stationen, deren Messergebnisse hier ebenfalls mit einfließen, werden vom Ruhrverband, dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV), der Bezirksregierung Arnsberg sowie der Westfälischen Wasser- und Umweltanalytik GmbH (WWU) betrieben. Die Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (AWWR) beteiligt sich bei zwei Stationen an den Betriebskosten. Die geografische Lage an der Ruhr und die jeweilige Ausstattung der einzelnen Stationen sind in Bild 2.3 bzw. in der Tabelle 2.4 dargestellt.

### **Allgemeine chemische und physikalische Kenngrößen**

#### *Wassertemperatur*

Der Anstieg der mittleren Wassertemperatur in den vergangenen zwei Jahren an der Messstelle Essen-Rellinghausen wurde im Abflussjahr 2010 mit durchschnittlich 12,1 °C (langjähriges Mittel: 12,2 °C) unterbrochen. Mit 6,7 °C war das Winterhalbjahr 2009/2010 nicht ganz so kalt wie 2008/2009. Im Sommerhalbjahr blieb jedoch die Wassertemperatur in der Ruhr mit durchschnittlich 17,4 °C deutlich unter den beiden Vorjahreswerten von 17,8 bzw. 18,1 °C. Im Jahr 2010 wurde lediglich im Juli ein Monatsmittel über 20 °C erreicht. Vor allem der verregnete Mai und die kühlen Monate August und September blieben deutlich unter den

langjährigen Werten. Das Jahresmaximum der Wassertemperatur wurde am 14. Juli 2010, in dem mit einer durchschnittlichen Wassertemperatur von 23,3 °C sehr warmen Sommermonat, bei einem Abfluss von 23,5 m<sup>3</sup>/s mit 25,9 °C gemessen. Das entsprechende Minimum trat während einer kurzen Kälteperiode in der zweiten Dezemberhälfte am 21. Dezember 2009 mit einem Wert von 0,9 °C auf.

Die Vorgaben der FischgewV für Cyprinidengewässer (Imperativwert von 28 °C als 95-Perzentil), die für den Ruhrabschnitt vom Zufluss der Möhne bis zur Mündung anzulegen sind, wurden sicher eingehalten. Der Orientierungswert (OW) von 25 °C, der für Gewässer des Epipotamals (Barbenregion) maßgeblich ist, wurde einmalig am (14. Juli 2010) überschritten.

#### *pH-Wert*

Mit Ausnahme des Zeitraums zwischen April und Oktober (Vegetationsperiode) blieben die pH-Werte innerhalb einer Schwankungsbreite von pH 7,6 bis pH 8,0. Nennenswerte Überschreitungen waren lediglich während des Frühjahrsmaximums der Algenentwicklung Ende April/Anfang Mai zu verzeichnen, als in Essen-Rellinghausen bei Chlorophyll-a-Konzentrationen zwischen 14 und 44 µg/l der pH-Wert bis auf maximal pH 8,4 anstieg. Im Vergleich zu den letzten Jahren, als die Maxima durchaus bis pH 8,9 reichten, war dies ein ausgesprochen niedriger Wert.

Für die Ruhr sind als unterer Orientierungswert pH 6,5 und als oberer Wert pH 8,5 festgelegt. Während die untere Grenze im Laufe der langjährigen Untersuchungen nie unterschritten wurde, traten bei dem oberen Orientierungswert zeitweise geringfügige Überschreitungen auf. 2010 blieben diese jedoch in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen aus. In der Stauhaltung Baldeney, in der sich aufgrund der längeren Aufenthaltszeit vermehrt Planktonalgen entwickeln konnten, stieg der pH-Wert in Zeiten des Algenwachstums, wie Ende Mai und Ende Juni, kurzzeitig bis auf maximal pH 8,8 an.

#### *Trübung/Abfiltrierbare Stoffe*

Die hier nicht dargestellte Trübung und die Konzentration Abfiltrierbarer Stoffe wiesen die typische Abhängigkeit vom Abflussgeschehen in der Ruhr auf. Im Abflussjahr 2010 trat nur eine nennenswerte Trübungsspitze auf, die zwischen dem 26. Februar und dem 2. März 2010 zu Konzentrationen der Abfiltrierbaren Stoffe bis maximal 120 mg/l führte. In dieser Zeit stieg der Abfluss innerhalb weniger Tage von unter 50 m<sup>3</sup>/s bis auf 428 m<sup>3</sup>/s an, dem höchsten Tageswert im diesjährigen Abflussjahr. Wie im Vorjahr betrug hier der mineralische Anteil 83 %. In den Sommermonaten nahm aufgrund der autochthonen Biomasseproduktion der organische Anteil auf durchschnittlich 28 % zu. Das im Vergleich zu den Vorjahren höhere Jahresmittel der Trübung von 8,4 mg/l (2009: 5,7 mg/l) in Essen-Rellinghausen genügt mit einem hohen Sicherheitsabstand der Anforderung der FischgewV von 25 mg/l. Auch bei der kontinuierlichen Trübungsmessung, mit der einige Überwachungsstationen ausgestattet sind, waren keine Auffälligkeiten zu verzeichnen.

Tabelle 2.2: Mittelwerte verschiedener Kenngrößen der Ruhr bei Essen-Rellinghausen, Probenahmestelle „Zornige Ameise“, Abflussjahr 2010  
 Table 2.2: Averages of several parameters for the Ruhr at Essen-Rellinghausen, sampling point "Zornige Ameise", runoff year 2010

	Mittlere Abflüsse am Pegel Hattingen m³/s	Wassertemperatur °C	pH-Wert (Median)	Elektr. Leitfähigkeit µS/cm	Abfiltr. Stoffe mg/l	Abfiltr. Stoffe Glührückstand mg/l	Sauerstoff		BSB <sub>5</sub> mit ATH gesamt mg/l	Chemischer Sauerstoffbedarf CSB		Absorptionskoeffizient 254 nm m <sup>-1</sup>	TOC mg/l	Ammoniumstickstoff mg/l	Nitratstickstoff mg/l	Gesamtphosphor mg/l	o-Phosphatphosphor mg/l
							Gehalt mg/l	Sättigungsindex %		gesamt mg/l	gelöst mg/l						
November 2009	88,9	9,8	7,9	342	9,6	7,8	10,3	91	0,9	9,3	7,4	6,1	3,8	0,05	3,4	0,10	0,06
Dezember 2009	112	5,0	7,8	278	6,5	5,1	12,1	94	1,5	6,7	5,2	4,2	3,2	0,07	3,7	0,07	0,04
Januar 2010	74,6	3,1	7,8	327	3,0	2,4	12,6	94	1,6	6,6	5,7	4,1	3,6	0,08	3,9	0,06	0,04
Februar 2010	113	3,9	7,8	405	18,4	15,1	12,6	96	2,5	11,1	6,6	4,7	4,4	0,13	4,0	0,10	0,04
März 2010	135	6,1	7,8	287	17,8	14,4	12,4	100	2,5	9,3	5,3	4,1	3,7	0,11	3,8	0,08	0,03
April 2010	46,7	12,2	8,1	437	3,5	2,0	11,2	104	1,9	8,9	7,3	4,5	3,0	0,02	3,3	0,05	0,02
Mai 2010	34,7	13,9	7,9	502	7,7	5,6	9,8	95	2,0	11,1	8,6	6,2	3,6	0,07	3,0	0,09	0,04
Juni 2010	26,4	19,9	7,8	548	7,6	6,0	8,3	91	1,5	11,6	8,8	6,7	3,8	0,04	2,5	0,10	0,05
Juli 2010	27,8	23,3	7,6	554	8,7	6,4	6,5	77	1,0	11,5	9,3	7,1	3,6	0,07	2,3	0,11	0,07
August 2010	54,9	18,7	7,7	445	9,9	7,2	8,3	88	0,8	10,4	8,0	7,8	3,3	0,07	2,9	0,11	0,07
September 2010	48,1	14,7	7,8	409	4,0	2,3	9,7	96	0,7	7,7	6,7	5,7	2,7	0,03	3,1	0,07	0,05
Oktober 2010	39,5	12,3	7,8	449	2,5	1,7	10,4	97	0,9	8,3	7,5	5,5	2,5	0,03	3,2	0,07	0,05
Winterhalbjahr	95,0	6,7	7,9	343	9,8	7,8	11,9	97	1,8	8,7	6,2	4,6	3,6	0,08	3,7	0,08	0,04
Sommerhalbjahr	38,6	17,4	7,8	485	6,9	5,0	8,8	90	1,1	10,1	8,2	6,5	3,3	0,05	2,8	0,09	0,06
Abflussjahr 2010	66,6	12,1	7,8	416	8,4	6,4	10,3	94	1,5	9,4	7,2	5,6	3,4	0,06	3,2	0,08	0,05
Abflussjahr 2009	58,4	12,5	7,9	445	5,7	4,1	10,3	94	1,3	9,3	7,6	5,4	3,2	0,05	2,9	0,09	0,05

Tabelle 2.3: Mittelwerte verschiedener Kenngrößen der Ruhr bei Essen-Rellinghausen, Probenahmestelle „Zornige Ameise“, Abflussjahr 2010  
 Table 2.3: Averages of several parameters for the Ruhr at Essen-Rellinghausen, sampling point "Zornige Ameise", runoff year 2010

	Chlorid	Sulfat	Fluorid	Bromid	Blei gesamt	Cadmium gesamt	Nickel gesamt	Chrom gesamt	Kupfer gesamt	Zink gesamt	Eisen gesamt	Mangan gesamt	AOX	EDTA	NTA	DTPA	Borat-Bor	Chlorophyll-a
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	µg/l
November 2009	35	33	0,08	0,07	2,2	0,09	3,1	1,1	3,9	29	0,37	51	7	4	< 2	9	0,06	< 1
Dezember 2009	32	31	0,08	0,04	1,6	0,07	2,4	< 1,0	2,7	30	0,22	41	5	3	< 2	4	0,04	< 1
Januar 2010	46	36	0,10	0,06	0,7	0,05	2,8	< 1,0	2,2	33	0,12	36	5	3	< 2	7	0,06	< 1
Februar 2010	66	38	0,11	0,07	3,4	0,13	4,2	1,5	5,5	45	0,62	86	7	9	2	5	0,06	< 1
März 2010	34	32	0,09	0,04	2,9	0,11	3,2	1,2	5,4	38	0,51	61	< 5	5	< 2	4	0,04	5
April 2010	52	45	0,11	0,09	0,9	0,06	2,7	< 1,0	5,8	14	0,16	40	< 5	3	< 2	7	0,08	11
Mai 2010	60	46	0,11	0,10	1,5	0,08	3,6	< 1,0	9,9	25	0,27	66	6	5	< 2	11	0,10	17
Juni 2010	70	49	0,11	0,12	1,8	0,11	4,2	< 1,0	8,8	34	0,31	73	6	10	< 2	9	0,11	13
Juli 2010	73	45	0,12	0,13	1,7	0,09	4,4	< 1,0	5,1	28	0,25	81	8	7	< 2	8	0,12	6
August 2010	54	39	0,11	0,10	2,4	0,10	3,5	1,0	5,0	33	0,39	72	7	6	< 2	9	0,09	3
September 2010	45	39	0,10	0,09	1,2	0,09	3,0	< 1,0	3,8	25	0,20	36	6	4	< 2	6	0,07	1
Oktober 2010	50	40	0,10	0,11	0,8	0,07	2,7	< 1,0	3,6	24	0,11	27	< 5	5	< 2	9	0,08	1
Winterhalbjahr	44	36	0,10	0,06	2,0	0,09	3,0	1,0	4,3	31	0,34	52	5	4	< 2	6	0,06	9
Sommerhalbjahr	59	43	0,11	0,11	1,6	0,09	3,6	< 1,0	6,0	28	0,26	60	6	6	< 2	8	0,10	7
Abflussjahr 2010	51	39	0,10	0,08	1,8	0,09	3,3	< 1,0	5,1	30	0,30	56	6	5	< 2	7	0,08	7
Abflussjahr 2009	50	39	0,10	0,09	1,5	0,08	3,2	< 1,0	4,3	25	0,21	47	5	8	< 2	8	0,08	4



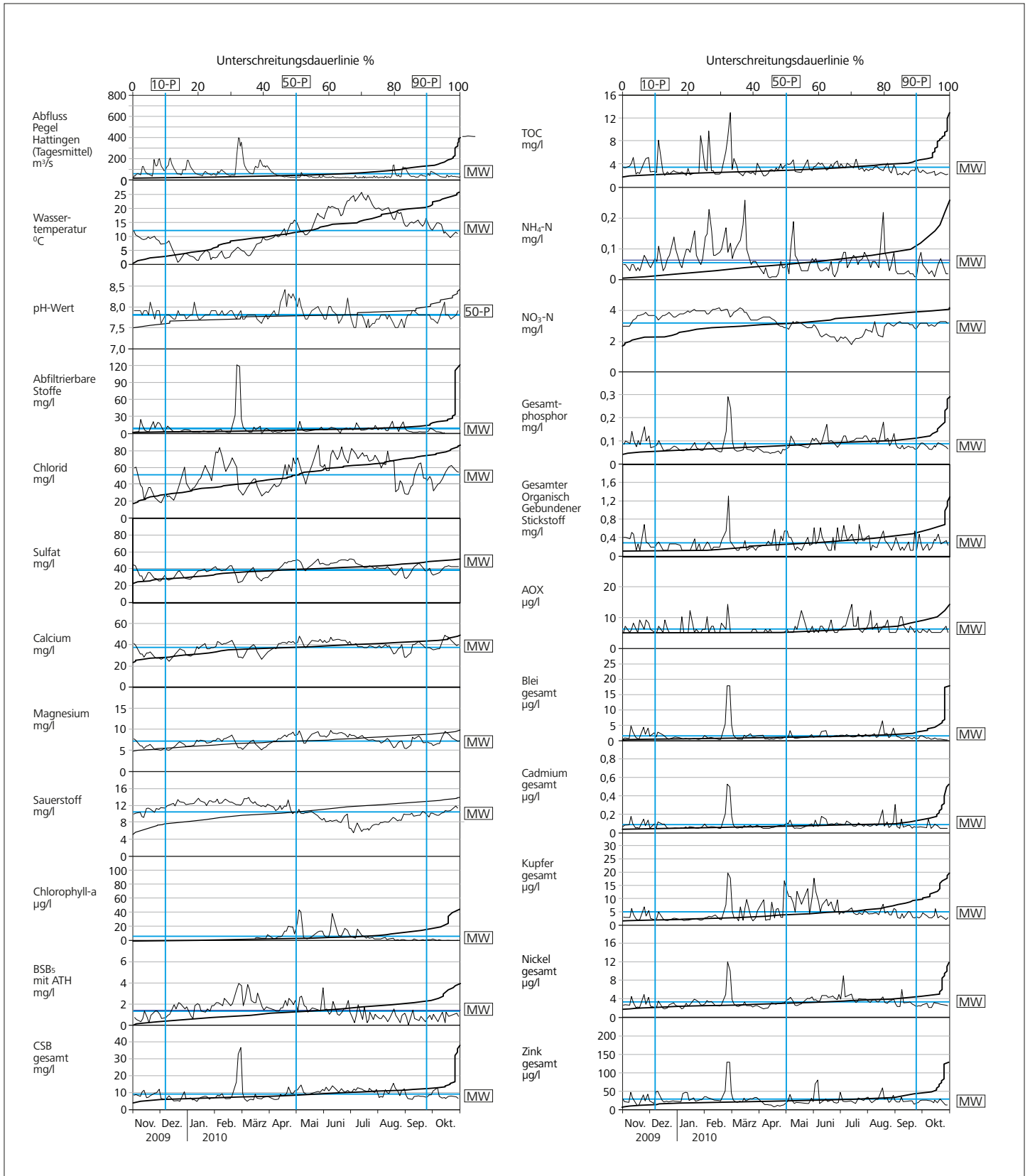


Bild 2.2: Ganglinien und Unterschreitungsdauerlinien verschiedener Kenngrößen, Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Abflussjahr 2010  
 Fig. 2.2: Time-variation curves and curves showing the durations below limit for selected parameters, Ruhr at Essen-Rellinghausen in the runoff year 2010

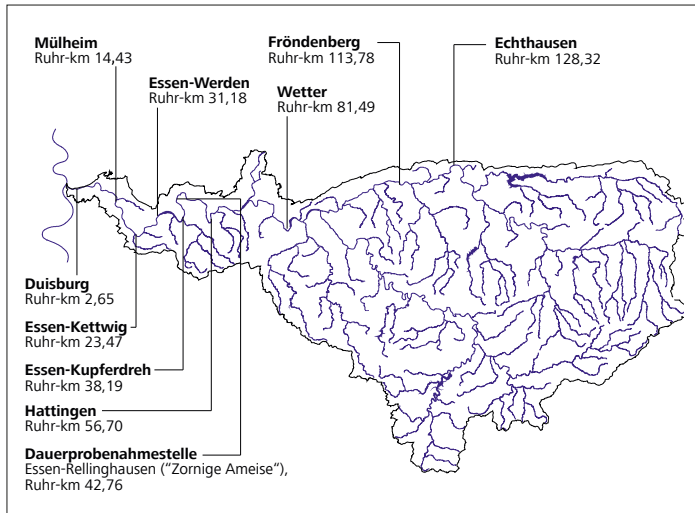


Bild 2.3: Lage der Gewässerüberwachungsstationen an der Ruhr  
 Fig. 2.3: Location of water quality monitoring stations along the Ruhr

### Elektrische Leitfähigkeit

Wie die Trübung ist auch die Elektrische Leitfähigkeit maßgeblich vom Abfluss abhängig. Die niedrigsten Werte waren nach abklingenden Abflussspitzen zu verzeichnen. Das Minimum wurde am 2. Dezember 2009 mit einem Wert von 220  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen. Dagegen traten die höchsten Werte vor allem in lang anhaltenden Niedrigwasserphasen auf. Dies führte am 26. Mai 2010 zum diesjährigen Maximum von 637  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

### Mineralische Inhaltsstoffe

#### Chlorid und Sulfat

Im Abflussjahr wurden für Chlorid und Sulfat sowohl im Sommer als auch im Winterhalbjahr nahezu identische Mittelwerte festgestellt. Das Gleiche gilt auch für die Jahresmittel von 51 mg/l Cl (2009: 50 mg/l) und 39 mg/l  $\text{SO}_4$  (2009: 39 mg/l). Bei beiden Anionen traten die höchsten Konzentrationen in den Sommermonaten während ausgeprägter Niedrigwasserperioden auf. Die Maxima wurden am 26. Mai mit 86 mg/l Cl und 52 mg/l  $\text{SO}_4$  gemessen. Die niedrigsten Werte wurden im Winterhalbjahr erreicht, als während Perioden höherer Abflüsse die Konzentrationen von Chlorid auf 18 mg/l (2. Dezember 2009) bzw. von Sulfat auf 24 mg/l (26. Februar 2010) sanken. Der als Jahresmittel definierte Orientierungswert für Chlorid von 200 mg/l (Einstufung: „gut“) wurde 2010 ebenso sicher eingehalten wie die LAWA-Zielvorgaben und die Grenzwerte der TrinkwV, die ebenfalls weit unterschritten wurden.

#### Fluorid und Bromid

Die durchschnittlichen Konzentrationen der Anionen Fluorid und Bromid befanden sich mit 0,10 mg/l bzw. 0,8 mg/l auf dem niedrigen Niveau der vergangenen Jahre. Im Jahresverlauf waren kaum auffallende Konzentrationssprünge festzustellen, lediglich in den

Table 2.4: Einrichtungen der Gewässerüberwachungsstationen an der Ruhr  
 Table 2.4: Facilities at the water quality monitoring stations along the Ruhr

	Echthausen WWW	Fröndenberg RV / LANUV / WWW	Wetter BR-Arnsberg / RV / LANUV	Hattingen RV / LANUV	Essen-Kupferdreh, Baldeneysee Einlauf, RV	Essen-Werden, Baldeneysee Auslauf, RV	Essen-Kettwig, Kettwiger See Auslauf, RV	Mülheim LANUV	Duisburg RV
<b>Chemisch/physikalische Kenngrößen</b>									
Wassertemperatur	x	x	x	x	x	x	x	x	x
pH-Wert	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Redox-Potenzial			x						
Sauerstoffgehalt	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Elektrische Leitfähigkeit	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Trübung	x	x	x	x		x	x		
Spektraler Absorptionskoeffizient				x					
Ammonium-Stickstoff			x	x		x			
<b>Sonstige</b>									
Chlorophyll-a (in vivo Fluoreszenz)			x	x		x			
Lufttemperatur			x				x		
Solarstrahlung			x			x			
<b>Biomonitore</b>									
Daphnientest		x							
Muscheltest		x <sup>1)</sup>		x <sup>2)</sup>					
<b>Probenahmeeinrichtungen</b>									
Sammelprobeaufnahme-Einrichtungen		x	x	x		x	x	x	x
Selbstentleerende Probenahme-Einrichtungen		x	x	x					
Schwebstoffgewinnung			x	x					
<b>Datenerfassung/-übertragung</b>									
Messwertspeicher		x	x	x	x	x	x	x	x
Datenfernübertragung		x	x	x	x	x	x	x	x
Automatische Meldung von Schwellwertüberschreitungen		x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Besonderheiten</b>									
Ereignisgesteuerte Probenahme			x	x		x	x		x

<sup>1)</sup> am 4. August 2010 aufgegeben

<sup>2)</sup> am 19. August 2010 aufgegeben

abflussarmen Sommermonaten war eine Tendenz zu etwas höheren Konzentrationen vorhanden. Der Grenzwert der TrinkwV für Fluorid von 1,5 mg/l wurde deutlich unterschritten. Das Anion Bromid wird in den hier zu Grunde gelegten Anforderungen nicht limitiert, ist jedoch für die Trinkwasseraufbereitung im Hinblick auf eine eventuelle Bromatbildung bei einer Ozonung von Bedeutung.

#### Alkali- und Erdalkalimetalle

Die Konzentrationen dieser Stoffgruppe weisen in der Ruhr meist eine geringe Schwankungsbreite auf. Beeinflusst werden sie jedoch durch das Abflussgeschehen. So wurden die höchsten Werte eher in den abflussarmen Perioden im Sommer registriert, während die Minima vor allem bei den Abflussspitzen im Winter auftraten. Mit Durchschnittswerten von 38 mg/l (Calcium) bzw. 7,2 mg/l (Magnesium) wurden für diese beiden Härtebildner exakt die gleichen Werte wie im Vorjahr ermittelt. Die biogene Entkal-

kung, die früher in der Vegetationsperiode zu stärkeren Konzentrationsschwankungen beim Calcium führte, spielte 2010 lediglich noch zur Zeit des Frühjahrsmaximums der Planktonalgen mit einem deutlichen Calciumrückgang eine Rolle. Entsprechend des Wasch- und Reinigungsmittelgesetzes ist das Wasser der Ruhr wie in den beiden Vorjahren mit einem Härtegrad von knapp 1,3 mmol/l CaCO<sub>3</sub> als „weich“ einzustufen. In der Tabelle 2.5 sind die Härtebereiche sowohl mit den jetzt gültigen als auch mit den nicht mehr zulässigen Einheiten °dH zusammengefasst.

Tabelle 2.5: Härtebereiche mit der Angabe in mmol/l Calciumcarbonat und mit der nicht mehr zulässigen Einheit °dH

Table 2.5: Hardness range in mmol/l of calcium carbonate and using the no longer valid unit °dH

Härtebereich	mmol CaCO <sub>3</sub> /l	°dH
weich	< 1,5	< 8,4
mittel	1,5 – 2,5	8,4 – 14
hart	> 2,5	> 14

Auch im Abflussjahr 2010 waren für Natrium mit einem Jahresmittel von 35 mg/l etwas höhere Werte als im langjährigen Vergleich vorhanden. Diese waren analog zum Vorjahr jedoch kaum auf vermehrte Tausalzeinträge während der Wintermonate, sondern vielmehr auf Anstiege während anhaltender Niedrigwasserphasen in den Sommermonaten zurückzuführen. Der Grenzwert der TrinkwV (2001) von 200 mg/l Na wird für die Ruhr ganzjährig sicher eingehalten.

### Organische Summenparameter

Die Charakterisierung eines Gewässers hinsichtlich organischer Substanzen geschieht auf der Grundlage verschiedener Summenparameter. Dazu gehören der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB<sub>5</sub>), die Oxidierbarkeit mittels Kaliumdichromat (CSB) oder Kaliumpermanganat (IMn), der Organisch Gebundene Kohlenstoff (DOC und TOC), der Spektrale Absorptionskoeffizient bei 254 nm und die Adsorbierbaren Organisch Gebundenen Halogene (AOX). Über die Befunde einiger dieser Parameter in der Ruhr wird hier berichtet.

#### Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen

Das sehr niedrige Niveau von 1,7 mg/l für den mittleren BSB<sub>5</sub> (ohne Nitrifikationshemmer) der beiden Vorjahre wurde 2010 mit 1,9 mg/l leicht überschritten. Vor allem in den Phasen höherer Abflüsse im Februar/März oder durch Abschlagsereignisse aus der Abwasser-/Niederschlagswasserbehandlung, aber auch während Zeiten mit Algenwachstum in der Vegetationsperiode, die in den letzten Jahren aufgrund der *Elodea*-Dominanz kaum vorhanden waren, traten höhere BSB<sub>5</sub>-Werte auf. Die höchsten Werte von mehr als 4 mg/l wurden während der Abflussspitzen Ende Februar bzw. Ende Mai, als die Biomasseproduktion mit einem Abschlagsereignis zusammenfiel, erreicht. Der Orientierungswert für den BSB<sub>5</sub> (ohne Nitrifikationshemmer) von 6 mg/l als arithmetisches Mittel zur Beurteilung des ökologischen Zustands wurde auch

2010 um mehr als 50 % unterschritten, so dass eine Bewertung mit „sehr gut“ erfolgt. Ebenfalls werden die Anforderung der FischgewV für Cyprinidengewässer (6 mg/l als 95-Perzentil) sicher eingehalten.

#### Chemischer Sauerstoffbedarf und Gesamter Organisch Gebundener Kohlenstoff

Der mittlere CSB-Gehalt in der unfiltrierten Probe blieb mit 9,4 mg/l auf dem immer noch niedrigen Niveau des Vorjahres von 9,3 mg/l. Die Maxima des CSB von 36,7 mg/l und des TOC von 13 mg/l traten während des höchsten Abflusanstiegs auf 428 m<sup>3</sup>/s Ende Februar 2010 auf. Das Jahresmittel des TOC wies zwar mit 3,4 mg/l einen etwas höheren Wert als 2009 (3,2 mg/l) auf, unterschritt jedoch um mehr als 50 % den Orientierungswert von 7 mg/l (arithmetisches Jahresmittel), so dass wie in den Vorjahren eine Bewertung mit „sehr gut“ erfolgt. Auch die LAWA-ZV von 5 mg/l (als 90-Perzentil definiert) wird mit einem hohen Sicherheitsabstand eingehalten.

#### Adsorbierbare Organisch Gebundene Halogene

Mit der Bestimmung des Summenparameters AOX wird eine Vielfalt von Stoffen erfasst, die zum Teil sehr unterschiedliche Eigenschaften aufweisen. Die Bandbreite der gemessenen AOX-Konzentrationen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen betrug im Abflussjahr von < 5 bis 14 µg/l bei einem Mittelwert von 6 µg/l (2009: 5 µg/l). Die nahezu identischen Konzentrationen von Winter- und Sommerhalbjahr zeigen, dass auch 2010 der Abfluss als Steuergröße keine Rolle spielte. Mit einem 90-Perzentil von 9 µg/l wird die LAWA-ZV von 25 µg/l sicher eingehalten.

### Sauerstoffhaushalt

Das Bild 2.4 zeigt die Monatsmittel sowie die Bandbreite der Tagesdurchschnittswerte der jeweiligen Monate. In den Monaten November 2009 bis März 2010 bewegten sich die Sauerstoffkonzentrationen an allen Gewässerüberwachungsstationen zwischen 9,5 und 14 mg/l. Die Bandbreite je Station war gering und betrug höchstens 3,2 mg/l (Mülheim). Die Abflusanstiege in den Wintermonaten führten zwar zu einem leichten Absinken der O<sub>2</sub>-Konzentrationen, beeinträchtigten jedoch nicht den Sauerstoffhaushalt. Während in den Wintermonaten naturgemäß an keiner Messstation kritische Sauerstoffwerte auftraten, wurde in der nachfolgenden Vegetationsperiode (April bis Oktober) an mehreren Stationen der als kritisch geltende Wert von 4 mg/l O<sub>2</sub> zeitweise unterschritten. Als absolutes Minimum aller Messstationen wurde am 17. Juli 2010 ein Wert von 2,9 mg/l O<sub>2</sub> in Essen-Kettwig erreicht. Für diese Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen unterhalb des Baldeneysees waren die vorangegangene Biomasseproduktion mit anschließender mikrobiologischer Zersetzung in den Stauhaltungen und ein kurzes, heftiges Niederschlagsereignis mitverantwortlich. Neben der im Jahr 2010 wieder leicht gestiegenen Phytoplanktonproduktion, die aufgrund der diesjährig fehlenden Makrophytendominanz weniger Konkurrenz hatte, spielte beim Biomasseabbau vor allem das stärker präsente Zooplankton eine entscheidende Rolle. Das Maximum der Sauerstoffkonzentra-

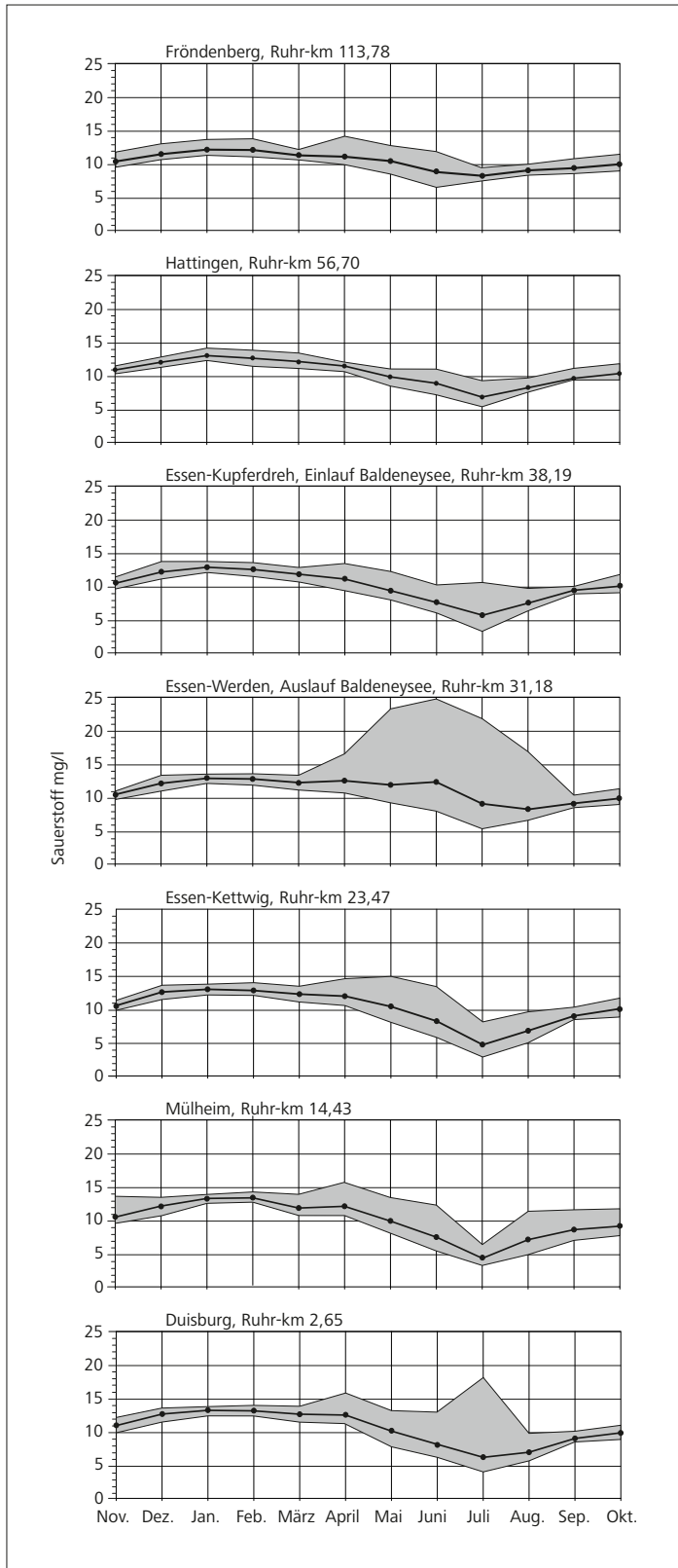


Bild 2.4: Sauerstoffgehalte in der Ruhr, monatliche Durchschnittswerte und Bandbreite der Tagesdurchschnittswerte, Abflussjahr 2010  
 Fig. 2.4: Oxygen in the Ruhr, monthly averages and spread of daily averages, runoff year 2010

tion in der unteren Ruhr wurde am 26. Juni im Auslauf des Baldeneysees mit 19,6 mg/l, entsprechend eines Sauerstoffsättigungsindex von 228 %, gemessen, als eine Chlorophyll-a-Konzentration bis zu 102 µg/l erreicht wurde.

In Bild 2.5 ist die Sauerstoffdauerlinie der Tagesmittelwerte im Sommerhalbjahr 2010 im Vergleich zu den langjährigen Werten an der Gewässerüberwachungsstation Essen-Werden (Auslauf Baldeneysee) dargestellt. Die Sauerstoffsättigungsindizes im Auslauf des Baldeneysees überschritten an 70 Tagen, entsprechend knapp 39 % des gesamten Sommerhalbjahres, einen Wert von 100 % und an 140 Tagen einen Wert von 90 %. Extreme Übersättigungen über 150 % waren immerhin an 19 Tagen (10 % des Sommerhalbjahres) vorhanden, was die höhere Produktivität des Baldeneysees im Berichtszeitraum dokumentierte. Stresssituationen für die Fischfauna, die zusammen mit z.B. Laichstress oder hohen Ammonium-/Ammoniakkonzentrationen zu Fischsterben führen können, traten jedoch auch im Sommer 2010 nicht auf. Trotz der höheren Primär- und Sekundärproduktion im Baldeneysee in diesem Jahr waren ausgeprägte Sauerstoffdefizite kaum vorhanden. An insgesamt nur 12 Tagen wurde eine Sättigung von 80 % unterschritten. Das Minimum in der Vegetationsperiode betrug 63 % (entsprechend 5,4 mg/l O<sub>2</sub>).

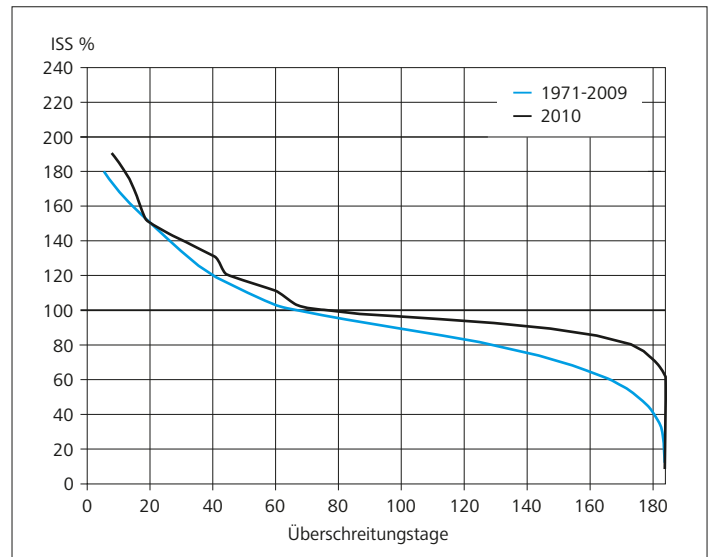


Bild 2.5: Sauerstoffdauerlinie der Tagesmittelwerte im Sommerhalbjahr 2010 und Vergleich mit den langjährigen Werten an der Gewässergüteüberwachungsstation Essen-Werden (Baldeneysee Auslauf)  
 Fig. 2.5: Oxygen duration curve of daily averages during the six summer months in 2010 and comparison with the long-term results of the water quality monitoring station Essen-Werden (outflow Lake Baldeney)

Bild 2.6 gibt die Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen in der unteren Ruhr im Abflussjahr 2010 auf der Basis der Farbgebung entsprechend der Chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA an. Die Anforderung, d.h. an mindestens 90 % der Tage eines Jahres mehr als 6 mg/l Sauerstoff (Güteklasse II), wurde an allen Messstationen eingehalten. Seit dem Wechsel des Unterlaufs

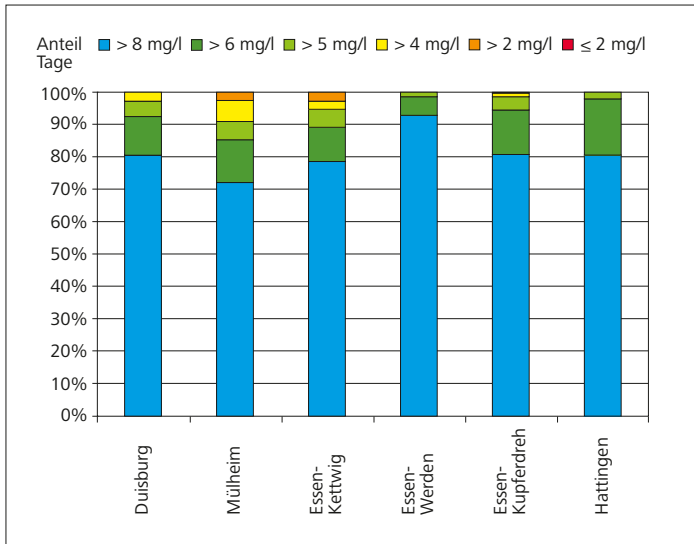


Bild 2.6: Verteilung der Sauerstoffgehalte in der unteren Ruhr, Abflussjahr 2010

Fig. 2.6: Distribution of oxygen levels in the lower Ruhr, runoff year 2010

der Ruhr von einem Plankton- zu einem Makrophyten-dominierten Gewässer spielte die Sekundärbelastung auf dem Abschnitt unterhalb des Baldeneysees bis zur Mündung kaum noch eine Rolle, so dass in dem Zeitraum 2005 bis 2009 auf eine künstliche Belüftung über die Wehre am Baldeneysee und in Essen-Kettwig verzichtet werden konnte. Im Jahr 2010, in dem aufgrund hydrologischer Randbedingungen Planktonalgen vermehrt auftreten konnten, wurde wieder vermehrt Biomasse im Unterlauf abgebaut. Dies führte im warmen Juli schon oberhalb des Kettwiger Sees zu einem beanspruchten Sauerstoffhaushalt, so dass an insgesamt 15 Tagen über das Wehr Kettwig die Ruhr physikalisch belüftet wurde. Durch diese Maßnahme konnten kritische Sauerstoffkonzentrationen für die Fisch- und Makrovertebratenfauna vermieden werden.

## Nährstoffe/Trophie

Die Elemente Phosphor und Stickstoff spielen für die Primärproduktion als essenzielle Pflanzennährstoffe eine entscheidende Rolle. Den limitierenden Faktor stellt im Ruhreinzugsgebiet in allen Oberflächengewässern Phosphor dar. Durch Optimierung der Phosphatfällung auf den Kläranlagen konnte in den letzten Jahren die Phosphorbelastung der Ruhr weiter reduziert werden. Auch die Stickstoffelimination durch Denitrifikation trägt zur Minimierung der Nährstoffbelastung bei.

### Phosphor

Mit durchschnittlich 0,08 mg/l bewegten sich 2010 die Gesamtposphorgehalte an der unteren Grenze des Konzentrationsbereichs der letzten Jahre. Die höchste Phosphorkonzentration trat bei dem Abflussmaximum Ende Februar mit 0,29 mg/l TP auf. Naturgemäß lag zu dieser Zeit der partikuläre Anteil aufgrund der Herkunft durch Abspülungen und Remobilisierungen aus dem Se-

diment bei über 85 %. Weitere kleinere Abflussanstiege hatten deutlich geringere Auswirkungen auf den Phosphorgehalt. Während der Vegetationsperiode umfasste die Schwankungsbreite der Gesamtposphorkonzentrationen aufgrund zu- und abnehmender Algenentwicklungen einen größeren Bereich. Das betraf auch den Orthophosphatgehalt in den Sommermonaten. In algenreichen Zeiten nahm dieser aufgrund des Entzugs aus der Wasserphase ab, während in den Perioden des mikrobiellen Biomasseabbaus vermehrt lösliche Phosphorverbindungen freigesetzt wurden. So waren sowohl das Maximum mit 0,10 mg/l (28. Juli 2010) als auch das Minimum mit <0,01 mg/l o-PO<sub>4</sub>-P (21. April 2010) in der Vegetationsperiode zu verzeichnen. Die Orientierungswerte (als Mittelwerte) für Gesamtphosphor von 0,1 mg/l bzw. für o-PO<sub>4</sub>-P von 0,07 mg/l wurden sicher eingehalten. Für beiden Kenngrößen erfolgt wie auch in den Vorjahren eine Einstufung nach „gut“.

### Nitrat-Stickstoff

Nachdem 2009 für den Nitrat-Stickstoff mit 2,9 mg/l leicht unterdurchschnittliche Konzentrationen vorhanden waren, bewegte sich der mittlere Gehalt mit 3,2 mg/l jetzt wieder auf dem Niveau der Jahre zuvor. Nahezu unberührt davon blieb der Maximalwert von 4,2 mg/l (2009: 4,1 mg/l), der im Februar 2010 gemessen wurde. Ausschlaggebend für die Schwankungsbreite der Nitratbelastung sind neben den natürlichen und anthropogenen Hintergrundkonzentrationen die unterschiedlichen Wassertemperaturniveaus, die Dauer von Kälteperioden und anoxische Verhältnisse an der Kontaktzone Wasser/Sediment, die während des Biomasseabbaus auftreten. Letzteres führte Mitte Juli aufgrund der erhöhten Denitrifikation zum diesjährigen Minimum von 1,8 mg/l NO<sub>3</sub>-N. Die strenge LAWA-ZV von 2,5 mg/l NO<sub>3</sub>-N als 90-Perzentil konnte 2010 wie auch in den Vorjahren nicht eingehalten werden.

### Ammonium-Stickstoff

Das niedrige Niveau der Vorjahre wurde mit durchschnittlich 0,06 mg/l (2009: 0,05 mg/l) trotz der lang anhaltenden Kälteperiode im Winterhalbjahr und der damit herabgesetzten Nitrifikation wieder erreicht. Auch das Maximum von 0,26 mg/l, das relativ spät am 17. März 2010 bei Wassertemperaturen von 6,1 °C zusammen mit einem gleichzeitigen Abflussanstieg auf 138 m<sup>3</sup>/s auftrat, blieb im Bereich der letzten Jahre. In der warmen Vegetationsperiode nahmen naturgemäß durch die höhere Reaktionsgeschwindigkeit chemischer und biologischer Prozesse, wie z.B. der Nitrifikation, die Ammoniumkonzentrationen ab und blieben häufig im Bereich zwischen 0,01 und 0,02 mg/l NH<sub>4</sub>-N. Auch an den Gewässerüberwachungsstationen Wetter, Hattingen und Essen-Werden waren ähnliche Verhältnisse zu verzeichnen. Nach wie vor wird der Orientierungswert von 0,3 mg/l NH<sub>4</sub>-N, der als arithmetisches Mittel festgelegt ist, nicht nur in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen, sondern auch an den Überwachungsstationen um etwa 80 % unterschritten. Der „sehr gute“ Zustand, der mit 0,04 mg/l limitiert ist, wird bei einem Jahresmittel von 0,06 mg/l NH<sub>4</sub>-N (Essen-Rellinghausen) knapp verfehlt. Die Einzelwerte und das 90-Perzentil von 0,11 mg/l erfüllen die Anforderungen sowohl der FischgewV als auch der LAWA-ZV sicher.

## Schwermetalle

Die Bewertung der Schwermetallbelastung der Ruhr erfolgt an Hand des gelösten Anteils (membranfiltriert) der prioritär gefährlichen Stoffe Blei, Cadmium, Nickel und Quecksilber. Das Schwermetall Quecksilber wird hier nicht dargestellt, da auch im Jahr 2010 alle Analysen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l blieben. Ergänzt werden die Befunde der prioritären Stoffe durch die Analysenergebnisse der Schwermetalle Chrom, Kupfer und Zink, die entsprechend der Vorgabe aus der unfiltrierten Probe ermittelt wurden.

### Blei

Blei ist in Oberflächengewässern hauptsächlich an Partikel gebunden, meist liegt der gelöste Anteil unter 20 %. Durch die vermehrte Remobilisierung aus dem Sediment und durch oberflächennahe Abspülungen aus dem Uferbereich steigen die Bleigehalte bei ansteigenden Abflüssen überproportional an. Das diesjährige Maximum von 18 µg/l in der Gesamtprobe (bei einem filtrierten Anteil um 15 %) wurde Ende Februar/Anfang März während des Abflussanstiegs bis auf 428 m<sup>3</sup>/s gemessen. Wie schon im Vorjahr wird die UQN für Blei (filtriert) von 7,2 µg/l auch 2010 mit 1,8 µg/l mit sehr großem Abstand unterschritten (Einstufung „sehr gut“). Auch die Anforderungen der LAWA-ZV (3,4 µg/l) und der zum Vergleich herangezogenen TrinkwV (10 µg/l) werden sicher eingehalten.

### Cadmium

Cadmium stammt vor allem als Begleitelement von Zink aus der geogenen Grundbelastung sowie dem ehemaligen Erzbergbau im östlichen Ruhreinzugsgebiet und weist dadurch im Oberlauf erhöhte Konzentrationen auf. Im weiteren Fließverlauf bis zur Ruhrmündung nehmen diese aufgrund von Verdünnung und Rückhalt (Sedimentation) wieder ab. Wie Blei liegt Cadmium hauptsächlich partikelgebunden vor und erreichte mit dem Abflussanstieg Ende Februar das diesjährige Maximum von 0,53 µg/l. Die Minima von <0,05 µg/l sowohl für die Gesamt- als auch die filtrierte Probe traten in den Sommermonaten bei lang andauerndem Niedrigwasser auf. Bei beiden Bestimmungen unterschieden sich Winter-, Sommer- und Jahresmittelwerte nicht (Cd<sub>ges.</sub>: 0,09 µg/l; Cd<sub>filtr.</sub>: <0,05 µg/l).

Cadmium wirkt in hohem Maße fischtoxisch. Diese Toxizität nimmt mit steigender Wasserhärte ab, was mit der Festlegung unterschiedlicher UQN für die einzelnen Härteklassen berücksichtigt wurde. Der Härtebereich „weich“, die Einstufung der Ruhr bei Essen-Rellinghausen, zieht hier eine UQN von 0,09 µg/l nach sich. Das Ergebnis aus dem Jahr 2009, als erstmalig eine Einstufung mit „sehr gut“ erfolgte, wird bei einem durchschnittlichen Cadmiumgehalt in der filtrierten Probe von <0,05 µg/l auch in diesem Jahr bestätigt. Wie in den letzten Jahren kann die als 90-Perzentil definierte LAWA-ZV von 0,07 µg/l für die unfiltrierte Probe bei einem Wert von 0,12 µg/l nicht eingehalten werden.

### Nickel

Das hauptsächlich gelöst vorliegende Nickel gelangt vornehmlich über die Abwässer metallbe- und -verarbeitender Betriebe in die Oberflächengewässer. Auch der Anstrich mit Antifouling-Farben sowie die atmosphärische Deposition aus den noch vorhandenen Kohlekraftwerken spielen eine Rolle. Dadurch tritt in Zeiten niedriger Abflüsse (i.d.R. im Sommerhalbjahr) ein höheres Konzentrationsniveau auf als zu Zeiten höherer Abflüsse. Die Maximalwerte wurden jedoch, wie auch bei anderen Schwermetallen, während des Abflussanstiegs zum Monatswechsel Februar/März mit bis zu 12 µg/l (über 80 % partikulär) registriert. Die UQN von 20 µg/l für die filtrierte Probe wurde bei einem Mittel von 2,5 µg/l selbst für das Maximum um mehr als 50 % (<10 µg/l) unterschritten, so dass für die Ruhr bei Essen-Rellinghausen sicher eine Einstufung in „sehr gut“ erfolgt.

### Chrom

Chrom stammt in den Oberflächengewässern hauptsächlich aus den gereinigten Abwässern der Galvanikindustrie, spielt allerdings seit vielen Jahren in der Ruhr kaum eine Rolle. Im Abflussjahr 2010 blieben über 80 % der Messwerte in den unfiltrierten Proben unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/l. Wie auch bei den vorgenannten Schwermetallen wurde der diesjährige Höchstwert von 3,3 µg/l Ende Februar während des Abflussmaximums erreicht. Bei einem Jahresmittelwert von < 1,0 µg/l werden wie in den Vorjahren die UQN von 5 µg/l (Einstufung „sehr gut“) und die LAWA-ZV (10 µg/l als Median) sicher eingehalten.

### Kupfer

Die mittlere Konzentration von Kupfer, das hauptsächlich über die kommunalen Abwässer in die Oberflächengewässer gelangt, lag 2010 mit 5,1 µg/l etwa 20 % über dem entsprechenden Vorjahreswert. Ausschlaggebend für diesen Anstieg war vor allem die lang andauernde Niedrigwasserphase in den Monaten April bis Juni/Juli, als die Monatsmittel bis zu 9,9 µg/l erreichten. So wird auch in diesem Jahr die UQN, die ein Jahresmittel von 4 µg/l für die unfiltrierte Probe vorgibt, nicht erfüllt. Dieses lässt demnach nur eine Bewertung mit „mäßig“ zu. Die Anforderung von ≤40 µg/l in der unfiltrierten Probe (95-Perzentil), die als der G-Wert in der FischgewV festgelegt wird, kann hingegen auch 2010 sicher eingehalten werden.

### Zink

Zink gelangt im Oberlauf aus dem Vorkommen zinkhaltiger Erze (geogene Grundbelastung) und dem damit früher verbundenen Erzbergbau in die Gewässer, gleichzeitig steigt mit zunehmender Fließstrecke die Bedeutung der Einträge von Abwässern metallver- und -bearbeitender Betriebe sowie der Abrieb verzinkter Materialien. Die mittlere Konzentration betrug im Abflussjahr 2010 in der unfiltrierten Probe 30 µg/l (2009: 25 µg/l) und das 95-Perzentil 51 µg/l. Damit wird die Anforderung von <1 mg/l Gesamtzink, die sich aus der FischgewV für Cyprinidengewässer ergibt, sicher eingehalten. Die für Zink mit 14 µg/l sehr strenge UQN, die ebenfalls

für die unfiltrierte Probe definiert ist, wird 2010 nicht eingehalten (Einstufung „unbefriedigend“) und kann auch in absehbarer Zeit in vielen Gewässern des Ruhreinzugsgebiets wegen geogener Vorbelastungen und bei hohem häuslichen Abwasseranteil nicht erreicht werden.

#### Borat-Bor

Bei einer Schwankungsbreite zwischen 0,03 und 0,13 mg/l  $\text{BO}_3\text{-B}$  und einer mittleren Konzentration von 0,08 mg/l wurden nahezu die gleichen Verhältnisse wie in den beiden Vorjahren festgestellt. Die niedrigeren Werte des überwiegend punktuell über kommunale Kläranlagen in die Gewässer gelangenden Bors traten meist in den abflussreichen Zeiten im Winter auf, während im Sommer bei niedrigen Abflüssen das Konzentrationsniveau anstieg. Der von der TrinkwV vorgeschriebene Grenzwert von 1 mg/l für Borat-Bor wird wie in den letzten Jahren sicher eingehalten.

### Zusammenfassende Bewertung

Die relevanten statistischen Daten der mit Orientierungswerten, Umweltqualitätsnormen oder sonstigen Anforderungen versehenen Kenngrößen sind für die Ruhr bei Essen-Rellinghausen in der Tabelle 2.6 zusammengestellt und werden auf der Grundlage der jeweiligen Anforderungen entsprechend bewertet. Die Farbgebung in den beiden Spalten ACP-OW (Allgemeine chemische Parameter-Orientierungswerte) und UQN entspricht der Einstufung des chemischen Monitorings gemäß EG-WRRL und ist in der Legende erläutert. In den vier weiteren Spalten zeigen ein grüner Hintergrund die Einhaltung und ein grauer Hintergrund die Nichteinhaltung der jeweiligen Anforderung an.

Zur Bewertung des ökologischen Zustands werden die allgemeinen chemisch-physikalischen Kenngrößen, die mit Orientierungswerten (ACP-OW) belegt sind, herangezogen. Im Jahr 2010 können die Kenngrößen Chlorid,  $\text{BSB}_5$  (mit ATH), TOC und  $\text{NH}_4\text{-N}$  wie im Vorjahr mit „sehr gut“ bewertet werden. Für die Kenngrößen Wassertemperatur, Gesamt- und o-Phosphat-Phosphor erfolgt eine Einstufung in „gut“. Auch der pH-Wert, der 2009 noch die Obergrenze von pH 8,5 überschritt, hält in diesem Jahr diese Vorgabe ein. Aufgrund der diesjährig etwas höheren Primär- und Sekundärproduktion und der damit mehr abzubauenen Biomasse wird in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen das Kriterium für die Untergrenze des Sauerstoffgehalts nicht eingehalten, so dass hier eine Bewertung mit „mäßig“ erfolgt.

Die prioritär gefährlichen Schwermetalle Blei, Cadmium (seit 2009) und Nickel halten die jeweilige UQN wie in den Vorjahren sicher ein und werden mit „sehr gut“ bewertet. Das ebenso zu dieser Stoffgruppe gehörende Quecksilber, für das die Bestimmungsgrenze gleichzeitig die UQN darstellt, wird in „gut“ eingestuft. Die UQN für die drei Schwermetalle Chrom, Kupfer und Zink werden nur vom Chrom mit „sehr gut“ eingehalten. Kupfer überschreitet die UQN nur geringfügig und wird mit „mäßig“ bewertet. Das Schwermetall Zink wird wie 2007 wieder in „unbefriedigend“ eingestuft. Während die Vorgaben der FischgewV (2010 mit Ausnahme des Sauerstoffgehalts) und der TrinkwV für alle untersuchten






Parameter eingehalten werden, sind bei den LAWA-ZV für die Kenngrößen Kupfer, Zink und Cadmium Überschreitungen vorhanden. Für die Stoffe, die schon eine hohe „Grundbelastung“ durch häusliche Abwässer und landwirtschaftliche Einträge im Ruhreinzugsgebiet aufweisen, wie Zink und Nitrat-Stickstoff [2.7], ist eine Einhaltung der LAWA-ZV in absehbarer Zeit nicht wahrscheinlich.

[2.7] Ruhrverband: Die Hintergrundbelastung der Gewässer im Ruhreinzugsgebiet. In: Ruhrgütebericht 2005, Essen, S. 82-92

#### Erläuterung der verwendeten Abkürzungen

ACP-OW	Orientierungswerte zur Beurteilung des ökologischen Zustandes
UQN	Umweltqualitätsnormen gem. Tochterrichtlinie zur WRRL
FischgewV / G bzw. I	Fischgewässerverordnung
LAWA ZV	LAWA-Zielvorgaben bzw. Güteklassifikation für Güteklasse II
AGA	Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer des Landes NRW
TrinkwV	Trinkwasserverordnung

#### Einstufung des chemischen Monitorings gemäß WRRL

	sehr gut	Wert $\leq$ $\frac{1}{2}$ UQN/OW
	gut	$\frac{1}{2}$ UQN/OW < Wert $\leq$ UQN/OW
	mäßig	UQN/OW < Wert $\leq$ 2 x UQN/OW
	unbefriedigend	2 x UQN/OW < Wert $\leq$ 4 x UQN/OW
	schlecht	Wert > 4 x UQN/OW

#### Sonstige Einstufungen

	eingehalten		nicht eingehalten		keine Vorgaben
---	-------------	--	-------------------	---	----------------

Tabelle 2.6: Statistische Daten ausgewählter Kenngrößen und Vergleich mit den gesetzlichen Anforderungen, Ruhr bei Essen-Rellinghausen im Abflussjahr 2010  
 Table 2.6: Statistical data on selected parameters and comparison with legal requirements, Ruhr at Essen-Rellinghausen in the runoff year 2010

		Anzahl Messungen	Minimum	Mittelwert	Maximum	50-Perzentil	90-Perzentil	95-Perzentil	ACP-OW	UQN	FischgewV / G bzw. I	LAWA ZV	AGA	TrinkwV
Wassertemperatur	°C	134	0,9	12,1	25,9	11,7	20,8	23,3	■		■		■	
pH-Wert		134	7,5	7,8	8,4	7,8	8,0	8,2	■		■		■	
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	131	1,1	8,4	120	5,5	13,8	20,9			■			
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	133	220	416	637	410	556	570						■
Chlorid	mg/l	134	18	51	86	51	74	78	■			■		■
Sulfat	mg/l	134	24	39	52	40	49	51				■		■
Fluorid	mg/l	134	0,07	0,10	0,14	0,10	0,12	0,12						■
Natrium	mg/l	127	12	35	64	34	51	56						■
BSB <sub>5</sub> ohne ATH	mg/l	134	0,2	1,9	4,7	1,8	3,0	3,7	■		■			
BSB <sub>5</sub> mit ATH	mg/l	134	0,1	1,5	4,0	1,4	2,4	2,9					■	
CSB	mg/l	133	4,9	9,4	37	8,6	12,4	13,3					■	
TOC	mg/l	133	2,0	3,4	13,0	3,0	4,8	5,6	■			■	■	
AOX	µg/l	132	< 5	6	14	6	9	10				■	■	
Sauerstoff	mg/l	134	5,4	10,3	13,7	10,3	12,8	13,1	■		■	■		
Gesamtposphor	mg/l	133	0,04	0,08	0,29	0,08	0,12	0,13	■			■	■	
o-Phosphat-Phosphor	mg/l	134	< 0,01	0,05	0,10	0,05	0,07	0,08	■			■		
Nitrat-Stickstoff	mg/l	134	1,8	3,2	4,2	3,2	4,0	4,1				■	■	■
Nitrit-Stickstoff	mg/l	134	< 0,05	< 0,05	0,07	< 0,05	0,05	0,06			■	■		■
Ammonium-Stickstoff	mg/l	134	< 0,01	0,06	0,26	0,06	0,12	0,16	■		■	■	■	■
Blei	µg/l	133	0,36	1,8	18,0	1,3	2,9	4,3				■	■	■
Blei (filtriert)	µg/l	134	< 0,10	0,20	0,58	0,19	0,31	0,34		■				
Cadmium	µg/l	133	< 0,05	0,09	0,53	0,07	0,14	0,18				■	■	■
Cadmium (filtriert)	µg/l	128	< 0,05	< 0,05	0,09	< 0,05	0,07	0,08		■				
Nickel	µg/l	133	1,8	3,3	12,0	3,1	4,4	4,9				■	■	■
Nickel (filtriert)	µg/l	102	1,4	2,6	4,9	2,5	3,9	4,2		■				
Quecksilber	µg/l	48	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05		■		■	■	■
Chrom	µg/l	133	< 1,0	< 1,0	6,3	< 1,0	1,4	2,2		■		■	■	■
Kupfer	µg/l	133	1,8	5,1	20	4,2	9,8	13,0		■		■	■	■
Kupfer, (filtriert)	µg/l	130	1,0	2,5	4,2	2,4	3,8	4,0			■			
Zink	µg/l	131	10	30	130	26	46	51		■	■	■	■	
NTA	µg/l	52	< 2	< 2	4	< 2	< 2	< 2		■				
EDTA	µg/l	52	< 2	5	24	4	11	13		■				
DTPA	µg/l	52	< 2	7	19	8	13	14		■				
Borat-Bor	mg/l	133	0,03	0,08	0,13	0,07	0,12	0,12						■



### 3 Die Ruhr und ihre Nebengewässer

#### Physikalisch-chemische Untersuchungsprogramme an Ruhr und Nebengewässern

Die Ruhr und ihre Nebengewässer werden bereits seit vielen Jahrzehnten physikalisch-chemisch und hydrobiologisch untersucht. Die physikalisch-chemischen Untersuchungen umfassen mehrere Messprogramme, die im Laufe der Zeit regelmäßig geprüft und an die aktuellen Erfordernisse angepasst wurden. So werden durch die Untersuchungen der Ruhr entlang ihres Fließweges an zwölf repräsentativen Stellen in einer Frequenz von 13 Probenahmeterminen im Jahr sowohl der räumliche als auch der zeitliche Aspekt berücksichtigt. Dieses Untersuchungsprogramm ermöglicht eine weitgehende Erfassung verschiedener meteorologischer und hydrologischer Situationen sowie ggf. unterschiedlicher Belastungssituationen, wie beispielsweise Einleitungen oder Wasserentnahmen, sowie die Erfolgskontrolle abwassertechnischer Maßnahmen. Vier weitere Längsuntersuchungen erfolgen gemäß den Vereinbarungen mit der AWWR in den vier Quartalen eines Jahres. Die Hälfte dieser Untersuchungen wird im Auftrag der AWWR durch das Hygieneinstitut Gelsenkirchen durchgeführt.

