

*Die Eigenheiten urbaner Gewässer sind in dem Bewusstsein der Menschen im Ruhrgebiet stärker verwurzelt als die Schönheit der wenigen noch verbliebenen Gewässer-Relikte. Außer naturfremden „Vorflutern“ sind in fast allen Städten – meist in den Parkanlagen und landwirtschaftlich genutzten Flächen – weitaus weniger überformte Wasserläufe erhalten. Nur partiell abwasserbelastet, nicht oder nur teilweise ausgebaut, haben diese „Stadtbäche“ zum Erhalt einer zumindest als „Grundausrüstung natürlicher Bäche“ zu bezeichnenden Tier- und Pflanzenwelt beigetragen. Sie stellen Wanderwege für Pflanzen und Tiere dar, über die sich ihre Lebenswelt „auffrischt“ und weiterentwickelt.*

# Das Adersystem

## Flüsse und Bäche im Ruhrgebiet

Von Petra Podraza, Helmut Schuhmacher und Mario Sommerhäuser

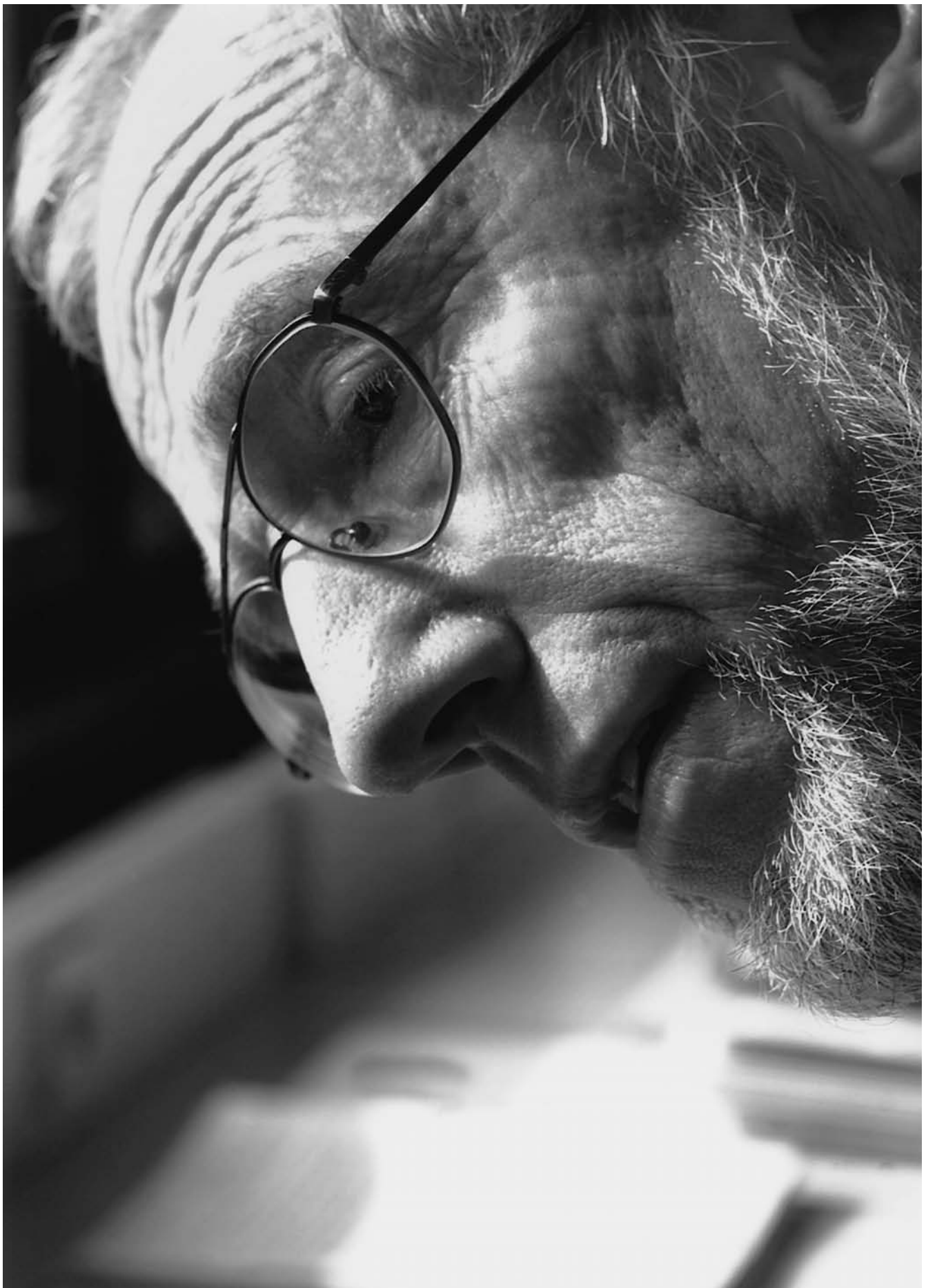
**F**ließgewässer, das heißt Bäche und Flüsse, werden zu Recht als das Adersystem der Landschaft bezeichnet. Dieses Bild trifft für das Ruhrgebiet in besonderem Maße zu, denn hier kann man sogar zwischen Arterien- und Venensystem unterscheiden. Die Ruhr fungiert als Arterie und die Emscher als Vene des Reviers. Konsequenterweise sollte es Ruhr-Emscher-Gebiet heißen, und zwar mit der Betonung auf dem zweiten Namen, denn der weit überwiegende Industrie- und Siedlungsraum liegt im Einzugsgebiet der Emscher. Es waren zunehmende hygienische und wasserwirtschaftliche Kalamitäten im Zuge des Wildwuchses industrieller Ansiedlungen (Kohlezechen, Hüttenwerke und zugehörige Arbeitersiedlungen) zwischen Dortmund und Duisburg, die an der Wende des 19. zum 20. Jahrhundert schließlich ein im Nachhin-

ein frappierend einfaches, überregionales Konzept erzwangen: die beiden Flusssysteme wurden arbeitsteilig zur Ver- und Entsorgung des wachsenden Industrie- und Ballungsraumes herangezogen.

Die Ruhr erhielt die Aufgabe, den steigenden Bedarf an Brauch- und Trinkwasser zu stillen. Hierzu war nur die Ruhr in der Lage mit ihrem großen, niederschlagsreichen Einzugsgebiet im Sauerland. Um einen hinreichenden Abfluss ins Ruhrgebiet auch während regenarmer Perioden zu sichern und um Hochwasserwellen abzupuffern, wurden zudem mehrere Talsperren errichtet.

Der Emscher mit ihren Seitenbächen wurde hingegen die gesamte Abwasserentsorgung aufgebürdet. Das kleine Flüsschen war von Natur aus zunächst gar nicht in der Lage, ein Mehrfaches seines eigenen

Abflusses aufzunehmen. Denn bei einem Gefälle von weniger als einem Prozent schlängelte sich die Emscher in einer weiten, bei Regenwetter überschwemmten Niederung dem Rhein entgegen. Eine Begradigung und Verkürzung der Lauflänge um 22 Prozent und die zweimalige Verlegung der Mündung nach Norden (von Duisburg nach Dinslaken) waren erforderlich, um das notwendige Gefälle für einen zügigen Abfluss zum Rhein zu erreichen.<sup>1</sup> Einen entsprechenden Ausbau erfuhren auch die Seitenbäche der Emscher. Eine Abwasserreinigung erfolgte zunächst nur am Ende der Sammelstrecke. Aber auch heute noch – nach dem Bau und der Inbetriebnahme weiterer Kläranlagen durchläuft die gesamte Emscher vor der Einmündung in den Rhein bei Dinslaken die größte Kläranlage Europas.



Helmut Schuhmacher. Foto: André Zieck

Die oberflächliche Ableitung von Abwasser in glatt ausgebauten Gerinnen war im Revier auch dann noch eine Notwendigkeit, als in anderen Städten das Kanalsystem längst unterirdisch verlegt worden war. Die Bergsenkungen als Folge des Kohleabbaus erforderten eine ständige Inspektion und Nachbesserung der Gerinnebetten. Über 40 Prozent des Einzugsgebietes der Emscher sind zu Polderflächen abgesunken; d. h. das Gelände liegt unter dem Niveau der Emscher, die in einem künstlich erhöhten Deichkorsett zum Rhein geleitet wird. Die die Polderflächen entwässernden Nebenbäche können nur über ein Pumpwerk in die Emscher münden. Ein Abschalten der Pumpen würde die Städte zwischen Dinslaken und Castrop-Rauxel in ein Groß-Venedig verwandeln.

Abgesehen von den bergbaubedingten hydrologischen Besonderheiten leiden die Flüsse und Bäche des Ruhrgebietes an den morphologischen, hydraulischen und ökologischen Beeinträchtigungen, die für urbane Gewässer typisch sind.<sup>2</sup> Sie werden nachstehend näher beschrieben. Eine besondere Chance für eine ökologische Verbesserung ergibt sich jetzt allerdings aus dem Umstand, dass nach der Nordwanderung des Bergbaus die Senkungen im eigentlichen Revier zum Stillstand gekommen sind. Das Abwasser muss nicht mehr ober-

flächlich abgeführt werden, sondern wird in einem eigenen Kanalsystem den zentralen Kläranlagen zugeführt werden. Die ehemaligen „Köttelbecken“ können von ihrem Regelprofil und ihren Betonschalen befreit und nach ökologischen Gesichtspunkten zurückgebaut werden. Platz ist – mehr als in anderen Städten – vorhanden, da die Gerinne aus hygienischen und Unfallsicherheitsgründen in der Regel von einem Sperrstreifen begleitet sind. Wissenschaftlich begründete Leitbilder für die verschiedenen Bäche und Flüsse des Reviers sind von uns erarbeitet worden; die hieran orientierten Entwicklungsziele umzusetzen wird die limnologische und wasserbauliche Herausforderung der nächsten Jahre sein.

### Klassifizierung urbaner Fließgewässer

Gewässerökologisch werden Fließgewässer regional und längszonal klassifiziert. Die regionale Bachtypologie beschreibt den potenziell natürlichen Zustand der Fließgewässer in einer Fließgewässerlandschaft, der geprägt wird durch die Höhenlage, Geologie, Pedologie, das Gefälle und die Hydrologie sowie durch die sich unter diesen Bedingungen entwickelnden speziellen, angepassten Lebensgemeinschaften.<sup>3</sup> Urbane Fließgewässer können somit jedem natürlichen Gewässertyp

angehören und stellen meist eine spezielle Akkumulation anthropogener Einflussfaktoren dar.

