

# **Methode zur hydromorphologischen und soziokulturellen Bewertung urbaner Fließgewässer**

Zur Erlangung des akademischen Grades einer

**DOKTOR-INGENIEURIN**

von der Fakultät für  
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften  
des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)

genehmigte

**DISSERTATION**

von

Dipl.-Ing. Frauke König  
aus Koblenz

Tag der mündl. Prüfung: 14.01.2011

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. h.c. mult. Franz Nestmann  
Korreferent: Prof. Dr.-Ing. habil. Heinz Patt

Karlsruhe 2011

## Zusammenfassung

Der Bedarf nach mehr Naherholungsgebieten in der Stadt und die Notwendigkeit der Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit erfordert die Umgestaltung urbaner Fließgewässerabschnitte. Der Klimawandel verschärft hierbei zum einen die typischen Defizite urbaner Gewässer, andererseits steigt der Bedarf für einen nachhaltigen Umgang mit den Gewässern zur Verbesserung des Stadtklimas.

Die Umgestaltung urbaner Fließgewässer unterliegt aufgrund der hohen Funktions- und Restriktionsdichte besonderen Bedingungen. Ein wichtiger Schritt zur Erkennung der Defizite und des Entwicklungspotentials sowie zur Planung von Maßnahmen und der anschließenden Erfolgskontrolle ist eine systematische Bewertung der Gewässer bzw. Gewässerabschnitte. Existierende Bewertungsverfahren liefern für urbane Gewässer keine befriedigenden Ergebnisse und führen systembedingt zu einer defizitären Bewertung. Zudem muss berücksichtigt werden, dass insbesondere innerstädtische Gewässerstrecken eine Vielzahl an soziokulturellen Funktionen übernehmen. Sie dienen der Naherholung und Freizeitnutzung, dem Naturerleben und spielen eine wichtige Rolle bei der städtebaulichen Gestaltung.

In dieser Arbeit wurde daher ein innovatives Bewertungsverfahren entwickelt, welches die Strukturvielfalt, die aquatische Durchgängigkeit und die soziokulturellen Eigenschaften von Gewässerstrecken erfasst und bewertet sowie die urbanen Gegebenheiten dieser Fließgewässerstrecken berücksichtigt. Um die ökologische Bewertung nicht der Beliebigkeit auszuliefern und den Status quo zu zementieren wurde ein System zur Gewässertypisierung entwickelt und gewässertypspezifische adäquate Referenzzustände definiert. Die Bewertung der ausgewählten 30 Einzelparameter erfolgt auf Basis eines angepassten modularen Bewertungsalgorithmus. Letztendlich wird die Bewertung in eine, wie in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie gefordert, fünfstufige Bewertung überführt. Das entwickelte Verfahren wurde an verschiedenen urbanen Gewässerstrecken unterschiedlicher Größe und zugehörig zu verschiedenen Gewässertypen erprobt. Die gewonnen Erkenntnisse werden ausführlich diskutiert. Zusammenfassend ist festzustellen, dass das Verfahren für kleine Bäche ebenso wie für große Wasserstraßen gut anwendbar ist und für sehr stark verbaute Abschnitte ebenso plausible Ergebnisse liefert wie für naturnahe Abschnitte.

In einem letzten Schritt wurden die Ergebnisse einer exemplarischen Bewertung mit dem neuen Verfahren an der Alb in Karlsruhe mit hydraulischen und topographischen Messdaten verglichen. Diese Untersuchung soll Rückschlüsse über die Objektivität und Qualität des Verfahrens liefern und Möglichkeiten einer optimierten Bewertung auf Basis einer verbesserten Datengrundlage aufzeigen.

## **Abstract**

In consequence of their urban settings urban waters are often eminently degraded. Problems such as straightening, culverting, canalisation, pollution, etc. result in waters with poor aesthetics, no recreational value, high maintenance requirements, poor water quality and degraded ecology. The purpose of urban river restoration is to address some or all of these issues to improve the ecology and to increase the quality of life in urban areas. To ensure successful river restoration projects adapted assessment and management methods are needed. The suitability of existing methods often lack due to different reasons, for example using insufficient calculation algorithms or reference condition. Mostly sociocultural issues are not considered.

Therefore a new assessment method to evaluate the hydromorphological and sociocultural situation of urban streams with an adapted algorithm was developed with respect to requirements of hydro-environment research. First specific reference conditions were defined and a river type differentiating developed. The assessment method is divided in three modules, structural diversity, aquatic migration and sociocultural issues which could be separated in different sections. Totally 30 different characteristics, describing the state of the river, can be weighted and aggregated. The assessment is based on an adapted mathematical rating algorithm for urban streams. Finally the new assessment method provides an assessment in five classes, due to the requirements of the Water Framework. The newly developed assessment method was tested at several urban river stretches.

In a last step the results of an exemplarily assessment with the new assessment method were compared with hydraulic and geometric data gained by field measurements to verify the results and discuss the objectivity.

**ZUSAMMENFASSUNG**

---

**ABSTRACT**

---

**ABBILDUNGSVERZEICHNIS**

---

**TABELLENVERZEICHNIS**

---

<b>1</b>	<b><u>EINLEITUNG</u></b>	<b>1</b>
1.1	RELEVANZ UND ZIELSETZUNG	2
1.2	AUFBAU DER ARBEIT	5
<b>2</b>	<b><u>CHARAKTERISTIK URBANER GEWÄSSER</u></b>	<b>7</b>
2.1	DEFINITION „URBANE GEWÄSSER“	7
2.2	HISTORISCHER ABRISS	7
2.2.1	FRÜHE KULTUREN UND ANTIKE	7
2.2.2	MITTELALTER UND NEUZEIT	8
2.2.3	DIE LETZTEN 30 JAHRE	9
2.3	RECHTLICHE UND POLITISCHE RAHMENBEDINGUNGEN	11
2.4	ECOSYSTEM SERVICES	14
2.4.1	WASSERWIRTSCHAFTLICHE UND HYDROMORPHOLOGISCHE MERKMALE	16
2.4.2	ÖKOLOGISCHE FOLGEN	20
2.4.3	KLIMATISCHE MERKMALE	20
2.4.4	SOZIOKULTURELLE MERKMALE	21
<b>3</b>	<b><u>BEWERTUNG VON FLIEßGEWÄSSERN – STAND DER PRAXIS</u></b>	<b>23</b>
3.1	GRUNDLAGEN	23
3.1.1	LEBENSRAUM FLIEßGEWÄSSER	23
3.1.2	DEFINITION DES BEGRIFFES „BEWERTUNG“	36
3.1.3	BEWERTUNGSTHEORIE	36
3.1.4	WESENTLICHE BESTANDTEILE EINER BEWERTUNG	39
3.1.5	ALLGEMEINE ANFORDERUNGEN AN BEWERTUNGSVERFAHREN	40
3.2	EXISTIERENDE BEWERTUNGSANSÄTZE	42
3.2.1	ÖKOLOGISCHE UND WASSERWIRTSCHAFTLICHE BEWERTUNGSANSÄTZE	42
3.2.2	ANSÄTZE ZUR ERFASSUNG UND BEWERTUNG DER GEWÄSSERSTRUKTUR	44
3.2.3	DAS LAWA VOR-ORT-VERFAHREN	47
3.2.4	BEWERTUNGSANSATZ DER EG-WRRL	50
3.2.5	SOZIOKULTURELLE BEWERTUNGSANSÄTZE	51
3.2.6	DATENBASIS	52
3.2.7	GEWÄSSERTYPISIERUNGEN	53
3.2.8	LEITBILDER UND REFERENZZUSTÄNDE	54

<b>3.3 ANWENDUNGSGRENZEN EXISTIERENDER BEWERTUNGSVERFAHREN</b>	<b>57</b>
3.3.1 VERGLEICH UNTERSCHIEDLICHER VERFAHREN	57
3.3.2 DATENBASIS	58
3.3.3 GEWÄSSERTYPISIERUNGEN	59
3.3.4 LEITBILDER UND REFERENZZUSTÄNDE	59
3.3.5 VERWENDETE PARAMETER	60
3.3.6 BEWERTUNGALGORITHMEN	62
3.3.7 EIGNUNG BIOLOGISCHER VERFAHREN	63
<b>4 <u>MODULARES VERFAHREN ZUR BEWERTUNG URBANER FLIEßGEWÄSSERSTRECKEN</u></b>	<b>64</b>
<b>4.1 VORÜBERLEGUNGEN</b>	<b>64</b>
4.1.1 RÄUMLICHE UND FACHLICHE MAßSTABSEBENE	64
4.1.2 METHODISCHE VORGEHENSWEISE	65
<b>4.2 ENTWICKLUNG DER WESENTLICHEN KOMPONENTEN</b>	<b>66</b>
4.2.1 GEWÄSSERTYPISIERUNGEN	66
4.2.2 REFERENZZUSTÄNDE	68
4.2.3 PARAMETER	77
<b>5 <u>DATENERFASSUNG</u></b>	<b>79</b>
<b>5.1 HINWEISE ZUR ERHEBUNG IM GELÄNDE</b>	<b>79</b>
5.1.1 KOPFTEIL	80
<b>5.2 STRUKTURVIELFALT</b>	<b>82</b>
5.2.1 QUERPROFIL	84
5.2.2 SOHLE UND WASSERKÖRPER	84
5.2.3 BÖSCHUNGSFUß	88
5.2.4 UFER UND UNMITTELBAR ANGRENZENDES UMLAND	90
<b>5.3 AQUATISCHE DURCHGÄNGIGKEIT</b>	<b>93</b>
<b>5.4 SOZIOKULTURELLE PARAMETER</b>	<b>97</b>
5.4.1 RÄUMLICHE INTEGRATION	99
5.4.2 ATTRAKTIVITÄT DES GEWÄSSERRAUMS	100
5.4.3 STÄDTEBAULICHE EINBINDUNG UND AUSSTATTUNGSFAKTOREN	101
<b>6 <u>BEWERTUNGALGORITHMUS</u></b>	<b>102</b>
<b>6.1 BEWERTUNGALGORITHMUS DER MODULE STRUKTURVIELFALT UND SOZIOKULTURELLER ASPEKTE</b>	<b>102</b>
6.1.1 MATHEMATISCHE GRUNDLAGEN	103
6.1.2 SCHRITT 1 – AUFBEREITUNG DER ROHDATEN	106
6.1.3 SCHRITT 2 – BEWERTUNG DER PARAMETER	108
6.1.4 SCHRITT 3- BEWERTUNG DER TEILBEREICHE	113
6.1.5 SCHRITT 4 - BEWERTUNG DER MODULE	114
6.1.6 SCHRITT 5 – ÜBERFÜHRUNG IN GÜTEKLASSEN	116

<b>6.2</b>	<b>BEWERTUNGSFUNKTIONEN DER EINZELNEN PARAMETER</b>	<b>118</b>
<b>6.3</b>	<b>BEWERTUNGALGORITHMUS FÜR DAS MODUL <i>AQUATISCHE DURCHGÄNGIGKEIT</i></b>	<b>119</b>
6.3.1	SCHRITT 1 – AUFBEREITUNG DER ROHDATEN	120
6.3.2	SCHRITT 2: BEWERTUNG DER PARAMETER	121
6.3.3	SCHRITT 3 – BEWERTUNG DER TEILBEREICHE BZW. TIERGRUPPEN	122
6.3.4	SCHRITT 4 – ERMITTLUNG DER GÜTEKLASSEN FÜR DIE AQUATISCHE DURCHGÄNGIGKEIT	123
 <b>7 <u>EXEMPLARISCHE ANWENDUNG UND QUANTIFIZIERUNG VON STRUKTURKLASSEN ZUR VERBESSERUNG DER DATENBASIS</u></b>		 <b>125</b>
<b>7.1</b>	<b>EXEMPLARISCHE ANWENDUNG</b>	<b>125</b>
<b>7.2</b>	<b>UNTERSUCHUNGSGEBIET DER ALB IN KARLSRUHE</b>	<b>125</b>
<b>7.3</b>	<b>ANALYSE</b>	<b>130</b>
7.3.1	OBJEKTIVITÄT	131
7.3.2	RELIABILITÄT	132
7.3.3	VALIDITÄT	132
7.3.4	VERWENDBARKEIT	133
<b>7.4</b>	<b>QUANTIFIZIERUNG AUSGEWÄHLTER PARAMETER</b>	<b>133</b>
7.4.1	ZIEL DER UNTERSUCHUNG	133
7.4.2	DATENERHEBUNG IM GELÄNDE UND AUFBEREITUNG DER DATEN	134
7.4.3	STATISTISCHE ANALYSE	137
7.4.4	ERGEBNISSE	138
7.4.5	PARAMETER ZUR BEURTEILUNG DER DURCHGÄNGIGKEIT	141
<b>7.5</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>143</b>
7.5.1	QUANTIFIZIERUNG DER DIVERSITÄTSPARAMETER	143
7.5.2	BEURTEILUNG DER AQUATISCHEN DURCHGÄNGIGKEIT	144
 <b>8 <u>ZUSAMMENFASSUNG</u></b>		 <b>145</b>
 <b>9 <u>GLOSSAR</u></b>		 <b>149</b>
 <b>10 <u>LITERATURVERZEICHNIS</u></b>		 <b>153</b>
<b>10.1</b>	<b>NORMEN UND GESETZE</b>	<b>163</b>
<b>10.2</b>	<b>MÜNDLICHE MITTEILUNGEN</b>	<b>163</b>
<b>10.3</b>	<b>INTERNETQUELLEN</b>	<b>163</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Der Cheonggycheon in Seoul, verdolt vor (links) und nach (rechts) der Umgestaltung. (www.preserve.net 2010, FRISKE 2009)	1
Abbildung 2: Blick von der Grosshesselohrbrücke vor und nach der Umgestaltung (ARZET 2005)	1
Abbildung 3: Schematische Darstellung der Vorgehensweise der Gewässerentwicklung	3
Abbildung 4: Aufbau der Arbeit	6
Abbildung 5: Dimensionen der Nachhaltigkeit	11
Abbildung 6: Vereinfachte räumliche Zuordnung der Prioritäten im Flussbau in Siedlungsgebieten (verändert nach GRAMBOW 2005)	12
Abbildung 7: Ecosystem Services urbaner Fließgewässer	15
Abbildung 8: Typische wasserwirtschaftliche Merkmale urbaner Gewässer und ökologische Folgen (ohne Anspruch auf Vollständigkeit) (DWA 2009, KAISER 2005, JÜRGING 2003, HÜTTE 2000, DVWK 2000).	17
Abbildung 9: Relative Zunahme des Hochwasser-Abflusses und Rückgang der Niedrigwasserführung mit veränderter Flächennutzung (verändert nach DWA 2009).	18
Abbildung 10: Typische soziokulturelle Defizite urbaner Gewässer (ohne Anspruch auf Vollständigkeit) (DWA 2009, DWA 2007, KAISER 2005, JÜRGING 2003, DVWK 2000).	22
Abbildung 11: Weg des Wassers vom Niederschlag bis zum Abfluss (DYCK & PESCHKE 1995)	24
Abbildung 12: Ursachen für eine ungleichförmige Geschwindigkeit (NESTMANN 1998)	25
Abbildung 13: Oberflächenwellen bei strömendem Abfluss (links), beim Übergang von strömend zu schießend (mittig) und bei schießendem Abfluss (rechts) (verändert nach HÜTTE 2000)	28
Abbildung 14: Entwicklung der laminaren und turbulenten Grenzschicht am Beispiel einer angeströmten, glatten ebenen Fläche (CHADWICK & MORFETT 1993)	29
Abbildung 15: Verlauf der Grenzschicht entlang einer angeströmten Kugel (CHADWICK & MORFETT 1993).	29
Abbildung 16: Schematische Darstellung der Geschwindigkeits- und Schubspannungsverteilung in einem naturnahen Fließgewässerquerschnitt (OBERLE 2004)	30
Abbildung 17_ Bewegungsbeginn in Abhängigkeit von Fließgeschwindigkeit und Korndurchmesser (HJULSTRÖM 1935)	31
Abbildung 18: Bewegungsbeginn von kohäsionslosen Einkornsubstrat nach Shields, erweitert um Messwerte anderer Wissenschaftler (NESTMANN ET AL. 2005)	32
Abbildung 19: Morphologische Veränderungen eines Fließgewässers im Längsverlauf (verändert nach HEINRICH & HERGT 1998, NESTMANN 1998).	34
Abbildung 20: Schema zur Bewertung als Verknüpfung von Wert- und Sachebene (verändert nach BERNOTAT ET AL. 2002)	37

Abbildung 21: Übertragung der einzelnen Komponenten der Bewertungstheorie hinsichtlich einer Bewertung der Gewässerstruktur _____	38
Abbildung 22: Unterschiedliche Wertskalen (verändert nach PLACHTER 1994). _____	39
Abbildung 23: Komponenten der Zustandbewertung der Oberflächengewässer nach EG-WRRL (FRISKE 2001). _____	50
Abbildung 24: Modulare Struktur des neuen Bewertungsverfahrens _____	66
Abbildung 25: Das unmittelbar angrenzende Umland wird anthropogen genutzt, die Uferböschung ist verbaut. Ein naturnah strukturierter Böschungsfuß erhöht die Strukturvielfalt (Avisio in Moena) _____	70
Abbildung 26: Skizze zur Abgrenzung der räumlichen Teilbereiche des Gewässerbetts. Das „unmittelbar angrenzende Umland“ ist zum Umfeld hin nicht fest abgegrenzt. Die Ausdehnung entspricht der Breite des Uferstreifens (verändert nach MIETHANER 2007). _____	71
Abbildung 27: Spielende Kinder an der Isar in München _____	75
Abbildung 28: Parameter des neu entwickelten Bewertungsverfahrens für urbane Fließgewässerstrecken _____	78
Abbildung 29: Kopfteil des Erhebungsbogens (verändert nach ENGELS 2009) _____	80
Abbildung 30: Skizze eines Ausleitungskraftwerks (verändert nach GIESECKE & MOSONYI 2009) _____	80
Abbildung 31: Ausschnitt aus dem Erhebungsbogen für das Modul <i>Strukturvielfalt</i> _____	83
Abbildung 32: Strukturvielfalt in einem naturnahen Aue Bergbach (PATT ET AL. 2010) _____	85
Abbildung 33: Korngrößen der unterschiedlichen Substrattypen _____	87
Abbildung 34: Verbaute Ufer mit einem Gehölzstreifen an der Böschungsoberkante am Cheonggycheon in Seoul (FRISKE 2009). _____	91
Abbildung 35: Qualität verschiedener Gehölzarten für aquatische Wirbellose (Nahrungs- und Habitatsangebot des Falllaubs) (JÜRGING & PATT 2005). _____	92
Abbildung 36: Ausschnitt des Erhebungsbogen für das Modul <i>Aquatische Durchgängigkeit</i> _____	94
Abbildung 37: Ausschnitt aus dem Erhebungsbogen zur Erfassung des Moduls <i>soziokulturelle Aspekte</i> _____	98
Abbildung 38: Schematische Darstellung des Bewertungsalgorithmus der Module Strukturvielfalt und soziokulturelle Aspekte. _____	103
Abbildung 39: Beispiel für die Darstellung des Rohdatenvektors des einfachen Parameters Typ 1 <i>Sohlstrukturen</i> . _____	106
Abbildung 40: Beispielhafte Darstellung des Typ 2 Parameters <i>Substrattyp</i> und die Weiterverarbeitung in eine Diagonalmatrix und gültigen Spalten. _____	107
Abbildung 41: Schematische Darstellung der Rohdatendiagonalmatrix am Beispiel des Typ 3 Parameter <i>Uferstreifen, linke Gewässerseite</i> $p_{Ustr,l}$ _____	107
Abbildung 42: Schematische Darstellung des Bewertungsalgorithmus für das Modul <i>Aquatische Durchgängigkeit</i> . _____	120
Abbildung 43: Lage der untersuchten Abschnitte an der Alb. _____	126
Abbildung 44: Untersuchungsabschnitt 1 _____	127



Abbildung 45: Untersuchungsabschnitt 2 _____	127
Abbildung 46: Abschnitt drei mit großer verzweigter Insel (BING MAPS, 2010). _____	128
Abbildung 47: Untersuchungsabschnitt 3 _____	128
Abbildung 48: Untersuchungsabschnitt 4 _____	129
Abbildung 49: Untersuchungsabschnitt 5 _____	129
Abbildung 50: Untersuchungsabschnitt 6 _____	130
Abbildung 51: Schematische Übersicht des Messrasters _____	135
Abbildung 52: Prinzipskizze des Vectrino (NORTEK 2009) _____	135
Abbildung 53: Vectrino mit Schutzring während einer Messung. _____	136
Abbildung 54: Darstellung einer Messreihe der Fließgeschwindigkeit über die Zeit. Oben: Ungefilterte Messung mit „spikes“, unten: Gefilterte Messung. _____	137
Abbildung 55: Den Güteklassen der Breitenvarianz zugeordnete Variationskoeffizienten in Abhängigkeit des Durchflusses im Untersuchungsgebiet. _____	138
Abbildung 56: Schematischer Aufbau des Bewertungsverfahrens für urbane Fließgewässer _____	147
Abbildung 57: Veranschaulichung des Alias-Effektes (WIKIMEDIA COMMONS 2004) _____	149

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über verschiedene Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Gewässerstruktur _____	45
Tabelle 2: Definition der Strukturklassen _____	48
Tabelle 3: Parametergruppen und Bewertungsprinzipien des Indexsystems (verändert, LAWA 2000) WP: Wertstrukturparameter, SP: Schadstrukturparameter _____	49
Tabelle 4: Bewertungsgrundlage im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000, nach BRATRICH 2004) _____	51
Tabelle 5: Fließgewässerzonierung nach ILLIES (1961) und HUET (1949) _____	53
Tabelle 6: Sektorale Leitbilder nach KAISER (2005) und GESKE ET AL. (1997) (verändert). _____	55
Tabelle 7: Referenzzustand der Strukturvielfalt für urbane Fließgewässer als Korridorbiotop (JÜRGING 2003, HÜTTE 2000, LAWA 2000) _____	72
Tabelle 8: Referenzzustand der aquatischen Durchgängigkeit für urbane Fließgewässer als Korridorbiotop (MUNLV 2005, DWA 2010) _____	74
Tabelle 9: Soziokultureller Referenzzustand für urbane Fließgewässer (SPIESS ET AL. 2008, KAISER 2005, DVWK 2000, TOURBIER 2006, SILVA ET AL. 2004A, SILVA ET AL. 2004b) _____	76
Tabelle 10: Fließgewässerzonierung nach ILLIES (1961) und HUET (1949) _____	81
Tabelle 11: Grenzwerte der Mindestwassertiefe _____	95
Tabelle 12: Grenzwerte der Fließgeschwindigkeit für die Beurteilung der aquatischen Durchgängigkeit _____	95
Tabelle 13: Hydraulische und geometrische Grenzwerte für Sohlrampen und -gleiten in Abhängigkeit der Länge (verändert nach DWA 2010). _____	96
Tabelle 14: Übersicht der verwendeten Symbole. Eine Erklärung ist im folgenden Text dargestellt. _____	104
Tabelle 15: Zustandsklassen der fünfstufigen Bewertung _____	117
Tabelle 16: Hydrologische Daten der Alb (HOCHWASSER-VORHERSAGE-ZENTRALE, LUBW 2010) _____	126
Tabelle 17: Zusammenfassung der visuellen Bewertung der untersuchten Abschnitte an der Alb in Karlsruhe _____	130
Tabelle 18: Statistische Kennwerte der Breitenvarianz und Ergebnisse der visuellen Bewertung der <i>Breitenvarianz</i> im Untersuchungsgebiet. _____	139
Tabelle 19: Statistische Analyse der gemessenen Wassertiefen und Korrelation mit der fünfstufigen Bewertung der <i>Tiefenvarianz</i> im Untersuchungsgebiet. _____	140
Tabelle 20: Statistische Analyse der gemessenen Fließgeschwindigkeiten und deren räumlicher Verteilung und Korrelation mit der fünfstufigen Bewertung der <i>Strömungsdiversität</i> im Untersuchungsgebiet. _____	141
Tabelle 21: Gemessene Mindestwassertiefen und visuelle Bewertung der Wassertiefe in den untersuchten Abschnitten. _____	142

Tabelle 22: Mindestwassertiefen und Mindestgeschwindigkeiten im Wanderkorridor für die  
einzelnen Abschnitte \_\_\_\_\_ 142

# 1 Einleitung

Viele urbane Fließgewässer befinden sich hinsichtlich verschiedener Aspekte in einem schlechten Zustand und haben mehr Ähnlichkeit mit Abwasserkanälen als mit natürlichen Gewässern. Dagegen bieten gerade Fließgewässer in Städten und Dörfern ein großes Potenzial um gesellschaftliche, ökologische und wasserwirtschaftliche Aufgaben zu übernehmen. Die Spannweite der Funktionen reicht dabei von der Gewährleistung der ökologischen Funktionsfähigkeit und Hochwassersicherheit bis hin zu Naherholungsgebieten und touristischer Nutzung. Um diese Aufgaben erfüllen zu können, werden vermehrt Umgestaltungs- und Aufwertungsmaßnahmen durchgeführt. Den Erfolg und die Ausmaße solcher Maßnahmen zeigen beeindruckend die Beispiele des Cheonggyecheon in Seoul, Südkorea und der Isar in München.