Die Untersuchungen der Nebengewässer dienten in der Vergangenheit neben der Erfassung möglicher Belastungsschwerpunkte

vornehmlich der Dokumentation von Auswirkungen abwassertechnischer Maßnahmen auf die Gewässergüte. Mit dem Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000, die im Juni 2002 mit der 7. Novelle des Wasserhaushaltsgesetzes in deutsches Recht überführt wurde, kam eine weitere Aufgabe hinzu. Die EG-WRRL sieht vor, bis zum Jahre 2015 möglichst viele Gewässer wieder in einen guten chemischen und ökologischen Zustand zu versetzen. Zur Erfüllung dieser Aufgabe wurde mit den zuständigen Behörden eine Vereinbarung über die Zusammenarbeit beim operativen Monitoring der Oberflächengewässer geschlossen, die auch eine Mitwirkung bei der Beurteilung des Gewässerzustandes sowie die gegenseitige Verwendung von Monitoringdaten und Zustandsbeurteilungen für Berichtszwecke und Publikationen umfasst.

#### Ruhrlängsuntersuchungen

Bild 3.1 zeigt die geografische Lage der zwölf Probenahmestellen an der Ruhr, die im Rahmen von Längsuntersuchungen beprobt werden. Fünf Stellen befinden sich auf dem oberen (Quelle bis unterhalb Möhнемündung), drei auf dem mittleren (unterhalb Möhнемündung bis Wehranlage Harkortsee) und vier auf dem unteren Gewässerabschnitt (unterhalb Wehranlage Harkortsee bis Mündung). Die Flusskilometerangaben an den einzelnen Probenahmestellen erfolgten basierend auf der 3. Auflage der Gewässerstationierung des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV).

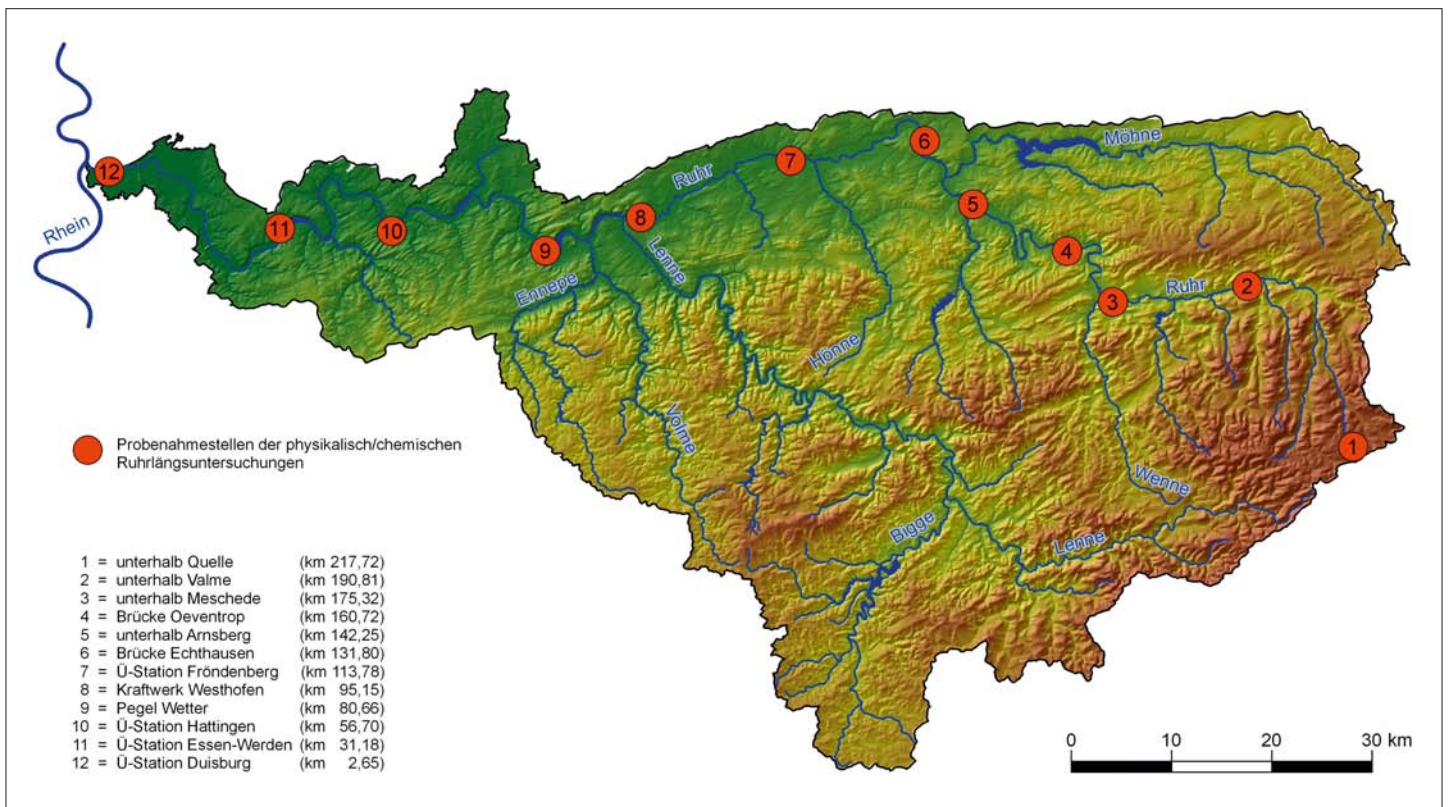


Bild 3.1: Geografische Lage der zwölf Probenahmestellen der Ruhrlängsuntersuchungen  
 Fig. 3.1: Location of the 12 sampling points for quality monitoring along the Ruhr

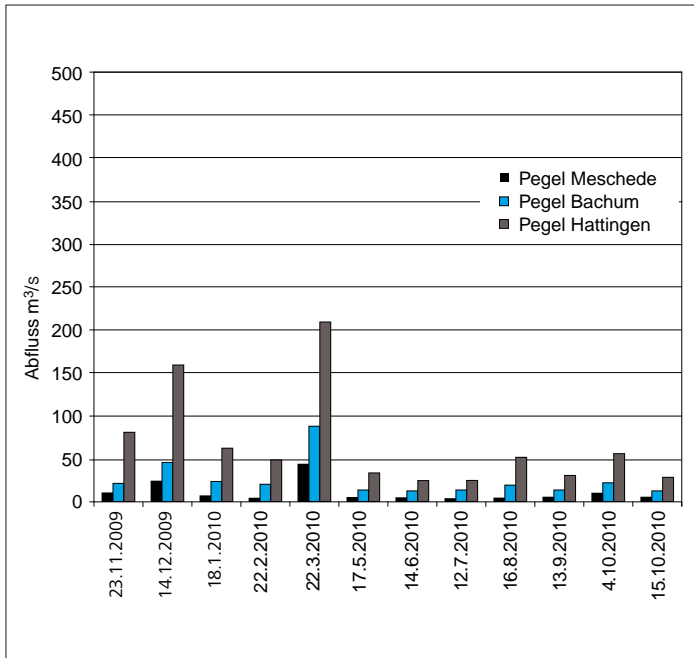


Bild 3.2: Abflüsse an den Pegeln Meschede, Bachum und Hattingen an den Probenahmestellen des Abflussjahres 2010 (Tagesmittelwerte)  
 Fig. 3.2: Ruhr runoff at the gauging stations Meschede, Bachum and Hattingen at the sampling points of 2010 (daily averages)

Die Abflusstagesmittelwerte der Ruhrpegel Meschede 1, Bachum und Hattingen an den jeweiligen Probenahmetermen für das Abflussjahr 2010 sind als Säulen in Bild 3.2 dargestellt. Die Abflüsse an den zwölf Untersuchungstagen wiesen am Pegel Hattingen, der zur Beurteilung der Abflussrepräsentativität der Probenahmetermine herangezogen wurde, eine Spannweite von 24,3 bis 209 m³/s auf. Die entsprechenden Werte für das gesamte Abflussjahr waren 21,6 bis 428 m³/s. Der mittlere Abfluss für die Tage der Ruhrlängsuntersuchungen wies mit 67,2 m³/s nahezu den gleichen Wert wie das Mittel des Abflussjahres von 68,4 m³/s auf. Die Abflussverhältnisse an den Messtagen kommen also der realen Abflusssituation ziemlich nahe.

Von den im aktuellen Abflussjahr gemessenen Daten ist in Bild 3.3 eine Auswahl als „Box-Whisker-Diagramm“ dargestellt. Die Endpunkte der Linien entsprechen den jeweiligen Minima bzw. Maxima, das graue Rechteck dem Bereich zwischen dem 10- und 90-Perzentil und der schwarze Punkt dem Median aller Untersuchungen des Abflussjahres. Die grau hinterlegte Fläche stellt die 10- und 90-Perzentile und die rote Linie die Mediane dar, die auf der Basis der Daten aus den Abflussjahren 2002 bis 2009 ermittelt wurden.

Im Folgenden werden die wesentlichen Befunde der Untersuchungen dargestellt. Die Bewertung erfolgte auf der Basis der Umweltqualitätsnormen (UQN) und der Orientierungswerte, die sich aus der Umsetzung der EG-WRRL des Landes NRW ergeben [3.1], sowie der Fischgewässerverordnung [3.2].

## Allgemeine physikalisch-chemische Kenngrößen

### pH-Wert

Der pH-Wert, der im Sommer vor allem durch die Intensität photosynthetischer Prozesse beeinflusst wird, zeigte sowohl im Fließverlauf als auch in der zeitlichen Abfolge ein ähnliches Bild wie in den Vorjahren. Während die niedrigsten Werte von pH 6,6 im Quellbereich zu finden waren, wurden die Maxima im Bereich zwischen den Probenahmestellen „Brücke Oeventrop“ und „Arnsberg“ gemessen. Dieser flache, über weite Strecken unbeschattete Fließgewässerabschnitt ist stark von Makrophyten, hier vor allem vom heimischen, standorttypischen *Ranunculus fluitans* (Indikator eines guten ökologischen Zustands), und benthischen Algen besiedelt (Bild 3.4). Das führte in der Vegetationsperiode zu höheren pH-Werten, die am 12. Juni 2010 während einer lang andauernden Schönwetterphase Maxima von pH 8,9 bzw. 8,6 erreichten. Damit wurde die Anforderung der EG-WRRL, die einen pH-Bereich von 6,5 bis 8,5 vorschreibt, an diesen beiden Probenahmestellen je einmal überschritten. In den letzten Jahren war der Unterlauf der Ruhr mit den großen Stauhaltungen Hengstey, Harkort, Kernade und Baldeneysee weitgehend Makrophyten dominiert, wodurch Planktonalgen nur einen Bruchteil der Biomassen der 1990er Jahre erreichten. Die Folge war unter anderem auch ein geringerer pH-Anstieg in der Vegetationsperiode. 2010 kam eine Makrophytenvegetation aufgrund besonderer hydrologischer Verhältnisse kaum in Gang, so dass Planktonalgen wieder präzenter waren (vgl. Beitrag: „*Elodea*-Vorkommen in den Ruhrstauseen 2010“). Bis auf wenige Tage blieben die pH-Werte jedoch unauffällig und hielten darüber hinaus über den gesamten Zeitraum die EG-WRRL-Anforderungen ein.

### Elektrische Leitfähigkeit

Um sich einen Überblick über die Größenordnung der Gesamtkonzentration ionischer Inhaltsstoffe zu verschaffen, wird in der Regel die Elektrische Leitfähigkeit herangezogen. Diese stieg naturgemäß von der Quelle mit einem Mittel von 123 µS/cm bis zur Mündung in den Rhein auf knapp das Vierfache an (Mittelwert: 477 µS/cm). Die verhältnismäßig hohen Maxima und 90-Perzentile im Oberlauf wurden durch die ansteigenden Leitfähigkeiten während der lang anhaltenden niedrigen Abflüsse in den Sommermonaten hervorgerufen. Der Anstieg zwischen den Probenahmestellen „Pegel Wetter“ und „Überwachungsstation Hattingen“ war auf den Zufluss des Ölbachs zurückzuführen, der die salzhaltigen Grubenwässer des Bergwerks „Robert Müser“ aufnimmt.

- [3.1] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Anhang D4, Juni 2007, und Anhang D5, Mai 2007
- [3.2] Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (FischgewV). In: Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, 51. Jahrgang, Nr. 41 vom 27. August 1997, S. 286

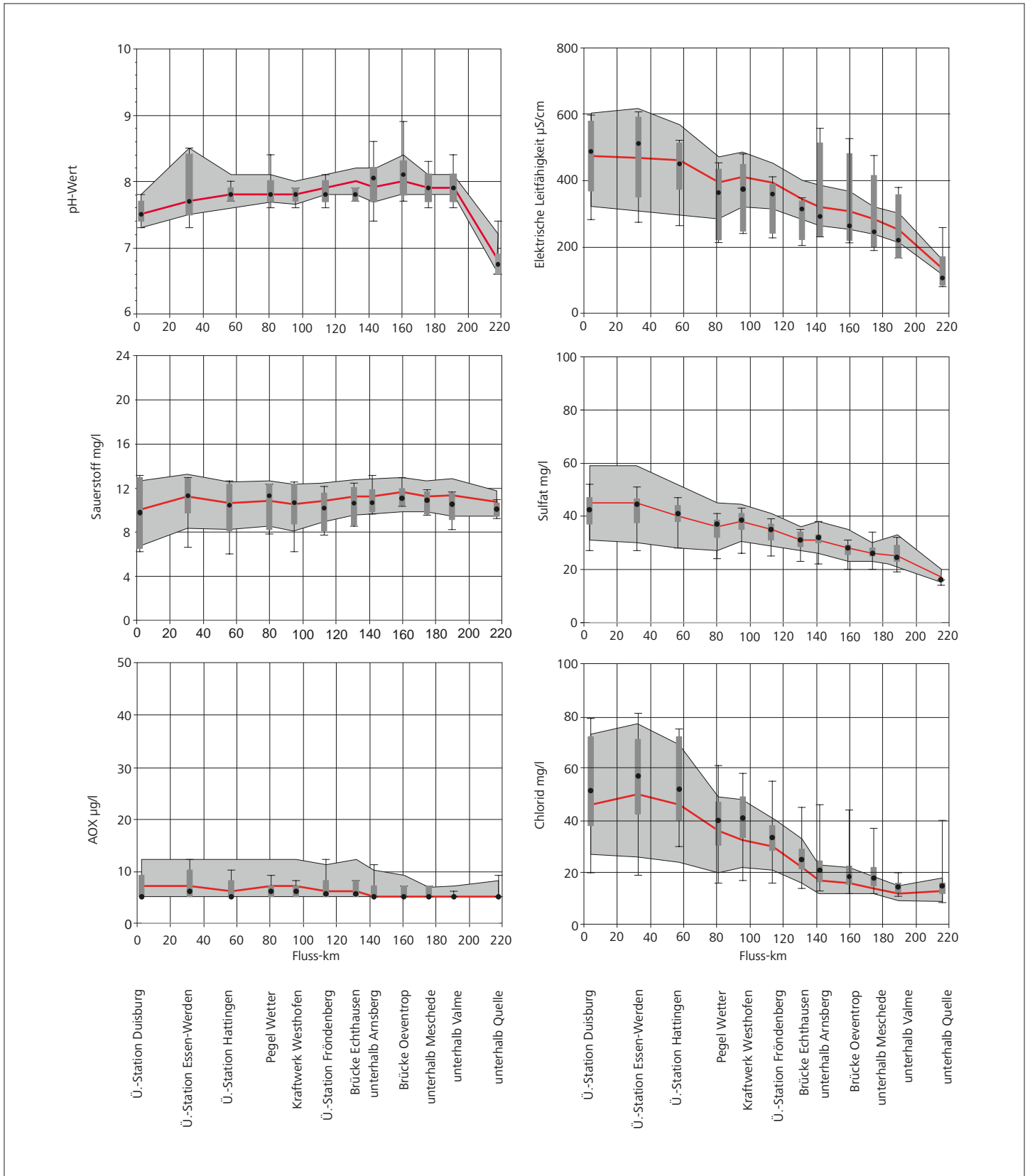
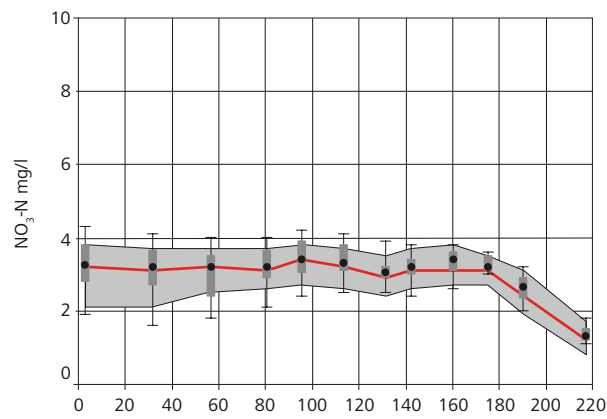
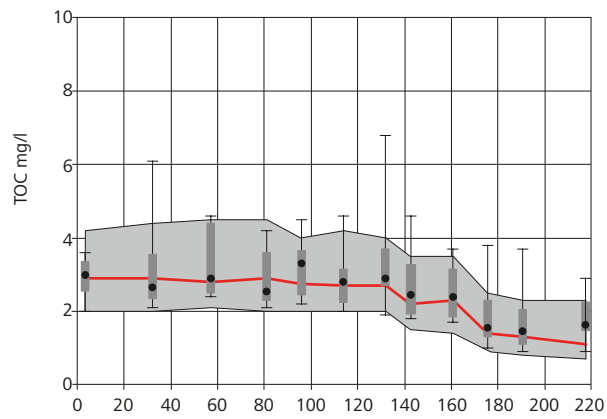
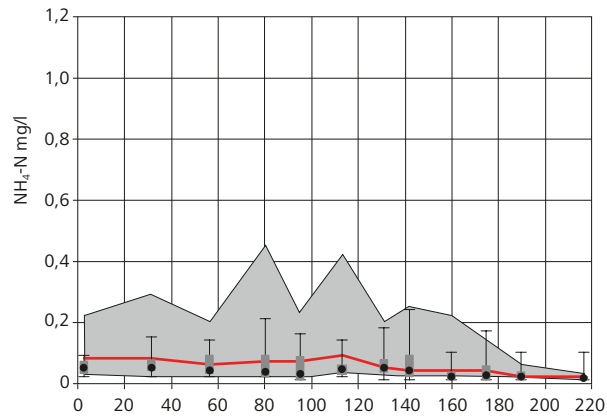
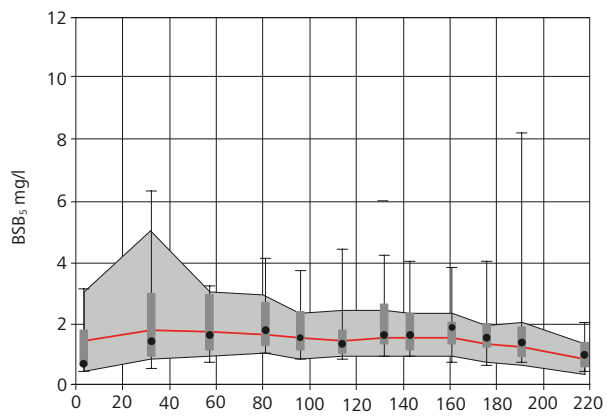
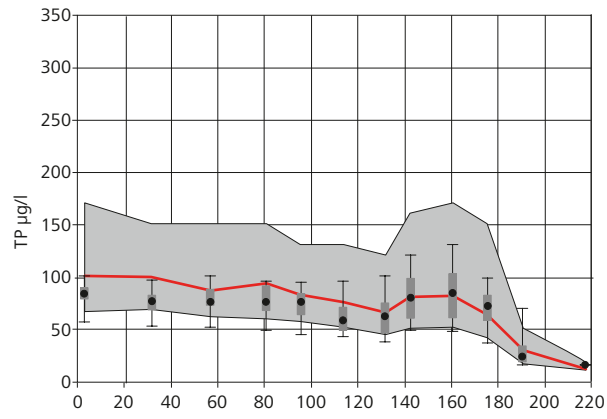
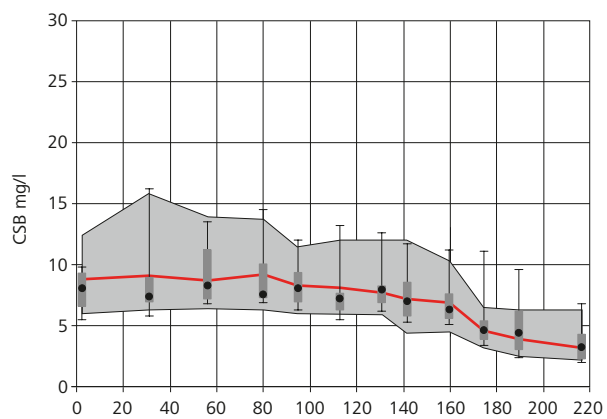


Bild 3.3: Ruhrlängsuntersuchungen im Abflussjahr 2010, statistische Daten ausgewählter Kenngrößen  
 Fig. 3.3: Examinations along the Ruhr during the runoff year 2010, statistical data of selected parameters



Fluss-km

Ü.-Station Duisburg  
 Ü.-Station Essen-Werden  
 Ü.-Station Hattingen  
 Pegel Wetter  
 Kraftwerk Westhofen  
 Ü.-Station Fröndenberg  
 Brücke Echthausen  
 unterhalb Arnsberg  
 Brücke Oeventrop  
 unterhalb Meschede  
 unterhalb Valme  
 unterhalb Quelle

Fluss-km

Ü.-Station Duisburg  
 Ü.-Station Essen-Werden  
 Ü.-Station Hattingen  
 Pegel Wetter  
 Kraftwerk Westhofen  
 Ü.-Station Fröndenberg  
 Brücke Echthausen  
 unterhalb Arnsberg  
 Brücke Oeventrop  
 unterhalb Meschede  
 unterhalb Valme  
 unterhalb Quelle

Bild 3.3: Ruhrlängsuntersuchungen im Abflussjahr 2010, statistische Daten ausgewählter Kenngrößen  
 Fig. 3.3: Examinations along the Ruhr during the runoff year 2010, statistical data of selected parameters

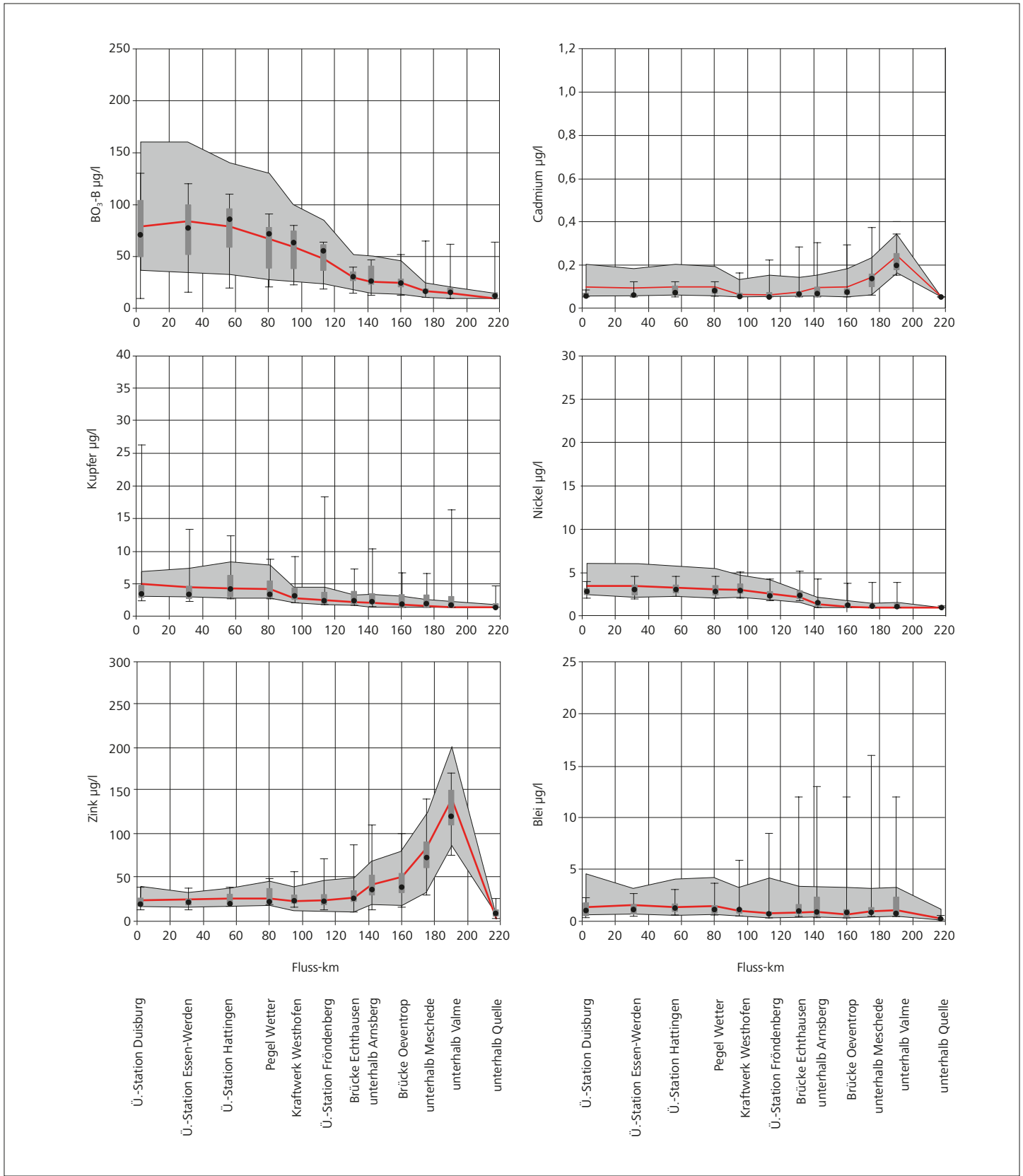


Bild 3.3: Ruhrlängsuntersuchungen im Abflussjahr 2010, statistische Daten ausgewählter Kenngrößen  
 Fig. 3.3: Examinations along the Ruhr during the runoff year 2010, statistical data of selected parameters



Bild 3.4: Makrophytenvegetation in der Ruhr an der Probenahmestelle „Brücke Oeventrop“  
 Fig. 3.4: Macrophyte vegetation in the Ruhr at the sampling point "Brücke Oeventrop"

Im Vergleich zum Vorjahr waren im Winterhalbjahr durchaus nennenswerte Abflussanstiege zu verzeichnen, die zu niedrigeren Minima und 10-Perzentilen führten. Auf die jeweiligen Mediane hatte dies naturgemäß keinen Einfluss.

### Mineralische Inhaltsstoffe

Die Salzbelastung der Ruhr befindet sich seit vielen Jahren, bezogen auf die Mediane, auf einem gleich bleibend niedrigen Niveau. Zu den wesentlichen Kationen zählen in der Ruhr Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium. Die bedeutendsten Anionen sind Chlorid und Sulfat sowie Nitrat, Hydrogencarbonat, Fluorid und Bromid.

Die Konzentrationen von Chlorid und Sulfat sind zwar stark abhängig vom Abflussgeschehen, jedoch können auch andere Faktoren einen erheblichen Einfluss ausüben. So nahmen im Vorjahresvergleich beispielsweise die Chloridgehalte im Winterhalbjahr zu, obwohl der Abfluss sich auf einem etwa um 10 % höheren Niveau befand als im Vorjahr. Hier spielte vor allem der stark vermehrte Taumitteleinsatz, der in den ersten beiden Monaten des Jahres 2010 teilweise sogar zu Tausalzengpässen in den Kommunen führte, eine entscheidende Rolle. Direkte Einträge aus Abwassermengen von Verkehrsflächen und über gereinigte Abwässer ließen im Unterlauf der Ruhr die Chloridkonzentrationen auf 71 mg/l und die Sulfatgehalte auf 47 mg/l ansteigen. Die höchsten Werte wurden jedoch nicht im Winter, sondern im Sommer während lang anhaltender Niedrigwasserabflüsse gemessen. So stiegen in den Monaten März bis Juli die Konzentrationen kontinuierlich an, wobei der Anstieg beim Chlorid ausgeprägter war. Die Jahresmaxima wurden mit 81 mg/l Cl und 52 mg/l SO<sub>4</sub> im Juni bzw. Juli erreicht. Die Minima des Abflussjahres von jeweils 27 mg/l traten während einer Periode ständig erhöhter Abflüsse Mitte Dezember auf.

Die Konzentrationen der hier nicht dargestellten Anionen Fluorid und Bromid blieben auf der gesamten Fließstrecke der Ruhr unauffällig. Wie in den Vorjahren überschritten beide zu keinem Zeitpunkt einen Wert von 0,2 mg/l. Die Gehalte der ebenfalls nicht dargestellten Kationen Calcium und Magnesium gingen nach einem merklichen Anstieg im Jahr 2009 wieder auf das niedrige Niveau von 2008 zurück. Allen Ionen ist gemein, dass die Gehalte im Fließverlauf von der Quelle bis zur Mündung zunehmen.

### Organische Stoffe

Der Rückgang der organischen Belastung der Ruhr setzte sich auch im Abflussjahr 2010 weiter fort. Konzentrationsspitzen werden heute weniger durch Einträge aus den kommunalen Kläranlagen hervorgerufen, sondern vielmehr durch autochthone Vorgänge, wie die Phyto- und Zooplanktonentwicklungen, oder Bodenabschwemmungen bei ansteigenden Abflüssen. Zur Beschreibung der Ruhr hinsichtlich ihrer organischen Inhaltsstoffe werden hier stellvertretend die Summenparameter BSB<sub>5</sub> (ohne ATH), CSB und TOC herangezogen.

Auch im Abflussjahr 2010 waren für den BSB<sub>5</sub> (ohne ATH) nahezu auf der gesamten Fließstrecke hinsichtlich der jeweilige Mediane Verhältnisse wie in den letzten acht Jahren zu verzeichnen. Darüber hinaus wurde im Mündungsbereich an der Probenahmestelle „Überwachungsstation Duisburg“ mit 0,65 mg/l ein deutlich unterdurchschnittlicher Median ermittelt, was auf die außerordentlich niedrigen BSB<sub>5</sub>-Werte im Sommerhalbjahr zurückzuführen ist. Offensichtlich waren die im Baldeneysee produzierte Biomasse und organische Substanzen aus Einträgen durch lokale, kurze aber heftige Niederschlagsereignisse auf der Fließstrecke bis zur Mündung schon abgebaut worden – zeitweise auch mit Hilfe des zusätzlich über die Belüftung eingetragenen Sauerstoffs (insgesamt 15 Tage) –, so dass kaum noch organisches Material aus der planktischen Primär- und Sekundärproduktion bis zu dieser Messstelle gelangte. Auffällig waren die beiden Maxima an den Probenahmepunkten „unterhalb Valme“ und „Überwachungsstation Essen-Werden“ von 8,2 bzw. 6,3 mg/l. Das Maximum im Oberlauf trat am 12. Juli 2010 auf, als sich unterhalb des Quellbereichs eine Algenpopulation entwickelt hatte, die zu einem Chlorophyll-a-Gehalt von 13 µg/l führte. Der Abbau hatte auf der 27 km lange Fließstrecke noch nicht vollständig stattgefunden, wie auch der hohe organische Anteil von über 80 % der Abfiltrierbaren Stoffe zeigte. Zur Zeit des Maximums im Baldeneyseeauslauf am 14. Juni 2010 waren 45 µg/l Chlorophyll-a vorhanden, was zusammen mit dem Zooplankton diesen hohen BSB<sub>5</sub>-Wert verursachte. Trotz der diesjährigen Verschiebung vom Makrophyten-dominierten Zustand zu einem Interimszustand (vgl. Beitrag „*Elodea*-Vorkommen in den Ruhrstauseen 2010“) bleiben die 90-Perzentile im gestauten Teil der Ruhr meist unter den langjährigen Werten, was für eine deutlich geringere Primärproduktion als früher spricht.

Die Konzentrationen des CSB (Mediane) blieben über die gesamte Fließstrecke meist unter den langjährigen Werten. Anders als beim BSB<sub>5</sub> traten die niedrigsten CSB-Werte unterhalb der Stauhaltungen Hengstey/Harkort bzw. Baldeney auf. Dies zeigt anschaulich, wie die Stauseen ihrer ursprünglichen Aufgabe, nämlich als

Sedimentationsfallen zu dienen, auch heute noch gerecht werden. Eine Abnahme des Glührückstandes der Abfiltrierbaren Stoffe auf der Fließstrecke von der Messstelle „Überwachungsstation Hattingen“ bis zur Messstelle „Station Essen-Werden“ zeigte beispielsweise, dass im Baldeneysee deutlich mehr mineralische als organische Bestandteile zurückgehalten wurden. Während die Abnahme der mineralischen Bestandteile zeitweise bis zu 50 % betrug, nahm in der Vegetationsperiode der organische Anteil temporär noch um 50 % zu. Ähnliche Verhältnisse wie beim CSB zeigten sich auch beim TOC.

Die Anforderungen, die sich aus der EG-WRRl ergeben, werden sowohl für den BSB<sub>5</sub> als auch den TOC sicher eingehalten. Für beide Parameter kann der Zustand der Ruhr mit „sehr gut“ beurteilt werden. Das Gleiche gilt für die Vorgaben, die sich aus der Fischgewässerverordnung ergeben.

### Sauerstoffhaushalt

Über weite Strecken bewegten sich die Sauerstoffkonzentrationen auf dem Niveau der letzten neun Jahre. Bis auf den Mündungsbereich betrug die Mediane an allen beprobten Stellen über 10 mg/l O<sub>2</sub>. Im oberen Ruhrabschnitt bis einschließlich der Probenahmestelle „Kraftwerk Westhofen“ wurde in der Ruhr zu keiner Zeit eine Sauerstoffkonzentration von 7 mg/l unterschritten. Auf der weiteren Fließstrecke bis zur Mündung in den Rhein, die ab Arnsberg dem Gewässertyp 9.2 „Großer Fluss des Mittelgebirges“ zugeordnet wird, galt für die Minima entsprechendes für eine Konzentration von 6 mg/l O<sub>2</sub>. Die im Unterlauf aufgetretenen temporären Beeinträchtigungen des Sauerstoffangebots wurden bei diesem Untersuchungsprogramm nicht erfasst. Zur näheren Erläuterung des Sauerstoffhaushalts in der unteren Ruhr sei auf den Beitrag „Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr“ verwiesen, in dem dieses Thema vor allem für das Sommerhalbjahr behandelt wird.

### Nährstoffe

Die Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff (Ammonium, Nitrat) spielen für die Primärproduktion im Gewässer, sei diese nun planktisch (Phytoplankton) oder benthisch (Makrophyten, benthische Algen), eine herausragende Rolle. Entscheidend für die Intensität pflanzlicher Entwicklungen (Trophie) in der Ruhr ist vor allem Phosphor, da Nitrat ausreichend vorhanden ist. Darüber hinaus werden diese biologischen Entwicklungen allerdings noch von anderen Faktoren, wie Abfluss, Licht und Nahrungsnetzen, beeinflusst. Diese Zusammenhänge werden in dem Abschnitt „Hydrobiologischen Untersuchungen“ behandelt. Hier werden die aktuellen Ergebnisse der Kenngrößen Gesamtphosphor, Nitrat- und Ammonium-Stickstoff diskutiert und den langjährigen Werten gegenübergestellt, um die Nährstoffsituation im Fließverlauf der Ruhr zu beschreiben und zu bewerten.

Insgesamt ist im Jahr 2010 das Niveau der Konzentrationen für den Gesamtphosphor mit dem des Vorjahres vergleichbar. Gegenüber den langjährigen Daten haben die Konzentrationen jedoch deutlich abgenommen. Auffällig ist darüber hinaus die im Laufe

der letzten Jahre abnehmende Bandbreite der Gehalte. Während diese noch für den Zeitraum 2002 bis 2004 im Unterlauf der Ruhr, bezogen auf die 10- und 90-Perzentile, einen Bereich von 80 bis 200 µg/l umfasste, waren es 2010 nur noch 50 bis 80 µg/l TP. Im Oberlauf fallen die etwas höheren Werte bis zu 130 µg/l auf. Diese wurden vor allem im Spätsommer erreicht, als kurzzeitige Abflussanstiege nach langen Trockenperioden einen oberflächennahen Eintrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Fließgewässer zur Folge hatten. Sie führen gegen Ende der Vegetationsperiode immer wieder zu höheren Phosphorwerten in den Gewässern im Sauerland. Für alle Probenahmestellen im Fließverlauf gilt, dass die Anforderung für den „guten“ Zustand nach EG-WRRl von 100 µg/l TP (als Mittelwert) sicher eingehalten wird. Die ersten 30 Ruhrkilometer erreichen sogar den „sehr guten“ Zustand ( $\leq 50$  µg/l TP).

Auch 2010 blieben die bis 1993 stark zurückgegangenen und seitdem immer noch weiter zurückgehenden Ammoniumkonzentrationen auf einem sehr niedrigen Niveau. Das betraf gleichermaßen alle statistischen Parameter. Im gesamten Fließverlauf wurden lediglich zwei Werte knapp über 0,2 mg/l NH<sub>4</sub>-N gemessen, die an den Messstellen „Brücke Echthausen“ und „Pegel Wetter“ Mitte Januar bei Wassertemperaturen von 5 °C auftraten. Auf den ersten 60 Flusskilometern wird bei Mittelwerten  $\leq 0,04$  mg NH<sub>4</sub>-N der „sehr gute“ Zustand (EG-WRRl) erreicht, während im weiteren Fließverlauf bei Mittelwerten zwischen 0,05 und 0,07 mg/l dieser nur knapp verfehlt wird. Die Grenze von 0,3 mg/l, die für den „guten“ Zustand relevant ist, wurde 2010 selbst von den Maxima nicht überschritten.

Während noch 2009 für die Nitrat-Stickstoffkonzentrationen an fast allen Probenahmestellen unterdurchschnittliche Werte gemessen wurden, lagen 2010 zumindest die Mediane und 10-Perzentile in der Größenordnung der langjährigen Werte. Die höchsten Gehalte traten in den Wintermonaten Dezember bis März auf, während in der Vegetationsperiode durch den photosynthetischen Nitratbedarf der planktischen und benthischen Pflanzen aber auch durch Denitrifikationsprozesse am Gewässergrund das Niveau der Nitratgehalte niedriger war. Aufgrund der hohen Hintergrundkonzentrationen – selbst auf den ersten 30 Ruhrkilometern betrug das 90-Perzentil schon zwischen 1,7 bzw. 2,9 mg/l NO<sub>3</sub>-N – konnte die strenge LAWA-ZV von 2,5 mg/l NO<sub>3</sub>-N nicht eingehalten werden. Der Nutzung als Rohwasserlieferant zur Trinkwasserversorgung wurde die Ruhr aber jederzeit gerecht, da der entsprechende Grenzwert für Trinkwasser von 11,3 mg/l NO<sub>3</sub>-N (50 mg/l NO<sub>3</sub>) mit einem großen Sicherheitsabstand eingehalten wurde.

### Schwermetalle

Die Konzentrationen der Schwermetalle zeigen seit Jahren einen abnehmenden Trend oder befinden sich bereits auf einem niedrigen Niveau. Das Bild 3.3 zeigt die Gesamtkonzentrationen von Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink, die hier stellvertretend für die ökotoxikologisch bedeutsamen Schwermetalle stehen. Das ebenfalls zu dieser Gruppe gehörende Chrom wird nicht dargestellt, da lediglich 16 % aller Proben Befunde oberhalb der Bestim-

mungsgrenze von 1 µg/l aufwiesen. Das Gleiche gilt für Quecksilber (BG: <0,05 µg/l), das in keiner Ruhrprobe nachgewiesen werden konnte.

Im Abflussjahr 2010 wurden für Blei, Cadmium, Nickel und Zink über die gesamte Fließstrecke Konzentrationen festgestellt, die sowohl hinsichtlich der Mediane als auch der 90-Perzentile im Bereich der langjährigen Daten oder (vor allem im Unterlauf der Ruhr) darunter lagen. Diesen Parametern ist gemein, dass die lokalen Maxima, die vor allem zwischen den Probenahmestellen „unterhalb Valme“ und „Kraftwerk Westhofen“ auffallen, am 22. März 2010 gemessen wurden, als der Abfluss bis auf knapp 88 m<sup>3</sup>/s (Pegel Bachum) bzw. 209 m<sup>3</sup>/s (Pegel Hattingen) anstieg. Naturgemäß werden durch solche Ereignisse, die mit entsprechenden Regenfällen einhergehen, Sedimente resuspendiert und Abschwemmungen aus dem Uferbereich der Gewässer eingetragen. Dadurch steigt zwar der Gesamtgehalt der Schwermetallkonzentrationen zum Teil erheblich an, auf den filtrierten Anteil hat dies zumeist jedoch keinen bedeutenden Einfluss. Nach wie vor wurde ab dem Zufluss der Valme das Konzentrationsniveau der Elemente Cadmium und vor allem Zink durch weiterhin stattfindende Elutionsvorgänge aus dem ehemaligen Erzbergbau im Valmeinzugsgebiet deutlich angehoben. Im weiteren Fließverlauf ging dieses durch Verdünnung wieder zurück. Das zum größten Teil gelöst vorliegende Kupfer zeigte im Fließverlauf leicht ansteigende Konzentrationen. Im Gegensatz zu den vorgenannten Schwermetallen tauchten hier die höchsten Werte nicht bei Abflussanstiegen auf, sondern wurden vielmehr nach einer nahezu achtwöchigen Niedrigwasserphase Mitte Juni gemessen. Während im Oberlauf bei den 90-Perzentilen leicht überdurchschnittliche Werte gemessen wurden, waren etwa ab Fröndenberg diese wieder im Bereich der langjährigen Bandbreite.

Bei der Bewertung nach EG-WRRL ergeben sich für die einzelnen Schwermetalle durchaus differenzierte Ergebnisse. So muss Zink aufgrund der geogenen Vorbelastung aus dem östlichen Einzugsgebiet im Oberlauf unterhalb der Valme für etwa 25 Flusskilometer mit „schlecht“ bewertet werden. Auf der weiteren Fließstrecke verbessert sich der Zustand über „unbefriedigend“ (bis zum Probenahmepunkt „Brücke Echthausen“) bis „mäßig“ auf der übrigen Strecke bis zur Mündung in den Rhein. Das ebenfalls im Oberlauf geogen eingetragene Cadmium erreicht bei einem ähnlichen Muster des Konzentrationsverlaufes je einmal den „mäßigen“ bzw. „guten“ Zustand. An allen anderen Probenahmestellen ist die Ruhr für diesen Parameter in „sehr gut“ einzustufen. Das Gleiche gilt für Blei und Nickel, die über die gesamte Fließlänge sicher mit „sehr gut“ bewertet werden können. Bis zur Probenahmestelle „Pegel Wetter“ ist die Ruhr für das Schwermetall Kupfer mit „gut“ zu bewerten. Die mit zunehmendem Abwasseranteil leicht ansteigenden Konzentrationen führen auf dem weiteren Fließweg zu einer Bewertung mit „mäßig“.

### Spezielle Einzelstoffe

#### Borat-Bor

Das Abflussjahr 2010 war hinsichtlich der Mediane von Borat-Bor

ein durchschnittliches Jahr. Von der Quelle bis zur Mündung nahmen die Gehalte mit einem ansteigenden kommunalen Abwasseranteil, dem Haupteintragspfad für Borverbindungen, allmählich zu. Die wenigen Maxima im Oberlauf traten in der Niedrigwasserperiode zwischen Mai und Juli bei schönem Wetter auf. Allerdings ist im Verlauf der letzten fünf Jahre das Konzentrationsniveau von Borat-Bor, nicht zuletzt aufgrund des Ersatzes von Perborat durch Percarbonat in Waschmitteln, kontinuierlich gesunken.

#### Adsorbierbare Organisch Gebundene Halogene (AOX)

Auch 2010 blieb das ohnehin niedrige Konzentrationsniveau von AOX über die gesamte Fließstrecke unterdurchschnittlich. Von den insgesamt 143 genommenen Proben blieben 97 % aller Werte unter 10 µg/l und 44 % sogar unterhalb der Bestimmungsgrenze von 5 µg/l. Damit wurde die LAWA-ZV von ≤ 25 µg/l (90-Perzentil) an allen Probenahmestellen eingehalten. Das galt darüber hinaus sogar für den in der Ruhr gemessenen Maximalwert von 12 µg/l AOX im Abflussjahr 2010.

### Physikalisch-chemische Untersuchungen in den Nebengewässern und der Ruhr gemäß EG-WRRL

Auf der Basis der Vereinbarung zwischen LANUV und Ruhrverband wurden von beiden Partnern im Jahr 2010 insgesamt 52 Gewässer an 142 Probenahmestellen untersucht. Ein großer Teil der insgesamt 753 Probenahmen entfiel dabei auf das investigative Monitoring und die überblicksweise Überwachung, die entsprechend der Vereinbarung alleinige Aufgabe der Behörden sind. Im Rahmen des gemeinsamen operativen Monitorings führte der Ruhrverband 204 Probenahmen an 22 Gewässern durch.

Die Lage der Fließgewässer und der Messstellen in den Planungseinheiten sind in Bild 3.5 in einer Karte dargestellt. In der Tabelle 3.1 sind die wesentlichen Daten der Gewässer der sechs Planungseinheiten sowie die Untersuchungshäufigkeiten zusammengefasst. Bewertet werden die Parameter pH-Wert, Sauerstoff, Chlorid, Ammonium-Stickstoff, Gesamtphosphor, gesamter organisch gebundener Kohlenstoff sowie die Schwermetalle Blei, Kupfer, Nickel, Zink, Cadmium und Chrom (Bild 3.6). Gemäß Teil A des „Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer“ [3.3] erfolgt die Darstellung der „Allgemeinen chemisch-physikalischen Kenngrößen“ (ACP) messstellenbezogen. Dabei wird analog zu anderen Stoffen eine fünfstufige Differenzierung in den Farben blau, grün, gelb, orange und rot gewählt. Eine Ausnahme von dieser NRW-internen Regelung bilden die Kenngrößen pH-Wert, Temperatur und Sauerstoff, deren Einhaltung bzw. Nichteinhaltung durch die Farben grün bzw. rot gekennzeichnet sind [3.4]. Eine detaillierte

[3.3] Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW (Hrsg.): Leitfaden Monitoring Oberflächengewässer, Teil A: Durchführung des Monitorings, Stand August 2009, S. 72/73

[3.4] Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer, Oberflächengewässerverordnung (OgewV), Entwurf 1. August 2010



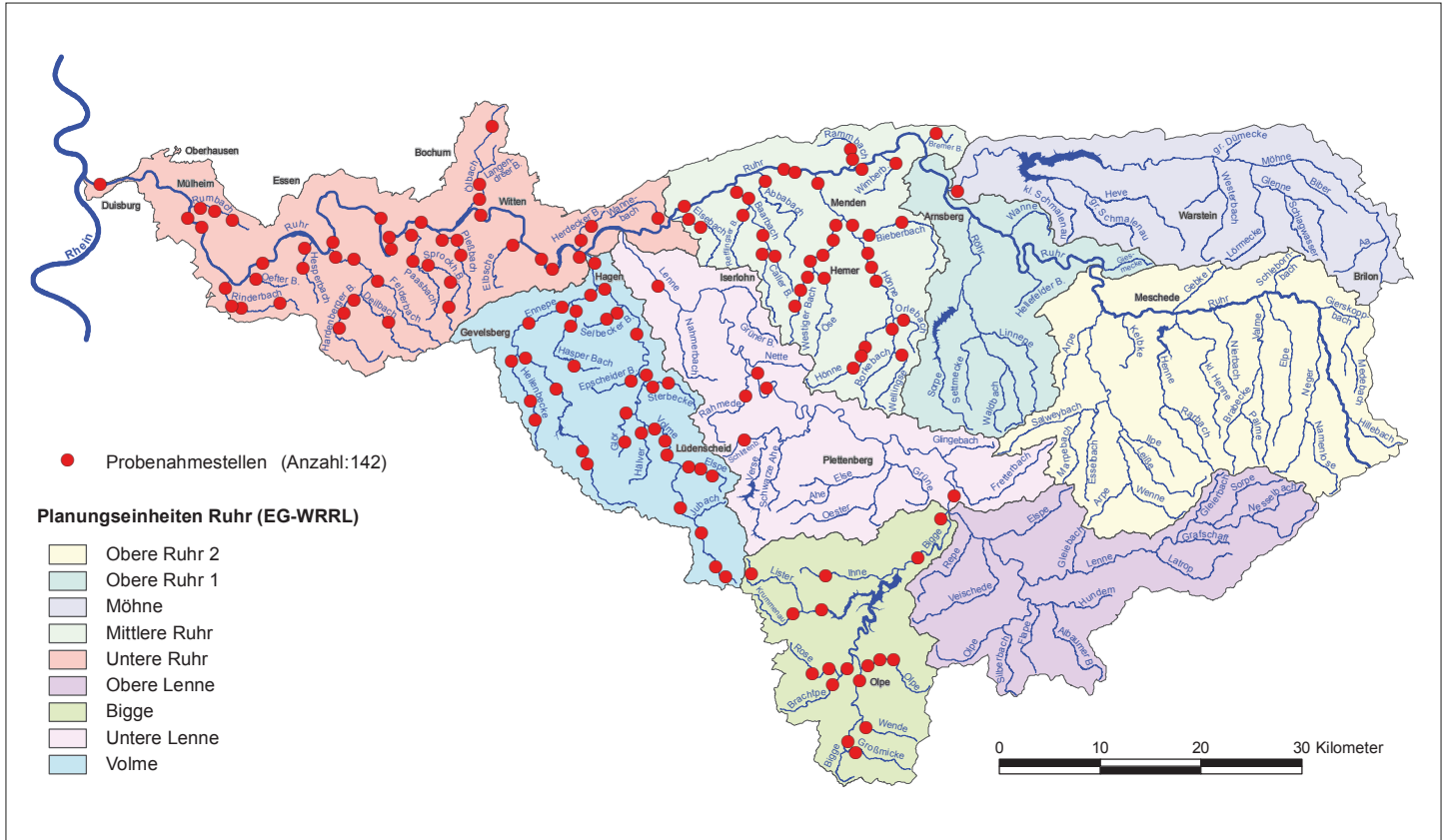


Bild 3.5: Lage der im Jahr 2010 untersuchten Fließgewässer einschließlich der jeweiligen Probenahmestellen  
 Fig. 3.5: Location of flowing waters examined during the year 2010 and of the respective sampling points

Erläuterung zur Bewertung der chemisch-physikalischen Kenngrößen und des ökologischen Zustands ist im Ruhrgütebericht des Jahres 2007 dargestellt [3.5].

#### Planungseinheit Untere Ruhr

In der Planungseinheit Untere Ruhr wurden 14 Gewässer an zusammen 44 Stellen untersucht. Die insgesamt 219 Probenahmen verteilten sich dabei auf durchschnittlich vier bis sieben Untersuchungen an jeder Stelle.

Bis auf eine Ausnahme konnte die Anforderung für den pH-Wert in allen Gewässern dieser Planungseinheit sicher eingehalten werden. Lediglich in der Ruhr unterhalb des Harkortsees wurde die obere Grenze bei einer Untersuchung mit pH 8,7 knapp überschritten. Die Ursache war eine Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts während der Vegetationsperiode aufgrund des photosynthetischen Kohlendioxidentzugs.

In allen Gewässern dieser Planungseinheit wurde in der Regel ein sauerstoffreiches Wasser angetroffen. In den Sommermonaten bewirkte die Zehrung abgestorbener Biomasse in der Ruhr unterhalb des Baldeneysees kurzzeitig geringe Defizite (siehe dazu auch Kap. 2: „Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachungen

der Ruhr“). So sanken die Gehalte in der Ruhr in Höhe von Mülheim Ende Juni 2010 bis auf 4,1 mg/l, als untere Grenze ist für diesen Ruhrabschnitt eine Anforderung von 6 mg/l definiert. Im gleichen Zeitraum erreichten auch die Gehalte im Ölbach mit 6,4 mg/l ihr Minimum. Die untere Grenze für dieses in Typ 18 bzw. 5 eingestufte Gewässer beträgt 7 mg/l.

Die Salzbelastung, hier durch die Chloridgehalte repräsentiert, lag mit Ausnahme des Ölbachs durchgehend auf einem sehr niedrigen Niveau. So können rund 71 % aller Messstellen mit „sehr gut“ und 24 % mit „gut“ bewertet werden. Nur zwei Stellen im Ölbach müssen mit „unbefriedigend“ bzw. „schlecht“ bewertet werden, was auf die oberhalb der Kläranlage Bochum-Ölbachtal zufließenden, stark salzhaltigen Grubenwässer des ehemaligen Bergwerks Robert Müser zurückzuführen ist.