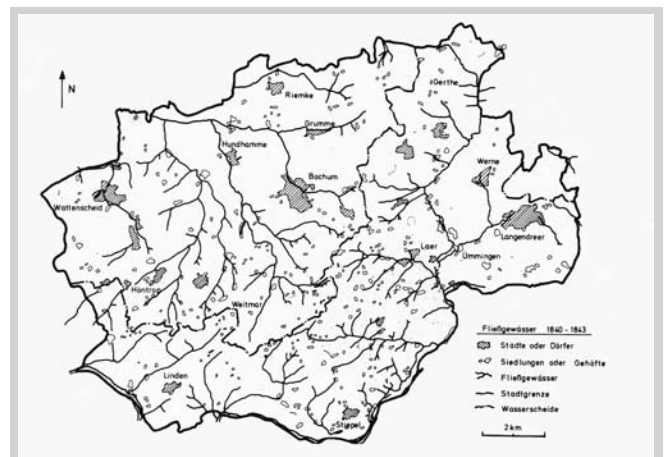
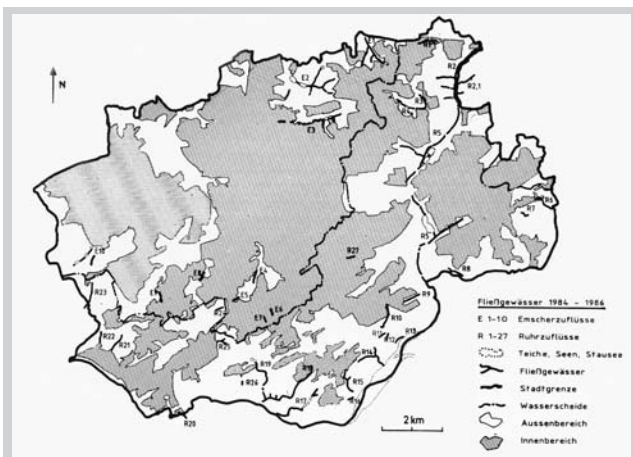
Längszonal untergliedern sich Fließgewässer in Quellen und Quellrinnsale (Krenal), Bäche (Rhithral) und Flüsse (Potamal). Ballungsgebiete können damit auch alle längszonalen Abschnitte von Fließgewässern betreffen.

Bei größeren Gewässern sind die Auswirkungen der Ballungsräume zumeist auf morphologische Veränderungen beschränkt. Diese dienen z. B. dem Hochwasserschutz, der Ufersicherung oder dem Ausbau zu Hafenanlagen. Wasserqualität und Abflussregime werden dagegen in erster Linie durch das oberliegende Einzugsgebiet geprägt.

Bei allen anderen Fließgewässern müssen grundsätzlich zwei Situationen unterschieden werden:

- siedlungstangierte Fließgewässer und
- siedlungsdominierte Fließgewässer.

Siedlungstangierte Fließgewässer befinden sich im Randbereich von Siedlungsgebieten oder durchschneiden diese nur kurz, um danach in der freien Landschaft weiter zu verlaufen. Ihr Abflussverhalten und die Wasserqualität wird nicht oder nur geringfügig durch die Siedlungslage beeinflusst, die Morphologie ist jedoch dem geringen Platzangebot und dem Sicherheitsbedürfnis der Anwohner entsprechend meist begradigt, befestigt und tiefer gelegt.



(1) Vergleich des Fließgewässernetzes der Stadt Bochum um 1840-1843 mit der Situation 1984-1986.  
Quelle: Thiesmeier et al. 1988

Trotzdem unterscheidet sich die aquatische Fauna in der Regel kaum von der Besiedlung der oberhalb und unterhalb in der freien Landschaft verlaufenden Gewässerabschnitte. Ungünstige Umfeldstrukturen werden durch konstante Eindrift und Aufwanderung im Gewässer selbst ausgeglichen. Grundvoraussetzung hierfür ist jedoch eine Durchgängigkeit des Gewässers und eine naturnahe, unbefestigte Gewässersohle.

Siedlungsdominierte Fließgewässer werden in ihren morphologischen, chemischen und hydraulischen Eigenschaften durch die Lage im Ballungsraum und die damit verbundenen Nutzungen geprägt. Die Besiedlung dieser Fließgewässer unterscheidet sich in der Regel deutlich von der der Gewässer der freien Landschaft. Meist sind die Benthogemeinschaften artenarm und werden dominiert von Ubiquisten („Allerweltsarten“) bzw. Generalisten ohne spezielle Lebensraumanprüche.<sup>4</sup> Der Grad der Abweichung der Besiedlung von naturnahen Bedingungen hängt ab von dem Ausmaß und der Frequenz anthropogener Störungen sowie von dem Wiederbesiedlungspotenzial.<sup>5</sup> Die weiteren Kapitel betreffen vor allem die Situation in den siedlungsdominierten Gewässern.

### Reduktion der Fließlänge

Vor allem der Bedarf an Siedlungsfläche führte dazu, dass eine Vielzahl von Gewässern in ihrem Lauf verkürzt und begradigt oder sogar zugeschüttet, verrohrt und überbaut wurde. Die Entwicklung

	1840-1843	1984-1986	Rückgang (%)
<b>Gewässer 1. Formation</b>	157	45	71
<b>Gewässer 2. Formation</b>	39	5	87
<b>Gewässer 3. Formation</b>	10	2	80
<b>Emscherzuflüsse</b>	ca. 75 km	ca. 13 km	83
<b>Ruhrzuflüsse</b>	ca. 86 km	ca. 28 km	67

(2) Vergleich des Fließgewässernetzes der Stadt Bochum um 1840-1843 mit der Situation 1984-1986.

Quelle: verändert nach Thiesmeier et al. 1988

des Fließgewässernetzes von der vorindustriellen Zeit bis heute verdeutlicht die Abbildung 1 am Beispiel der Stadt Bochum.<sup>6</sup>

Abbildung 2 zeigt, dass von dem dramatischen Rückgang der Anzahl von Gewässern sowohl kleine als auch große Gewässer betroffen sind. Bezogen auf die Einzugsgebiete ist der Verlust an Fließstrecke im Emschereinzugsgebiet größer als in dem der Ruhr.

### Qualitätskomponente „Wasserhaushalt“

Anthropogene Nutzungen beeinflussen im Ruhrgebiet in vielfältiger Weise den Wasserhaushalt.

### Veränderung der natürlichen Niedrigwassersituation

Das Niedrigwasserregime der Ruhr wird in nachhaltiger Weise durch die Wasserstandsaufrhöhung aus den 14 Talsperren und den Rückhalt in fünf Flusstaueen beeinflusst. Abbildung 3 zeigt einen Vergleich des gesteuerten, durch Niedrigwasseraufrhöhung und Hochwasserrück-

halt beeinflussten Abfluss zu einem theoretischen, unbewirtschafteten Abfluss.

Trinkwasser- und Brauchwasserbedarf im gesamten Ruhrgebiet machen diese massive Bewirtschaftung notwendig:

- Einwohner im Ruhreinzugsgebiet: 2,2 Mio.
- Einwohner im Versorgungsgebiet mit Ruhrwasser: 5,2 Mio.
- Jährlicher Wasserverbrauch (Haushalte, Industrie): ca. 600 Millionen Kubikmeter, davon Wasserexport in andere Einzugsgebiete (Emscher-, Lippe-, Wupper- und Emseinzugsgebiet): ca. 300 Millionen Kubikmeter.

Ungesteuert würde die Entnahme den Trockenwetterabfluss der Ruhr in einem solchen Maße verändern, dass nicht nur die Zeit ökologisch kritischer Niedrigwassersituationen verlängert würde, sondern der Fluss sogar abschnittsweise trocken fallen könnte.

Für die kleinen Zuflüsse sowie für die Emscher führt die Versiegelung des Einzugsgebietes zu einer verringerten Grundwasserneubildungsrate, wodurch sich der Niedrigwasserabfluss im Extremfall

	NQ Winter	NQ Sommer	MQ Jahr	größter Tagesmittelwert Winter	größter Tagesmittelwert Sommer
<b>Gemessener Abfluss (m³/s)</b>	19,0	7,73	36,2	274	20,0
<b>Unbeeinflusster Abfluss (m³/s)</b>	22,0	0,85	36,7	328	23,1

(3) Geringste, mittlere und größte Tagesmittelwerte am Pegel Mülheim für das Abflussjahr 1999.

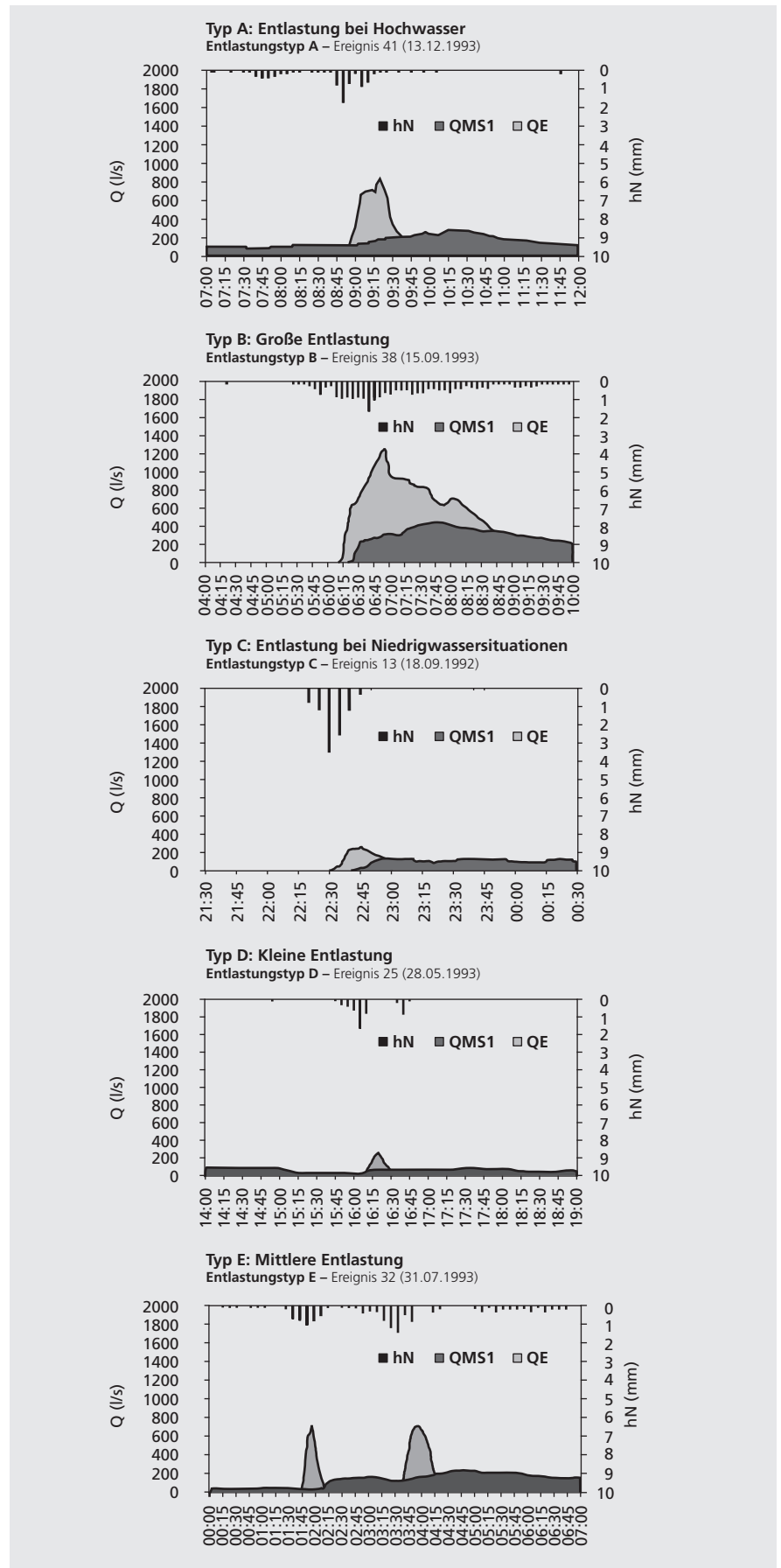
Quelle: Ruhrverband 1999

bis zum lokalen Trockenfallen des Gewässers reduzieren kann. Ein Umdenken, größere Anteile des Niederschlages an Ort und Stelle versickern zu lassen, hat eingesetzt,<sup>7</sup> wenn auch die versiegelten Flächen trotz sinkender Bevölkerungszahl im Ruhrgebiet noch weiter zunehmen.