*In Seoul, Südkorea wurde zwischen 2002-2005 der verdolte, unter einem 16 m breiten Highway verlaufendes Cheonggyecheon auf einer Strecke von 6 km freigelegt. Die Straße wurde verlegt und das Gewässer entsprechend den soziokulturellen Anforderungen gestaltet. Der Cheonggyecheon dient inzwischen als grüne Lunge und touristische Attraktion der Stadt Seoul. Das Projekt ist aus ökologischer Sicht umstritten, zeigt jedoch in beeindruckender Weise die Machbarkeit für urbane Gewässergestaltung*



**Abbildung 1: Der Cheonggyecheon in Seoul, verdolt vor (links) und nach (rechts) der Umgestaltung. (www.preserve.net 2010, FRISKE 2009)**

*Seit 1999 wird ein acht Kilometer langer Abschnitt der Isar im Stadtgebiet München umfassend renaturiert. Neben der ökologischen Aufwertung konnten der Hochwasserschutz und der Erholungsnutzen verbessert werden. Mit viel Freiraum für Eigendynamik ist die Isar weltweit eines der Vorzeigebispiele für urbane Gewässerrenaturierung.*



**Abbildung 2: Blick von der Grosshesseloherbrücke vor und nach der Umgestaltung (ARZET 2005)**

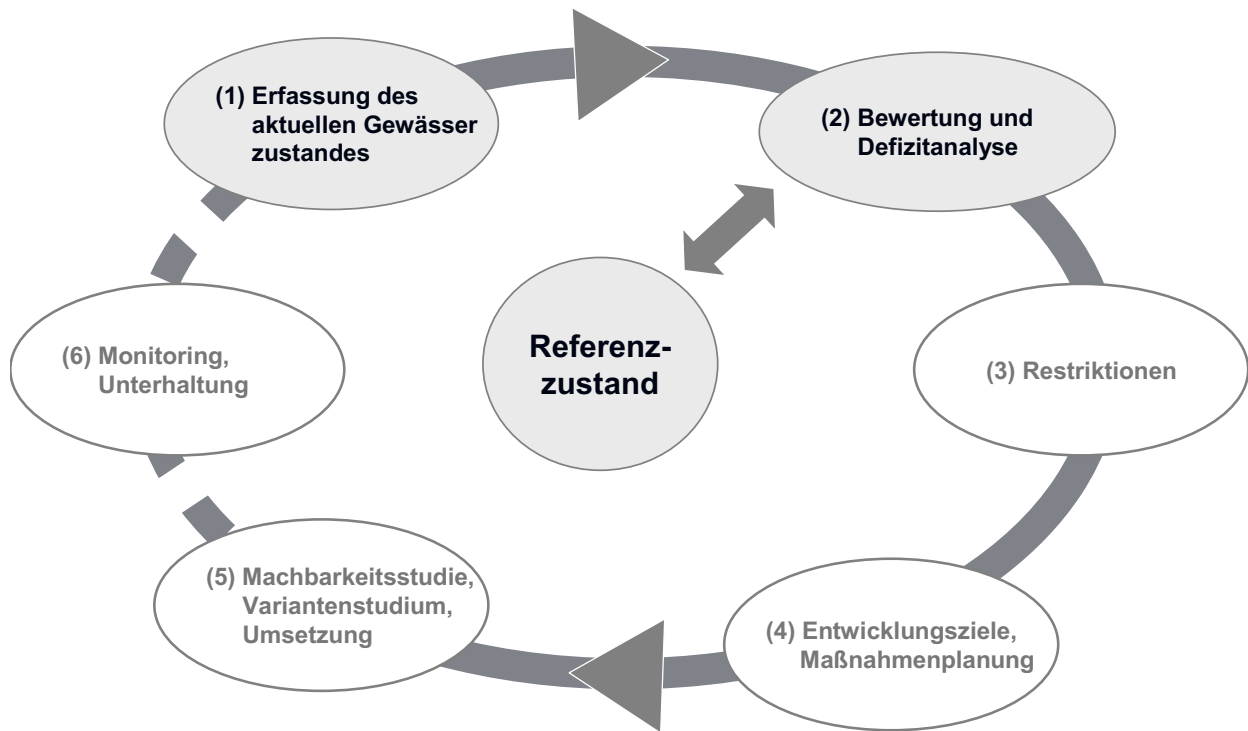
Für den ökologischen Zustand der Fließgewässer spielen heutzutage neben der Belastung durch Abwasser und durch diffuse Stoffeinträge die physischen Nutzungen wie zum Beispiel Wasserkraft, Siedlungsentwässerung und Hochwasserschutz eine wichtige Rolle. Verfahren zur Beurteilung der Gewässer in Bezug auf ihren hydromorphologischen Zustand gewinnen daher an Bedeutung. Dabei ist die Erhebung und Beurteilung derjenigen Kenngrößen notwendig, die die morphologischen und hydraulischen Bedingungen sowie die Dynamik im Gewässer als Lebensraum charakterisieren (BUWAL 1998). Eine möglichst detaillierte Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Gewässerzustandes ist zudem die Grundlage für eine zielgerichtete und erfolgreiche Umgestaltung.

Während verschiedene Verfahren zur Beurteilung des hydromorphologischen Zustandes von Gewässern in der freien Landschaft existieren, steckt die Bewertung für urbane Gewässer noch in den Kinderschuhen. In dieser Arbeit wird ein neu entwickeltes Verfahren vorgestellt, welches den hydromorphologischen und soziokulturellen Zustand urbaner Gewässerabschnitte erfasst und bewertet. Es bietet somit eine grundlegende Voraussetzung für eine erfolgreiche Aufwertung und Umgestaltung und trägt dazu bei, dass diese Gewässerabschnitte die verschiedenen Ecosystem Services erfüllen können.

## **1.1 Relevanz und Zielsetzung**

Verfahren zur Erfassung und Bewertung des Gewässerzustandes sind aus vielerlei Sicht notwendig. Obwohl eine umfassende Erfassung einer Bewertung vorausgeht, wird zur Vereinfachung in dieser Arbeit nur von Bewertungsverfahren gesprochen. Eine wesentliche Rolle spielen Bewertungsverfahren in der Gewässerentwicklungsmethodik, die im Folgenden kurz erläutert wird.

Um die Entwicklungspotenziale an urbanen Gewässerabschnitten zu nutzen, müssen zunächst die Defizite und einschränkenden Faktoren erfasst, bewertet und entsprechende Entwicklungsmöglichkeiten formuliert werden. Die Methodik der Gewässerentwicklung umfasst die Gesamtheit der Maßnahmen die notwendig und möglich sind, um eine Verbesserung des Gewässerzustandes zu erreichen. Der standardisierte Ablauf beinhaltet die in Abbildung 3 dargestellten Schritte:



**Abbildung 3: Schematische Darstellung der Vorgehensweise der Gewässerentwicklung**

Die Erfassung des aktuellen Gewässerzustandes ist der erste Schritt der Gewässerentwicklungsplanung. Dazu werden Daten, die den Zustand des Gewässers und den angrenzenden Landes beschreiben, erhoben. In Bezug auf einen zu definierenden Referenzzustand wird der aktuelle und erfasste Zustand bewertet. Auf Basis dieser Ergebnisse werden unter Berücksichtigung der vorhandenen Restriktionen und Nutzungsansprüchen Entwicklungsziele formuliert. Die Planung von Maßnahmen, ihre Machbarkeitsüberprüfung und anschließende Ausführung sind der nächste Schritt. Nach Umsetzung der Maßnahmen und Beendigung des Projektes sind eine (möglichst reduzierte) Gewässerunterhaltung und ein weiteres Monitoring unerlässlich, um die weitere Gewässerentwicklung zu beobachten. Eine erneute Erfassung des Gewässerzustandes und Bewertung kann als Erfolgskontrolle dienen.

Leistungsfähige Bewertungsverfahren können somit Defizite, Stärken und Potenziale identifizieren und sind die Basis um geeignete Projektgebiete und -ziele festzulegen, sachgerechte Entscheidungen zu treffen und Maßnahmen zu planen. Die Abschätzung des dynamischen Potenzials von Fließgewässern sowie die Entwicklung nach Eingriffen kann prognostiziert werden. Der Vergleich und die Bewertung von Gewässerzuständen vor und nach Durchführung von Maßnahmen ist Grundlage jeder Erfolgskontrolle. Aus politischen Gründen und für die Akzeptanz in der Bevölkerung ist es unerlässlich, erzielte Verbesserungen nach Eingriffen am Gewässer messbar und anschaulich darzustellen.

Neben der konkreten Maßnahmenplanung dienen Bewertungsverfahren der überblicksweisen Darstellung des Gewässerzustandes in Behörden und der Verwaltung. Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) fordert für alle Gewässer in Europa das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes und ein Verschlechterungsverbot (vgl. Kapitel 2.3). Dies gilt auch für die hydromorphologischen Parameter. Für die Bestandaufnahme, die Maßnahmenplanung und die Erfolgskontrolle sind wiederum angepasste Bewertungsverfahren notwendig.

Die Beurteilung der Gewässer in Bezug auf ihren hydromorphologischen Zustand kann auf verschiedene Art und Weise erfolgen. Im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL (2000) erfolgt die Bewertung auf Basis biologischer Verfahren. Die Ergebnisse biologischer Verfahren geben jedoch nur einen Hinweis auf den Zustand des Gewässers. Rückschlüsse auf mögliche Ursachen sind i. d. R. nicht direkt ableitbar. Besonders im urbanen Raum ist der Zustand von Tier- und Pflanzenzönosen von vielen Faktoren, wie z.B. lokalen Einleitungen und der Wassertemperatur abhängig. Eine Maßnahmenplanung basierend auf Erkenntnissen biologischer Verfahren ist schwierig. Eine weitere Möglichkeit zur Bewertung des ökologischen Zustandes urbaner Gewässern und Kernthema dieser Arbeit sind Verfahren zur Beurteilung der hydromorphologischen Aspekte eines Gewässers bzw. der Gewässerstruktur. Diese Verfahren bieten auch eine Möglichkeit zur Bewertung der soziokulturellen Aspekte.

In Europa existieren zahlreiche Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur und damit zur Beurteilung des hydromorphologischen Gewässerzustandes. In vielen existierenden Bewertungsverfahren sind allerdings Schwachstellen hinsichtlich des Bewertungsalgorithmus und der qualitativen Beurteilung messbarer Parameter erkennbar. Wenige dieser Verfahren sind speziell an die besonderen Bedingungen urbaner Gewässer angepasst. Daraus resultiert häufig eine systembedingte defizitäre Bewertung. Soziokulturelle und ökonomische Aspekte, wie Erholungsnutzung und städtebauliche Integration, werden bestenfalls untergeordnet berücksichtigt. Eine Ausnahme stellt das 2005 von KAISER entwickelte Verfahren dar, das einen umfassenden Ansatz zur Bewertung und Entwicklung urbaner Fließgewässer liefert. Der Schwerpunkt der Arbeit lag auf der Entwicklung einer Methodik zur Bewertung der soziokulturellen Aspekte, die mit Hilfe eines Bürgerbeteiligungsprojektes ausgearbeitet wurde.

Aufbauend auf den Erkenntnissen von KAISER (2005) soll in dieser Arbeit ein Verfahren entwickelt werden, welches die Strukturvielfalt, die aquatische Durchgängigkeit und die soziokulturellen Aspekte urbaner Gewässerabschnitte bewertet. Die Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes soll auf die Besonderheiten urbaner Gewässer angepasst werden. Die aquatische Durchgängigkeit einer Gewässerstrecke wird als separates Modul erfasst. Informationen über die aquatische Durchgängigkeit, welche für die Praxis der Gewässerentwicklung und die Forderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie bedeutsam sind, sind somit direkt zugänglich.

Das Verfahren ist auf die Zielgruppe der Ingenieure und Planer ausgerichtet und soll dazu beitragen, die Umgestaltung urbaner Gewässerstrecken zu vereinfachen und effizienter zu gestalten. Erzielte Verbesserungen und Aufwertungen nach Umgestaltungen sollen korrekt repräsentiert und auch kleine Erfolge sichtbar gemacht werden. Dies soll dazu beitragen, die politische Motivation zu erhöhen und zu zeigen, dass auch unter einem hohen anthropogenen Nutzungsdruck Gewässerstrecken so gestaltet werden können, dass sie sowohl die ökologischen als auch die soziokulturellen Aufgaben erfüllen können.

Für die Entwicklung des Verfahrens wurden zunächst mithilfe eines Methodenvergleichs existierenden Verfahren hinsichtlich ihrer Anwendung an urbanen Gewässerstrecken untersucht. Die Charakteristik urbaner Fließgewässerstrecken und die daraus resultierenden Anforderungen an Bewertungsverfahren wurden herausgearbeitet. Auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse, eigenen Erfahrungen aus der Praxis und Anregungen aus der Literatur wurde schließlich ein neues, modular aufgebautes Bewertungsverfahren entwickelt. Im Einzelnen wurden folgende Schritte durchgeführt:

- Entwicklung eines Systems der Gewässertypisierung.
- Formulierung adäquater typspezifischer Referenzzustände.
- Definition charakterisierender Indikatoren und Parameter.
- Entwicklung eines Bewertungsalgorithmus.

- Validierung des Verfahrens in der Praxis

Um zu untersuchen inwiefern eine objektivere Beurteilung basierend auf hydraulischen Daten durchgeführt werden kann, wurden zahlreiche Naturmessungen an der Alb in Baden-Württemberg bei Karlsruhe durchgeführt. Die Verteilung lokaler Fließgeschwindigkeiten und die räumliche Variation des Gewässerbettes wurden an einzelnen Abschnitten mit unterschiedlicher Strukturgüteklasse hochaufgelöst aufgemessen.

Grundsätzlich kann das Verfahren zur Bewertung urbaner Fließgewässer auf Fließgewässer jeder Größe angewandt werden. Die Kartierung erfolgt mit Hilfe des Aufnahmebogens, in dem die im Gelände erhobenen Daten erfasst werden. Die Bewertung für jedes Modul erfolgt in einer fünfstufigen Skala.

## **1.2 Aufbau der Arbeit**

In Abbildung 4 ist der Aufbau der Arbeit schematisch dargestellt. In den ersten beiden Kapiteln der Arbeit werden die Relevanz und Grundlagen zum Thema Bewertung urbaner Fließgewässerabschnitte erläutert. Neben der historischen Bedeutung und den rechtlichen als auch politischen Rahmenbedingungen werden die wasserwirtschaftlichen und soziokulturellen Merkmale urbaner Fließgewässerabschnitte dargestellt.

In Kapitel 3 wird der Lebensraum Fließgewässer in seinem natürlichen Zustand beschrieben und grundlegende abiotische Vorgänge erläutert. Des Weiteren werden die methodischen Grundlagen zur hydromorphologischen Bewertung von Fließgewässern und der Stand der Praxis zur Bewertungstheorie dargestellt. Verschiedene existierende Bewertungsansätze und ihre Komponenten werden genannt sowie bestehende Verfahren hinsichtlich ihrer Anwendung an urbanen Gewässerstrecken untersucht. Basierend auf dieser Eignungsanalyse und grundsätzlichen Überlegungen wird die Relevanz für ein neues Verfahren herausgearbeitet. Dabei wird insbesondere auf die Teilaspekte Gewässertypisierung, Referenzzustände, Parameter und Indikatoren, Bewertungsalgorithmus und Datenbasis eingegangen.

Ein modulares Bewertungsverfahren für urbane Fließgewässer wird in den Kapiteln vier bis sieben beschrieben. Der Aufbau und die einzelnen Komponenten wie z.B. Definition des Referenzzustandes werden in Kapitel vier diskutiert. Die Datenerhebung aller Parameter im Gelände sowie die Bewertung sind in den Kapiteln fünf und sechs erläutert.

Die exemplarische Anwendung des entwickelten Verfahrens und eine Analyse der Anwendung im Gelände sowie die Ergebnisse einer Untersuchung zur Verbesserung der Datenbasis und Bewertung auf Basis hydraulischer und morphometrischer Daten sind in Kapitel sieben dargestellt.

Eine Zusammenfassung der Arbeit ist im letzten Kapitel dargestellt.



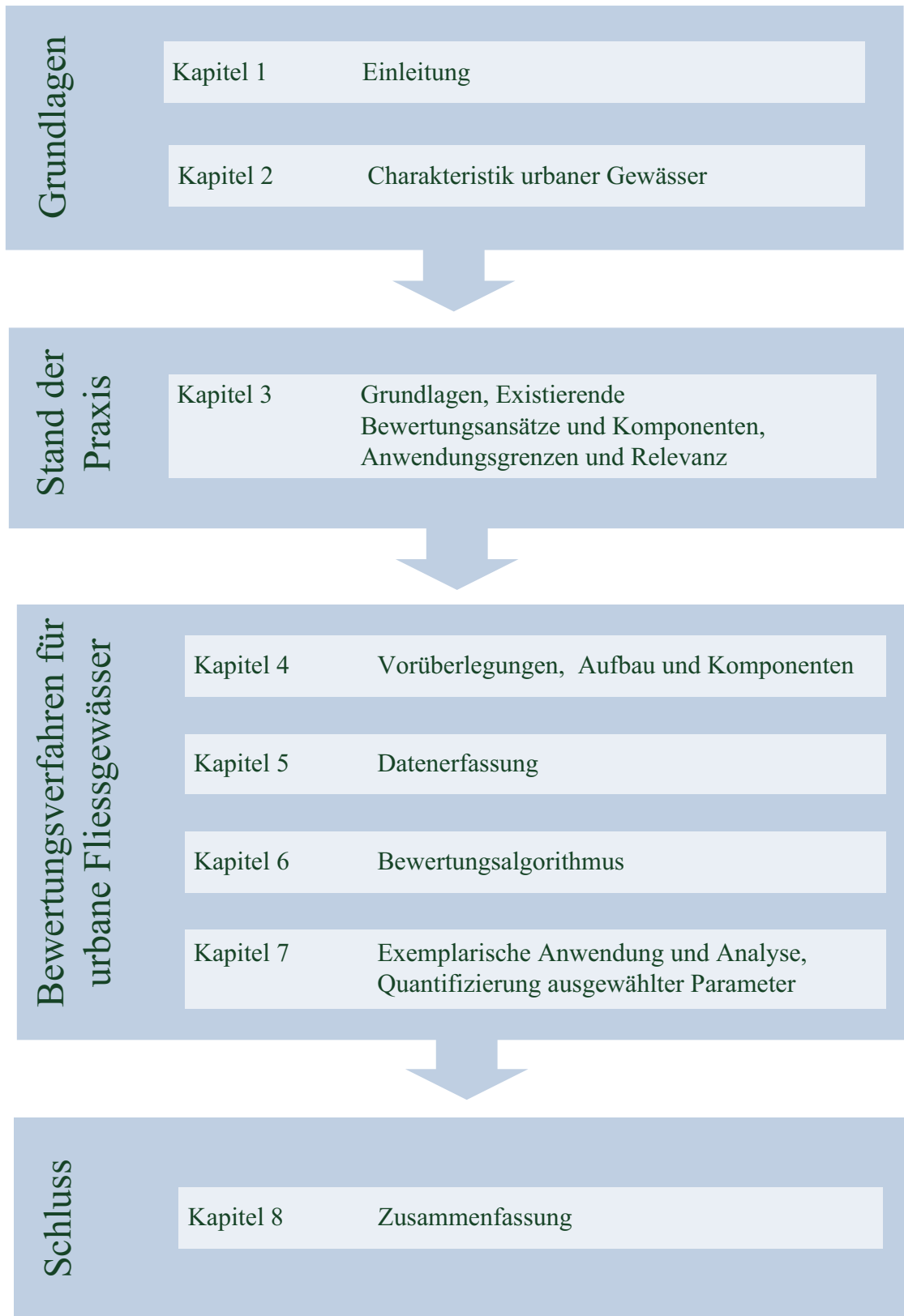


Abbildung 4: Aufbau der Arbeit

## 2 Charakteristik urbaner Gewässer

In diesem Kapitel werden einige grundlegende Informationen zu urbanen Gewässern gegeben. Um die wasserwirtschaftliche, soziokulturelle und ökologische Relevanz und den Umgang mit urbanen Fließgewässern darzustellen und die heutige Problematik diesbezüglich zu verdeutlichen wird im Folgenden ein kurzer Abriss über die historische Entwicklung gegeben. Anschließend werden die typischen Defizite und Anforderungen an urbane Gewässer dargestellt.

### 2.1 Definition „urbane Gewässer“

Die Bedeutung des Wortes „urban“ kommt aus dem lateinischen und bedeutet: „städtisch, fein, gebildet“ (BROCKHAUS ENZYKLOPÄDIE 1974). Ein „Fließgewässer“ ist nach DIN 4047, Teil 5 1.1 (DIN-TASCHENBUCH 211 1996) die Bezeichnung für ein ständig oder zeitweise fließendes oberirdisches Gewässer und ein Sammelbegriff für Bäche, Flüsse, Kanäle, Ströme usw. Das in dieser Arbeit vorgestellte Verfahren beschäftigt sich mit Fließgewässerabschnitten, welche urbane Bereiche durchfließen. Der Grad der Urbanisierung kann sehr unterschiedlich sein. Gekennzeichnet sind diese Abschnitte durch eine typische Kombination anthropogener Einflussfaktoren. SCHUHMACHER (1991) formuliert dies folgendermaßen "Urbane Fließgewässer sind der Bach und der Fluss in der Stadt, die den speziellen Einflussgrößen dieses höchst naturfernen Raumes unterliegen“. Diese Definition wird für die vorliegende Arbeit übernommen.

### 2.2 Historischer Abriss

#### 2.2.1 Frühe Kulturen und Antike

Der Mensch bevorzugte sehr früh in seiner Entwicklung das Flussufer als Lebensraum und begann mit der Nutzung der Gewässer. Die vier ältesten großen Kulturen entstanden alle an Flüssen und auf deren fruchtbaren Schwemmebenen: Mesopotamien an Euphrat und Tigris im heutigen Irak, die Harrapan Kultur am Indus im heutigen Pakistan, China am Jangtse und am gelben Fluss sowie Ägypten am Nil. Dort wurden auch die ersten, zum Teil sehr erfolgreichen Versuche unternommen, die Flüsse in ihrer Form zu ändern und ihre Unberechenbarkeit zu bändigen. „Siedlungshistorisch bilden geschützte Gewässerbereiche wie Flussmündungen und Buchten die ersten Hafenplätze im heutigen Sinn. Erste gebaute Häfen mit entsprechender Schutzfunktion sind im 13. Jahrhundert v. Chr. in den Küstenstädten der Phönizier festzustellen (HEINEMANN 2005).“ Die Fließgewässer wurden im Wesentlichen für

- die Wasserversorgung,
- die Abwasserentsorgung,
- als Schutz vor Feinden,
- für Brückenzoll
- als Energielieferant und Transportweg verwendet.

Doch brachten die Siedlungen am Fluss nicht nur Positives. Hochwasser und Dürren gefährdeten die Siedlungen und ihre Bewohner (BALL 2002). Eine der ältesten flussbaulichen Maßnahmen war die Verlegung des Nils in Ägypten um etwa 3000 v. Ch. Dabei wurde der Fluss durch einen mindestens 400 m langen

und 15 m hohen Damm aus Natursteinen von einer Seite der Talebene zur anderen umgeleitet, um so die Stadt Memphis vor Hochwasser zu schützen (GARBRECHT 1981).

Die großen Städte des Altertums hatten eine hervorragende Wasserversorgung, meist verbunden mit bemerkenswerten Abwassersystemen. Das Verhältnis der Menschen, zu den ihr Leben beeinflussenden Gewässern war mythisch. Naturvorgänge und Naturgebilde, so auch Flüsse und Bäche, wurden als überirdische Mächte angesehen, deren Verhalten nicht voraussehbar und denen der Mensch weitgehend hilflos ausgeliefert war. Das Gewässer wurde durch Götter und Dämonen personifiziert. Die Besänftigung dieser durch z.B. Gebete oder Opfergaben wurde die gleiche oder größere Bedeutung zugemessen, als technische Maßnahmen. Eine rationalere Betrachtung der Natur und der Gewässer trat erst mit den Römern ein, bei denen sich der Ingenieur mit dem Wasser in seinen vielfältigen Erscheinungsformen auseinandersetzten musste und nicht mehr der Priester (GARBRECHT 1982).

Die Römer, als Gründer großer Metropolen verfügten über einen hohen Wasserbedarf für Trinkwasser, Gewerbe, Hygiene und Entspannung (römisches Bad) und bauten Äquaduktssysteme, die Wasser über lange Strecken leiteten. Erstmals wurden Abwasserkanäle angelegt. Bereits im 4. Jh. v. Chr. wurde von etruskischen Ingenieuren die „Cloaca Maxima“ in Rom erbaut, um das Abwasser in den Tiber abzuleiten. In den folgenden Jahrhunderten entstand ein ganzes Netz von Abwasserleitungen, an die sowohl Regeneinleitungen als auch die öffentlichen Toiletten angeschlossen waren. Nach diesem Vorbild wurden auch andere Städte im gesamten römischen Imperium mit einer Abwasserentsorgung versehen. Eine Abwasserbehandlung ist nirgendwo nachgewiesen, jedoch wurden „Sinkbecken“ installiert, die zu einer Verbesserung der Wasserqualität beitrugen (BALL PLATNER 1929, STADT BOPPARD 2010). Neben den Äquaduktssystemen mit Freispiegelabfluss entwickelten die Römer auch die ersten Druckrohrleitungen aus Tonrohren mit Bleieinfassung (TÖLLE-KASTENBEIN 1990).