Während für Ammonium-Stickstoff lediglich die Probenahmestelle im Ölbach vor Mündung in die Ruhr als „unbefriedigend“ einzustufen ist, können die übrigen Stellen mit „gut“ bzw. „sehr gut“

[3.5] Ruhrverband: Untersuchung von Nebenflüssen. In: Ruhrgütebericht 2007, Essen, S. 39-55

Tabelle 3.1: Ausgewählte Stammdaten der im Abflussjahr 2010 physikalisch-chemisch untersuchten Gewässer  
 Table 3.1: Selected master data for the waters physico-chemically examined in the runoff year 2010

	Gewässer-Nr.	AE <sub>0</sub> km <sup>2</sup>	Länge km	Anzahl Messstellen	Anzahl Untersuchungen
<b>Planungseinheit: Untere Ruhr</b>					
Ruhr	276	650,60	99,00	12	82
Wannebach	27658	16,36	8,21	1	4
Herdecker Bach	276912	11,35	6,04	2	8
Elbsche	276916	17,75	7,92	1	4
Oelbach	27692	53,37	13,40	3	12
Pleißbach	276932	24,11	12,02	3	12
Paasbach	27694	33,77	14,41	2	8
Sprockhöveler Bach	276942	13,88	11,21	3	12
Deilbach	27696	109,00	20,81	3	12
Hardenberger Bach	276962	34,98	13,23	3	11
Felderbach	276964	22,35	12,70	1	4
Hesperbach	276972	17,90	7,70	2	11
Rinderbach	27698	20,36	11,69	4	25
Ruhmbach	276994	11,53	7,40	4	14
<b>Planungseinheit: Volme</b>					
Volme	2768	427,80	50,50	11	63
Elspe	276856	12,51	7,15	3	15
Hälver	27686	17,82	8,59	1	5
Glör	276872	10,64	6,79	2	11
Epscheider Bach	276876	15,42	6,08	1	5
Selbecker Bach	276878	18,73	5,10	2	10
Ennepe	27688	187,29	42,11	7	42
Heilenbecke	276888	24,97	11,73	3	15
Hasper Bach	2768898	20,80	12,32	3	14
<b>Planungseinheit: Bigge</b>					
Bigge	27664	369,20	44,60	4	19
Großmicke	2766414	23,00	7,91	1	5
Wende	2766416	22,21	6,86	1	5
Olpe	276642	35,93	10,30	3	14
Brachtpe	276644	51,03	10,47	2	5
Rose	2766442	26,24	8,10	2	5
Lister	276646	69,95	19,02	2	11
Krummenau	2766464	16,57	8,23	1	5
Ihne	276648	44,44	12,25	1	5
<b>Planungseinheit: Untere Lenne</b>					
Lenne	2766	528,70	73,60	4	44
Schlittenbach	2766852	7,31	5,20	1	2
Rahmede	276692	29,76	11,68	1	4
<b>Planungseinheit: Mittlere Ruhr</b>					
Ruhr	276	505,00	32,80	4	49
Bremer Bach	27634	11,67	4,33	1	4
Wimberbach	27636	15,78	8,26	1	4
Rambach	27638	17,98	6,97	2	8
Hönne	2764	261,70	33,45	7	43
Borkebach	27644	42,28	11,64	1	4
Wellingse	276442	15,44	8,96	1	4
Orlebach	276444	10,89	7,29	1	4
Bieberbach	27646	31,40	14,44	2	8
Öse	27648	63,57	19,57	5	18
Westiger Bach	276484	16,82	9,37	3	12
Abbabach	27652	21,96	17,13	1	6
Baarbach	27654	53,12	17,56	4	17
Caller Bach	276542	11,14	5,64	1	5
Refflingser Bach	276544	13,96	7,94	1	4
Elsebach	27656	17,25	10,31	2	8
<b>Planungseinheit: Möhne</b>					
Möhne	2762	468,60	65,13	1	13

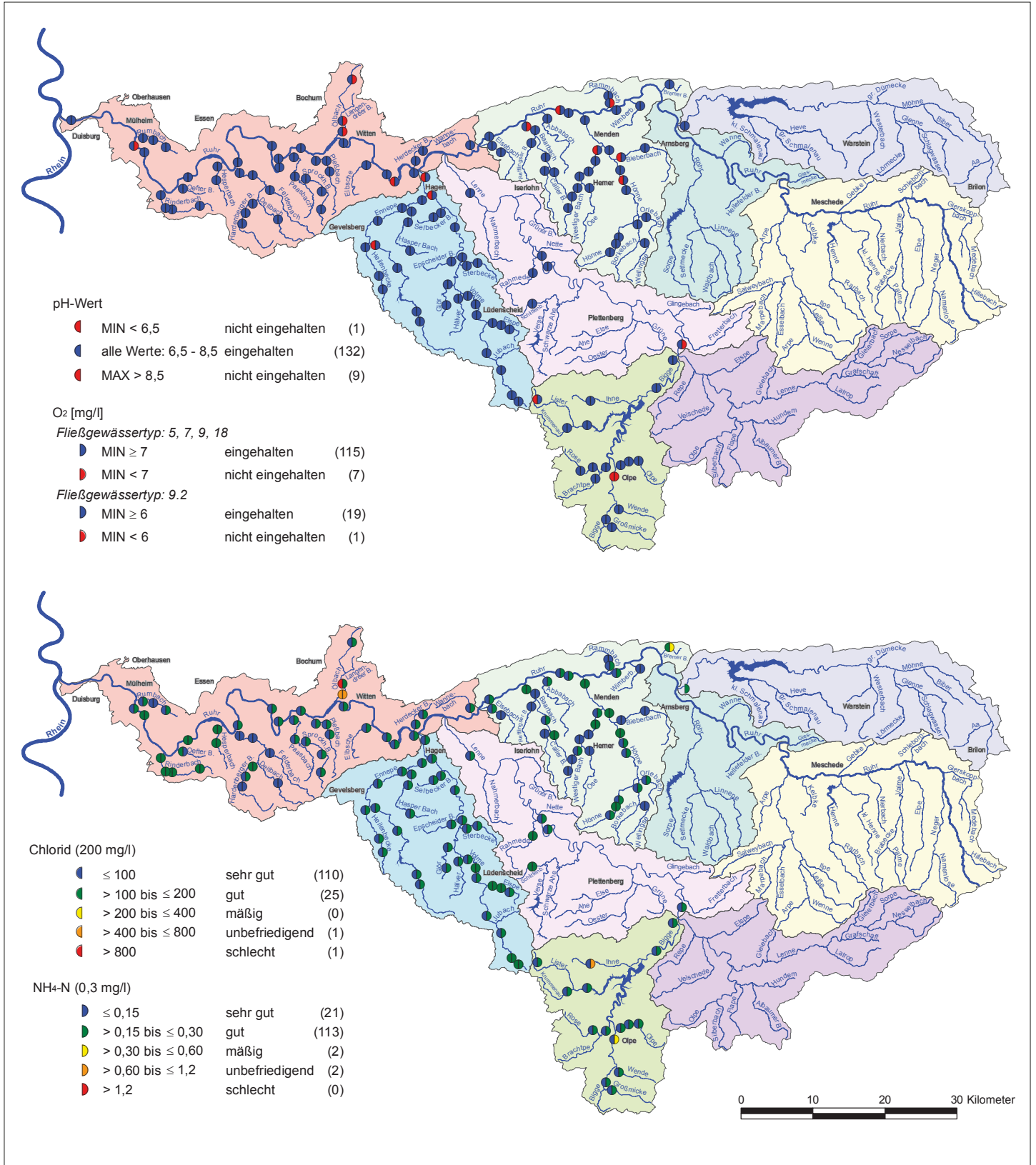


Bild 3.6: Bewertung der Konzentrationen ausgewählter Kenngrößen auf der Basis des Leitfadens zur Umsetzung der EG-WRRL in NRW, Kalenderjahr 2010  
 Fig. 3.6: Evaluation of the concentrations of selected parameters based on the guidelines for the implementation of the Water Framework Directive in North Rhine-Westphalia, calendar year 2010

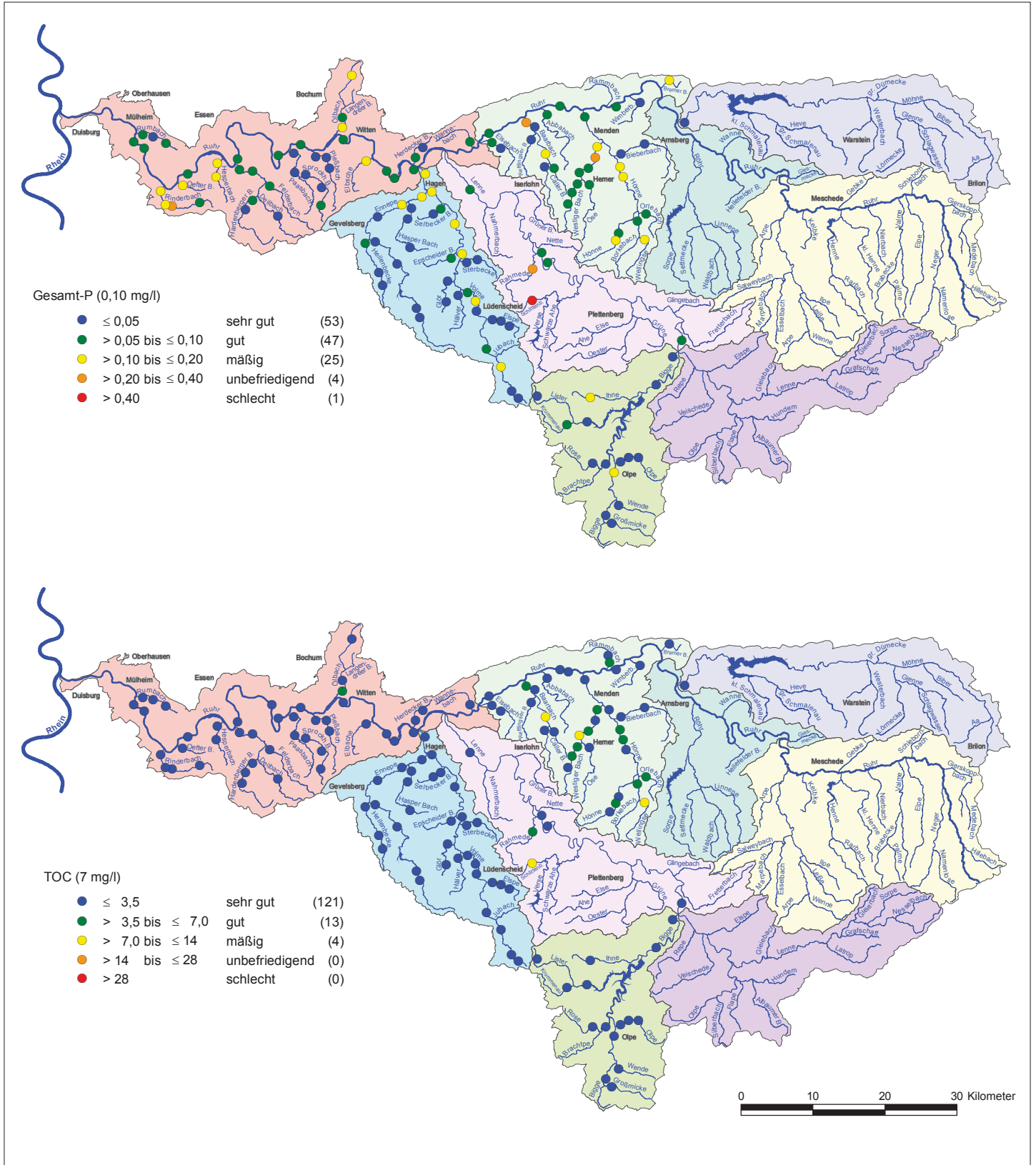


Bild 3.6: Bewertung der Konzentrationen ausgewählter Kenngrößen auf der Basis des Leitfadens zur Umsetzung der EG-WRRL in NRW, Kalenderjahr 2010  
 Fig. 3.6: Evaluation of the concentrations of selected parameters based on the guidelines for the implementation of the Water Framework Directive in North Rhine-Westphalia, calendar year 2010

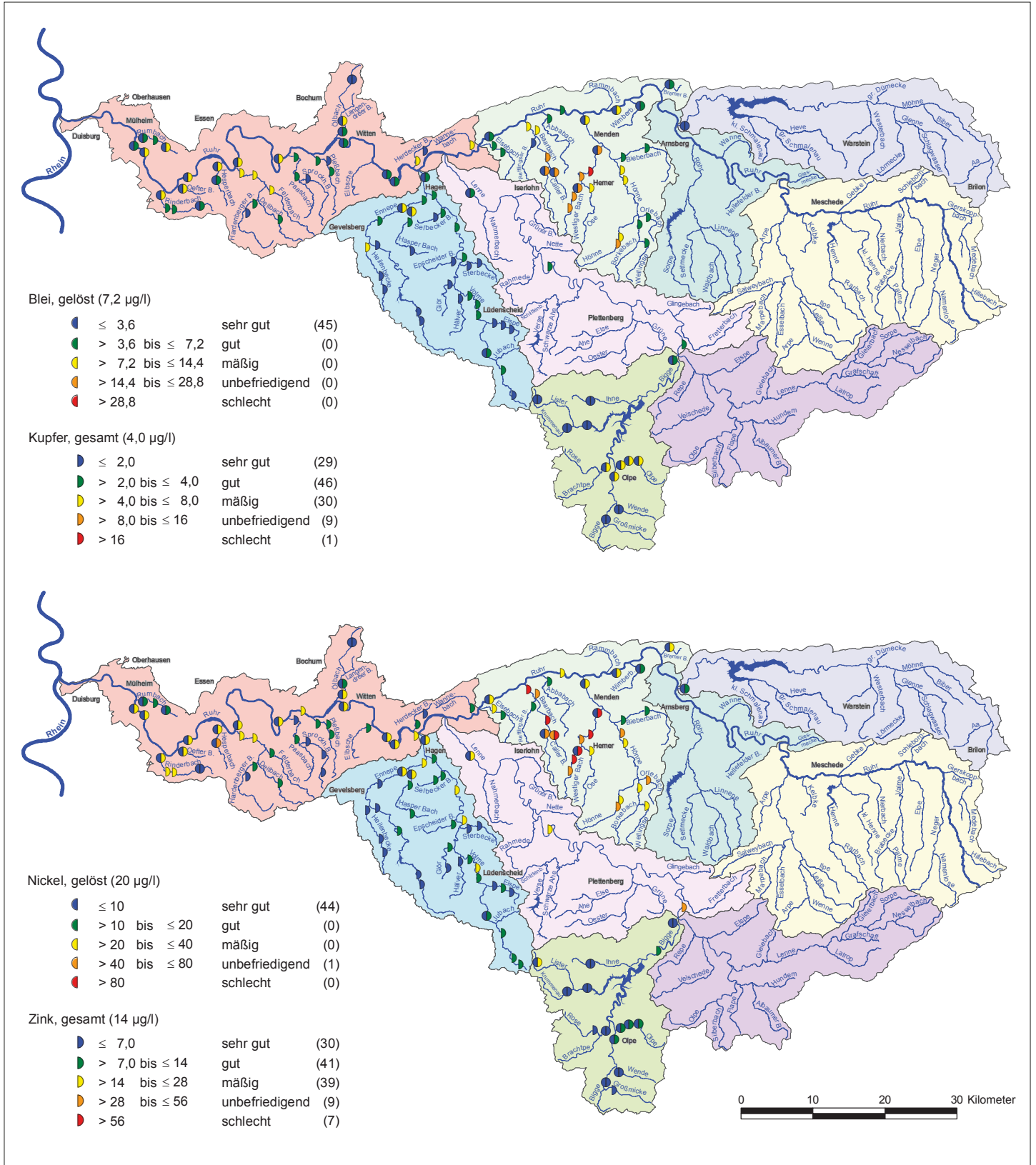


Bild 3.6: Bewertung der Konzentrationen ausgewählter Kenngrößen auf der Basis des Leitfadens zur Umsetzung der EG-WRRL in NRW, Kalenderjahr 2010  
 Fig. 3.6: Evaluation of the concentrations of selected parameters based on the guidelines for the implementation of the Water Framework Directive in North Rhine-Westphalia, calendar year 2010

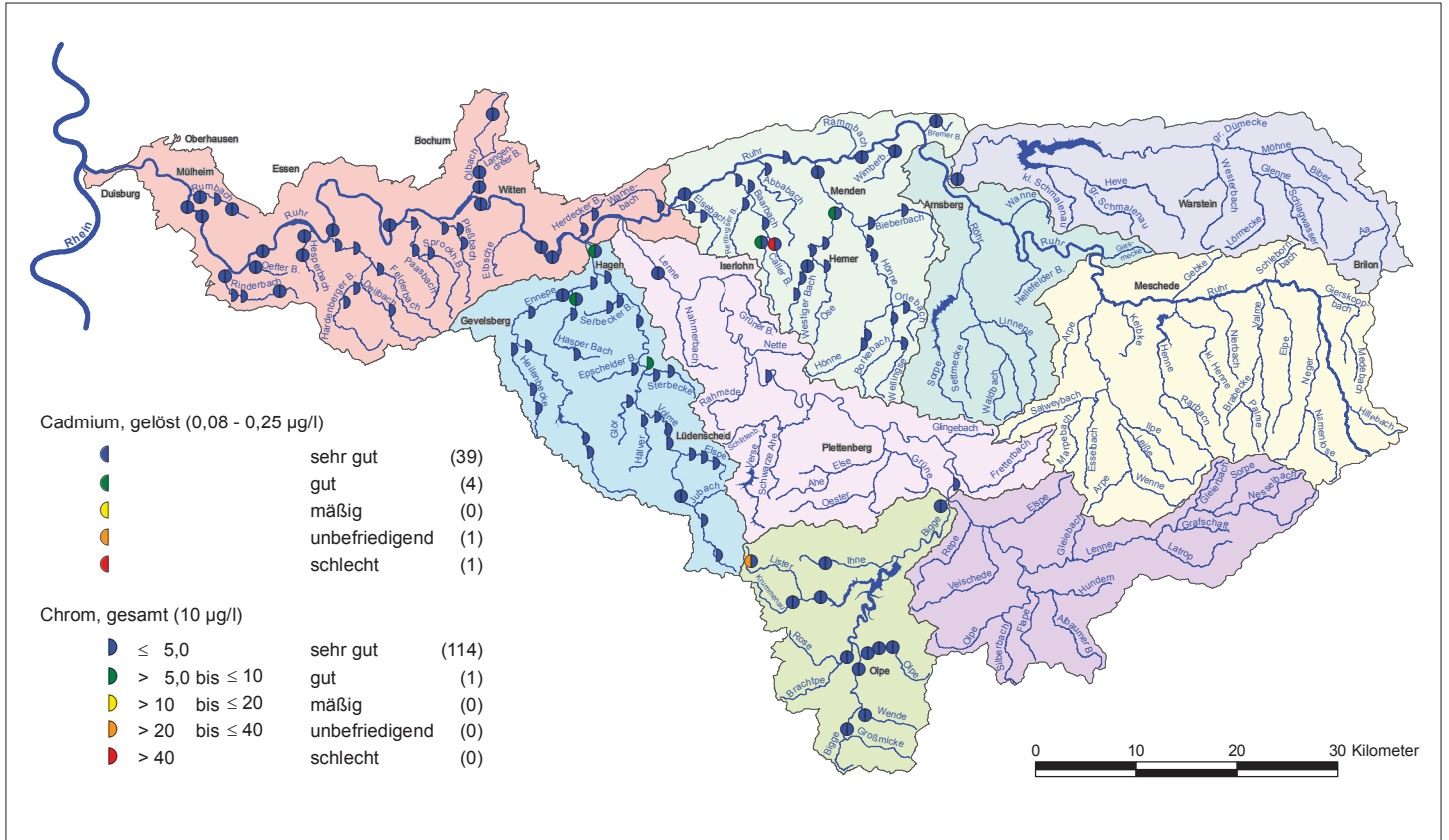


Bild 3.6: Bewertung der Konzentrationen ausgewählter Kenngrößen auf der Basis des Leitfadens zur Umsetzung der EG-WRRL in NRW, Kalenderjahr 2010  
 Fig. 3.6: Evaluation of the concentrations of selected parameters based on the guidelines for the implementation of the Water Framework Directive in North Rhine-Westphalia, calendar year 2010

bewertet werden. Beim Gesamtphosphor sind rund ein Viertel aller Stellen schlechter als „gut“ einzustufen. Vier dieser insgesamt neun Stellen liegen am Rinderbach, in dem die Messstellen unterhalb der Kläranlage Abtsküche mit „unbefriedigend“ und weiter bis zur Mündung in die Ruhr mit „mäßig“ bewertet werden. Die übrigen „mäßigen“ Einstufungen betrafen die Gewässer Ölloch, Hesperbach und die oberhalb von Witten-Bommern in die Ruhr mündende Elbsche.

In allen Gewässern dieser Planungseinheit war keine relevante organische Belastung zu verzeichnen. Mit einem durchschnittlichen TOC aller Messstellen von 3,2 mg/l können 41 der 42 Messstellen mit „sehr gut“ und eine Stelle mit „gut“ bewertet werden. Die Schwermetalle Cadmium, Nickel, Blei und Chrom lagen an allen untersuchten Probenahmestellen nur in sehr geringen Konzentrationen vor, so dass für diese Elemente eine durchgängige Bewertung mit „sehr gut“ erfolgt. Für die Elemente Kupfer und Zink wurden in einigen Gewässern gering erhöhte Werte gemessen, die vielfach eine „mäßige“ Bewertung erfordern. So überschritten rund ein Drittel der Kupfergehalte die Anforderung für den „guten“ Zustand (4 µg/l), beim Zink (14 µg/l) waren es knapp die Hälfte aller Werte. Im Hesperbach muss eine Stelle für dieses Element mit „unbefriedigend“ bewertet werden.

### Planungseinheit Volme

Alle neun untersuchten Gewässer der Planungseinheit Volme mit insgesamt 33 Probenahmestellen wiesen keine bedeutenden Belastungsmerkmale auf. So lagen nahezu alle pH-Werte in dem geforderten Bereich von 6,5 bis 8,5. Geringfügige Überschreitungen der sauerstoffreichen Wässer waren lediglich in der Volme und der Ennepe festzustellen, als die Werte im Frühjahr bis auf 9,5 anstiegen.

Ammonium-Stickstoff wurde an allen Stellen nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen, so dass alle Stellen für diesen Parameter durchgehend mit „gut“ bewertet werden können. Hinsichtlich des Pflanzennährstoffs Phosphor können 60 % aller Probenahmestellen mit „sehr gut“ und 15 % mit „gut“ bewertet werden. An den restlichen Punkten, die sich auf die Volme und die Ennepe verteilten, liegt jeweils ein „mäßiger“ Zustand vor. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass sämtliche Phosphorkonzentration die Obergrenze von 0,1 mg/l für den „guten“ Zustand nur geringfügig überschritten hatten.

In allen untersuchten Gewässern dieser Planungseinheit war keine bedeutende organische Belastung nachzuweisen, so dass alle Stel-

len hinsichtlich der TOC-Gehalte mit „sehr gut“ bewertet werden. Schwermetalle waren an allen Stellen meist nur in geringen Konzentrationen nachzuweisen, so dass sich für alle Elemente überwiegend eine Bewertung mit „sehr gut“ bzw. „gut“ ergibt. Lediglich für Zink und Kupfer müssen einige Stellen mit „mäßig“ bewertet werden, wobei davon in erster Linie die Volme und die Ennepe betroffen waren.

#### *Planungseinheit Bigge*

In dieser Planungseinheit wurden neun Gewässer an 16 Probenahmestellen untersucht, wobei nicht alle Stellen das gleiche Untersuchungsprogramm aufwiesen. Der Oberlauf der Lister wies die bekannte Versauerung auf, die auf die geologischen Verhältnisse des Quellgebietes zurückzuführen ist. Mit einem Minimum von pH 5,8 konnte die Anforderung für den pH-Wert hier nicht erfüllt werden. In der Bigge in Höhe des Pegels Rüblinghausen bewirkte das sonnige und warme Wetter im Frühjahr bei gering erhöhten Nährstoffgehalten ein intensives Wachstum an benthischen Kieselalgen, was die pH-Werte hier zeitweise bis auf 8,9 ansteigen ließ.

Von Mitte April bis Mitte August herrschte im gesamten Ruhreinzugsgebiet weitgehend trockenes Wetter ohne nennenswerte Niederschläge. Bei steigenden Wassertemperaturen - in der Bigge oberhalb der Talsperre wurden fast 19 °C erreicht - sanken die Sauerstoffgehalte an einigen Stellen geringfügig ab und unterschritten hier Ende Juli mit 6 mg/l die Anforderung von 7 mg/l für diesen Gewässerabschnitt. Weitere Unterschreitungen waren nicht zu verzeichnen.

Alle untersuchten Gewässer wiesen nur geringe Salzgehalte auf und können für diesen Parameter durchgehend mit „sehr gut“ bewertet werden. Die Ammonium-Stickstoffgehalte blieben an zwölf der 14 untersuchten Stellen unter 0,1 mg/l, was einer Bewertung mit „gut“ entspricht. Höhere Durchschnittswerte lagen lediglich in den Oberläufen von Bigge und Ihne vor, was hier bei niedrigen Abflüssen zu Einstufungen in „mäßig“ bzw. „unbefriedigend“ führt. Die Gesamtphosphorgehalte waren weitgehend auffällig. An elf der 14 untersuchten Probenahmestellen kann mit „sehr gut“ und an einer Stelle mit „gut“ bewertet werden. Lediglich an zwei Stellen liegt ein „mäßiger“ Zustand vor, wobei die Obergrenze für den „guten“ Zustand nur geringfügig überschritten wurde.

Alle Gewässer dieser Planungseinheit wiesen keine relevante organische Belastung auf. Die Anforderung für den „sehr guten“ Zustand von 5 mg/l TOC konnte an allen Stellen sicher eingehalten werden. Aus der Stoffgruppe der Schwermetalle erfüllen die Elemente Blei, Nickel und Chrom an allen Stellen die jeweilige Anforderung für den „sehr guten“ Zustand. Für die Metalle Kupfer, Zink und Cadmium wurden hingegen an einigen Stellen gering erhöhte Gehalte gemessen, wie beispielsweise in der Lister, wo im Oberlauf aufgrund der natürlichen Versauerung eine erhöhte Mobilität für Cadmium und Zink vorliegt. Die Konzentrationen erreichten hier Werte bis zu maximal 0,43 µg/l (Cd) bzw. 40 µg/l (Zn), was zu den Einstufungen „unbefriedigend“ bzw. „mäßig“ führt. In der

Olpe bewirkte vermutlich der Einfluss der metallverarbeitenden Industrie geringfügig erhöhte Kupfergehalte. Mit Durchschnittswerten von 6 bis 7 µg/l entspricht dies der Einstufung „mäßig“.

#### *Planungseinheit Untere Lenne*

Aus dieser Planungseinheit liegen Untersuchungsergebnisse für die Gewässer Lenne, Rahmede und Schlittenbach an insgesamt sechs Stellen vor. Während der Schlittenbach und die Rahmede zwei- bzw. viermal untersucht wurden, liegen für die vier Probenahmestellen an der Lenne bis zu 13 Einzelergebnisse vor.

Während die Anforderungen für die pH-Werte an allen Stellen durchgängig eingehalten wurden, war beim Sauerstoff in der Lenne unterhalb der Biggemündung lediglich bei einer Untersuchung ein geringes Defizit zu verzeichnen. Mit einer Konzentration von 5,8 mg/l O<sub>2</sub> wurde die geforderte Untergrenze des Sauerstoffgehalts von 7 mg/l für die hier in Typ 9 eingestufte Lenne unterschritten. Bei den übrigen Messungen wurden im Durchschnitt fast 10 mg/l festgestellt, was Sättigungsindizes um 90 % entsprach.

Die Salzbelastung lag an allen Stellen auf einem niedrigen Niveau. Während in der Lenne an allen vier Stellen ein „sehr guter“ Zustand vorliegt, werden die Rahmede und der Schlittenbach mit durchschnittlichen Chlorid-Konzentrationen von 88 bzw. 152 mg/l mit „gut“ bewertet. Die gleiche Einstufung erfolgt auch für Ammonium-Stickstoff, dessen mittlere Gehalte meist unter 0,1 mg/l blieben. In der Lenne wurden durchschnittlich 0,059 mg/l Gesamtphosphor gemessen, so dass alle Stellen mit „gut“ bewertet werden. Lediglich in der Rahmede und im Schlittenbach lagen höhere Werte vor, die im Einzelfall bis zu 0,61 mg/l betragen. Daher können diese Gewässer auch nur in „unbefriedigend“ bzw. „schlecht“ eingestuft werden. Der Schlittenbach weist zudem eine „mäßige“ organische Belastung auf, während die Lenne an allen Stellen mit „sehr gut“ und die Rahmede mit „gut“ bewertet werden.

Hinsichtlich der Schwermetalle liegt mit Ausnahme von Zink an allen untersuchten Stellen mindestens ein „guter“ und meist ein „sehr guter“ Zustand vor. Die relativ strenge Anforderung für den „guten“ Zustand für Zink kann hingegen an keiner Stelle erfüllt werden. Aufgrund der geogenen Grundbelastung werden zwei Stellen mit „mäßig“ und eine Stelle mit „unbefriedigend“ bewertet, wobei letztere mit 30 µg/l die Obergrenze für den „mäßigen“ Zustand (28 µg/l) nur wenig überschritten hatte.

#### *Planungseinheit Mittlere Ruhr*

In der 505 km<sup>2</sup> großen Planungseinheit der mittleren Ruhr befinden sich 15 Nebengewässer mit Einzugsgebieten von ≥ 10 km<sup>2</sup>. Diese Gewässer sowie der entsprechende Ruhrabschnitt wurden an insgesamt 37 Probenahmestellen, verteilt auf jeweils eine bis sieben Stellen je Gewässer, untersucht. Die einzelnen Stellen wurden durchschnittlich vier- bis sechsmal beprobt, in der Ruhr waren es jeweils zwölf Untersuchungen an vier Stellen.

Die pH-Werte lagen bis auf wenige Ausnahmen in den vorgegebenen Grenzen von 6,5 bis 8,5. Während der Vegetationsperiode überschritten fünf der 51 Messungen den oberen Bereich, in allen Fällen jedoch nur um maximal 0,2 pH-Einheiten. Während der abflussarmen Sommermonate führten Zehrungen von abgestorbener Biomasse in einigen Gewässerabschnitten der Ruhr kurzzeitig zu geringen Sauerstoffdefiziten. Betroffen war in erster Linie die Ruhr auf dem Abschnitt unterhalb des Baldeneysees, wo die O<sub>2</sub>-Gehalte kurzzeitig bis auf 4,1 mg/l absanken (siehe dazu auch den Beitrag: „Zeitlich dichte physikalisch-chemische Überwachungen der Ruhr“). In den ebenfalls betroffenen Gewässern Baarbach und Rammbach wurde die Anforderung von 7 mg/l mit 6,6 bzw. 6,9 mg/l O<sub>2</sub> nur wenig unterschritten.

In allen Gewässern des Ruhreinzugsgebietes liegt die Salzbelastung fast ausnahmslos auf einem sehr niedrigen Niveau. So erreichen auch in der Planungseinheit der mittleren Ruhr 80 % aller Stellen in dieser Hinsicht den „sehr guten“ Zustand, der Rest ist mit „gut“ zu bewerten. Darüber hinaus verfehlten die meisten der mit „gut“ bewerteten Stellen den „sehr guten“ Zustand nur knapp. Der höchste Durchschnittswert von 143 mg/l Chlorid wurde im Unterlauf des Baarbachs registriert.

Ammonium-Stickstoff wurde in allen Gewässern nur in sehr niedrigen Gehalten gemessen. So kann rund ein Drittel aller Probenahmestellen mit „sehr gut“ und zwei Drittel mit „gut“ bewertet werden. Für den Pflanzennährstoff Phosphor wurden in einigen Gewässern gering erhöhte Werte analysiert. Insgesamt sind 17 % aller Messwerte mit „mäßig“ zu bewerten, in der Oese unterhalb von Hemer sowie im Unterlauf des Baarbachs liegt ein „unbefriedigender“ Zustand vor. Von der Oese gab es allerdings nur zwei Messungen, so dass hier den Vorgaben entsprechend der höchste der vorliegenden Werte die Bewertungsbasis bildet.

In allen Gewässern dieser Planungseinheit lagen keine bedeutenden Konzentrationen für den organischen Summenparameter TOC vor. So konnte beispielsweise der gesamte Ruhrabschnitt mit „sehr gut“ bewertet werden. Die durchschnittlichen TOC-Gehalte schwankten hier etwa zwischen 2,8 und 3,3 mg/l, wobei darüber hinaus kein Einzelwert die Obergrenze für den sehr guten Zustand von 5 mg/l überschritt. Ende Februar 2010 führten starke Niederschläge zu teils deutlichen Trübungsanstiegen und damit auch höheren TOC-Gehalten in einigen Gewässern. In kleineren Gewässern wie z.B. der in die Hönne mündenden Wellingse und der Oese stiegen die Werte auf über 20 mg/l, was bei der Mittelwertbildung aus allen vier Messungen eine Verschiebung von dem ansonsten „sehr guten“ Zustand nach „mäßig“ nach sich zieht.

In einigen Gewässern dieser Planungseinheit wurden für mehrere Schwermetalle erhöhte Konzentrationen gefunden. In der Hauptsache handelte es sich um die Elemente Kupfer und Zink sowie vereinzelt um Nickel und Cadmium. Blei und Chrom traten in allen Gewässern durchgängig in sehr niedrigen Gehalten auf, so dass ausnahmslos mit „sehr gut“ bewertet wird.

Ein großer Teil der an rund 40 Probenahmestellen durchgeführten Messungen für Kupfer und Zink führt zu einer Bewertung mit

„mäßig“ oder schlechter. So liegt für Kupfer nur im Refflinger Bach ein „sehr guter“ Zustand vor. An 16 Stellen kann mit „gut“ und an weiteren zwölf Stellen mit „mäßig“ bewertet werden. Der „mäßige“ Zustand betrifft überwiegend die untere Ruhr und die Hönne. Rund ein Viertel aller Konzentrationen, überwiegend in den Einzugsgebieten von Oese und Baarbach, lag über 8 µg/l, was eine Einstufung in „unbefriedigend“ bedingt. Während in der Ruhr die Kupfergehalte aufgrund des zunehmenden Anteils gereinigten Abwassers mit der Fließstrecke ansteigen, sind die Werte in der Hönne und der Oese überwiegend geogen von dem hier anstehenden Hagen-Iserlohner Massenkalk beeinflusst.

Analog zu anderen Planungseinheiten waren auch einige Gewässer des mittleren Ruhrabschnitts von gering erhöhten Zinkkonzentrationen geprägt. So konnte die vergleichsweise strenge Anforderung für den „sehr guten“ Zustand von 7 µg/l für die unfiltrierte Probe an keiner Stelle erreicht werden. Sechs Stellen, entsprechend 12 %, werden mit „gut“ bewertet. An etwa der Hälfte aller Stellen schwankten die Gehalte zwischen 14 und 28 µg/l, was einem „mäßigen“ Zustand entspricht. Je sieben Stellen müssen mit „unbefriedigend“ und „schlecht“ bewertet werden, wobei diese Stellen analog zum Kupfer überwiegend in den Einzugsgebieten von Oese und Baarbach liegen. Hervorzuheben in negativer Hinsicht ist dabei der Caller Bach, in dem darüber hinaus noch erhöhte Nickel- und Cadmiumgehalte eine Einstufung in einen „unbefriedigenden“ bzw. „schlechten“ Zustand nach sich ziehen.

#### *Planungseinheit Möhne*

Aus dieser Planungseinheit wurde im Berichtszeitraum lediglich die Mündungsprobe der Möhne untersucht. Von den insgesamt 13 Untersuchungen erfolgt für die Kenngrößen Ammonium-Stickstoff und Zink eine Bewertung mit „gut“, die übrigen Parameter weisen alle einen „sehr guten“ Zustand auf.

### **Zusammenfassung**

Die Ruhr erreicht auf der Basis der in etwa vierwöchentlichem Abstand durchgeführten Ruhrlängsuntersuchungen auch im Jahr 2010 bei fast allen untersuchten physikalisch-chemischen Kenngrößen entsprechend der EG-WRRL den „guten“, teilweise sogar den „sehr guten“ Zustand. Sowohl hinsichtlich der Nährstoffbelastung, hier sind vor allem Phosphor und Ammonium zu nennen, als auch in Bezug auf die mineralischen und organischen Kenngrößen weist die Ruhr schon seit Jahren ein sehr niedriges Konzentrationsniveau auf. Nitrat bildet aufgrund der hohen Hintergrundbelastung eine Ausnahme. Durch ein vermehrtes Algenwachstum und eine lange Niedrigwasserperiode wurde der Sauerstoffhaushalt im Unterlauf in der Vegetationsperiode belastet, so dass die Ruhr das erste Mal nach fünf Jahren über das Wehr Kettwig an 15 Tagen zusätzlich belüftet wurde. Auswirkungen auf die Fließgewässerbiozönose waren 2010 nicht zu beobachten. Von den Schwermetallen verfehlen nur Zink (über die gesamte Fließstrecke), Cadmium (nur im Oberlauf) und Kupfer (nur im Unterlauf) den „guten“ Zustand. Die übrigen Schwermetalle Blei, Nickel, Chrom und Quecksilber können mit „sehr gut“ bewertet werden.



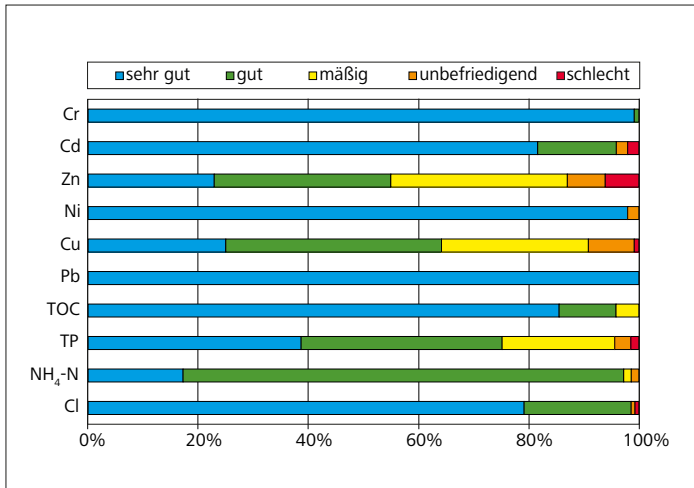


Bild 3.7: Relative Verteilung der Bewertungen ausgewählter Kenngrößen auf der Basis der Oberflächenwasserverordnung (Entwurf August 2010)  
 Fig. 3.7: Relative distribution of the evaluations of selected parameters based on the surface water regulation (draft August 2010)

Das Bild 3.7 zeigt die Verteilung der Bewertungen ausgewählter Kenngrößen auf der Basis der Oberflächengewässerverordnung [3.4] der im Jahr 2010 untersuchten Gewässer. Demnach liegt bezüglich der Parameter der Stoffgruppe der ACP meist ein „guter“ bzw. „sehr guter“ Zustand vor. Lediglich der Pflanzennährstoff Phosphor, hier durch Gesamtphosphor repräsentiert, wurde an einigen Probenahmestellen in gering erhöhten Konzentrationen nachgewiesen. Rund 20 % aller Stellen weisen einen „mäßigen“ und 4 % einen „unbefriedigenden“ bzw. „schlechten“ Zustand auf.

Die Schwermetallbelastung der Gewässer im Ruhreinzugsgebiet ist neben der geogenen Vorbelastung und der Auslaugung aus erzbauartig genutzten Regionen auch von Einträgen häuslicher und gewerblich/industrieller Abwässer sowie durch diffuse Einträge bestimmt. So waren vornehmlich die beiden weit verbreiteten Elemente Kupfer und Zink in einigen Gewässern des Ruhreinzugsgebietes mit erhöhten Werten nachzuweisen. Für das überwiegend anthropogen in die Gewässer eingetragene Kupfer wird an rund einem Drittel aller Messstellen ein „mäßiger“ oder „schlechterer“ Zustand ermittelt. Beim sowohl geogen als auch anthropogen eingetragenen Zink beträgt dieser Anteil rund 43 %.

### Hydrobiologische Untersuchungen

Im Rahmen der hydrobiologischen Untersuchungen stellt das Makrozoobenthos eine wichtige Komponente zur Beschreibung des ökologischen Gewässerzustands dar. Diese am oder im Boden des Gewässers lebende Tiergruppe, zu der z.B. Insektenlarven, Strudelwürmer, Krebstiere, Muscheln und Schnecken gehören, spielt im Ökosystem eines Fließgewässers eine bedeutende Rolle. Sie sind wichtige Glieder im Nahrungsnetz, in dem sie z.B. organisches Material aufnehmen und selbst als wichtige Nahrungsgrundlage dienen. Die Qualitätskomponente Makrozoobenthos

stellt einen Langzeitindikator dar, der aufgrund der bis zu vierjährigen Lebenszyklen der Tiere den ökologischen Zustand des Gewässers nicht als Momentaufnahme, sondern über einen längeren Zeitraum anzeigt.

Die Zusammensetzung der Makrozoobenthosbiozönose, das Vorkommen oder Fehlen bestimmter Arten und deren Häufigkeit, ermöglicht Aussagen zur saprobiologischen Wasserqualität, zum strukturellen Zustand und zur Versauerung eines Fließgewässers. So indiziert das Makrozoobenthos neben der organischen Belastung („Saprobie“) insbesondere auch die „Allgemeine Degradation“. Letztere stellt im Wesentlichen den hydromorphologischen Zustand eines Gewässers dar, da dieser u. a. Veränderungen von besiedelbaren Habitaten widerspiegeln kann. Ebenso können durch die „Allgemeine Degradation“ Nutzungseinflüsse aus dem Einzugsgebiet angezeigt werden.

Seit Beginn des kooperativen Monitorings von Ruhrverband und LANUV NRW im Jahr 2007 erfolgen die hydrobiologischen Untersuchungen des Makrozoobenthos nach dem PERLODES-Verfahren mit den drei Modulen „Saprobie“, „Allgemeine Degradation“ und „Versauerung“, welches beim Ruhrverband seit 2006 angewendet wird. Alle hier dargestellten Ergebnisse beruhen auf Berechnungen mit der Auswertesoftware ASTERICS in der jeweils gültigen Version (z. Zt. Version 3.1.1) [3.6].

Im Modul „Saprobie“ wird der Saprobienindex nach DIN 38410 [3.7] gewässertypbezogen bewertet. Eine Übersichtstabelle über die Qualitätsklassen des Moduls „Saprobie“ nach PERLODES mit den zugehörigen Orientierungswerten für die Allgemeinen Chemischen und Physikalischen Komponenten (ACP) für die im Einzugsgebiet der Ruhr vorkommenden fünf Gewässertypen ist im Ruhrgütebericht 2009 [3.8] abgebildet. Diese Orientierungswerte werden bei der Bewertung der biologischen Ergebnisse zur Ergänzung bzw. Unterstützung der Zustandsermittlung besonders zwischen den Klassengrenzen „gut“ und „mäßig“ herangezogen.

Die Berechnung innerhalb des Moduls „Allgemeine Degradation“ erfolgt an Hand von so genannten Core-Metriken (wie z.B. Artenzusammensetzung, Auftreten oder Fehlen bestimmter funktionaler Gruppen), die sich je nach Gewässertyp unterscheiden. Diese Einzelindizes werden zu einem einzigen Wert verrechnet, dem multimetrischen Index, aus dem sich die Qualitätsklasse ergibt. Die zur Beurteilung dieses Moduls festgelegten Klassengrenzen des multimetrischen Indexes sind im Ruhrgütebericht 2009 [3.8] dargestellt.

Im Modul „Versauerung“ wird der Säurezustand entsprechend dem Vorkommen der säureempfindlichsten Taxa bestimmt.

[3.6] <http://www.fliessgewaesserbewertung.de> (Zugriff: März 2011)

[3.7] DIN 38410:2004: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern, Berlin: Beuth-Verlag GmbH

[3.8] Ruhrverband: Die Ruhr im Längsverlauf. In: Ruhrgütebericht 2009, Essen, S. 31-43

Im Folgenden wird zunächst auf die hydrobiologischen Untersuchungsergebnisse der Ruhr eingegangen. Daran schließen sich die im Zuge des operativen Monitorings erhobenen Befunde an den Nebengewässern an, wozu aufgrund des Monitoringkonzepts auch einzelne Ruhrmessstellen gehören.

## Untersuchungen an der Ruhr

### Gewässertypen der Ruhr

Von der Quelle nordöstlich von Winterberg bis zur Ortschaft Bigge-Olsberg (km 198,1) stellt sich die Ruhr als schnellfließender, sauerstoffreicher „Silikatischer Mittelgebirgsbach“ des Gewässertyps 5 dar. Im weiteren Fließverlauf bis zum Zufluss der Röhr bei Neheim-Hüsten (km 141,8) nimmt sie nach Aufnahme zahlreicher kleinerer Nebengewässer den Charakter eines Mittelgebirgsflusses vom Gewässertyp 9 „Silikatischer Mittelgebirgsfluss“ an, bevor sie auf der restlichen Fließstrecke bis zur Mündung in den Rhein dem Gewässertyp 9.2 „Großer Fluss des Mittelgebirges“ zugeordnet wird. In ihrem unteren Bereich wird die Ruhr zum langsam fließenden, häufig gestauten Fließgewässer mit nutzungsbedingtem Ausbau. Dies bedingt auch die überwiegende Ausweisung von Teilstrecken der unteren Ruhr als HMWB gemäß EG-WRRL.

Im Bild 3.8 sind die Ergebnisse der biologischen Untersuchungen des Gewässerzustands der Ruhr messtellenbezogen für die Qualitätskomponenten „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“ dargestellt. Diese Abbildung gibt einen aktuellen Überblick über den ökologischen Zustand des Gewässers im Untersuchungszeitraum 2007 bis 2010 an insgesamt 43 Probenahmestellen.

#### Modul „Saprobie“

Im Oberlauf, von der Quelle bis oberhalb des Stadtgebiets von Olsberg, wird mit Saprobienindizes zwischen 1,52 bis 1,73 die Qualitätsklassengrenze von 2,00 für den Gewässertyp 5 deutlich unterschritten. Die Ruhr weist hier – bezogen auf die Saprobie – einen „guten“ Zustand auf. Es konnte eine hohe Artenzahl aus den vorwiegend anspruchsvollen Insektengruppen der EPT (Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera) nachgewiesen werden. So traten neben der Steinfliegenlarve *Perla marginata* in diesem Ruhrabschnitt auch die Eintagsfliegenlarven *Ephemerella mucronata* und *Baetis melanonyx* sowie die Köcherfliegenlarven *Hydropsyche dinarica* und *Allogamus auricollis* auf, zudem wurde die Zweiflüglerlarve *Ibisia marginata* nachgewiesen. Diese Reinwasserarten mit hohen Ansprüchen an die Wasserqualität sind strömungsliebend und benötigen niedrige Wassertemperaturen sowie hohe Sauerstoffgehalte.

Auch im nachfolgenden Ruhrabschnitt bis Arnsberg-Neheim, in dem die Ruhr dem Gewässertyp 9 entspricht, wird mit Saprobienindizes von 1,72 bis 1,93 der „gute“ saprobielle Zustand klar eingehalten. Als fein- bis grobmaterialreicher „klassischer“ Mittelgebirgsfluss weist die Ruhr hier sowohl Bereiche mit hoher Strömung als auch strömungsberuhigte Zonen auf. Typische Arten der schnellfließenden, sauerstoffreichen Abschnitte wie die Steinfliegenlarven *Leuctra geniculata* und *Perlodes microcephalus*, die

Eintagsfliegenlarven aus der *Ecdyonurus venosus*-Gruppe sowie der Käfer *Esolus parallelepipedus* konnten nachgewiesen werden. Als eine charakteristische Art der strömungsberuhigten Zonen fand sich im Feinsediment zwischen den Steinen und im nahen Uferbereich in größerer Anzahl die Köcherfliegenlarve *Allogamus auricollis*.

Im weiteren Fließverlauf, im Abschnitt von Arnsberg-Neheim bis zum Stadtbereich Schwerte, befindet sich die Mehrzahl der Probenahmestellen bei der zugrundeliegenden gewässertypbezogenen Bewertung in diesem Bereich der Ruhr als „Großer Fluss des Mittelgebirges“ (Typ 9.2) sogar in einem „sehr guten“ saprobiellen Zustand. In diesem gesamten Flussabschnitt wurde eine arten- und individuenreiche Biozönose mit einer Reihe anspruchsvoller Arten angetroffen. So fand sich neben verschiedenen Eintagsfliegenarten der Gattung *Baetis* und Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* sowie Köcherfliegen der Gattungen *Sericostoma* und *Lepidostoma* auch der Käfer *Esolus parallelepipedus*. Auffällig war hier die große Dominanz von *Echinogammarus berilloni*, einer Neozoen-Art, die bis zum Jahr 2008 vom Zufluss der Möhne bis zum Baldeneysee die vorherrschende Flohkrebsart in der Ruhr war. Nach Funden von 2009 scheint nunmehr *Dikerogammarus villosus* (Großer Höckerflohkrebs), eine aus dem Rhein eingewanderte räuberisch lebende Neozoen-Art, die Flussabschnitte bis oberhalb des Kemnader Sees zu erobern und *Echinogammarus berilloni* zu verdrängen.

In dem weiter flussabwärts gelegenen Abschnitt ab Pegel Villigst, der durch die fünf großen Flusstauseen stark geprägt ist, wurde für die untersuchten Probenahmestellen überwiegend ein Saprobienindex zwischen 1,98 und 2,21 ermittelt, was entsprechend der gewässertypspezifischen Bewertung ebenfalls als „gut“ einzuordnen ist. Lediglich die Probenahmestellen oberhalb des Baldeneysees (km 38,7) sowie an der Mendener Brücke (km 16,9) wiesen Saprobienindizes von 2,27 (Ergebnis aus dem Jahr 2008) bzw. 2,30 (Ergebnis aktuell aus 2010) auf. Für die Ruhr, die hier dem Gewässertyp 9.2 entspricht, liegt die gewässertypspezifische Klassengrenze für einen „guten“ saprobiellen Zustand bei 2,25. Dieser Wert wird an den beiden Probenahmestellen somit geringfügig überschritten. Der Vergleich mit den früheren Ergebnissen [3.8] für diesen Ruhrabschnitt zeigt, dass die Ruhr sich hier im Übergangsbereich der Klassengrenze von „mäßigem“ zu „gutem“ saprobiellen Zustand befindet. Untersucht wurden in diesem Ruhrabschnitt jeweils nur die frei fließenden Gewässerstrecken, da das Bewertungsverfahren bei stehenden Gewässern wie den Ruhrstauseen keine Anwendung findet.

#### Modul „Allgemeine Degradation“

Im oberen Ruhrabschnitt von der Quelle bis oberhalb Olsberg zeigt die Bewertung der „Allgemeinen Degradation“ für alle Probenahmestellen einen „guten“ Zustand. Im weiteren Gewässerlauf schwankt sie zwischen „gut“ und „unbefriedigend“, wobei sich die Probenahmestellen mit „mäßig“ bzw. „unbefriedigend“ in den Ortslagen von Olsberg und Velmede befinden. Die Ergebnisse aus dem Jahr 2009 im Bereich der Ortslage Bestwig bestätigten das „unbefriedigende“ Ergebnis. Vertiefte, kleinräumige Un-

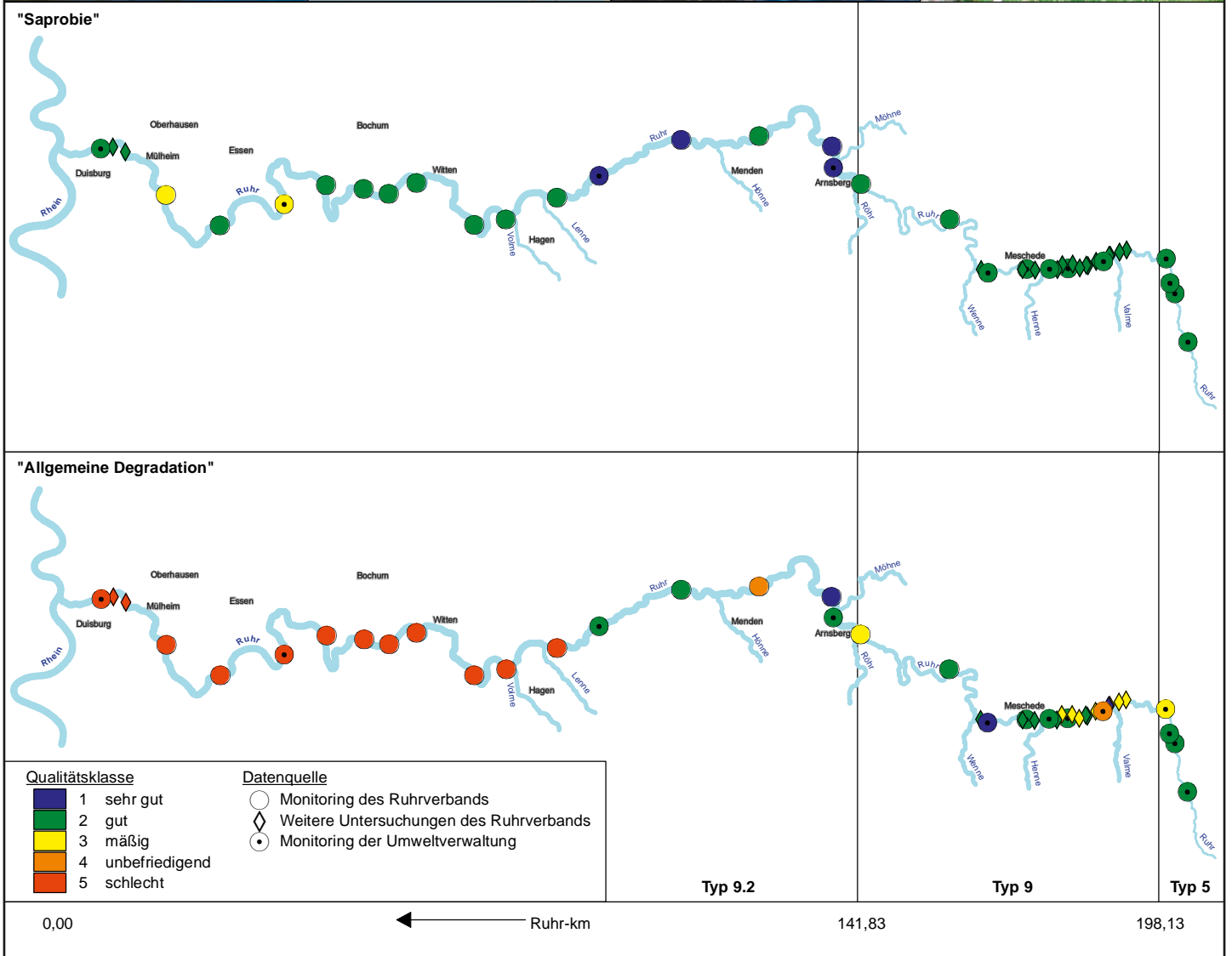


Bild 3.8: Ökologischer Gewässerzustand – Makrozoobenthos (Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“) im Fließverlauf der Ruhr 2010  
 Fig. 3.8: Ecological water condition – macrozoobenthos (modules "saprobic index" and "general degradation") along the course of the Ruhr 2010

tersuchungen in diesem Flussabschnitt zeigten jedoch auch, dass es hier Bereiche mit zum Teil sehr hohem Besiedlungspotenzial gibt, die einen „sehr guten“ Zustand aufweisen. Prinzipiell können naturnahe Gewässerabschnitte eine positive Wirkung auf benachbarte, strukturell überformte Gewässerabschnitte haben. Diese so genannte Strahlwirkung ist auf eine aktive oder passive Migration von Organismen im Gewässer zurückzuführen [3.9]. Die hier untersuchten, ökologisch wertvollen Gewässerabschnitte könnten in diesem Kontext so genannte Trittsteine darstellen (kleine Gewässerabschnitte, die struktureiche Habitate besitzen), die ihre Wirkung auf einen längeren Gewässerabschnitt bisher noch nicht ausreichend entfalten konnten, da großräumige naturnahe Abschnitte als Strahlursprünge noch fehlen.

Im weiteren Fließverlauf zeigte die Ruhr an den sich anschließenden Probenahmestellen mehrheitlich einen „guten“ Zustand. An der Probenahmestelle oberhalb der Einmündung der Röhre (km 142,2), die im Jahr 2009 einen „mäßigen“ Zustand hinsichtlich der allgemeinen Degradation aufwies, lag der multimetrische Index mit 0,58 knapp unterhalb der Klassengrenze zum „guten“ Zustand (0,61). Es kamen zwei Leitarten (die Eintagsfliegenart *Ecdyonurus dispar* und die Käferart *Esolus parallelepipedus*) des hier vorliegenden Gewässertyps 9 „Silikatischer Mittelgebirgsfluss“ vor, insgesamt waren anspruchsvolle Insektentaxa aber in einer geringen Anzahl vertreten.

Im Bereich von Arnsberg-Neheim bis zum Stadtbereich Schwerte (hier entspricht die Ruhr dem Gewässertyp 9.2) befindet sich der Fluss bezüglich der „Allgemeinen Degradation“ an den meisten Stellen in einem „guten“ Zustand. Dies gilt auch für die Probenahmestelle unterhalb des von der Stadt Arnsberg renaturierten Ruhrabschnitts bei Binnerfeld. An der nächsten flussabwärts gelegenen Probenahmestelle unterhalb der Einmündung der Möhne wies die Ruhr 2010 sogar einen „sehr guten“ Zustand mit einer arten- und individuenreichen Biozönose mit vielen anspruchsvollen Arten auf. Allerdings bestätigten die aktuellen Ergebnisse für die Probenahmestelle unterhalb von Wickede den hier 2008 ermittelten „unbefriedigenden“ Zustand.

Erst ab dem Pegel Villigst spiegelt sich die naturferne Gewässer-morphologie dann in einer durchgängig „schlechten“ Bewertung der allgemeinen Degradation an allen Probenahmestellen wider. Verantwortlich hierfür sind neben den unbefriedigenden Gewässerstrukturen z. B. Rückstauereffekte durch Querbauwerke und die damit verbundene Erwärmung des Gewässers. Dieser Gewässerabschnitt ist aufgrund verschiedener Nutzungsansprüche, z. B. Trinkwassergewinnung, Wasserkraftnutzung, Schifffahrt und Freizeitnutzung, stark ausgebaut und folglich bis zur Mündung in den Rhein fast durchgehend als erheblich verändert ausgewiesen worden. Somit ist in diesem Ruhrabschnitt das gute ökologische Potenzial das Entwicklungsziel und nicht die Erreichung des guten ökologischen Zustands. Ein Verfahren zur Bewertung des guten ökologischen Potenzials auf der Basis biologischer Untersuchungen ist jedoch zur Zeit noch in der Entwicklung.

### Modul „Versauerung“

An Hand des Makrozoobenthos kann auch eine mögliche Versauerung des Gewässers in einem weiteren Modul bewertet werden. Dies gilt allerdings nur für bestimmte Gewässertypen in silikatischen Gebieten mit geringer Pufferkapazität.

In der Ruhr wäre der Aspekt der Versauerung nur im oberen Ruhrabschnitt, in dem sie dem Typ eines silikatischen Mittelgebirgsbachs entspricht, relevant. Die Ruhr weist hier jedoch einen „sehr guten“ Zustand auf und unterliegt daher keinem Versauerungseinfluss.

### Hydrobiologische Untersuchungen gemäß EG-WRRL an den Nebengewässern und einzelnen Ruhrmessstellen

Der Gewässerzustand im Einzugsgebiet der Ruhr wird vor dem Hintergrund der kooperativen Mitwirkung des Ruhrverbands beim operativen Gewässermonitoring gemäß EG-WRRL seit 2007 in Form von ökologischen Gewässerzustandskarten dargestellt. Als Datenquellen dienen die Untersuchungsergebnisse aus dem gemäß EG-WRRL vom Ruhrverband und vom LANUV NRW durchgeführten Gewässermonitoring sowie Daten, die im Rahmen sonstiger Untersuchungen beim Ruhrverband erhoben wurden. Diese z.B. im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ (IEP) [3.10] in räumlich eng begrenzten Gebieten mit hoher Dichte gewonnenen Daten sollen unter Berücksichtigung der Ziele der EG-WRRL helfen, ggf. notwendige Maßnahmen im Bereich der Niederschlagswasserbehandlung hinsichtlich Zielerreichung und Aufwand zu optimieren.

Im Rahmen des kooperativen Gewässermonitorings lag seitens des Ruhrverbands im Jahr 2010 der Schwerpunkt der hydrobiologischen Untersuchungen auf dem westlichen Ruhreinzugsgebiet in den Planungseinheiten Untere Ruhr und Mittlere Ruhr. Im Hinblick auf eine kosteneffiziente Durchführung wurden die Untersuchungen des kooperativen Monitorings in das Konzept des Programms „Integrale Entwässerungsplanung“ (IEP) des Ruhrverbands integriert. Dies betraf im Jahr 2010 insbesondere die Planungseinheit Mittlere Ruhr. Darüber hinaus fanden 2010 im Rahmen des IEP-Programms verstärkt Untersuchungen im Einzugsgebiet der Lenne statt.

[3.9] Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Gutachtliche Stellungnahme und Ergebnisse des Projektes „Potenziale der Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten („Strahlwirkung“)" vom 01. Oktober 2006 bis 30. November 2007, Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, Januar 2008

[3.10] Ruhrverband: Immissionsorientierte Bewertung von Niederschlagswasserereinigungen am Beispiel der Einzugsgebiete der Kläranlagen Wenden und Plettenberg. In: Ruhrgütebericht 2006, Essen, S. 99 -103

Bild 3.9 und 3.10 zeigen die Gewässerzustandskarten für die Module „Saprobie“ und „Allgemeine Degradation“. In den Karten sind die Ergebnisse messstellengenau mit farbig codierten Symbolen dargestellt, die der fünfstufigen Qualitätsklassifizierung nach EG-WRRL entsprechen. Die Karten basieren auf Untersuchungen, die in den Jahren 2005 bis 2010 durchgeführt wurden, und umfassen aktuell 605 Probenahmestellen. Im Jahr 2010 wurden hiervon vom Ruhrverband 110 Probenahmestellen hydrobiologisch untersucht. Diese Ergebnisse sowie die Daten von 29 Probenahmestellen des operativen Monitorings des LANUV NRW aus dem Jahr 2009 wurden bei der Aktualisierung der vorliegenden Gewässerzustandskarten berücksichtigt.

### Planungseinheit Untere Ruhr

Für die Mehrzahl der 55 Probenahmestellen bestätigten die aktuellen Ergebnisse aus 2010 die früheren Befunde. Alle untersuchten Nebengewässer der Ruhr, bis auf zwei Stellen im Rinderbach, wiesen hinsichtlich der „Saprobie“ einen „guten“ Zustand auf.