Auswirkungen sind die Veränderung des natürlichen hydraulischen Regimes und des Sedimenttransportes, die Kolmatierung (Verstopfung und Verfestigung des Lückenraumes) des Bachbettes und die Verringerung des benetzten Querschnittes, was zu einem Verlust an Lebensraum für die aquatische Biozönose führt. Ferner gehören zu den Folgen die Abnahme der Strömungsvariabilität, der Rückgang strömungsliebender Arten, die Aufheizung des Wasserkörpers, die Unterbindung der Durchgängigkeit durch Wehre sowie durch das Trockenfallen der Gewässer selbst oder zu geringen Wasserständen und die Eutrophierung mit Algenmassenentwicklung in den Flusstauseen.

### Veränderung der natürlichen Hochwassersituation

Durch die Versiegelung des Einzugsgebietes und gezielte Einleitung von Niederschlagswasser aus der Misch- und Trennkanalisation kann der resultierende Hochwasserabfluss den natürlichen um ein Vielfaches überschreiten. Hierbei können fünf verschiedene Einleitungssituationen unterschieden werden, die sich in ihrer schädigenden Wirkung für die Biozönose deutlich unterscheiden (Abb. 4). Besonders gravierend sind die ökologischen Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose, wenn die anthropogen bedingten Hochwasserwellen auf natürliche Niedrigwassersituationen treffen (Entlastungstyp C) und die Frequenz ihres Auftretens die natürlicher Hochwässer deutlich überschreitet. Einleitungsbedingte Hochwasserwellen unterscheiden sich zudem von natürlichen Hochwasserwellen durch die plötzliche Abflusszunahme, die den Gewässerorganismen



(4) Niederschlag und Abfluss für die Entlastungstypen A bis E. (hN: Niederschlagsmenge,  $Q_{MS1}$ : Abfluss oberhalb der Einleitung,  $Q_E$ : Einleitungsabfluss).

häufig nicht genügend Zeit für eine Fluchtreaktion in Richtung strömungsgeschützter Uferbereiche oder Lückenraumsystem des Bachbettes lässt.

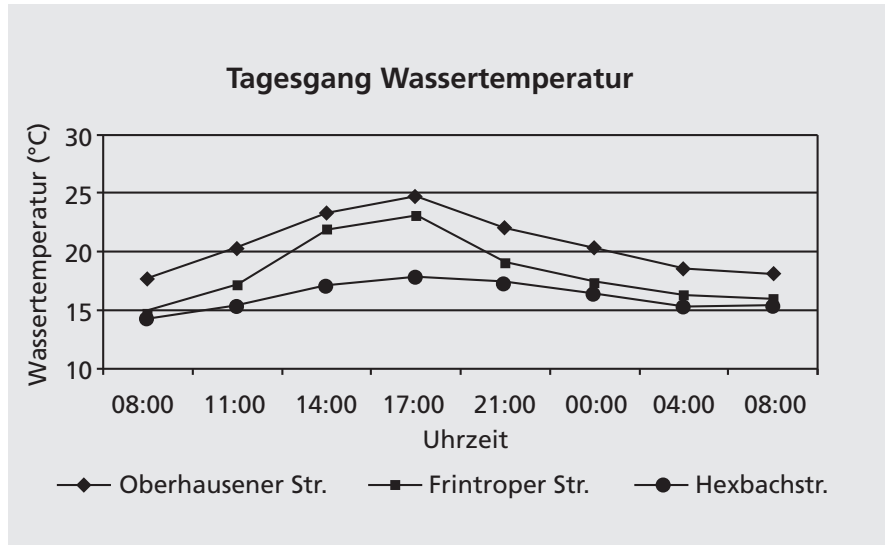
Neben der schädigenden Wirkung auf die Gewässerorganismen geht jedoch besonders vom Entlastungstyp B (Große Entlastung) aber auch vom Entlastungstyp C (Entlastung bei Niedrigwassersituation) eine erhöhte Gefährdung für z. B. am Wasser spielende Kinder aus. Sie können durch die schnell ansteigende Hochwasserwelle erfasst und weggespült werden, wenn sie die durch technischen Ausbau bedingten steilen Ufer nicht schnell genug erreichen bzw. erklimmen können.

Die nachfolgend dargestellte Klassifizierung wurde an einem Regenüberlauf an der Schondelle in Dortmund ermittelt. Die quantitativen Daten zu den verschiedenen Entlastungstypen beziehen sich auf die spezielle Situation, sind damit nicht direkt auf andere Gewässer übertragbar, jedoch verdeutlichen sie die Unterschiede zwischen den Entlastungssituationen.

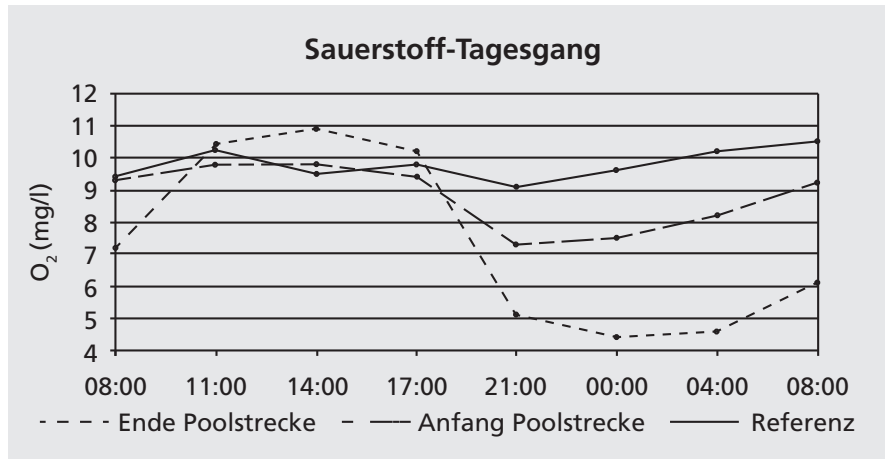
Die Effekte sind die Tiefen- und Breitenerosion des Bachbettes, die Katastrophendrift der benthischen, d. h. auf dem Gewässergrund lebenden Wirbellosenfauna durch häufigen Geschiebetrieb der Rückgang der weniger strömungstoleranten Arten sowie der Feinsedimentbewohner, da deren Lebensraum verlagert und ausgespült wird. Hinzu kommt als Konsequenz die Verarmung der benthischen Lebensgemeinschaft, wenn die Arten- und Individuenverluste durch Drift bei erhöhter Hochwasserfrequenz und/oder erhöhtem Hochwasserabfluss die Reproduktionsraten der Arten überschreiten.<sup>8</sup>

**Erhöhung der Fließgeschwindigkeit**

Gewässerbegradigungen erhöhen durch Verkürzung der Lauflänge die resultierenden Fließgeschwindigkeiten. Technischer Ausbau (Verwen-



(5) Wassertemperatur im Läppkesmühlenbach am 01.08.1992 im Oberlauf des Gewässers und in zwei künstlichen Pools im ökologisch umgestalteten Mittellauf. Quelle: verändert nach Blettgen 1993



(6) Sauerstoff-Tagesgang im Läppkesmühlenbach am 01.08.1992 im Oberlauf des Gewässers und in zwei künstlichen Pools im ökologisch umgestalteten Mittellauf. Quelle: verändert nach Blettgen 1993

nung von Materialien mit geringer Rauigkeit, z. B. Betonplatten), Einengung des Abflussquerschnittes, Beseitigung natürlicher Querstrukturen (z. B. Sturzbäume) und Einschränkung der Ausuferungsmöglichkeit durch Uferbefestigung und/oder Tieferlegung bewirken ebenfalls einen Anstieg der mittleren Fließgeschwindigkeit im Profil.

Konsequenzen sind die Tiefenerosion des Bachbettes und der Rückgang der weniger strömungstoleranten Arten; vor allem im Tiefland eine den Gewässertypen nicht entsprechende Dichtezunahme strömungsliebender Arten.

**Vereinheitlichung der hydraulischen Bedingungen im Jahresverlauf**

Hochwasserrückhaltebecken, Stauseen und Talsperren bewirken durch ihren punktuellen Retentionsraum eine Dämpfung der natürlichen und/oder anthropogenen Hochwasserwellen in den unterhalb gelegenen Fließgewässerabschnitten. Gleichzeitig wird durch den Aufstau der Weitertransport von Geschiebe und Sedimenten unterbunden. Stauseen und Talsperren können zudem in Abhängigkeit von ihrer Funktion (z. B. Trinkwasserversorgung,

Parameter	Ø Trockenwetter	Ø Unterhalb RÜ bei Entlastung	Extremwert bei Entlastung
O <sub>2</sub> (mg/l)	11,6 n=23	9,1 n=35	4,6 (*0,0)
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	0,05 n=23	1,19 n=37	2,87
NH <sub>3</sub> -N (µg/l)	<1 n=23	10,3 n=31	53,1
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	0,01 n=23	0,07 n=37	0,21
BSB <sub>5</sub> (mg/l)	2,2 n=25	88 n=35	457
CSB (mg/l)	16,6 n=5	446 n=35	4047
AFS (mg/l)	11,4 n=5	840 n=35	2230

(7) Mittelwerte der Extremwerte während der Entlastungsereignisse von Juni 1992 bis Oktober 1995 an Probestellen unterhalb des Regenüberlaufes Schondelle (Dortmund) sowie die jeweiligen Extremwerte, die im gesamten Untersuchungszeitraum an dieser Stelle gemessen wurden, im Vergleich zu den Mittelwerten der Trockenwetterdaten in diesem Gewässer (zeitverzögertes O<sub>2</sub>-Defizit).

Quelle: verändert aus Podraza 1999

Stromerzeugung im Unterwasser) auch zu einer Aufhöhung des natürlichen Niedrigwasserabflusses dienen. Hierdurch verringert sich die natürliche Spannweite zwischen Hoch- und Niedrigwasserführung.

Folgeerscheinungen sind die Eintiefung des Gewässers unterhalb der Staubereiche auf Grund des gestörten Geschiebehauhaltes, die Kolmatierung des Bachbettes und damit Verlust des Lebensraumes Interstitial (Bachlückensystem) und die Störung natürlicher, zum Teil abflussgesteuerter Reproduktionszyklen von Fischen und aquatischen Wirbellosen.