Eine weiterentwickelte Technik der Städteentwässerung ist aus den Ruinen der Andenstadt Tiahuanaco bekannt, die ihre Blütezeit vom 9. bis 12. Jh. erlebte. Dort fand man die Reste eines steinernen, unterirdischen Kanalnetzes, das die Abwässer zu einem außerhalb gelegenen Sammelbecken leitete (STADT BOPPARD 2010).

### **2.2.2 Mittelalter und Neuzeit**

In der Zeit vom 5. Jahrhundert bis zum 15. Jahrhundert fand ein großer Wissensverlust um die Möglichkeiten zur optimierten Wassernutzung statt (MEYERS 1991). Ausnahme bildeten Landgewinnung und Hochwasserschutz an der Küste. Die Gewässer im Stadtgebiet wurden stark gewerblich genutzt, jedoch gab es wenige bauliche Eingriffe (GARBRECHT 1981). Neben der Nutzung als Energieträger und Transportweg wurde Wasser ein wichtiges Element in der Herstellung verschiedener Produkte wie z.B. Textilien (KAISER 2005). Darüber hinaus spielte das Wasser für die Brandbekämpfung und als Wehr- und Schutzanlage eine bedeutende Rolle. Neben der Versorgung der Siedlungen mit Trink- und Brauchwasser dienten die Gewässer im Wesentlichen zur Abfuhr von Abfällen, Kloaken und Abwässern. Die Idee der Kanalisation wurde nicht weiter verfolgt und es fand keine Abwasserbehandlung statt (GARBRECHT 1981).

Die Einbeziehung des Gewässers als integraler Teil der Stadt begann im Mittelalter. Zum ersten Mal spielten Fragen der Architektur, des Stadtbildes und der Landschaft eine Rolle. Die Gewässer wurden zum Aushängeschild der Städte, z.B. in Koblenz, Regensburg und Würzburg (GARBRECHT 1981).

Mit Beginn der Renaissance (15./16. Jahrhundert) setzte eine neue Entwicklung ein. Systematische Beobachtungen der Natur und Experimente begannen Intuition und Erfahrungswerte im Umgang mit den Gewässern zu ergänzen (GARBRECHT 1982). Leonardo da Vinci (1452-1519) bemerkte damals „Die Wur-

zeln der Weiden lassen die Böschungen der Kanäle nicht zerfallen, und die Zweige der Weiden, die in der Querrichtung, also auf die Breite gesetzt und später unten beschnitten werden, werden jedes Jahr dicker und so bekommst du ein lebendiges Ufer aus einem Stück“. Zudem machte Da Vinci u. a. Anmerkungen zur Kontinuitätsgleichung, Turbulenzphänomenen und zum flussmorphologischen Regime (GARBRUCHT 1981). Damit begannen erstmals gezielte flussbauliche Entwicklungen auf Basis von Lebendbaustoffen. Das Fundament der theoretischen Hydromechanik wurde im 18. Jh. von Euler (1707 – 1783), Bernoulli (1700 bis 1782) und d’Alembert (1717 – 1783) gelegt.

Zu Beginn des 19. Jahrhunderts prägten unverbaute, oberirdisch abfließende Gewässer das Bild vieler Städte. Flüsse und Ströme in der freien Landschaft waren noch weitgehend in ihrem natürlichen Zustand (GARBRUCHT 1982). Doch verbesserte technische Möglichkeiten und höhere Anforderungen an die Gewässer führten zu Ausbau, Begradigung und Befestigung der großen europäischen Gewässer. Aus Gründen des Hochwasserschutzes, der Grenzfixierung (z.B. zwischen dem Großherzogtum Baden und Frankreich), der Landgewinnung, der Malariabekämpfung und der Schaffung leistungsfähiger Wasserstraßen begann z.B. Johann Gottfried Tulla (1770 – 1828) 1817 mit dem Ausbau des Oberrheins (GARBRUCHT 1982).

Neue Erkenntnisse auf dem Gebiet der Hygiene und der begründeten Angst vor Seuchen führte um 1830 in vielen deutschen Städten zur Anlage neuzeitlicher Kanalisationssysteme. Dies schuf auch den für die städtebauliche Entwicklung dringend benötigten Raum und verminderte hygienische und ästhetische Beeinträchtigungen. Neue technische Möglichkeiten erlaubten eine andere Gestaltung der Gewässer. Die Entsorgung von industriellen und kommunalen Abwässern und der Schutz vor Hochwasser wurde eine zentrale Aufgabe (DVWK 2000). Die Erfindung der Dampfmaschine (1765) und des Elektromotors (1866) ersetzten teilweise die Wasserkraft und machten die Industrie damit unabhängiger vom Standort am Wasser (KAISER 2005, GARBRUCHT 1982).

Eine Veränderung in der Stadtentwicklung am Wasser brachte die Industrialisierung mit sich. Es erfolgte ein Wandel in der Bedeutung und im Verständnis zwischen Hafen (Wasserfront) und Stadt. Die Hafenterrassen mit ihren Wasserfronten wurden zu Kernstücken der lokalen Wirtschaft. Die seit Generationen entstandenen typischen Hafennutzungen (Werften, Speicher, Kontore, Zoll, Seemannsheime, Vergnügungsviertel) konzentrierten sich auf fest definierte Hafenterrassen, die meistens durch Mauern, Zäune etc. abgegrenzt wurden, dieses z. T. auch, um die Zollgrenze der Hafenterrassen festzulegen und überwachen zu können. Damit war eine eindeutige gedankliche und räumliche Abkehr der Städte von ihren Gewässern und Wasserflächen vollzogen (HEINEMANN 2005).

Beide Weltkriege hinterließen in den deutschen Städten tiefe Spuren. Der Wiederaufbau in der Nachkriegszeit führte zunächst durch seinen Funktionalismus und dem erhöhten Verkehrsaufkommen zur entmischten, verkehrsgerechten, aber durchgrüntem, organischen Stadt. Industrielles Wachstum, autogerechte Innenstädte und die Entwertung der innerstädtischen Grünräume hatten danach eine Verödung der Innenstädte und Stadtflucht zur Folge (BALL 2002). Anfang der 70iger Jahre schlug sich die Unwirtlichkeit der Städte und die Umweltverschmutzung in Bestrebungen zu einer neuen, menschlicheren Stadt nieder (MITSCHERLICH 1965). 1963 wurde die Vereinbarung zum Schutz des Rheins unterzeichnet und ein aufwendiges Programm für die Verbesserung der Wasserqualität begonnen (GRAMBOW 2005).

### **2.2.3 Die letzten 30 Jahre**

Mit zunehmender Bevölkerung ist auch der Raumbedarf der Menschen gestiegen. Weltweit ist eine fortschreitende Urbanisierung/Verstädterung zu beobachten. Tokio und Montreal dehnen sich z .B. auf die

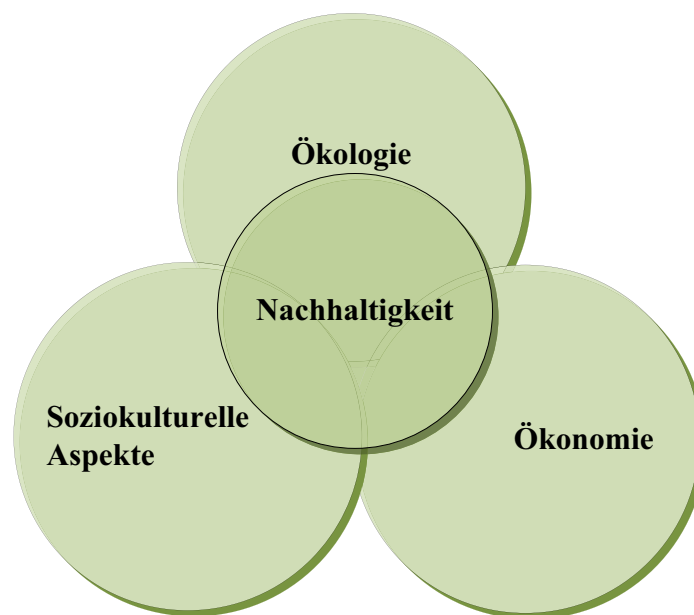
anliegenden Wasserflächen aus, oder legen wie Toronto und Boston ihre Flughäfen oder andere Projekte auf dem Wasser an. Eine solche Stadtentwicklung ist auch in Deutschland zu beobachten (HABER 1994).

Mit steigendem Wohlstand und Umweltbewusstsein hat sich die allgemeine Einstellung zu innerstädtischen Gewässern gewandelt. Der Umgang mit den Gewässern wird nicht mehr nur durch ökonomische und produktionstechnische Überlegungen geprägt, sondern zunehmend durch ökologische Aspekte. Mit großem Aufwand wurden Abwasserbelastungen reduziert und Flüsse und Bäche ökologisch umgestaltet und als Gestaltungselemente verwendet. Nachdem viele Gewässer eine zufrieden stellende Wasserqualität erreicht hatten, rückten Mitte der 80iger Jahre verstärkt die strukturellen Defizite der Gewässer in den Mittelpunkt. Die meisten Maßnahmen beschränkten sich dabei jedoch auf Projekte in der freien Landschaft. Erst in den letzten Jahren wurden/werden vermehrt Projekte und Netzwerke zur strukturellen Umgestaltung urbaner Fließgewässer durchgeführt und Forschungsprojekte diesbezüglich initiiert, z.B. urbem (WWW.URBEM.NET – 2010), smurf (WWW.SMURF-PROJECT.INFO - 2010) oder das Netzwerk FluR (WWW.NETZWERK-FLUR.DE - 2010). Offen liegende Gewässer finden als gestalterisches und charakterisierendes Element Einzug in das Stadtbild. Ihre Bedeutung für ein positives Stadtklima und als innerstädtische Naherholungsgebiete ist mittlerweile unbestritten (FIEBIGER 1998). Ansätze diesbezüglich sind bereits seit einigen Jahren in den Wasserfrontprojekten vieler Kommunen zu erkennen, in denen vorwiegend Hafen- und Industriebrachen am Wasser neu in Wert gesetzt werden. Dieses Phänomen der Stadtentwicklung, die Wasserfrontenentwicklung, ist eine weltweit zu beobachtende Entwicklung, die bereits in den 60/70iger Jahren ihre Anfänge hatte (HEINEMANN 2005).

Die Geschichte der Wassernutzung zeigt sich ähnlich wie die Menschheitsgeschichte nicht als ein kontinuierlicher Entwicklungspfad. Einzelne Zentren und Zeiten mit hohen wasserwirtschaftlichen Standards, sowie Einbrüche und lange Stagnationsphasen prägen die Entwicklung. Beeindruckende frühe wasserbauliche Anlagen zeigen ebenso wie die heutige Zeit die Bedeutung der Fließgewässer für die Städte, andererseits aber auch die Abhängigkeit von der Natur, die man erst in der jüngeren Geschichte wieder versucht wirklich zu verstehen. Die beschriebenen Entwicklungen in der Betrachtungsweise der urbanen Gewässer gelten ebenso für die Denkweise in der gesamten Wasserwirtschaft in Mitteleuropa. Dies zeigt unter anderem auch die Betrachtung der Titel von Fach- und Lehrbüchern, wie in LEHMANN (2005) ausführlich beschrieben wurde.

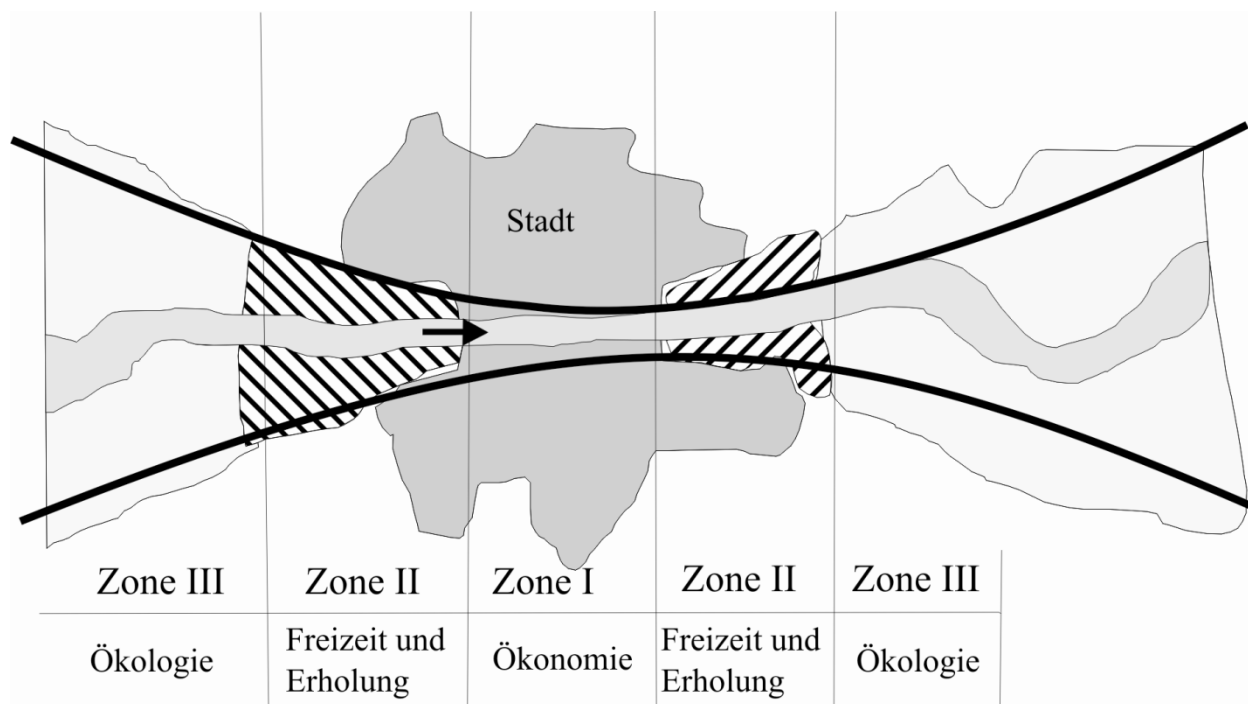
## 2.3 Rechtliche und politische Rahmenbedingungen

Die Richtlinien und Gesetze für den Umgang mit der natürlichen Ressource Wasser sind in den letzten Jahren im nationalen und im europäischen Raum erheblich ausgeweitet und verschärft worden (DWA 2009). Der politische Durchbruch des Umweltgedanken vollzog sich 1992 auf der Nachhaltigkeitskonferenz der Vereinten Nationen in Rio de Janeiro, wo man sich auf Schritte und Prinzipien einigte um eine nachhaltige ökologische Entwicklung zu erreichen und die Agenda 21 beschloss. In der Agenda 21 wurden Aspekte aufgestellt, die auch heute noch Grundlage und Maßstab für Denkansätze zur globalen Entwicklung sind, es wird das traditionelle Konzept der Nachhaltigkeit als Äquivalenz der drei Säulen Ökologie, Ökonomie und Soziales dargestellt (GRAMBOW 2005). Der entscheidende Erkenntnisfortschritt besteht darin, dass ökonomische, soziokulturelle und ökologische Aspekte nicht voneinander getrennt werden dürfen und einen integrativen Planungsprozess erfordern (HINTERMEIER 2005).



**Abbildung 5: Dimensionen der Nachhaltigkeit**

Der integrierte Ansatz der lokalen Agenda 21, der in der Praxis als Tripel Ansatz beschrieben wird, ist als globale Strategie fixiert. Die Abwägung zwischen den drei Kreisen ist oft schwierig. Eine vereinfachte räumliche Zuordnung der Prioritäten im Flussbau in Abhängigkeit der Lage von Siedlungsgebieten ist in GRAMBOW (2005) zu finden.



**Abbildung 6: Vereinfachte räumliche Zuordnung der Prioritäten im Flussbau in Siedlungsgebieten (verändert nach GRAMBOW 2005)**

In der in Abbildung 6 dargestellten innerstädtischen Zone I erhalten ökonomische Belange wie z.B. der Hochwasserschutz Vorrang vor ökologischen oder soziokulturellen Aspekten. Naherholung und Kultur (ufernahe Parks, Badeplätze, etc.) stehen dagegen in Zone II, am Stadtrand im Vordergrund, während in Zone III, im siedlungsfernen Planungsraum der Vorrang der Ökologie (eigendynamische Entwicklung, Schaffung von Aueflächen, etc.) eingeräumt wird. Mit der Zone geht auch eine Aussage zur Korridorbreite des Gewässers einher. Diese Breite ist eine Funktion des Abstandes von der Ortsmitte. Bei diesem Ansatz werden nur die Zonen unterschiedlicher Prioritäten definiert (GRAMBOW 2005). Es sollte grundsätzlich beachtet werden, dass den allgemeinen Erfordernissen nur gerecht werden kann, wenn überall die Belange aller drei Säulen berücksichtigt werden. So sollten z.B. auch für die Zonen I und II ökologische Mindestanforderungen, wie z.B. die Durchgängigkeit für aquatische Organismen gelten. Um ein akzeptables Gleichgewicht zwischen den Belangen aller drei Säulen zu erreichen, sind den Verhältnissen angepasste Verfahren zur Beurteilung und Bewertung der örtlichen Situation notwendig.

Die rechtliche Grundlage für die Umsetzung der politischen Ideen in Europa wurde mit der im Jahre 2000 in Kraft getretenen europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) geschaffen. Die EG-WRRL dient dem Schutz und der Regulierung aller Wasserkörper (Oberflächen- und Grundwasser) und Küsten in Europa. Ziel ist es, eine Verschlechterung zu verhindern und bis 2015 den guten ökologischen und chemischen Zustand aller Gewässer zu erreichen. Als innovativ sind dabei vor allem der einzuggebietsbezogene und gewässertypspezifische Ansatz zu nennen (BMU 2009).

Urbane Gewässer werden in der EG-WRRL nicht als gesonderter Gewässertyp definiert. In den meisten Bundesländern wird die Urbanisierung jedoch als Kriterium zur Ausweisung von erheblich veränderten Fließgewässern (HMWB - heavily modified water body) verwendet. Nach Artikel 2, Abschnitt 9 der EG-WRRL ist ein erheblich veränderter Wasserkörper ein Oberflächenwasserkörper, der durch physikalische Veränderungen durch den Menschen erheblich verändert wurde (EG-WRRL 2000). Generell ist darunter folgendes zu verstehen: Wenn die zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes erforderlichen Maßnahmen signifikante Auswirkungen auf die vorhandenen Nutzungen (Schifffahrt, Hochwasserschutz, Ur-

banisierung, etc.) hätten, kann ein Gewässerabschnitt als „erheblich verändert“ ausgewiesen werden. Als Ziel müssen diese Gewässer bis 2015 das gute ökologische Potential erreichen, das heißt den unter den gegebenen Randbedingungen maximal zu erreichenden Zustand (s. Glossar).

Während der Erstellung der Konzepte zur Umsetzung der WRRL und der Agenda 21 wurde deutlich, dass eine besondere Schwierigkeit in der Herstellung eines Konsenses zwischen den beteiligten Interessengruppen liegen würde. Deshalb wurden neben fachlichen Forderungen auch Moderationsverfahren (z.B. der „Runde Tisch“ oder „Agenda 21“-Arbeitsgruppen) empfohlen, die zwischen den beteiligten Nutzern, der Wasserwirtschaft und dem Naturschutz vermitteln sollen, bevor die Rahmenplanungen behördlich geprüft und zur Grundlage behördlicher Entscheidungen werden (LEHMANN 2005).

2003 wurde die WRRL in nationales Recht überführt und ist seitdem für alle Mitgliedstaaten verpflichtend. In Deutschland wurden daraufhin das Wasserhaushaltsgesetz sowie die Wassergesetze der Bundesländer angepasst. In §6, Abschnitt 1 „Allgemeine Grundsätze der Gewässerbewirtschaftung“ des Wasserhaushaltsgesetzes des Bundes zur Neuregelung des Wasserrechts welches am 1. März 2010 in Kraft getreten ist, sind die Ziele der WRRL folgendermaßen zusammengefasst:

*„1) Die Gewässer sind nachhaltig zu bewirtschaften, insbesondere mit dem Ziel,*

- 1. ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu erhalten und zu verbessern, insbesondere durch Schutz vor nachteiligen Veränderungen von Gewässereigenschaften,*
- 2. Beeinträchtigungen auch im Hinblick auf den Wasserhaushalt der direkt von den Gewässern abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete sind zu vermeiden und unvermeidbare, nicht nur geringfügige Beeinträchtigungen so weit wie möglich auszugleichen,.....“ (WHG - Geltung ab 01.03.2010)*

Weitere detaillierte Beschreibungen rechtlicher Regelwerke sind z.B. in PATT ET AL. (2010), EG WRRL (2000), BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2009) erläutert.



## 2.4 Ecosystem Services

Der Begriff „Ecosystem Services“ auf deutsch „Ökosystemdienstleistungen“ hat in den letzten Jahren international stark an Bedeutung gewonnen. Eine Ökosystemdienstleistung beschreibt eine Dienstleistung, die von der Natur erbracht wird und die von Menschen genutzt werden kann. Diese Nutzungen werden zumeist eingeteilt in (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005, S39 ff):

- Basisdienstleistungen (*supporting services*, z.B. Bodenbildung, Stoffkreisläufe, Photosynthese)
- Bereitstellende Dienstleistungen (*provisioning services*, z.B. Nahrung, Wasser, Holz)
- Regulierende Dienstleistungen (*regulating services*, z.B. Regulierung von Klima, Überflutungen, Schutz vor Bodenerosion)
- kulturelle Dienstleistungen (*cultural services*, z.B. Freizeit, Erholung, Tourismus, Ästhetik)

Urbane Gewässerstrecken stellen eine Vielzahl von Ökosystemdienstleistungen bereit und sind andererseits durch eine typische Kombination dieser Dienstleistungen und daraus resultierender Merkmale gekennzeichnet. Die Dienstleistungen, die urbane Gewässerstrecken erbringen, können folgendermaßen in die vier Kategorien des Millennium Ecosystem Assessment aufgeteilt werden (vgl. Abbildung 7).

- Bereitstellende Dienstleistungen: Wasserversorgung, Nahrungsgüter wie Fische
- Regulierende Dienstleistungen: Entwässerung, Hochwasserschutz, Reinigungsleistung des Gewässer, Regulation des Wasserhaushaltes, Regulation des Lokalklimas
- Basisdienstleistungen: Bereitstellung von Habitaten, Biodiversität, Aufrechterhaltung von Nahrungsnetzen, Ausbreitung von Organismen, Stofftransport
- Kulturelle Dienstleistungen: Freizeit, Gesundheit, Erholung, Tourismus, Ästhetik, Anschauliche Beispiele für die Umwelterziehung und -bildung, Identitätsstiftung



**Abbildung 7: Ecosystem Services urbaner Fließgewässer**

Da Ökosystemdienstleistungen in der Handelswelt nur eingeschränkt berücksichtigt werden und ihre wirtschaftliche Bedeutung sehr gering ist, spielen sie bei politischen Entscheidungen häufig nur eine untergeordnete Rolle. Aufgrund dessen wird in den letzten Jahren das Konzept der Ökosystemdienstleistungen vermehrt dazu verwendet, den monetären Wert von Ökosystemen für den Menschen abzuschätzen (COSTANZA ET AL. 1997). Neben den monetär schwierig zu bewertenden wasserwirtschaftlichen, ökologischen und soziokulturellen Leistungen urbaner Gewässer führen erfolgreiche Gewässerentwicklungsprojekte auch zu einer direkten messbaren monetären Wertsteigerung. Dazu zählen z.B. die finanzielle Aufwertung von Immobilien am Ufer von Gewässern und die Umgestaltung ehemaliger Hafen- und Industrieanlagen in attraktive Wohn- und Gewerbegebiete wie z.B. die „Hamburger Hafencity“ oder „Silodam“ in Amsterdam.

Nach den Ergebnissen des MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) kann eine ausreichende Bereitstellung der Ökosystemdienstleistungen für zukünftige Generationen nicht mehr als gesichert angesehen werden. Weltweit befinden sich 60% der vom Millennium Ecosystem Assessment untersuchten Ökosystemdienstleistungen in einem Zustand von Degradation oder nicht nachhaltiger Nutzung, der von abnehmender Quantität und Qualität der Ökosystemdienstleistungen geprägt ist (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005, S.1 ff).