Im Rinderbach wies eine von zwei in 2010 aktuell untersuchten Probenahmestellen, die im Mittellauf des Baches unterhalb der ehemaligen Kläranlage Heiligenhaus liegt, im Vergleich zum früheren Untersuchungsergebnis von 2005 eine Verbesserung des saprobiellen Zustands von „mäßig“ nach „gut“ auf. Auch der hydromorphologische Zustand zeigte eine Verbesserung um eine Stufe mit einem Wechsel der „Allgemeinen Degradation“ von „schlecht“ nach „unbefriedigend“. Hier werden die ersten Erfolge der an diesem Gewässer durchgeführten Änderungen in der Siedlungsentwässerung (u. a. Stilllegung der Kläranlage Heiligenhaus im Jahr 2004) und Gewässerumgestaltungsmaßnahmen erkennbar. Weitere Sonderuntersuchungen bestätigen diese positive Entwicklung des Rinderbachs in Richtung eines insgesamt „guten“ saprobiellen Zustands, lokal konnte auch in der „Allgemeinen Degradation“ ein „mäßiger“ Zustand erreicht werden.

Mehrheitlich befinden sich die Gewässer in dieser Planungseinheit hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ in einem „mäßigen“, „unbefriedigenden“ oder in Einzelfällen auch „schlechten“ Zustand. Ursache für diese Befunde sind zumeist veränderte Gewässerstrukturen. Bestehende Nutzungsansprüche (Siedlungstätigkeiten, Hochwasserschutz, Schifffahrt, Wasserkraftnutzung, etc.) haben die Gewässer so geprägt, dass ein natürlicher oder naturnaher Zustand nicht vorliegt.

### Planungseinheit Obere Ruhr 2

Die Ergebnisse der an 21 Probenahmestellen zuletzt im Jahr 2009 vom LANUV NRW durchgeführten Untersuchungen bestätigten den insgesamt „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand.

Die Mehrheit der in dieser Planungseinheit untersuchten Gewässer (72 %) wiesen zudem einen „guten“ oder sogar „sehr guten“ Zustand bezogen auf die „Allgemeine Degradation“ auf.

### Planungseinheit Obere Ruhr 1

Insgesamt wies diese Planungseinheit an allen Probenahmestellen einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf.

An einer Probenahmestelle, die in der Röhr oberhalb des Zuflusses der Settmecke liegt und 2009 erneut untersucht wurde, bestätigte sich der „gute“ saprobielle Zustand der früheren Untersuchung. Hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ wies die Probenahmestelle jedoch bei einem Index von 0,40 nunmehr einen „unbefriedigenden“ Zustand (2008: Index von 0,47) auf. Die Röhr entspricht hier dem Gewässertyp 5 „Grobmaterialreicher, silikatischer Mittelgebirgsbach“ mit einer gewässertypischen Klassengrenze von 0,21 bis 0,40 für einen „unbefriedigenden“ Zustand.

In dieser Planungseinheit zeigten hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ nur knapp die Hälfte (45 %) der Probenahmestellen einen „guten“ oder „sehr guten“ Zustand. Verantwortlich für die defizitäre Bewertung der überwiegenden Probenahmestellen sind vor allem die unbefriedigenden Gewässerstrukturen der siedlungsbedingt stark ausgebauten Gewässer.

### Planungseinheit Obere Lenne

Im Jahr 2010 wurden in dieser Planungseinheit im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ an zwei Probenahmestellen in der Lenne gewässerbiologische Untersuchungen durchgeführt. Während eines der beiden Ergebnisse den insgesamt „guten“ bis „sehr guten“ Zustand bezogen auf die „Saprobie“ in dieser Planungseinheit bestätigt, liegt die andere Probenahmestelle im Grenzbereich zum „mäßigen“ saprobiellen Zustand.

Bezüglich der „Allgemeinen Degradation“ wiesen in dieser Planungseinheit mehr als die Hälfte aller Probenahmestellen einen „guten“ Zustand auf.

### Planungseinheit Untere Lenne

Die 23 hydrobiologischen Untersuchungen in dieser Planungseinheit im Jahr 2010 fanden ausschließlich im Rahmen der „Integralen Entwässerungsplanung“ statt, wobei die Probenahmestellen im Wesentlichen im Hauptlauf der Lenne zwischen km 64,4 und km 52,2 und in der Else, einem Nebengewässer der Lenne, lagen.

Erwähnenswert ist hier der Biekebach, ein Nebenbach der Oester. Dieser kleine Mittelgebirgsbach zeichnet sich durch morphologisch naturnahe Strukturen mit großer Substrat- und Strömungsvielfalt aus. Allerdings verfügt der Bach nur über eine einseitige Beschattung durch Gehölzstreifen, mit z. T. am rechten Ufer bis an das Gewässer heranreichender extensiver Grünlandnutzung (Bild 3.11). Die Makrozoobenthosbesiedlung setzte sich aus einer arten- und individuenreichen Gemeinschaft zusammen, die mit „sehr gut“ sowohl für die „Saprobie“ als auch für die „Allgemeine Degradation“ bewertet wurde. So waren mit den Lidmücken der Gattung *Liponeura*, den großen Steinfliegenlarven *Perla marginata* und *Dinocras spec.* sowie weiteren fünf Steinfliegengattungen

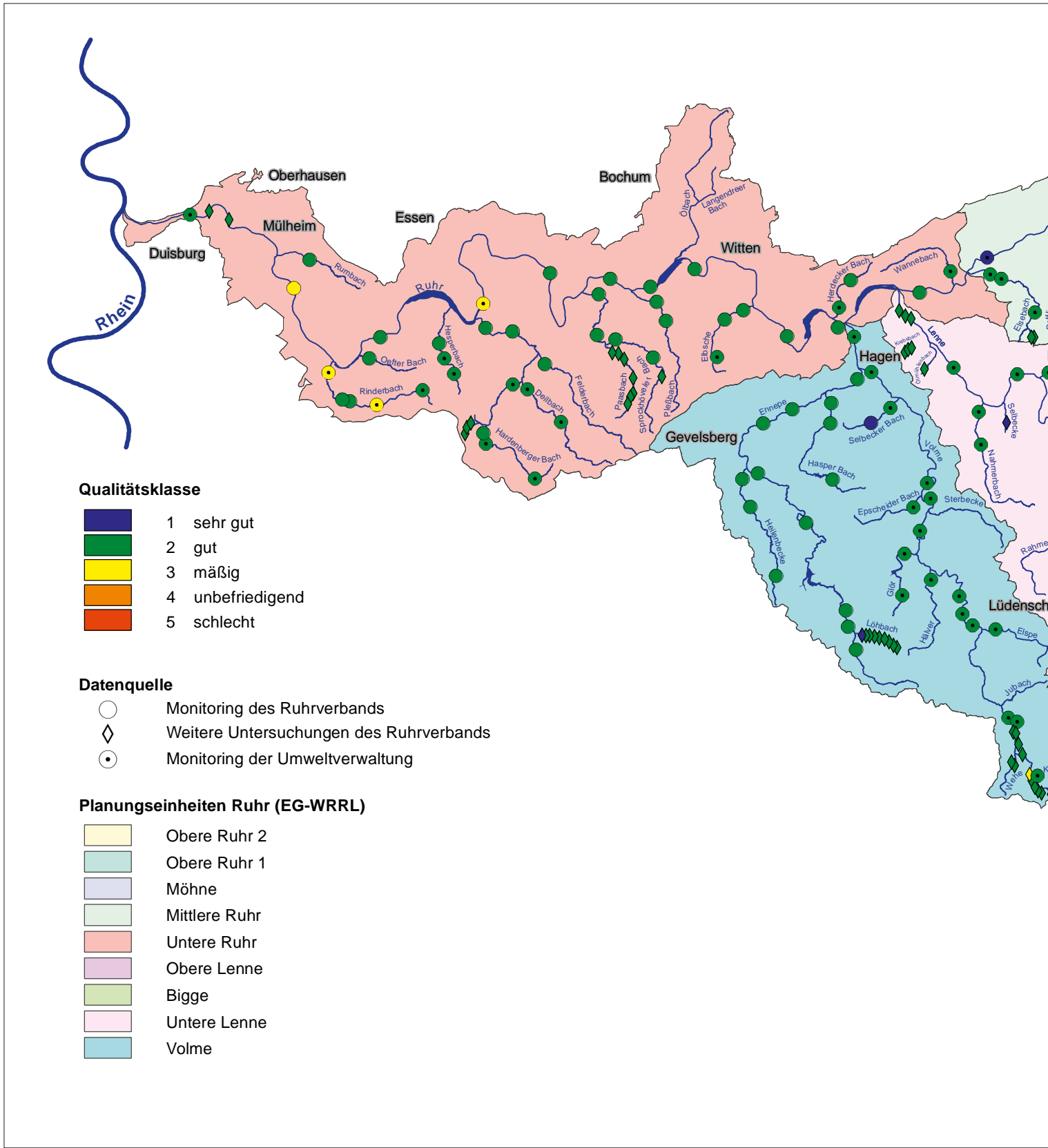
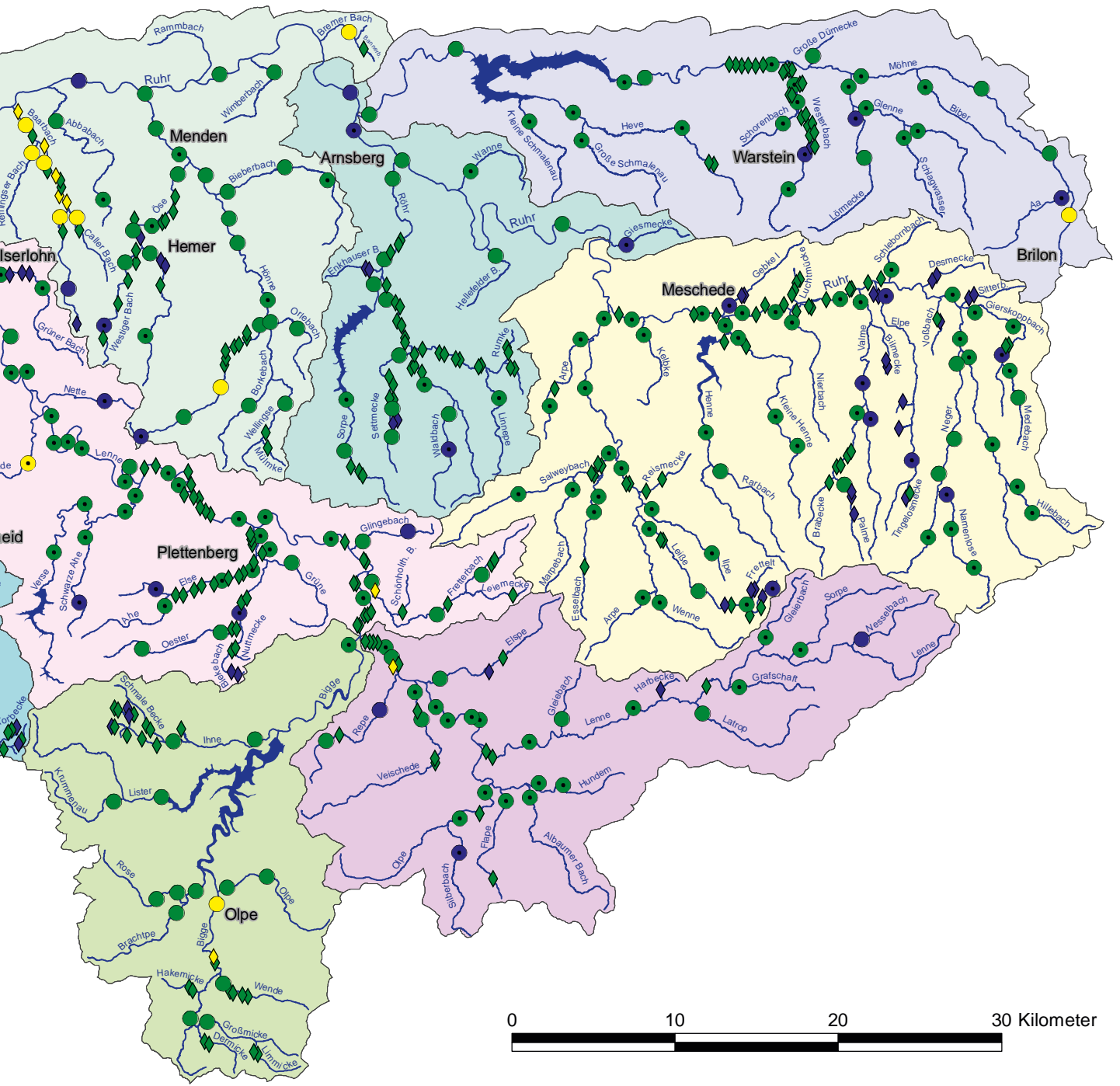


Bild 3.9: Ökologischer Gewässerzustand im Ruhreinzugsgebiet – Makrozoobenthos (Modul „Saprobie“), 2010  
 Fig. 3.9: Ecological water condition in the Ruhr catchment area – macrozoobenthos (module "saprobic index"), 2010



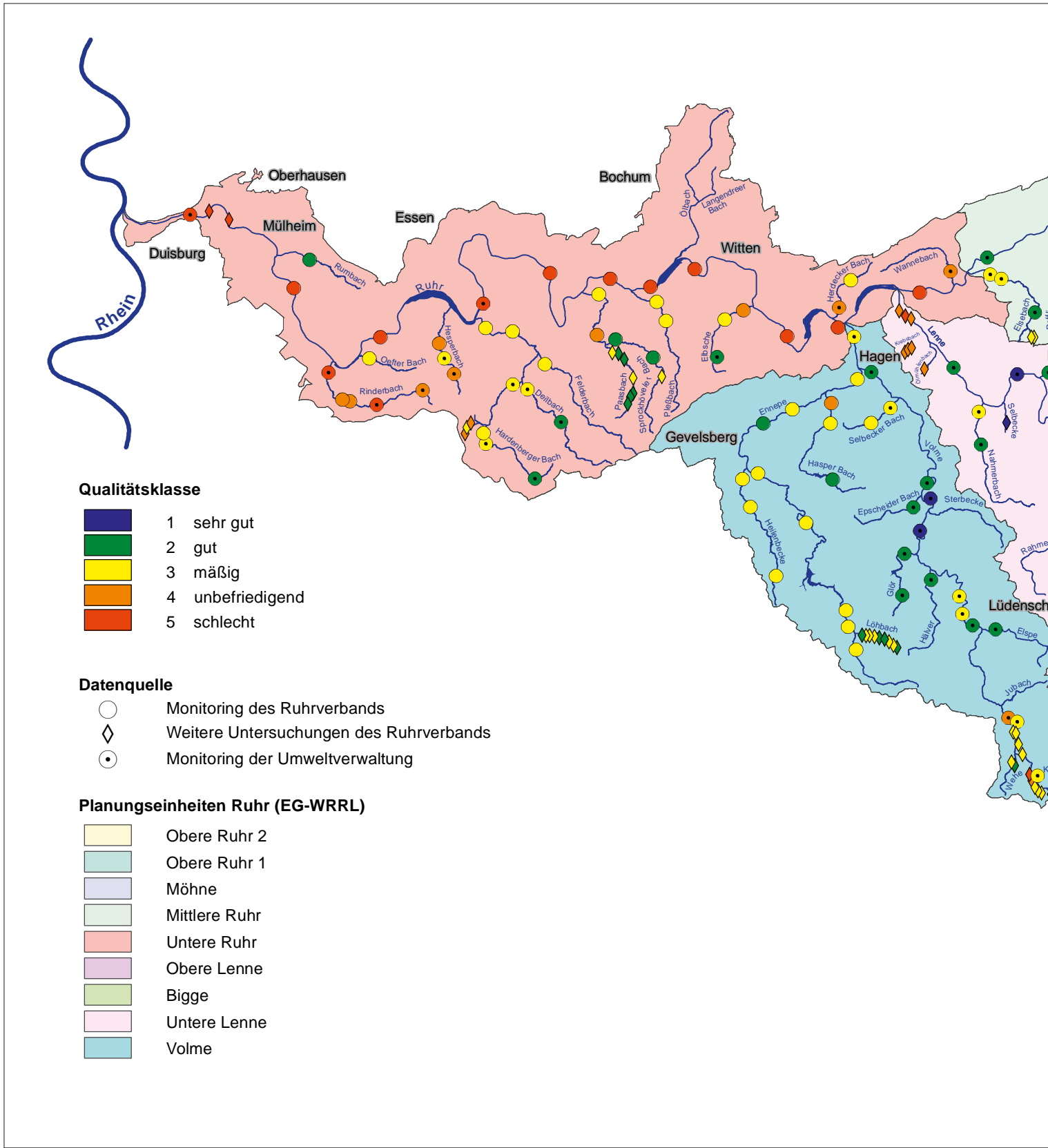


Bild 3.10: Ökologischer Gewässerzustand im Ruhreinzugsgebiet – Makrozoobenthos (Modul „Allgemeine Degradation“), 2010  
 Fig. 3.10: Ecological water condition in the Ruhr catchment area – macrozoobenthos (module "general degradation"), 2010



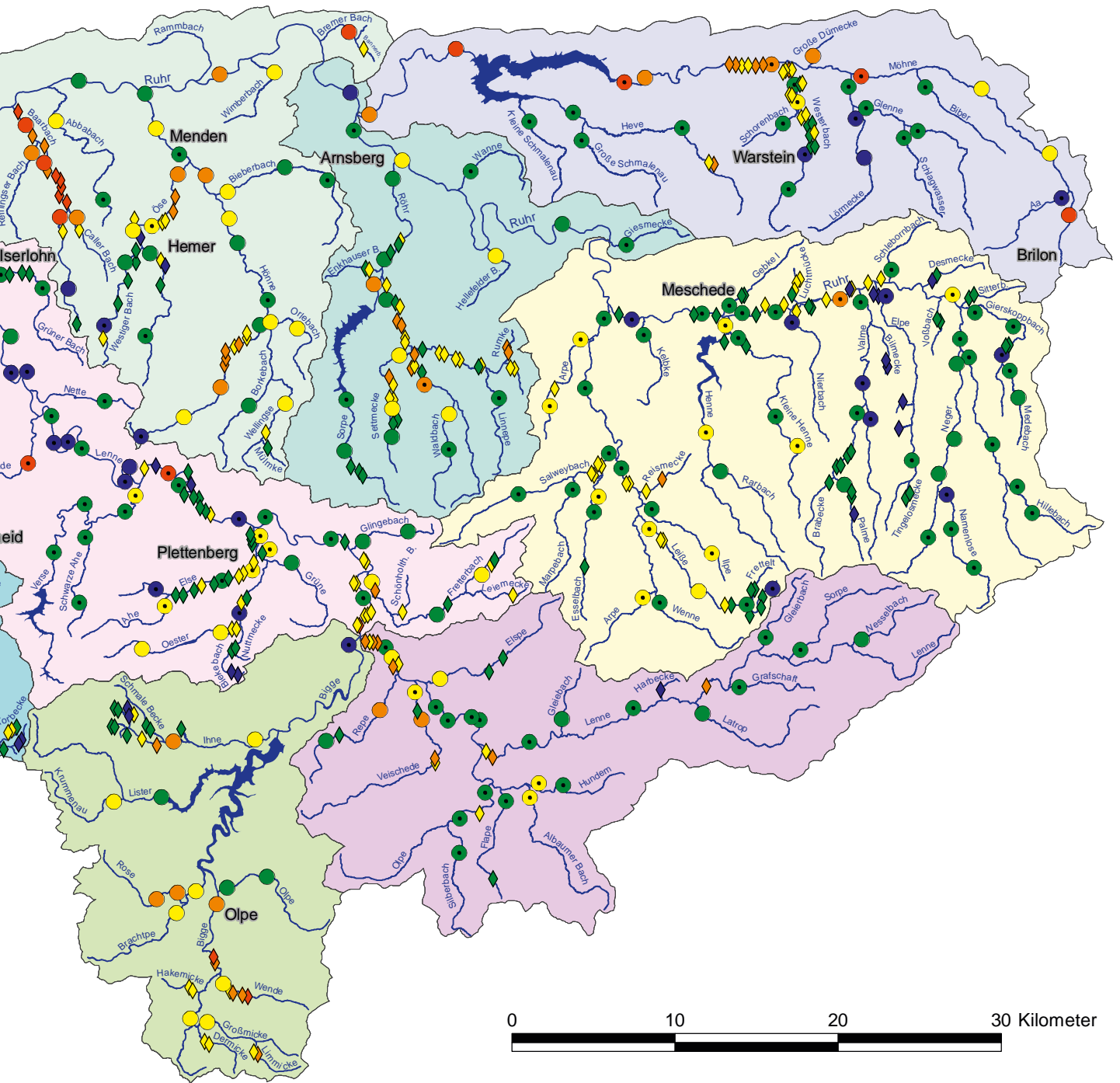




Bild 3.11: Der Biekebach, ein Nebenbach der Oester  
Fig. 3.11: The Biekebach stream, a tributary of the Oester

und den ebenfalls anspruchsvollen Eintags- und Köcherfliegenlarven, wie z. B. *Habroleptoides confusa* oder *Philopotamus montanus* und *Rhyacophila tristis*, zahlreiche für diesen Gewässertyp charakteristische Reinwasserarten hier vertreten.

### Planungseinheit Mittlere Ruhr

In dieser Planungseinheit fanden 2010 schwerpunktmäßig intensive gewässerökologische Untersuchungen im Rahmen des Programms „Integrale Entwässerungsplanung“ der Kläranlage Baarbachtal im Baarbach und seinen Nebengewässern Caller Bach und Refflingser Bach statt. Die hier 2010 ebenfalls untersuchten operativen Monitoringstellen wurden in dieses Untersuchungskonzept integriert und zeitgleich beprobt. Von den sieben Monitoringstellen konnte die Probenahmestelle im Caller Bach oberhalb des Ortsteils Calle aufgrund des hohen Anteils verrohrter Fließstrecke nicht beprobt werden. Die sechs untersuchten Monitoringstellen wiesen bis auf die Stelle im Oberlauf des Baarbachs oberhalb von Iserlohn alle hinsichtlich der Saprobie einen „mäßigen“ Zustand auf. Weitere Probenahmestellen in diesem Gewässerabschnitt, die im Rahmen des Programms „Integrale Entwässerungsplanung“ untersucht wurden, zeigten aber auch einen „guten“ saprobiellen Zustand. In diesem Gebiet wird aktuell eine differenzierte Immissionsanalyse der Misch- und Trennsystemeinleitungen und der Kläranlage Baarbachtal durchgeführt, die zu einer weitergehenden Klärung der Ursachen der saprobiellen Belastung und zu möglichen Maßnahmen zu deren Reduzierung führen wird.

Der Bremer Bach, der von Norden kommend bei km 130,9 in die Ruhr mündet, wies im Jahr 2010 an einer Probenahmestelle unterhalb der Kläranlage Ense-Bremen eine geringere Besiedlung als im Jahr 2006 auf. Mit einem Saprobienindex von 2,02 (2006: SI=1,84) überschreitet der Wert geringfügig die gewässertypspezifische Klassengrenze für Typ 5 von 2,00 für einen „guten“ saprobiellen Zustand, daher wurde die Stelle nun mit „mäßig“ bewertet. Auch der ökologische Zustand im Hinblick auf die „Allgemeine Degradation“ hatte sich von „unbefriedigend“ im Jahr 2006 nach

„schlecht“ im Jahr 2010 verändert. Anspruchsvolle Arten, insbesondere Steinfliegen (Plecopteren) und Köcherfliegen (Trichopteren) fehlten, dagegen traten Verschmutzungsanzeiger, wie die Wasserassel *Asellus aquaticus*, Chironomiden und Egel, z. T. in höheren Abundanzen auf.

In der Hönne wies die Monitoringmessstelle unterhalb der Kläranlage Neuenrade bei einem Saprobienindex von 2,10 (2006: SI = 1,83) einen „mäßigen“ saprobiellen Zustand auf, während der Zustand im Hinblick auf die „Allgemeine Degradation“ bei einem Index von 0,26 (2006: Index = 0,38) weiterhin innerhalb der Klasse „unbefriedigend“ lag. Die Makrozoobenthosfauna zeigte hier im direkten Vergleich zu einer Probenahmestelle oberhalb der Kläranlage deutliche Veränderungen. So fehlte die Gruppe der Gammariden (Flohkrebse) fast vollständig. Auch anspruchsvolle Insektenarten aus den Gruppen der Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera (Steinfliegen) und Trichoptera (Köcherfliegen) traten nur noch vereinzelt auf. Dagegen wurden in größerer Anzahl Egel wie z. B. *Erpobdella octoculata*, die Wasserassel *Asellus aquaticus* und Chironomiden nachgewiesen, was auf eine organische Belastung hindeutet.

In dieser Planungseinheit wiesen, abgesehen von den Belastungsschwerpunkten im Unterlauf des Baarbachs und den beiden Messstellen im Bremer Bach und an der Hönne, insgesamt 85 % der Probenahmestellen einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf. Hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ zeigte dagegen nur etwa ein Drittel (34 %) der Probenahmestellen einen „guten“ oder „sehr guten“ Zustand. Ursache hierfür sind u.a. die siedlungsbedingt zumeist veränderten Gewässerstrukturen sowie die dicht an das Gewässer heranreichenden landwirtschaftlichen Nutzungsansprüche mit entsprechenden morphologischen Veränderungen.

### Planungseinheit Volme

Die im Programm „Integrale Entwässerungsplanung“ im Jahr 2010 am Löhbach, der bei Halver in die Ennepe mündet, in enger Abfolge untersuchten neun Probenahmestellen zeigten alle hinsichtlich der „Saprobie“ einen „guten“ oder „sehr guten“ Zustand.

Diese Planungseinheit wies unverändert insgesamt einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand auf, während allerdings etwa zwei Drittel aller Probenahmestellen bezüglich der „Allgemeinen Degradation“ den „guten“ Zustand nicht erreicht haben.

### Zusammenfassung

Die Ruhr besitzt über weite Strecken eine artenreiche Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos). Diese setzt sich aus typischen Arten der silikatischen Mittelgebirgsbäche und -flüsse zusammen und wird ergänzt durch eine Vielzahl von Ubiquisten.

Trotz ihrer vielfältigen Nutzung, zu der insbesondere auch die Aufnahme gereinigter Abwässer gehört, zeigt die Ruhr nur eine geringe Belastung mit organisch abbaubaren, sauerstoffzehrenden Stoffen. Dies spiegelt sich in der fast durchgängig „guten“ Bewer-

tung des Moduls „Saprobie“ wider. Die im Bereich zwischen dem Zufluss der Möhne und dem Pegel Villigst befindlichen Probenahmestellen wiesen mehrheitlich sogar eine „sehr gute“ saprobielle Bewertung auf.

Verantwortlich für den nicht durchgängig „guten“ ökologischen Zustand der Ruhr sind im Wesentlichen die nutzungsbedingt veränderten Gewässerstrukturen (Flussverbauungen, Begradigungen und Staubereiche), die insbesondere die unterhalb vom Pegel Villigst gelegenen Fließstrecken negativ beeinflussen. Dies wird wiedergegeben durch die biologische Qualitätskomponente „Makrozoobenthos – Modul Allgemeine Degradation“. Daraus resultiert für die Abschnitte der unteren Ruhr etwa ab Zufluss der Lenne eine Einstufung in eine nur „schlechte“ ökologische Zustandsklasse. Diese Bewertung berücksichtigt wegen noch fehlender amtlicher Vorgaben nicht, dass die Ruhr hier „erheblich verändert“ ist und die Anforderungen an die ökologische Qualität nicht mit denen an ein natürliches Gewässer vergleichbar sind.

Alle 110 im Zuge der hydrobiologischen Untersuchungen nach EG-WRRL an den Nebengewässern und an einzelnen Abschnitten der Ruhr im Jahr 2010 betrachteten Probenahmestellen konnten - bis auf 14, von denen 10 im Gewässersystem Baarbach, Callerbach und Refflingserbach lagen - hinsichtlich des saprobiellen Zustands mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet werden. Betrachtet man die seit 2005 insgesamt untersuchten 605 hydrobiologischen Probenahmestellen in der Ruhr und ihren Nebenwässern, so zeigten damit rund 96 % einen „guten“ oder „sehr guten“ saprobiellen Zustand.

Der Gewässerzustand hinsichtlich der „Allgemeinen Degradation“ wies für 303 der im Zeitraum 2005 bis 2010 untersuchten Probenahmestellen im Einzugsgebiet der Ruhr, das sind 50 % aller untersuchten Messstellen, einen „guten“ bzw. „sehr guten“ Zustand aus. Dies bedeutet aber auch, dass bei rund der Hälfte der Probenahmestellen noch ein „mäßiger“, „unbefriedigender“ und in wenigen Fällen auch ein „schlechter“ Zustand vorliegt. Ursache für diese Befunde sind zumeist die veränderten Gewässerstrukturen. Viele dieser Gewässer wurden in früheren Jahren aufgrund von Siedlungstätigkeiten, Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung, Schifffahrt, Trinkwassergewinnung oder Landwirtschaft stark ausgebaut und unterliegen weiterhin diesen Nutzungen.

### Plankton in der Ruhr

Ergänzend zu den physikalischen, chemischen und hydrobiologischen Parametern werden in der Ruhr weitere biologische Parameter erfasst, um die Prozesse der planktischen Primär- und Sekundärproduktion und ihre Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit zu beschreiben. Als ein Maß für die planktische Primärproduktion wird hierbei der Chlorophyllgehalt betrachtet. Diese Analysen werden durch die qualitative und quantitative Bestimmung des Phytoplanktons (Primärproduzenten) und des Zooplanktons (Primärkonsumenten) vervollständigt. Aufgrund der zunehmenden Verbreitung des invasiven Neophyten *Elodea nuttallii* (Schmalblättrige Wasserpest) wird seit einigen Jahren insbesondere in den Ruhrstauseen das Vorkommen von Makrophyten regel-

mäßig dokumentiert. Entsprechende Ergebnisse werden in Kapitel 7 ausführlich dargestellt.

Am Beispiel des Baldeneysees, des größten der fünf Ruhrstauseen, wird der Zusammenhang der Phytoplanktonentwicklung mit den abiotischen Faktoren Globalstrahlung und Abfluss sowie mit dem biotischen Gegenspieler, dem algenfressenden Zooplankton, aufgezeigt. Weitere Aspekte sind die Einflüsse der Prozesse Photosynthese, Atmung und Mineralisierung auf den Sauerstoffgehalt. Hierzu werden in den folgenden Abschnitten die Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2010 vorgestellt und gemeinsam mit den Ergebnissen langjähriger Untersuchungen interpretiert. Ergänzend wird eine vergleichende Betrachtung der Produktivität des Hengsteysees, des ersten Stausees in der Kette der Ruhrstauseen, mit dem Baldeneysee dargestellt.

### Phytoplankton

Das Jahr 2010 stellte sich als ein Jahr mit zum Teil sommerlich sehr hohen Strahlungsintensitäten dar (Bild 3.12). Während zu Beginn des Jahres die Werte noch im Bereich der langjährigen Monatsmittel lagen, erreichte die Globalstrahlung im März und insbesondere im April überdurchschnittlich hohe Werte. Der Monat Mai wies dagegen nur einen unterdurchschnittlichen Monatsmittelwert auf. In den Sommermonaten Juni und Juli stieg die Globalstrahlung an und lag im Juni mit einem Monatsmittelwert von etwa  $2,06 \text{ kJ}/(\text{cm}^2 \cdot \text{d})$  deutlich über dem langjährigen Mittel von  $1,58 \text{ kJ}/(\text{cm}^2 \cdot \text{d})$ . In der sich anschließenden Schlechtwetterphase

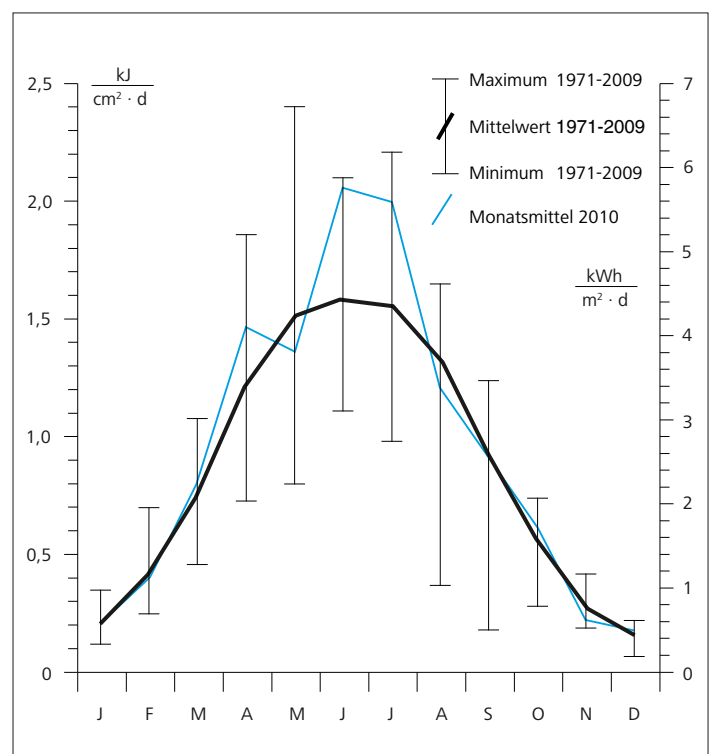


Bild 3.12: Monatsmittel der Globalstrahlung bei Essen, 1971 bis 2010  
Fig. 3.12: Monthly average of total radiation at Essen, 1971 to 2010

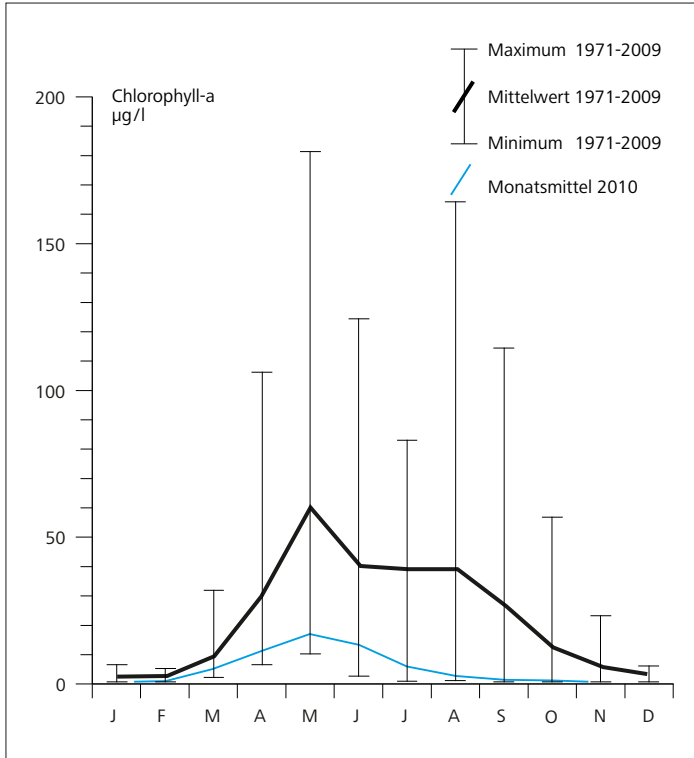


Bild 3.13: Monatsmittelwerte des Chlorophyll-a-Gehalts in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise), 1971 bis 2010  
 Fig. 3.13: Monthly averages of chlorophyll a concentration in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise), 1971 to 2010

im August wurden dagegen nur unterdurchschnittliche Strahlungswerte erreicht. Im Herbst und im Winter erreichte die Globalstrahlung wieder Werte im Bereich der langjährigen Mittelwerte.

Auch im Jahr 2010 war, wie in den zurückliegenden zwei Jahren, in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen während des gesamten Jahres nur eine vergleichsweise geringe Entwicklung von Planktonalgen zu beobachten (Bild 3.13). So stiegen bedingt durch die Schönwetterphase im April und zu Beginn des Monats Mai die Monatsmittel des Chlorophyll-a-Gehalts zwar kontinuierlich an, aber in dieser Zeit des Frühjahrmaximums der Phytoplanktonentwicklung wurde mit maximal 17 µg/l Chlorophyll-a nur 28 % der langjährigen mittleren Primärproduktion der zurückliegenden vier Jahrzehnte erreicht. Weitere nennenswerte Algenentwicklungen fanden im Jahr 2010 nur noch im Juni bei einem Monatsmittel von 13 µg/l statt. Im weiteren Jahresverlauf konnten, selbst in den folgenden Sommermonaten mit zeitweise hoher Strahlungsintensität, nur sehr geringe Algenentwicklungen beobachtet werden. Monatsmittelwerte von 10 µg/l Chlorophyll-a wurden deutlich unterschritten.

Eine Betrachtung der Primärproduktion während der Vegetationsperiode von April bis Oktober zeigte besonders auffällig diesen Rückgang der Algenentwicklung (Bild 3.14). Fließgewässer, die in dieser Zeit eine Chlorophyll-a-Konzentration von über 20 µg/l im Saisonmittel aufweisen, werden als planktonführende Fließgewäs-

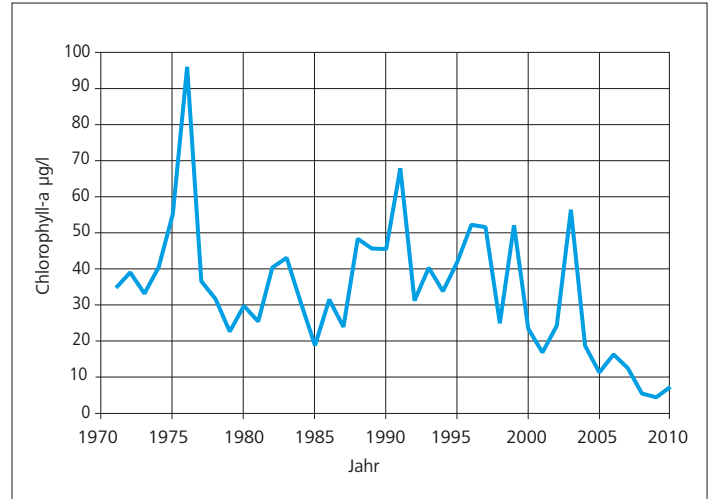


Bild 3.14: Mittelwerte des Chlorophyll-a-Gehalts in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise) in der Vegetationsperiode (April bis Oktober) der Jahre 1970 bis 2010  
 Fig. 3.14: Averages of chlorophyll a concentration in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise) during vegetation period (April to October), 1970 to 2010

ser bezeichnet. In den letzten sieben Jahren lagen die Saisonmittel der Chlorophyll-a-Konzentrationen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen jedoch deutlich unter 20 µg/l, wobei in den vergangenen drei Jahren nochmals eine ausgeprägte Verringerung auf unter 10 µg/l auftrat. Dies geht häufig mit einer gleichzeitigen Zunahme der Makrophytenbestände in den oberhalb gelegenen Ruhrstauseen einher.

Die insgesamt niedrigen Chlorophyllgehalte finden sich auch in der jahreszeitlichen Sukzession der Planktonalgen wieder (Bild 3.15). Im Jahr 2010 wurden in den Monaten des Frühjahrmaximums April und Mai mit Monatsmitteln um 9.000 Zellen/ml und im Juni mit 19.000 Zellen/ml ähnlich niedrige Werte wie im vorherigen Jahr erreicht. Diese lagen weit von den Größenordnungen der 1990er Jahre entfernt, als noch über mehrere Monate im Jahr 100.000 Zellen/ml überschritten wurden. Neben dem Rückgang im Frühjahr ist das nahezu vollständige Ausbleiben einer Algenentwicklung in den Sommermonaten seit Jahren auffällig. Dies hat zu einer starken Veränderung des Spektrums der Phytoplanktonarten geführt. Die typischen Arten des wärmeliebenden Sommerplanktons, insbesondere Grünalgen wie z. B. *Actinastrum hantzschii*, *Crucigenia tetrapedia* sowie *Pediastrum boryanum* und *P. duplex*, waren nicht mehr oder nur noch vereinzelt nachzuweisen. Kieselalgen (Diatomeen), deren Verbreitungsschwerpunkt eher in trophisch gering belasteten Gewässern liegt, dominierten zunehmend das Phytoplankton in der Ruhr. Diese Algengruppe ist im Frühjahr, zu Zeiten relativ niedriger Wassertemperaturen, den anderen Algengruppen im Wachstum überlegen. Ebenfalls in höheren Zahlen traten µ-Algen auf, die beinahe im gesamten Jahresverlauf mit Monatsmitteln von über 1.000 Zellen/ml vorkamen. Im Juni hatten sie bei einem Monatsmittel von knapp 7.000 Zellen/ml einen maßgeblichen Anteil an der Gesamtzellenzahl des Phytoplanktons. Zum Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons und da-

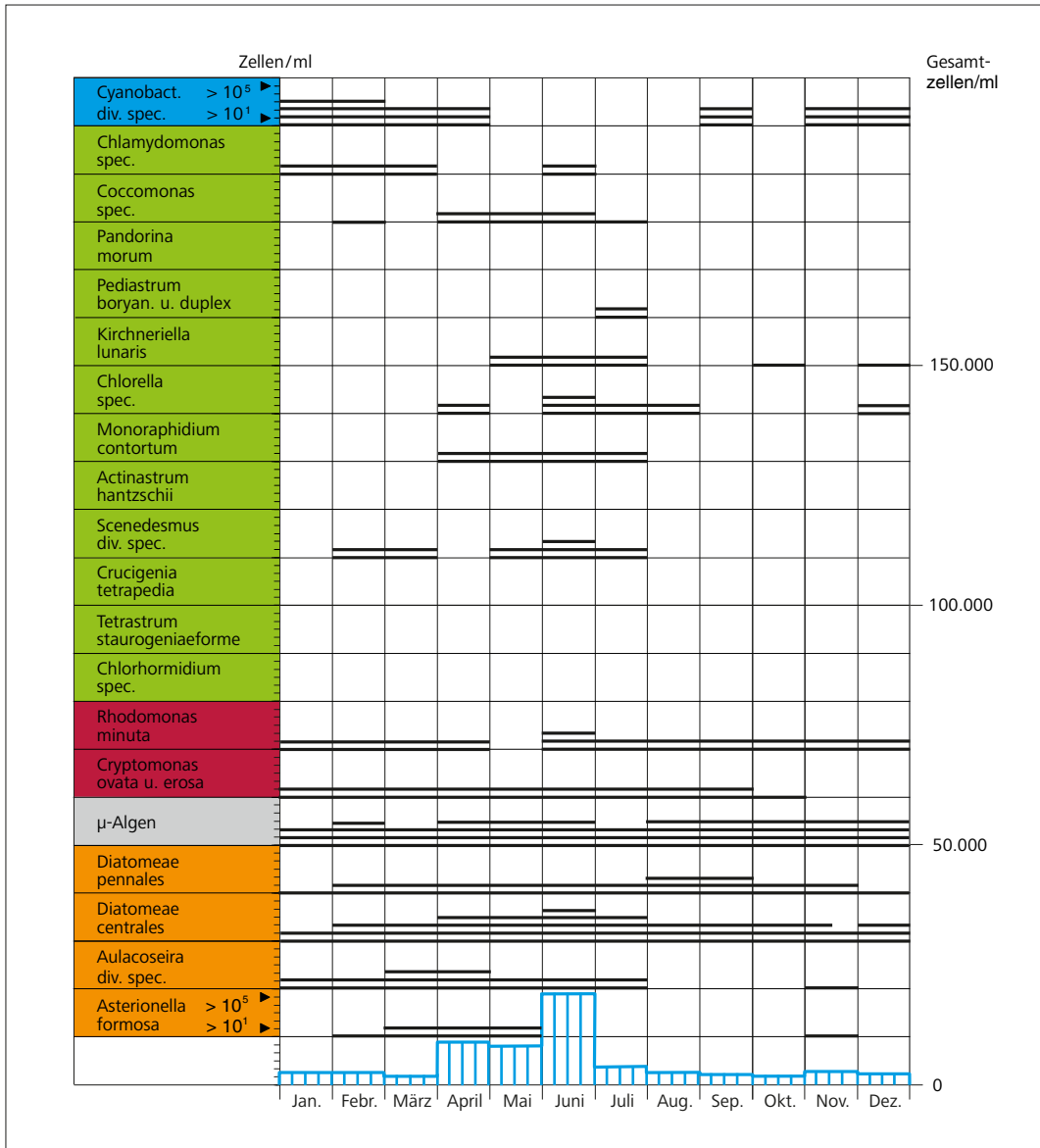


Bild 3.15: Jahreszeitliche Sukzession der Planktonalgen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen 2010

Fig. 3.15: Seasonal succession of plankton algae in the Ruhr at Essen-Rellinghausen in 2010

mit zur Produktivität des Gewässers tragen diese  $\mu$ -Algen jedoch aufgrund ihrer geringen Größe nur sehr wenig bei.

Die Veränderungen der taxonomischen Zusammensetzung zeigen sich auch in der Betrachtung der langjährigen Untersuchungen des Phytoplanktons, dargestellt in Bild 3.16 als Jahresmittelwerte der Biovolumina der einzelnen Algengruppen. Auch im Jahr 2010 wurde mit  $2,25 \text{ mm}^3/\text{l}$  insgesamt ein sehr geringes mittleres Biovolumen gemessen. Der Wert lag damit etwa doppelt so hoch wie im Jahr 2009, in dem das bisherige Minimum seit Beginn der Planktonuntersuchungen in der Ruhr mit  $1,24 \text{ mm}^3/\text{l}$  gemessen wurde. Die Kieselalgen stellten mit 94 % den überwiegenden Anteil am Biovolumen der Algen dar, wobei die Radiären Diatomeen, wie z. B. verschiedene *Melosira* (*Aulacoseira*)-Arten, dominierten. Die in den 1990er Jahren noch mit 8 % Biovolumenanteil vertretenen Grünalgen sind auf einen Anteil von 0,9 % zurückgegan-

gen. Die Flagellaten, die die Grünalgen als zweitstärkste Phytoplanktongruppe in der Ruhr abgelöst haben, traten mit einem Biovolumenanteil von 1,8 % auf. In nennenswerten Dichten, jedoch ohne Bedeutung für das Biovolumen, waren außerdem noch die sehr kleinen  $\mu$ -Algen zu beobachten. Die seit mehreren Jahren zu beobachtende deutliche Abnahme von Grün- und Blaualgen sowie das Auftreten von Goldalgen belegen die stabile Verbesserung des trophischen Zustands der mittleren und unteren Ruhr.

In Fließgewässern ist die Entwicklung des Phytoplanktons vom Nährstoffangebot und der Strahlungsintensität, aber auch stark von der zur Verfügung stehenden Zeit für Wachstum und Vermehrung abhängig, also von der Aufenthaltszeit des Wassers. In der mittleren und unteren Ruhr von Echthausen bis zur Mündung in den Rhein beträgt bei Trockenwetter die Aufenthaltszeit etwa 20 Tage. Die räumliche und zeitliche Entwicklung der Primärprodukti-

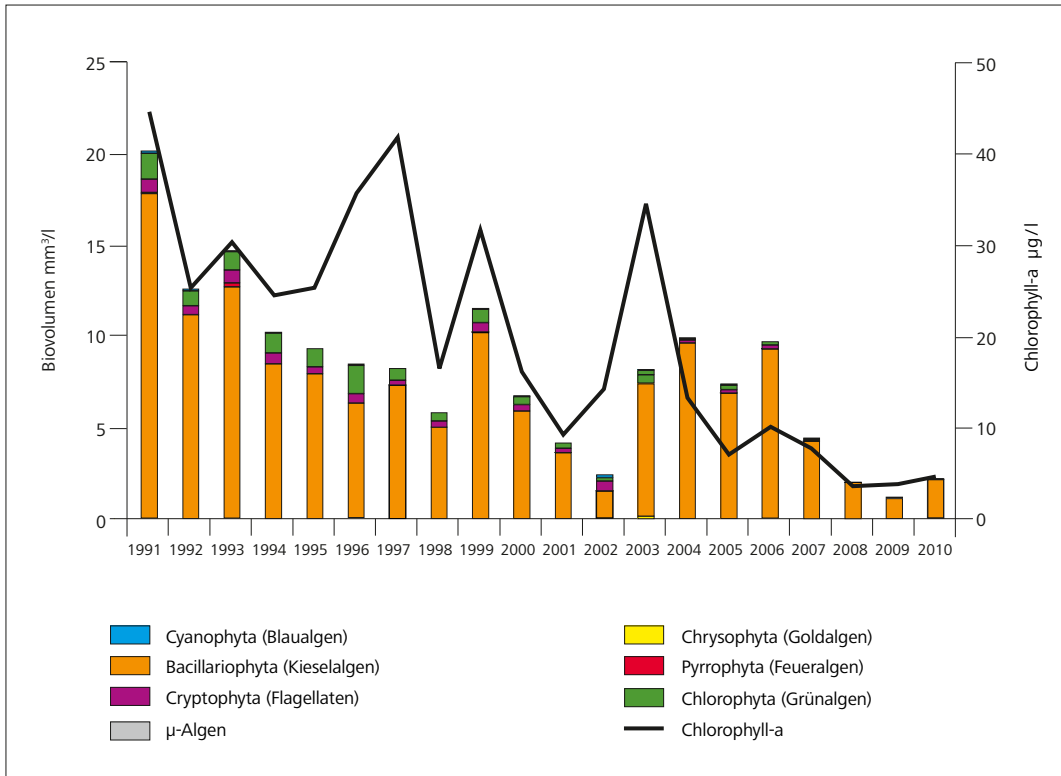


Bild 3.16: Phytoplankton in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (Jahresmittel 1991 bis 2010)  
 Fig. 3.16: Phytoplankton in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (annual average 1991 to 2010)

on für diese Fließstrecke ist in Bild 3.17 an Hand von sieben Probenahmestellen dargestellt. Die Chlorophyllwerte an den Probenahmestellen Echthausen (Wehr WWW, Oberwasser) und Witten (Wassergewinnung WWW) wurden von der Westfälischen Wasser- und Umweltanalytik GmbH, die im Auftrag der Wasserwerke Westfalen GmbH (WWW) und der Wasserbeschaffung Mittlere Ruhr (WMR) die Analysen durchgeführt hat, zur Verfügung gestellt.

Im Jahr 2010 wurde in der Stauhaltung Hengstey als erstem Stausee in der Kette der Ruhrstauseen im Fließverlauf der Ruhr im Zeitraum März bis August im Gegensatz zum Jahr 2009 wieder eine merkliche Primärproduktion gemessen. So konnte dort im April ein typisches Frühjahrsmaximum mit einer maximalen Chlorophyllkonzentration von 76 µg/l Chlorophyll-a beobachtet werden. Im Baldeneysee zeigte sich zu dieser Zeit lediglich ein geringeres Frühjahrsmaximum mit einer Chlorophyllkonzentration von 44 µg/l. In den darauffolgenden Sommermonaten bis August traten sowohl im Hengstey- als auch im Baldeneysee mehrere kleinere Anstiege der Chlorophyllkonzentration mit Tageshöchstwerten von 47 µg/l im Hengsteysee (10. Juni 2010) und von 115 µg/l im Baldeneysee (24. Juni 2010) auf.

Die gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen zeigen, dass die Ruhr hier als „Großer Fluss des Mittelgebirges“ (Typ 9.2) unter Anwendung der Kriterien des Leitfadens NRW nicht als planktonführendes Fließgewässer zu bezeichnen ist, wobei der Stillwassercharakter der Flusstauseen nicht berücksichtigt wird. Planktonführende Fließgewässer zeichnen sich durch eine

Chlorophyll-a-Konzentration aus, die im Saisonmittel zwischen April und Oktober über 20 µg/l liegt. Lediglich im Baldeneysee wurde dieser Wert mit einem Saisonmittel von 22 µg/l knapp überschritten.

In einem vielfach gestauten Gewässer wie der Ruhr hängen biologische Prozesse wie Photosynthese, Atmung und Biomasseauf- bzw. -abbau eng mit abiotischen Faktoren wie Abfluss und Strahlungsverhältnissen zusammen. Diese Faktoren und Prozesse sowie ihre Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt zeigt Bild 3.18 am Beispiel des größten Ruhrstausees, des Baldeneysees. Für die Wasserführung und den Chlorophyll-a-Gehalt, der aus der kontinuierlich gemessenen In-vivo-Fluoreszenz errechnet wurde, werden die Wochenmittel, für den Sauerstoffgehalt die Wochenmittelwerte der Tagesminima und -maxima des Sättigungsindex herangezogen. Die Globalstrahlung wird jeweils als Wochensumme dargestellt.

Von Jahresbeginn bis Anfang April lagen die Abflüsse zumeist deutlich über 50 m³/s. Abgesehen von zwei Situationen mit erhöhten Abflüssen Ende Februar und Mitte März kamen keine ausgeprägten Abflussspitzen vor. Diese Abflussbedingungen erwiesen sich für das Wachstum planktischer Algen als eher ungünstig. Erst während der sich anschließenden langanhaltenden Niedrigwasserphase ab Mitte April mit einem durchschnittlichen Abfluss von annähernd 30 m³/s und gleichzeitig steigender Strahlungsintensität entwickelte sich eine Primärproduktion im Baldeneysee, auch wenn diese mit einem mittleren Chlorophyllgehalt von 45 µg/l vergleichsweise niedrig ausfiel. Der für ein Algenwachstum förder-

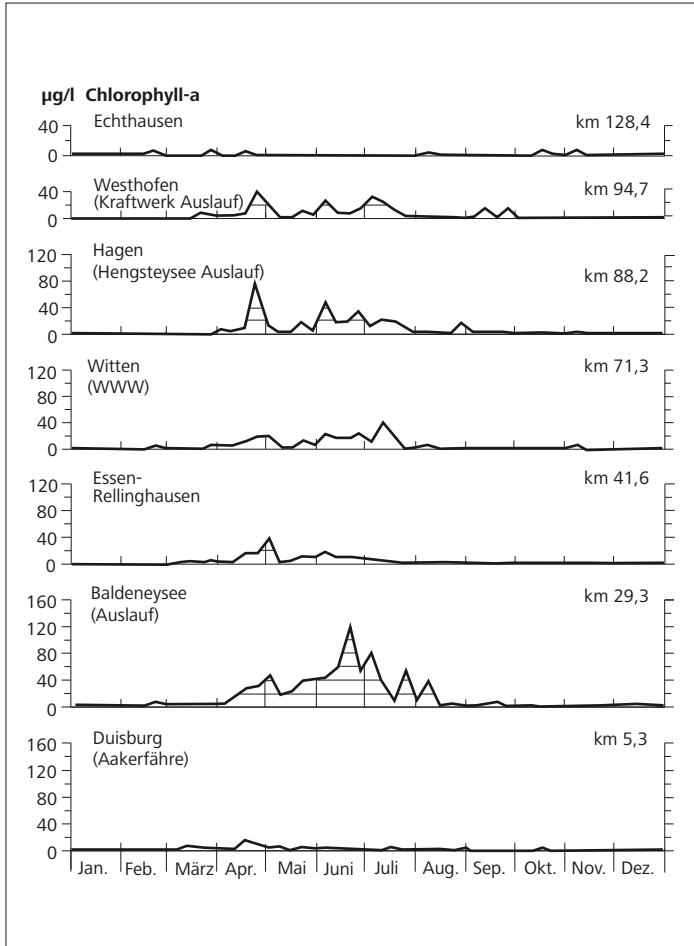


Bild 3.17: Algenentwicklung (als Chlorophyll-a-Gehalt) an verschiedenen Stellen der Ruhr im Verlauf des Jahres 2010  
 Fig. 3.17: Development of algae (chlorophyll a concentration) measured at various points of the Ruhr during 2010

liche Wert der Globalstrahlung von  $7 \text{ kJ}/(\text{cm}^2 \cdot \text{Woche})$  wurde in den Monaten April bis Juli bis auf einen deutlichen Einbruch im Monat Mai dauerhaft nicht mehr unterschritten. Trotz dieser überdurchschnittlichen Strahlung und der gleichzeitig andauernden geringen Abflüsse, d. h. bei guten Bedingungen für die Primärproduktion, blieben größere Algenentwicklungen in dieser Zeit aus. Ein Grund hierfür war die sehr geringe Produktivität in der oberhalb des Baldeneysees liegenden Fließstrecke der Ruhr. Selbst bei einer rechnerischen Aufenthaltszeit von bis zu drei Tagen im Baldeneysee stand somit nicht genügend Animpfmateriale zur Verfügung, so dass keine hohen Chlorophyllkonzentrationen auftraten. Da sich in diesem Jahr die Makrophytenbestände (*Elodea nuttallii*) erst verspätet bildeten und auch nicht das Ausmaß von 2009 erreichten, spielte eine Nährstoffkonkurrenz zwischen Algen und Makrophyten für die geringe Phytoplanktonproduktivität 2010 keine Rolle. Ab Mitte August verhinderten die zurückgehende Strahlungsintensität, der zunehmende Abfluss sowie das zunehmende Wachstum von *Elodea nuttallii* in den oberen drei Ruhrstauseen Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See eine Algenentwicklung dann fast vollständig.

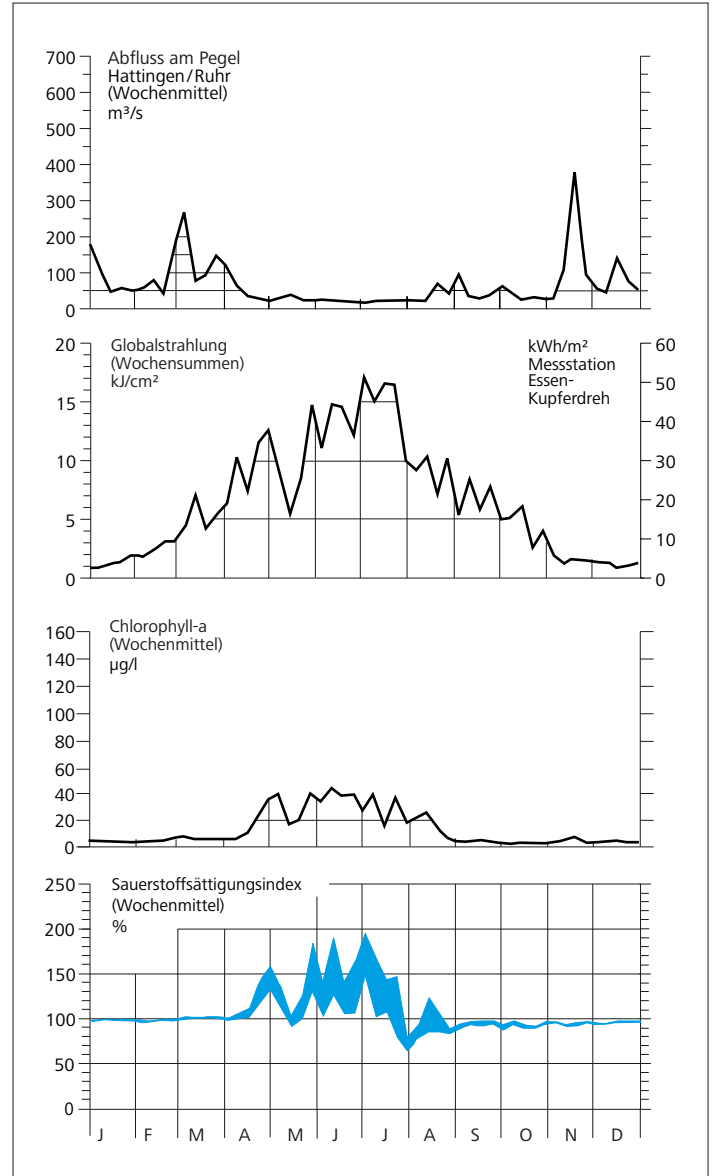


Bild 3.18: Einfluss der Wasserführung und der Globalstrahlung auf die Algenentwicklung im Baldeneysee und deren Auswirkung auf den Sauerstoffgehalt 2010  
 Fig. 3.18: Influence of river flow and total radiation on algae growth in Lake Baldeney and the resulting impact on the oxygen level in 2010

Bei niedriger Wasserführung und hoher Strahlungsintensität traten im Baldeneysee Sauerstoffübersättigungen auf. Wochenmittelwerte der Tagesmaxima von 200 % Sauerstoffsättigung wurden allerdings nie überschritten, als höchster Tageswert wurde am 25. Juni 2010 ein Sauerstoffsättigungsindex von 300 % gemessen. Auffällig war in diesem Zeitraum die hohe Schwankungsbreite im Tagesgang. Durch Atmung und den mikrobiellen Abbau von zuvor produzierter pflanzlicher und tierischer Biomasse sank die Sauerstoffkonzentration im Baldeneysee vor allem in den Nachtstunden. Die Wochenmittelwerte der Tagesminima des Sättigungsindex lagen in diesem Jahr dabei zumeist im Bereich von

95 %. Am Ende der Schönwetterperiode Ende Juli wurden die Wachstumsbedingungen für die planktischen Algen gravierend schlechter, so dass diese und in der Folge auch das Algen fressende Zooplankton abstarben. Diese Biomasse wurde dann unter Sauerstoffverbrauch mikrobiell abgebaut und das führte zu niedrigen Sauerstoffwerten. Ende Juli wurden während einer Woche Sättigungsindex-Werte von knapp 60 % gemessen. Mit knapp 5,0 mg/l lag die Sauerstoffkonzentration jedoch auch an diesen Tagen im Baldeneysee nie unterhalb des kritischen Werts von 4 mg/l. Eine Beeinträchtigung der Fische und der Benthosbiozönose wurde zu keiner Zeit festgestellt. Das in diesem Jahr wie in den vergangenen Jahren beobachtete vergleichsweise geringe Wachstum des Phytoplanktons in der mittleren und unteren Ruhr ist in erster Linie als Folge der relativ niedrigen ortho-Phosphatkonzentrationen zu sehen (vgl. Beitrag „*Elodea*-Vorkommen in den Ruhrstauseen im Jahr 2010“).