### Vereinheitlichung der hydraulischen Bedingungen im Gewässerquerschnitt

Technisch orientierter Ausbau und die Unterhaltung von Fließgewässern zielen darauf, durch eine Vergleichmäßigung des Durchflussquerschnittes einen ungehinderten, kalkulierbaren Abfluss zu gewährleisten. Durch die Entfernung von Totholz und Beseitigung von naturraumtypischen Längs- und Querstrukturen (z. B. Inseln, Uferabbrüche) entstehen häufig Regelprofile mit vereinheitlichten Strömungsbedingungen an Ufern und Sohle.

Diese Bedingungen werden durch die Gewässerunterhaltung aufrecht erhalten.

Auswirkung ist ein Rückgang der Diversität der aquatischen Lebensgemeinschaften, da das Mosaik unterschiedlichster Choriotope (Kleinstlebensräume, die durch Strömungsbedingungen und Substratzusammensetzung geprägt sind) mit den jeweils angepassten Lebensgemeinschaften im Gewässerquerschnitt zu Gunsten weniger dominierender Choriotope verändert sind. Dies kann zum Ausfall von Artengruppen führen, die z. B. auf Totholz als Lebensraum und/oder Nahrung angewiesen sind.

### Qualitätskomponente „physikalisch-chemische Wasserqualität“

Durch die Bewirtschaftung der Fließgewässer können sowohl die natürlichen Werte bzw. Konzentrationen verändert als auch neue Komponenten den aquatischen Systemen hinzugefügt werden.

#### Wassertemperatur

Die Wassertemperatur kann zum einen durch direkte Einleitungen erhöht werden (z. B. Kühlwasser, Sumpfungswasser des Bergbaus),

zum anderen können strukturelle Maßnahmen an Gewässern deren Sonnenexposition (z. B. fehlende Beschattung durch Gehölze) und/oder Aufenthaltsdauer (z. B. Aufstauung) verlängern und damit eine Erwärmung begünstigen. In Ballungsräumen wie dem Ruhrgebiet sind vor allem Stadtparkteiche, die im Längsverlauf von Fließgewässern angeordnet sind, oder Hochwasserrückhaltebecken im Dauerstau Gründe für thermisch anormale Bedingungen. Aber auch „Renaturierungsmaßnahmen“ können durch künstliche Gewässeraufweitungen, so genannte Pools, die aus Gründen der Biotopvielfalt angelegt wurden, das Temperaturregime negativ beeinflussen. Abbildung 5 zeigt einen Tagesgang der Wassertemperatur im Lämpkesmühlenbach (Essen/Oberhausen/Mülheim) im Oberlauf (Hexbachstr.) und im rückgebauten Abschnitt in dem ersten (Frintroper Str.) und dem letzten (Oberhäuser Str.) künstlich angelegten Pool im Längsverlauf des Gewässers an einem heißen Tag (01.08.1992).

Erhöhte Wassertemperaturen verringern die Löslichkeit von Gasen wie z. B. des Sauerstoffs. Selbstreinigungsprozesse laufen bei erhöhten Temperaturen zudem schneller ab (RGT-Regel) und können dann aber bei Sauerstoffmangelsituationen sogar unterbrochen werden. Die Abbildung 6 zeigt die Auswirkungen der erhöhten Wassertemperaturen auf die Sauerstoffkonzentrationen in den künstlichen Pools des Lämpkesmühlenbachs.

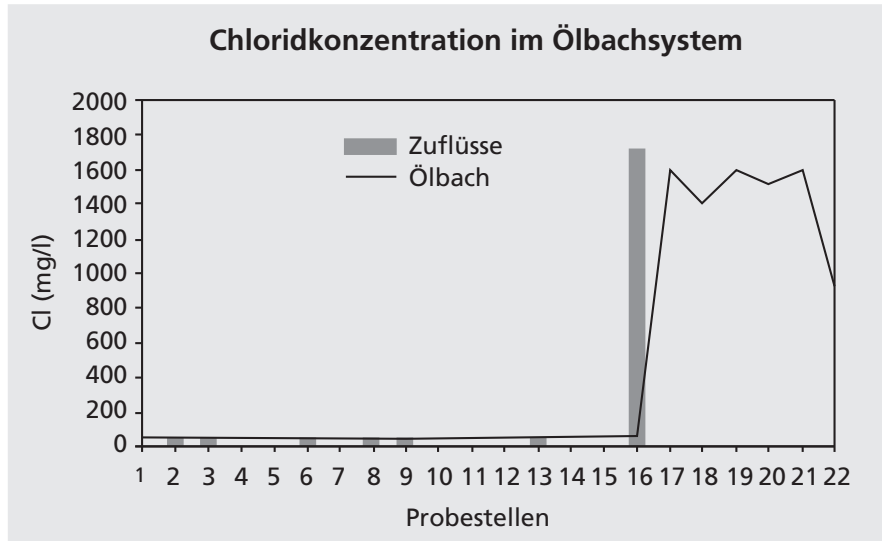
Alle aquatischen Wirbellosen und Fische haben einen Temperaturbereich, in dem sie existieren können. Außerhalb eines häufig sehr engen Optimumbereichs verringern sich Wachstum und Reproduktion, außerhalb des Toleranzbereiches sterben die Organismen ab. Im Hexbach traten durch die beschleunigte Selbstreinigung verbunden mit der O<sub>2</sub>-Zehrung der planktischen Algen der Pools in der Nacht kritische Sauerstoffdefizite auf, die für Fische und Wirbellose zu letalen und suble-

talen Schädigungen führen können. Eine Artenverarmung mit einer Dominanz toleranter Allerweltsarten war die Folge dieser Poolstrecke. Nach dem Verfüllen der Pools und Umwandlung des Bereiches zu einer reinen Fließstrecke verbesserte sich die Situation, so dass erste, auf konstant niedrige Wassertemperaturen angewiesene Arten nachzuweisen waren (z. B. eine Art aus der Familie der Heptageniidae, die zur Ordnung der Eintagsfliegen gehört).

**Geogen bedingte Wasserbeschaffenheit (inkl. pH-Wert und Säureneutralisierungsvermögen)**

Geochemisch können Fließgewässer in die zwei Typen ‚Silikatgewässer‘ und ‚Carbonatgewässer‘ eingeteilt werden. Beide Typen unterscheiden sich vor allem in ihrem Gesamtionengehalt (elektrische Leitfähigkeit), dem pH-Wert, der Gesamt- und Carbonathärte (Säureneutralisierungsvermögen) sowie in der auf den entsprechenden Chemismus spezialisierten Biozönose. Silikatgewässer sind auf Grund ihres geringen Pufferungsvermögens bei Säureinträgen (z. B. „Saurer Regen“) besonders gefährdet. Aus gleichem Grund kann der pH-Wert bei gesteigerter Trophie jedoch auch deutlich in den alkalischen Bereich wechseln und dabei z. B. Ammonium zu giftigem Ammoniak umsetzen. Kalkhaltige Aufschüttungen im Einzugsgebiet sowie Einleitungen mit hohen Härtegraden verändern den geochemischen Charakter eines Silikatgewässers zu einem Carbonatgewässer.

Die Senkung des pH-Wertes bewirkt in der Regel das Verschwinden säureempfindlicher Fische und Wirbellosen (z. B. Ausfall vieler Eintagsfliegenarten). Die Veränderung des geochemischen Typs des Silikatgewässers zu einem Carbonatgewässer fördert die auf einen gewissen Kalkgehalt angewiesenen Arten wie Schnecken und Bachflohkrebse. Diese sind häufig konkurrenzstark und verdrängen in den Individuen-



(8) Chloridkonzentration im Ölbachsystem (Bochum).  
Quelle: verändert aus Podraza / Schuhmacher 1989

dichten die auf silikatische Bedingungen spezialisierten Arten.

**Nährstoffgehalt/Trophie**

Diffuse Abschwemmungen vor allem aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, nährstoffbelastete Grundwasserströme (Nitrat-Problematik) und punktuelle Einleitungen aus Kläranlagen sowie bei Niederschlägen aus Einleitungsbauwerken der Misch- und Trennkanalisation erhöhen den Nährstoffgehalt in Fließgewässern. Durch deren Düngewirkung wird die Produktivität von Algen und Makrophyten gesteigert; ein Phänomen, dem zumeist mit Entkrautungsmaßnahmen begegnet wird.

Die Auswirkungen sind vielfältig: Nährstoffliebende, schnellwüchsige Algen (häufig fädige Grünalgen) verdrängen die an geringere Nährstoffgehalte angepassten Algengemeinschaften. Hierdurch verändert sich auch das Nahrungsangebot für auf bestimmte Algenarten spezialisierte Pflanzenfresser, die dann in ihrem Bestand zurückgehen. Hohe Dichten von Algen und Makrophyten verursachen erhöhte tagesperiodische Schwankungen des Sauerstoffgehaltes. Dabei können nicht nur die morgendlichen Minima die aquatische Biozönose stressen oder sogar schädigen, auch eine Übersät-

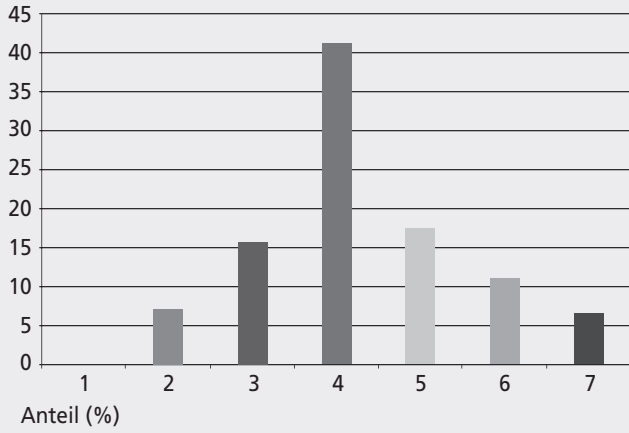
tigung des Wassers mit Sauerstoff kann z. B. bei Fischen zu schweren physiologischen Schäden führen. Die durch das Nährstoffangebot gesteigerte Photosyntheseaktivität der Algen und Makrophyten bewirkt in silikatischen Gewässern einen kritischen Anstieg des pH-Wertes. Schäden können direkt durch das alkalische Milieu bedingt werden oder indirekt wirken, in dem das vorhandene Ammonium zu fischtoxischem Ammoniak umgesetzt wird. Das herbstliche Absterben der Algen und Makrophyten kann bei hohen Biomassen zu einer saprobiellen Belastung des Gewässers führen und den Sauerstoffhaushalt des Gewässers aus dem physiologisch erträglichen Rahmen bringen.