Unabhängig von ihrem monetären Wert können Ökosysteme die Vielzahl von Dienstleistungen nur erbringen, wenn ihre Funktionsfähigkeit erhalten wird. Ein nachhaltiger Umgang mit urbanen Gewässerstrecken ist daher von absoluter Notwendigkeit um auch zukünftig die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistungen gewährleisten zu können. Um die ökologische Funktionsfähigkeit zu gewährleisten sollten die so genannten ökologischen Schlüsselfunktionen des Gewässers sichergestellt werden (JÜRGING & PATT 2005, DVWK 2000). Beispiele erfolgreicher Umgestaltungsmaßnahmen wie an der Isar in München, der

Losse in Kassel, der Alb in Karlsruhe, die Freilegung des Soestbach, des Wienfluss in Wien, etc. zeigen, dass sich auch in räumlich beengten Verhältnissen Maßnahmen umsetzen lassen und die Gewässer so umgestaltet werden können, dass eine nachhaltige Nutzung gewährleistet wird.

Die verschiedenen Dienstleistungen und Funktionen des urbanen Gewässerökosystem stehen in Wechselbeziehung zueinander. Diese Beziehungen reichen von absoluter Abhängigkeit bis zur Inkompatibilität. So ist eine Voraussetzung zur Erbringung der kulturellen Dienstleistungen z.B. die räumliche Integration des Gewässers in das Stadtbild. Grundvoraussetzung für die räumliche Integration eines Gewässers in das Stadtbild ist die visuelle Wahrnehmbarkeit. Diese ist jedoch aufgrund starker Eintiefung, Verbauung oder Hochwassermaßnahmen häufig nicht gegeben. XU ET AL. (2008) empfehlen vor der Umsetzung von Gewässerentwicklungsmaßnahmen eine Kompatibilitätsanalyse der gewünschten Ökosystemdienstleistungen und Funktionen durchzuführen. In einem ersten Schritt sollen die in jedem Fall zu gewährleistenden Ökosystemdienstleistungen und Funktionen, wie z.B. der Hochwasserschutz, die Wasserversorgung oder die ökologische Funktionsfähigkeit identifiziert werden. Weitere zu erbringende Dienstleistungen sind so zu priorisieren, dass die absolut zu gewährleistenden Ökosystemdienstleistungen nicht eingeschränkt werden.

Bei der Erschaffung von kulturellen Dienstleistungen hilft die Erstellung von Nutzungskonzepten Konflikte zu vermeiden und ermöglicht eine Trennung von aktiven und passiven Erholungsplätzen. DVWK (2000) empfiehlt eine Einteilung in:

- Besinnungsräume (Erlebnisraum für Wind, Wetter, Flora, Fauna,...)
- Begegnungsräume (Gruppensitzgelegenheiten, einfache Erreichbarkeit,...)
- und Erlebnisräume (Sportmöglichkeiten in und am Gewässer,...)

Konkrete Maßnahmen zur Gewässerentwicklung im urbanen Raum werden im Rahmen dieser Arbeit nicht behandelt. Hierzu sei auf die entsprechende Fachliteratur mit verschiedenen Beispielen verwiesen (KAISER 2005, HÜTTE 1999, DWA 2009, DVWK 2000, DWA 2009, MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW 2008, NETZWERK FLIEßGEWÄSSER IM URBANEN RAUM 2008, MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW 2010 etc.).

Die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistungen hat eine typische Kombination charakteristischer Merkmale zu Folge, die unter anderem zur Kennzeichnung urbaner Gewässerstrecken verwendet werden. Da die Kenntnis dieser Merkmale grundlegende Voraussetzung für die Entwicklung eines Bewertungssystems urbaner Gewässerstrecken darstellt, werden sie im folgenden Text näher erläutert.

#### **2.4.1 Wasserwirtschaftliche und hydromorphologische Merkmale**

Eine Übersicht typischer wasserwirtschaftlicher und hydromorphologischer Merkmale sowie ihrer ökologischen Folgen ist in Abbildung 8 dargestellt und im folgenden Text erläutert. Die Trennung zwischen primären und sekundären Merkmalen sowie den ökologischen Folgen ist nicht immer klar gegeben und daher nur als Gliederung zu verstehen.

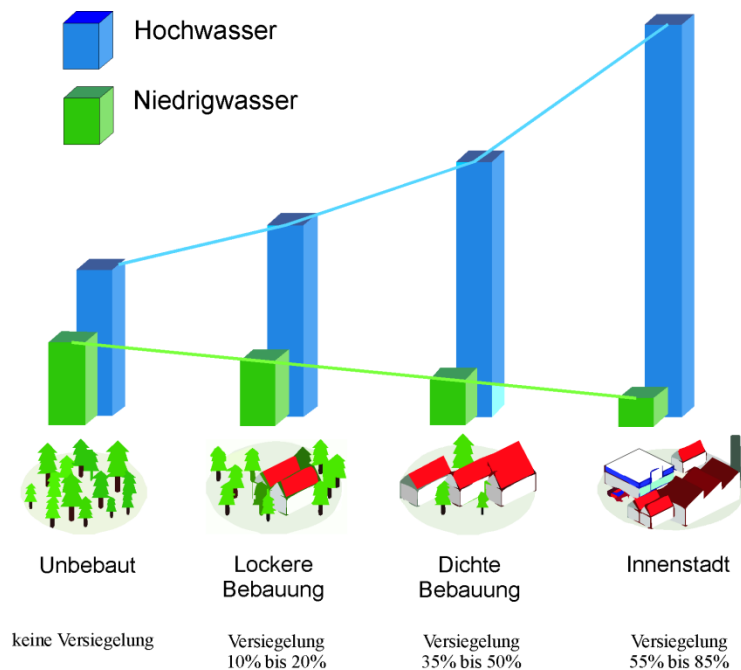
Wasserwirtschaft	Primäre Merkmale	Sekundäre Merkmale	Ökologische Folgen
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abflussspreizung</li> <li>• Stoßartig auftretende Wassereinleitungen</li> <li>• Hindernisse, Verbau, Verrohrung</li> <li>• Geringe Flächenverfügbarkeit</li> <li>• Geometrie häufig stark verändert</li> <li>• Eintiefung für Anschluß an Kanalisationsrohre</li> <li>• Hochwasserabfluss und Entwässerung gewährleisten</li> </ul> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Spülstöße mit hohen Schadstofffrachten</li> <li>• Erhöhte Temperaturen</li> <li>• Höhere Schadstoff- und Schmutzfrachten aus Punktquellen</li> <li>• Hygienische Belastungen</li> <li>• Erhöhte diffuse Einträge mit Schadstoffen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wassertiefen zu niedrig – zu hoch</li> <li>• Fließgeschwindigkeit zu niedrig-zu hoch</li> <li>• Keine Durchgängigkeit (longitudinal, lateral, vertikal)</li> <li>• Keine Ausuferungsmöglichkeiten</li> <li>• Keine Eigendynamik</li> <li>• Geringe hydraulische und morphologische Diversität</li> <li>• Verändertes Abflussverhalten</li> <li>• Hohe hydraulische Belastungen und Ausbau von Sohle und Ufer</li> <li>• Linearisierter Gewässerlauf</li> </ul> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Prozesse laufen schneller ab</li> <li>• Biozönotische Wanderbarrieren durch Temperatur</li> <li>• Krankheitserreger im Gewässer</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Substratveränderungen und –verlagerungen</li> <li>• Eintiefungen, Sedimentation, Kolmation</li> <li>• Kostenintensive Gewässerunterhaltung - Bewahrung des monotonen Zustandes</li> <li>• Habitatverlust</li> <li>• Abnahme der Habitatqualität</li> <li>• Abnahme der naturraumtypischen Diversität</li> <li>• Verinselungseffekte</li> <li>• Veränderung Artenanzahl und Artenzusammensetzung</li> <li>• Auswirkungen auf oberstrom, unterstrom gelegene Bereiche</li> <li>• Verringerte Resistenz</li> <li>• Verringerte Resilienz</li> </ul>

**Abbildung 8: Typische wasserwirtschaftliche Merkmale urbaner Gewässer und ökologische Folgen (ohne Anspruch auf Vollständigkeit) (DWA 2009, KAISER 2005, JÜRGING 2003, HÜTTE 2000, DVWK 2000).**

• *Abflussspreizung*

Die hohe Versiegelungsdichte und die Reduktion der Vegetationsdecke in urbanen Räumen führen zu einer Abflussspreizung (vgl. Abbildung 9). Dabei wird die Hochwasserspense erhöht und die Niedrigwasserspense vermindert. Versiegelung und Kanalisation bewirken einen schnellen Wasserabtransport. Dies erhöht z.B. bei starken Niederschlägen den Hochwasserabfluss. Andererseits wird die Grundwasserneubildung verringert und der Wasserrückhalt reduziert. Sinkende Grundwasserspiegel sind die Folge. Die dadurch entstehenden geringeren Zuflüsse vom Grundwasser in das Gewässer führen zu sinkenden Wasserständen. Zu geringe Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten in Niedrigwasserzeiten können ebenso wie zu hohe Fließgeschwindigkeiten infolge von Starkregenereignissen die Durchgängigkeit für aquatische Organismen stark beeinträchtigen.

Im UN Bericht zum globalen Klimawandel (IPCC 2007) wird die Verteilung der Niederschläge in Richtung extremere Starkregenereignisse und längere Trockenphasen prognostiziert. Dies würde die Spreizung zwischen Hoch- und Niedrigwasserabflüssen weiter erhöhen und die Verhältnisse an den urbanen Fließgewässern weiter verschärfen.



**Abbildung 9: Relative Zunahme des Hochwasser-Abflusses und Rückgang der Niedrigwasserführung mit veränderter Flächennutzung (verändert nach DWA 2009).**

- *Stoßartig auftretende Wassereinleitungen*

Die stoßartig auftretenden lokalen Wassereinleitungen z.B. infolge starker Regenereignisse haben eine hohe hydraulische Belastung des Gewässerbettes zur Folge und erfordern im Bereich der Einleitungsstelle zumeist einen massiven Ausbau dieser.

Häufig sind diese so genannten Spülstöße gekennzeichnet durch hohe Schadstofffrachten und hohe Geschwindigkeiten. Als Folge werden vorhandene Biozönosen (s. Glossar) und Sedimente im Gewässer mobilisiert (DWA 2009, DVWK 2000, HÜTTE 2000).

- *Geringe Flächenverfügbarkeit*

Urbane Gewässer sind gekennzeichnet durch eine geringe Raumverfügbarkeit. Das angrenzende Umland ist in der Regel bebaut und die Gewässeraue ein- oder beidseitig verschwunden. Die ökologische Interaktionslänge zwischen Wasserkörper, Ufer und Aue wird durch Zwangspunkte wie Querbauten (z.B. Brücken), Uferpromenaden oder parallel geführte Verkehrswege vermindert (DWA 2009).

- *Geometrie des Gewässerbettes häufig stark verändert*

Die Geometrie des Gewässerbettes ist im Vergleich zum unbeeinflussten Zustand häufig stark verändert. Ufer und Sohle sind i. d. R. verbaut. Dies hat ein verändertes Abflussverhalten (höhere oder niedrigere Geschwindigkeiten) und ein geändertes Laufverhalten zur Folge. Das veränderte Abflussverhalten mit zu hohen Geschwindigkeiten kann ebenso wie der vergrößerte Hochwasserabfluss höhere Sohlschubspannungen bewirken. Verminderte Sohlschubspannungen infolge zu breiter Gewässer können dagegen zu einer Verschlämzung des Gewässers führen. Die damit einhergehenden Substratverlagerungen und –veränderungen in beiden Fällen bedingen eine Reduzierung des typischen Lebensraumangebotes der Biozönosen (DVWK 2000). Geringe Wassertiefen und hohe Fließgeschwindigkeiten können einen urbanen Gewässerabschnitt als unpassierbar für aquatische Organismen werden lassen.

- *Eintiefung für Kanalisationsrohre*

Um den Anschluss an die städtischen, häufig sehr tief liegenden Kanalisationsrohre zu garantieren und ihre Funktion als Vorfluter zu erfüllen, findet häufig eine Eintiefung des Gewässerprofils statt. Um die dadurch entstehenden steilen Ufer zu sichern ist meistens ein technischer Verbau notwendig (DWA 2009).

- *Hindernisse, Verbau, Verrohrungen*

Querbauwerke (Wehre, Abstürze, etc.) und Verrohrungen behindern die Migration aquatischer Organismen in longitudinaler und lateraler Richtung. Das Gewässer kann seine Funktion als Wanderkorridor nicht mehr erfüllen und biozönotische Besiedlungsvorgänge können behindert werden. Fließgewässer, ihre Ufer und Auen stellen Wanderkorridore in der Landschaft dar, die von einer Vielzahl von Arten für ihre Wanderungen genutzt werden. Amphibien und andere in der Wasserwechselzone lebenden Organismen folgen den Gewässerläufen bei ihren Wanderungen. Verrohrungen, Durchlässen oder verbaute Ufer verhindern diese Wanderungen (PODRAZA ET AL. 2002). Verbaute Sohlen, Kolmation oder starke Sedimentation behindern die vertikale Durchgängigkeit und stören die Wechselbeziehungen zwischen fließender Welle und hyporheischen Interstitial (JÜRGING 2003).

- *Hochwasserabfluss und Entwässerung gewährleisten*

Der monotone Ausbau und die Unterhaltung der Gewässer führen zu einer geringeren hydraulischen und morphologischen Diversität als bei Gewässern in einem natürlichen Zustand. Durch die Entfernung von Totholz und Beseitigung bzw. Verhinderung von naturraumtypischen Längs- und Querstrukturen (z.B. Inseln, Uferabbrüche, ...) im Rahmen der Gewässerunterhaltung entstehen vereinheitlichte Strömungsbedingungen im Wasser, an Ufern und an der Sohle. So kann z.B. durch eine monotone Strömungsstruktur und dadurch bedingter geringerer Turbulenzen der Sauerstoffhaushalt verändert werden. Bestimmte Strömungsstrukturen wie Kehrwasserbereiche fehlen als artspezifische Lebens- und Rückzugsräume oft vollständig (PATT ET AL. 2010). Durch Stellen mit verschiedenen Fließgeschwindigkeiten wird z.B. das Gewässer in Zonen gegliedert, die sich auch hinsichtlich der Fauna unterscheiden. Zonen mit schnellerer Strömung und groben Substraten bieten denjenigen Organismen Lebensraum, die sich entweder am Substrat festhalten können oder sich zwischen den groben Partikeln aufhalten. Zonen mit langsamerer Fließgeschwindigkeit werden von grabenden oder kletternden Organismen besiedelt (KIENE 1997). Auswirkung ist ein Rückgang der Diversität der aquatischen Lebensgemeinschaften, da das Mosaik unterschiedlicher Choriotope (s. Glossar) mit den jeweils angepassten Lebensgemeinschaften im Gewässerquerschnitt verändert ist. Eine eigendynamische Entwicklung der Gewässer wird durch die ausbaubedingte Monotonie und Sicherungs- und Pflegemaßnahmen am Gewässer unterdrückt (JÜRGING 2003).

- *Erhöhte Wassertemperaturen*

Innerhalb urbaner Gebiete sind die mittleren Wassertemperaturen im Vergleich zur freien Landschaft häufig höher, was z.B. zu einer Schädigung der Biozönoten im Gewässer führen kann. Gründe dafür sind zum einen die vermehrte Rückführung von aufgewärmtem Kühlwasser aus industrieller oder energetischer Nutzung. Zum anderen bewirkt die Nähe von Bauwerken mit strahlungsreflektierenden bzw. wärmespeichernden Materialien eine verringerte nächtliche Abkühlung (DWA 2009). Die erhöhte Wassertemperatur hat Einfluss auf die Löslichkeit von Sauerstoff. Die Abbaugeschwindigkeit von Zehr- und Nährstoffen wird wiederum von der Sauerstoffkonzentration beeinflusst. Selbstreinigungsprozesse laufen bei erhöhten Wassertemperaturen schneller ab (RGT Regel), können aber bei Sauer-

stoffmangelsituationen unterbrochen werden. Für wandernde Salmoniden stellen signifikante Temperatursprünge im Gewässer biozönotische Barrieren dar (PODRAZA ET AL. 2002, DWA 2009).

- *Höhere Schadstoff- und Schmutzfrachten, hygienische Belastungen und erhöhte diffuse Einträge mit Schadstoffen*

Trotz hoch entwickelter Kanalisations- und Abwasserbehandlungsmethoden werden urbane Gewässer im Vergleich zu ländlichen Gebieten mit höheren Schadstofffrachten und Schmutzfrachten aus Punktquellen belastet. Neben hygienischen Belastungen, z.B. mit Fäkalien kann der Gewässerhaushalt besonders mit sauerstoffzehrenden Substanzen und Feststoffen belastet werden (PATT 2003). Hinzu kommen erhöhte diffuse Einträge mit Schadstoffen aus den Bereichen Verkehr, Gesundheitswesen, Gewerbe, Industrie und Salzstreuungen im Winter, die z.B. mit Schwermetallen und/oder Benzo(a)pyren belastet sind (KAISER 2005, DWA 2009).

Im Bereich der Mikroorganismen finden sich in urbanen Fließgewässern häufig Bakterien und Viren (z.B. E. coli), die eine hygienisch bedenkliche Wasserqualität anzeigen oder/und selbst Krankheitserreger sind. Ihr Vorkommen kann zu einer Einschränkung der Freizeitnutzung führen (DWA 2009).

## 2.4.2 Ökologische Folgen

Die beschriebenen wasserwirtschaftlichen und hydromorphologischen Merkmale urbaner Gewässerstrecken haben verschiedene zumeist negative ökologische Folgen (vgl. Abbildung 8). Vergleicht man urbane Gewässerabschnitte mit geologisch und topographisch ähnlichen Abschnitten in der freien Landschaft, findet man häufig eine Verschiebung der naturraumtypischen Artenzusammensetzung. Seltene, empfindliche und anspruchsvolle Arten sind zumeist nicht mehr vorhanden oder gehen in ihrem Bestand deutlich zurück. Insgesamt ist in urbanen Gebieten mit einer Verschiebung der Abundanz und des Spektrums der Organismenarten hin zu euryöken „Allerweltsarten“ zu rechnen gegenüber geologisch und topographisch vergleichbaren Gewässern in der freien Landschaft zu rechnen (PODRAZA & SCHUHMACHER 1989, DWA 2009).

Die verschiedenen Ursachen für den Verlust und die Abnahme der Lebensraumqualitäten sind in Kapitel 2.4.1 beschrieben und in Abbildung 8 zusammengefasst. Die zusätzlich auftretenden Wanderhindernisse, Trennungs- und Störeffekte (Verkehrswege, Verrohrungen, etc.) bedingen zudem eine stark eingeschränkte Migrationsmöglichkeit. Dies führt zu Verinselungseffekten, die auf Dauer für viele Populationen nicht überlebensfähig sind (PATT ET AL. 2010). Zudem kann das Gewässer seine Funktion als vernetzendes Element nicht mehr erfüllen.

Resistenz und Resilienz des Fließgewässerökosystems lassen aufgrund der genannten Gründe nach. Resistenz und Resilienz bilden die maßgeblichen Faktoren zur Bestimmung der „ökologischen Funktionsfähigkeit“ (Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps).

## 2.4.3 Klimatische Merkmale

Der ausgleichende Einfluss auf das lokale Klima ist eine wesentliche regulierende Ökosystemdienstleistung urbaner Gewässerstrecken. Die klimatischen Eigenschaften dieser Gewässerabschnitte unterscheiden sich erheblich von einer versiegelten Umgebung. Hierzu zählt z.B. das veränderte Verhalten der Reflexion, die Ausbildung charakteristischer Luftfeuchtigkeitsfelder und die Möglichkeit gas- und partikelförmig-

ge Luftinhaltsstoffe zu binden. Die Ausprägung dieser Faktoren ist von der Größe, Tiefe, Verlauf und Lage des Gewässers abhängig (HUPFER ET AL. 2005).

Die Verdunstung von Wasser verbraucht Wärmeenergie aus der Luft und kühlt so die umgebende Luft ab. Durch offene Wasserflächen kann somit ein Abkühlungseffekt erzeugt und die Luftfeuchtigkeit erhöht werden. Da Wasser sich langsamer erwärmt und abkühlt als Luft sind Wasserflächen im Sommer kühler und im Winter wärmer als die umgebende Luft (MUNLV 2010).

Die Oberflächen von Beton oder Asphalt heizen sich bei Sonneneinstrahlung aufgrund ihres thermischen Verhaltens stärker auf als Grünland oder eine Wasserfläche. Die Temperaturerhöhung verursacht ein Aufsteigen der erwärmten Luft, die durch horizontalen Transport von Bodenluft ausgeglichen wird. Stehen Schneisen mit Kaltluftbereichen am Rande oder außerhalb der Stadt in Verbindung, wie z.B. Fließgewässer, bilden sich Bewegungen von kühlerer Luft in die Stadt hinein aus (DWA 2009).

Gerade in Städten und Ballungszentren werden einige Folgen des Klimawandels besonders deutlich zu spüren sein (MNULV 2010). Fließgewässer können einen Beitrag dazu leisten, diese Folgen zu mindern.

#### **2.4.4 Soziokulturelle Merkmale**

Kulturelle Dienstleistungen städtischer Gewässerökosysteme sind bisher weniger untersucht und dokumentiert worden als z.B. ökologische und wasserwirtschaftliche Aspekte. Der historische Abriss in Kapitel 2.2 verdeutlicht die soziokulturelle Bedeutung urbaner Gewässerstrecken. Erst in den letzten Jahrzehnten sind Dank eines Funktions- und Bedeutungswandels städtische Gewässer heutzutage mehr als harte Standortfaktoren (KAISER 2005). Die Gewässer sind ein Bestandteil des urbanen Raums mit seiner Geschichte und Kultur. Sie dienen als Ausgangspunkt für urbane Lebensqualität (Klima, Erholung, Belebung des Stadtbildes) und sind öffentlicher Freiraum (DVWK 2000). Trotz einiger erfolgreicher Umgestaltungsmaßnahmen weisen die meisten urbanen Fließgewässer hinsichtlich ihrer soziokulturellen Bedeutung jedoch erhebliche Defizite auf (KAISER 2005). Abbildung 10 gibt einen Überblick über typische soziokulturelle Defizite an urbanen Gewässern. Die Unterteilung zwischen primären und sekundären Defiziten ist hier ebenfalls nicht immer trennscharf durchzuführen und daher nur als Gliederung zu verstehen.



<b>Sozio-kulturelle Merkmale</b>	<b>Primäre Defizite</b>	<b>Sekundäre Defizite</b>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abgesperrte Gewässerzugänge aus Haftungsgründen und Verkehrssicherungspflicht</li> <li>• Technischer, monotoner Verbau</li> <li>• Überbaut, verrohrt, tiefergelegt</li> <li>• Zahlreiche Störquellen (Müll, Gestank, Lärm, etc.)</li> <li>• Historisch bedingte Orientierung der Stadt zum Wasser ist verschwunden</li> <li>• Keine ausgewiesenen Erholungsgebiete und Nutzungsflächen</li> <li>• Schlechte Infrastruktur entlang des Gewässers</li> <li>• Schlechter Zustand kulturhistorischer Bauwerke</li> <li>• Fehlende Nutzungskonzepte</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Schlechte Zugänglichkeit</li> <li>• Geringe Attraktivität</li> <li>• Geringe Aufenthaltsqualität</li> <li>• Geringes Naturerleben</li> <li>• Geringer Erholungswert</li> <li>• Geringe Wahrnehmbarkeit</li> <li>• Eingeschränkte Sichtbarkeit</li> <li>• Schlechte Integration in das Stadtbild</li> <li>• Schlechte Identifikation mit dem Gewässer</li> <li>• Ökonomische Verluste (keine Nutzung im Tourismus, geringe Land- und Immobilienpreise am Gewässer)</li> <li>• Geringe Akzeptanz für Maßnahmen etc.</li> <li>• Nutzungskonflikte</li> <li>• Fehlende Sensibilisierung für Umweltbelange an Fließgewässern bzw., mangelnde Umwelterziehung</li> </ul>

**Abbildung 10: Typische soziokulturelle Defizite urbaner Gewässer (ohne Anspruch auf Vollständigkeit) (DWA 2009, DWA 2007, KAISER 2005, JÜRGING 2003, DVWK 2000).**

Die historisch bedingte Integration in das Stadtbild und Zugänglichkeit für die Bevölkerung ist an vielen urbanen Gewässerabschnitten nicht gegeben. Parallel verlaufende Wege, Aufenthaltsmöglichkeiten und zugängliche Stellen zum Gewässer sind häufig nicht vorhanden (DWA 2009).

Aus Haftungsgründen und der Verkehrssicherungspflicht sind viele Gewässer nicht zugänglich sondern werden eingezäunt und abgeriegelt. Die Sichtbarkeit der Gewässer ist durch Mauern, Gebäude oder tief liegenden Profilen oft eingeschränkt oder durch Verrohrungen vollständig unterbunden (KAISER 2005). Aus Hochwasserschutzgründen ist i. d. R. ein technischer Verbau und die Sicherung von Bauwerken notwendig. Dementsprechend sinken die Wahrnehmbarkeit und die Attraktivität. Monoton gestaltete Ufer und Gewässer, sowie mangelnde Plätze zum Verweilen mindern die Erholungsqualität der Gewässer. Die Identifikation der Menschen mit dem Gewässer ist gering (DWA 2009).