### Zooplankton

Der Einfluss des Zooplanktons auf die Intensität der Algenentwicklung im Baldeneysee ist in Bild 3.19 dargestellt. Die Fraßaktivität („Grazing“) des Zooplanktons hat neben abiotischen Faktoren wie Abfluss und Globalstrahlung einen wesentlichen Einfluss auf die zeitliche Abfolge und das Ausmaß der Phytoplanktonentwicklung. In den beiden oberen Teilen der Abbildung sind die Chlorophyll-a-Gehalte (wöchentliche Einzelmesswerte am Tag der Zooplanktonprobenahme) als Maß für die Algenbiomasse im Ein- und Auslauf des Stausees und die daraus resultierende Bilanz, also die Chlorophyll-Differenz zwischen Aus- und Einlauf, dargestellt. Die beiden unteren Teile des Bildes stellen die Populationskurven von Rädertieren der Gattung *Brachionus* und der Gruppe der Synchaetiden dar, die hier stellvertretend für das algivore (algenfressende) Zooplankton stehen.

In diesem Jahr konnte sich wiederum aufgrund der geringen Algenentwicklung im Frühjahr die früher übliche, sehr große *Brachionus*-Population nicht entwickeln. Ebenso wie schon im vergangenen Jahr blieb daher eine negative Chlorophyllbilanz im Baldeneysee nahezu aus. Lediglich nach einer vorangegangenen merklichen Algenentwicklung im Juni traten im Juli nennenswerte *Brachionus*-Dichten von bis zu 700 Individuen/l auf. Diese wurden von einem verstärkten Auftreten von Synchaetiden begleitet. Für eine deutliche Reduzierung der Algen durch die Fraßaktivität der Zooplankter reichten diese geringen Individuendichten jedoch nicht aus.

Im weiteren Jahresverlauf trat keine Algenentwicklung mehr auf. Damit stand dem Zooplankton kaum Nahrung zur Verfügung, und es kam zu keiner weiteren nennenswerten Zooplanktonentwicklung.

Insgesamt hat die Sekundärproduktion im Baldeneysee in den vergangenen sieben Jahren in Anpassung an die zurückgegangene Primärproduktion ein sehr niedriges Niveau erreicht (Bild 3.20). Das Biovolumen des Zooplanktons lag mit rund 0,5 mm<sup>3</sup>/l im Jahr 2010 zwar wieder höher als 2009, aber in vergleichbarer Größenordnung wie in den letzten Jahren. Die Brachioniden wurden ver-

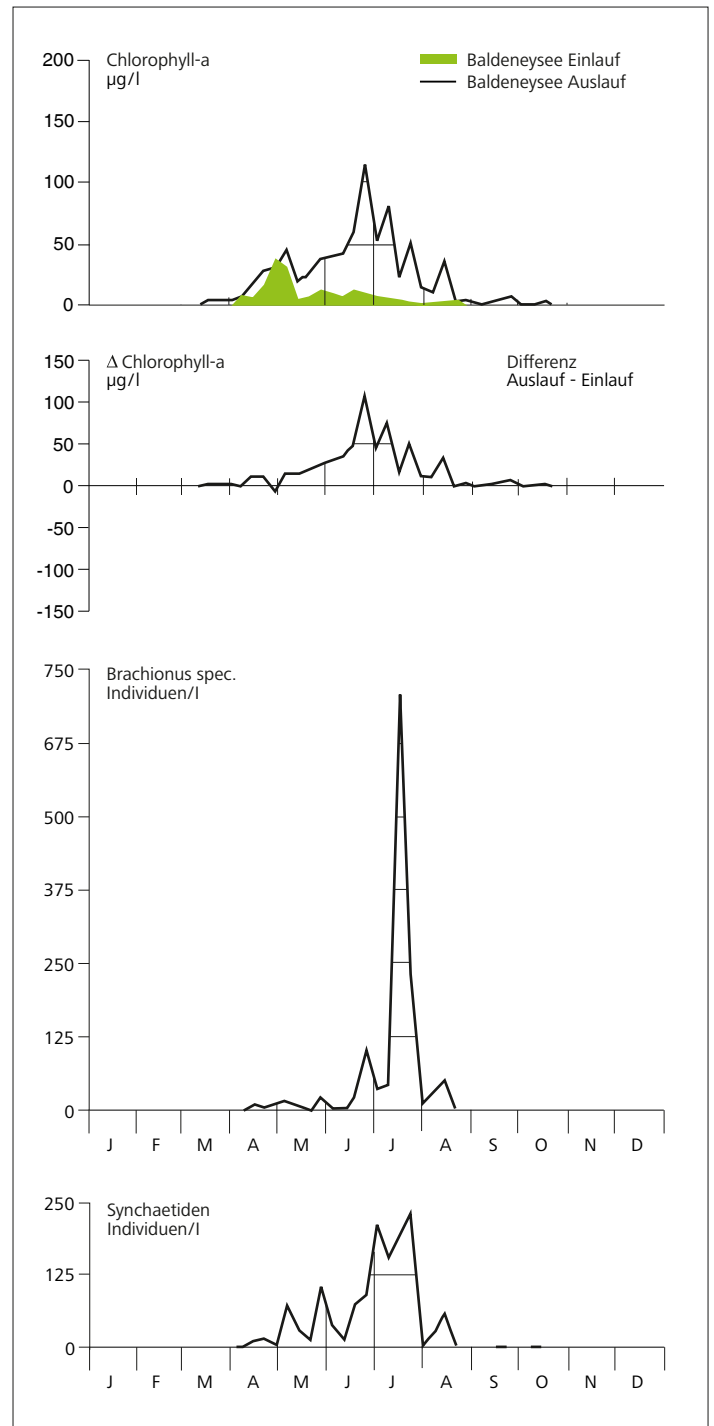


Bild 3.19: Bedeutung des Zooplanktons für die Algenentwicklung im Baldeneysee 2010

Fig. 3.19: Effect of zooplankton on algae development in Lake Baldeney in 2010

stärkt begleitet von den Rädertiergattungen *Polythra* und *Synchaeta*. Diese Rädertiere ernähren sich insbesondere von kleinen Algen wie den µ-Algen. Als bisher nicht vertretene Rotatorienart konnte *Kellicottia longispina* (Einhorn-Rädertier) im Baldeneysee



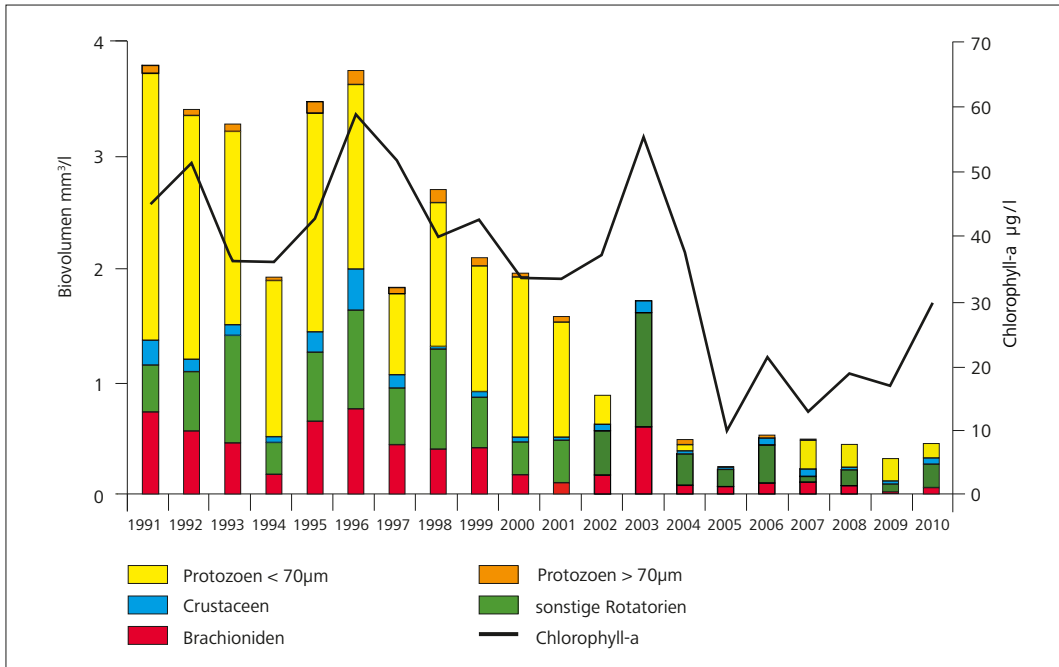


Bild 3.20: Zooplankton und Chlorophyll-a im Baldeneysee (Jahresmittel 1991 bis 2010)  
 Fig. 3.20: Zooplankton and chlorophyll a in Lake Baldeney (annual average 1991 to 2010)

nachgewiesen werden (Bild 3.21). Zudem traten vermehrt sehr kleine Protozoen (< 70 µm) auf. Diese leben von kleinsten organischen Partikeln und sind somit nicht auf Phytoplankton als Nahrung angewiesen.

Untersuchungen zur planktischen Produktivität des Hengsteysees zeigten eine ähnliche Entwicklung wie im Baldeneysee, dem größten und in Fließrichtung vorletzten Ruhrstausee (Bild 3.22). Insgesamt lagen in den vergangenen drei Jahren die Chlorophyllgehalte als Maß für die Primärproduktion ebenso wie die Biomasse des Phyto- und des Zooplanktons im Baldeneysee etwa doppelt so hoch wie im oberhalb gelegenen Hengsteysee. In beiden Seen hatte sich die planktische Primärproduktion auf einem derart niedrigen Niveau eingestellt, dass eine höhere Dichte von Zooplanktern, die als Primärkonsumenten auf das Phytoplankton als Futter angewiesen sind, nicht mehr beobachtet wurde. Das im Juli 2010 im Baldeneysee vorkommende Zooplankton entspricht mit einem Biovolumen von 1,74 mm<sup>3</sup>/l nur etwa einem Viertel der in den 1990er Jahren beobachteten Biovolumina. Damit bestätigen die in Bild 3.22 dargestellten Biovolumina des Phyto- und Zooplanktons sowie der Chlorophyllgehalt den in beiden Ruhrstauseen deutlich erkennbaren Rückgang der Produktivität.

### Zusammenfassung

Obwohl in der mittleren und unteren Ruhr im Jahr 2010 wiederum günstige abiotische Verhältnisse, d. h. ein während der Vegetationsperiode gleichmäßig geringer Abfluss sowie teilweise überdurchschnittlich hohe Globalstrahlung, auftraten, fand eine nennenswerte Algenentwicklung kaum statt. Das Jahresmittel des Algenbiovolumens betrug im Baldeneysee im Jahr 2010 nur etwa ein Zehntel der 1990er Jahre. Dieser starke Rückgang in der Pri-

märproduktion setzte sich in der Nahrungskette fort und beeinflusste sowohl die Menge als auch die Zusammensetzung des Zooplanktons. Die im Jahr 2009 seltener vertretenen Brachioniden wurden im Baldeneysee wieder vermehrt bestimmt. Die Sekundärproduktion betrug 2010 insgesamt nur etwa 10 % der 1990er Jahre. Diese niedrige Primär- und Sekundärproduktion des Planktons ist vor allem eine Folge der in den letzten Jahrzehnten gesunkenen Phosphorkonzentrationen und der damit einhergehenden Verbesserung der Trophieverhältnisse. Mikrobielle Abbauprozesse spielten aufgrund dieser geringeren Biomasseproduktion in der Ruhr eine zunehmend untergeordnete Rolle, was sich grundsätzlich auch positiv auf den Sauerstoffhaushalt des Baldeneysees und der unteren Ruhr insgesamt auswirkte.



Bild 3.21: Zooplankton aus dem Baldeneysee, *Kellicottia longispina*  
 Fig. 3.21: Zooplankton from Lake Baldeney, *Kellicottia longispina*

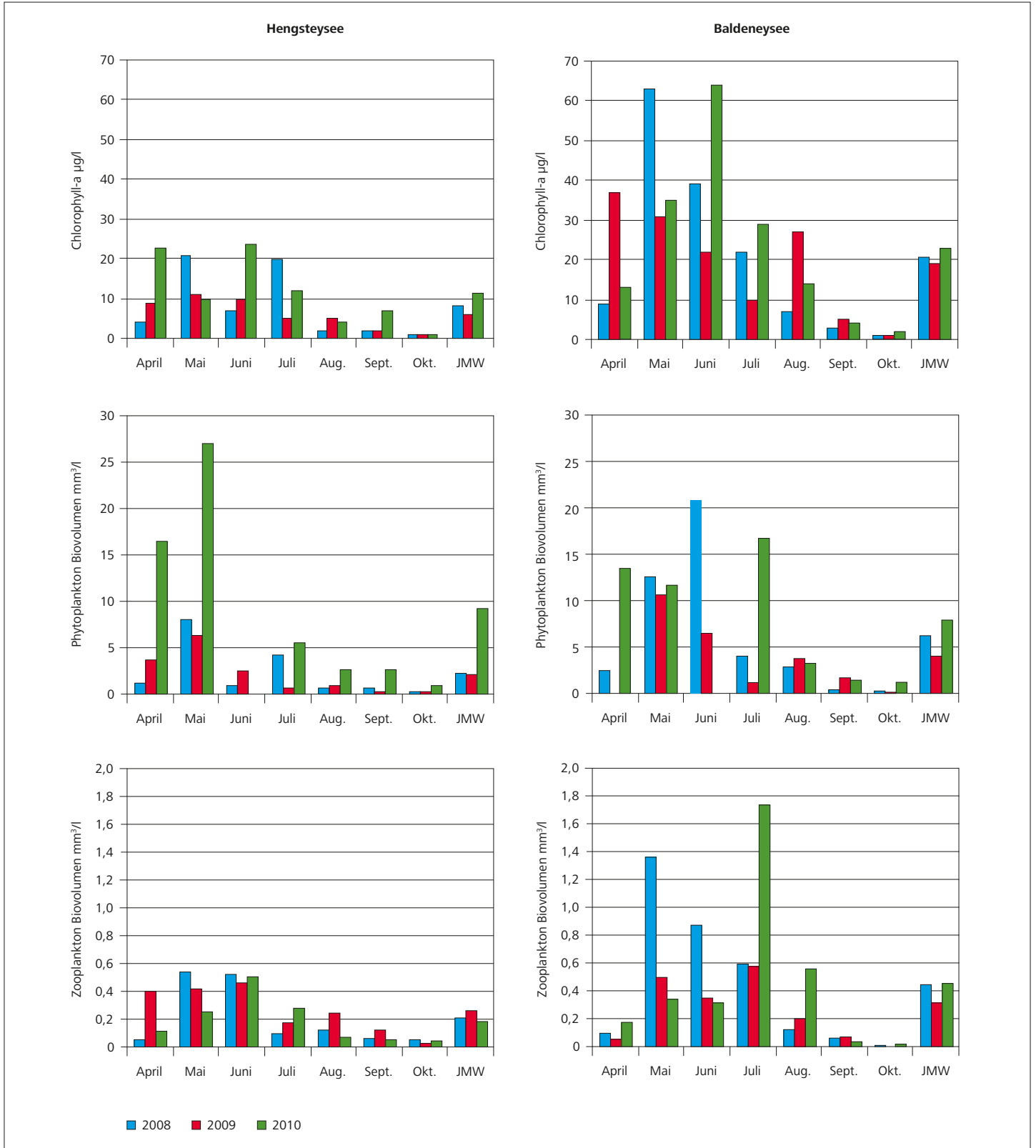


Bild 3.22: Vergleich der planktischen Produktivität des Hengstey- und Baldeneysees, Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert (JMW) der Vegetationsperiode 2008 bis 2010

Fig. 3.22: Comparison of plankton productivity in Lake Hengstey and Lake Baldeney, monthly and annual averages during the vegetation period 2008 to 2010

## 4 Talsperrenuntersuchungen – Verse- und Fürwiggetalsperre

Der Ruhrverband besitzt und bewirtschaftet im Sauerland insgesamt acht Talsperren mit einem Gesamtstauinhalt von 463,9 Mio. m<sup>3</sup>. Diese dienen vor allem der Niedrigwasseraufhöhung, um den an der Ruhr liegenden Wasserwerken stets genügend Rohwasser in guter Qualität für die Trinkwassergewinnung zur Verfügung zu stellen. In abflussreichen Zeiten steht der Hochwasserschutz im Vordergrund. Abflussspitzen können wirksam gemildert werden, so dass Überflutungen und Folgeschäden in einem deutlich geringeren Ausmaß auftreten als ohne den Wasserrückhalt in den Staukörpern. Neben der Trinkwassergewinnung an einigen Talsperren sind inzwischen an allen Ausläufen Turbinen installiert, um die Wasserkraft zur Gewinnung erneuerbarer Energie zu nutzen. Darüber hinaus bieten Talsperren eine Vielzahl von Freizeitmöglichkeiten im und am Wasser, dienen als ökologische Systeme dem Naturschutz und stellen attraktive Angelgewässer dar.

Diese unterschiedlichen Nutzungen und Aufgaben stellen einen hohen Anspruch an die Bewirtschaftung der verschiedenen Talsperren dar (Bild 4.1). Neben den Maßnahmen zur Gewährleistung der Standsicherheit, zur Ufersicherung, zur Betriebssicherheit, zur Erfüllung der Verkehrssicherungspflichten und zur Pflege der Randwege kommt den limnologischen Untersuchungen des Wasserkörpers sowie der Zu- und der Ausläufe eine besondere Bedeutung zu. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen dienen sowohl einer adäquaten fischereilichen Bewirtschaftung und dem frühzeitigen Handeln bei Gefährdungen des Ökosystems und der Gewässernutzungen als auch der Überwachung und Bewertung entsprechend der Vorgaben der EG-WRRL bzw. des Landes NRW. Zu diesem Zweck führt der Ruhrverband an jeder Talsperre jährlich neun Untersuchungen (sieben in der Vegetationsperiode, zwei im Winter) im Staukörper und in den Vorbecken durch. Ergänzt wird dieses Monitoring durch wöchentlich genommene Zu- und Auslaufproben, mit deren Hilfe die Nährstoffbilanz (Zulauffrachten, Retention) ermittelt wird.

Das herausragende Bewertungsmerkmal für stehende Gewässer, zu denen auch die Talsperren zählen, ist die Trophie, das heißt die

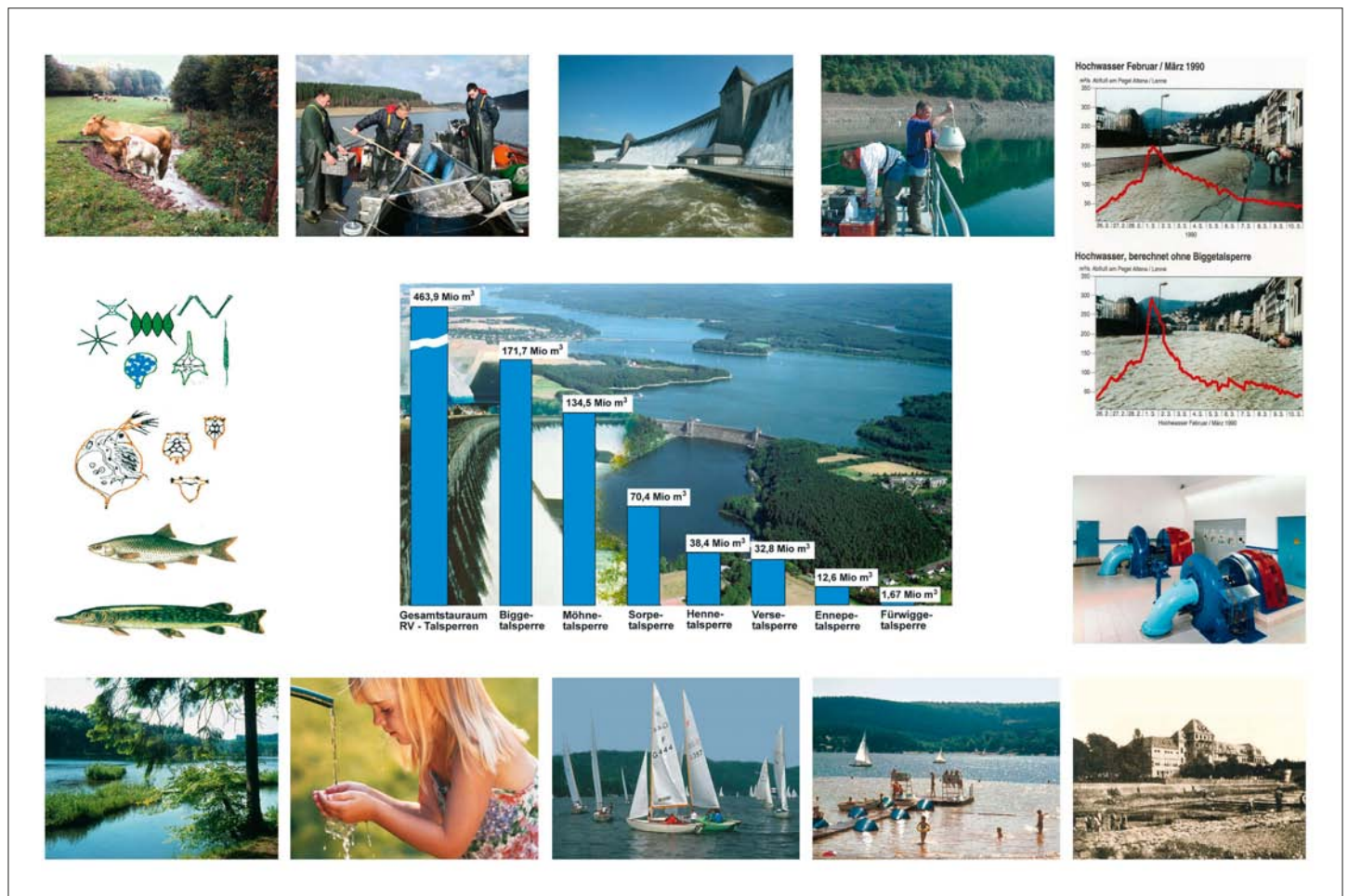


Bild 4.1: Talsperren im Spannungsfeld von Aufgaben, Nutzungen, Ökologie und Bewirtschaftung  
 Fig. 4.1: Reservoirs and their competing requirements in terms of tasks, usage, ecology and management

vom Nährstoffgehalt abhängige Primärproduktion durch Pflanzen. In Talsperren sind dies hauptsächlich planktische Algen, da sich aufgrund der betriebsbedingten Stauspiegelschwankungen eine eigentliche Uferzone mit dort wurzelnden Makrophyten kaum ausbilden kann. Im Jahr 2001 wurde von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) [4.1] ein System veröffentlicht, das es ermöglicht, mit Hilfe der Gesamtphosphor- und Chlorophyll-a-Konzentrationen sowie der Sichttiefe eine Trophieeinstufung vorzunehmen. Dazu werden für den Gesamtphosphor die Konzentrationen während der Vollzirkulation im Frühjahr und der mittlere Gehalt aus dem Epilimnion (durchmischter oberflächennaher Wasserkörper) in der Vegetationsperiode herangezogen. Die größte Bedeutung bei der Berechnung des Gesamttrophieindex hat der mittlere epilimnische Chlorophyll-a-Gehalt, der als Maß für die Primärproduktion in der Vegetationsperiode dient. Mit in die Berechnung geht zudem noch der Mittelwert der Sichttiefe im gleichen Zeitraum ein. Das Entwicklungsziel entsprechend der EG-WRRL für erheblich veränderte Wasserkörper, zu denen die Talsperren gehören, ist das gute ökologische Potenzial. Dieses ist für die Ruhrverbandstalsperren entsprechend der hilfsweise angewandten „Vorläufigen Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien“ [4.2] der mesotrophe Zustand.

Zur Erreichung der Vorgabe, mindestens einen mesotrophen Zustand zu schaffen, wurden in den letzten Jahrzehnten unterschiedliche Maßnahmen in den Talsperren und im Einzugsgebiet durchgeführt. Zur Minimierung des Nährstoffeintrags (Bottom-up-Maßnahme) in das Talsperrensystem wurden Kläranlagen modernisiert oder neu gebaut, ältere Kläranlagen außer Betrieb genommen und im direkten Einzugsgebiet anfallende Abwässer über Ringkanalisationen um die Talsperren herumgeleitet. Weitere Gründe sind die Phosphathöchstmengenverordnung und die zunehmende Niederschlagswasserbehandlung. Als typische Top-down-Maßnahme ist die seit etwa 20 Jahren durchgeführte fischereiliche Bewirtschaftung unter ökologischen Gesichtspunkten an allen Talsperren zu nennen. Es wird versucht, einen ausgewogenen Fischbestand zu hegen und zu pflegen, so dass über die Nahrungskette der Fraßdruck auf die planktischen Algen möglichst groß ist und das Auftreten von Eutrophierungserscheinungen, wie Algenmassenentwicklungen oder hypolimnische Sauerstoffdefizite, erheblich minimiert werden kann.

Das Bild 4.2 zeigt den Verlauf der Trophieeinstufung der Ruhrverbandstalsperren für den Zeitraum der letzten 30 Jahre. Hier zeigt sich eindrucksvoll, wie sich in drei Jahrzehnten die Trophieverhältnisse aufgrund der vielfältigen Maßnahmen in allen Talsperren zum Teil deutlich verbessert haben. Der erste Schritt in einen trophieärmeren Zustand geschah Mitte der 1980er Jahre, als die Phosphathöchstmengenverordnung umgesetzt wurde. Weitere Qualitätssprünge sind seit Anfang der 1990er Jahre festzustellen, als an verschiedenen Talsperren zu unterschiedlichen Zeitpunkten abwassertechnische Maßnahmen umgesetzt wurden. Dieses hatte z. B. an der Sorpetalsperre durch die Modernisierung und spätere Außerbetriebnahme der Kläranlage Amecke einen so starken Einfluss, dass diese Talsperre im letzten Jahrzehnt zeitweise fast den oligotrophen Zustand erreichte. Ende der 1990er Jahre griff auch

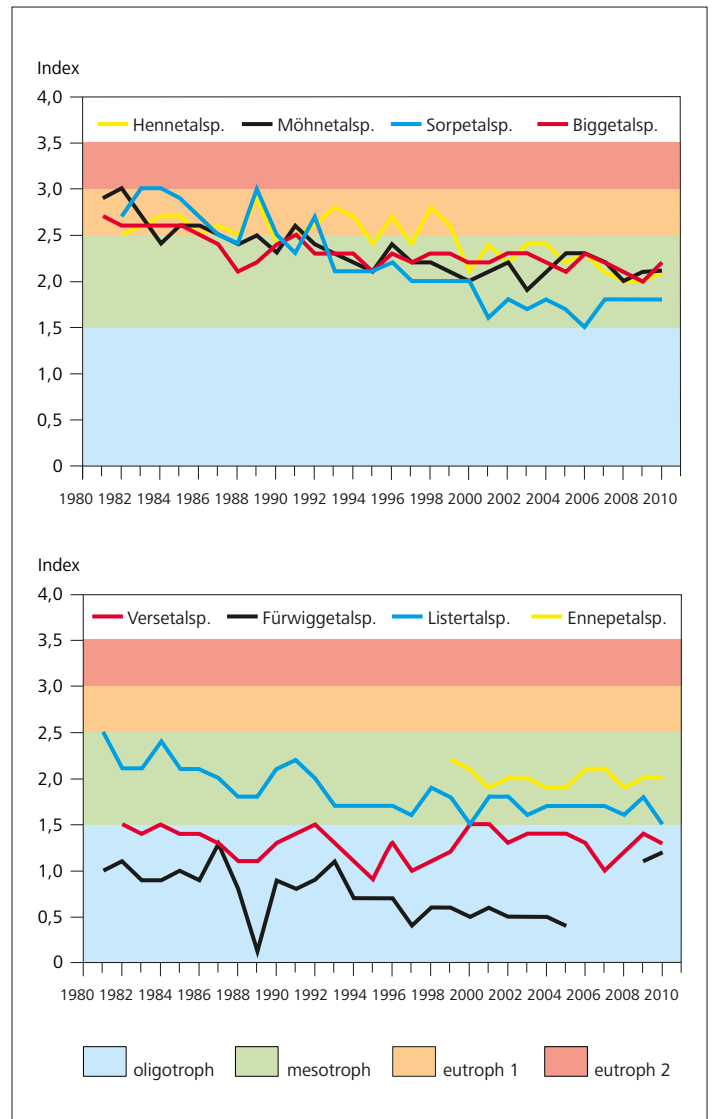


Bild 4.2: Entwicklung der Trophie in den letzten 30 Jahren in den Ruhrverbandstalsperren entsprechend der vorläufigen Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren (LAWA Juli 2001)  
 Fig. 4.2: Development of the trophic status in the Ruhrverband's reservoirs during the last 30 years according to the preliminary directive for the trophic classification of reservoirs (LAWA July 2001)

die seit 1991 durchgeführte ökologisch orientierte fischereiliche Bewirtschaftung, so dass seit über zehn Jahren alle Ruhrverbandstalsperren als meso- oder oligotrophe Gewässer eingestuft werden können.

[4.1] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 2001 (Hrsg.): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren, Schwerin: Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH 2001  
 [4.2] Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1999 (Hrsg.): Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien, Schwerin: Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH 1999

Eine Besonderheit stellt die Hennetalsperre dar, die aufgrund starker Vorkommen der mesotrophen Blaualge *Planktothrix rubescens* zwischen 1988 und 1999 vor allem wegen des gestiegenen Chlorophyll-a-Indexes als eutroph bewertet werden musste. Dies erscheint im ersten Augenblick widersprüchlich, da im gleichen Zeitraum die Phosphorkonzentrationen abgenommen haben. Letzteres hatte jedoch zur Folge, dass die Durchsicht wegen geringerer Planktondichten zunahm, was der schwachlichtadaptierten Blaualge Konkurrenzvorteile bot, sich auch in größeren Wassertiefen (8 – 15 m) zu etablieren. Hier konnte sie zudem kurzgeschlossene Nährstoffkreisläufe nutzen, wenn Phosphorverbindungen bei der mikrobiellen Zersetzung der Blaualgen im Metalimnion freigesetzt werden. Seit dem Jahr 2000 nahmen aber diese Blaualgenentwicklungen wegen weiter zurückgehender Phosphorkonzentrationen in der Hennetalsperre deutlich ab und sind heute kaum noch nachzuweisen.

Auch die Trophieverhältnisse in den nährstoffärmeren Talsperren haben sich zum Teil in den letzten 30 Jahren weiter verbessert. So ging der Trophieindex in der Listertalsperre innerhalb des mesotrophen Bereichs von ehemals 2,5 bis auf zeitweise 1,5 zurück. Selbst in der ultraoligotrophen Fürwiggetalsperre mit einer kaum vorhandenen Primärproduktion war bis zur sanierungsbedingten Entleerung im Jahr 2005 ein Rückgang des Indexes um 0,5 Einheiten festzustellen. Sowohl die Verse- als auch die Ennepetalsperre (seit 1999) zeigten hinsichtlich der Trophie im gesamten Zeitraum praktisch keine Veränderungen.

Das Jahr 2010 wies vor allem in den Monaten April, Juni und Juli überdurchschnittliche Strahlungsintensitäten auf. Grundsätzlich kann jedes Gewässer auf die gute „Energieversorgung“ in diesen Monaten in Abhängigkeit vom Nährstoff(Phosphor)- und Baustoffangebot (Silizium) sowie von der Artenzusammensetzung des Phyto- aber auch des Zooplanktons unterschiedlich reagieren. Dieses wird am Beispiel der Möhne- und Hennetalsperre beschrieben, beides Kieselalgen-dominierte Gewässer. In der Möhnetalsperre konnte sich im April ein ausgeprägtes Frühjahrsmaximum entwickeln. Bildbestimmend waren in dieser Zeit die in der Möhnetalsperre häufigen Radiären Diatomeen, eine Kieselalgengruppe. Ein zweiter, geringerer Anstieg fand noch im Juni statt, jetzt allerdings mit der zum Sommerplankton gehörenden Kamm-Kieselalge *Fragilaria crotonensis*.

In der Hennetalsperre kommen die Radiären Diatomeen in deutlich niedrigeren Zelldichten vor. Hier wird das Phytoplankton vielmehr durch *Fragilaria crotonensis* bestimmt. Diese Alge fand offensichtlich erst zwei Monate später im strahlungsreichen Sommermonat Juli optimale Wachstumsbedingungen, so dass in dieser Zeit die höchsten Chlorophyll-a-Konzentrationen auftraten. Ein Frühjahrsmaximum wie in der Möhnetalsperre blieb dagegen aus. Zu diesem Zeitpunkt war in der Möhnetalsperre das epilimnische Silizium, ein essenzieller Baustoff für die Kieselalgenzellen, nahezu aufgebraucht, so dass die Kieselalgenentwicklung hier kaum noch eine Rolle spielte.

Bemerkenswert ist, dass beide Talsperren trotz unterschiedlicher Sukzession im Jahresverlauf hinsichtlich der Trophieklassifikation

2010 einen identischen Trophieindex von 2,1 erreichten. Dieses Beispiel zeigt eindrucksvoll, wie verschiedene Talsperren mit unterschiedlicher Ausprägung hinsichtlich der Trophie, dem wichtigsten Bewertungskriterium nach der EG-WRRL, die gleiche Einstufung erfahren können.

Zusammenfassend blieb im Jahr 2010 die Trophie in den Ruhrverbandstalsperren innerhalb der Schwankungsbreite der letzten Jahre. Bis auf die Listertalsperre, die in diesem Jahr einen außergewöhnlich niedrigen Phosphorgehalt und eine geringe Primärproduktion aufwies, und die Biggetalsperre, in der dagegen vor allem zur Zeit der frühjährlichen Vollzirkulation höhere Phosphorkonzentrationen vorkamen, waren in den Talsperren ähnliche Verhältnisse wie 2009 festzustellen. So wird das Entwicklungsziel nach EG-WRRL für Talsperren als erheblich veränderte Wasserkörper, das sowohl ökologische als auch chemisch/physikalische Komponenten beinhaltet, von allen Ruhrverbandstalsperren sicher eingehalten. Im Folgenden seien exemplarisch die Fürwigge- und Versetalsperre vorgestellt.

### **Fürwiggetalsperre**

Die mit 1,67 Mio. m<sup>3</sup> Stauraum und 0,18 km<sup>2</sup> Speicheroberfläche kleinste der Ruhrverbandstalsperren dient in erster Linie der Trinkwasserversorgung der Stadt Meinerzhagen und der Gemeinde Herscheid. Mit einer Höhenlage von 438,95 m ü.NN ist sie die höchstgelegene Talsperre des Ruhrverbands. Sie ist als Trinkwassersperre nicht für den Gemeingebrauch, wie z. B. Baden oder Bootfahren, zugelassen. Das Einzugsgebiet besteht zu über 80 % aus Wald und zu knapp 20 % aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Lediglich 0,5 % sind bebaut.

Durch den hohen Anteil von Nadelwäldern und Mooren sowie die geologischen Verhältnisse im mit 4,5 km<sup>2</sup> sehr kleinen Einzugsgebiet sind einige der Zuflüsse zur Fürwiggetalsperre von Versauerung betroffen. Zeitweise werden hier pH-Werte um pH 5 gemessen. Darüber hinaus weist der Boden in weiten Teilen ein sehr geringes Pufferungsvermögen auf, was auch zu einem mineralstoffarmen Talsperrenwasser beiträgt. Die äußerst geringen Einträge von Phosphorverbindungen in die Fürwiggetalsperre limitieren die Primärproduktion. Die Lage der Probenahmestelle an der Fürwiggetalsperre und die zugehörigen Jahresmittel des Gesamtphosphor- und Chlorophyll-a-Gehalts sind in Bild 4.3 dargestellt. Die Zuläufe werden seit 1998 routinemäßig nicht mehr beprobt.

In den Jahren 2006 und 2007 (bis Oktober) war die Fürwiggetalsperre wegen Sanierungsarbeiten an der Talsperrenmauer vollkommen entleert (Bild 4.4). Das limnologische Untersuchungsprogramm konnte im Juni 2008, als der Einstau abgeschlossen war, wieder aufgenommen werden. Jahresauswertungen, wie eine Trophieeinstufung oder die Berechnung der durchschnittlichen Nährstoffkonzentration in der Talsperre, waren 2008 noch nicht möglich. Lediglich für das Phyto- und Zooplankton wurden die entsprechenden Jahresmittel berechnet. Für die Jahre 2009 und 2010 konnten jetzt auch die in den letzten Jahren fehlenden Jahresauswertungen wieder durchgeführt werden.

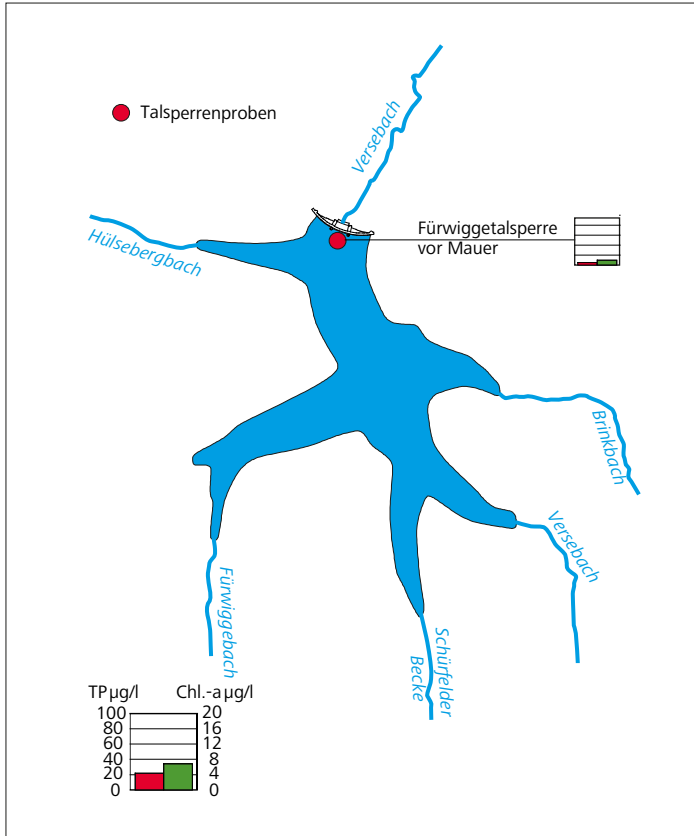


Bild 4.3: Probenahmestelle an der Fürwiggetalsperre und Phosphor- und Chlorophyll-a-Konzentrationen im Talsperrensystem im Jahr 2010  
 Fig. 4.3: Sampling point at the Fürwigge Reservoir and phosphorus and chlorophyll a concentrations in the reservoir system in 2010

Seit Beginn des Wiedereinstaus wurde die in den zwei vorangegangenen Jahren entstandene Vegetationsdecke am Grund der Talsperre (hauptsächlich Binsen) mikrobiell wieder abgebaut. Bild 4.5 zeigt die Tiefenprofile ausgewählter limnologischer Kenngrößen an der Probenahmestelle „Fürwiggetalsperre vor Mauer“ für das Jahr 2010. Es sind die Kenngrößen Temperatur, Sauerstoff, Chlorophyll-a, pH-Wert, die Nährstoffe Phosphor und Nitrat sowie Silizium und der Chemische Sauerstoffbedarf dargestellt. Darüber hinaus sind die Sichttiefe als weiße Fläche und die euphotische Zone (2,5 x Sichttiefe) als hellgraue Fläche hinterlegt.

Die Zuläufe zur Fürwiggetalsperre gehören zu den am geringsten mit Phosphor belasteten Gewässern im Ruhreinzugsgebiet, mit der Folge eines außerordentlich niedrigen Phosphorgehalts von diesjährig 6 µg/l TP in der Talsperre. In den Jahren 2003 bis 2005 (vor dem Ablassen der Talsperre) betrug dieser nur durchschnittlich 4 µg/l TP. Mit der Abnahme der pH-Werte vor allem im Frühjahr (April 2010: pH 5,6 an der Wasseroberfläche) während der Schneeschmelze nimmt die Konzentration von Aluminium in den versauerungsgefährdeten Zuflüssen zu. Die Phytotoxizität von Aluminium führt zusammen mit der genannten Nährstoffarmut zu einer Limitierung, aber auch zu einer Verzögerung der Primärproduktion mit planktischen Algen. Dies zeigt sich wiederum im Jahr 2010, in dem eine nennenswerte Algenentwicklung erst im Juni



Bild 4.4: Abgestaute Fürwiggetalsperre im Frühjahr 2007  
 Fig. 4.4: Emptied Fürwigge Reservoir in spring 2007

auftrat. Das Bemerkenswerte an dieser Algenentwicklung war, dass die höchsten Chlorophyllwerte über dem Gewässergrund auftraten. Ausschlaggebend war hier, dass bei einer Sichttiefe von 15,5 m die euphotische Zone bis zum Grund der Fürwiggetalsperre reichte, dort also genügend Licht für Planktonentwicklungen vorhanden war. Mit zunehmender Trübung durch das Plankton nahm die Sichttiefe ab, so dass der Schwerpunkt der Algenentwicklung sich immer näher Richtung Wasseroberfläche bewegte. Dies führte im Juli in einer Tiefe von 6 m zum Jahresmaximum von 6 µg/l Chlorophyll-a. Die Folge war eine für die Fürwiggetalsperre ungewöhnliche Sauerstoffübersättigung von knapp 150 %. Im weiteren Jahresverlauf nahmen die Chlorophyllkonzentrationen zwar ab, blieben aber mit Werten zwischen 2 und 3 µg/l immer noch deutlich über denen aus den Jahren vor dem sanierungsbedingten Entleeren der Talsperre.

Am Gewässergrund mussten in den letzten Jahren nunmehr nicht nur die Reste der Binsenvegetation, sondern auch die vergleichsweise hohe Biomasse aus der planktischen Primär- und Sekundärproduktion (Phyto- und Zooplankton) mikrobiell abgebaut werden. Durch diese sauerstoffverbrauchenden Prozesse gingen die Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion bis auf 3,2 mg/l zurück. In der Vergangenheit war in der Fürwiggetalsperre aufgrund der geringen Primärproduktion (epilimnische Sommermittel: <0,5 µg/l Chlorophyll-a) kein Sauerstoffrückgang im Tiefenwasser zu verzeichnen, vielmehr betrug die Sättigungsindizes um 100 %, und die Konzentrationen waren lediglich von der Temperatur abhängig. In den Monaten Juni und Juli 2010 kam es am Gewässergrund zu einer leichten Rücklösung von Phosphorverbindungen, die jedoch im Spätsommer bei einer zunehmenden thermischen Durchmischung ihr Ende fand.

Die Bilder 4.6 und 4.7 zeigen für einen Zeitraum der letzten 30 Jahre neben dem mittleren epilimnischen Chlorophyll-a-Gehalt die jährlichen Mittelwerte des Biovolumens des Phyto- und Zooplanktons. Schon auf den ersten Blick fällt auf, dass sich nicht nur die Menge der Primärproduzenten (pflanzliches Plankton), sondern

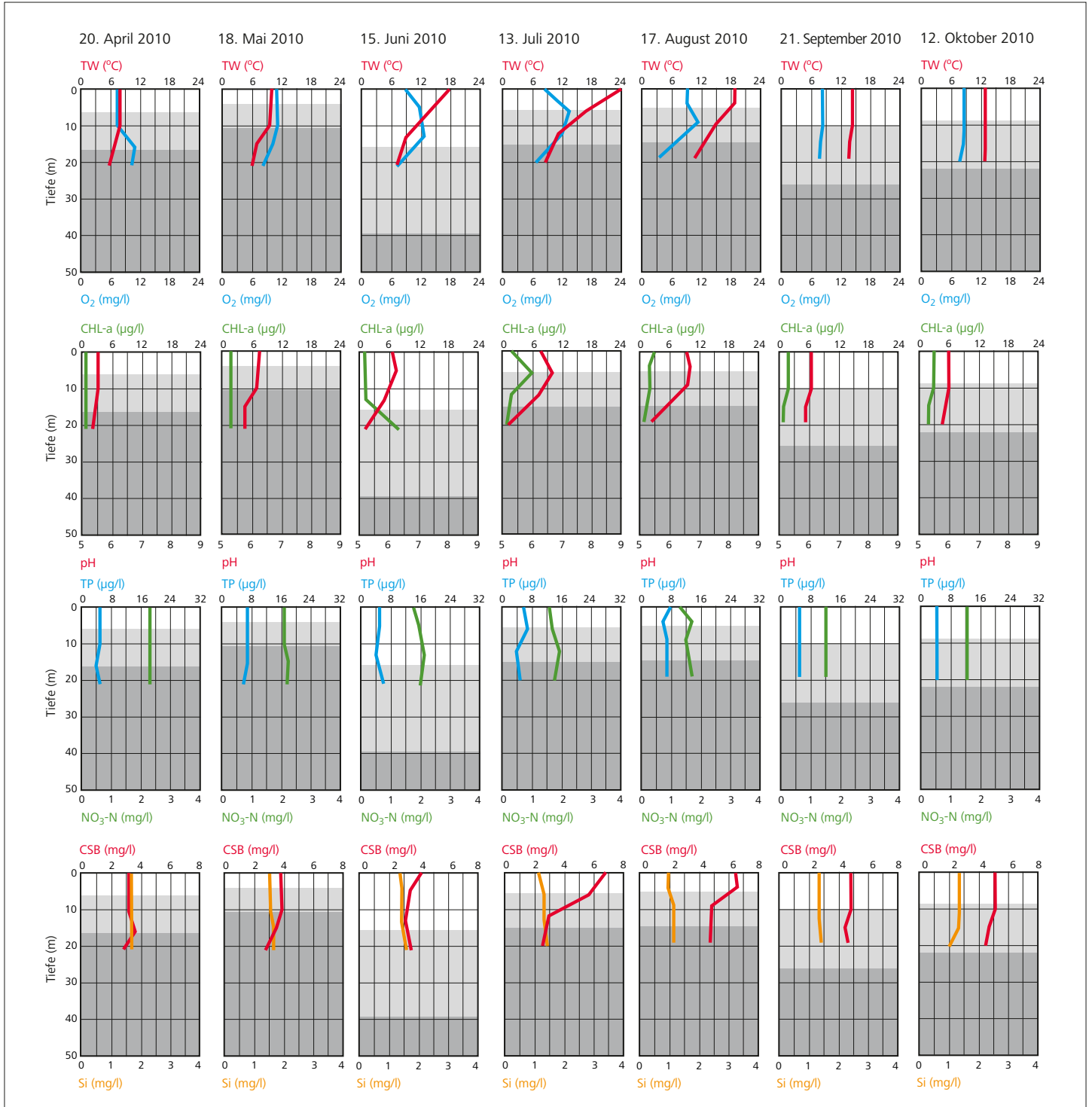


Bild 4.5: Tiefenprofile limnologischer Kenngrößen an der Probenahmestelle „Fürwiggetalsperre vor Mauer“ im Jahr 2010  
 Fig. 4.5: Depth profiles of limnological parameters at the sampling point "Fürwigge Reservoir before the dam" in 2010

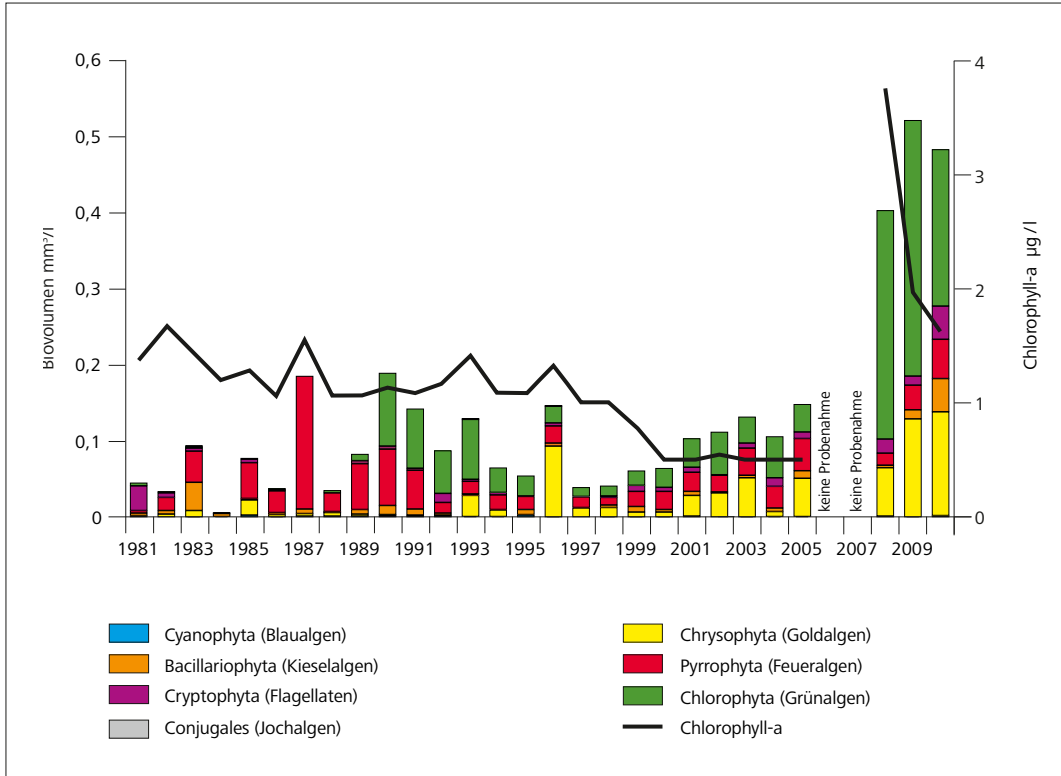


Bild 4.6: Phytoplankton an der Probenahmestelle „Fürwiggetalsperre vor Mauer“ in den Jahren 1982 bis 2010 (Jahresmittel)

Fig. 4.6: Phytoplankton at the sampling point "Fürwigge Reservoir before the dam" in the years 1982 throughout 2010 (annual averages)

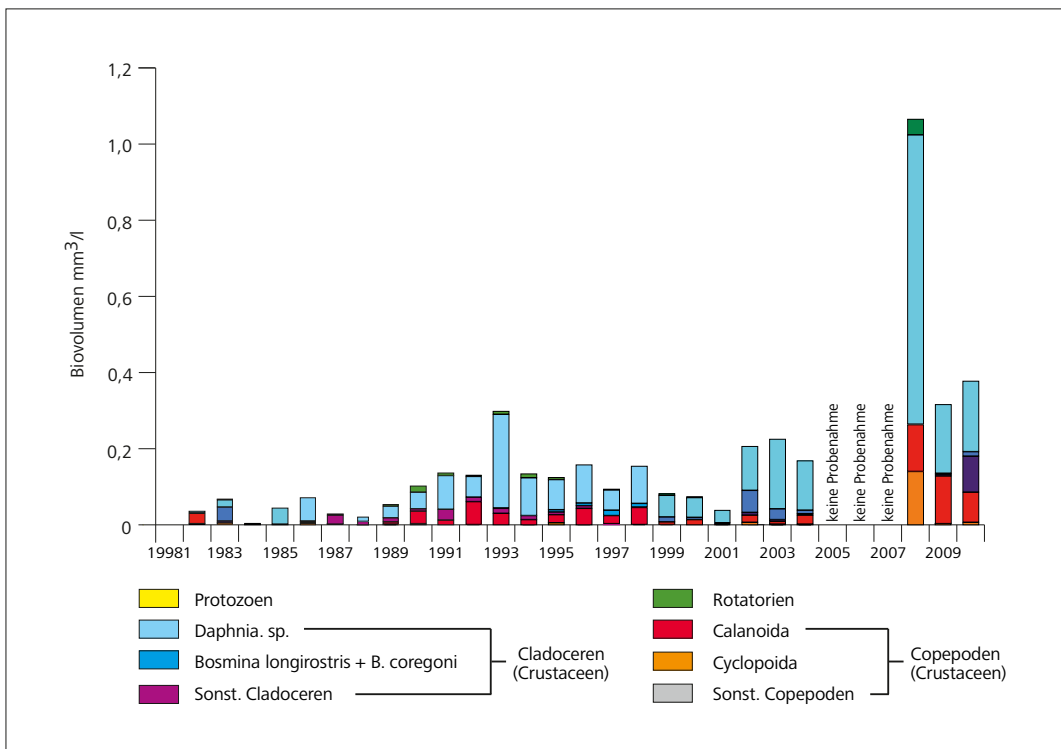


Bild 4.7: Zooplankton an der Probenahmestelle „Fürwiggetalsperre vor Mauer“ in den Jahren 1982 bis 2010 (Jahresmittel)

Fig. 4.7: Zooplankton at the sampling point "Fürwigge Reservoir before the dam" in the years 1982 throughout 2010 (annual averages)



auch die der Primärkonsumenten (tierisches Plankton) auf ein Vielfaches erhöht hat. Dies ist ein typischer Prozess bei der (Wieder-)Besiedlung eines „neuen“ Lebensraums. Zunächst können sich pflanzliche und tierische Organismen in Abhängigkeit vom Nährstoff- oder Nahrungsangebot ungehindert entwickeln. Mit zunehmender Vernetzung über Nahrungsketten stellt sich dann allmählich ein Gleichgewicht ein, das sowohl die Primär- als auch die Sekundärproduktion limitiert. Im ersten Jahr nach Wiedereinstau wurde das Phytoplankton vor allem von der kleinen, sich schnell vermehrenden Grünalgenart *Chlamydomonas* dominiert, die vor dem Ablassen der Talsperre zwar ganzjährig präsent war, jedoch nur bis zu 10 % der Biomasse stellte. Die großen Feuertalgen (Pyrrophyta) und Flagellaten (Cryptophyta), die sich weniger schnell vermehren, sondern vielmehr ein Ökosystem langfristig besiedeln, erreichten erst in den beiden Folgejahren höhere Biomassen. Bei den Goldalgen war zunächst die Gattung *Dinobryon* die dominierende Algengruppe. Diese Algen haben gegenüber anderen Gruppen den Vorteil, dass sie einerseits auch größere Wassertiefen besiedeln können und andererseits zur heterotrophen Nahrungsverwertung befähigt sind. So sind sie in der Lage, organische Partikel, die bei dem Abbau der Vegetationsschicht am Gewässergrund entstehen, als Nahrung aufzunehmen. Im Verlauf der letzten Jahre erweiterte sich das Artenspektrum kontinuierlich, so dass es nunmehr mit dem vor den Sanierungsmaßnahmen vergleichbar ist, aber bei einem etwa doppelt so hohen Biovolumen.

Betrachtet man die Zooplanktonentwicklung, so sind mehrere Phänomene auffällig. Zum einen erreicht das Zooplankton in der Fürwiggetalsperre beim Biovolumen nahezu das gleiche Niveau wie das Phytoplankton, die Nahrungsgrundlage der Zooplankter. Dies ist jedoch bei einem oligotrophen oder ultraoligotrophen Gewässer, wie der Fürwiggetalsperre, sehr niedrig. Normalerweise findet bei dem Übergang von einer trophischen Ebene (Phytoplankton) zur nächsten (Zooplankton) ein Energieverlust (hier dargestellt als Biovolumen) von etwa 90 % statt, so dass das Biovolumen der nächsten trophischen Ebene nur noch etwa 10 % beträgt. Dies zeigt sich in der Fürwiggetalsperre aufgrund der Einflüsse von Nährstoffarmut, Phytotoxizität und sehr geringer Bioproduktion nicht. An den übrigen Talsperren der Ruhrverbands konnte dieser Energieverlust jedoch nachgewiesen werden [4.3].

Die Fürwiggetalsperre wies schon vor dem Ablassen nur einen unbedeutenden Weißfischbestand auf, der sich zooplanktiv ernährt. So blieb ein Fraßdruck auf die Organismen des Zooplanktons nahezu aus, wodurch sich dieses ohne Fraßdruck entwickeln konnte und nur durch das Vorhandensein von entsprechender Nahrung limitiert wurde. Da auch nach dem Wiedereinstau mit der Bachforelle, dem Alpen Seesaibling und der Elritze Fische besetzt wurden (siehe Beitrag „Fischereiliche Bewirtschaftung der Ruhrverbandstalsperren“), die sich hauptsächlich räuberisch ernähren, werden sich diese Verhältnisse kaum ändern. Lediglich in den ersten Jahren wird ein gewisser Fraßdruck auf das Zooplankton ausgeübt, da auch diese Fischarten in jungen Jahren z.B. Daphnien (Zooplankton) als Nahrungsgrundlage haben. Dies zeigte sich auch in der zunächst explosiven Vermehrung der Daphnien im Jahr 2008, die in den beiden Folgejahren durch zunehmenden (natürlichen) Fraßdruck wieder auf ein „normales“

Biovolumen limitiert wurden. Ähnliches war auch bei dem Kleinkrebs *Eudiaptomus* zu beobachten, der zunächst in verhältnismäßig großen Mengen vorkam, aber ab 2009 kaum noch nachzuweisen war.