**Organischer Gehalt/Saprobie**

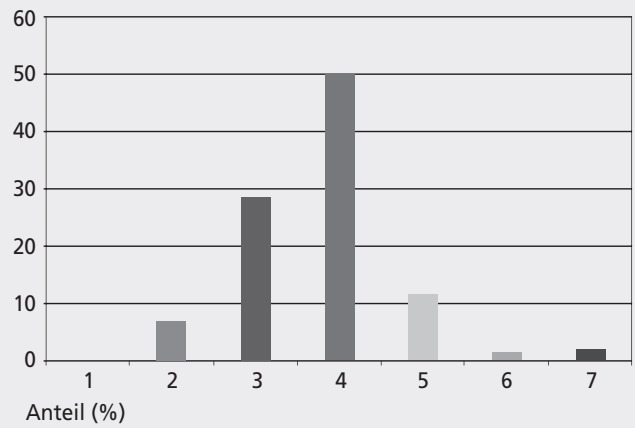
Einleitungen aus Kläranlagen und bei Niederschlägen aus Einleitungsbauwerken der Misch- und Trennkanalisation erhöhen punktuell den Gehalt an organischen, fäulnisfähigen Stoffen um ein Vielfaches, (Abb. 7). Diese Substanzen können gelöst oder partikulär vorliegen. Ihr bakterieller Abbau benötigt Sauerstoff, der bei diesem Prozess verbraucht wird. Die Oxidation von Ammonium und Nitrat sind weitere, den Sauerstoffhaushalt zum Teil



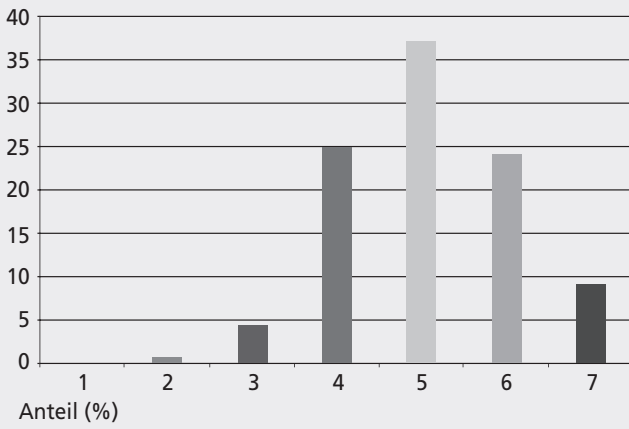
**(a) Laufentwicklung Oberlauf**



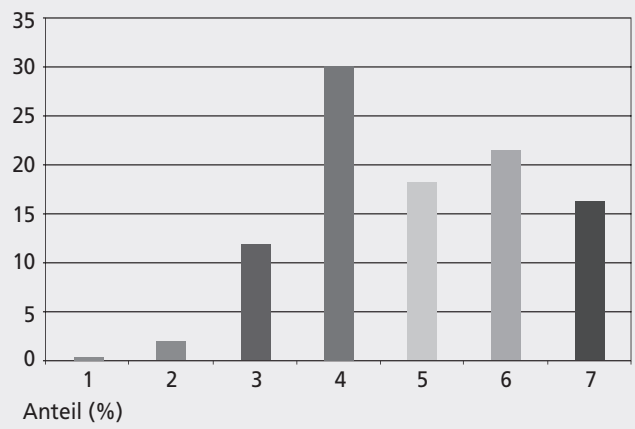
**(b) Sohlenstruktur Oberlauf**



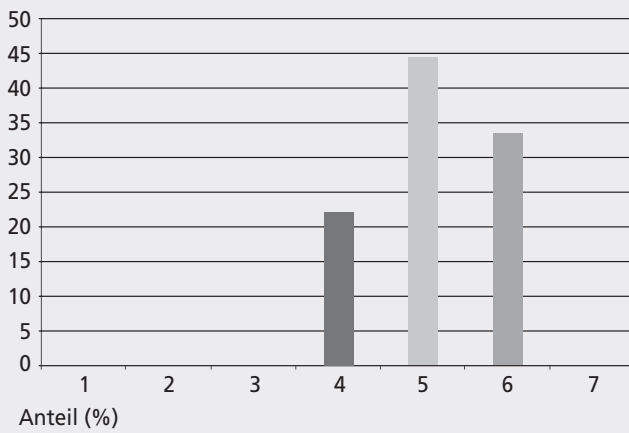
**(c) Laufentwicklung Mittellauf**



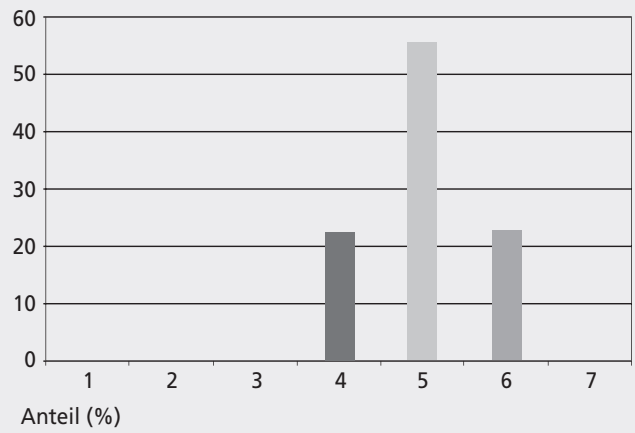
**(d) Sohlenstruktur Mittellauf**



**(e) Laufentwicklung Unterlauf**



**(f) Sohlenstruktur Unterlauf**



kritisch belastende Stoffwechselprozesse.

Diffuse organische Belastungen entstehen vor allem bei Gülleab-schwemmungen von den landwirtschaftlich genutzten Freiflächen des Ruhrgebietes (z. B. in den Regionalen Grünzügen A bis E) und Absterben von Algen und Makrophyten vor allem in durch Eutrophierung und Stillgewässer im Hauptschluss beeinflussten Gewässerabschnitten.

Der oxidative Abbau organischer Substanzen benötigt Sauerstoff und belastet damit den natürlichen O<sub>2</sub>-Haushalt des Gewässers. Stenoxibionte Arten, d. h. Arten, die auf einen gleich bleibend hohen Sauerstoffgehalt angewiesen sind, gehen zurück zu Gunsten verschmutzungstoleranter Formen.

### Gehalt an spezifischen synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffen

Die Gruppe der synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe umfasst eine Vielzahl chemischer Substanzen, die sich in ihrem Ursprung, ihrer Persistenz und Mobilität aber auch in ihren ökologischen Wirkungen erheblich unterscheiden.

Die Auswirkungen erhöhter Konzentrationen in Abhängigkeit von Art des Schadstoffes und seiner Konzentration können reichen von der Anreicherung im Gewebe (so dass beispielsweise Fische nicht mehr verzehrt werden dürfen), der Veränderung von Wachstums- und Reproduktionsraten über den Ausfall empfindlicher Arten bis hin zur völligen Verödung des Gewässers.

Im Ruhrgebiet stellt die Einleitung von Grubenwässern eine besondere Belastungsquelle dar. Diese Wässer sind zum einen, da sie aus großer Tiefe stammen, wärmer als die Oberflächengewässer (z. B. Sumpfungswassereinleitung Zentrale Wasserhaltung Robert Müser in den Ölbach (Bochum): Wassertemperatur: ca. 25 °C). Zum anderen ist der Chloridgehalt erhöht (brack-

wasserähnliche Verhältnisse) und die Ionenzusammensetzung für Binnengewässer unnatürlich verändert (z. B. das Verhältnis von Alkali- zu Erdalkalitionen). Abbildung 8 zeigt die Chloridkonzentration im Ölbachsystem, in das im Mittellauf Sumpfungswässer in beträchtlichem Umfang eingeleitet werden.

Die Auswirkungen dieser Sumpfungswassereinleitung verbunden mit den Effekten der Werner Teiche, eines Stillgewässers im Längsverlauf des Ölbaches, zeigen sich im Ausfall von strömungsliebenden Arten, die für den Gewässertyp spezifisch sind, in der Dominanz temperaturtoleranter, häufig Stillgewässer präferierender Arten und im Auftreten von chloridtoleranten Brackwasserarten z. B. bei den Ostracoden (Muschelkrebse) und Rhodophyceen (Rotalgen).<sup>9</sup>

### Qualitätskomponente Morphologie

Bei der Qualitätskomponente Morphologie müssen folgende Faktoren berücksichtigt werden:

- die oben genannten, durch morphologische Veränderungen den Abfluss bzw. die Fließgeschwindigkeiten beeinflussenden Faktoren,
- die Durchgängigkeit des Gewässers und
- Faktoren, die durch ihre direkte Strukturausprägung die Besiedlung von Bachbett, Ufer und Umfeld beeinflussen.

Technisch orientierte Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen verändern und vergleichmäßigen häufig die natürliche Substratverteilung im Gewässerbett. Fischunterstände werden bei der Sicherung der Ufer beseitigt, durch die Beseitigung von Gehölzen in der Wasserlinie gehen deren flutende Wurzeln als Lebensraum für Wirbellose und Jungfische verloren.

Insekten, die ihre Ei- und Larvalentwicklung im Wasser vollziehen, um als geflügeltes, geschlechtsreifes Tier das Wasser zu verlassen, sind zur Vollendung ihres Lebenszyklus sowohl auf das Gewässer selbst als

auch auf die Strukturen im Ufer (Schlupf, Eiablage) und im Umfeld (Nahrungsaufnahme, Paarung, Übersommerung, Überwinterung) angewiesen. Das Fehlen oder die Veränderung standorttypischer Bedingungen durch dicht an das Gewässer heranreichende Nutzung bzw. intensive Bewirtschaftung des Gewässers selbst, kann diesen Kreislauf unterbrechen.

Während die Emscher und ihre zu Abwassersammlern ausgebauten Nebenläufe in ihrer Struktur des Gewässers und Ufers morphologisch als völlig verändert (Strukturgüteklasse 7) einzustufen sind, zeigen die nicht ausgebauten Emscherzuläufe sowie die Gewässer im Ruhreinzugsgebiet ein differenzierteres Bild:

In den Abbildungen 9 a-f ist exemplarisch die Bewertung der Laufentwicklung und der Sohlenstruktur, zwei für die Naturnähe und die Besiedlungsbedingungen für Fische und Makroinvertebraten besonders wichtige Hauptparameter des Verfahrens zur Bestimmung der Strukturgüte, dargestellt. Deutlich wird, dass in der östlich des Ruhrgebietes gelegenen Ober- und Mittellaufregion der Ruhr naturnahe bis naturferne Strukturen zu finden sind. Im Ruhrgebiet selbst sind Laufentwicklung und Sohlenstruktur anthropogen verändert, naturnahe Abschnitte existieren nicht mehr.

Auswirkungen sind: Veränderung von Neigungswinkel, Material und Bewuchs der Ufer sowie das Fehlen von Strukturen, die als Schlüsselreize für Wasserinsekten z. B. für die Paarung oder Eiablage notwendig sind (Beschattungsgrad, über das Gewässer reichende Äste, Moospolster als Eiablagsubstrate) unterbrechen häufig den Lebenszyklus spezieller Arten<sup>10</sup> und verursachen damit das Fehlen der Art auch bei guter Wasserqualität.

### Qualitätskomponente Durchgängigkeit

Wasserbauliche Maßnahmen können die Durchgängigkeit sowohl

im aquatischen Bereich als auch im amphibischen und terrestrischen Bereich einschränken oder völlig unterbinden.