Die Quellen für ästhetisch störende Stoffe sind in urbanen Gebieten besonders zahlreich. Gleichzeitig ist die Wahrnehmung und Empfindlichkeit gegenüber ästhetisch störenden und stark riechenden Stoffen groß.

Kulturhistorische Bauwerke stellen häufig ein Hindernis für die Migration aquatischer Organismen dar, sind aber andererseits historisch wertvolle und eventuell denkmalgeschützte Bauwerke.

## 3 Bewertung von Fließgewässern – Stand der Praxis

### 3.1 Grundlagen

In diesem Kapitel wird der Lebensraum Fließgewässer in seinem natürlichen Zustand beschrieben und wichtige charakterisierende Parameter erläutert. Des Weiteren werden die methodischen Grundlagen zur hydromorphologischen Bewertung von Fließgewässern erläutert und wissenschaftliche und praktische Anforderungen an Bewertungsmethoden diskutiert.

#### 3.1.1 Lebensraum Fließgewässer

Um die Vielzahl an Fließgewässern in Deutschland adäquat bewerten zu können, ist es notwendig sie anhand verschiedener Merkmale zu beschreiben, zu differenzieren und zu kategorisieren. Das Ökosystem Fließgewässern ist durch die herrschenden Umweltbedingungen und ihren Wechselwirkungen geprägt, die sich in biotische und abiotische Umweltfaktoren unterscheiden lassen.

##### Abiotische Faktoren

- Hydrologie
- Hydrodynamische Prozesse
- Feststofftransport
- Morphologie
- Strahlungsverhältnisse
- Wassertemperatur

##### Biotische Faktoren

- Klassifizierung der Organismen
- Algen
- Moose und Wasserpflanzen
- Tiere an der Gewässersohle
- Landlebende Organismen
- Anpassung an den Lebensraum Fließgewässer

Im folgenden Text werden die grundlegenden abiotischen Faktoren näher erläutert, da das Verständnis dieser eine wesentliche Grundlage für die ingenieurtechnische Arbeit an Fließgewässern darstellt. Die biotischen Faktoren sowie die Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Faktoren spielen eine ebenso wichtige Rolle und werden bei der Entwicklung dieses Verfahrens gleichermaßen berücksichtigt. Eine weitergehende Erklärung der biotischen Faktoren und Wechselwirkungen würde im Rahmen dieser Arbeit jedoch zu weit führen. Ausführlichere Informationen sind z.B. in HÜTTE 2000 und JUNGWIRTH ET AL. 2003 zu finden.

##### 3.1.1.1 HYDROLOGIE

Die Abflussmenge und die zeitliche Verteilung des Abflussgeschehens in einem Einzugsgebiet werden u.a. von den folgenden Gegebenheiten bestimmt (HÜTTE 2000):

- Größe, Form und topographische Gegebenheiten des Einzugsgebietes
- Geologie, Bodenbeschaffenheit und Wassersättigung des Bodens
- Vegetation und Bodennutzung
- Niederschlagsart, -intensität, -dauer, räumliche Ausdehnung und Zugrichtung des Niederschlags
- Luft- und Bodentemperatur

Der Abfluss in den Fließgewässern resultiert aus den Niederschlägen. Der Weg des Wassers vom Niederschlag bis zum Abfluss in den Fließgewässern ist geprägt durch viele Einzelprozesse, die von den o.g. Faktoren maßgeblich beeinflusst werden und exemplarisch in Abbildung 11 dargestellt sind.

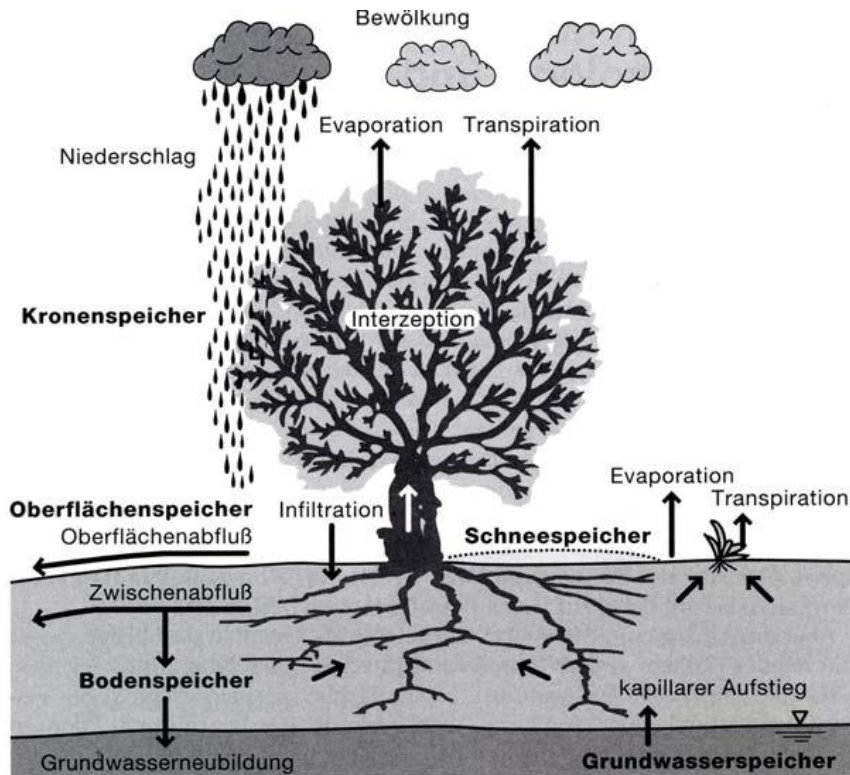


Abbildung 11: Weg des Wassers vom Niederschlag bis zum Abfluss (DYCK & PESCHKE 1995)

Der Niederschlagsanteil, welcher nicht durch Evaporation (s. Glossar) und Transpiration (s. Glossar) direkt in die Atmosphäre geht, gelangt zeitlich verzögert in die Fließgewässer. Dies geschieht

- als Oberflächenabfluss auf der obersten Bodenschicht,
- als Zwischenabfluss nach Infiltration in die oberen Bodenschichten
- oder als Basisabfluss über den Grundwasserspeicher in den tiefen Bodenschichten.

### 3.1.1.2 HYDRODYNAMISCHE PROZESSE / STRÖMUNGSGESCHEHEN

#### Verteilung der Fließgeschwindigkeit

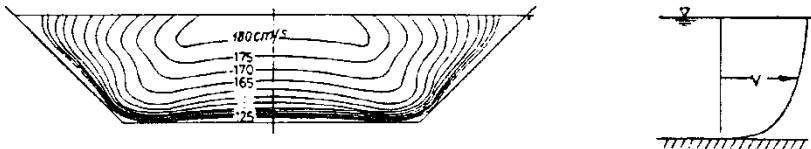
In natürlichen Fließgewässern ist die Fließgeschwindigkeitsverteilung sehr ungleichförmig und eine Funktion von

- Sohlengefälle,
- Gerinneform,
- Gerinnerauheit,
- Strukturen im Gerinne
- und der Abflussmenge.

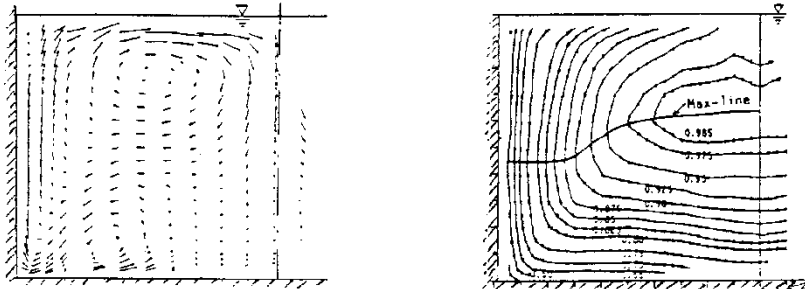
In einem prismatischen Gewässer mit einer großen Gewässerbreite ( $b > 10x$  Wassertiefe) stellt sich in der Gewässermitte für die in der Natur vorkommende turbulente Geschwindigkeitsverteilung senkrecht zur

Sohle eine logarithmische Geschwindigkeitsverteilung ein (NAUDASCHER 1992). Je unregelmäßiger die Querschnittsform des Gewässerbettes ist, je kleiner die Breite des Gewässerbettes im Verhältnis zu Wassertiefe und je größer die Rauigkeit der Ufer und der Sohle, umso ungleichmäßiger ist die Geschwindigkeitsverteilung. Dies führt zu Sekundärströmungen, welche wesentlich an der morphologischen Gestaltung des Gewässerbettes und der Strukturdiversität beteiligt sind. Besonders ungleichförmig ist die Geschwindigkeitsverteilung in Krümmungen (vgl. Abbildung 12) (NAUDASCHER 1992, NESTMANN 1998).

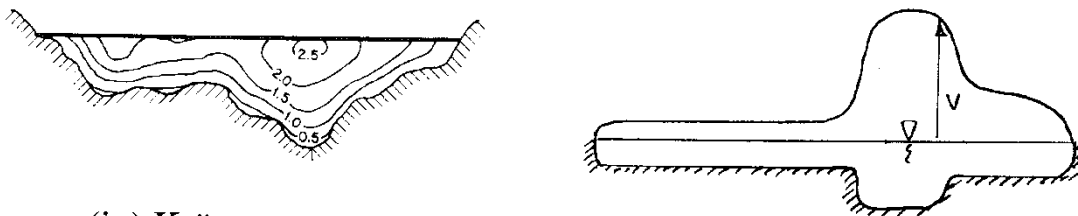
(i) Sohlreibung



(ii) Sekundärströmungen



(iii) Topographie



(iv) Krümmungen

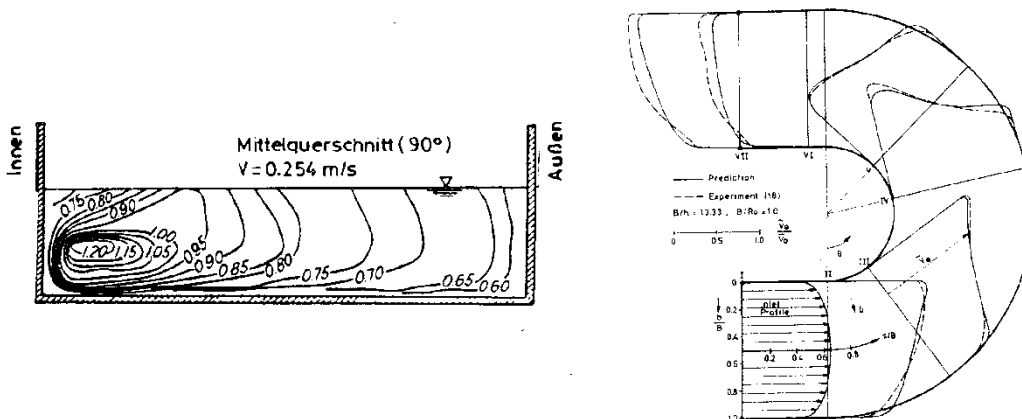


Abbildung 12: Ursachen für eine ungleichförmige Geschwindigkeit (NESTMANN 1998)

Die Strömung in Fließgewässern kann anhand von vier Kriterien charakterisiert werden (ROUSE 1950). Es wird unterschieden zwischen der räumlichen und zeitlichen Variation sowie dem internen Fließzustand und der Reaktion auf Randeinwirkungen.

- Räumliche Variation

Bezüglich der räumlichen Variation in einem Fließgewässer kann zwischen einer **gleichförmigen** und einer **ungleichförmigen** Strömung unterschieden werden:

Eine **gleichförmige Strömung** liegt vor, wenn sich charakteristische Parameter der Strömung, wie z.B. Fließtiefe, Fließgeschwindigkeit, Geschwindigkeitsverteilung in Strömungsrichtung nicht ändern. Solche Bedingungen können jedoch nur in prismatischen Gerinnen mit gleichbleibender Rauheit auftreten, sofern sie sich nicht im Wirkungsbereich von Abflussstörungen (z.B. durch Einbauten oder seitlichen Zuläufen) befinden. Für naturnahe und natürliche Gewässer sind diese Bedingungen z.B. aufgrund der Strukturdiversität nicht vorhanden, weshalb sich dort i.d.R. eine stark- oder leichtungleichförmige Strömung einstellt. Ein wesentliches Merkmal bei einer **ungleichförmigen Strömung** ist die Änderung der Wasserspiegellage auf einer relativ kurzen Fließstrecke. Diese Strömungsänderungen werden durch lokale Beschleunigungen oder Verzögerungen, gegeben durch Profil-, Sohl- bzw. Rauheitsänderungen verursacht. Die ungleichförmige Strömung kann weiter unterteilt werden in eine stark ungleichförmige Strömung (z.B. aufgrund von Bauwerken) oder in eine leicht ungleichförmige Strömungsänderung (z.B. aufgrund von Gefälle- oder Rauheitsänderungen) (NAUDASCHER 1992).

- Zeitliche Variation

Nach der zeitlichen Variation können Strömungen in **stationäre** und **instationäre** Strömungen unterteilt werden. Eine stationäre Strömung liegt vor, wenn keine zeitliche Veränderung auftritt oder angenommen wird.

$$\frac{dQ}{dt} = 0 \quad \frac{dv}{dt} = 0 \quad (3.1)$$

Bei einer instationären Strömung ist diese, z.B. infolge von Abflussschwankungen bei Hochwasserereignissen über die Zeit veränderlich:

$$\frac{dQ}{dt} \neq 0 \quad \frac{dv}{dt} \neq 0 \quad (3.2)$$

- Interner Fließzustand

Nach dem internen Fließzustand können Strömungen in **laminar** oder **turbulent** unterschieden werden. Reynolds wies nach, dass der Fließzustand vom Verhältnis der bei einer Strömung wirkenden Trägheitskräften (resultierend aus der Schwere) und Zähigkeitskräften (resultierend aus der Viskosität) abhängig ist. Dieser Zustand wird durch die dimensionslose Reynoldszahl charakterisiert, wobei für die charakteristische Länge bei Fließgewässern der hydraulische Radius verwendet wird.

$$\begin{aligned} \text{Re} &= \frac{v4R_h}{\nu} \\ R_h &= \frac{A}{U} \\ v &= \text{mittlere Geschwindigkeit [m/s]} \\ R_h &= \text{hydraulischer Radius [m]} \\ \nu &= \text{kinematische Viskosität (hier kann i. d. R. } \sim 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}) \\ A &= \text{senkrecht durchflossene Querschnittsfläche [m}^2\text{]} \\ U &= \text{benetzter Gerinneumfang [m]} \end{aligned} \quad (3.3)$$

Wird das aus der Rohrströmung bekannte Kriterium  $\text{Re}_{\text{krit}} \sim 2000$  (mit Re basierend auf dem Rohrdurchmesser) verwendet, ergibt sich aufgrund von  $D=4R_h$

$$\text{Re}_{h,\text{krit}} \approx 500 \quad (3.4)$$

für den Umschlagspunkt von laminar zu turbulent. Dieser Wert wurde experimentell bestätigt (JIRKA & LANG 2005). Bei sehr niedrigen Fließgeschwindigkeiten gewinnt die Zähigkeit gegenüber der Trägheit an Bedeutung und es kommt zu einer **laminaren Fließbewegung**, die durch parallele Stromfäden gekennzeichnet ist. Diese Bewegungsart tritt i.d.R. nur bei Grundwasserbewegungen und in der Grenzschicht auf. Bei Fließgewässern überwiegen normalerweise die Trägheitskräfte, so dass die Reynolds- Zahlen groß sind und es zum **turbulenten Fließen** kommt. Die Stromfäden durchsetzen sich bei dieser Bewegungsart gegeneinander, d.h. die Wasserteilchen unterliegen zusätzlich zu der allgemeinen Fließrichtung turbulenten Schwankungsbewegungen (Wirbel) (NAUDASCHER 1992).

- Reaktion auf Randeinwirkungen

Für Fließgewässer ist die Gleichung nach Bernoulli in folgender Form gültig:

$$\begin{aligned} H &= h + \frac{v_m^2}{2g} \\ H &= \text{Energienlinienhöhe [m]} \\ h &= \text{Wassertiefe [m]} \\ v_m &= \text{mittlere Geschwindigkeit [m/s]} \\ g &= \text{Erdbeschleunigung [m/s}^2\text{]} \end{aligned} \quad (3.5)$$

Es kann gezeigt werden (NAUDASCHER 1992), dass sich für einen bestimmten Wert H, zwei verschiedene Wassertiefen einstellen können. Der Abfluss kann **strömend**, mit relativ großer Wassertiefe und geringer Geschwindigkeit oder **schießend**, mit geringer Wassertiefe und relativ hoher Fließgeschwindigkeit abgeführt werden. Welcher Abflusszustand sich einstellt ist abhängig vom Gefälle und Rauheit. Die Grenze zwischen strömend und schießend liegt dort, wo die Fließgeschwindigkeit der Wellenfortpflanzungsgeschwindigkeit c entspricht:

$$c = \sqrt{gv} \quad (3.6)$$

Je nachdem ob die Fließgeschwindigkeit v größer oder kleiner als die Fortpflanzungsgeschwindigkeit c ist, kann sich der Störeffekt einer Randeinwirkung nach ober- und unterstrom oder nur nach unterstrom bemerkbar machen. Das Verhältnis von Fließgeschwindigkeit zur Wellenfortpflanzungsgeschwindigkeit ist durch die dimensionslose Froude Zahl gegeben, die das Trägheitsverhalten des Wassers berücksichtigt:

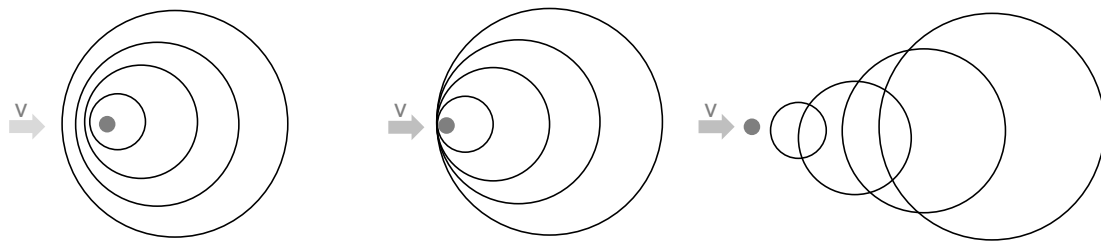
$$Fr = \frac{v}{c} = \frac{v}{\sqrt{gy}}$$

$v$  = Fließgeschwindigkeit [m/s]

(3.7)

$y$  = Wassertiefe [m]

Bei strömendem Abfluss können sich Störungen an der Wasseroberfläche (z.B. Wellen) auch gegen die Fließrichtung ausbreiten können (vgl. Abbildung 13). Die Froude-Zahl ist dann kleiner als 1. Schießender Abfluss ist definiert durch den Zustand, dass sich Störungen an der Wasseroberfläche aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeiten nicht mehr gegen die Fließrichtung ausbreiten können. Die Froude-Zahl ist in diesem Fall größer als 1. Der Übergang von strömend zu schießend erfolgt kontinuierlich, während der Übergang von schießend zu strömend als Wechselsprung sichtbar ist. Bei unverbauten natürlichen Fließgewässern ist der Abfluss in der Regel strömend. Nur kleinräumig, z.B. über großen Steinen oder in Gewässern mit Felssohle oder hohem Sohlgefälle kommt es zu schießendem Abfluss (NAUDASCHER 1992, HÜTTE 2000).

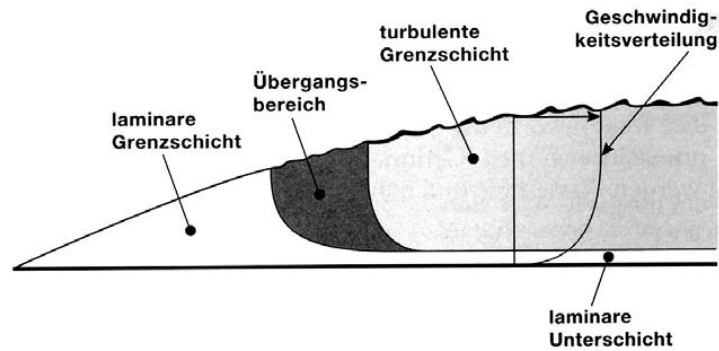


**Abbildung 13: Oberflächenwellen bei strömendem Abfluss (links), beim Übergang von strömend zu schießend (mittig) und bei schießendem Abfluss (rechts) (verändert nach HÜTTE 2000)**

Bewegt sich eine Flüssigkeit entlang einer festen Wandung wird die Fließgeschwindigkeit aufgrund der Wandhaftung abgebremst. Direkt an der Wandung ist die Fließgeschwindigkeit gleich null. Der Bereich der Strömung, welcher durch die Wandreibung beeinflusst wird, nennt man **Grenzschicht**. Alle Körper, die von einer Flüssigkeit über- oder umströmt werden, sind von einer Grenzschicht umgeben. Dies können z.B. Steine oder Fische im Gewässer sein. Die Grenzschichtdicke ist u.a. abhängig

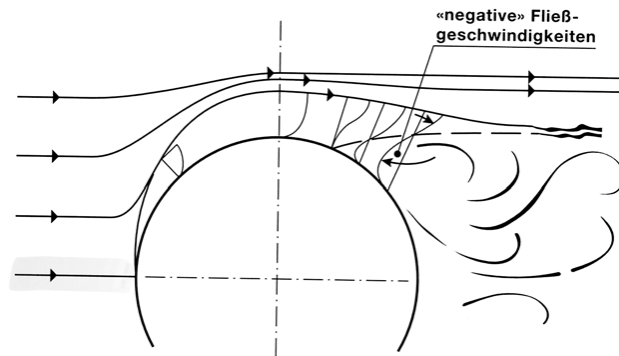
- der Rauheit der Wandung oder Körperoberfläche → je rauer, desto dicker die Grenzschicht
- von der Fließgeschwindigkeit  $v$ , je größer die Fließgeschwindigkeit  $v$ , desto dicker die Grenzschicht;
- der kinematischen temperaturabhängigen Zähigkeit der Flüssigkeit

Die Strömung in der Grenzschicht kann laminar oder turbulent sein. Wird ein Körper angeströmt, so bildet sich zu Beginn, d.h. bei geringer Lauflänge immer eine laminare Strömung aus, die mit zunehmender Lauflänge turbulent wird. Die Lage des Umschlagpunktes ist nur schwer zu bestimmen. Bei gleich bleibenden Umgebungsparametern erreicht die Grenzschicht eine konstante Dicke. Die Entwicklung der Grenzschicht ist exemplarisch an einer glatten ebenen Fläche in Abbildung 14 dargestellt (HÜTTE 2000).



**Abbildung 14: Entwicklung der laminaren und turbulenten Grenzschicht am Beispiel einer angeströmten, glatten ebenen Fläche (CHADWICK & MORFETT 1993)**

Nimmt die Fließgeschwindigkeit plötzlich ab, wie z.B. hinter einem umströmten Körper, wird die Grenzschichtdicke bis zu einem kritischen Punkt zunehmen, an dem sich die Strömung von der Wandung dann komplett ablöst. Hinter diesem Punkt kann es dann zu einer Rückströmung entgegen der Hauptfließrichtung kommen.



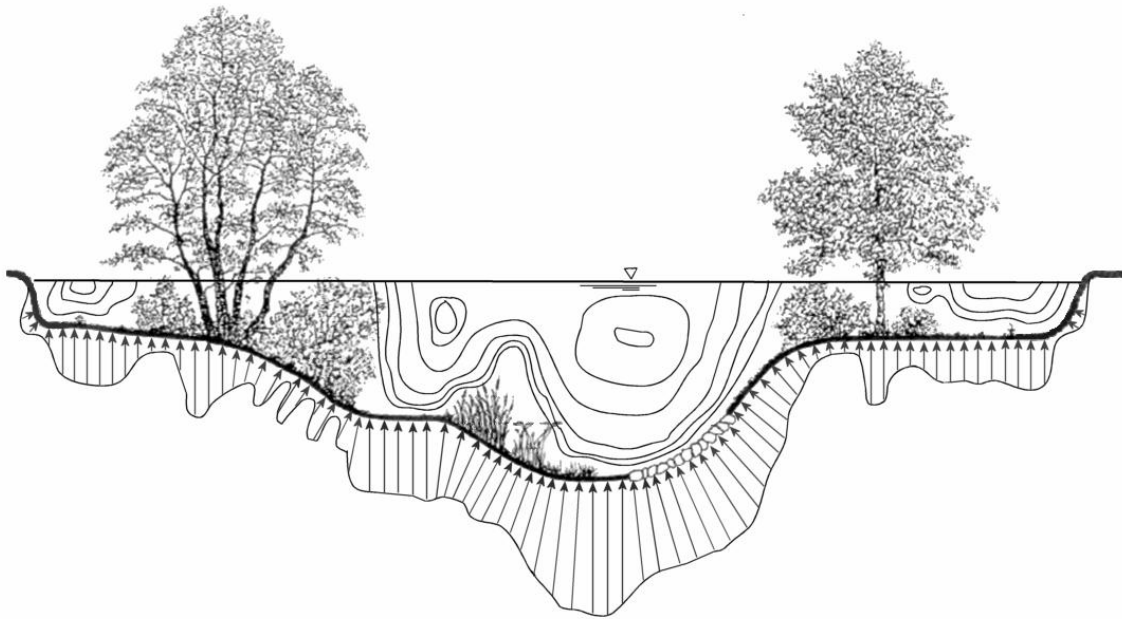
**Abbildung 15: Verlauf der Grenzschicht entlang einer angeströmten Kugel (CHADWICK & MORFETT 1993).**

### 3.1.1.3 FESTSTOFFTRANSPORT

Die Laufentwicklung und morphologische Ausprägung eines natürlichen Gewässers ist maßgeblich von Feststofftransportvorgängen geprägt. Das Zusammenspiel von Strömung, Topographie und Hindernissen (z.B. Wurzeln etc.) ist die Ursache für die Ausbildung verschiedener Sohlstrukturen im Gewässer (2010). Durch die in einer Strömung in Bewegung befindlichen Wassermassen werden aufgrund deren Trägheit und Zähigkeit Kräfte auf das Gewässerbett übertragen. Diese Kräfte, welche auf die benetzte Gerinne- wand bzw. die Ufer und die Sohle in einem betrachteten Gewässerabschnitt wirken, werden als Schubspannung  $\tau$  bezeichnet. Die tatsächliche Schubspannung ist proportional zur Fließgeschwindigkeit und bei Fließgewässern ungleichmäßig, in Abhängigkeit der Querschnittsform verteilt. Abbildung 16 zeigt



schematisch die Schubspannungsverteilung in einem naturnahen Fließgewässerquerschnitt.