Die beschriebenen Phänomene nach dem Wiedereinstau hatten auch einen Einfluss auf die Trophie in der Fürwiggetalsperre. Bild 4.8 zeigt nach der von der LAWA herausgegebenen „Vorläufigen Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren“ den Gesamt-trophieindex sowie die Einzelindizes für die letzten 30 Jahre. Die



Bild 4.8: Entwicklung der Trophie in den letzten 30 Jahren in der Fürwiggetalsperre entsprechend der vorläufigen Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren (LAWA Juli 2001) [CHLA: Chlorophyll-a; ST: Sichttiefe; TP: Gesamtphosphor; FJ: Frühjahr; SO: Sommer]  
 Fig. 4.8: Development of the trophic status during the last 30 years in the Fürwigge Reservoir according to the preliminary directive for the trophic classification of reservoirs (LAWA July 2001) [CHLA: chlorophyll a; ST: Secchi depth; TP: total phosphorus; FJ: spring; SO: summer]

Einzelindizes werden für den epilimnischen Gesamtphosphorgehalt im Frühjahr (TPFJ) und Sommer (TPSO) sowie für die Sichttiefe im Sommer (ST) und für den sommerlichen epilimnischen Chlorophyllgehalt (CHLA) bestimmt. Es fällt auf, dass sich 2009 der Gesamttrophieindex auf einem deutlich höheren Niveau als vor den Baumaßnahmen befand. Während zunächst die Phosphorkonzentrationen nur leicht erhöht waren, stieg der Index für den sommerlichen Chlorophyll-a-Gehalt im Epilimnion stark an, was aufgrund der höheren Trübung ebenfalls zu einem höheren Sichttiefenindex führte. Letzterer Index wurde auch schon für 2008 berechnet und erreichte hier sogar den mesotrophen Bereich. Für Phosphor und Chlorophyll-a konnten die Indizes jedoch zu diesem Zeitpunkt noch nicht berechnet werden.

Im aktuellen Jahr blieben die Indizes für Chlorophyll-a und die Sichttiefe im Vorjahresvergleich auf einem nahezu unveränderten Niveau. Dagegen stiegen die Indizes sowohl für die frühjährlichen als auch für die sommerlichen Phosphorkonzentrationen nochmals an. Dies entsprach nur einem Anstieg von 1 bis 2 µg/l TP. Es bleibt jedoch festzuhalten, dass sich trotz des immer noch stattfindenden Abbaus der Pflanzenbiomasse am Gewässergrund und eines im Aufbau befindlichen Ökosystems im Jahr 2010 sowohl der Gesamtindex mit 1,2 (2009: 1,1) als auch mit einer Spannweite von 1,0 bis 1,4 alle Einzelindizes im oligotrophen Bereich bewegten. Mittelfristig ist zu erwarten, dass sich in der Fürwiggetalsperre wieder die limnischen Verhältnisse wie vor der Staumauersanierung einstellen.

### Versetalsperre

Etwa 5 km unterhalb der Fürwiggetalsperre liegt im Lüdenscheider Raum die ebenfalls zur Trinkwasserversorgung genutzte Versetalsperre. Diese wurde 1951 in Betrieb genommen, nachdem die bereits im Jahr 1932 begonnenen Arbeiten während des Krieges unterbrochen werden mussten. Die Versetalsperre sollte in den Nachkriegsjahren den ständig steigenden Wasserbedarf vor allem der im Versetal angesiedelten Industriebetriebe decken. Heute sichert sie zudem die Trinkwasserversorgung der Städte Lüdenscheid, Werdohl und Plettenberg. Bis auf Angeln (ca. 150 Jahresfischereierlaubnisscheine) sind direkte Freizeit- und Erholungsnutzungen, wie Baden, Bootfahren und andere Wassersportarten, auf oder an der Versetalsperre aufgrund des Trinkwasserschutzes nicht erlaubt. So fehlen auch Erholungseinrichtungen und Gastronomiebetriebe, wie sie an anderen für Freizeitnutzungen freigegebenen Talsperren üblich sind.

Bei einer Speicheroberfläche von 1,7 km<sup>2</sup> beträgt das Gesamtvolumen der Versetalsperre 32,8 Mio. m<sup>3</sup>. Die maximale Tiefe von 51,2 m wird vor dem Damm erreicht. Die theoretische Aufenthaltszeit beträgt 1,5 Jahre (Ausbaugrad: 1,49). Das 24,1 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet ist zum größten Teil bewaldet (67 %). Die landwirtschaftliche Nutzung spielt bei 4 % Acker und 28 % Wiesen und Weiden ebenso wie die bebaute Fläche von 1,2 % nur eine untergeordnete Rolle. Damit weist die Versetalsperre eine für die Wasserqualität günstige Nutzungsstruktur des Einzugsgebietes auf. In Bild 4.9 ist die Lage der Probenahmestellen an der Versetalsperre zusammen mit den entsprechenden Konzentrationen des

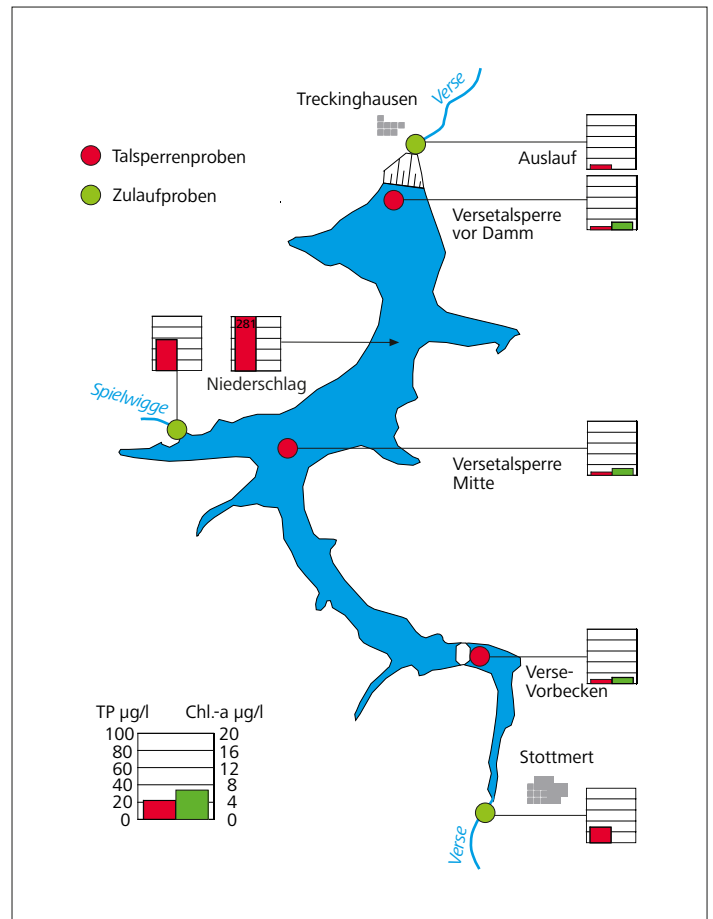


Bild 4.9: Probenahmestellen an der Versetalsperre und Gradienten der Phosphor- und Chlorophyll-a-Konzentrationen im Talsperrensystem im Jahr 2010

Fig. 4.9: Sampling points at the Verse Reservoir and gradients of phosphorus and chlorophyll a concentrations in the reservoir system in 2010

Pflanzennährstoffes Phosphor (als Jahresmittel) sowie den mittleren Chlorophyll-a-Konzentrationen im Talsperrensystem für das Jahr 2010 dargestellt.

Die Phosphorkonzentration des Hauptzuflusses Verse war 2010 mit durchschnittlich 29 µg/l TP doppelt so hoch wie im Vorjahr, in dem einer der niedrigsten Werte der letzten 30 Jahre gemessen wurde. Dadurch, dass wie auch bei den übrigen Zuflüssen zur Versetalsperre dieser Anstieg auf ein einmaliges Ereignis im Winter zurückzuführen war und darüber hinaus die Phosphorverbindungen überwiegend partikulär vorlagen, wurden die erhöhten Phosphorwerte trophisch nicht wirksam und bewirkten keinen Anstieg der Primärproduktion. So ist es nicht verwunderlich, dass weder im Vorbecken noch in der Hauptsperrre die durchschnittlichen Chlorophyll-a-Konzentrationen anstiegen.

[4.3] Ruhrverband: Talsperrenuntersuchungen – Möhnetalsperre. In: Ruhrwassergüte 1999, Essen, S. 48 bis 57

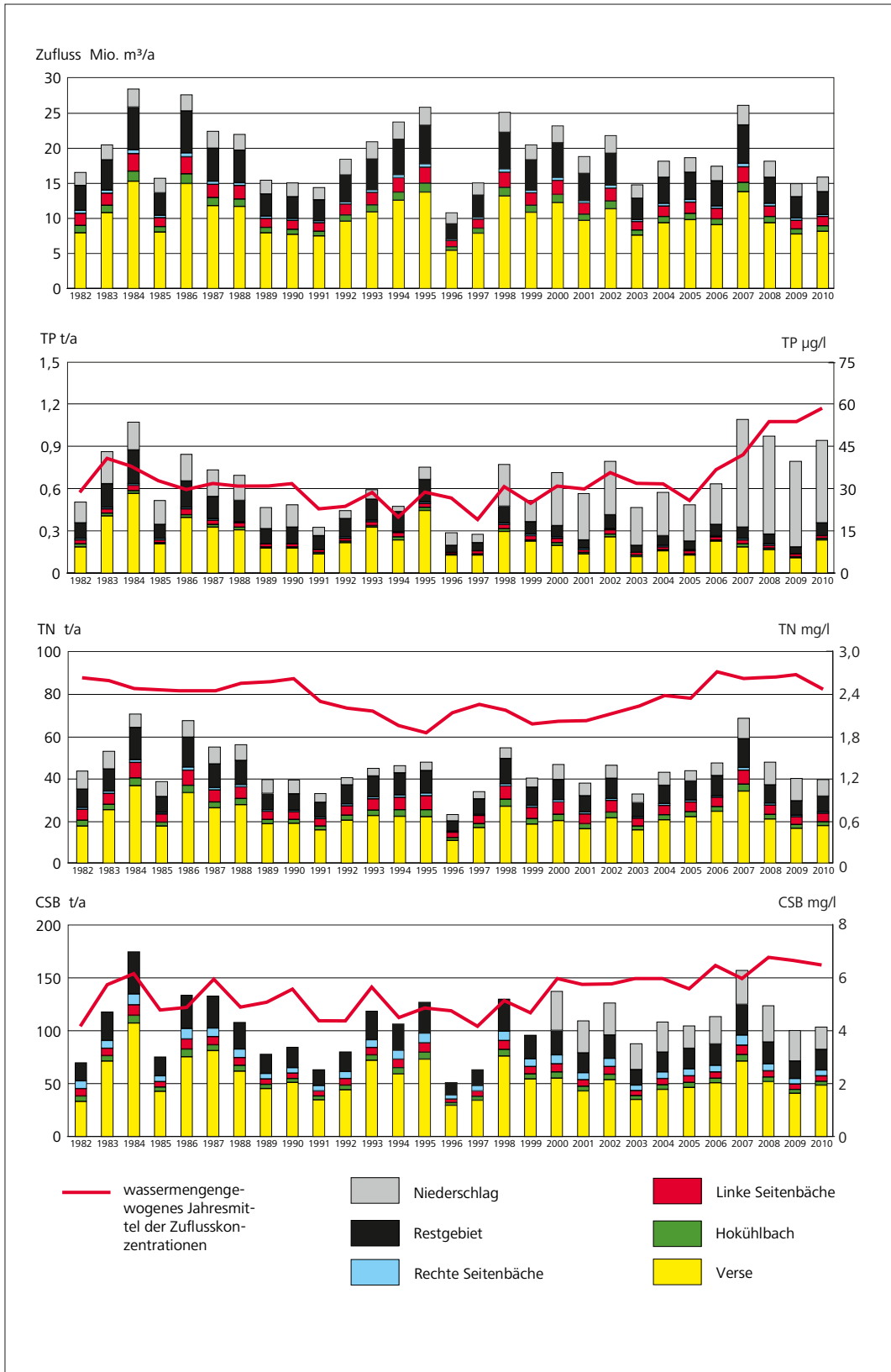


Bild 4.10: Zulauffrachten und wassermengengewogene Jahresmittel aller untersuchten Zuflusskonzentrationen an der Versetalsperre in den Jahren 1982 bis 2010

Fig. 4.10: Input loads and flow-weighted annual averages of analysed inflow concentrations at the Verse Reservoir from 1982 to 2010

Im „Fließverlauf“ durch die Talsperre nimmt der Phosphorgehalt zunächst auf 11 µg/l TP im Auslauf des Verse-Vorbeckens und dann bis auf 6 µg/l an der Probenahmestelle „vor Damm“ ab. Die zugehörigen durchschnittlichen Chlorophyll-a-Gehalte betragen zwischen 2,3 und 2,9 µg/l und blieben innerhalb der Schwankungsbreite der letzten 30 Jahre.

Wie schon in den beiden Vorjahren unterschritt der Jahreszufluss zur Versetalsperre deutlich das Mittel der betrachteten Jahresreihe (Bild 4.10). Dieser entsprach mit 16 Mio. m<sup>3</sup>/a lediglich knapp 82 % des langjährigen Mittels und gehörte damit zu den fünf abflussärmsten Jahren der letzten drei Jahrzehnte. Schon seit vielen Jahren kommt bei den insgesamt niedrigen Phosphorkonzentrationen in den Zuläufen dem Eintrag über den auf die Talsperre fallenden Niederschlag eine besondere Bedeutung zu. Auffällig ist der Anstieg im Jahr 2007 auf einen inzwischen stabilen Anteil von etwa 60 bis 70 % der Gesamtphosphorfracht. Auch wenn in allen Monaten ein Anstieg der Phosphorkonzentrationen im Niederschlag beobachtet wurde, war dieser vor allem während der Vegetationsperiode besonders ausgeprägt. Werte im oberen dreistelligen µg-Bereich waren hier seit 2007 keine Seltenheit. Zurückzuführen war dies u.a. auf den Pollenflug in dieser Zeit, also auch auf eine trockene Deposition. Inwieweit sich hier noch die durch den Wintersturm „Kyrill“, der im Januar 2007 25 Mio. Bäume im Einzugsgebiet der Ruhr entwurzelte oder umwarf, veränderten Naturraumbedingungen an der Versetalsperre bemerkbar machen, wird zur Zeit geprüft. Die zugehörigen Konzentrationen an Gesamtstickstoff und Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) weisen beim Niederschlag hingegen kaum Auffälligkeiten auf. Die durchschnittlichen Konzentrationen dieser Parameter im Gesamtzufluss befinden sich seit Jahren auf einem gleich bleibenden Niveau um 2,7 mg/l TN bzw. 6,6 mg/l CSB.

Inzwischen zeigen sich die Auswirkungen der gestiegenen Phosphorfrachten im Talsperrensystem der Versetalsperre auch im Hinblick auf die Trophie (Bild 4.11). So stiegen seit 2007 die Indizes für den frühjährlichen und sommerlichen Phosphorgehalt tendenziell an. Insgesamt liegen dem Anstieg allerdings lediglich Zunahmen der durchschnittlichen Konzentrationen um insgesamt 1 bis 2 µg/l TP zugrunde, bei einem aktuellen Phosphorgehalt von 6 µg/l sind das dennoch merkliche Konzentrationssprünge. Auch hinsichtlich der Primärproduktion nahmen die sommerlichen Durchschnittswerte für den Chlorophyll-a-Gehalt von 2007 bis 2009 zu. Hier ist allerdings zu bemerken, dass 2007 die Algenentwicklung aufgrund der außergewöhnlichen Hochwässer im August unterbrochen bzw. verhindert wurde, und dass ähnliche Konzentrationsschwankungen in den letzten 30 Jahren immer wieder zu beobachten waren. Betrachtet man den Verlauf des Gesamtindex der Trophie der letzten dreißig Jahre, so bewegen sich die Werte in diesem Jahrzehnt auf einem ähnlichen Niveau. Auch unter Berücksichtigung des Artenspektrums des Phytoplanktons, das reich an großen Spezies und arm an Blaualgen ist, ist die Versetalsperre nach wie vor als ein oligotrophes Gewässer einzustufen, das damit den „sehr guten“ Zustand nach EG-WRRL erreichen würde.

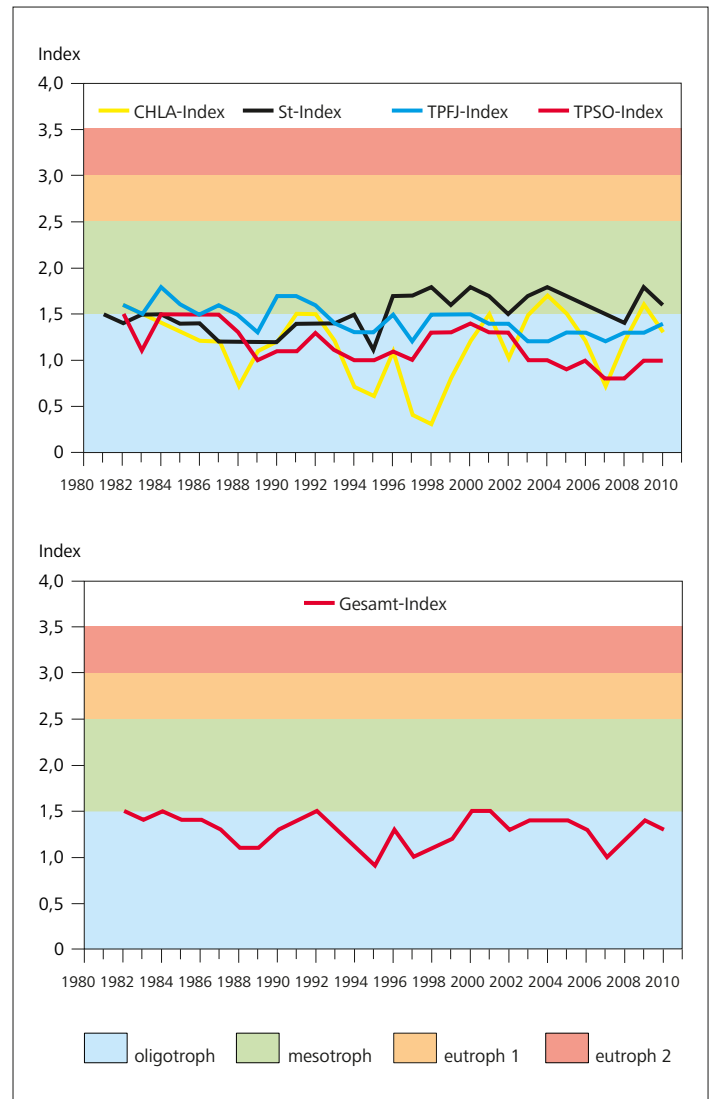


Bild 4.11: Entwicklung der Trophie in den letzten 30 Jahren in der Versetalsperre entsprechend der vorläufigen Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren (LAWA Juli 2001) [CHLA: Chlorophyll-a; ST: Sichttiefe; TP: Gesamtphosphor; FJ: Frühjahr; SO: Sommer]

Fig. 4.11: Development of the trophic status during the last 30 years in the Verse Reservoir according to the preliminary directive for the trophic classification of reservoirs (LAWA July 2001) [CHLA: chlorophyll a; ST: Secchi depth; TP: total phosphorus; FJ: spring; SO: summer]

## 5 Organische Mikroverunreinigungen in der Ruhr

Zahlreiche Publikationen zu „neuen“ Stoffen in der aquatischen Umwelt suggerieren eine Zunahme von Mikroverunreinigungen in Gewässern. Das ist aber nur in einem sehr geringen Maß der Fall. Im Wesentlichen sorgt der beständige Fortschritt der Analysetechniken mit immer sensitiveren Nachweismöglichkeiten von organischen Mikroverunreinigungen für eine scheinbare Zunahme von „Problemstoffen“. Speziell die immer leichtere analytische Zugänglichkeit stark polarer Verbindungen führt zur Erhöhung der Zahl im Fokus stehender organischer Mikroverunreinigungen. In diesem Zusammenhang seien beispielhaft die gut wasserlöslichen Röntgenkontrastmittel genannt.

Die Entwicklung der Analysetechnik führte in den letzten Jahren im Verbund mit zunehmenden gesetzlichen Regelungen im europäischen und nationalen Bereich immer wieder zu Anpassungen und Erweiterungen des Untersuchungsprogramms organischer Mikroverunreinigungen in der Ruhr. So wurden im Berichtszeitraum z.B. die als prioritär gefährlich eingestufte Stoffgruppe der Chloralkane in das Untersuchungsprogramm organischer Mikroverunreinigungen aufgenommen.

Die Übersicht in der Tabelle 5.1 zeigt eine Auswahl der im Ruhrwasser im Kalenderjahr 2010 analysierten Stoffe. Im Folgenden wird zu den Ergebnissen der Messungen ausgewählter Verbindungsgruppen berichtet.

### Kurzkettige Chloralkane

Chloralkane bzw. Chlorparaffine sind Gemische homologer Polychlor-n-alkane mit unterschiedlichem Chlorgehalt (Bild 5.1). Zu den kurzkettigen Chlorparaffinen (SCCP – short chain chlorinated paraffins) zählen Verbindungen mit einer Kettenlänge von 10-13 Kohlenstoff-Atomen und einem Chlorierungsgrad zwischen 48 und 71 Gewichts-Prozent. Daneben werden mittellange (C14-17) und langkettige (C>17) Chlorparaffine unterschieden [5.1]. In Abhängigkeit von der Kettenlänge und ihrem Chlorgehalt sind Chloralkane flüssig bis fest.

SCCP wurden in der Vergangenheit u. a. als Schmierstoffe in der Metallverarbeitung, als Fettlösemittel in der Lederbearbeitung, als Flammschutzmittel z.B. in Textilien und Gummi sowie als Weichmacher/Bindemittel in Farben, Dichtungsmitteln und Klebstoffen eingesetzt. In Deutschland werden kurzkettige Chloralkane bereits seit 1996 nicht mehr hergestellt. Deshalb ist davon auszugehen, dass nur noch sehr geringe Mengen eingesetzt werden. Kurzkettige Chlorparaffine besitzen eine hohe aquatische Toxizität und Bioakkumulationsfähigkeit. Sie sind persistent und biologisch schwer abbaubar. Es besteht ein begründeter Verdacht auf eine kanzerogene Wirkung dieser Stoffe [5.2]. In Kläranlagen werden 90 % der SCCP an den Klärschlamm adsorbiert, der Rest verbleibt in der Wasserphase.

SCCP werden in der Liste prioritärer Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie als prioritär gefährlich geführt. Diese Einordnung basierte zum Zeitpunkt der Festlegung weniger auf Monitoring-Daten als viel mehr auf einem Ranking innerhalb des speziell angewendeten Modellierungsverfahrens zur Abschätzung des Expositions- und Effektpotenzials. Die gegenwärtig verfügbare Immissions-Datenbasis ist allerdings aufgrund der vergleichsweise schwierigen Analytik immer noch sehr gering.

Zwischenzeitlich liegt ein genormtes Analyseverfahren im Entwurfsstadium auf der Basis einer speziellen GC/MS-Methodik mit multipler linearer Regression als Quantifizierungsverfahren vor [5.3]. Die Analytik erlaubt die gleichzeitige Erfassung der bis zu 8000 Einzelkongenere. Die Untersuchungen des Ruhrwassers basieren auf dieser Methodik mit einer Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/l für die Summe der Einzelsubstanzen.

Zur Untersuchung kamen Proben der Ruhrlängsuntersuchung und der wöchentlichen Beprobungen an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen. Da Chlorparaffine in Gewässern überwiegend an Schwebstoffen adsorbiert vorliegen, wurden ausschließlich die unfiltrierten Wässer gemessen. Selbst bei sehr hohen Abflüssen der Ruhr und der daraus folgenden hohen Schwebstofffracht, der Maximalwert der abfiltrierbaren Stoffe betrug 2010 118 mg/l, lagen sämtliche Chloralkan-Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Für SCCP gilt eine Umweltqualitätsnorm von 0,4 µg/l, bezogen auf das Jahresmittel sowie eine zulässige Höchstkonzentration von 1,4 µg/l, die an allen Probenahmestellen unterschritten wurden.

Die Bandbreite der Konzentrationen in Oberflächengewässern wird von < 0,05 bis 1,45 µg/l angegeben [5.2]. In deutschen Fließgewässern wurden 1994 Gehalte an Chlorparaffinen in Lech und Donau von 0,06 und 0,12 µg/l (unfiltrierte Wasserproben) gemessen [5.2]. Allerdings dürften die angewendeten Analyseverfahren mit der aktuellen Methodik kaum vergleichbar sein.

### Benzotriazole

Benzotriazole werden Flüssigkeiten beigemischt und dienen in verschiedenen Anwendungsbereichen der Technik und des Haushalts zum Korrosionsschutz. Zu nennen ist z.B. der Einsatz dieser Stoffe in Geschirrspülmitteln, in Enteisungsmitteln bei Flugzeugen sowie als Frostschutz- und Kühlflüssigkeit. Die Korrosionsschutzwirkung beruht auf den komplexierenden Eigenschaften dieser Substanzen. Zu den Hauptkomponenten der Benzotriazole zählen das 1H-Benzotriazol sowie die isomeren Tolyltriazole 4-Methyl-1H-Benzotriazol und 5-Methyl-1H-Benzotriazol (Bild 5.2). Ihre sehr gute

[5.1] Dauderer, M.: *Handbuch der Umweltgifte*, Ausgabe 6/2006

[5.2] *Forschungsbericht 200 28 234, UBA-FB 000394, Ermittlung der Quellen für die prioritären Stoffe nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie und Abschätzung ihrer Eintragungsmengen in die Gewässer in Deutschland, 2002*

[5.3] *Draft ISO DIS 12010 – Determination of short chain polychlorinated alkanes (SCCP) in water – method using GC/MS and electron capture negative ionisation (ECNI)*

Tabelle 5.1: Ausgewählte organische Spurenstoffe des Untersuchungsprogramms  
 Table 5.1: Selected organic trace substances in the research programme

<b>Leichtflüchtige Komponenten</b>	Trifluralin *	Chlortoluron	Dipropylphthalat
1,1,1-Trichlorethan	Vinclozolin	Dimefuron	Diundecylphthalat
1,1,2-Trichlorethan	<b>PBSM, Organophosphorverbindungen</b>	Diuron *	<b>Alkylphenole, -ethoxylate</b>
1,1,2-Trichlortrifluorethan		Ethidimeron	Nonylphenol *
1,1-Dichlorethan	Azinphos-ethyl	Ethofumesat	Octylphenol *
1,2-Dichlorethan *	Azinphos-methyl	Isoproturon *	4-tert-OP *
1,2-Dichlorpropan	Chlorfenvinphos *	Linuron	4-OP-1-EO
1,3-Dichlorpropan	Chlorpyrifos *	Metobromuron	4-NP-1-EO
2,2-Dichlorpropan	<b>PBSM, Phenoxyalkancarbonsäuren</b>	Metoxuron	4-OP-2-EO
Allylchlorid		Monolinuron	4-NP-2-EO
Benzol *	2,4,5-T	<b>Phosphororganische Flammschutzmittel, Weichmacher</b>	4-NP-3-EO
cis-Dichlorethen	2,4-D		4-NP-4-EO
cis-Dichlorpropen	2,4-DB		<b>Perfluorierte Verbindungen</b>
Dibromchlormethan	Bentazon	Tributylphosphat	Perfluorbutansäure (PFBA)
Dichlorbrommethan	Bromoxynil	Triethylphosphat	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)
Dichlormethan *	Clodinafop	Triphenylphosphat	Perfluordecansäure (g-PFDA)
ETBE (Ethyl-tert-butylether)	Clopyralid	Tripropylphosphat	Perfluorheptansäure (g-PFHpA)
Ethylbenzol	Dichlorprop	Tris(butoxyethyl)phosphat	Perfluorhexansäure (g-PFHxA)
Hexachlorbutadien *	Fenoprop	Tris(chlorethyl)phosphat	Perfluorhexansulfonsäure (g-PFHxS)
Isopropylbenzol	Fenoxaprop	Tris(chlorisopropyl)phosphat	Perfluorononansäure (g-PFNA)
m/p-Xylol	Fluroxypyr	Tris(dichlorisopropyl)phosphat	Perfluoroctansäure (g-PFOA)
MTBE (Methyl-tert-Butylether)	Ioxynil	Tris(ethylhexyl)phosphat	Perfluoroctansulfonsäure (g-PFOS)
o-Xylol	MCPA	Tritolylphosphat	Perfluorpentansäure (PFPeA)
Styrol	MCPB	Synthetische Komplexbildner	<b>Arzneimittelwirkstoffe</b>
TAME (tert-Amyl-butylether)	Mecoprop	NTA	Atenolol
Tetrachlorethen	Quinmerac	EDTA	Bezafibrat
Tetrachlormethan	<b>PBSM, Triazine und weitere</b>	DTPA	Carbamazepin
Toluol		Alachlor	EGTA
trans-Dichlorethen	Atrazin *	CDTA	Clenbuterol
trans-Dichlorpropen	Azoxystrobin	1,3-PDTA	Clofibrinsäure
Tribrommethan	Bifenox	β-ADA	Diclofenac
Trichlorethen	Bromacil	<b>Polyzyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe</b>	Fenoprofen
Trichlormethan *	Carbetamid		Acenaphthen
Vinylchlorid	Carflutrazon-ethyl	Acenaphthylen	Gemfibrocil
<b>PBSM, Organochlorverbindungen</b>	Chloridazon	Anthracen *	Ibuprofen
Alachlor *	Chlorpropham	Benzo(a)anthracen	Indometazin
Aldrin	Cyanazin	Benzo(a)pyren *	Indoprofen
alpha-Endosulfan *	Desethylatrazin	Benzo(b)fluoranthren *	Ketoprofen
beta-Endosulfan	Desethylterbuthylazin	Benzo(ghi)perylene *	Metoprolol
Bromocyclen	Desisopropylatrazin	Benzo(k)fluoranthren *	Naproxen
cis-Heptachlorepoxyd	Diflufenican	Chrysen	Nicosamid
Dieldrin	Flufenacet	Dibenz(ah)anthracen	Oseltamivir-Carboxylat
Endrin	Flurtamone	Fluoranthren*	Propranolol
HCH, alpha	Hexazinon	Fluoren	Salbutamol
HCH, beta	Metamitron	Indeno(1,2,3cd)pyren *	Sotalol
HCH, delta	Metazachlor	Naphthalin *	Sulfamethoxazol
HCH, epsilon	Methabenzthiazuron	Phenanthren	Timolol
Heptachlor	Metolachlor	Pyren	Tolbutamid
Isodrin	Metribuzin	<b>Phthalate (Weichmacher)</b>	Tolfenaminsäure
Lindan * (Hexachlorcyclohexan)	Pendimethalin	Butylbenzylphthalat	<b>Röntgenkontrastmittel</b>
Methoxychlor	Phenmedipham	Di(2-ethylhexyl)phthalat * (DEHP)	Amidotrizoesäure
Mirex	Prometryn	Di(2-methylpropyl)phthalat	Iohexol
o-p'-DDD	Propazin	Dibutylphthalat	Iopamidol
o-p'-DDE	Propiconazol	Dicyclohexylphthalat	Iopromid
o-p'-DDT	Sebuthylazin	Diethylphthalat	Ioversol
Oxychloridan	Simazin *	Dimethylphthalat	Iomeprol
p-p'-DDD	Terbuthylazin	Dimethyladipat	<b>Industriechemikalien</b>
p-p'-DDE	Terbutryn	Diocetylphthalat	
p-p'-DDT	<b>PBSM, Phenylharnstoff- verbindungen, Urone</b>	Diundecylphthalat	(2,4,7,9-Tetramethyl-5-decyn-4,7-diol)
Quintocen		Chloroxuron	Tetraoxaspiroundecan
trans-Heptachlorepoxyd			

\* prioritärer Stoff der EG-WRRL

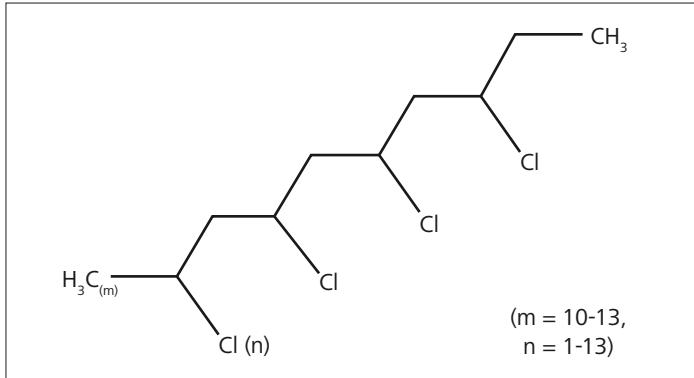


Bild 5.1: Strukturformel kurzkettinger Chloralkane  
Fig. 5.1: Chemical structure of short-chain chloroalkanes

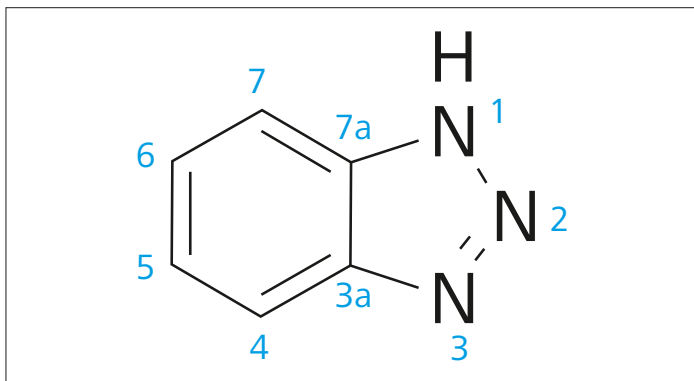


Bild 5.2: Strukturformel von 1H-Benzotriazol  
Fig. 5.2: Chemical structure of 1H-benzotriazole

Wasserlöslichkeit sowie relative Persistenz führten, wie Publikationen der letzten Jahre belegen, zu einer weiten Verbreitung in Fließgewässern. In einem EU-weiten Fluss-Monitoring persistenter Mikroverunreinigungen zählten die Benzotriazole mit zu den am häufigsten und in hohen Konzentrationen nachgewiesenen Stoffen [5.4]. Die biologische Aktivität der Stoffe ist gering. So wurden für *Vibrio fischeri* EC50-Werte in einem Bereich von 7-21 mg/l und NOAEL-Konzentrationen zwischen 10 und 100 µg/l ermittelt [5.5].

Die Untersuchungen des Ruhrwassers ergaben eine vergleichbare Belastungssituation. So wurden in allen bei Essen-Rellinghausen untersuchten Wässern 1H-Benzotriazol und in fast allen auch die isomeren Tolyltriazole gemessen. Die medianen Konzentrationen (Bild 5.3) ergaben sich für 1H-Benzotriazol mit 0,51 µg/l und für 4-Methyl-1H-Benzotriazol mit 0,31 µg/l. Auffällig erscheint das niedrigere Konzentrationsniveau des isomeren 5-Methyl-1H-Benzotriazol, welches im Median nur mit 0,14 µg/l bestimmt wurde. Die Ursache für die in allen untersuchten Proben regelmäßig auftretenden geringeren Konzentrationen ist in der im Vergleich zum 4-Methyl-1H-Benzotriazol wesentlich besseren biologischen Abbaubarkeit dieser Substanz zu sehen [5.5].

Im Längsverlauf der Ruhr steigen die Konzentrationen der Stoffe in Fließrichtung bis in den Bereich der mittleren Ruhr an und bleiben dann bis zur Mündung weitestgehend konstant (Bild 5.4). Im Rahmen der Ruhr längsuntersuchungen war ein Maximalwert von 1,1 µg/l für 1H-Benzotriazol und 2,7 µg/l für 4-Methyl-1H-Benzotriazol zu verzeichnen. 5-Methyl-1H-Benzotriazol erreichte mit 0,58 µg/l einen niedrigeren Höchstwert. Die Benzotriazole gehören zu den organischen Mikroverunreinigungen, welche relativ hohe Frachten in der Ruhr aufweisen. So wurden bei Essen-Rellinghausen im Berichtszeitraum 0,885 t 1H-Benzotriazol und 0,570 t 4-Methyl-1H-Benzotriazol transportiert (Bild 5.5).

### Arzneimittelwirkstoffe und Diagnostika

Arzneimittelwirkstoffe wurden schon Ende der 1990er Jahre in das regelmäßige Analysenprogramm aufgenommen. Die Vielzahl der verschiedenen Wirkstoffe stellt sich aus chemisch struktureller Sicht als sehr inhomogen dar. Deshalb sind in Tabelle 5.2 die untersuchten Arzneimittelwirkstoffe entsprechend ihrer Indikations-

[5.4] Loos, R., Gawlik, B. M., Locoro, G., Rimaviciute, E., Contini, S., Bidoglio, G.: EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. In: *Environmental Pollutants* 157/2009, S. 561-568

[5.5] Reemtsma, T., Mieke, U., Dünnebier, U., Jekel, M.: Polar pollutants in municipal wastewater and the water cycle: Occurrence and removal of benzotriazoles. In: *Water Research* 44/2010, S. 596-604

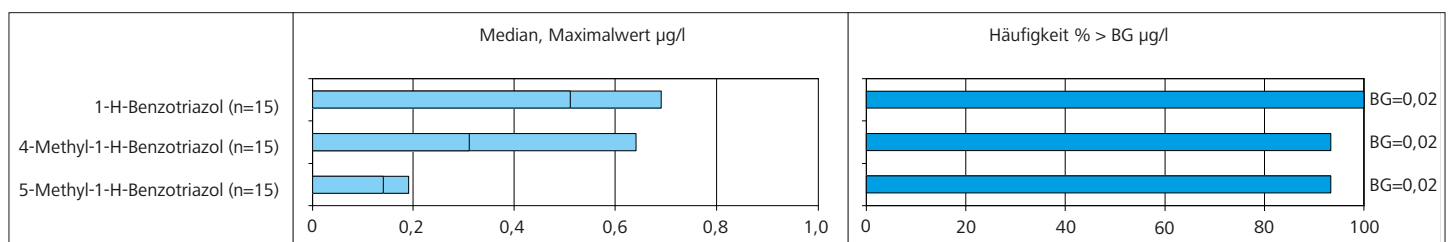


Bild 5.3: Häufigkeiten, Median- und Maximalkonzentrationen von Benzo- und Tolyltriazolen in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG = Bestimmungsgrenze)  
Fig. 5.3: Frequencies, median and maximum concentrations of benzotriazoles and tolyltriazoles in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (BG = quantification limit)

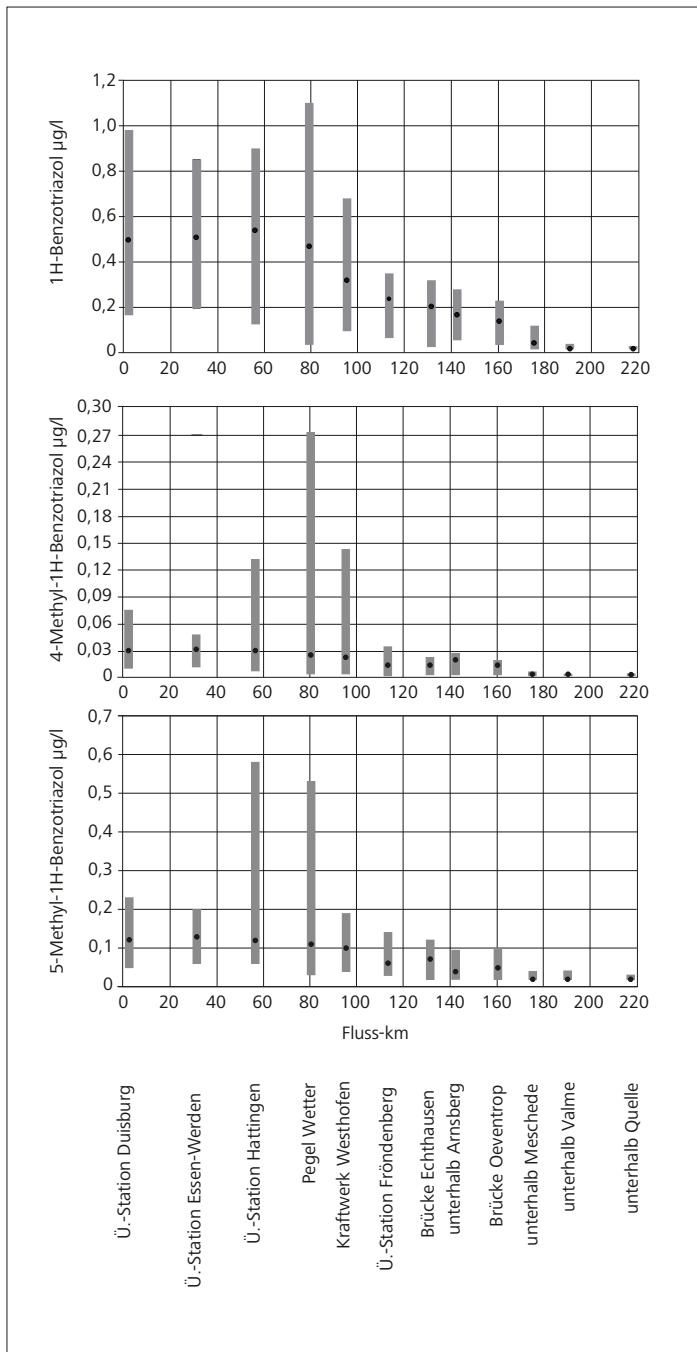


Bild 5.4: Ruhrlängsuntersuchung 2010, statistische Daten Benzo- und Tolytriazole

Fig. 5.4: Examinations along the Ruhr in 2010, statistical data benzotriazoles and tolyltriiazoles

klassen geordnet dargestellt. Die Auswahl basiert im Wesentlichen auf den analytischen Möglichkeiten und den bisherigen Erfahrungen zu Befunden im Ruhrwasser.

In Deutschland waren in den vergangenen Jahren etwa 2700 Wirkstoffe in der Humanmedizin zugelassen, die in ca. 30.000 Produkten verarbeitet werden [5.6], eine Zahl von Einzelverbindungen, die von kaum einer anderen Anwendungsgruppe organischer Stoffe erreicht wird. Neben den Wirkstoffen bilden auch iodierter Röntgenkontrastmittel, die ausschließlich für diagnostische Zwecke eingesetzt werden, einen Bestandteil der Untersuchungen.

Letztere weisen im Vergleich zu den Arzneistoffen meist höhere Gehalte im Ruhrwasser auf. Zu nennen sind hier vor allem die Röntgenkontrastmittel (RKM) Iomeprol, Amidotrizoesäure, Iohexol und Iopamidol.

Einen Überblick zum Auftreten der Arzneistoffe und Diagnostika gibt das Bild 5.6 bezüglich der Häufigkeit der Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze sowie hinsichtlich der Median- und Maximalkonzentrationen der untersuchten Stoffe. Mit Ausnahme des RKM Ioversol und des Antirheumatikums Flurbiprofen waren die Verbindungen in über 90 % bis 100 % der Proben der Messstelle Essen-Rellinghausen nachweisbar. Variationen sind in den Medianen und Maximalwerten zu erkennen. Die mit Abstand höchste Konzentration wurde im Mai 2010 für Iomeprol mit 2,5 µg/l bestimmt, ein Röntgenkontrastmittel, welches Mitte 2010 in die analytische Überwachung aufgenommen wurde. Iomeprol gehört zu den nichtionischen Kontrastmitteln mit einer Reihe von günstigen Anwendungseigenschaften.

Bei den Arzneimittelwirkstoffen gehören Diclofenac, Metoprolol, Carbamazepin sowie Sulfamethoxazol zu den Arzneimitteln mit den höchsten Konzentrationen im Ruhrwasser.

Die Hauptkomponenten der RKM Iomeprol, Amidotrizoesäure und Iopamidol sowie die Wirkstoffe Diclofenac, Carbamazepin, Sotalol, Metoprolol und Bezafibrat sind zum Teil schon nach wenigen Kilometern unterhalb der Ruhrquelle nachweisbar (Bild 5.7). Auf dem Fließweg steigen die Gehalte bis zur unteren Ruhr, teilweise bis in den Mündungsbereich, im Wesentlichen als Folge des stetig zunehmenden Anteils gereinigten Abwassers an.

Die Röntgenkontrastmittel Iomeprol, Amidotrizoesäure und Iopamidol weisen im Vergleich zu den übrigen Diagnostika sowie zu den untersuchten Arzneimittelwirkstoffen die höchste Jahresfracht auf. Bei Essen-Rellinghausen wurden 2010 im Mittel 1,06 t Iomeprol, 0,5 t Amidotrizoesäure und 0,6 t Iopamidol transportiert (Bild 5.5).

Interessant erscheint die ausgeprägte jahreszeitliche Abhängigkeit der Fracht einzelner Arzneimittel, welche durch eine Abnahme in den Sommermonaten gekennzeichnet ist. Das Bild 5.8 zeigt diesen Effekt anhand des Verlaufs der Monatsfrachten der Wirkstoffe

[5.6] Bergmann, A.: IWW Mülheim, 2007 und Landesamt f. Natur, Umwelt und Verbraucherschutz, NRW



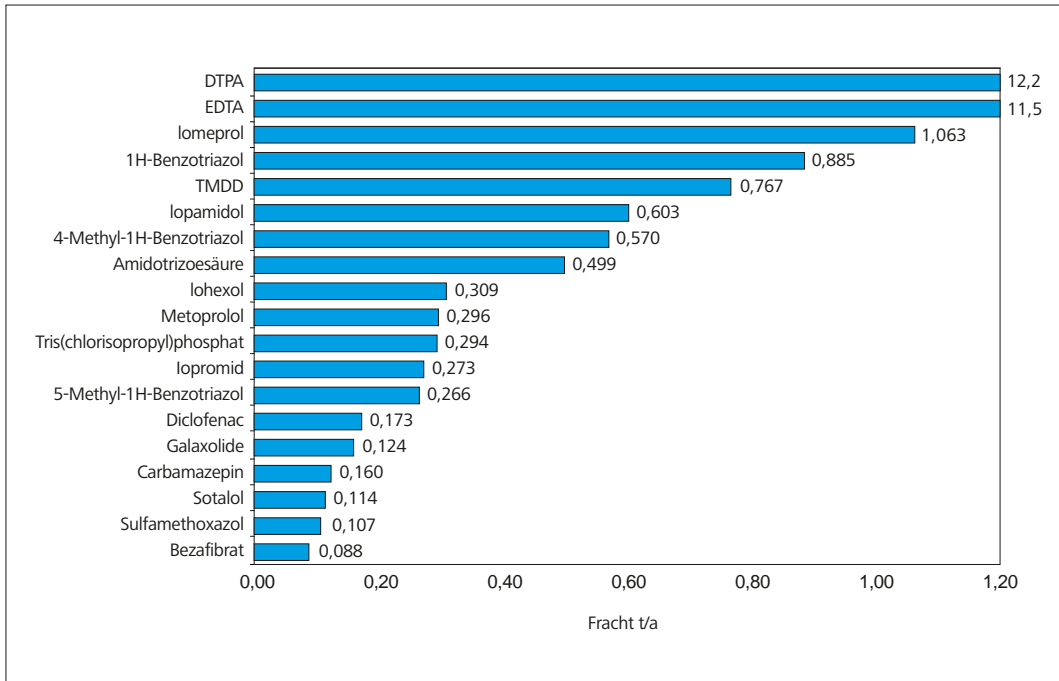


Bild 5.5: Jahresfrachten ausgewählter organischer Mikroverunreinigungen bei Essen-Rellinghausen

Fig. 5.5: Annual loads of selected organic micropollutants at Essen-Rellinghausen

Tabelle 5.2: Indikationsgruppen der Arzneimittelwirkstoffe und Diagnostika des Untersuchungsprogramms

Table 5.2: Indication groups of pharmaceutical active ingredients and diagnostic agents in the research programme

Analgetika/Antiphlogistika/ Antirheumatika	Carprofen (Veterinärmedizin) Diclofenac Fenoprofen Flurbiprofen Ibuprofen Indometacin Indoprofen Ketoprofen Naproxen
Antibiotika	Sulfamethoxazol
Antiepileptika	Carbamazepin
Betablocker	Atenolol Metoprolol Nadolol Propranolol Sotalol Timolol
Bronchospasmolytika	Clenbuterol Salbutamol
Lipidsenker	Bezafibrat Clofibrinsäure Gemfibrozil
Röntgenkontrastmittel	Amidotrizoesäure lohexol lopamidol lopromid loversol

Ibuprofen, Flurbiprofen und Naproxen seit Februar 2007. Ein ähnliches Verhalten wurde auch bei dem hier nicht dargestellten Diclofenac beobachtet [5.7]. Neben einer geringeren Anwendungshäufigkeit dieser Wirkstoffe in den wärmeren Monaten des Jahres wird als Ursache dieses Verhaltens die unterschiedliche Intensität natürlicher Transformationsvorgänge (Bio-, Phototransformation) in den Jahreszeiten diskutiert [5.8].

### Flüchtige Organische Stoffe

Die Emission von VOC (volatile organic compounds) in die Umwelt rührt aus einer Vielzahl anthropogener, aber auch biogener Prozesse. Kontaminationen des Ruhrwassers erfolgen etwa durch die industrielle und sonstige Verwendung von Lösemitteln. In diesem Zusammenhang sind die klassischen organischen Löse- und Reinigungsmittel (LHKW) Trichlorethen (Tri), Tetrachlorethen (Per) und Trichlormethan (Chloroform) sowie die aromatischen Kohlenwasserstoffe (BTXE: Benzol, Toluol, Xylol, Ethylbenzol) zu nennen. Die Analytik erlaubt die gleichzeitige Erfassung von bis zu 70 Komponenten mit einer Bestimmungsgrenze zwischen 0,01 und 0,05 µg/l in Abhängigkeit von der jeweiligen Verbindung. In den letzten Jahren zeichnete sich eine beständige Abnahme der Kontamination des Ruhrwassers an klassischen Lösemitteln der Verbindungsgruppen LHKW und BTXE ab. Zwischenzeitlich haben sich die Belastungskomponenten auf wenige Verbindungen redu-

[5.7] Ruhrgütebericht 2009, Essen

[5.8] Daneshvar, A., Svanfelt, J., Kronberg, L., Weyhenmeyer, G.: Winteraccumulation of acidic pharmaceuticals in a Swedish river. In: Environ Sci Pollut Res 17/2010, S. 908-916

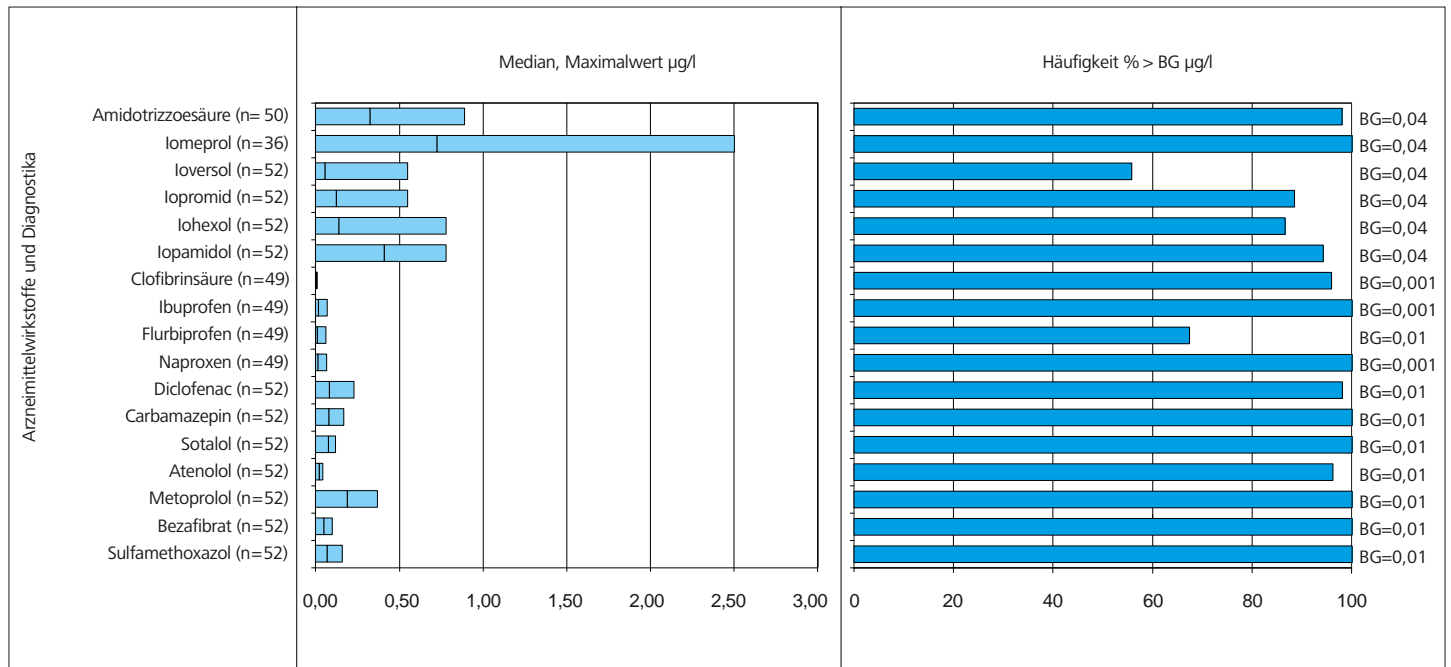


Bild 5.6: Häufigkeiten, Median- und Maximalkonzentrationen von Arzneimittelwirkstoffen und Diagnostika in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG=Bestimmungsgrenze)  
 Fig. 5.6: Frequencies, median and maximum concentrations of pharmaceuticals and diagnostic agents in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (BG = quantification limit)

ziert, die im Bild 5.9 bezüglich der Häufigkeit der Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze sowie hinsichtlich der Median- und Maximalkonzentrationen der Stoffe in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen dargestellt werden. Die häufigsten Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze waren für Tetrachlorethen und Trichlormethan zu verzeichnen. Die Werte verbleiben mit Ausnahme weniger Fälle allerdings im niedrigen Bereich weit unter 0,1 µg/l und unterschreiten damit erheblich die geltenden EG-Umweltqualitätsnormen von 2,5 µg/l und 10 µg/l.

Eine größere Bedeutung bei den Flüchtigen Organischen Stoffen haben in den letzten Jahren die Benzinzusatzstoffe MTBE (Methyl-tertiär-butylether) und ETBE (Ethyl-tertiär-butylether) erlangt. Bei Essen-Rellinghausen wurden in 77 % der Proben Werte für MTBE gemessen (Bild 5.9). Diese bewegten sich allerdings bei einer medianen Konzentration von 0,02 µg/l auf einem sehr niedrigen Niveau. Auch im Längsverlauf der Ruhr war lediglich eine geringe Kontamination des Ruhrwassers mit dieser Etherverbindung zu beobachten. Die Belastung mit ETBE, welches als Ersatzstoff für MTBE gilt, ist 2010 im Vergleich zu den Vorjahren ebenfalls stark zurückgegangen.

### TMDD (2,4,7,9-Tetramethyl-5-decyn-4,7-diol)

TMDD wird als nicht-ionisches Tensid unter dem Markennamen Surfynol 1004E vertrieben. Wie andere Tenside auch dient TMDD zur Erniedrigung der Oberflächenspannung, z.B. von wässrigen Formulierungen. So wird die Chemikalie für vielfältige industrielle Zwecke eingesetzt. Beispielsweise enthalten Farbstoffe, Drucker-

tinten, Klebstoffe und Zementadditive die Substanz als Schaumhemmer. Aufgrund der oberflächenaktiven Eigenschaften und der guten Wasserlöslichkeit wird TMDD auch Formulierungen von Pflanzenschutzmitteln zugesetzt.

Die Verbindung gehört in der Ruhr zu den Chemikalien mit einem vergleichsweise hohen Frachtanteil, der sich 2010 bei Essen-Rellinghausen auf 0,77 t belief (Bild 5.5). In der oberen Ruhr ist an der Probenahmestelle „Brücke Oeventrop“ regelmäßig ein starker Anstieg der Konzentrationen im Rahmen der Ruhr längsuntersuchungen zu beobachten (Bild 5.10). Der Höchstwert belief sich bei diesen Messungen auf 1,3 µg/l. Die ebenfalls durchgeführten zeitdichten Untersuchungen bei Essen-Rellinghausen ergaben mit den Vorjahren vergleichbare Werte von 0,65 µg/l (Median).

### Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)

Der Einsatz von PBSM stellt immer noch eine wichtige Maßnahme zur Sicherung der Ernteerträge in der Landwirtschaft dar. In Deutschland sind ca. 300 PBSM-Wirkstoffe zugelassen, die in über 1000 Handelsprodukten Verwendung finden. Vertrieb und Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sind seit langem reglementiert. Bereits im Jahr 1968 bestand eine Zulassungspflicht für Wirkstoffe [5.9]. Unter dem anwendungsbezogenen Aspekt werden PBSM in der Regel hinsichtlich ihres Einsatzspektrums in Unkraut-

[5.9] <http://www.bvl.bund.de/>

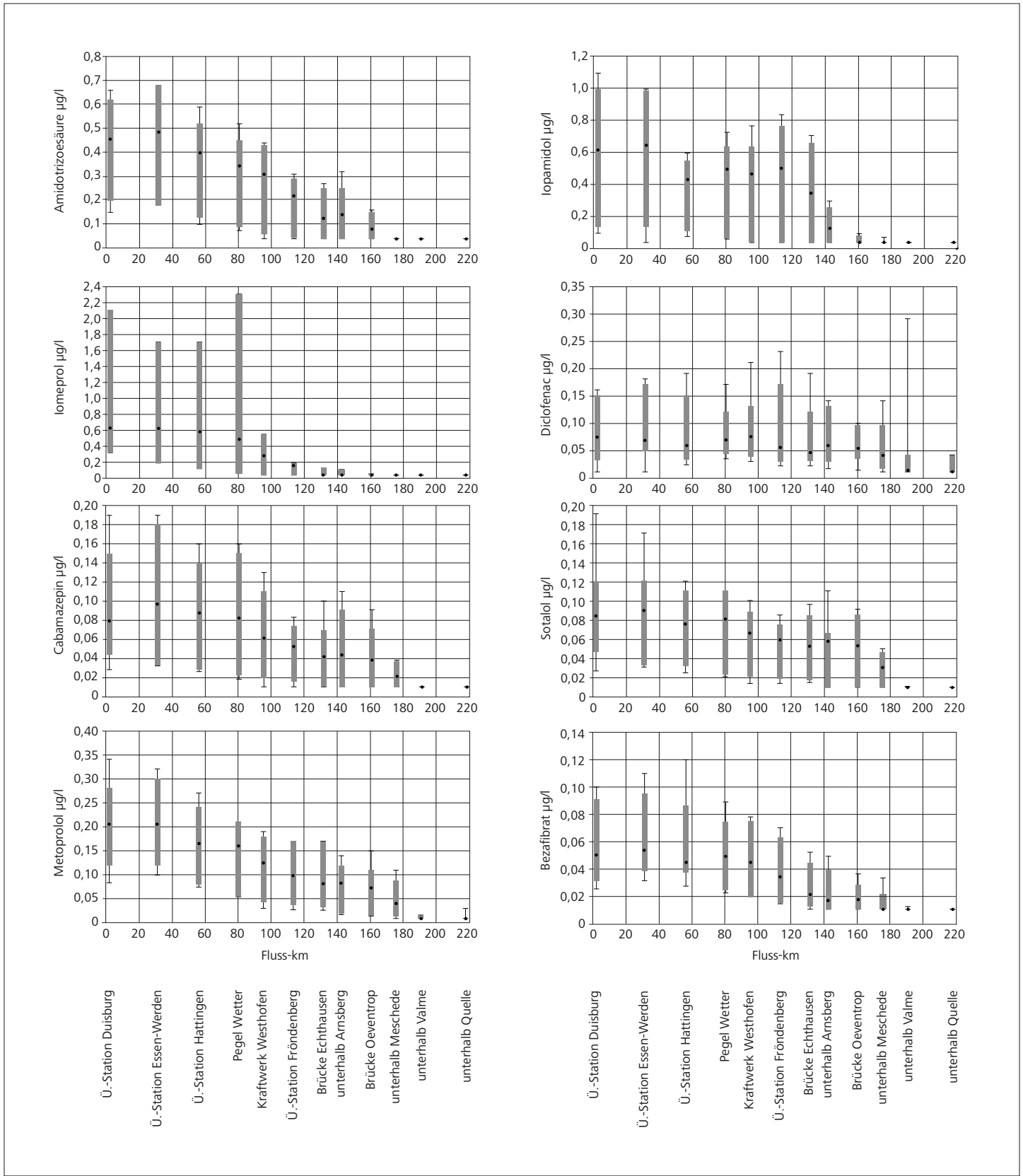


Bild 5.7: Ruhrlängsuntersuchung 2010, statistische Daten Arzneimittelwirkstoffe und Röntgenkontrastmittel  
 Fig. 5.7: Examinations along the Ruhr in 2009, statistical data on pharmaceuticals and radiocontrast agents

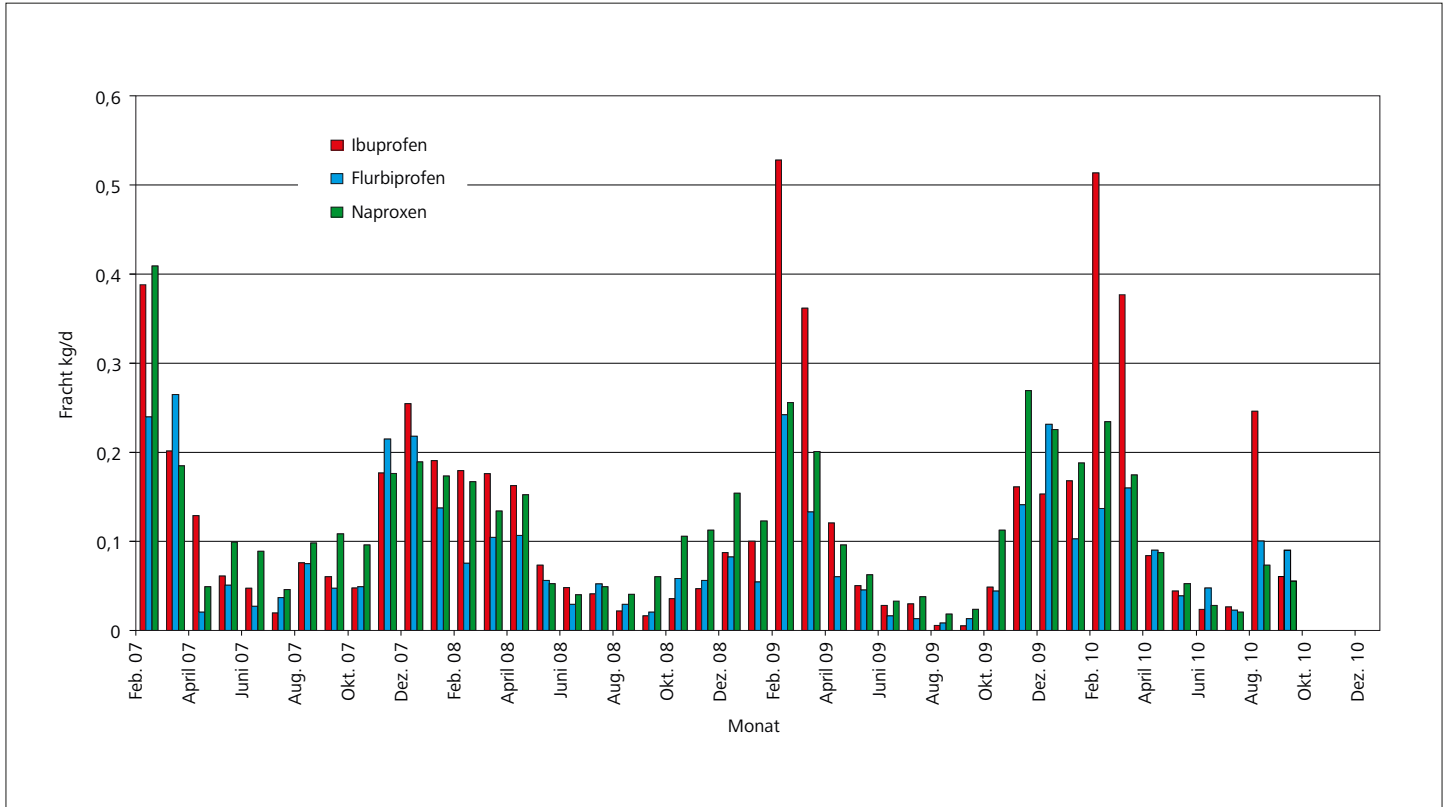


Bild 5.8: Entwicklung der Monatsfrachten von Ibuprofen, Flurbiprofen und Naproxen bei Essen-Rellinghausen, Zeitraum Februar 2007 bis Dezember 2010  
 Fig. 5.8: Development of monthly loads of ibuprofen, flurbiprofen and naproxen at Essen-Rellinghausen from February 2007 to December 2010

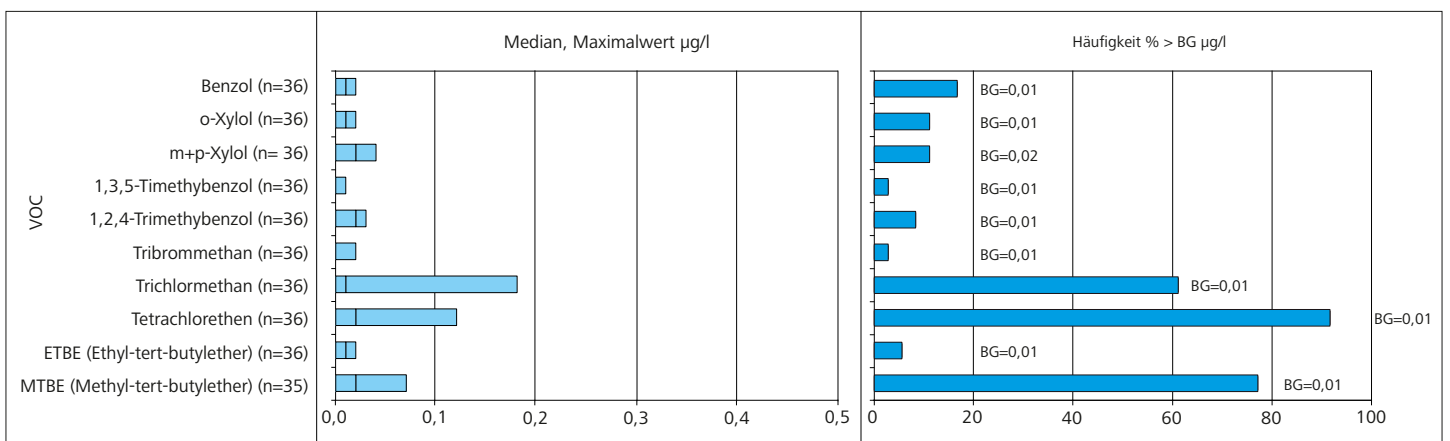


Bild 5.9: Häufigkeiten, Median- und Maximalkonzentrationen ausgewählter Flüchtiger Organischer Spurenstoffe in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen  
 Fig. 5.9: Frequencies, median and maximum concentrations of selected volatile organic trace substances in the Ruhr at Essen-Rellinghausen, (BG = quantification limit)

vernichtungsmittel (Herbizide), Insektenbekämpfungsmittel (Insektizide) und in Pilzvernichtungsmittel (Fungizide) unterschieden.

Der Analyseumfang von PBSM-Wirkstoffen und Metaboliten im Ruhrwasser basiert auf dem in der AWWR vereinbarten Untersuchungsprogramm, auf gesetzlichen Vorgaben sowie auf den Er-

fahrungen der letzten Jahre. Analysiert wurden ca. 85 Wirkstoffe und Metabolite, darunter die polaren Phenoxycarbonsäuren, verschiedene stickstoff- und phosphorhaltige Substanzen sowie eine Reihe von Chlorpestiziden (Tabelle 5.1). Kontrollen auf PBSM erfolgten in den Monaten April bis Oktober im Rahmen der Ruhrlängsuntersuchungen sowie an zwei weiteren

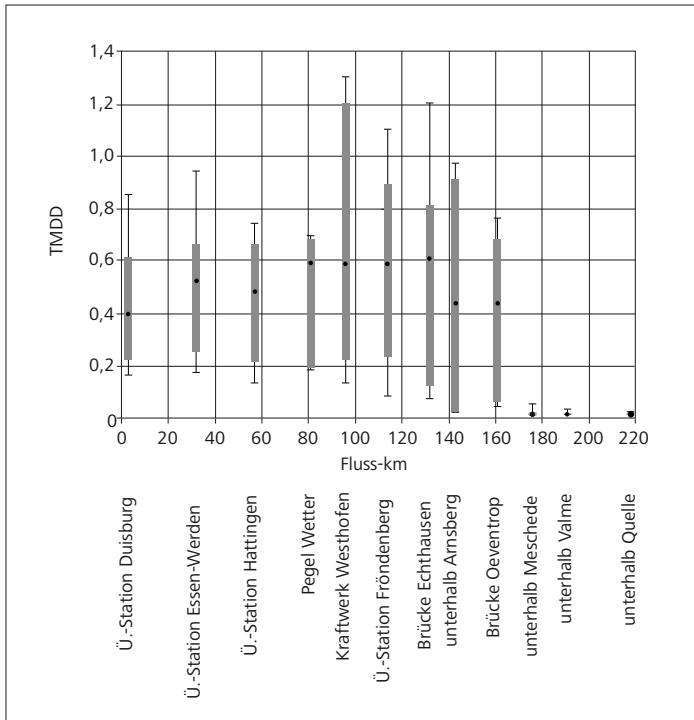


Bild 5.10: Ruhrlängsuntersuchungen 2010, statistische Daten TMDD  
 Fig. 5.10: Examinations along the Ruhr in 2009, statistical data, TMDD

Probenahmestellen innerhalb der zeitlich dichten Ruhrüberwachung bei Essen-Rellinghausen und an der Probenahmestelle „Auslauf Baldeneysee“.  
 Die Messungen der letzten Jahre haben gezeigt, dass sich Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze nur auf sehr wenige PBSM beschränken, zu denen die polaren Wirkstoffe Terbutryn, Terbutylazin, Mecoprop und MCPA gehören, die auch 2010 in einem sehr niedrigen Konzentrationsbereich vereinzelt an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen nachgewiesen wurden (Bild 5.11). Der Wirkstoff Terbutryn ist als Pflanzenschutzmittel seit 1997 in Deutschland nicht mehr zugelassen, wird aber im nicht-landwirtschaftlichen Einsatzbereich als Biozid, vorrangig zur Bekämpfung von Algen an Gebäuden, verwendet. Terbutylazin gehört zu den zugelassenen PBSM und wird zur Unkrautbekämpfung im Maisan-

bau ausgebracht. Die Phenoxy-carbonsäuren Mecoprop und MCPA werden in verschiedenen Herbizidformulierungen gemeinsam eingesetzt.

Das Qualitätsziel der AWWR für organische Einzelkomponenten von 0,05 µg/l (90-Perzentil), welches auch für die Gehalte relevanter Pflanzenschutzmittel gilt, konnte an der Probenahmestelle „Essen Rellinghausen“ für alle untersuchten Wirkstoffe eingehalten werden.

### Synthetische Komplexbildner

Synthetische Komplexbildner gehören zu den organischen Mikroverunreinigungen mit den in der Regel höchsten Konzentrationen in Oberflächengewässern. Dies resultiert aus der vielfachen Anwendung der Stoffe in Industrie und Gewerbe, z.B. in der Metallverarbeitung, im Wasch- und Reinigungsmittelsektor, in der Fotoindustrie sowie bei der Papierverarbeitung. Besondere Relevanz haben die Komplexbildner vom Typ der Aminopolycarbonsäuren erlangt, zu denen NTA, EDTA und DTPA zählen. Jährlich werden mit steigender Tendenz weltweit etwa 200.000 Tonnen eingesetzt. Sie sind gut wasserlöslich, binden Metalle und werden im Rahmen der Trinkwasseraufbereitung kaum eliminiert.

Im Ruhrwasser sind vor allem die starken synthetischen Komplexbildner EDTA und DTPA von großer Bedeutung, da beide Stoffe im Gegensatz zum NTA biologisch schwer abbaubar sind. Die übrigen Komplexbildner des Messprogramms (Tabelle 5.1) sind in der Ruhr nicht nachweisbar.

Das vor allem im Rahmen der Papierherstellung eingesetzte DTPA wurde an der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen in 79 % der 42 untersuchten Wässer nachgewiesen (Bild 5.12). Die medianen Konzentrationen von DTPA und EDTA sind in den letzten Jahren gesunken und unterschreiten mit 7,2 µg/l bzw. 4,2 µg/l die höheren Werte der Vorjahre. So wurden im Jahr 2000 an der gleichen Probenahmestelle mediane Konzentrationen von 11 µg/l und 7 µg/l erreicht.

Das Konzentrationsprofil der beiden starken synthetischen Komplexbildner im Längsverlauf der Ruhr weist abermals zwei Belastungsschwerpunkte auf, an denen sowohl die DTPA- als auch die EDTA-Werte stark ansteigen (Bild 5.13). Beide Substanzen erreichen allerdings mit Maximalwerten von 29 µg/l und 17 µg/l nicht

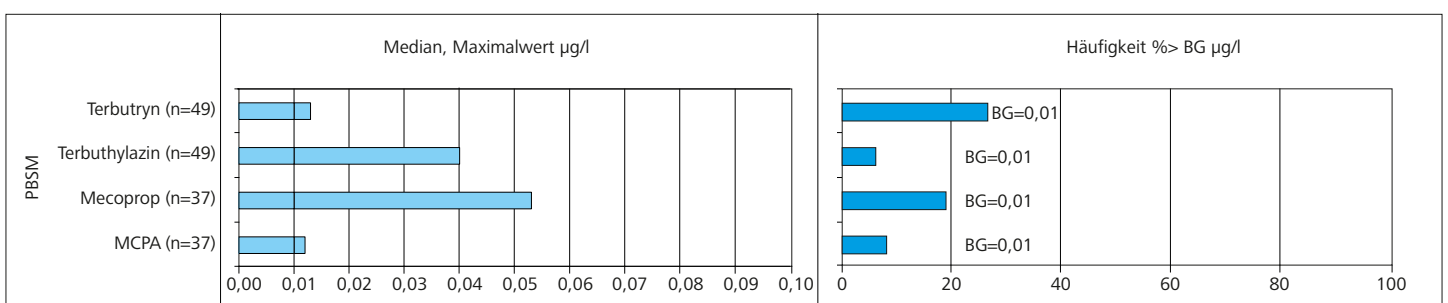


Bild 5.11: Häufigkeiten, Median- und Maximalkonzentrationen von PBSM in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG=Bestimmungsgrenze)  
 Fig. 5.11: Frequencies, median and maximum concentrations of pesticides in the Ruhr at Essen-Rellinghausen, (BG = quantification limit)

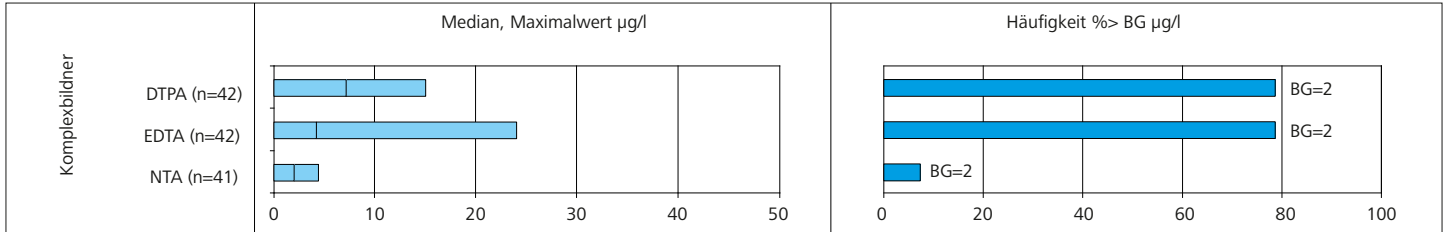


Bild 5.12: Häufigkeiten, Median- und Maximalkonzentrationen ausgewählter Komplexbildner in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG=Bestimmungsgrenze)  
 Fig. 5.12: Frequencies, median and maximum concentrations of selected complexing agents in the Ruhr at Essen-Rellinghausen, (BG = quantification limit)

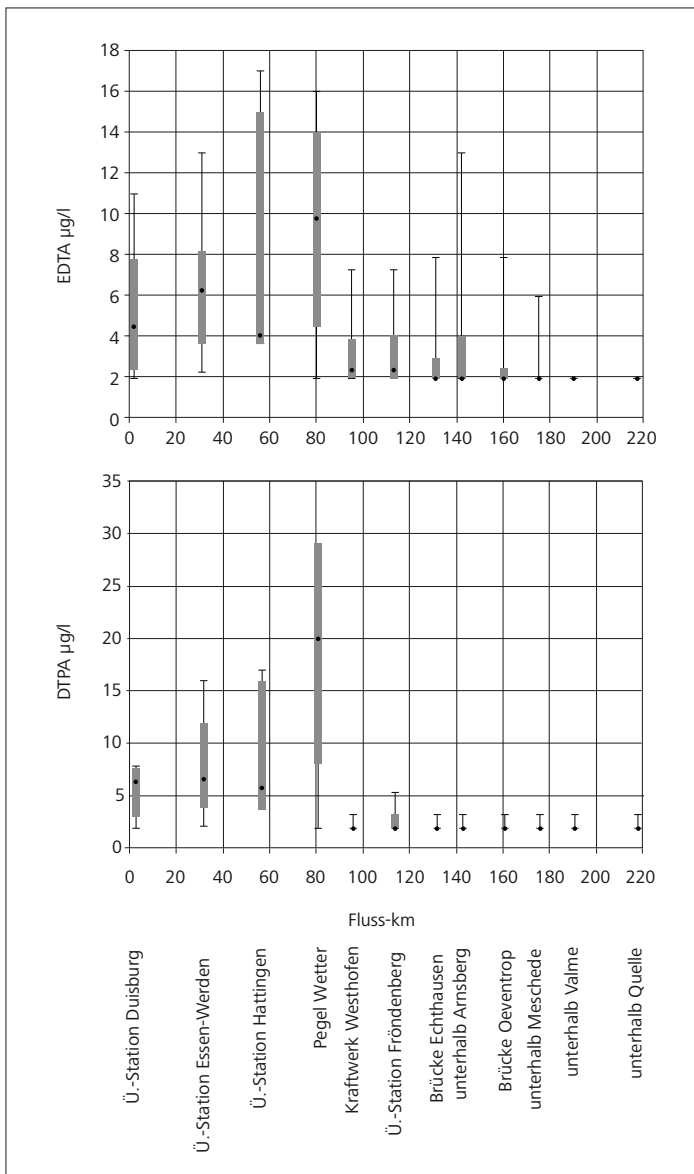


Bild 5.13: Ruhr längsuntersuchungen 2010, statistische Daten Komplexbildner  
 Fig. 5.13: Examinations along the Ruhr in 2010, statistical data, complexing agents

mehr die Höchstgehalte der Vorjahre. So wurde EDTA im Jahr 2007 noch mit 45 µg/l und DTPA im Jahr 1997 mit einem Maximum von 72 µg/l analysiert.

Dieser Abwärtstrend spiegelt sich langjährig betrachtet auch in den berechneten Frachten wider, die für beide Komplexbildner im starken Maße rückläufig sind [5.10].

An der Probenahmestelle Essen-Rellinghausen ergab sich im Jahr 2010 ein mit dem Vorjahr vergleichbarer Transport von 12,2 t DTPA und 11,5 t EDTA (Bild 5.5). Der Konzentrations- und Frachtrückgang wird primär auf die verringerte Emission aus den Papierfabriken zurückgeführt.

### Phosphororganische Flammschutzmittel und Weichmacher

Das Messprogramm phosphororganischer Flammschutzmittel und Weichmacher umfasst zehn der wichtigsten Einzelverbindungen dieser Gruppe (Tabelle 5.1). Es handelt sich bei dieser Substanzgruppe um unterschiedlich substituierte Phosphorsäureester. Zu unterscheiden sind die halogenierten Alkylphosphate Tris-(2-chlorethyl)-phosphat (TCEP) und Tris-(2-chlorisopropyl)-phosphat (TCPP), welche vor allem als Flammschutzmittel in Polyurethan-Werkstoffen der Möbel-, Textil-, Automobil- und Bauindustrie Verwendung finden. Daneben werden nichthalogenierte Phosphororganische Verbindungen, z.B. Tris-(2-butoxyethyl)-phosphat (TBEP), Tributylphosphat (TBP) und Triethylphosphat (TEP), als Weichmacher eingesetzt. Die Stoffe weisen eine hohe Verbreitung in der aquatischen Umwelt auf, welche unter anderem auch auf die hohen Verbrauchsmengen - für Westeuropa werden geschätzte 91.000 t angegeben - zurückzuführen ist [5.11].

Erwartungsgemäß ergeben sich für die Phosphororganischen Verbindungen somit hohe Befundhäufigkeiten im Ruhrwasser. Hier ist besonders TCPP zu nennen, welches bei Essen-Rellinghausen in allen 50 untersuchten Proben nachgewiesen wurde (Bild 5.14).

Die Konzentrationen der Stoffe zeigen neben der emissionsseitig verursachten Variationsbreite eine relativ starke Abhängigkeit vom

[5.10] Ruhrverband, In: Ruhr Gütebericht 2003, Essen

[5.11] Regnery, J., Püttmann, W.: Occurrence and fate of organophosphorus flame retardants and plasticisers in urban and remote surface waters in Germany. In: water research 44/2010, S. 4097-4104

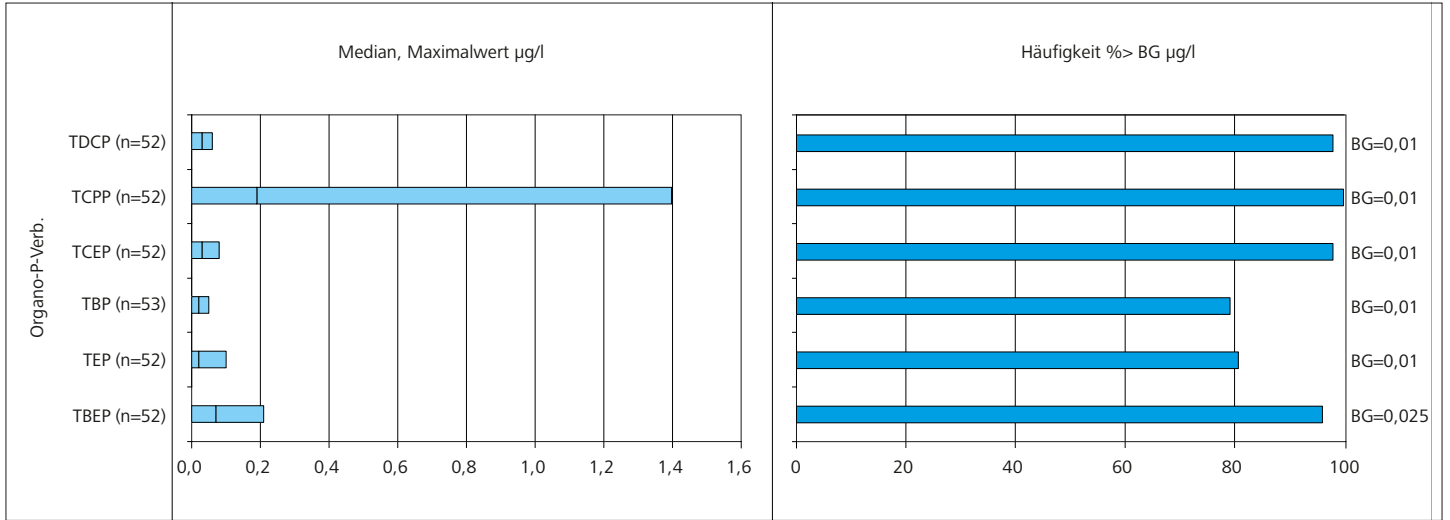


Bild 5.14: Häufigkeiten, Median- und Maximalkonzentrationen ausgewählter phosphororganischer Spurenstoffe in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen (BG=Bestimmungsgrenze)

Fig. 5.14: Frequencies, median and maximum concentrations of selected organic phosphorus trace substances in the Ruhr at Essen-Rellinghausen (BG = quantification limit)

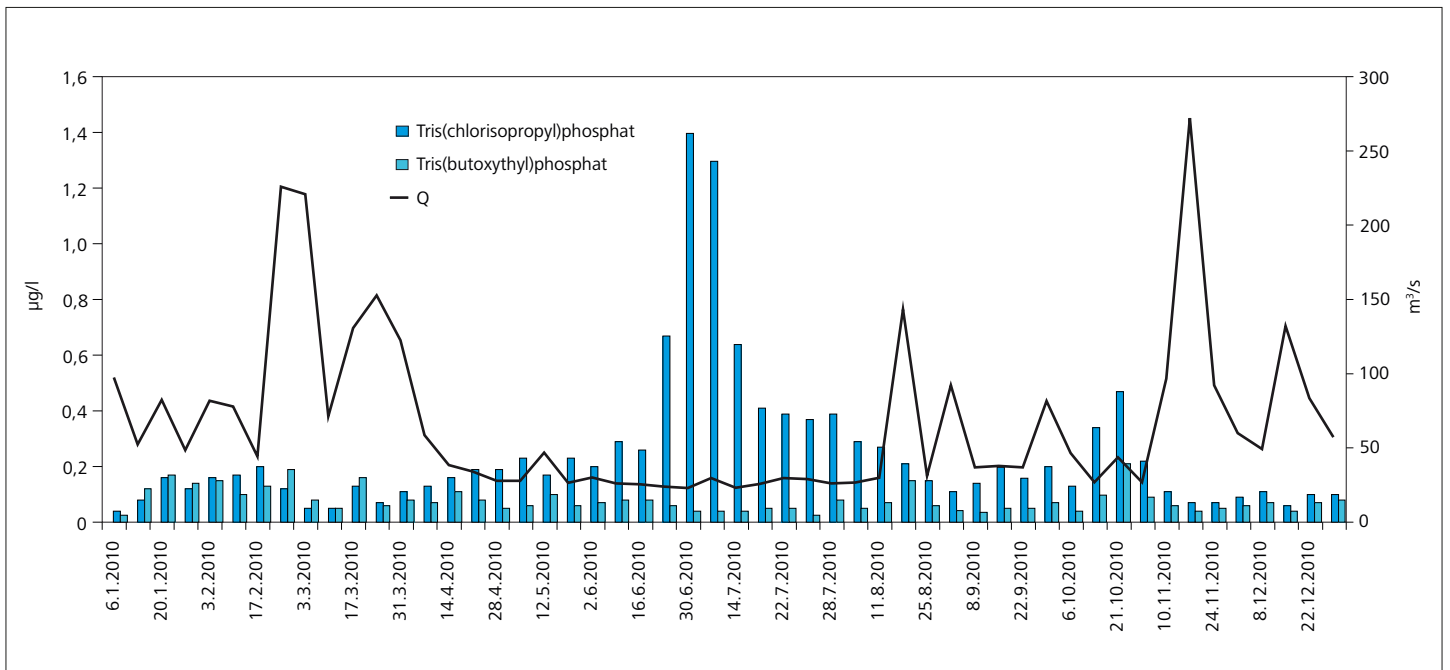


Bild 5.15: Abhängigkeit der TBEP- und TCPP-Gehalte vom Abflussgeschehen, Pegel Hattingen, Ruhr bei Essen-Rellinghausen

Fig. 5.15: Dependence of TBEP and TCPP loads on the runoff activity, gauging station Hattingen, Ruhr at Essen-Rellinghausen

Abfluss der Ruhr. In Bild 5.15 ist diese Abhängigkeit am Beispiel der TCPP-Gehalte dargestellt. In Phasen erhöhter Wasserführung – als Bezug dient hier der Abfluss am Pegel Hattingen – sinken die Konzentrationen beider Verbindungen. Demgegenüber waren von Mitte April bis Mitte August, einer Periode niedriger Abflüsse, stark ansteigende Konzentrationen mit einem Maximalwert von 1,4 µg/l TCPP zu verzeichnen.

Generell ist zu beobachten, dass die Gehalte der Organophosphate mit dem Fließweg der Ruhr, allerdings auf unterschiedlichem Niveau, zunehmen. Bereits im Quellbereich sind TCPP und TBEP nahe der Bestimmungsgrenze analytisch nachweisbar (Bild 5.16). Besondere Belastungsschwerpunkte sind jedoch bei keiner Verbindung der untersuchten Organophosphate im Längsverlauf der Ruhr zu erkennen.

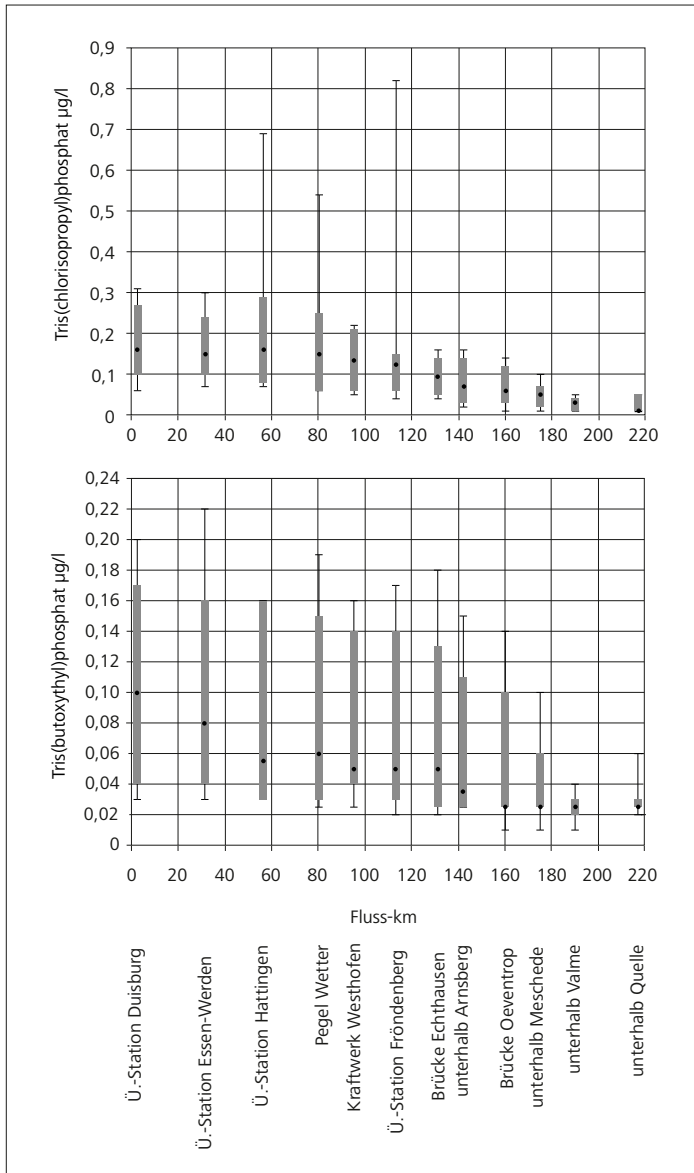


Bild 5.16: Ruhr längsuntersuchungen 2010, statistische Daten Phosphorflammschutzmittel und -weichmacher  
 Fig. 5.16: Examinations along the Ruhr in 2010, statistical data, organic phosphorus flame retardants and softeners

Für Tributylphosphat wird in der Umweltqualitätsverordnung eine Umweltqualitätsnorm von 10 µg/l festgelegt, die in der Ruhr bei Essen-Rellinghausen mit 0,024 µg/l (Jahresmittel) um ein Vielfaches unterschritten wurde.

### Phthalate und Adipate

Phthalate gehören zu den Chemikalien mit einem hohen Produktionsvolumen, in Westeuropa werden jährlich ca. eine Million Tonnen produziert. Mehr als 90 % gehen in die Produktion des Weich-PVC. Ein Hauptvertreter der Stoffgruppe ist das Di(2 ethylhexyl)phthalat (DEHP), welches mit bis zu 35 % in Kunststoffen

enthalten sein kann. Neben DEHP werden in der Auswahl der in der Ruhr untersuchten Phthalate (Tabelle 5.1) weitere, z.T. auch in größerem Maßstab in Produkten eingesetzte Weichmacher berücksichtigt. Phthalate wurden ausschließlich im Rahmen einiger Längsuntersuchungen der Ruhr gemessen. Daneben wurden auch ausgewählte Adipate analytisch betrachtet, da diese als Alternative zu den Phthalat-Weichmachern eingesetzt werden können.

DEHP stellte bei den Untersuchungen des Ruhrwassers mit einer Maximalkonzentration von 1,8 µg/l die Hauptkomponente dar. Das Phthalat war ab der Probenahmestelle „unterhalb Meschede“ bis zur Mündung nachweisbar (Bild 5.17). Neben DEHP traten auch Befunde der kurzkettingen Verbindungen Butylbenzylphthalat, Di(2-methylpropyl)phthalat und Dibutylphthalat in wenigen Proben auf. Längerkettige Phthalsäureester, wie z.B. Dioctylphthalat, Didecylphthalat und Diundecylphthalat, sowie die Adipate wurden im Rahmen der analytischen Bestimmungsgrenzen von 0,02 µg/l und 0,04 µg/l nicht nachgewiesen.

### Perfluorierte Tenside

Perfluorierte Tenside besitzen wegen ihrer stabilen Kohlenstoff-Fluor-Bindung eine relativ hohe thermische und chemische Stabilität, was zu einem weit verbreiteten Einsatz dieser Stoffe und zu einer ubiquitären Verteilung in der Umwelt geführt hat. Sie werden u.a. als Schmutz und Wasser abweisende Beschichtung von Stoffen und Teppichen sowie für ölbeständige Beschichtungen von Papiererzeugnissen für die Lebensmittelindustrie eingesetzt.

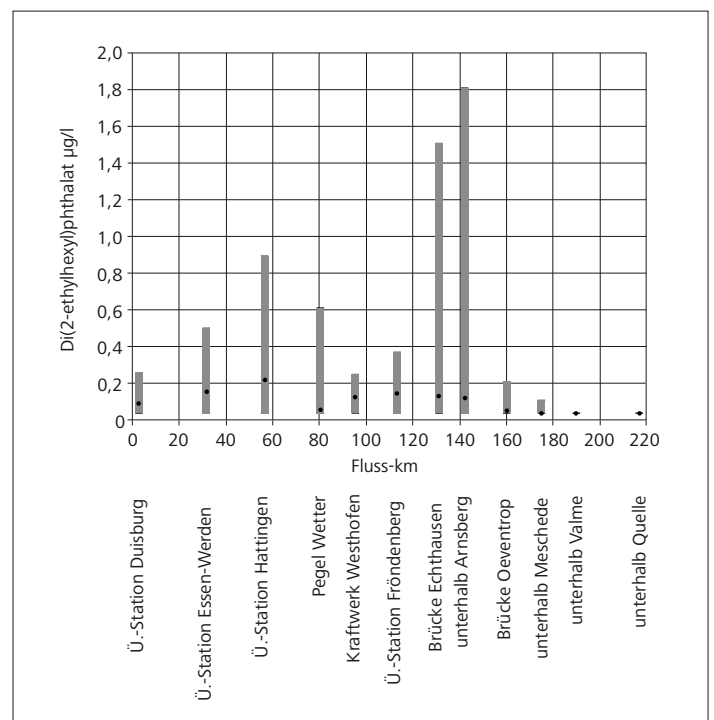


Bild 5.17: Ruhr längsuntersuchungen 2010, statistische Daten DEHP  
 Fig. 5.17: Examinations along the Ruhr in 2010, statistical data, DEHP



In den im Ruhreinzugsgebiet häufig anzutreffenden Galvanisierbetrieben dienen sie zur Herabsetzung der Oberflächenspannung der zu beschichtenden Werkstoffe und als Netzmittel zur Verhinderung des Entweichens giftiger Chrom-VI-Dämpfe.

Im Jahr 2006 wurden der illegale Einsatz PFT-haltiger Reststoffe in so genannten Bodenverbessern im Möhneeingzugsgebiet aufgedeckt. Die hohe Mobilität von PFOS und insbesondere PFOA in Böden führte in der Folge in den angrenzenden Bächen sowie in Möhne und Ruhr zu erhöhten PFT-Werten. Durch Sanierungsmaßnahmen der kontaminierten Flächen sowie durch Substitution und Rückhalt bei metallbe- und -verarbeitenden Betrieben ist die PFT-Belastung der Gewässer, insbesondere auch der Ruhr, seit 2007 rückläufig.

Die PFT-Belastung von Ruhr und Möhne hat sich zwischenzeitlich auf einem niedrigen Niveau stabilisiert. Lediglich bei Abflussanstiegen sind an einigen Probenahmestellen kurzzeitig gering erhöhte Werte festzustellen.

So stieg die PFT-Konzentration (PFOA + PFOS) im Vorbecken der Möhnetalsperre infolge der hydrologischen Situation im ersten Quartal bis auf 128 ng/l an, im letzten Quartal waren es maximal 77 ng/l. Im Hauptbecken der Möhnetalsperre wurden im Jahr 2010 für die beiden Hauptkomponenten durchschnittlich 61 ng/l registriert, wobei im Jahresverlauf eine Abnahme von 78 auf 46 ng/l festzustellen war (Bild 5.18). Die höchsten Gehalte der kürzerkettigen Verbindungen betrafen mit durchschnittlich 54 ng/l die Perfluorbutansäure, gefolgt von der Perfluorhexansäure (30 ng/l) sowie der Perfluorbutansulfonsäure (16 ng/l) und der Perfluorpentansäure (15 ng/l).

In der Ruhr bei Essen liegt das Konzentrationsniveau für die Summe der beiden Hauptkomponenten PFOA und PFOS seit Beginn der Messungen im Januar 2007 fast durchgängig deutlich unter

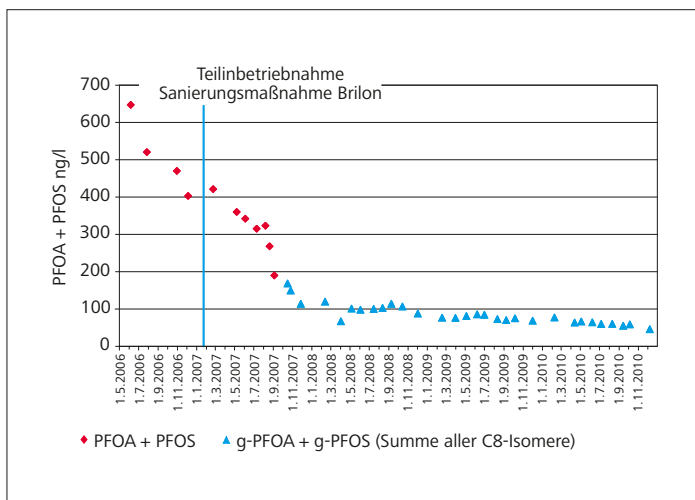


Bild 5.18: Konzentrationen an PFOA und PFOS in der Möhnetalsperre vor Mauer (Mittelwert aus Tiefenprofil)  
Fig. 5.18: Concentrations of PFOA and PFOS in the Möhne Reservoir before the dam (average from depth profile)

100 ng/l. Im Jahr 2010 waren es nur noch durchschnittlich 28 ng/l, wobei die höchsten Werte von maximal 49 ng/l während der abflussarmen Sommermonate auftraten (Bild 5.19), wenn der Anteil gereinigten Abwassers naturgemäß ansteigt. Von den kürzerkettigen Komponenten fällt in der Ruhr bei Essen lediglich die Perfluorbutansulfonsäure mit einer durchschnittlichen Konzentration von 24 ng/l auf. Die übrigen Verbindungen wurden nur selten mit Werten oberhalb ihrer Bestimmungsgrenze von jeweils 10 ng/l nachgewiesen.

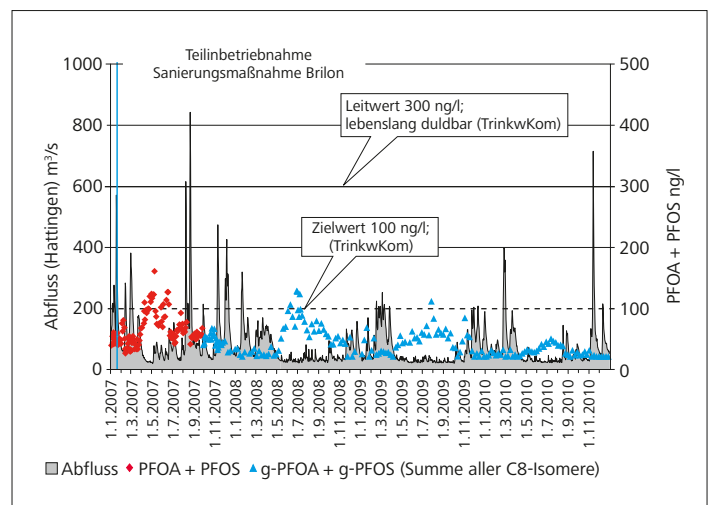


Bild 5.19: Konzentrationen an PFOA und PFOS und Abflüsse (Tagesmittel) der Ruhr bei Essen  
Fig. 5.19: Concentrations of PFOA and PFOS and runoffs (daily average) of the Ruhr at Essen

Insgesamt ist das Konzentrationsniveau in der Ruhr mittlerweile sehr niedrig. Eine Überschreitung des Trinkwasserzielwertes von 100 ng/l für die Summe aus PFOA und PFOS ist nicht mehr zu erwarten.

Die PFT-Frachten an der Ruhrmündung haben seit Aufnahme der regelmäßigen Messungen deutlich abgenommen. So wurden im Jahr 2007 durchschnittlich 513 g/d PFT (PFOA + PFOS) täglich in der Ruhr transportiert. Im Jahr 2010 waren es lediglich noch 171 g PFT, was einer absoluten Abnahme um rund zwei Drittel entspricht (Bild 5.20). Die relative Verteilung der drei Herkunftsbereiche hat sich hingegen nur wenig verändert. So sanken die Anteile des Flächenaustrages von 63,7 auf nunmehr 60,8 %, der häusliche Anteil blieb mit 9,4 % gegenüber 9,6 % im Jahr 2007 fast gleich. Der Emissionsanteil aus Gewerbe und Industrie stieg von 26,7 % auf 29,8 %, bei einer allerdings absoluten Abnahme von 137 auf 51 g/d.

Der rückläufige Emissionsanteil ist zum überwiegenden Teil drei Kläranlagen zuzuordnen. Infolge eines Großbrandes kam es im Jahr 2009 zu einem deutlichen Anstieg der Ablauffracht in Iserlohn-Baarbachtal. Im Berichtsjahr lagen die Gehalte dann sogar unter der mittleren Emission vor dem Brand. Auf der Kläranlage Rahmedetal konnte ein Frachtrückgang um fast 75 % festgestellt

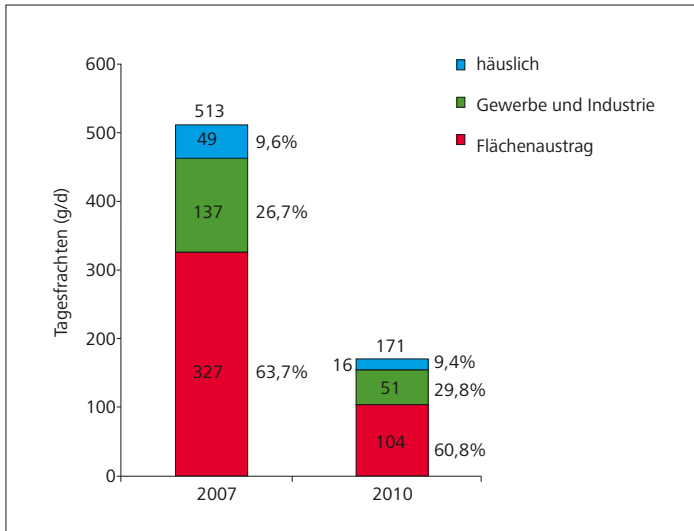


Bild 5.20: Herkunft der PFT-Frachten an der Ruhrmündung, 2007 und 2010  
 Fig. 5.20: Origin of PFC loads at the Ruhr's mouth, 2007 and 2010

werden, der hauptsächlich auf die Bemühungen zurückzuführen ist, die gewerblich-industrielle Abwasserreinigung, insbesondere durch den Einsatz von Ionenaustauschern und durch Substitution der Einsatzprodukte, voranzutreiben. Aus diesem Grund lag im Jahr 2010 auch die mittlere Fracht im Ablauf der Kläranlage Essen-Süd um rund 65 % unter dem Vorjahr. In Summe stehen die drei Kläranlagen für einen Frachtrückgang von etwa 63 g/d.

## Zusammenfassung

Im Messprogramm organischer Mikroverunreinigungen werden die wesentlichen vom Gesetzgeber sowie von der Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr mit Grenzwerten und Qualitätszielen versehenen Einzelverbindungen berücksichtigt.

In der Gesamtheit umfasst das Prüfprogramm mehr als 300 organische Einzelverbindungen, die folgenden wichtigen Substanz- und Anwendungsgruppen angehören: Synthetische Komplexbildner, Flüchtige Organische Stoffe, PBSM, Phthalate, Phosphororganische Flammschutzmittel und Weichmacher, Arznei- und Desinfektionsmittel, Perfluorierte Tenside sowie verschiedene Industriechemikalien. Des Weiteren wurden 2010 erstmalig kurz-kettige Chloralkane sowie Benzotriazole thematisiert.

Aus der Vielzahl der Komponenten sind nur wenige organische Mikroverunreinigungen für die Ruhr relevant. Regelmäßig und in vergleichsweise höheren Konzentrationen werden die Synthetischen Komplexbildner EDTA und DTPA, einzelne Arzneimittelstoffe sowie Röntgenkontrastmittel und die Organophosphate TCPPE und TBEP nachgewiesen. Befunde an PBSM beschränken sich auf wenige Wirkstoffe mit in der Regel sehr niedrigen Konzentrationen. Die für den Korrosionsschutz dienenden Benzotriazole gehören zu den am häufigsten in hohen Konzentrationen nachgewiesenen Stoffen.

Die PFT-Belastung von Ruhr und Möhne hat weiter abgenommen. So betrug die durchschnittliche Konzentration in der Möhnealsperre für die Summe der beiden Hauptkomponenten zuletzt lediglich 46 ng/l, in der Ruhr bei Essen waren es im Mittel 28 ng/l. Die durchschnittliche Fracht an der Ruhrmündung ist von 513 g/d im Jahr 2007 um rund zwei Drittel auf nunmehr 171 g/d gesunken.

## Spezielle Untersuchungsprogramme

### 6 Untersuchungen zur Eliminierung von Mikroverunreinigungen auf der Kläranlage Schwerte

Der Ruhrverband betreibt auf seiner Kläranlage Schwerte eine großtechnische Anlage zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser über Adsorptions- und Oxidationsverfahren mit Dosierung von Pulveraktivkohle und/oder Ozon [6.1]. Ein aus planerischer Sicht beschriebenes vereinfachtes Verfahrenskonzept wurde schon im Ruhrgütebericht 2008 im Kapitel „Standpunkt zur Spurenstoffdiskussion aus der Sicht der Abwasserbeseitigung“ beschrieben und wird im Folgenden anhand des Fließschemas (Bild 6.1) näher dargestellt. [6.2]

Im Ablauf des Nachklärbeckens 2 wurde ein Bauwerk zur Abtrennung eines Teilstroms integriert. Über ein Pumpwerk kann ein regelbarer Teilvolumenstrom mit bis zu 320 l/s dem Zulauf einer Ozonierungskolonne zur chemischen Oxidation von Spurenstoffen zugeleitet werden. Das Ozon ( $O_3$ ) wird aus flüssigem Reinsauerstoff ( $O_2$ ) über einen Ozongenerator erzeugt. Dieser ist für einen Massenstrom von 8.000 g Ozon /h ausgelegt und gewährleistet durch elektrische Entladungsvorgänge die Produktion eines hochoxidativen  $O_3/O_2$ -Gasgemisches mit einem Ozonanteil von 10 %. Die Kolonne besteht aus sechs Behältern (Stahlwerkstoff 1.4571) mit einem Volumen von jeweils 32 m<sup>3</sup>. Die Ozon-Reaktorbehälter

1, 3 und 5 sind mit Keramik-Kerzen zur Begasung mit Ozon ausgerüstet. Zur Erhöhung der Aufenthaltszeit ist jedem Reaktionsbehälter ein weiterer Behälter nachgeschaltet. Somit steht ein oxidatives Behandlungsvolumen von 192 m<sup>3</sup> mit einer rechnerischen Aufenthaltszeit von zehn Minuten bezogen auf den maximalen Zufluss von 320 l/s zur Verfügung. Der Ablauf der Ozonierungsanlage wird mit Pulveraktivkohle versetzt und der Adsorptionsstufe zugeführt. Diese besteht aus drei baugleichen, vordurchmischten Behältern mit jeweils 150 m<sup>3</sup> Volumen (Stahlwerkstoff 1.4301). Somit steht ein adsorptives Behandlungsvolumen von 450 m<sup>3</sup> mit einer rechnerischen Aufenthaltszeit von etwa 30 Minuten bei Vollast zur Verfügung. Die Pulveraktivkohledosieranlage ist in einer 70 m<sup>3</sup> Siloanlage integriert. Über eine Wasserstrahlpumpe wird eine definierte Menge Aktivkohle mit einem kleinen Betriebswasserteilstrom vorvermischt und über eine Injektionsleitung an der Schnittstelle zwischen Ablauf Ozonreaktorkolonne und Zulauf Pulveraktivkohle-Reaktionsbehälter dem zu behandelnden Abwasserstrom beigemischt. Durch adsorptive Vorgänge lagern sich die Spurenstoffe an der Aktivkohle an.

Die Abtrennung der zugegebenen Kohle erfolgt nicht in einer separaten Filtrationsstufe, sondern durch Sedimentation in dem vorhandenen Nachklärbecken nach Einbindung in den belebten

[6.1] Grünebaum, T., Evers, P.: Erfahrungen aus Planung und Bau einer Ozonierungs- und Pulveraktivkohleanlage auf der Kläranlage Schwerte. In: Gewässerschutz Wasser Abwasser, Bd. 220/2010, S. 29/1-29/16

[6.2] Ruhrverband: Standpunkt zur Spurenstoffdiskussion aus der Sicht der Abwasserbeseitigung. In: Ruhrgütebericht 2008, Essen, S. 79-82

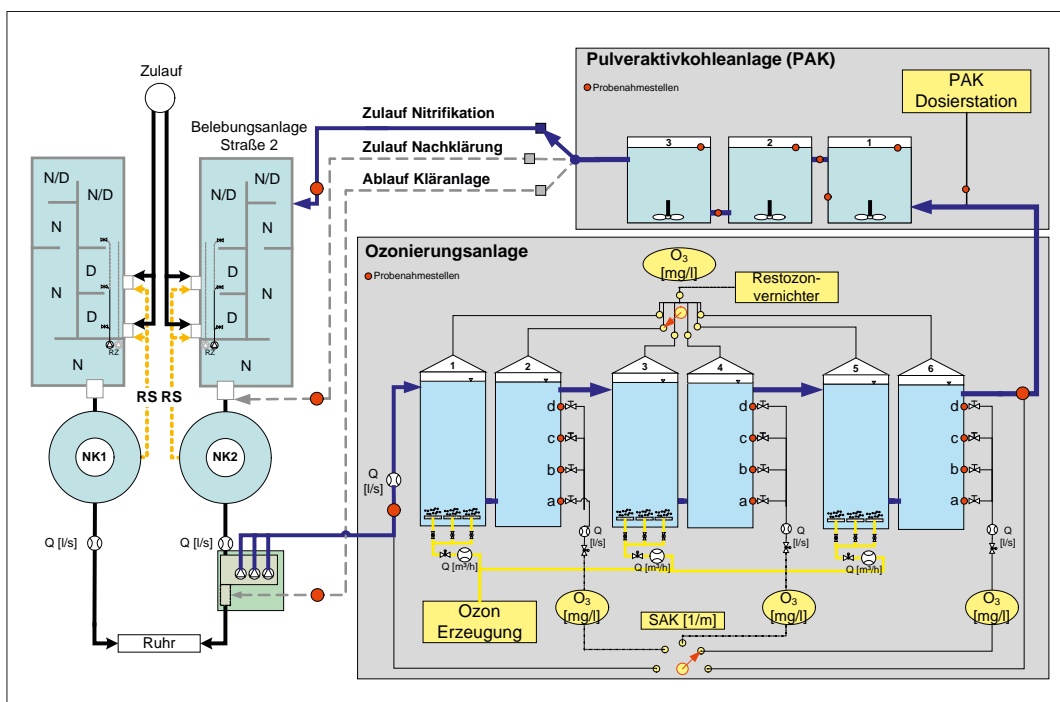


Bild 6.1: Vereinfachtes Fließschema der Kläranlage Schwerte, großtechnische Ozonierungs- und Pulveraktivkohleanlage  
Fig. 6.1: Simplified flowing scheme of the sewage treatment plant in Schwerte, large-scale ozonation and powdered activated carbon facility

Schlamm. Dies erlaubt die Nachrüstung bestehender Belebungsanlagen ohne den kostenträchtigen Neubau einer Filtrationsstufe. Das Konzept der Versuchsanlage sieht wahlweise eine Ableitung des mit Pulveraktivkohle behandelten Teilstroms in den belüfteten Teil der Belebungsstraße 2 oder in den Zulauf der Nachklärung 2 vor. Somit ist gewährleistet, dass sich die Pulveraktivkohle in die Belebtschlammflocken integriert und in der Nachklärung abgesetzt werden kann. Die Entnahme der Pulveraktivkohle und somit der Spurenstoffe geschieht über den Überschussschlammabzug.

Durch die Rückführung des Teilstroms in die Belebungsanlage bzw. den Zulauf der Nachklärung ist die hydraulische Beaufschlagung der Nachklärung auch unter Trockenwetterbedingungen erhöht. Der behandelbare Teilstrom orientiert sich daher an der maximal zulässigen Schlammvolumenbeschickung bzw. Oberflächenbeschickung der Nachklärung abzüglich einer Sicherheitsreserve. Im Betriebsmodus der dynamischen Rezirkulation wird der Rezirkulationsstrom jeweils aktuell so eingestellt, dass die hydraulische Belastung der Nachklärung konstant ist. Die maximale Beaufschlagung der Versuchsanlage wird somit bei Trockenwetterbedingungen (Kläranlagen-Zulauf für Straße 2 ca. 60 l/s) erreicht.

Bei rein oxidativer Behandlung des zu behandelnden Teilstroms mit Ozon kann der Ablauf der Versuchsanlage auch direkt in den Ablauf der Kläranlage gegeben werden, da keine Pulveraktivkohle abzutrennen ist. Eine Rückwirkung auf die hydraulischen Verhältnisse in Belebungsstraße 2 ist dann nicht mehr gegeben.

### **Inbetriebnahme der Versuchsanlage**

Die Anlage wurde am 6. Oktober 2010 offiziell in Betrieb genommen. In den ersten Wochen der Inbetriebnahme zeigten sich Probleme im Bereich der Dosierung der Pulveraktivkohle. Ein stabiler und kontinuierlicher Betrieb konnte zunächst nicht aufrechterhalten werden, da die Dosieranlage permanent verstopfte. Ein Umbau des Einspültrichters sowie die Anpassung des Vordrucks der Betriebswasserpumpe konnten hier Abhilfe schaffen. Im weiteren Versuchsverlauf wurde eine partielle Lochfraßkorrosion in allen drei Pulveraktivkohle-Behältern mit Undichtheiten in den Behälterwänden festgestellt. Ein schweißtechnisches Gutachten ergab Hinweise auf fehlerhafte Nachbehandlung der Schweißnähte während der Bauzeit im Winter 2009. Eine aufwändige Sofortsanierung der Behälter wurde umgehend durchgeführt, führte jedoch zu einem mehrwöchigen Stillstand der Versuchsanlage.

Neben Störungen im Bereich der neu errichteten Anlagenteile ergaben sich aber auch Wechselwirkungen mit dem herkömmlichen Betrieb der Belebungsanlagen. Eine Betriebsstörung im Rücklaufschlammumpwerk der Kläranlage führte zu einer Verzögerung des Versuchsbetriebes. Zur Reparatur zweier Absperrorgane im Rücklaufschlammumpwerk 2 (Versuchsstraße) musste das Pumpwerk mit den Rücklaufschlammumpen der Straße 1 entleert werden. Dadurch wurde eine nicht quantifizierbare Menge des mit Kohle versetzten Schlammes in die Straße 1 übergepumpt. Nach der Reparatur wurde wieder ein Schlammmassenausgleich zwischen beiden Becken durchgeführt. Seit dieser Zeit läuft der Pulveraktivkohle-Dosierungsteil der Versuchsanlage - abgesehen von

kurzzeitigen Stillständen im Stundenbereich - weitgehend störungsfrei.

### **Zielsetzung der Untersuchungen**

Bei den Arbeiten auf der Kläranlage Schwerte geht es um die Untersuchung der Eliminationsleistung der eingesetzten weitergehenden Reinigungsverfahren in Abhängigkeit von den jeweiligen Randbedingungen bzw. Einfluss- und Steuergrößen (Dosiermengen, Kontaktzeiten, Konzentrationen etc.). Der Belebungsprozess der Kläranlage Schwerte wird zusätzlich über eine dynamische Simulation modellmäßig abgebildet, um Mechanismen verstehen und Phänomene interpretieren zu können. So sollen Betriebsstrategien für die Steuerung bzw. Regelung von Dosiermengen, Rezirkulationsstrom, Rücklaufschlammverhältnis, Überschussschlammabzug, Sauerstoffkonzentrationen und weitere betriebliche Größen optimiert werden. Im Vorfeld des großtechnischen Betriebs wurden labortechnische Untersuchungen zum Adsorptionsverhalten verschiedener Aktivkohlen, zum Absetz- und Nitrifikationsverhalten des belebten Schlammes und weiterer Wechselwirkungen mit dem biologischen Abwasserreinigungsprozess durchgeführt. Parallel wird zur Untersuchung spezieller Fragestellungen des Betriebs der Anlage Schwerte (Verhalten der Nitrifikation bei Stoßbelastungen o. ä.) eine halbertechnische Kläranlage auf der Kläranlage Neuss-Süd betrieben. Letztendlich geht es bei diesen Arbeiten um die Entwicklung belastbarer und praxiserprobter Vorgaben für Bemessung, Planung, Bau und Betrieb dieser Verfahrenstechnik sowie um Aufklärung der Kostenstrukturen des Einsatzes bei entsprechenden Anforderungen an kommunale Kläranlagen.