### **Durchgängigkeit im aquatischen Bereich**

Fließgewässer stellen als offene Ökosysteme Transportbänder für Stoffe und Wanderwege für Organismen dar. Anadrome und katadrome Fische sind als Langdistanzwanderer für ihre Reproduktion auf den Wechsel vom marinen Lebensraum ins Süßwasser bzw. umgekehrt angewiesen. Die anderen Fischarten sowie die aquatischen Wirbellosen führen kürzere Wanderungen durch:

- zur Ausbreitung der Art
- zum Aufsuchen geeigneter Nahrungsplätze
- zur Paarung und zum Aufsuchen geeigneter Laichhabitats
- zur Vermeidung von Räubern oder anderen Stressoren
- zur Übersommerung bzw. Überwinterung.

Bei Wanderhindernissen muss grundsätzlich unterschieden werden zwischen Aufwanderungshindernissen und Hindernissen, die sowohl als Auf- als auch als Abwanderungshindernisse wirken.<sup>11</sup> Aufwanderungshindernisse sind Bauwerke wie Wehre und hohe Abstürze, die Ortswechsel direkt unterbinden, soweit keine technischen Vorkehrungen für eine Passierbarkeit getroffen wurden. An der mittleren und unteren Ruhr existieren 49 Wehre, die bis heute nicht alle fischdurchgängig sind und damit z. B. die Wiederkehr des Lachses verhindern. Verschiedene Bauwerke sind teildurchlässig oder nur für bestimmte Arten passierbar. Hierzu gehören flachere Abstürze, Sohlrampen und -gleiten sowie Verrohrungen und Gewässerüberbauungen aber auch viele Fischtreppen.

Die Aufwanderung kann zusätzlich auch durch anthropogen verstärkte Niedrigwassersituationen eingeschränkt werden. Auf- und Abwanderungshindernisse sind Stillgewässer im Hauptschluss sowie

Bauwerke, die einen Rückstau hervorrufen, der mangels Strömung nicht durchdriftet werden kann (Talsperre, Hochwasserrückhaltebecken).

Zu den Auswirkungen gehören der Ausfall der Langdistanzwanderfische wie Lachs, Stör oder Maifisch sowie Fluss- und Meerneunaugen, die Isolation der Teilpopulationen von Fischen und Wirbellosen mit der Gefahr genetischer Verarmung und Verringerung des Wiederbesiedlungspotenzials nach Störungen. Mechanische Verletzungen der Tiere erfolgen z. B. an Rechenanlagen oder bei der Passage durch Turbinen.

### **Durchgängigkeit im amphibischen und terrestrischen Bereich**

Fließgewässer, ihre Ufer und Auen stellen Leitlinien in der Landschaft dar, die von einer Vielzahl von Arten für ihre Wanderungen genutzt werden. Amphibien und andere in der Wasserwechselzone lebende Organismen folgen den Gewässerläufen bei ihren Wanderungen zu geeigneten Nahrungsplätzen, Übersommerungs- bzw. Überwinterungsquartieren oder Fortpflanzungsgebieten. Verrohrte Gewässerabschnitte, Durchlässe, die die amphibische Zone nicht mit erfassen oder der Verbau der Ufer (z. B. Spundwände, Mauern) verhindern diese Ortswechsel und isolieren die ehemals über das Gewässer vernetzten Lebensräume.

Insekten mit aquatischer Larvalphase kompensieren die gewässerabwärts gerichteten Driftverluste der Larven durch Bachaufwärtsflüge der geschlechtsreifen, geflügelten Tiere. Die Orientierung erfolgt dabei optisch und anhand des feuchtkühlen Kleinklimas. Überbauungen und Verrohrungen unterbrechen diese Orientierungsmarken und können bewirken, dass die Insekten den oberhalb gelegenen Gewässerabschnitt nicht wiederfinden.

Die Konsequenzen sind die Zerschneidung eines Gebietes in genetisch isolierte Teilhabitats, die

Verringerung der Artdiversität und die genetische Verarmung der Oberlaufgebiete, da keine Zuwanderung erfolgt. Bei hoher Driftintensität und fehlendem Ausgleich durch kompensatorische Aufwärtswanderung kann es langfristig zum Erlöschen von Populationen kommen.

### **Leitbilder für die Bäche und Flüsse des Ruhrgebietes – welche Vision brauchen Wasserwirtschaft, Naherholung und Naturschutz?**

Die Vorstellung von einem „typischen“ Bach im Ballungsraum Ruhrgebiet ist immer noch mit einem vollständig technisch ausgebauten, betonierten und Rohabwasser führenden Gerinne verbunden. Neben dem raschen Abführen des (hygienisch bedenklichen) Schmutzwassers haben solche „Bäche“ kaum Funktionen weder für den Menschen noch für die Natur. Aber auch die anderen oben aufgeführten „Eigenheiten“ urbaner Gewässer sind in dem Bewusstsein der Menschen im Ruhrgebiet stärker verwurzelt als die Schönheit der wenigen noch verbliebenen Gewässer-Relikte. Denn außer diesen naturfremden „Vorflutern“, wie die Wasserwirtschaft sie bezeichnet und die häufig Meidungsgebiete für die dort lebenden Menschen sind, haben sich während Aufstieg und Niedergang der industriellen Hochkultur des Ruhrgebietes in den letzten 150 Jahren in fast allen Städten – meist in den in ihrem Flächenanteil gar nicht so gering vertretenen Parkanlagen und landwirtschaftlich genutzten Flächen – weitaus weniger überformte Wasserläufe erhalten. Nur partiell abwasserbelastet, nicht oder nur teilweise ausgebaut, haben diese „Stadtbäche“ zum Erhalt einer zumindest als „Grundausstattung natürlicher Bäche“ zu bezeichnenden Tier- und Pflanzenwelt beigetragen. Da sie mit ihrer linienhaften Struktur in der Regel die Außenbereiche der Städte mit den eigentlichen industriellen, dicht besiedelten Kernzonen verbinden, stellen sie selbst zugleich Wanderwege für Pflanzen und Tiere

dar, über die sich ihre Lebenswelt „auffrischt“ und weiterentwickelt.<sup>12</sup> Fast in allen Ruhrgebietsstädten können hinsichtlich der Nutzungsintensität und des ökologischen Gesamtzustandes der Gewässer grundsätzlich drei Zonen unterschieden werden:

1. in weiter entfernten Waldgebieten, meist der Ruhrgebietsrandlagen bei sehr geringer Besiedlung: häufig naturnahe Bäche;
2. bereits stadtnäher bei mittlerer Besiedlungsdichte: landwirtschaftlich genutzte Flächen mit meist teilausgebauten und bereits belasteten Bächen;
3. im eigentlichen Stadtbereich mit dichter Bebauung und hoher Besiedlungsdichte: in der Regel vollständig ausgebauten (oft verrohrten) Wasserläufen.

Der Rückgang der intensiven industriellen Nutzung des Ruhrgebietes, der Wunsch nach Verbesserung seines Images und der Lebensqualität der hier wohnenden Menschen ließen in den letzten 15 Jahren verschiedene Initiativen zur naturnahen Gestaltung der Wasserläufe der Region entstehen. Diese betrafen in gleicher Weise die Bäche der oben genannten Zonen 2 und 3. Die wenigen reliktierten Waldbäche blieben in der Regel unbeachtet, auch in ihrer hervorragenden Eignung als mögliche Vorbilder für eine naturnahe Umgestaltung.

Aus Stadtbächen wurden daher zunächst häufig semi-artifizielle Wasserläufe, die allen anthropozentrischen Ansprüchen und einer möglichst vielgestaltigen Tier- und Pflanzenwelt gerecht werden sollten – zu verstehen vielleicht als eine Art Gegenanschlag auf die biologisch verödeten, menschenfeindlichen Rohabwasserläufe der industriellen Hoch-Zeit. Zum so „renaturierten“ Stadtbach gehörten die Integration von Stillgewässerelementen (Teichen, Staustrecken) in das eigentliche Fließgewässer, ein erheblicher Mangel an Ufergehölzen und eine Ausstattung mit baulichen Elementen, die dem eigentlichen Charak-

ter der Gewässer in der jeweiligen Landschaft nicht gerecht wird, aber ein vermeintliches Verständnis von „Bach“ visualisieren soll (z. B. Grobschotter und Abstürze, um ein gebirgsartig turbulentes Fließen in Tieflandbächen zu erreichen). Auch die Gestaltung des Gewässerumfeldes, der eigentlichen Aue, wurde in die Planung von Vielfalt einbezogen: Trockenrasen, Obstwiesen und Ähnliches wurden zum gestalterischen, aber ökologisch sinnlosen Element in der ursprünglich vernässten, bewaldeten Aue.

Bäche und Flüsse, die auf diese Weise gestaltet wurden, sind strukturell monotonisiert und in ihrer Lebenswelt nivelliert, d. h. sie bieten

einer Allerweltsfauna und -flora Lebensraum, die gemessen an naturnahen Vorbildern stets einen geringeren ökologischen Wert widerspiegeln wird.

Moderne Verfahren der Beurteilung der Gewässerqualität, wie sie die auch in Deutschland seit Dezember 2000 gültige „Wasser-Rahmenrichtlinie“ der Europäischen Union darstellt, orientieren sich jedoch auch bei den stark überformten Gewässern des Ballungsraumes an naturnahen Referenzgewässern eines vergleichbaren Gewässertypus. Gefordert wird auch hier eine nachhaltige Bewirtschaftung von Oberflächengewässern und Grundwasserkörper. Ziel ist es, den beste-

<b>Fließgewässertyp Bäche</b>	(km)	(%)
Kiesgeprägtes Fließgewässer der Verwitterungsgebiete und Flussterassen	165,4	5
Löß-lehmgeprägtes Fließgewässer der Bördenlandschaft	341,6	11
Fließgewässer der Niederungen	1.485,6	47
Karstbach	57,3	2
Sandgeprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen	424,3	13
Organisch geprägtes Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen	50,6	2
Kerbtalbach im Grundgebirge	172,5	5
Kleiner Talauebach im Grundgebirge	413,4	13
Grosser Talauebach im Grundgebirge	42,7	1
<b>Summe</b>	<b>3.153,8</b>	<b>100</b>
<b>Fließgewässertyp Flüsse</b>		
Lehmgeprägter Fluss des Tieflandes (Emscher überwiegend)	74,0	17
Sandgeprägter Fluss des Tieflandes Emscher kleine Teilstrecke	186,4	44
Schottergeprägter Fluss des Grundgebirges (Ruhr)	167,0	39
<b>Summe</b>	<b>427,5</b>	<b>100</b>

(10) Die Fließgewässertypen des Ruhrgebietes. Lauflängen und Anteile am Gesamtgewässernetz, getrennt nach Bach- und Flusstypen.  
Quelle: Auswertung nach LUA (i. Dr.)

henden Zustand der Gewässer nicht zu verschlechtern und, da eine gute ökologische Qualität in den meisten Fällen nicht gegeben ist, die Gewässerqualität in Richtung dieser Zielvorgaben zu entwickeln.