**Abbildung 16: Schematische Darstellung der Geschwindigkeits- und Schubspannungsverteilung in einem naturnahen Fließgewässerquerschnitt (OBERLE 2004)**

Zur Berechnung des Transportbeginns wird die Schubspannung an der Gewässersohle benötigt. Diese lässt sich durch einen Gleichgewichtsansatz der auf ein Wasservolumen bei Normalabfluss in einem geraden kompakten Gerinne wirkenden Kräfte ableiten.

$$\tau = \rho_w \cdot g \cdot R_h \cdot I_s$$

$\tau$  = Schubspannung [N/m<sup>2</sup>]

$\rho_w$  = Dichte des Wassers [kg/m<sup>3</sup>]

$g$  = Erdbeschleunigung [m/s<sup>2</sup>]

$R_h$  = hydraulischer Radius [m]

$I_s$  = Sohlengefälle

(3.8)

Aus der Schubspannung kann eine für die Untersuchung des Feststofftransportes häufig verwendete Größe abgeleitet werden. Es handelt sich dabei um die Schubspannungsgeschwindigkeit (NESTMANN ET AL. 2005, HÜTTE 2000)

$$v^* = \sqrt{\frac{\tau}{\rho_w}}$$

$v^*$  = Schubspannungsgeschwindigkeit [m/s]

$\tau$  = Schubspannung [N/m<sup>2</sup>]

$\rho_w$  = Dichte des Wassers [kg/m<sup>3</sup>]

(3.9)

Infolge der erwähnten hydrodynamischen Kraftübertragung auf um- und überflossene Widerstände in einem Strömungsgebiet beginnt ab Erreichen einer Schwellenbelastung der Feststofftransport entlang des Fließweges. Die Feststoffe in einem Fließgewässer können folgendermaßen klassifiziert werden:

- Geschiebe: Gesteine oder Gesteinsteile, welche auf der Sohle rollend, gleitend oder springend transportiert werden

- Schwebstoffe: Kleine Partikel, die durch die Turbulenz des fließenden Wassers in Schwebelage gehalten werden
- Schwimmstoffe: Pflanzenteile (Laub, Äste, ...) oder Müll

Ob das transportierte Material als Schwebstoff oder als Geschiebe transportiert wird ist abhängig von den jeweils vorhandenen hydraulischen Gegebenheiten, wie z.B. Wassermenge und Gefälle. Ein Feststoffpartikel, welcher bei einem mittleren Hochwasserereignis als Geschiebe entlang der Gewässersohle bewegt wird, kann bei einem stärkeren Hochwasser als Schwebstoff transportiert werden. Feststoffe, welche im Oberlauf eines Gewässers als Schwebstoffe transportiert werden, können im Gewässermittellauf bei geringerem Sohlengefälle als Geschiebe weiterbefördert werden.

Wie groß die Geschiebemenge zu einem bestimmten Zeitpunkt in einem betrachteten Gewässerabschnitt ist, hängt von der verfügbaren Geschiebemenge, der Mobilisierbarkeit sowie der Geschiebetransportkapazität ab. Der Bewegungsbeginn des Geschiebes kann auf drei Arten ermittelt werden (NESTMANN ET AL. 2005, HÜTTE 2000):

- über eine kritische Fließgeschwindigkeit:  
Der Bewegungsbeginn der Feststoffe tritt ein, wenn die kritische Geschwindigkeit erreicht wird. Im Diagramm von HJULSTRÖM (vgl. Abbildung 17) ist die kritische mittlere Fließgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom mittleren Korndurchmesser für locker gelagertes gleichförmiges Sohlensubstrat aufgetragen. Der Transportbereich beschreibt die Geschwindigkeiten bei denen keine Erosion erfolgt, aber bereits erodiertes Material weitertransportiert wird.

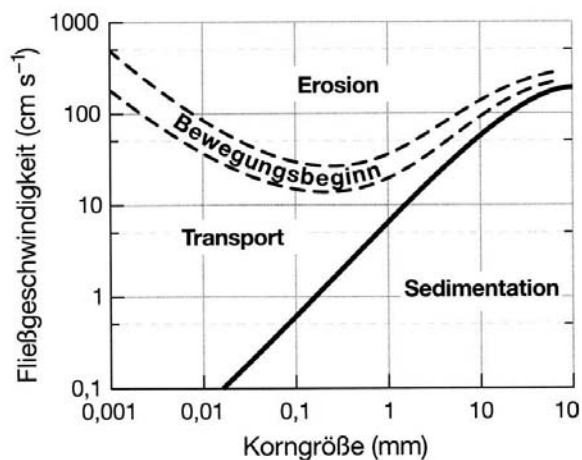


Abbildung 17\_ Bewegungsbeginn in Abhängigkeit von Fließgeschwindigkeit und Korndurchmesser (HJULSTRÖM 1935)

- über eine kritische Schubspannung:  
Die kritische Schubspannung bezeichnet einen Grenzwert bei dem das voraussichtlich in Bewegung gerät. Soll die Bewegung von Geschiebe vermieden werden, ist folgende Bedingung zu überprüfen.

$$\tau_0 < \tau_{crit} \quad (3.10)$$

Bei der kritischen Sohlschubspannung handelt es sich nur um einen Schätzwert, da in der Natur weitere Faktoren wie Lagerungsdichte, Kornform und Korngrößenzusammensetzung ebenso Einfluss auf den Geschiebetransport besitzen.

- oder über eine dimensionslose Beziehung nach Shields:  
Shields hat in Laborversuchen die auf die Kornrauheit der Sohle wirkenden Kräfte für kohäsionslose Körner bilanziert. Mit dimensionslosen Kennzahlen kann der Bewegungsbeginn bestimmt werden:

$$Re^* = \frac{v^* \cdot d_m}{\nu}$$

$$Fr^* = \frac{v^{*2}}{\rho' \cdot g \cdot d_m}$$

$$\rho' = \frac{\rho_F - \rho_W}{\rho_W}$$

$Re^*$  = Kornbezogene Reynoldszahl

$Fr^*$  = Kornbezogene Froudezahl

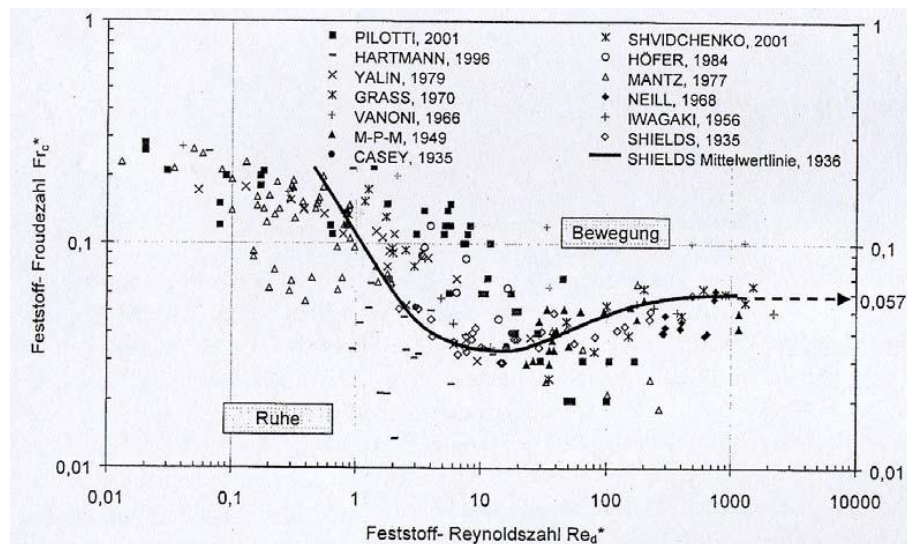
$d_m$  = mittlerer Korndurchmesser

$\rho'$  = spezifische Dichte

$\rho_F$  = Dichte Feststoff

$\rho_W$  = Dichte Wasser

(3.11)



**Abbildung 18: Bewegungsbeginn von kohäsionslosen Einkornsubstrat nach Shields, erweitert um Messwerte anderer Wissenschaftler (NESTMANN ET AL. 2005)**

Im hydraulisch glatten Bereich ( $Re^* < 300$ ) dominieren die Zähigkeitskräfte den Bewegungsbeginn. Aufgrund dessen gilt:

$$Fr^* \approx \frac{0,1}{Re^*} \quad (3.12)$$

Im hydraulisch rauhen Bereich (bei  $Re^* > 300$ ) ist  $Fr^*$  nicht mehr von  $Re^*$  abhängig, Druckkräfte und Formwiderstände prägen den Transport. Die Werte nach Shields stellen nur Referenzwerte dar, da der tatsächliche Bewegungsbeginn zusätzlich von anderen Faktoren wie z.B. Lagestabilität und Lift Kräften geprägt ist.

Die vorangegangenen Ausführungen sind gültig für ein nicht kohäsives Sohlensubstrat wie z.B. Kies oder Sand. Bei kohäsivem Sohlenmaterial wie z.B. Ton oder Lehm wird die Sohle stabiler, d.h. die kritische Fließgeschwindigkeit größer. Beim Bewegungsbeginn werden ganze Teilchenverbände aus

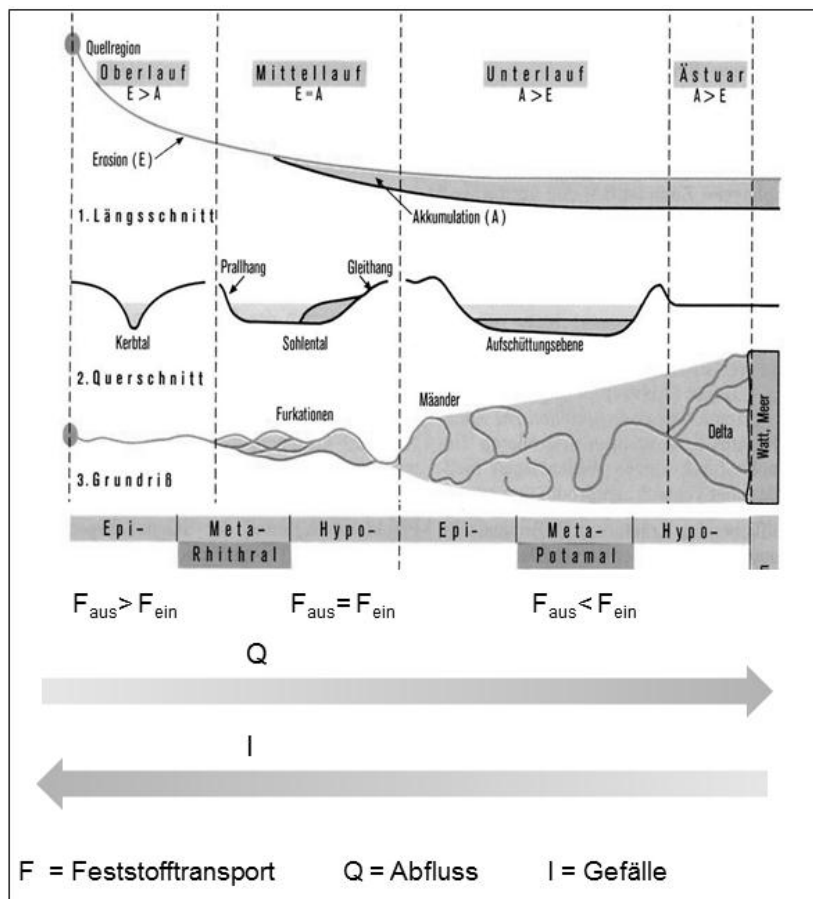
der Sohle herausgerissen. In der Strömung zerfällt das kohäsive Material wieder und es bilden sich flockige Substratgruppen.

In naturnahen Fließgewässern besteht das Sohlensubstrat nicht aus Einkornmaterial, sondern aus Sedimentgemischen mit unterschiedlichen Kornfraktionen. Bei der Berechnung des Feststofftransportes wird daher die Summe der einzelnen Transporte der verschiedenen Kornfraktionen verwendet. Verschiedene Kornformen sowie Wechselwirkungen untereinander werden dabei mithilfe von Korrekturfaktoren (Ripple Faktor und Hiding & Exposure Faktor) berücksichtigt.

#### 3.1.1.4 MORPHOLOGIE

In Abhängigkeit vom Gefälle, dem Sohlensubstrat und der Feststofftransportraten ergeben sich unterschiedliche Gewässerstrukturen und Breiten- Tiefen-Tendenzen, die ganzheitlich unter dem Begriff „Gewässermorphologie“ zusammengefasst werden. Die Veränderung der abiotischen Faktoren und daraus resultierenden Veränderungen der biotischen Faktoren eines Gewässers in seinem Längsverlauf ist eine wesentliche Grundlage für verschiedene Gewässertypisierungen.

Im Oberlauf eines Fließgewässers liegt in der Regel ein großes Gefälle bei einer geringen Gewässerbreite vor. Idealtypisch nimmt das Gefälle von der Quelle bis zur Mündung ab, der Abfluss und daraus resultierend die Gewässerbreite nehmen dagegen aufgrund eines immer größeren Einzugsgebiets stetig zu. Der Unterlauf ist durch ein sehr geringes Gefälle bei typischerweise großer Gewässerbreite gekennzeichnet (vgl. Abbildung 19) (PATT 2009). Die Linienführung ändert sich im Längsverlauf eines Gewässers in Abhängigkeit des Sohlgefälles, der abnehmenden Korngrößen und dem abnehmenden Geschiebetransport. Die Einteilung eines Gewässers in Ober-, Mittel- und Unterlauf eines Gewässers resultiert häufig aus der Feststofftransportrate. Nach dieser Einteilung nimmt das Gewässer im Oberlauf bei großem Sohlgefälle Feststoffe durch Erosion auf, die im Mittellauf weitertransportiert werden und im Unterlauf sedimentieren (NESTMANN 1998, HÜTTE 2000).



**Abbildung 19: Morphologische Veränderungen eines Fließgewässers im Längsverlauf (verändert nach HEINRICH & HERGT 1998, NESTMANN 1998).**

Der dargestellte Verlauf eines Fließgewässers mit einem kontinuierlichen Übergang ist idealisiert. In der Natur kommt es aus verschiedenen Gründen wie z.B. anthropogenen Einflüssen, Veränderungen des Talquerschnitts oder der Geologie zu Unterbrechungen und Diskontinuitäten.

### 3.1.1.5 STRAHLUNGSVERHÄLTNISSSE

Die Strahlungsverhältnisse in Fließgewässern werden durch die Inhaltsstoffe im Wasser, deren optischen Eigenschaften und durch die einfallende Sonnenstrahlung bestimmt. Nur ein sehr geringer Teil des Sonnenlichts wird durch die Wasseroberfläche reflektiert, der Großteil gelangt teilweise bis zur Gewässersohle oder wird im Wasserkörper gestreut und absorbiert.

Einen bedeutenden Einfluss auf die Lichtverhältnisse im Gewässer und damit insbesondere z.B. auf Parameter wie Temperatur, Sauerstoffproduktion, Produktion organischer Substanzen haben vor allem bei schmalen Gewässern die Ufergehölze. Die in das Gewässer eindringende Lichtintensität bildet die Voraussetzung für die Photosynthese der Wasserpflanzen (PATT 2009, HÜTTE 2000).

### 3.1.1.6 WASSERTEMPERATUR

Die Temperatur eines Fließgewässerabschnittes ist abhängig von:

- der Lufttemperatur,
- der Wassertiefe bzw. dem Verhältnis von Wasseroberfläche zu Wasservolumen,

- der Intensität und Dauer der Sonneneinstrahlung,
- der Menge und Temperatur von ggf. zuströmendem Grundwasser,
- der Entfernung des Abschnittes zur Quelle sowie der Quellwassertemperatur
- und evtl. vorhandenen anthropogenen Einflüssen (z.B. Kühlwassereinleitungen, ...).

Die mittlere Jahrestemperatur in einem Gewässer steigt i.d.R. flussabwärts an, erreicht aber im Unterlauf oder bereits schon im unteren Teil des Mittellaufs ein nahezu konstantes Niveau. Im Winter kann es flussabwärts sogar zu einer leichten Temperaturabnahme kommen, oft überlagert durch tagesperiodische Änderungen der Sonneneinstrahlung. Die Schwankungen der Tageswerte nehmen ebenfalls flussabwärts zu, erreichen im Mittellauf ein Maximum und werden mit Zunahme der Wassermassen (i.d.R. im Unterlauf) wieder geringer. Findet das gesamte Abflussgeschehen in einem einzigen Gerinne statt, so ist aufgrund der Turbulenz die Wassertemperatur im Abflussquerschnitt sehr homogen. Bei einem verästelten, verzweigten oder stark mäandrierenden Gewässerlauf hingegen wird man im Sommer ein breites Spektrum an Bereichen mit stark unterschiedlichen Wassertemperaturen finden (NESTMANN ET AL. 2005).

### 3.1.2 Definition des Begriffes „Bewertung“

Bewerten bedeutet, zugängliche Informationen zu einem Sachverhalt mit der oder den persönlichen Wert-schätzung(en) zu einem Urteil über den Sachverhalt zu verknüpfen. Die Bewertung ist nicht frei von subjektiven Werthaltungen, sie unterliegt jedoch keiner völligen Beliebigkeit, da sie ebenso von sachlichen Informationen abhängig ist (DEIMER 2005).

WIEGLEB (1989) definiert die Bewertung folgendermaßen: Zum Zwecke der Bewertung müssen System-zustände definiert werden. Daraus ergibt sich die weitergehende Möglichkeit Abweichungen von einem bestimmten Systemzustand zu messen. „Bewertung ist die Messung der Abweichung von einem erwünschten Systemzustand“.

Nach AUHAGEN (1998) sind Bewertungen ein integraler Bestandteil von Planungen und immer erforderlich, wenn es mehrere Möglichkeiten gibt ein Ziel zu erreichen und die beste Möglichkeit ausgewählt werden soll.

Die Bewertung stellt in der Gewässerentwicklungsplanung ein zentrales Element dar. Bewertungen helfen Defizite und Stärken eines aktuellen Zustandes herauszufiltern und darzustellen. Potentiale können aufgezeigt und mögliche Projektgebiete identifiziert werden. Dies ist die Grundlage um sachgerechte Entscheidungen zu treffen, Schutz-, Entwicklungs- und Unterhaltungsmaßnahmen zu entwickeln und zu priorisieren. Nach der Umsetzung von Maßnahmen dienen sie der Erfolgskontrolle und dem Monitoring. Darüber hinaus spielen sie eine Rolle bei der Folgeabschätzung von Eingriffen (BERNOTAT ET AL. 2002).

Bewertungsverfahren dienen dazu, dem Bewertungsvorgang Struktur und Regeln zu geben, um ihn handhabbar und nachvollziehbar zu gestalten und wissenschaftlichen Anforderungen zu genügen. In der Fachöffentlichkeit wird der Begriff „Bewertungsmethode“ synonym zum Begriff „Bewertungsverfahren“ verwendet (BERNOTAT ET AL. 2002). In dieser Arbeit werden die beiden Begriffe ebenfalls synonym verwendet.

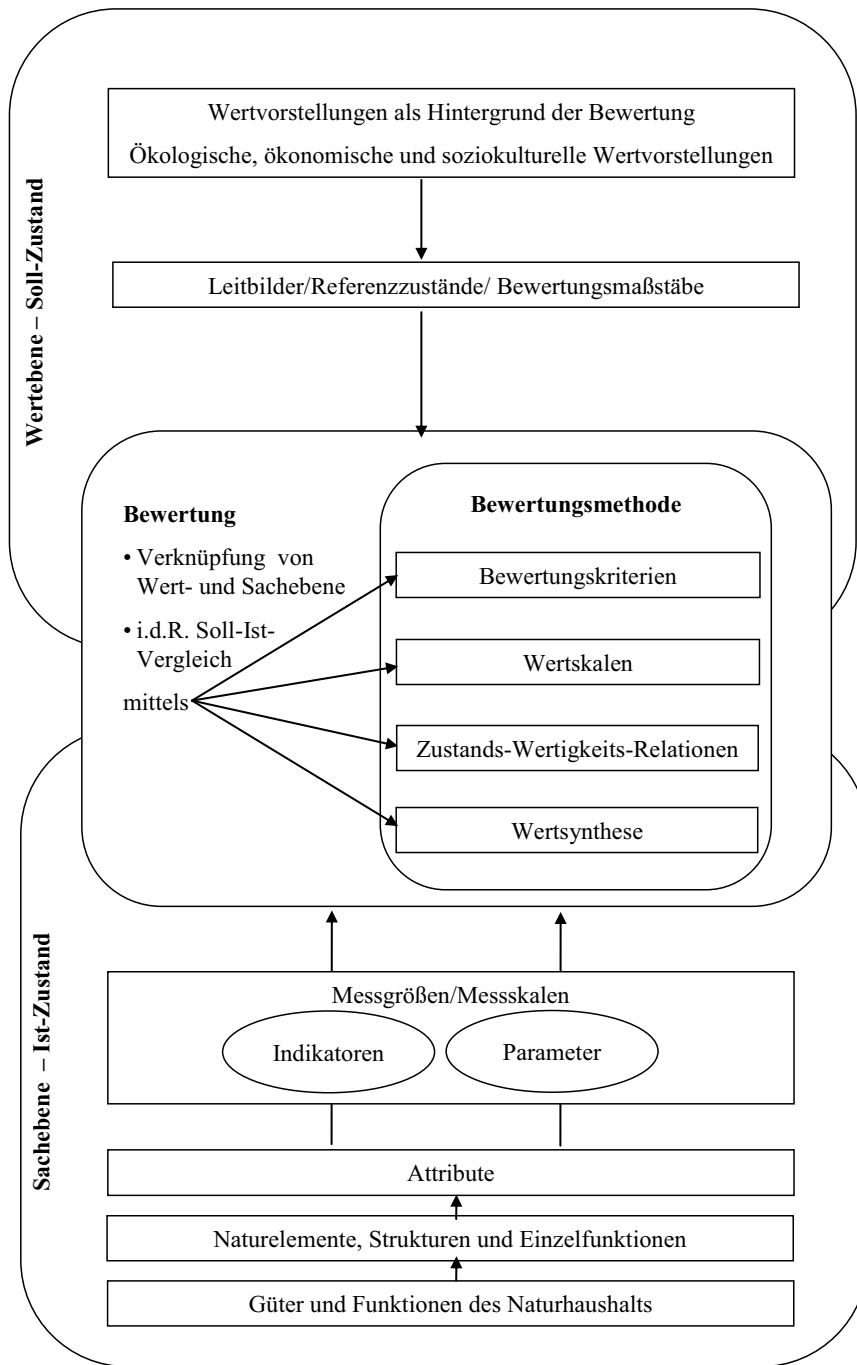
Um die einzelnen Komponenten einer Bewertungsmethode zu erfassen, eignet sich die Definition von WAGNER (1997, S. 49):

„Jede Bewertung stellt in Form einer Wertzuordnung eine Beziehung zwischen einem wertenden Subjekt und einem so genannten Wertträger, d.h. einem zu bewertenden Objekt her. Einem Wertträger wird durch ein wertendes Subjekt ein Wert zugeordnet.“

Eine Bewertung stellt hiernach eine Verknüpfung bzw. eine Beziehung oder eine Zuordnung zwischen zwei Ebenen dar, der Objekt-/Sachebene und der Wertebene (BERNOTAT ET AL. 2002).

### 3.1.3 Bewertungstheorie

Die Grundlagen der Bewertungstheorie werden im Folgenden anhand des in Abbildung 10 dargestellten Schemas zur Verknüpfung von Wert- und Sachebene erläutert.