### **Versuchseinstellungen**

Durch das Vorhandensein zweier baugleicher Belebungsstraßen mit getrennten Schlammkreisläufen ist es möglich, die Elimination der Leitsubstanzen und die Auswirkung der Rückführung der Pulveraktivkohle-Suspension bzw. des ozonierten Abwassers auf die biologische Reinigungsstufe direkt mit einer konventionellen Anlage im Parallelbetrieb zu vergleichen. Dabei sind neben der oxidativen und/oder adsorptiven Leistung der eingesetzten Verfahrenstechnik die Wechselwirkungen mit der Belebungsanlage von großem Interesse. Die Rückführung des insbesondere bei Betrieb der Ozonierung mit Sauerstoff angereicherten Teilstroms in den belüfteten Bereich der Belebungsanlage entlastet zwar die vorhandenen Gebläse, führt aber gleichzeitig zu einer Absenkung des Trockensubstanzgehalts im Nitrifikationsbecken. Die Zuführung hinter dem Belebungsbecken (Zulauf Nachklärung) kann je nach bautechnischer Anordnung wiederum zu einer nicht gewollten Rückführung erheblicher Sauerstofffrachten über die interne Rezirkulation führen. Auch die nahezu komplette Einbindung der Pulveraktivkohle in den belebten Schlamm ist eine zwingende Voraussetzung für die Anwendung dieser Verfahrenskonzeption, weil die adsorptiv an die Pulveraktivkohle gebundenen Mikroverunreinigungen nicht durch einen Feststoffabtrieb aus der Nachklärung emittiert werden dürfen. Aus der Kombination von Ozonierung, nachgeschalteter Aktivkohledosierung und Rückführung in das Belebungsbecken können insbesondere Erkenntnisse zum Verbleib

Tabelle 6.1: Untersuchungsaspekte der Forschungsarbeiten auf der Kläranlage Schwerte  
 Table 6.1: Examination aspects of the research conducted at the sewage treatment plant Schwerte

Untersuchungsaspekt	Beurteilungsgrößen
Stoffentfernung Leitsubstanzen	Frachtbezogene Elimination (Ozonierung, Adsorptionsstufe, Belebungsstraßen 1 + 2)
Feststoffabtrieb	Schlamm Spiegelhöhe, Trübung im Ablauf Nachklärung
Nitrifikation, Denitrifikation	Spezifische Umsatzraten, kontinuierliche Messung Ammonium und Nitrat Belebungsstraßen im Vergleich
Einfluss auf Biozönose	Mikroskopisches Bild, Schlammvolumenindex
Ablaufqualität	SüwV-Parameter, Konzentration der Leitsubstanzen
Östrogene, toxische und sonstige Wirkung auf die Gewässerzönose	ökotoxikologische Untersuchungen in Durchlaufaquarien, beschickt mit Ablauf der Belebungsstraße 1 + 2

bei der Ozonierung gebildeter Transformationsprodukte gewonnen werden. Tabelle 6.1 veranschaulicht die betrachteten Untersuchungsaspekte mit ihren jeweiligen Beurteilungsgrößen.

Die im Folgenden beschriebenen Ergebnisse und Erfahrungen beziehen sich auf die bisher durchgeführten Untersuchungen des Einsatzes von Pulveraktivkohle.

Die Pulveraktivkohledosierung im sogenannten dynamischen Rezirkulationsbetrieb wurde mit einer spezifischen Dosiermenge von 5 mg/l begonnen. In Abhängigkeit vom Kläranlagenzulauf ergibt sich die behandelte Teilstrommenge aus der Differenz von Mischwasserzufluss und aktuellem Zufluss als dynamische Größe. Dies bedeutet, dass die Nachklärung auf der Straße 2 durch den Rezirkulationsbetrieb auch bei Trockenwetter konstant in Höhe des Mischwasserzuflusses beschickt wird. Um das Konzentrationsniveau von Pulveraktivkohle in der Belebungsstraße 2 im jeweiligen Dauerbetrieb schnell einzustellen, läuft jeder spezifischen Versuchsphase (5, 10, 15, 20 mg/l Dosiermenge) eine Anreicherungsphase mit maximaler Kohlezugabe voran. Über das vorhandene Schlammalter ergibt sich z.B. für eine Dosiermenge von 5 mg/l im Teilstrom bei üblichen Betriebsverhältnissen ein einzustellender Anteil von ca. 4 % Pulveraktivkohle im belebten Schlamm der Belebungsstraße 2. Die jeweiligen Versuchseinstellungen werden mit 4 bis 5 Probenahmen und Untersuchung auf die ausgewählten Leitsubstanzen (vgl. Abschnitt Ergebnisse Intensivmonitoring) begleitet.

Darauf folgend wird die Kombination aus Ozonierung mit nachfolgender Pulveraktivkohle-Dosierung untersucht. Aufbauend auf den Erkenntnissen der Ozonierungsversuche auf der Kläranlage Bad Sassendorf werden zwei verschiedene Dosierungen des Ozons (z.B. 2 mg/l O<sub>3</sub> bzw. 5 bis 7 mg/l O<sub>3</sub>) in Kombination mit der Pulveraktivkohledosierung untersucht. Dabei liegt besonderes Augenmerk auf den bei der Ozonierung entstehenden Transformationsprodukten.

## Auswirkungen auf die Belebungsanlage

Im dynamischen Rezirkulationsbetrieb ergibt sich bei Rückführung des Teilstroms in das Nitrifikationsbecken durch Verdünnung ein verringerter Trockensubstanzgehalt in dieser Belebungsbeckenstraße. Die bei einsetzenden Regen häufig zu beobachtende Stoßbelastung der biologischen Stufe durch Verdrängung des Vorklärbeckeninhalts in die Belebungsstufe stellt angesichts der hier reduzierten Belebtschlamm-Konzentration in Verbindung mit einem Anteil biologisch inaktiver Pulveraktivkohle den kritischen Lastfall dar. Bei einsetzendem Mischwasserzufluss wird der Zulauf der Versuchsanlage (Rezirkulationsstrom) proportional bis zur Abschaltung gedrosselt, um die hydraulische Beaufschlagung der Nachklärung konstant zu halten (Bild 6.2). Die ansteigende Zuflusswassermenge führt in der unbeeinflussten Belebungsstraße 1 nach kurzer Zeit zu dem üblichen Absinken des Trockensubstanzgehalts. In der Belebungsstraße 2 mit zurückgeführtem Teilstrom

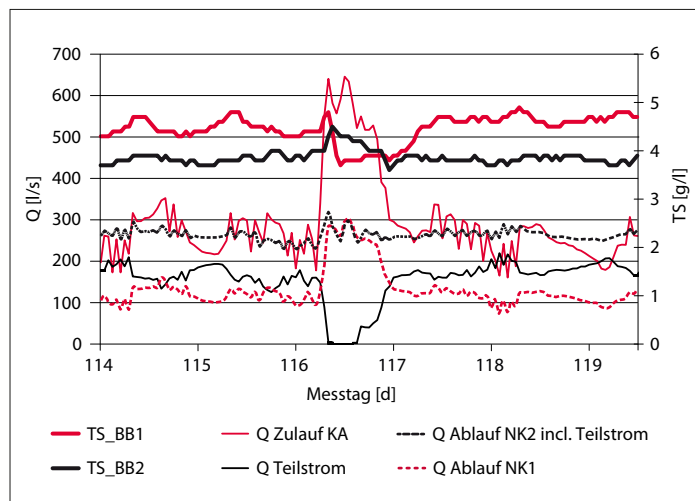


Bild 6.2: Entwicklung des Trockensubstanzgehalts bei Mischwasserzufluss  
 Fig. 6.2: Development of the solids load during combined water inflow

steigt der Gehalt an belebtem Schlamm aufgrund der Schlammverlagerung aus dem vorgeschalteten Denitrifikationsbecken und durch die abnehmende Verdünnung mit dem nahezu feststofffreien Teilstrom zunächst an, um dann bei andauerndem Mischwasserzufluss langsam abzusinken. Der bei Regenwetter auftretende Ammoniumstoßbelastung wird somit durch Anstieg des Trockensubstanzgehaltes positiv entgegengewirkt. Erste Untersuchungsergebnisse zeigen darüber hinaus, dass durch die Verbesserung der Absetzbarkeit des mit Kohle versetzten belebten Schlammes trotz geringerer Eindickzeit und erhöhter hydraulischer Belastung ein höherer mittlerer Feststoffgehalt im Rücklaufschlamm erreicht wird ( $TS_{RS, BB1} = 7,4 \text{ g/l}$ ;  $TS_{RS, BB2} = 7,9 \text{ g/l}$ ). Darüber hinaus wirkt sich der hydraulisch konstante Betrieb des Nachklärbeckens augenscheinlich positiv auf das Absetz- und Rückführverhalten des belebten Schlammes im Nachklärbecken aus.

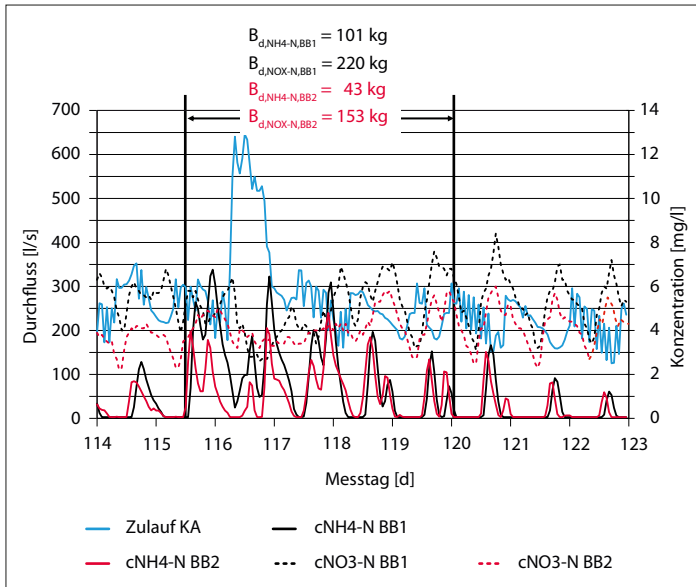


Bild 6.3: Ammoniumstickstoff- und NO<sub>x</sub>-Ablaufwerte der Belebungsstraßen 1 und 2 in Abhängigkeit der hydraulischen Zulaufbelastung der Kläranlage Schwerte

Fig. 6.3: Ammonia nitrogen and nitrogen oxide outlet values at the aeration systems 1 and 2 in correlation to the hydraulic inlet load at the sewage treatment plant Schwerte

Auf Basis der bisherigen Auswertung konnte auch eine verbesserte Stickstoffelimination (NH<sub>4</sub>-N und NO<sub>x</sub>-N) für die Straße 2 beobachtet werden. Bei Trockenwetterbedingungen kann eine Reduzierung der Ammonium- sowie der Nitrat-/Nitritspitzenkonzentration festgestellt werden. Aufgrund der verkürzten hydraulischen Aufenthaltszeit im Belebungsbecken 2 treten diese aber früher als in der Vergleichsstraße 1 auf. Bei Mischwasserzufluss kommt es zum zeitgleichen Auftreten der Spitzenkonzentration, wobei die Konzentrationen der Straße 2 deutlich unter dem Niveau der Straße 1 liegen (Bild 6.3). Die aus Straße 2 emittierten Stickstofffrachten für den hier abgebildeten viertägigen Zeitraum liegen gegenüber der durch den Teilstrom unbeeinflussten Straße 1 signifikant geringer.

### Intensivmonitoring, Laborergebnisse

Vor der Inbetriebnahme der großtechnischen Versuchsanlage erfolgte im Juli 2010 ein einwöchiges Intensivmonitoring des Kläranlagenablaufs. Bei dieser Bestandsaufnahme wurden 65 Pharmaka, sieben endokrine Stoffe, zehn Flammschutzmittel, elf Moschusduftstoffe, zehn Psychopharmaka, sieben Röntgenkontrastmittel, ein Biozid, ein Weichmacher, drei Benzotriazole, elf Perfluorierte Tenside, zwei Komplexbildner sowie sechs Konservierungsstoffe und Desinfektionsmittel untersucht. Anhand der Analyseergebnisse wurde anschließend die in Tabelle 6.2 aufgeführte Stoffliste mit Leitparametern für die jeweiligen Substanzklassen festgelegt, welche die Basis für die nachfolgenden Untersuchungen darstellte.

Tabelle 6.2: KA Schwerte – Ausgewählte Leitsubstanzen für das weitere Untersuchungsprogramm

Table 6.2: Sewage treatment plant Schwerte, selected lead substances for the future monitoring programme

Pharmaka	Gruppe	Leitsubstanz
	Antiepileptika	Carbamazepin
Pharmaka	Nichtopioid-Analgetika	Diclofenac
	Betablocker	Metoprolol
	Antibiotika	Sulfamethoxazol
Korrosionsschutzmittel		Benzotriazol
Diagnostika		Amidotrizoesäure Iopamidol
EDCs		Bisphenol A
Perfluorierte Tenside		PFOA PFOS
Phosphororganische Flammschutzmittel		TCPP
Moschusduftstoffe		AHTN HHCB
Komplexbildner		EDTA

Als erste Verfahrensvariante wurde die alleinige Zugabe von Pulveraktivkohle untersucht, wobei die Dosierung nach einer Inbetriebnahmephase mit statischer Rezirkulation nachfolgend im dynamischen Rezirkulationsbetrieb erfolgte.

Als Probenahmestellen für diese Untersuchungen wurden der Zulauf zur biologischen Stufe, der Ablauf der Nachklärung 1 (als Referenzstraße für die konventionelle Behandlung), der Ablauf der Nachklärung 2 (gleichbedeutend mit dem Zulauf zur Pulveraktivkohle-Stufe) und der Ablauf der Pulveraktivkohle-Stufen festgelegt. Die Entnahmen erfolgen als mengenproportionale 24-Stunden-Mischproben. Um während des Probenahmezeitraumes eine unerwünschte Adsorption durch die Pulveraktivkohle im Probenahmegerät zu vermeiden, wurde am Ablauf der Pulveraktivkohle-Stufe eine Möglichkeit zur feststofffreien Probenahme etabliert.

Insbesondere in der Einfahrphase aber auch darüber hinaus gilt es, zeitnah und mit überschaubarem Aufwand Informationen über die Wirkung der Adsorptionsstufe und der Gesamtanlage zu erhalten. Deshalb wurde ergänzend ein eingeschränktes Untersuchungsprogramm auf die drei Kenngrößen Diclofenac, Sulfamethoxazol und Iopamidol etabliert, welche als Repräsentanten für gut, mittel und weniger gut adsorbierbare Stoffe dienen sollten.

Bild 6.4 zeigt die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen dieser drei Substanzen sowie die Wassermenge im Zulauf zur biologischen Stufe in den ersten Versuchsmonaten. Die Gehalte variieren für Diclofenac bei einem Mittelwert vom 1,6 µg/l etwa um den Faktor 6 und für Sulfamethoxazol bei einer mittleren Konzentration von 0,7 µg/l um den Faktor 4. Demgegenüber schwanken die Gehalte an Iopamidol mit Werten zwischen 0,3 und 8,2 µg/l weitaus stärker, was auf die stark unterschiedliche Applikation dieses Kontrastmittels in den röntgendiagnostischen Einrichtungen zurückzuführen ist.

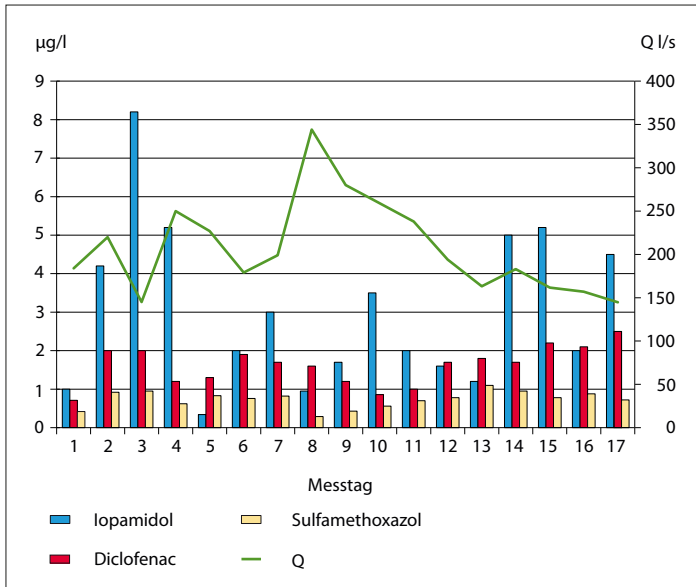


Bild 6.4: Zeitlicher Verlauf der Zulaufkonzentrationen an Iopamidol, Diclofenac und Sulfamethoxazol  
 Fig. 6.4: Development of inlet concentrations of Iopamidol, Diclofenac and Sulfamethoxazole

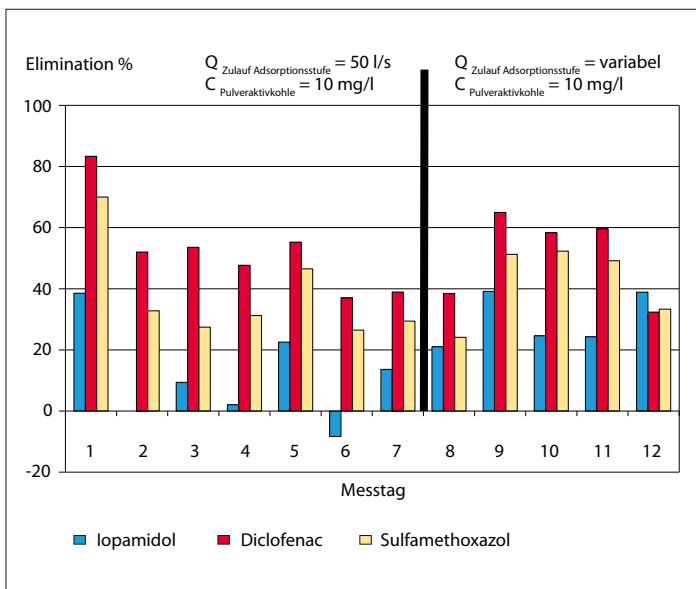


Bild 6.5: Konzentrationsbezogene Elimination der Pulveraktivkohlestufe anhand von Stichproben bei unterschiedlichen Zugabemengen an Pulveraktivkohle und Zulaufströmen  
 Fig. 6.5: Concentration-specific elimination of the powdered activated carbon level by means of samples at different volumes of powdered activated carbon added and different inlet flows

Die Elimination der drei Stoffe Iopamidol, Diclofenac und Sulfamethoxazol durch die Pulveraktivkohle-Stufe (Zulauf Pulveraktivkohle-Behälter 1 / Ablauf Pulveraktivkohle-Behälter 3) wird in Bild 6.5 für zwei Betriebszustände dargestellt. In der Inbetriebnahmephase erfolgte während des hier abgebildeten Zeitraums eine Pulveraktivkohle-Dosierung von 10 mg/l bei einer konstanten Beschickung der Versuchsanlage von 50 l/s. In dieser Phase wies der Ablauf der Nachklärung 2 als Zulauf zur Pulveraktivkohle-Anlage noch eine relativ hohe Konzentration der untersuchten Stoffe auf (Mittelwerte: Diclofenac: 1,1 µg/l, Sulfamethoxazol: 0,52 µg/l, Iopamidol: 2,5 µg/l), da der Anteil an Pulveraktivkohle in der biologischen Stufe zu diesem Zeitpunkt noch vergleichsweise klein war und somit lediglich einen geringen Anteil an der Gesamtelimination der Mikroverunreinigungen hatte. Insbesondere für die als recht gut adsorbierbar geltenden Stoffe Diclofenac und Sulfamethoxazol zeigte sich mit Eliminationsraten von im Mittel 53 und 38 % bereits eine deutliche Wirkung der Adsorptionsstufe. Für das Kontrastmittel Iopamidol lag die Eliminationsrate mit mittleren 11 % erwartungsgemäß signifikant niedriger.

In der zweiten in Bild 6.5 dargestellten Phase wurde ebenfalls Pulveraktivkohle in einer Konzentration von 10 mg/l zugegeben. Die Rezirkulation erfolgte in diesem Fall jedoch dynamisch in Abhängigkeit von der Zulaufmenge. Im Vergleich zur Phase der Inbetriebnahme bedeutete dies eine im Mittel deutlich höhere hydraulische Beschickung der Adsorptionsstufe, was gleichbedeutend mit geringeren Kontaktzeiten ist. In diesem Betriebszustand lag der Aktivkohle-Gehalt im belebten Schlamm der biologischen Stufe etwa bei 8 % bezogen auf den Gesamtfeststoffgehalt, so dass auf Grund der hier stattfindenden Elimination die Konzentrationen im Zulauf zur Adsorptionsstufe niedriger lagen als noch in der Einfahrphase. Die mittlere Elimination in dieser Phase lag bei 30 % für Iopamidol, 51 % für Diclofenac und 42 % für Sulfamethoxazol.

Mit einer weiteren Versuchseinstellung wurde der dynamische Rezirkulationsbetrieb mit einer Zudosierung von 5 mg/l Pulveraktivkohle in den Zulauf der Versuchsanlage untersucht. Der Feststoffanteil an Pulveraktivkohle im Belebungsbecken lag zwischen 3 und 5 %. Die mittlere und minimale sowie maximale frachtbezogene Elimination in der Straße 1, der Straße 2 und der Adsorptionsstufe während dieses Betriebszustandes sind in Bild 6.6 dargestellt.

Es ist zu erkennen, dass die Leitsubstanzen durch die Zugabe der Pulveraktivkohle in unterschiedlichem Maße aus dem Abwasserstrom der Straße 2 entfernt werden, wobei die Eliminationsraten für die Röntgenkontrastmittel 47 % bei der Amidotrizoesäure und 57 % beim Iopamidol betragen. Das Flammschutzmittel TCPP wurde in dieser Phase um rund 60 %, der Korrosionsinhibitor 1-H-Benzotriazol um etwa 70 % und der Komplexbildner EDTA um ca. 75 % reduziert. Die Zulauffracht der Moschusduftstoffe AHTN und HHCb wurde ebenso wie die des endokrin wirkenden Bisphenol A um etwa 90 % verringert. Bei den Therapeutika lagen die Eliminationsraten bei 78 % für Carbamazepin, bei 79 % für Diclofenac und bei 87 % für Metoprolol.

Die Untersuchung auf das Antibiotikum Sulfamethoxazol ergab für die Referenzstraße 1 deutlich höhere Frachten im Ablauf der

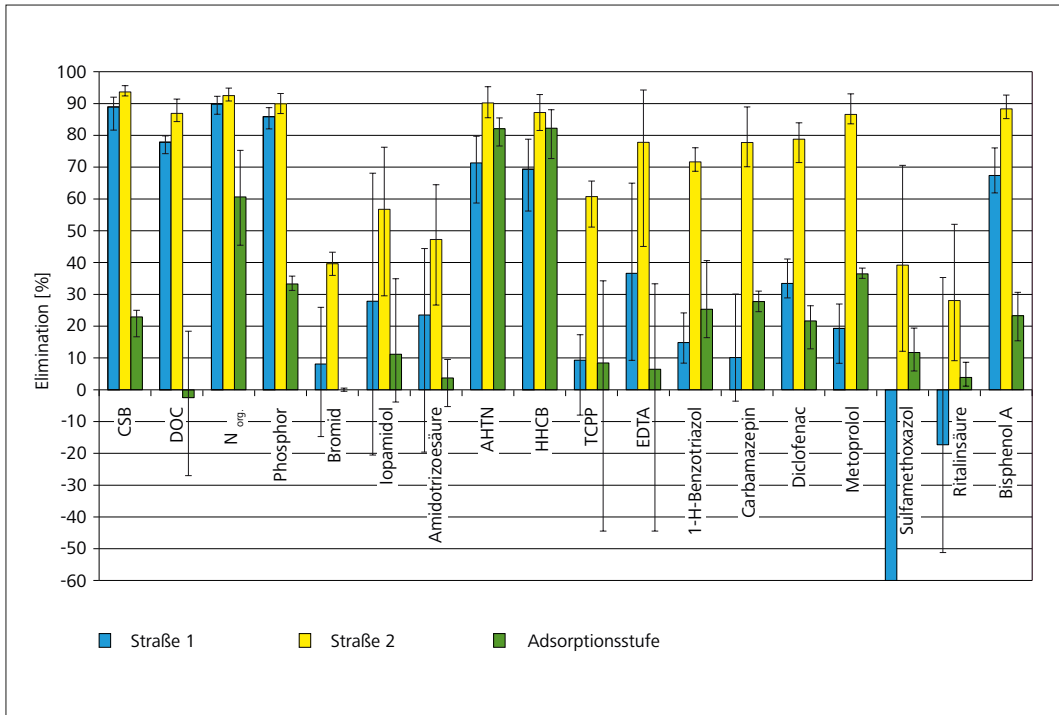


Bild 6.6: Mittlere und extreme frachtbezogene Elimination bei Versuchseinstellung 1 (c Pulveraktivkohle = 5 mg/l, dynamischer Rezirkulationsbetrieb) (n = 4)

Fig. 6.6: Medium and extreme load-specific elimination with the test parameters 1 (c powdered activated carbon = 5 mg/l, dynamic recirculation) (n = 4)

Nachklärung als im Zulauf zur biologischen Stufe. In der Straße 2 war die Eliminationsrate mit knapp 40 % im Vergleich zu den anderen pharmazeutischen Wirkstoffen unterdurchschnittlich. Eine Ursache könnte die Rückbildung von Sulfamethoxazol aus Metaboliten, insbesondere aus N4-Acetylsulfamethoxazol, innerhalb der biologischen Reinigungsstufe darstellen [6.3]. Diese Umwandlungsprozesse können dann zu negativen - bzw. beeinflusst durch die Zugabe von Pulveraktivkohle zu niedrigen - Reinigungsleistungen führen. Erste Untersuchungen, die sowohl den Wirkstoff als auch den Metaboliten erfassten, verstärken diese Annahme. So erhöhte sich beispielsweise an einem Tag die Konzentration an Sulfamethoxazol von 0,88 µg/l im Zulauf zur biologischen Stufe auf 1,1 µg/l im Ablauf der Nachklärung 1. Umgekehrt war am gleichen Tag eine Abnahme des Gehaltes an N4-Acetylsulfamethoxazol von 1,1 µg/l auf <0,05 µg/l festzustellen.

Durch den Einsatz der Pulveraktivkohle lagen die Eliminationsraten in der ersten Betriebsphase in der Straße 2 im Vergleich zur unbeflussten Straße 1 für alle untersuchten Leitsubstanzen höher. Dieser Effekt fiel bei den Röntgenkontrastmitteln mit einer Steigerung der Elimination um etwa 25 bis 30 % geringer aus, als es bei den Industriechemikalien TCP, EDTA und 1-H-Benzotriazol mit um etwa 40 bis 55 % höheren Werten der Fall war. Bei den Moschusduftstoffen lag die Verbesserung der Eliminationsrate bei etwa 25 %, wobei hier die schon relativ hohe Frachtreduktion in der Straße 1 von etwa 70 % zu berücksichtigen ist. Die Eliminationsraten für die pharmazeutischen Wirkstoffe wurden in der Versuchsstraße gegenüber der Referenzstraße um 45 bis 67 % gesteigert. Der Einfluss der Pulveraktivkohle auf die Eliminationsraten zeigt sich anschaulich bei der Betrachtung der Ablauffrachten aus den beiden Straßen, welche in Bild 6.7 dargestellt sind. Es ist zu erken-

nen, dass für die untersuchten Leitsubstanzen der Anteil der Straße 2 an der Gesamtfracht im Kläranlagenablauf zwischen 14 und 41 % liegt.

### Schlussbetrachtung, Ausblick

Das Projekt ist als so genanntes Teilprojekt 6 eingebunden in die Initiative des Umweltministeriums NRW zu einer Reihe von Untersuchungs- und Entwicklungsvorhaben mit dem Themenschwerpunkt „Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren“ (Themenschwerpunkt „Spurenstoffe“). Die Arbeiten werden durch das Umweltministerium NRW finanziell gefördert.

In diesem Teilprojekt sind neben der Anlage in Schwerte, mit der Möglichkeit Ozonierung und/oder Zugabe von Pulveraktivkohle zu kombinieren, auch die Kläranlagen Bad Sassendorf (Lippeverband) und Duisburg-Vierlinden (Wirtschaftsbetriebe Duisburg AÖR) eingebunden. Hierbei handelt es sich jedoch um nachgeschaltete Ozonierungsverfahren. Auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden ist der Ozonierungsstufe eine zusätzliche biologische Stufe (Festbettverfahren) nachgeschaltet, bei der Kläranlage Bad Sassendorf ein Schönungsteich. Von der zusätzlichen biologischen Behandlung nach der Ozonierung wird nach Erfahrungen in der Schweiz er-

[6.3] Goebel, A., Thomsen, A., McArdell, C., Rieger, W.: Occurrence and Sorption Behavior of Sulfonamides, Macrolides and Trimetoprim in Activated Sludge Treatment. *Environ. In: Sci. Technol.* 39/2005, S. 3981-3989



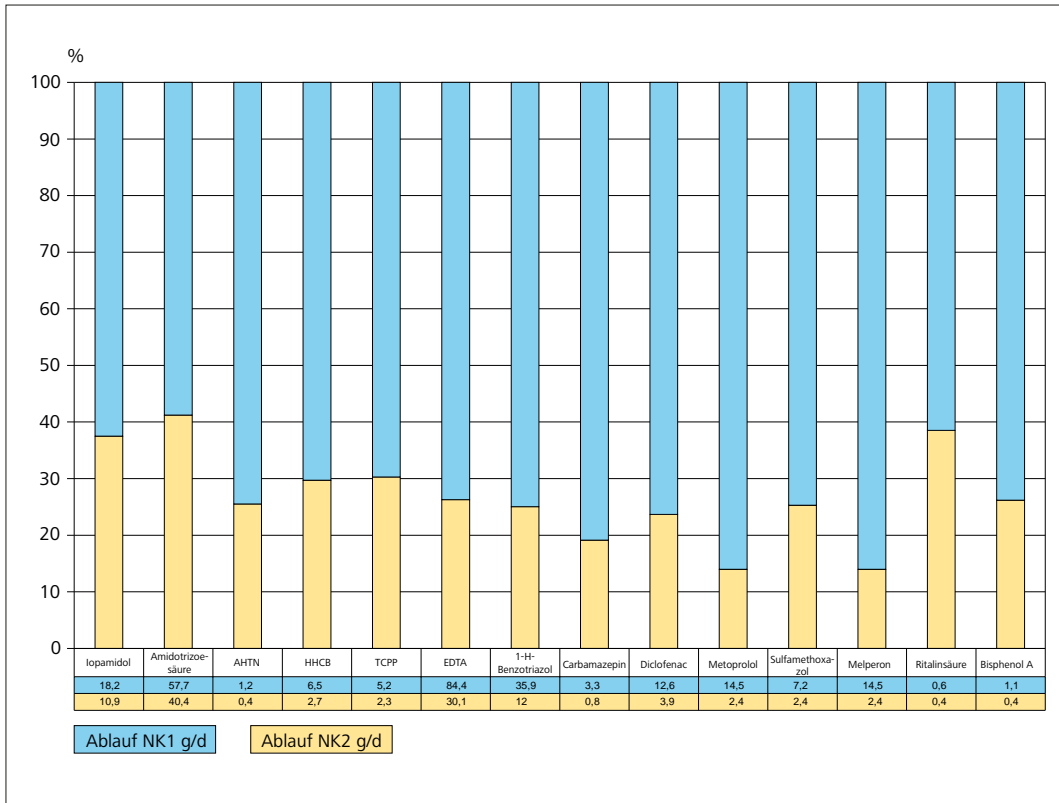


Bild 6.7: Prozentuale Verteilung der mittleren Ablaufrachten bei Versuchseinstellung 1 auf die Nachklärbecken NK 1 (ohne Pulveraktivkohle) und NK 2 (mit Pulveraktivkohle)  
 Fig. 6.7: Percentage distribution of medium outlet loads with test parameters 1 between the secondary sedimentation tanks NK 1 (without powdered activated carbon) and NK 2 (with powdered activated carbon)

wartet, dass Reaktionsprodukte aus der Ozonierung, die hinsichtlich ihrer toxischen Wirkung ggf. kritisch sein könnten, weiter eliminiert werden. Auf der Kläranlage Schwerte ist diese Wirkung durch die Rückführung des ozonierten Abwassers in das Belebtschlammssystem beim Rezirkulationsbetrieb zu erwarten.

dene weitere Versuchseinstellungen durchgeführt. Dazu gehören neben einer Pulveraktivkohle-Zugabe mit höheren Dosierungen insbesondere die Kombination Pulveraktivkohle- und Ozondosierung sowie die alleinige Ozonierung.

Dieses Teilprojekt mit den drei großtechnischen Versuchsanlagen liefert zusätzliche Informationen und Untersuchungsmöglichkeiten zu weiteren Teilprojekten im Themenschwerpunkt, insbesondere zur Frage der Metaboliten- oder Transformationsprodukte bei der Ozonierung, zum zusätzlichen Energiebedarf weitergehender Verfahren, zum wirtschaftlichen Nutzen etc. Das Projekt wird durch eine Arbeitsgemeinschaft verschiedener Institutionen durchgeführt. Hierzu gehören neben den Anlagenbetreibern die RWTH Aachen mit dem Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA) und der Aachener Verfahrenstechnik (AVT), die Ruhr-Universität Bochum (RUB) mit dem Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik und der Abteilung für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin, der Lehrstuhl für Umwelttechnik der TU Dortmund, das Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (ISAH), das Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA) an der Universität Duisburg-Essen sowie die Grontmij GmbH Köln. Die Analysen der Mikroverunreinigungen werden gemeinsam vom IUTA Duisburg, dem Umweltanalytischen Laboratorium des ISA Aachen und dem Kooperationslabor Ruhrverband-Emschergerossenschaft/Lippeverband Essen durchgeführt. Im Jahr 2011 werden auf der Kläranlage Schwerte verschie-

## 7 *Elodea*-Vorkommen in den Ruhrstauseen im Jahr 2010

Seit 2000 kommt es in den Ruhrstauseen immer wieder zu Massenentwicklungen der aus Nordamerika stammenden Wasserpestart *Elodea nuttallii*. Diese wirken optisch unattraktiv, behindern die Wassersportnutzung und können auch zeitweise die Wasserkraftgewinnung beeinträchtigen. Waren zunächst zusammenhängende *Elodea*-Bestände auf den Harkortsee beschränkt, betrafen sie ab 2001 die flussabwärts gelegenen Hengsteysee und Kemnader See, seit 2008 auch den Baldeneysee. In einem dreijährigen, durch das damalige MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) des Landes NRW geförderten Forschungsvorhaben untersuchte der Ruhrverband zwischen 2004 und 2007 intensiv die Ursachen für das plötzliche Auftreten der ausgedehnten *Elodea*-Bestände und welche Möglichkeiten bestehen, diese unerwünschten Entwicklungen einzudämmen [7.1], [7.2], [7.3].

Ergebnis dieser Studie war, dass die Zusammenhänge und Interaktionen zwischen den abiotischen Faktoren im Gewässer und der Biozönose aus *Elodea* sowie den anderen Tier- und Pflanzenarten

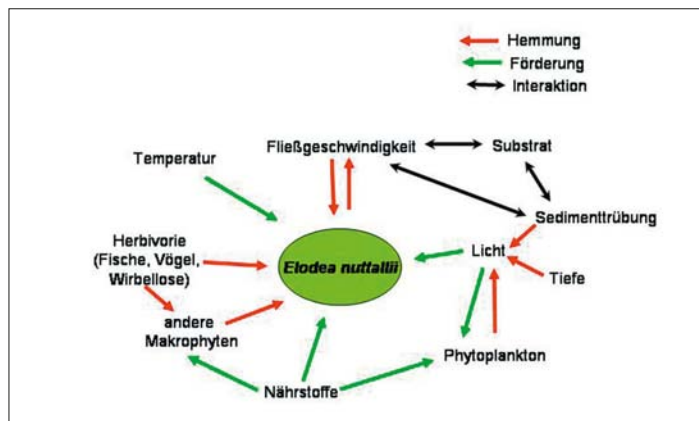


Bild 7.1: Einfluss von Umweltfaktoren auf die Bestandsentwicklung von *Elodea nuttallii* (Schema verändert nach [7.4])

Fig. 7.1: Impact of environmental factors on the development of *Elodea nuttallii* (schematic plan changed according to [7.4])

hoch komplex sind und sich nicht einfach monokausal erklären lassen (Bild 7.1).

Die Ruhrstauseen als durchflossene nährstoffreiche Flachseen können daher in Abhängigkeit von den vor allem im Frühjahr wirkenden Umfeldfaktoren auch ohne weitere menschliche Beeinflussung sowohl in einem Makrophyten-dominierten als auch in einem Phytoplankton-dominierten Zustand vorkommen. Diese Dominanzen sind jedoch nicht stabil, sondern können von Jahr zu Jahr wechseln oder in seltenen Fällen auch einen Interimszustand einnehmen, in dem keine der beiden Primärproduzenten-Gemeinschaften dominiert. Dieser Zustand zeigte sich 2010.

### Bestandsentwicklung von *Elodea nuttallii* in den oberen Ruhrstauseen seit 2001

Exemplarisch für die Situation in den oberen drei Ruhrstauseen Hengsteysee, Harkortsee und Kemnader See wird die Situation im Kemnader See im Nachfolgenden genauer beschrieben und interpretiert. Die Bestandsentwicklung in den anderen beiden Seen verlief im betrachteten Zeitraum mit gleichen Tendenzen. Als Ruhrstausee, der 1979 allein zum Zweck der Freizeitnutzung errichtet wurde, ist der Kemnader See hinsichtlich seiner Nutzbarkeit für Freizeit und Naherholung für die Region von besonderer Bedeutung. Bild 7.2 zeigt die Ausdehnung der *Elodea*-Bestände in diesem See in den Jahren 2001 bis 2010. Dargestellt ist die jeweils maximale Ausdehnung, die über Satellitenauswertung und über Luftbilder von speziell hierfür durchgeführten Überfliegungen sowie über Vor-Ort-Kartierungen ermittelt wurde. Für das Jahr 2003 liegen zwar dokumentierte Sichtbeobachtungen und Beschrei-

[7.1] Ruhrverband: Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW, Essen 2008

[7.2] Ruhrverband: Untersuchungen zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen in den Ruhrstauseen und Gegenmaßnahmen. Broschüre (Kurzfassung) des Abschlussberichts zum Forschungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes NRW, Essen 2009

[7.3] Ruhrverband: *Elodea*-Vorkommen in den Ruhrstauseen. In: Ruhrgütebericht 2008, Essen, S. 86-95

[7.4] v.d. Weyer, K.: Vegetationskundliches Monitoring im Hengsteysee, Harkortsee, Kemnader See und Baldeneysee unter besonderer Berücksichtigung der Wasserpest-Arten *Elodea canadensis* und *Elodea nuttallii*. Unveröffentlichter Ergebnisbericht im Auftrag des Ruhrverbands, 2002

#### Das Wachstum von *Elodea* fördern:

- stehendes oder nur sehr langsam fließendes Wasser ohne Turbulenzen
- klares Wasser mit ausreichendem Lichteinfall
- mäßige Wassertemperaturen
- ausreichende Nährstoffkonzentration im Wasser und in den Sedimenten
- fehlende Raumkonkurrenz mit anderen Makrophyten

#### Das Wachstum von *Elodea* hemmen:

- erhöhte Fließgeschwindigkeiten mit Sedimentumlagerung v.a. im Frühjahr
- fehlendes Licht durch suspendierte Sedimente oder hohe Phytoplanktondichten
- niedrige Wassertemperaturen v.a. im Frühjahr
- Fraßdruck durch pflanzenfressende Fische, Vögel oder Wirbellose
- Nährstoff- und Raumkonkurrenz mit anderen Makrophyten

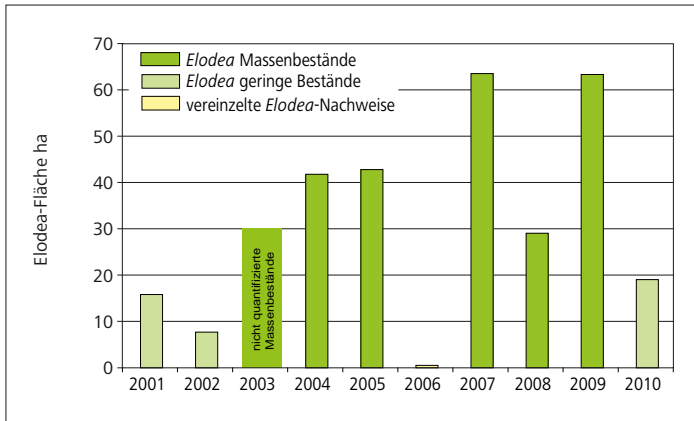


Bild 7.2: Bestandsflächen von *Elodea nuttallii* im Kemnader See in den Jahren 2001 bis 2010 (Daten auf Basis von Satelliten- und Luftbildauswertungen sowie Vor-Ort-Kartierung, 2008 Bestände durch Mahd reduziert)

Fig. 7.2: Surfaces covered with *Elodea nuttallii* at Lake Kemnade in the years 2001 to 2010 (data based on the evaluation of satellite and aerial photographs as well as on-site mapping, *Elodea* reduced through mowing in 2008)

bungen der Massenbestände von *Elodea nuttallii* vor [7.5], die bewachsene Fläche kann jedoch auf Basis dieser Daten nicht quantifiziert werden.

In dem betrachteten Zeitraum fällt vor allem das Jahr 2006 heraus, da in diesem Jahr *Elodea* zwar vereinzelt nachgewiesen werden konnte, jedoch nur niederwüchsig und ohne die in den anderen Jahren üblichen Dichten zu erreichen. In den Zeiten mit typischen Massenbeständen sind dagegen mit Flächen zwischen 40 und 64 ha zeitweise mehr als 50 % des Kemnader Sees mit *Elodea nuttallii* bewachsen.

Davon abweichend zeigen sich die Jahre 2001, 2002 und 2010, in denen die Wasserpflanzen inselhaft, ohne einen zusammenhän-

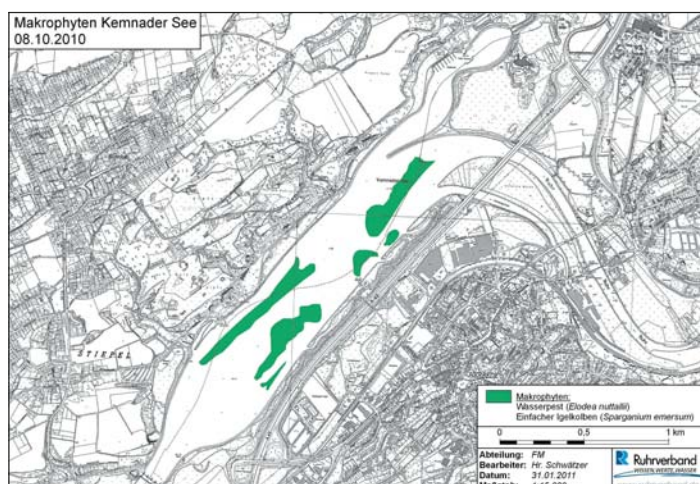


Bild 7.3: Makrophytenbestände im Kemnader See 2010 – Luftbildauswertung der Überfliegung vom 8. Oktober 2010

Fig. 7.3: Macrophyte abundance in Lake Kemnade 2010 – evaluation of aerial photographs taken on October 8, 2010

genden geschlossen Bestand zu bilden, erst spät im Sommer die Wasseroberfläche erreichten (Bild 7.3). Daher waren 2010 gravierende Beeinträchtigungen der Wassersportnutzung wie in den Jahren zuvor nicht gegeben, und auch auf eine Mahd konnte verzichtet werden.

Auf der Suche nach Erklärungsansätzen, welche Ursachen für die unterschiedliche Intensität der *Elodea*-Verkrautung verantwortlich sind, werden die in den Jahren 2001 bis 2010 herrschenden abiotischen Faktoren ausgewertet und auf ihre Übereinstimmung mit der beobachteten *Elodea*-Bestandsgröße geprüft. Basierend auf den für die Bestandsentwicklung relevanten Faktoren (Bild 7.1) wurden die im Frühjahr herrschenden abiotischen Verhältnisse (Wassertemperatur, Licht (Solarstrahlung bzw. Trübung), Strömungsgeschwindigkeit und die Verfügbarkeit von P als Nährstoff) zu dem Ausmaß der *Elodea*-Bestände in Relation gesetzt und als Ergebnis in einer Matrix dargestellt (Tabelle 7.1).

Die Tabelle macht deutlich, dass kein abiotischer Faktor allein in der Lage ist zu erklären, wann es zu Massenentwicklungen von *Elodea nuttallii*, wann es zu geringen Beständen und wann es nur zu niederwüchsigen Einzelfunden dieser Makrophytenart kommt.

Im Jahr 2006 kam eine Vielzahl der für das Wachstum von *Elodea* hinderlichen Lebensraumbedingungen zeitgleich im Frühjahr zusammen und verhinderte damit eine Bestandsentwicklung. Komplexer stellt sich die Situation für die Jahre 2001, 2002 und 2010 dar. Ohne dass in diesen Jahren jeder einzelne Umfeldfaktor so deutlich von den Vorjahren abweicht, wie dies 2006 der Fall war, kann nur durch eine synergistische Wirkung mehrerer Faktoren für diese Jahre das eingeschränkte *Elodea*-Wachstum erklärt werden.

Erhöhte Abflüsse zum Beginn der Vegetationsperioden spülen einen Teil der aus dem Vorjahr stammenden, im Sediment verbliebenen Makrophytenfragmente aus bzw. diese werden durch den Sedimenttransport übersandet. Dies konnte z.B. auch bei Tauchuntersuchungen im Frühjahr 2010 bestätigt werden (Bild 7.4: übersandete Makrophytenfragmente im Baldeneysee im April



Bild 7.4: Übersandete Makrophytenfragmente im Baldeneysee im April 2010 (Foto: van de Weyer)

Fig. 7.4: Macrophyte fragments after sand accretion in Lake Baldeney in April 2010 (photo: van de Weyer)

Tabelle 7.1: Matrix theoretisch relevanter abiotischer Umfeldfaktoren für die Bildung von Elodea-Massenbeständen im Kemnader See (WT: Wassertemperatur; Sol. Solarstrahlung)

Table 7.1: Matrix of theoretically relevant abiotic environmental factors for the development of Elodea abundance in Lake Kemnade (WT: water temperature; Sol.: solar radiation)

	Umfeldfaktoren												
	max. Abfluss (März-April)	mittl. Abfluss (März-April)	mittl. WT (März-April)	Summe. WT (März-April)	mittl. Trübung (März-Mai)	max. Trübung (März-Mai)	mittl. Trübung (Juni/Juli)	mittl. Chl-a (März-Mai)	max. Chl-a (März-Mai)	mittl. Chl-a (Juni/Juli)	mittl. Sol. (März-Mai)	mittl. o-PO <sub>4</sub> -P (März-Mai)	mittl. ges-P (März-Mai)
2001	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-	-
2002	x	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-
2003	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-	-
2004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2006	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x	-	-	-
2007	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2008	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
2009	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-
2010	x	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-	-	-

**Legende**

- Elodea-Massenbestände, x der Wert des Umfeldfaktors weicht deutlich von den Bedingungen aller anderer Jahre im Betrachtungszeitraum ab
- vereinzelte Elodea-Nachweise, - der Wert des Umfeldfaktors weicht nicht deutlich von den Bedingungen der anderen Jahre ab
- geringe Elodea-Bestände x der Wert weicht nur im Vergleich zu den nächstgelegenen Vorjahren erkennbar ab

2010). Hierdurch wird die Startphase des Pflanzenwachstums verzögert. Bild 7.5 zeigt deutlich die in den Jahren 2002, 2006 und 2010 erhöhten Abflussspitzen im Vergleich zu Jahren mit Massentwicklung. Sind – wie im Jahr 2007 – zwar die Abflussspitzen im Frühjahr erhöht, die Wassertemperaturen in Summe jedoch

ebenfalls erhöht (Bild 7.6), so ist *Elodea* in der Lage, die hydraulisch bedingte Verzögerung des Wachstumsbeginns durch beschleunigtes Wachstum wieder aufzuholen und Massenbestände auszubilden. Sind andererseits jedoch die Wassertemperaturen gering oder verhindert eine erhöhte Trübung (Bild 7.7), dass genügend Licht bis zu den noch niederwüchsigen *Elodea*-Pflanzen gelangt, so verzögert sich die Wachstumsphase weiter und die Wasserpflanzen erreichen verzögert oder gar nicht die Wasseroberfläche.

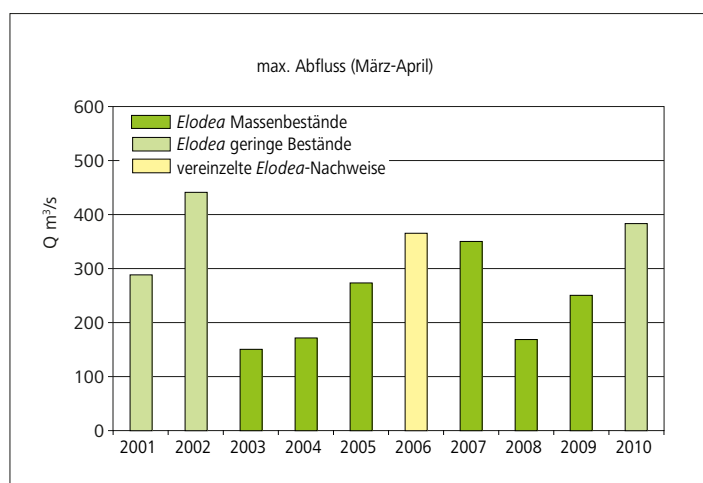


Bild 7.5: Maximaler Abfluss (Tagesmittelwerte) im Zeitraum März bis April am Pegel Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2010 mit Zuordnung zu der entsprechenden Elodea-Bestandssituation

Fig. 7.5: Maximum discharge (daily averages) during March and April at the gauging station Hattingen (downstream of Lake Kemnade) in the years 2001 to 2010 in relation to the respective Elodea abundance

Die in der Frühjahrszeit nicht für das Makrophytenwachstum genutzten Nährstoffe, vor allem Phosphor, können dann zur Ausbildung größerer Phytoplankton-Dichten genutzt werden. Daher war im Zeitraum Juni bis Juli 2010 unterhalb des Kemnader Sees die Chlorophyll-a-Konzentration mit im Mittel 15,3 µg/l mehr als doppelt so hoch wie im selben Zeitraum der beiden Vorjahre (Mittelwert der Chlorophyll-a Konzentration Juni - Juli unterhalb Kemnader See: 2008: 6,4 µg/l; 2009: 3,9 µg/l) und indizierte damit die fehlende Nährstoffkonkurrenz durch das Makrophytenwachstum. Die jedoch im Frühjahr 2010 – vergleichbar zu den Vorjahren – relative niedrigen ortho-Phosphorkonzentrationen (Bild 7.8) als Maß für den pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalt verhinderten, dass sich das Phytoplankton trotz erkennbarer Zunahme im Chlorophyll-a-Gehalt im Sommer so stark vermehrte, dass die Ruhrstau-

[7.5] Ruhrverband: Plankton- und Makrophytenuntersuchungen in der Ruhr. In: Ruhrgütebericht 2003, Essen, S. 34-44

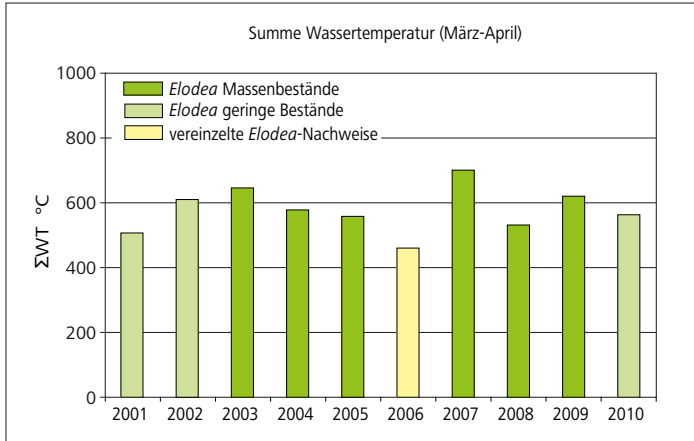


Bild 7.6: Summe der Tagesmitteltemperaturen des Zeitraums März bis April an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2010 mit Zuordnung zu der entsprechenden Elodea-Bestandssituation

Fig. 7.6: Sum of daily average temperatures during March and April at the gauging station Hattingen (downstream of Lake Kemnade) in the years 2001 to 2010 in relation to the respective Elodea abundance

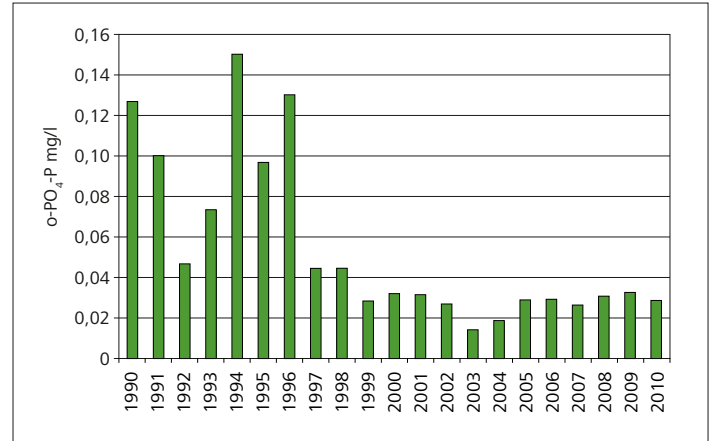


Bild 7.8: Mittelwert der o-PO<sub>4</sub>-P-Konzentrationen des Zeitraums März bis Mai in den Jahren 1990 bis 2010 in Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise)

Fig. 7.8: Average of o-PO<sub>4</sub>-P concentrations from March to May in the years 1990 to 2010 at Essen-Rellinghausen (Zornige Ameise)

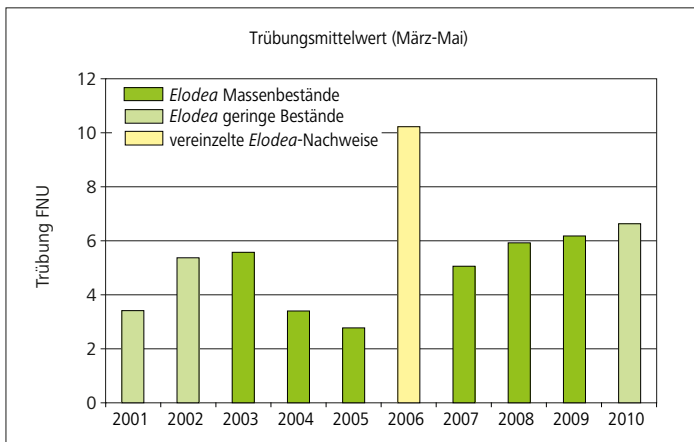


Bild 7.7: Trübungsmittelwerte des Zeitraums März bis Mai an der Messstation Hattingen (= unterhalb Kemnader See) in den Jahren 2001 bis 2010 mit Zuordnung zu der entsprechenden Elodea-Bestandssituation

Fig. 7.7: Turbidity averages from March to May at the gauging station Hattingen (downstream of Lake Kemnade) in the years 2001 to 2010 in relation to the respective Elodea abundance

seen wieder in den Phytoplankton-dominierten Zustand der Zeit vor 2000 wechselten. Damit bildete sich 2010 eine Art „Interimszustand“ aus, in dem weder die Makrophyten noch das Phytoplankton dominierten, sondern beide Produzenten-Gruppen innerhalb eines Jahres zeitlich nacheinander folgend gedämpfte Maxima erreichten. Bild 7.9 gibt den zeitlichen Verlauf der Phytoplankton- und Makrophytenentwicklung in den drei verschiedenen Ausprägungsformen schematisch wieder.

Wird versucht, das Ausmaß der *Elodea*-Verkrautung monokausal über die Faktoren maximaler Frühjahrsabfluss, Wassertemperatur oder Trübung zu erklären (Bilder 7.5, 7.6, 7.7), so zeigen sich zwar erste Tendenzen, aber das Phänomen kann nicht in sich schlüssig erklärt werden.

Eine deutlich höhere Erklärungssicherheit liefert eine bivariate Auswertung, die die synergistische Wirkung zweier Umweltfaktoren berücksichtigt. In Bild 7.10 sind die beiden Faktoren „maximaler Tagesabfluss“ und „Summe der Wassertemperaturen“ in dem für die Wachstumsstartphase relevanten Zeitfenster März bis April in ihrem relativen Verhältnis zueinander für den Zeitraum 2001 bis

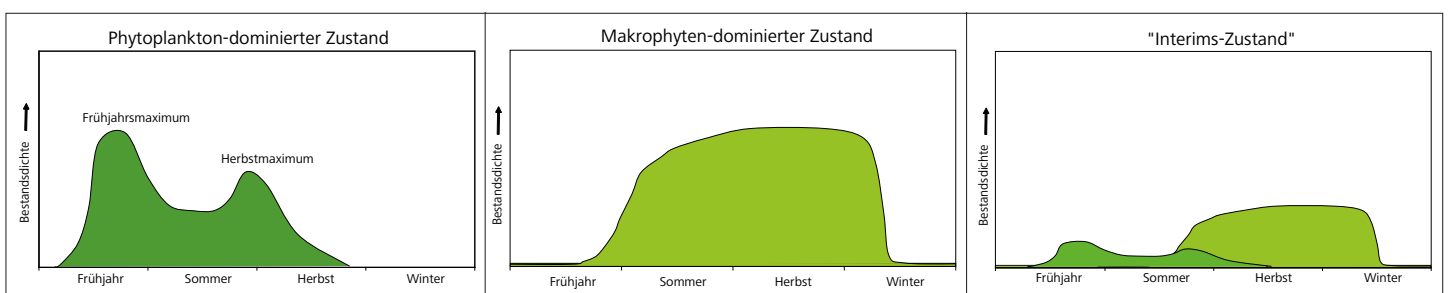


Bild 7.9: Schematische Darstellung der Bestandsdichten der Primärproduzenten, a: im Phytoplankton-dominierten Zustand, b: im Makrophyten-dominierten Zustand, c: im „Interimszustand“

Fig. 7.9: Schematic presentation of the density of primary producers, a: during a phytoplankton-dominated state, b: during a macrophyte-dominated stage, c: during an interim stage