Die Zielvorgabe „Gewässerqualität“ definiert sich über

- den chemischen Zustand und
- den ökologischen Zustand oder
- das ökologische Potenzial im Fall der künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörper.

Maßstab für die Bewertung des ökologischen Zustands ist der Referenzzustand, der über die Zusammensetzung folgender „biologischer Qualitätskomponenten“ zu definieren ist:

- benthische Wirbellosenfauna,
- Fischfauna,
- aquatische Makrophyten,
- Phytobenthos und
- Phytoplankton

ergänzt durch hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten. Der Grad der Abweichung eines Gewässers von der jeweiligen regionalen Referenzsituation bestimmt den ökologischen Zustand.

Bei einer solchen Bewertung werden nicht nur die verbliebenen Abwasserläufe, sondern auch die uniform „renaturierten“ Stadtbäche eine schlechte Note erhalten.

Ein besserer ökologischer Zustand (die Wasser-Rahmenrichtlinie verlangt als Mindestanforderung einen „guten ökologischen Zustand“, dies entspricht der Klasse II von fünf Klassen) lässt sich jedoch nur erreichen, wenn eine dem umgebenden Landschaftsraum und den hier natürlicherweise verbreiteten Wasserläufen entsprechende Entwicklungsrichtung eingeschlagen wird. Erforderlich sind – auch in der Stadt – zunächst so genannte „naturraumtypische Leitbilder“, die in der Regel nur aus dem weiteren Umfeld der Städte gewonnen werden können. Diese Leitbilder sind nicht etwa als nur von akademischem Interesse oder in dichten Siedlungsräumen als utopisch anzusehen: Nur wenn

ein Gewässer im Ballungsraum die notwendigen, naturraumtypischen Requisiten aufweist, kann sich eine Pflanzen- und Tierwelt einstellen und dauerhaft etablieren, die dem zugrunde liegenden Leitbild bzw. Gewässertyp entspricht. Anders ausgedrückt: Nur wenn beispielsweise in einem von sandigen Böden geprägten Raum ein Bach auch eine vorherrschend sandige Sohle erhält, wird sich aus dem umgebenden Potenzial an noch vorhandenen Sandbächen eine angepasste Fauna dauerhaft einstellen. Inwieweit sich diese eingefunden hat (Anzahl spezifischer Sandbewohner etc.), wird wiederum als „Gütekriterium“ bei der Bewertung benutzt.

Nordrhein-Westfalen hat für eine solche moderne Bewertung und leitbildentsprechende ökologische Entwicklung seiner Gewässer die besten Voraussetzungen geschaffen. Es war eines der ersten Bundesländer, das für die Bäche und Flüsse des Landes Leitbilder und Handlungsanweisungen entwickeln ließ. Ziel war dabei, die Vielfalt der etwa 10.000 Wasserläufe Nordrhein-Westfalens nach ihren Lebensgemeinschaften und ihrer strukturellen Ausprägung zu gliedern und zu typisieren. Auf der Grundlage möglichst naturnaher Referenzgewässer wurden detaillierte Leitbildbeschreibungen für die 14 Bachtypen und sieben Flusstypen des Landes entwickelt.<sup>13</sup> Sie geben einen Eindruck von der Vielgestaltigkeit der Landschaftsräume wie der natürlichen Gewässer und liefern wertvolle Hinweise für ihre Bewertung und Entwicklung.

Für die modernen Verfahren der Gewässerbewirtschaftung, wie sie die Wasser-Rahmenrichtlinie der Europäischen Union fordert, sind damit frühzeitig essenzielle Grundlagen geschaffen worden. Diese Typen und Leitbilder der Bäche und Flüsse fanden in der wasserwirtschaftlichen Praxis des Landes rasche Aufnahme und große Zustimmung über die Landesgrenzen hinaus.

Im Bereich des Ruhrgebietes sind neun Bach- und drei Fluss-

typen natürlicherweise verbreitet (Abb. 10); sie repräsentieren die potenzielle Vielfalt der Fließgewässer dieses Raumes. Die große Zahl erklärt sich schon aus der Tatsache, dass das Ruhrgebiet als „Kernstück“ Nordrhein-Westfalens im Übergang vom Norddeutschen Tiefland zur deutschen Mittelgebirgsschwelle liegt und zu etwa gleichen Anteilen diesen Naturräumen zuzurechnen ist. Fünf dieser insgesamt zwölf Fließgewässertypen lassen sich dem Mittelgebirge zurechnen, sieben dem Tiefland. Die häufigsten Bachtypen des Ruhrgebietes sind die Tieflandtypen Niederungsbach (47 Prozent), Sandbach (13 Prozent), Löß-Lehm-bach (11 Prozent) und der Kleine Talauebach als Mittelgebirgstypus (13 Prozent). Vorherrschende Flusstypen sind der Schottergeprägte Fluss des Grundgebirges (die aus dem Sauerland stammende Ruhr; 39 Prozent) und der Sandfluss des Tieflandes (Lippe, teilweise die Emscher; 44 Prozent).

Die Leitbilder dieser und der anderen Typen beschreiben definitionsgemäß den „heutigen potenziellen natürlichen Gewässerzustand (hpnG), der sich nach Aufgabe vorhandener Nutzungen am Gewässer und seiner Aue sowie nach Entnahme sämtlicher Verbauungen einstellen würde. Es schließt durch den Menschen verursachte irreversible Veränderungen der naturräumlichen Rahmenbedingungen ein“.

Das Leitbild hat also einen „aktualistischen“ Ansatz und besitzt keinen Bezug zu einem konkreten historischen Zustand. Auf der Grundlage des Gewässertyps und der Ermittlung der irreversiblen anthropogenen Veränderungen der naturräumlichen Rahmenbedingungen kann das Leitbild für das Gewässer bzw. einzelne Gewässerabschnitte beschrieben werden.

Für die ökologische Entwicklung der Wasserläufe Nordrhein-Westfalens ist also zunächst die Zuordnung zum korrekten Gewässertyp bzw. Leitbild unerlässlich – dies gilt für die Gewässer der freien Landschaft

ebenso wie für die zahlreichen Nutzungen unterliegenden Bäche und Flüsse der dicht besiedelten Räume. Nur so kann im konkreten Bewertungs- oder Planungsvorhaben die richtige Messlatte bzw. Orientierungshilfe zur Verwendung kommen.

In den vielen Fällen im Ruhrgebiet, wo aufgrund irreversibler anthropogener Veränderungen (Bergsenkungen, großflächiger Bodenabtrag und Aufhaldungen) keine typologische Zuordnung möglich ist, soll im weiteren Planungsprozess die Orientierung an dem Leitbild benachbarter Gewässerabschnitte (ggf. der umgebenden „freien Landschaft“) erfolgen. Im Vordergrund stehen dabei die Erreichung der Durchgängigkeit für die vorhandenen bzw. zu erwartenden Organismen (Fische, Wirbellose) und die Berücksichtigung der gewässertypischen Strukturen.

Die dann festzulegenden Entwicklungsziele beschreiben den möglichst naturnahen, unter allen gegebenen sozio-ökonomischen Randbedingungen und Einschränkungen realisierbaren Zustand eines Gewässers nach den jeweils bestmöglichen Umweltbewertungskriterien.

Dies heißt konkret: Auch bei den Bächen des Ballungsraumes Ruhrgebiet hat eine Orientierung am korrekten naturraumtypischen Leitbild zu erfolgen; wie weit man dessen Eigenschaften umsetzen kann, wird zum einen durch die „irreversiblen“ Veränderungen und zum anderen durch die sozio-ökonomischen Zwänge mitbestimmt. Die irreversiblen Veränderungen sind allerdings nur in wenigen Fällen als solche akzeptiert: Auch Talsperren sind z. B. nicht für alle Zeiten in ihrem Bestand „zementiert“ – in den überstauten Tälern können prinzipiell wieder Flüsse in ihren alten Betten fließen – wenn dies gewünscht wird.

Die Vielfalt der Bäche und Flüsse im Ruhrgebiet ergibt sich daher nicht durch die Realisierung vieler untypischer Requisiten in einem

einzelnen Stadtbachabschnitt, wie dies in der Vergangenheit vielfach erfolgte. Sie wird erreicht durch das „potenziell natürliche“ Vorkommen sehr verschiedener Bach- und Flusstypen in diesem Ballungsraum (vgl. Abb. 9), deren Eigenschaften am jeweils geeigneten Standort zumindest so weit möglich realisiert werden sollten, zur Entwicklung einer typspezifischen und stabilen Lebensgemeinschaft aus Pflanzen und Tieren und als Erlebnisraum auch für den Menschen.

Die Umsetzung dieser Vorgaben erfordert jedoch eine integrative Planung, in der Gewässergütwirtschaft, Gewässermengenwirtschaft, Wasserbau und Gewässerökologie interdisziplinär zusammenarbeiten.

### Summary

Rivers and streams in the Ruhr Valley industrial area are subject to many different human factors. The hydraulic regime is often modified according to reduced dry weather flow and accelerated flood conditions. The water quality changes due to inflows from sewage treatment plants, discharges from combined and separate sewer outlets, and surface runoff and groundwater, polluted by deposits and industrial dusts. As regards the stream morphology, the meadows are frequently built-up and the riverbed is mostly straightened and deeply incised in order to prevent flooding. All of these factors reduce the ecological quality of the aquatic system, decreasing its species diversity and promoting benthic communities of non-specialised, ubiquitous species. Mitigation measures must take into account the natural stream type, in order to combine technical function with the ecological demands of the typologically characteristic aquatic species.