**Abbildung 20: Schema zur Bewertung als Verknüpfung von Wert- und Sachebene (verändert nach BERNOTAT ET AL. 2002)**

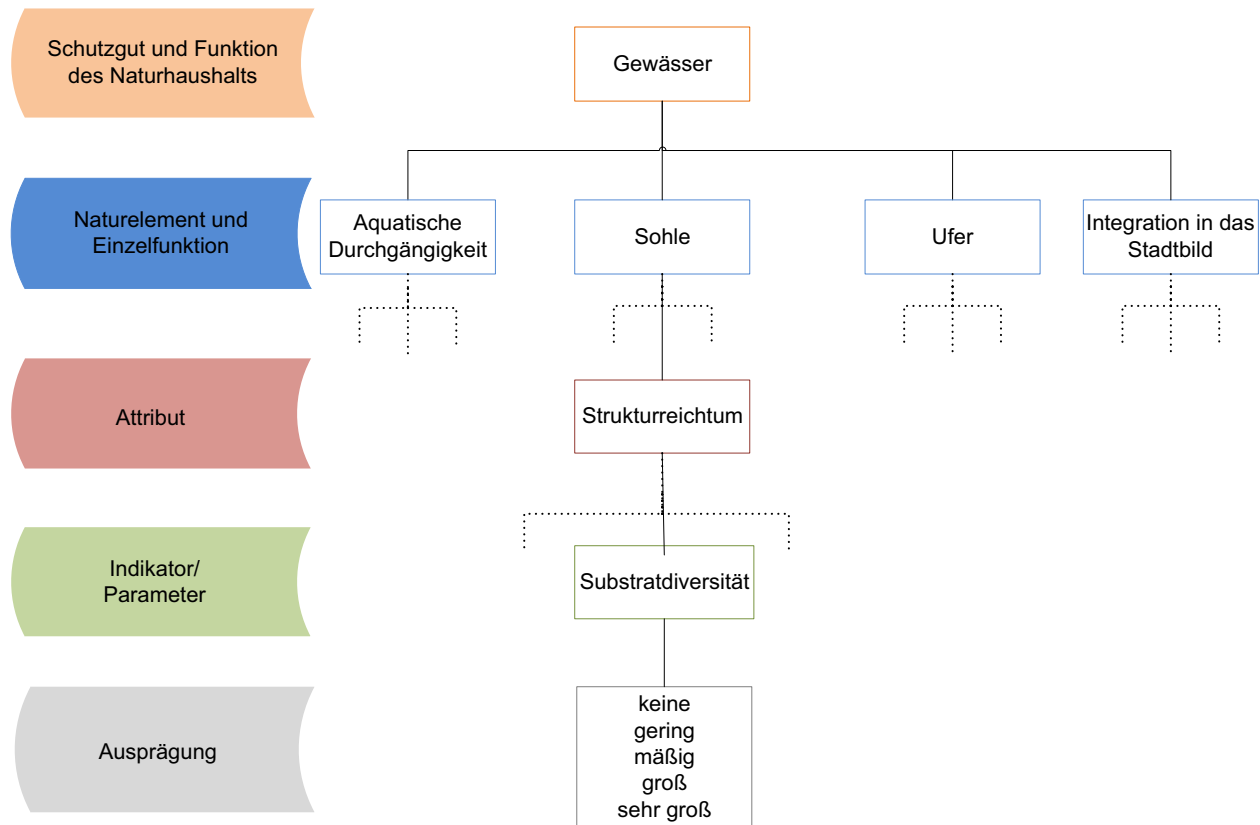
Der untere Teil der Abbildung 20 stellt die Sachebene dar, die Ebene des Ist-Zustandes, d.h. der tatsächlich vorkommenden Objekte und ihrer Merkmale. In der Sachebene wird der Naturhaushalt über verschiedene Stufen messbar und somit für die Bewertung handhabbar gemacht. In der ersten Stufe werden die relevanten Schutzgüter (z.B. Flora, Fauna, Boden, Gewässer) und Funktionen (z.B. Biotopverbundfunktion) ausgewählt. In Abhängigkeit von der Bewertungsfragestellung (z.B. der Gewässerstruktur) werden durch eine Auswahl an zu bewertenden Naturelementen, Strukturen und Einzelfunktionen der Schutzgüter modellhaft abgebildet. Einzelne Elemente (z .B. Ufer und Sohle) und Funktionen (z.B. longitudinale Durchgängigkeit und Erholungsgebiet) beschreiben somit das Schutzgut (z.B. Fließgewässer).



Die ausgewählten Elemente werden durch Attribute wie z.B. Morphologie, Naturnähe und Attraktivität charakterisiert. Aufgrund der Komplexität und der Anzahl der Attribute müssen Messgrößen ausgewählt werden, die diese vollständig erfassen und beschreiben und ein möglichst repräsentatives Bild abgeben. Dies bedeutet, die zu bewertenden Objekte werden in einzelne Elemente und Strukturen zerlegt, anhand der Attribute repräsentiert und durch Indikatoren und Parameter operationalisiert (BERNOTAT ET AL. 2002).

Direkt messbare Größen, z.B. die Anzahl von Uferbäumen an einem Gewässerabschnitt, werden als Parameter bezeichnet. Indirekt messbare Merkmale, die nur Hinweise auf einen Sachverhalt geben können (z.B. die angrenzende Flächennutzung) werden in Form von Indikatoren beschrieben. In der Fachliteratur und im allgemeinen Sprachgebrauch werden die Begriffe Parameter und Indikator häufig synonym verwendet (BERNOTAT ET AL. 2002). In der vorliegenden Arbeit wird pauschal der Begriff Parameter für die Bezeichnung aller Messgrößen verwendet. Lediglich bei der Beschreibung der Erfassung der einzelnen Indikatoren und Parameter im Gelände (Kapitel 5) werden zum besseren Verständnis die Begriffe voneinander abgegrenzt.

Abbildung 21 zeigt exemplarisch die Übertragung der einzelnen Komponenten der Sachebene hinsichtlich der Bewertung der Gewässerstruktur.



**Abbildung 21: Übertragung der einzelnen Komponenten der Bewertungstheorie hinsichtlich einer Bewertung der Gewässerstruktur**

Dem Ist-Zustand steht der Soll-Zustand gegenüber, d.h. der Sachebene die Wertebene. Allgemeine Wertvorstellungen bilden den Hintergrund für die Wertebene, die durch ein Wertesystem, Leitbilder, Referenzzustände und Bewertungsmaßstäbe definiert ist. Die allgemeinen Wertvorstellungen enthalten neben den in der Abbildung 21 herausgegriffenen naturschutzfachlichen Werten auch soziokulturelle oder ökonomische Wertvorstellungen. So stellt z.B. die Erholungsfunktion oder Erlebarkeit eines Gewässers eine sol-

che Wertvorstellung dar. Aus den Wertvorstellungen werden Leitbilder abgeleitet, die den Bewertungsmaßstab bilden, auf den sich die Bewertung bezieht.

### 3.1.4 Wesentliche Bestandteile einer Bewertung

Der *Bewertungsvorgang* stellt eine Verknüpfung der Sach- und Wertebene dar. Dabei wird der Ist-Zustand eines Objektes, der durch Indikatoren und Parameter charakterisiert wird, mit dem Soll-Zustand des Objektes verglichen. Die Bewertungsmethode definiert Bewertungskriterien und legt Wertskalen für diese fest. Zustands-Wertigkeitsrelationen werden aufgestellt und Regeln für eine Wertsynthese durchgeführt. Die Bewertungsmethode legt somit eindeutige Regeln fest, um die Nachvollziehbarkeit, Akzeptanz und Gültigkeit der Bewertung zu gewährleisten:

*Bewertungskriterien* operationalisieren zum einen die Wertebene und bilden zum anderen die wesentlichen Merkmale des Bewertungsobjektes in der Sachebene ab. Aus dem Bewertungsmaßstab „möglichst große Vielfalt eines Gewässerabschnittes“ lassen sich z.B. die Bewertungskriterien „Artenvielfalt“, „Lebensraumvielfalt“, „Strukturvielfalt“ ableiten. Andererseits stellt eine große Strukturvielfalt der Sohle eines Gewässers einen Indikator für das (Ausprägungs-) Merkmal der Sohle morphologie dar und bildet somit das Objekt in der Sachebene ab.

In der *Bewertungsmethode* wird festgelegt, welche Wertskalen für die Bewertungskriterien verwendet werden. Die Unterteilung der Skala sowie der Skalentyp, das so genannte Skalenniveau werden fixiert. Es kann zwischen Nominal-, Ordinal- und Kardinalskalen unterschieden werden:

- Mit einer Nominalskala können Objekte klassifiziert werden. Daraus ergibt sich keine Rangfolge. Ein gewässerspezifisches Beispiel für eine Skalierung mit einer Nominalskala ist die standorttypische oder standortfremde Einteilung der Vegetation (BERNOTAT ET AL. 2002).
- Eine Ordinalskala gibt eine Rangfolge von Merkmalsausprägungen wieder. Die Naturnähe des Ufers eines Fließgewässers kann z.B. gering bis groß sein. Die Abstände und Verhältnisse zwischen den Merkmalsausprägungen sind nicht definiert, d.h. auf Basis der Skala ist nicht erkennbar wie groß der Abstand zwischen einem sehr naturnahen und einem naturfernen Ufer ist (MAYER 2006).
- Eine Kardinalskala spiegelt nicht nur die Rangfolge der Merkmalsausprägungen wieder, sondern definiert auch die Größe des Abstandes zwischen den Merkmalsunterschieden. Bei einer Kardinalskala kann z.B. auch das arithmetische Mittel bestimmt werden (MAYER 2006). Ein Beispiel für eine Skalierung mit einer Kardinalskala ist z.B. die Fließgeschwindigkeit.

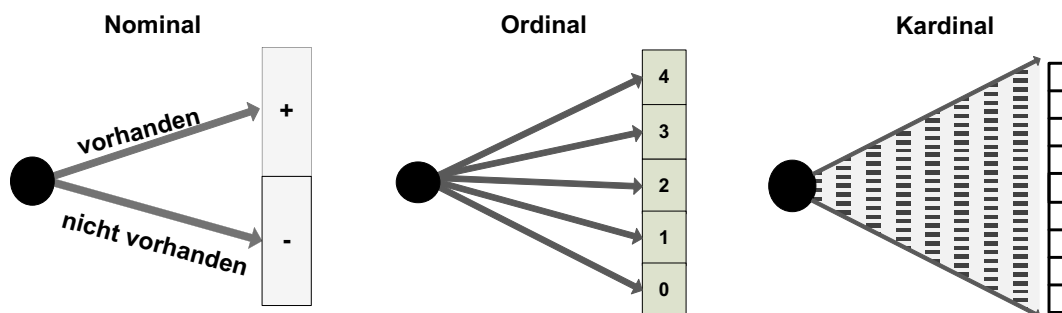


Abbildung 22: Unterschiedliche Wertskalen (verändert nach PLACHTER 1994).

Der nächste Teilschritt der Bewertungsmethode besteht in der Festlegung von *Zustands-Wertigkeitsrelationen*. Die Zustands-Wertigkeitsrelationen ordnen der Ausprägung der Merkmale, die durch Indikatoren oder Parameter beschrieben wird, eine Wertigkeit zu und stellen sozusagen den Kern der Bewertungsmethode dar. Eine derartige Wertzuweisung lässt sich nicht aus dem zu bewertenden Merkmal selbst ableiten, sondern nur aus einer vergleichenden Beurteilung einer ausreichend großen Anzahl vergleichbarer Merkmale. Die Werte eines Merkmals ergeben sich nicht nur aus dessen Zustand sondern ebenso aus der Typzugehörigkeit (PLACHTER 1994). Der Merkmalsausprägung „hohe Strömungsdiversität“ wird z.B. in Abhängigkeit des Gewässertyps eine Wertigkeit zugeordnet. Die Zuweisung kann tabellarisch, verbal oder über eine mathematische Funktion erfolgen. Es sind nominale, ordinale und kardinale Zuweisungen möglich (vgl. Abbildung 22).

Am Ende der Bewertungsmethode erfolgt die *Wertsynthese*, welche die Teilbewertungen der einzelnen Bewertungskriterien zu einer Gesamtbewertung aggregiert. Dies kann verbal durch argumentative Abwägung geschehen oder durch Rechen- und Gewichtungsvorschriften. Die mathematische Zulässigkeit der Rechenoperationen ist abhängig vom Skalenniveau. Nur kardinale Wertzuweisungen dürfen verrechnet werden, wodurch z.B. eine Mittelwertbildung nur bei diesen möglich ist.

### 3.1.5 Allgemeine Anforderungen an Bewertungsverfahren

Generell muss die Bewertung wissenschaftlichen Gütekriterien und praktischen Anforderungen genügen. Dazu gehören im Wesentlichen die Aspekte: Objektivität, Reliabilität, Validität und Verwendbarkeit. Die drei erstgenannten bedingen einander bzw. bauen aufeinander auf; ohne Objektivität keine Reliabilität und ohne Reliabilität keine Validität (BERNOTAT ET AL. 2002, WAGNER 1997, DEIMER 2005).

- Die Objektivität einer Methode ist gegeben, wenn die Ergebnisse eine möglichst große Unabhängigkeit vom Anwender aufweisen. Das bedeutet, verschiedene Anwender gelangen in der vorgegebenen Vorgehensweise zum gleichen Ergebnis.
- Die Reliabilität (auch Reproduzierbarkeit) ist ein Maß für die Zuverlässigkeit und Reproduzierbarkeit wissenschaftlicher Untersuchungen. Bei wiederholter Anwendung des Verfahrens wird das gleiche Ergebnis erzielt, sofern sich die Bedingungen nicht geändert haben. Die Reliabilität ist ein Maß für die Korrelation zwischen zwei mehreren unter gleichen Bedingungen durchgeführten Messungen
- Die Validität oder Gültigkeit ist erfüllt, wenn eine Bewertungsmethode tatsächlich das erfasst und misst, was sie zu messen und zu erfassen vorgibt. Das bedeutet, die Bewertungskriterien, Parameter und Indikatoren wurden so ausgewählt und die Teilergebnisse so verknüpft, dass sowohl die Ausprägungsmerkmale der Objekte und ihrer Elemente (Sachebene), als auch die der Bewertung zugrunde liegenden Wertvorstellungen (Wertebene) durch sie abgebildet werden.
- Die Verwendbarkeit gibt an, wie mit einer Bewertungsmethode bestimmte Ziele effektiv, effizient und zufrieden stellend zu erreichen sind. Dabei stellt die Effektivität ein Maß dar, in dem es dem Nutzer gelingt, sein Vorhaben zu realisieren. Die Effizienz ist das Verhältnis zwischen dem Aufwand und dem Ergebnis der Bewertung.

Leitbilder und Referenzzustände sind elementare Bestandteile eines Bewertungsmodells und damit jeder Bewertung. Eindeutig festgelegte Referenzzustände bzw. Leitbilder dienen einer systematischen Vorgehensweise, welche die Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleisten soll. Bewertungsmaßstäbe dienen einerseits als Bezugsbasis, an der sich die Bewertung orientiert, andererseits wird durch sie das Wertesystem operationalisiert und handhabbar gemacht (PLACHTER ET AL. 2002). ESSER (1997) formulierte folgen-

de Ansprüche an Leitbilder, die auch für die im Rahmen dieser Arbeit formulierten Referenzzustände gültig sind:

- **Transparenz:** Die Methodik zur Herleitung von Leitbildern sollte transparent und nachvollziehbar sein.
- **Objekt- und Problemorientiert:** Die Methodik zur Herleitung muss den unterschiedlich strukturierten Gewässertypen und den fachlich-wissenschaftlichen und gesellschaftspolitischen Fragestellungen Rechnung tragen. Eine Differenzierung in ökologische und nutzungsorientierte Leitbilder ist daher zweckmäßig.
- **Dynamisch:** Das Leitbild sollte nicht als starrer unveränderlicher Zustand verstanden werden.
- **Zukunftsorientiert:** Zweck von Leitbildern ist es, die aus fachlich-wissenschaftlicher bzw. gesellschaftspolitischer Sicht gewünschte Entwicklung darzustellen.
- **Maßstabsorientiert:** Leitbilder müssen der Maßstabebene des zu beurteilenden Gebietes entsprechen.
- **Fortschreibbar/ Handlungsorientiert:** Leitbilder sind geprägt durch objektive Erkenntnisse, subjektive Situationen und dem Stand der Forschung. Bei neuen Erkenntnissen bzw. veränderten Werthaltungen ändern sich Leitbilder und sollten ggf. fortgeschrieben werden.
- **Durchführbar:** Die Entwicklung von Leitbildern soll in einem angemessenen Zeitraum durchführbar sein und unter den gegebenen Voraussetzungen einen praktikablen Lösungsansatz darstellen (GESKE ET AL. 1997).

## 3.2 Existierende Bewertungsansätze

Fließgewässer sind komplexe, stark vernetzte und zumeist anthropogen beeinflusste Ökosysteme. Um diese adäquat beschreiben und bewerten zu können wurden in den letzten Jahrzehnten Modellansätze entwickelt. Je umfassender diese Modellansätze sind, desto besser können sie die Komplexität des Systems abbilden und desto aufwendiger wird deren Anwendung (BRATRICH 2004). Die finanziellen und zeitlichen Randbedingungen, durch die viele Gewässermanagementprojekte gekennzeichnet sind, lassen aufwändige Untersuchungen häufig nicht zu. Aufgrund dessen wurden zahlreiche unterschiedliche Bewertungsansätze entwickelt, die eine vereinfachte Beurteilung und Bewertung des Zustandes der Fließgewässer ermöglichen.

### 3.2.1 Ökologische und wasserwirtschaftliche Bewertungsansätze

Ökologische und wasserwirtschaftliche Bewertungsansätze lassen sich nach BRATRICH (2004) auf Basis ihrer konzeptionellen Vorgehensweise in holistische, repräsentative und multiple Ansätze einteilen.

#### 3.2.1.1 HOLISTISCHE ANSÄTZE

Die Gesamtfunktion eines Ökosystems ist mehr als die Summe aller relevanten Einzelfunktionen. Holistische Ansätze bemessen und bewerten die Integrität des Systems als Ganzes. Gewässerökosysteme werden als selbstregulierende Systeme betrachtet. Existierende holistische Verfahren beurteilen daher diese regulierenden Eigenschaften des gesamten Ökosystems Fließgewässer. Die Bewertung erfolgt auf Basis von Indikatoren (z.B. Resistenz und Resilienz), welche die Systemintegrität messen und keine spezifischen Teilaspekte repräsentieren. Eine Übersicht über verschiedene Konzepte der holistischen Ansätze ist in BRATRICH (2004) zu finden.

#### 3.2.1.2 REPRÄSENTATIVE ANSÄTZE

Aufgrund der Komplexität der Gewässerökosysteme gehen die repräsentativen Verfahren davon aus, dass es nicht möglich ist, alle Teilaspekte eines vernetzten Ökosystems komplett zu erfassen und umfassend zu bewerten. Es ist deshalb wichtig, aussagekräftige Indikatoren und Parameters zu finden, die stellvertretend über den Zustand des Gesamtsystems Auskunft geben können (SIMBERLOFF 1998). Die repräsentativen Ansätze verwenden Indikatoren und Parameter, die einen Teilaspekt oder eines Schlüsselfunktion des Systems vertreten. Die in der Gewässerentwicklung bekannten Bewertungsverfahren sind häufig den repräsentativen Ansätzen zuzuordnen.

Die *Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur* basieren dabei auf folgendem Grundgedanken: Die biologischen Komponenten eines Ökosystems sind intakt, wenn zentrale abiotische Schlüsselfunktionen und -indikatoren keine Auffälligkeiten zeigen und in ihrer natürlichen Dynamik ungestört sind. Schlüsselindikatoren und -parameter (z.B. Morphologie, Vegetation, Hydraulik) stehen somit stellvertretend für das gesamte System. Eine unbeeinflusste Wasserqualität, eine natürliche und variable Morpho- und Geschiebedynamik sowie das Vorhandensein abiotischer Habitatstrukturen, wie z.B. Totholz führen zu einer intakten und gewässertypischen Biozönose (NAIMANN 1992). Die Erfassung der abiotischen Schlüsselindikatoren, wie der Gewässerstruktur reicht somit aus, um den Zustand eines Fließgewässers zu erfassen und zu bewerten (HESSE 1999). Die Strukturgütekartierung der LAWA (LAWA 2000, LAWA 2002b), die Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg (LUBW 2009) und die österreichische Methode zur

Erfassung des hydromorphologischen Ist-Bestandes (MÜHLMANN 2005) sind einige Beispiele für Verfahren zur Beurteilung der Gewässerstruktur (vgl. Kapitel 3.2.2).

Die im Fließgewässermanagement ältesten Bewertungsmethoden sind **biologische Verfahren**. Sie bauen auf biologischen Kenngrößen auf und basieren auf dem Gedanken, dass eine Veränderung am obersten Ende einer kausalen Wirkungskette auf Stress im gesamten System hinweist. Betrachtet werden biologische Indikatoren oder Biozönosen um Aussagen über stoffliche Belastungen und morphologische Defizite eines Gewässerabschnittes zu treffen. So kann z.B. die Artenzusammensetzung von Fischen repräsentativ für die Funktionsfähigkeit des gesamten Systems stehen. Da die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EG 2000) die Bewertung der „Qualitätskomponenten“ Gewässerflora, benthische wirbellose Fauna und Fischfauna vorschreibt, wurden in den Mitgliedsstaaten zahlreiche biologische Bewertungsverfahren entwickelt. Eine Übersicht hierzu geben z.B. HERING ET AL. (2004). In den Verfahren wird die Zusammensetzung und Abundanz des Phytoplanktons, des Phytobenthos, der Makrophyten und des Makrozoobenthos bewertet. Bei der Bewertung der Fischfauna wird zusätzlich die Alterstruktur einer Population berücksichtigt. Die Fischfauna eignet sich für die Indikation morphologischer Mängel und Wanderungsbarrieren. Die Gewässerflora ist für die Beurteilung der stofflichen Belastung (Saprobie, Salzbelastung, Versauerung, etc.) zweckdienlich (SIMBERLOFF 1998).

Prognostizierende Simulationsmodelle mit Bezug zu den Lebewesen in Fließgewässern die ihren Ursprung in Nordamerika haben, sind **Habitatmodelle** (KLEYER ET AL. 1999). Habitatmodelle modellieren ausgewählte Parameter und zeigen über deren Ausprägung die Eignung der entstehenden Habitate für die Lebewesen an. Als Indikatoren werden im Wesentlichen Fische und Makrozoobenthos herangezogen, da diese als Anzeiger für die Funktionsfähigkeit von Fließgewässerökosystemen gut geeignet sind (SCHNEIDER & WIEPRECHT 2009). Die aus Habitatmodellen gewonnenen Erkenntnisse können einerseits rein beschreibend sein, beinhalten aber auch oft Methoden zur konkreten Abschätzung einer biologischen bzw. ökologischen Wertigkeit (BAUHAUS UNIVERSITÄT WEIMAR 2010). Habitatmodelle versuchen die Natur in der Form nachzubilden, dass Prozesse und Zustände auf die wichtigsten Bestandteile reduziert und dadurch in einer vereinfachten Weise abgebildet werden. Dabei kann das Modell jegliche Form haben, angefangen von verbalen Beschreibungen, über einfache mathematische Gleichungen bis hin zu sehr komplexen Systemen von Algorithmen, die zahlreiche Methoden und Prozesse beinhalten. Bekannte Habitatmodelle sind z.B. die CASiMiR<sup>1</sup> Module, entwickelt von der Universität Stuttgart ([www.casimir-software.de](http://www.casimir-software.de)) und PHABSIM<sup>2</sup>, entwickelt vom „U.S. Department of Interior“ (PHABSIM 2001). Eine kategorische Übersicht verschiedener Habitatmodelle ist z.B. im Skript der Universität Weimar „Durchgängigkeit und Habitatmodellierung von Fließgewässern“ dargestellt (BAUHAUS UNIVERSITÄT WEIMAR 2010).

### 3.2.1.3 MULTIPLE ANSÄTZE

Die multiplen Ansätze nehmen einen Zwischenstatus zwischen den repräsentativen und holistischen Ansätzen ein. Die ganzheitliche Erfassung des Gesamtsystems erfolgt mit zahlreichen unterschiedlichen Indikatoren, bzw. Indikatorgruppen die im Zusammenspiel Auskunft über den ökologischen Zustand des Gesamtsystems geben. Alle wichtigen Teilaspekte, die zur Erklärung der Funktionsfähigkeit eines Ökosystems benötigt werden, sollten im multiplen Modell zu finden sein. So stellt z.B. das Modul-Stufen-Konzept des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) und der EAWAG (Das Wasser-

---

<sup>1</sup> Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements

<sup>2</sup> Physical Habitat Simulation Software

forschungs-Institut des ETH-Bereichs) der Schweiz ein multiples Bewertungskonzept dar. Das Konzept ist aus Teilmethoden, so genannten Modulen aus den Bereichen Hydrologie, Morphologie, Biologie, Chemie und Ökotoxikologie aufgebaut (BUWAL 1998). Weitere Beispiele für eine Multiple Bewertung sind die europäische WRRL und das „Rapid Bioassessment Protocol“ der USA (BRATRICH 2004).