### Anmerkungen

1) Emschergenossenschaft 1999

- 2) Schuhmacher 1989
- 3) LUA 1999
- 4) Podraza/Schuhmacher 1989
- 5) Halle/Podraza 2001
- 6) aus Thiesmeier et al. 1988
- 7) Geiger/Dreiseitl 1995
- 8) Podraza 1999
- 9) Podraza/Schuhmacher 1989
- 10) Timm 1994, Lautenschläger/Podraza i. Dr.
- 11) DVWK 1996, 1997, Halle/Podraza 2001
- 12) Schuhmacher/Thiesmeier 1991
- 13) MURL 1995, LUA 1999, 2002, i. Dr.
- 14) Babbitt 1998
- 15) Zu den ausführlichen Typbezeichnungen vgl. LUA 1999, 2002

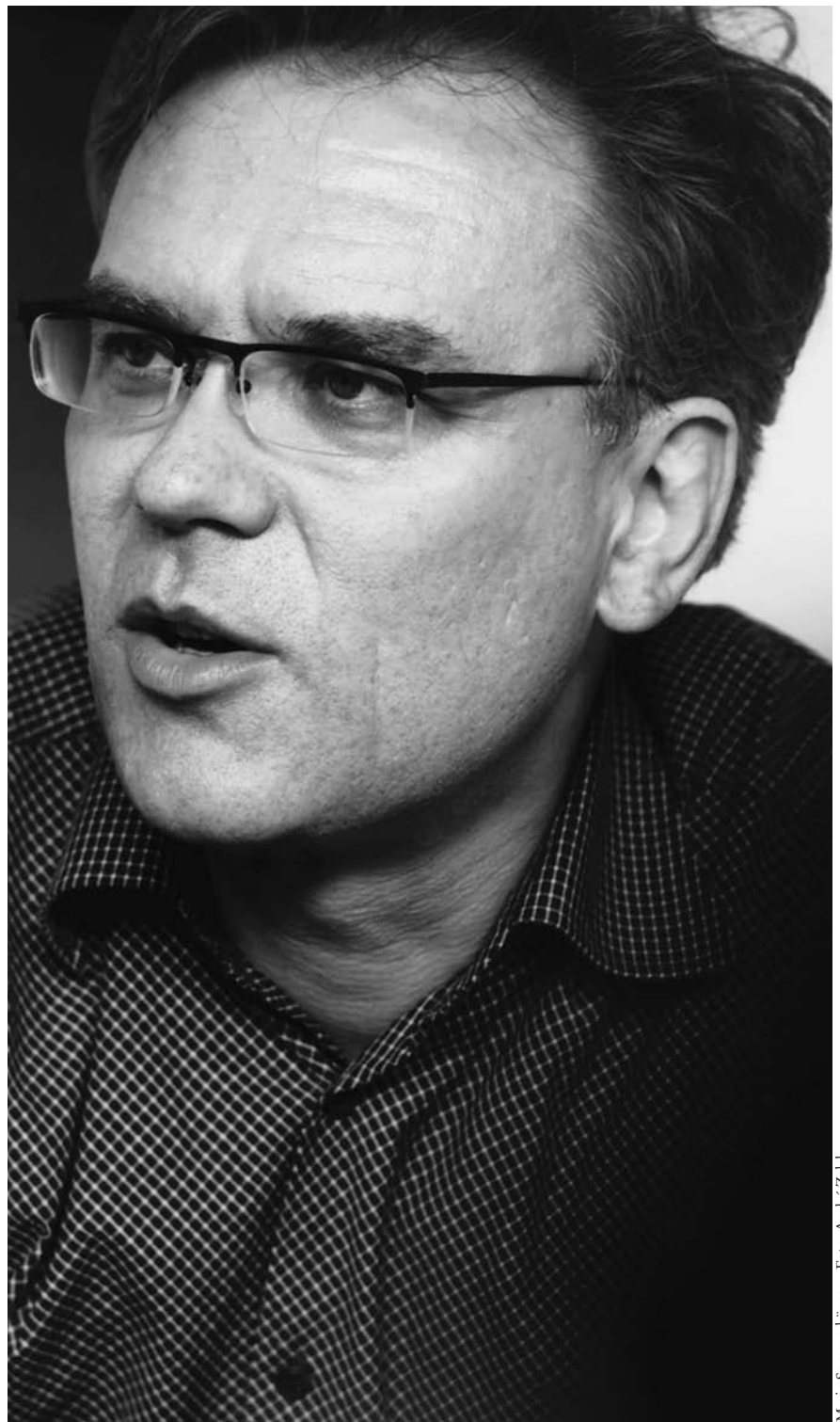
### Literatur

- ATV: Weitergehende Anforderungen an Mischwassereinleitungen – Grundlagen und Vorprüfung (2. Teil) sowie Hinweise zur biologischen Beurteilung mischwasserbelasteter Gewässer, Korrespondenz Abwasser 44 (5) 1997, 922-927.
- Babbitt, B.: Dams are not forever, Remarks of Interior Secretary Bruce Babbitt, Ecological Society of America. For release August 4, 1998 (202) 208-6416.
- Blettgen, M.: Zur Ökologie renaturierter Fließgewässer: ein hydrobiologischer Vergleich zwischen Oberlauf und Unterlauf des Hexbaches, Examensarbeit Universität Essen, 1993 unveröffentlicht.
- BWK (Hrsg.): Ableitungen von Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse, BWK Merkblatt 3, Düsseldorf 2001.
- DEV (Deutsches Institut für Normung e.V.): Biologisch-ökologische Gewässergüteuntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH, Weinheim 1992, 1-13.
- DVWK (Hrsg.): Urbane Fließgewässer: I: Bisherige Entwicklung und künftige städtebauliche Chancen für die Stadt. II: Sicherung und Entwicklung ihrer Erholungsqualität Materialien 2/1996. DVWK, Bonn.
- DVWK (Hrsg.): Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232, Bonn 1996.
- DVWK (Hrsg.): Fischabstieg – Literaturdokumentation, DVWK Materialien 4/97, Bonn, 245 pp.
- DVWK (Hrsg.): Ermittlung einer ökologisch begründeten Mindestwasserführung mittels Halbkugelmethode und Habitat-Prognose-Modell, DVWK Schriften 123, Bonn 1999.
- DVWK (Hrsg.): Gestaltung und Pflege von Wasserläufen in urbanen Gebieten – Merkblätter zur Wasserwirtschaft 252, DVWK, Hennef 2000.
- Emschergenossenschaft (Hrsg.): 100 Jahre Wasserwirtschaft im Revier: die Emschergenossenschaft 1899-1999. Bottrop 1999.

- Geiger, W. F./H. Dreiseitl: Neue Wege für das Regenwasser: Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten, München 1995.
- Halle, M./P. Podraza: Verfahren zur Ermittlung des Wiederbesiedlungspotenzials von Makroinvertebraten auf der Grundlage von Gewässerstrukturmerkmalen. – Wasserwirtschaft 91 (6) 2001, 296-301.
- Lautenschläger, M./P. Podraza: The significance of an impact on stream bank structure for populations of adult insects. Verh. Int. Verein Limnol, (i. Dr.).
- LUA (Hrsg.): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen Gewässerlandschaften und Gewässertypen, Merkblätter Nr. 17, Düsseldorf 1999.
- LUA (Hrsg.): Leitbilder für mittelgroße bis große Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen (Flüsse), Merkblätter 34, Düsseldorf 2002.
- LUA: Fließgewässertypenatlas Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. – Merkblätter, Düsseldorf (i. Dr.).
- MURL (Hrsg.): Leitbilder für Tieflandbäche in Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf 1995.
- Podraza, P.: Regentlastungen der Mischwasserkanalisation – Einflüsse auf die Makroinvertebratenzönose, Essener Ökologische Schriften Bd. 10, 1999.
- Podraza, P./H. Schuhmacher: Die anthropogene ‚Überformung‘ von Fließgewässern im Ballungsraum – dargestellt am Beispiel des Ölbachs in Bochum, Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 18/1989, 549-555.
- Ruhrverband (Hrsg.): Ruhrwassermenge 1999, Ruhrverband Essen
- Schuhmacher, H.: Stadtbäche als Lebensraum, Naturwissenschaften 76/1989, 505-511
- Schuhmacher, H./B. Thiesmeier (Hrsg.): Urbane Gewässer., Westarp Verlag, Essen 1991.
- Thiesmeier, B., J. Rennerich, S. Darschnik: Fließgewässer im Ballungsraum Ruhrgebiet ökologische Grundlagenerhebung in der Stadt Bochum, Decheniana 141/1988, 296-311.
- Timm, T.: Die Verteilungsmuster der Larven von Fließgewässerinsekten und ihre Abhängigkeit von Ufer- und Auenstrukturen, Deutsche Gesellschaft für Limnologie E.V (Hrsg.) Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1993 in Coburg, 348-352.

### Die Autoren

Helmut Schuhmacher, geb. 1941, studierte in Heidelberg und Kiel von 1960 bis 1966 Biologie, Chemie und Mathematik mit dem Abschluss Staatsexamen; 1969 Promotion über ein limnologisches Thema; 1969 bis 1971 Stipendiat an der meeresbiologischen Station Eilat (Rotes Meer). 1978 Habilitation an der Ruhr-Universität Bochum mit einer riffökologischen Arbeit. Seit 1982 Professor für Hydrobiologie an der Universität Essen. Forschungsschwerpunkte Ökologie von Stadtgewässern, Typologie von Fließgewässern, Ökologie von Korallenriffen.



Mario Sommerhäuser. Foto: André Zelck

Mario Sommerhäuser, Jahrgang 1959, studierte Biologie, Ökologie, Germanistik und Philosophie in Essen, Examen über stadtnahe Bäche in Oberhausen, Promotion über die Limnologie und Typologie temporärer und permanenter Bäche des Niederrheins. Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Universität Essen seit 1990, Mitglied verschiedener Gremien der wissenschaftlich-technischen Verbände und des Deutschen Instituts für Normung (DIN), Leiter eines Arbeitskreises „Temporäre Gewässer“ der Deutschen Gesellschaft für Limnologie. Wissenschaftliche Mitarbeit und großenteils Leitung bei zahlreichen Forschungsvorhaben im Auftrag der Europäischen Union, des Bundes und der Länder zu Fragen der Gewässertypologie, Leitbildbeschreibung und Gewässerbewertung, über 50 Veröffentlichungen in nationalen und internationalen Zeitschriften und Kongressberichten. Zurzeit Projektmanager einer Koordinationsstelle für biologische Forschungsvorhaben zur Umsetzung der so genannten EU-Wasser-Rahmenrichtlinie in Deutschland, mit dieser Aufgabenstellung zukünftig auch tätig in Ungarn.



Petra Podraza. Foto: André Zeilek

Petra Podraza, geboren 1962 in Bonn, studierte in Essen Biologie und Chemie (Abschluss: Staatsexamen) sowie Ökologie (Abschluss: Diplom). 1996 Promotion in einem limnologischen Thema mit siedlungs-wasserwirtschaftlichem Schwerpunkt. In der Zeit von 1991 bis 1997 wissenschaftliche Mitarbeiterin in Forschungsvorhaben zur Bewertung und ökologischen Bewirtschaftung von Fließgewässern. Seit 1997 Hochschulassistentin mit dem Ziel der Habilitation über ein Thema zur Ökologie urbaner Gewässer. Mitglied in diversen Arbeits-Gremien wissenschaftlich-technischer Verbände. Koordination und Leitung mehrerer Forschungsvorhaben im Auftrag der Europäischen Union, des Bundes und des Landes NRW.



## **Das Adersystem**

Podraza, Petra; Schuhmacher, Helmut; Sommerhäuser, Mario

In: UNIKATE: Berichte aus Forschung und Lehre / Heft 19 (2002)

Dieser Text wird über DuEPublico, dem Dokumenten- und Publikationsserver der Universität Duisburg-Essen, zur Verfügung gestellt.

Die hier veröffentlichte Version der E-Publikation kann von einer eventuell ebenfalls veröffentlichten Verlagsversion abweichen.

URN: <urn:nbn:de:hbz:464-20190219-170027-7>

Link: <https://duepublico.uni-duisburg-essen.de:443/servlets/DocumentServlet?id=48174>

### Lizenz:

Sofern nicht im Inhalt ausdrücklich anders gekennzeichnet, liegen alle Nutzungsrechte bei den Urhebern bzw. Herausgebern. Nutzung - ausgenommen anwendbare Schrankenregelungen des Urheberrechts - nur mit deren Genehmigung.

Quelle: Druckausg. erschienen bei ESSENER UNIKATE 19, 2002, ISBN 3-934359-19-1