### 3.2.2 Ansätze zur Erfassung und Bewertung der Gewässerstruktur

Mit dem Ziel, die Verbesserung des morphologischen Zustands der Fließgewässer voranzutreiben, indem Defizite und Fortschritte sichtbar gemacht werden, hat die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) eine Verfahrensempfehlung für die Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland erarbeitet (LAWA 2000). Sie beruht auf Entwürfen der Länder Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz aus den Jahren 1993/94. Durch die standardisierte Datenaufnahme und Bewertung soll das Verfahren eine „allgemein verbindliche Bewertungsgrundlage“ (LAWA 2000, S. 7) für die Gewässerentwicklungsplanung und die Erfolgskontrolle von naturschutzfachlich motivierten Umgestaltungsmaßnahmen darstellen. Der Verfahrensvorschlag umfasst zunächst nur kleine bis mittelgroße Fließgewässer, die durch Kartierung im Gelände bewertet werden („Vor-Ort-Verfahren“). Für größere Gewässer und die Verwendung in Übersichtskartierungen wurde das Übersichtsverfahren entwickelt, das weitgehend ohne Geländebegehung auskommt und auf der Auswertung von Karten, Luftbildern und anderen Daten beruht (LAWA 2002b). Auch für Wasserstraßen wurde im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde ein abweichendes Verfahren entwickelt (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE 2001).

Das LAWA-Vor-Ort-Verfahren wird heute von den meisten Bundesländern mehr oder weniger unverändert angewandt. Ergänzungen finden sich z.B. in Nordrhein-Westfalen (LUA NRW 1998). Dort gibt es auch ein gesondertes Verfahren für die Bewertung mittelgroßer bis großer Fließgewässer (LUA NRW 2001a). Andere Bundesländer haben ein eigenes Verfahren entwickelt. So erfasst das Bayerische Verfahren (BAYLFW 2002) ähnliche Parameter, weist aber deutliche Unterschiede in der Aggregation der Daten und der Bewertungsmethodik auf. Für die Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg wurde 2008 von der Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg ein neues Feinverfahren entwickelt. Dieses Feinverfahren basiert im Wesentlichen auf dem Vor-Ort-Verfahren der LAWA, wurde jedoch in einigen Punkten ergänzt, modifiziert und an die Anforderungen der EG-WRRL angepasst (LUBW 2008).

Die Bewertungsmethodik des LAWA Vor-Ort-Verfahrens wird zum besseren Verständnis im nächsten Kapitel erläutert. Tabelle 1 gibt einen Überblick über existierende Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur ohne Anspruch auf Vollständigkeit. Eine ausführliche Übersicht und Erläuterung der existierenden Bewertungsverfahren für Fließgewässer ist u. a. in folgender Literatur zu finden: PATT ET AL. 2010, MIETHANER 2007, KAISER 2005, BRATRICH 2004, SCHNEIDER 2001, GESKE ET AL. 1997, TWINNING LIGHT PROJECT, BUWAL 1998.

Tabelle 1: Übersicht über verschiedene Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Gewässerstruktur

Verfahren	Land und Herausgeber	Beschreibung	Datenbasis
<b>LAWA Feinverfahren</b> (LAWA 2000)	Deutschland	Erfassung der Gewässerstruktur mit 25 Parametern, indexgestützte Bewertung	Vor Ort, Karten, Fachbehörden
<b>LAWA Übersichtsverfahren</b> (LAWA 2002b)	Deutschland	Überblickweise Erfassung der Gewässerstruktur mit 9 Parametern, indexgestützte Bewertung	Fernerkundung, Fachbehörden
<b>Strukturgütekartierverfahren für Wasserstraßen</b> (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE 2001)	Deutschland	Basierend auf LAWA Verfahren, 17 Einzelparameter, indexgestützte Bewertung	Vor Ort, Fernerkundung, Fachbehörden
<b>Feinverfahren Baden-Württemberg</b> (LUBW 2008)	Deutschland, Baden-Württemberg, LUBW	Basierend auf dem LAWA Verfahren, Anpassung an die WRRL und das Land Baden-Württemberg	Vor Ort, Karten, Fachbehörden
<b>Bayrisches Verfahren</b> (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2002)	Deutschland, Bayern	Ähnliche Parameter wie das LAWA Vor Ort Verfahren, Unterschiede in Aggregation und Bewertung	Vor Ort, Karten, Fachbehörden
<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung</b> (LUA 1998)</li> <li>• <b>Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen – Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer</b> (LUA 2001)</li> </ul>	Deutschland, Land Nordrhein-Westfalen	<p>Grundlage für das LAWA Verfahren, ergänzt und angepasst an NRW, indexgestützte Bewertung</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Kartieranleitung: für die Bewertung kleiner bis mittelgroßer Gewässer, 29 Parameter</li> <li>• Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer mit nicht sichtbarer Sohle und für schiffbare Gewässer, 31 Parameter</li> </ul>	Vor Ort, Karten, Fachbehörden



<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Vor Ort Verfahren Mecklenburg-Vorpommern</b> (1994)</li> <li>• <b>Luftbildkartierverfahren Mecklenburg-Vorpommern</b> (2003)</li> </ul> (WRRL-MV 2010)	Deutschland, Mecklenburg Vorpommern	Basierend auf dem LAWA Verfahren wurden 2 länderspezifische Verfahren entwickelt: <ul style="list-style-type: none"> <li>• VorOrt Verfahren: 36 Parameter, 10 rein informativ, indexgestützte Bewertung</li> <li>• Luftbildverfahren: 21 Einzelparameter, indexgestützte Bewertung und Mittelwertbildung</li> </ul>	Vor Ort, Karten, Fachbehörden, Fernerkundung
<b>Verfahren zur Gewässerentwicklungsfähigkeit (GEF)</b> (MINISTERIUM FÜR UMWELT, SAARLAND 2006)	Deutschland, Saarland und Luxemburg	Bewertet nicht den aktuellen Zustand der Gewässerstruktur, sondern die Entwicklungsfähigkeit ,basierend auf 9 Schlüsselparametern, angepasst an die Anforderungen der WRRL	Fernerkundung, Stichproben Vor Ort
<b>Gewässerstrukturverfahren für Fließgewässer in Schleswig-Holstein</b> (AHRENS 2007)	Deutschland, Schleswig-Holstein	Verfahren nutzt Fernerkundung und Vor Ort Begehung, basierend auf LAWA Verfahren, angepasst an Anforderungen WRRL	vor Ort und Fernerkundung
<b>Modul-Stufen Konzept</b> (BUWAL 1998)	Schweiz	Modulare Methoden zur Bewertung des hydromorphologischen, biologischen und chemisch-physikalischen Zustandes, die in verschiedenen räumlichen Auflösungen (Stufen) angewendet werden. Auswertung durch Punktzuordnung und Aggregation.	Vor Ort, Fernerkundung, Fachbehörden, Sonstige
<b>Methode zur Beurteilung des hydromorphologischen Ist-Bestandes der Gewässer mit Einzugsgebieten zwischen 10 und 100 km<sup>2</sup> - Screeningmethode“</b> (BAW 2008)	Österreich	3 Hauptparameter: „Hydrologie“, „Querbauwerke“ und „Morphologie“ werden berücksichtigt, mehrere Einzelparameter. Die aquatische Durchgängigkeit wird separat beurteilt.	Vor Ort, Karten, Fachbehörden
<b>Urban River Survey</b> (SMURF 2006)	Großbritannien, entwickelt im Rahmen des Projektes „Sustainable Management of Urban Rivers and Floodplains“ (SMURF 2006)	Speziell für die Bewertung <b>urbaner</b> Fließgewässer. Basierend auf dem britischen „River Habitat Survey“, keine gewässertypspezifische Bewertung, verschiedene Arten von Parametern aus den Indizes abgeleitet werden (vgl. Kapitel 3.3.1).	Vor Ort, Karten, Fachbehörden

<p><b>Système d’Evaluation de la Qualité du Milieu Physique, SEQ-MP</b> (EAU-RHIN-MEUSE 2000)</p>	<p>Frankreich</p>	<p>3 Teilräume: Aue, Ufer, Flussbett, deren Zustand in qualitativer oder prozentualer Kategorien abgeschätzt wird. Parameter ähneln dem LAWA Verfahren. Bewertung anhand eines Punktesystems</p>	<p>Vor Ort, Sonstige</p>
<p><b>Rapid Stream Assessment Technique (RSAT)</b> (STORMWATERCENTER O.J. 1996)</p>	<p>USA</p>	<p>Gesamtökologische Bewertung, berücksichtigt u. a. Bettstabilität, Erosion und Sedimentation, Habitateignung, Wasserqualität, Makrozoobenthos</p>	<p>Vor Ort, Erhebungen im Gelände, Wasserproben, Sonstige</p>
<p><b>Stream Visual Assessment Protocol</b> (NATIONAL WATER AND CLIMATE CENTER 1998)</p>	<p>USA</p>	<p>Erstes Level einer Hierarchie von ökologischen Bewertungsmethoden. 10-stufiges Punktesystem, bewertet hydrologische und biologische Aspekte, Wasserqualität und Gewässerstruktur inkl. der aquatischen Durchgängigkeit.</p>	<p>Vor Ort, Wasserproben, Sonstige</p>
<p><b>Riparian Health Assessment – Stream and Small Rivers</b> (SASKATCHEWAN PCAP GREENCOVER COMMITTEE 2008)</p>	<p>Kanada</p>	<p>Überblickweise Kartierung, es dient u. a. als Vorstufe für ein weiteres sehr aufwändiges Verfahren zur Detailplanung, für Gewässer &lt; 15m Breite, 12 Parameter, Punktesystem</p>	<p>Vor Ort</p>

### 3.2.3 Das LAWA Vor-Ort-Verfahren

In Deutschland wird zur Beurteilung der Gewässerstruktur meistens das LAWA Vor-Ort-Verfahren verwendet. Da es zudem die systematische Grundlage für viele andere Verfahren darstellt, wird es im Folgenden ausführlicher erläutert.

Das LAWA Vor Ort Verfahren soll durch eine standardisierte Datenaufnahme und Bewertung eine „allgemein verbindliche Bewertungsgrundlage“ für die Gewässerentwicklungsplanung und die Erfolgskontrolle von naturschutzfachlich motivierten Umgestaltungsmaßnahmen darstellen. Als Referenzzustand der Bewertung, „Leitbild“ genannt, wird der heutige potenzielle natürliche Gewässerzustand verwendet. Da dieser typspezifisch ist, erfolgt die Bewertung einiger Parameter in Abhängigkeit vom Gewässertyp, der im Rahmen des Verfahrens über die Talform und Substrateigenschaften charakterisiert wird. Die erfasste Abschnittslänge ist abhängig von der Gewässergröße (-breite). Sie variiert zwischen 50 und 400/500 m.

Die Erfassung der Einzelparameter geschieht durch Kartierung im Gelände an Hand standardisierter Erhebungsbögen. Der Kartierer entscheidet sich bei jedem Parameter jeweils für das am besten zutreffende Zustandsmerkmal. Dabei kann es sich um qualitative Aussagen handeln (z.B. Uferbewuchs, Flächennutzung), um halb-quantitative Einschätzungen (z.B. das Ausmaß der Tiefenvarianz, Substratdiversität etc.), um quantitative Angaben (z.B. Anzahl verschiedener Strukturen) oder um Angaben zum Vorhandensein oder Fehlen bestimmter Merkmale (z.B. Querbauwerke, Rückstau etc.). Ein zusätzliches Erläuterungs-

handbuch enthält Definitionen, genaue Vorschriften zur Erhebung der Parameter sowie Fotobeispiele. Allen Zustandsmerkmalen ist ein Bewertungsindex zugeordnet (Zahlenwerte zwischen 1 und 7). Je höher die Indexziffer, umso größer ist die Abweichung des erfassten Parameters vom Leitbild (vgl. Kapitel 3.2.8). Die Einzelparameter werden in Schadstrukturparameter und Wertstrukturparameter unterteilt: Wertstrukturparameter dienen der Erfassung und Bewertung gewässertypischer, wertvoller Strukturen. Bei Schadstrukturparametern werden anthropogene Schadstrukturen, wie z.B. Bauwerke erfasst. Zu den Schadstrukturparametern gehören z.B. Querbauwerke, Verrohrung und Durchlässe/Brücken. Ein Schadstrukturparameter wird nur gewertet, wenn der Hauptparameter dadurch nicht aufgewertet wird und eine anthropogene Schadstruktur vorhanden ist (LUBW 2008).

Die Indexziffern der Einzelparameter werden durch die Bildung des arithmetischen Mittels zu einer Bewertung von sechs Hauptparametern „verrechnet“ (vgl. Tabelle 3). Die Gesamtbewertung erfolgt wieder durch arithmetische Mittelwertbildung aus den Indexziffern der Hauptparameter. Die Bewertung erfolgt gemäß Einteilung der LAWA in einer 7-stufigen Bewertung. Die Strukturklasse 1 definiert den besten Zustand, der keine oder lediglich sehr geringfügige Veränderungen gegenüber dem Leitbild aufweist. In Baden-Württemberg wurde zusätzlich die 5-stufige Darstellung der Ergebnisse eingeführt. Dabei werden die Strukturklassen 1 und 2 sowie 6 und 7 zu jeweils einer Klasse zusammengefasst (vgl. Tabelle 2) (LUBW 2008).

**Tabelle 2: Definition der Strukturklassen**

<b>Strukturklassen 7- stufig</b>	<b>7-stufige Zustandsklassen</b>	<b>Strukturklassen 5-stufig</b>	<b>5- stufige Zustandsklas- sen</b>
1	unverändert	1	unverändert bis gering verändert
2	gering verändert		
3	mäßig verändert	2	mäßig verändert
4	deutlich verändert	3	deutlich stark verändert
5	stark verändert	4	stark verändert
6	sehr stark verändert	5	sehr stark bis vollständig verändert
7	vollständig verändert		

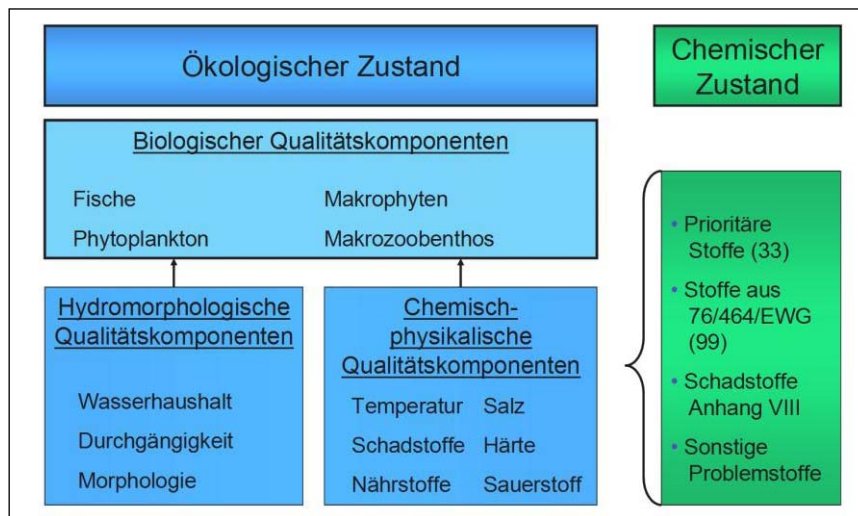
**Tabelle 3: Parametergruppen und Bewertungsprinzipien des Indexsystems (verändert, LAWA 2000)**  
 WP: Wertstrukturparameter, SP: Schadstrukturparameter

Hauptparameter	Einzelparameter	WP	SP
Laufentwicklung	Laufkrümmung	x	
	Krümmungserosion	x	
	Längsbänke	x	
	Besondere Laufstrukturen	x	
Längsprofil	Querbauwerke		x
	Rückstau		x
	Verrohrungen		x
	Querbänke	x	
	Strömungsdiversität	x	
	Tiefenvarianz	x	
Querprofil	Profiltyp	x	
	Profilbreite	x	
	Breitenerosion	x	
	Breitenvarianz	x	
	Durchlässe		x
Sohlenstruktur	Sohlensubstrat		x
	Sohlenverbau		x
	Substratdiversität	x	
	Besondere Sohlstrukturen	x	
Uferstruktur	Uferbewuchs	x	
	Uferverbau		x
	Besondere Uferstrukturen	x	
Gewässerumfeld	Flächennutzung		x
	Gewässerrandstreifen	x	
	Sonstige Umfeldstrukturen		x

### 3.2.4 Bewertungsansatz der EG-WRRL

Die EG-WRRL stellt die rechtliche Grundlage für alle Gewässerentwicklungsprojekte in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union dar (vgl. Kapitel 2.3) und gibt somit einen Rahmen für die Handlungsweise vor. Die Forderungen der EG-WRRL hinsichtlich der Zustandsbewertung von Oberflächengewässern werden daher im Folgenden weitergehend erläutert.

Zentrales Ziel der EG-WRRL ist das Erreichen des guten ökologischen und chemischen Zustandes bzw. des guten ökologischen und chemischen Potenzials für alle Gewässer bis 2015. Abbildung 23 zeigt die einzelnen Komponenten der Zustandsbewertung der Oberflächengewässer.



**Abbildung 23: Komponenten der Zustandsbewertung der Oberflächengewässer nach EG-WRRL (FRISKE 2001).**

Die Bewertung des ökologischen Zustandes erfolgt auf Basis biologischer, hydromorphologischer und physikalisch-chemischer Qualitätskomponenten. Der ökologische Zustand wird in einem fünfstufigen Klassifikationssystem gewässertypspezifisch eingestuft. Der gute Zustand ist erreicht wenn die Qualitätskomponenten mindestens mit gut bewertet werden. Tabelle 4 zeigt die Indikatoren und Attribute für die verschiedenen Qualitätskomponenten (EG-WRRL 2000).

Zur Bewertung der Hydromorphologie von Fließgewässern hat das Europäische Komitee für Normung (CEN) 2003 einen Standard für die Bewertung entwickelt. Diese europäische Norm gibt eine Empfehlung zur Beurteilung und Quantifizierung des Zustandes von Fließgewässern auf Grundlage der hydromorphologischen Eigenschaften nach EN 14614. Die aktuelle deutsche Fassung „prEN 15843:2008“ beschreibt ein einfaches Beurteilungssystem und nennt geeignete Kriterien zur hydromorphologischen Beurteilung (DIN EN 14614 2004, DIN EN 15843 2008).

Zur Bewertung des chemischen Zustandes der Gewässer hat die EU eine erste Liste von insgesamt 33 Stoffen bzw. Stoffgruppen festgelegt, die für die aquatische Umwelt bzw. durch die aquatische Umwelt für den Menschen ein erhebliches Risiko darstellen. Gemäß Artikel 16 der Richtlinie wird in dieser zwischen den so genannten prioritären Stoffen (8 Stoffe) und den prioritär gefährlichen Stoffen, die aufgrund ihrer Toxizität, Persistenz und Bioakkumulation ein besonders hohes Risiko bergen (insgesamt 11 Stoffe), unterschieden. Die restlichen 14 Stoffe unterliegen einer Revisionsklausel, da sich die Kommission eine Heraufstufung zu prioritär gefährlich vorbehält. (LFU 2002).

**Tabelle 4: Bewertungsgrundlage im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000, nach BRATRICH 2004)**

Qualitätskomponenten	Indikatoren und Attribute
Biologische Komponenten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zusammensetzung und Abundanz von Phytoplankton, Phytobenthos, Makrophyten und sonstigen Gewässerflora</li> <li>• Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna</li> <li>• Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna</li> </ul>
Hydromorphologische Komponenten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Wasserhaushalt</li> <li>• Abfluss und Abflusssdynamik</li> <li>• Verbindung zu Grundwasserkörpern</li> <li>• Durchgängigkeit des Flusses</li> </ul>
Morphologische Bedingungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tiefen- und Breitenvariation</li> <li>• Menge, Struktur und Substrat des Gewässerbodens</li> <li>• Struktur und Substrat des Flussbetts</li> <li>• Struktur der Uferzone</li> </ul>
Chemische und physikalische Komponenten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Temperaturverhältnisse</li> <li>• Sauerstoffhaushalt</li> <li>• Salzgehalt</li> <li>• Versauerungszustand</li> <li>• Nährstoffverhältnisse</li> <li>• Spezifische Schadstoffe</li> <li>• Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, die in den Wasserkörper eingeleitet werden</li> <li>• Verschmutzung durch sonstige Stoffe, die in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden</li> </ul>

### 3.2.5 Soziokulturelle Bewertungsansätze

Soziokulturelle Aspekte sind gerade an urbanen Gewässern ein wichtiger Aspekt. Dennoch existieren nur wenige systematische Bewertungsverfahren (LVR 1998).

Einige Vorschläge zur Bewertung z.B. der Integration von Fließgewässern in das Stadtbild und soziale Leben wurden von HAUSER (2000) entwickelt. KAISER greift diese Vorschläge auf und arbeitet 2005 einen repräsentativen Bewertungsansatz für urbane Gewässer aus, der soziokulturelle Aspekte berücksichtigt (KAISER 2005). Das Verfahren ist aus 13 Einzelbausteinen aufgebaut, die voneinander unabhängige Module darstellen. Jeder dieser Einzelbausteine stellt einen Indikator, für unterschiedliche Kriterien dar. Die Zugänglichkeit ist z.B. ein Indikator für das Kriterium „Aufenthalts- und Erlebnisqualität“. Als Bewer-

tungsmaßstab dienen sektorale Leitbilder, bei denen für jede Gewässerfunktion ein optimaler Zustand definiert wurde.

Eine weitere Methode zur ästhetischen Bewertung von urbanen Fließgewässern wurde im Rahmen des EU-Projekts URBEM (Urban River Basin Enhancement Methods) konzipiert (SILVA ET AL. 2004). Das Verfahren verwendet 40 Indikatoren, die den drei Bereichen „River“, „City“ und „People“ zugeordnet werden. „River“ umfasst 10 Indikatoren, die ästhetisch relevante flussmorphologische Merkmale abbilden, in den Bereich „City“ beschreiben 14 Indikatoren die Qualität des sozialen Lebens am Fluss, und unter dem Begriff „People“ werden die subjektiven Gefühle und Erfahrungen der Flussanwohner per Fragebogen ermittelt. Die Aufnahme der Indikatoren erfordert unterschiedlichen Arbeitsaufwand und beinhaltet Geländeaufnahmen, Kartenauswertungen und Befragungen. Jedem Indikator werden sog. „plausible Minima bzw. Maxima“ zugeordnet, die jeweils den optimalen und den schlechtesten Zustand repräsentieren, und somit eine Bewertungsskala aufspannen.

Um denkmalpflegerische und ökologische Anforderungen gegeneinander abzuwägen werden Informationen über ihren Zustand und die kulturhistorische Bedeutung benötigt. Einen umfassenden Bewertungsansatz für Querbauwerke, der ökomorphologische und kulturhistorische Aspekte berücksichtigt, hat THIEM (2006) erarbeitet.

### 3.2.6 Datenbasis

Die meisten Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Gewässerstruktur und der aquatischen Durchgängigkeit sind visuelle Verfahren. Das bedeutet, der Kartierer erfasst im Gelände die Ausprägung verschiedener Parameter, die zur Beschreibung der Gewässerstruktur herangezogen werden. Informationen zur Sohle (falls diese nicht sichtbar ist) und des Gewässertyps werden mithilfe von Kartenmaterial und Auskünften von Fachbehörden erhoben.

Vereinzelt wurden in den letzten Jahren Untersuchungen (GOSTNER & SCHLEISS 2010, LAND OBERÖSTERREICH 2008, THOMS 2006, JUNGWIRTH ET AL. 2003, JUNGWIRTH & WINKLER 1983, JOWETT 1993) durchgeführt die Datengrundlage für eine Bewertung zu erweitern. Diesbezüglich wurden hydraulische und morphometrische Daten im Rahmen von Naturmessungen erhoben oder mithilfe hydrodynamisch-numerischer Modelle berechnet. Diese Daten wurden mit Fischbestanduntersuchungen verglichen oder bezüglich spezifischer Habitatanforderungen korreliert. Zu Beginn der 80iger Jahre wurden z.B. ausgewählte Flussabschnitte in Österreich morphometrisch vermessen und u.a. die Varianz der Wassertiefen, Strömungsgeschwindigkeit und Gewässerbettbreite mit quantitativen Erhebungen des Fischbestandes korreliert. Hinsichtlich der Ergebnisse zeigte sich z.B., dass Artenanzahl und Diversität des Fischbestandes sehr gut mit der Varianz der maximalen Wassertiefen korrelieren (JUNGWIRTH ET AL. 2003, JUNGWIRTH & WINKLER 1983). Verschiedene Habitatmodelle wie z.B. CASiMiR (vgl. Kapitel 3.2.1.2) beurteilen auf Grundlage berechneter hydraulischer und morphometrischer Werte die Habitateignung für spezifische Zeigerarten und Entwicklungsstadien.

Untersuchungen, die berechnete oder gemessene Werte für eine Bewertung der Gewässerstruktur verwenden sind nicht bekannt.

### 3.2.7 Gewässertypisierungen

Unterschiedliche Typen von Fließgewässern haben unterschiedliche Referenzzustände und werden demnach unterschiedlich bewertet. Somit können die in Kapitel 3.1.1.4 beschriebenen Veränderungen eines Fließgewässers in seinem Längsverlauf berücksichtigt werden.

Im Folgenden werden exemplarisch einige Typisierungen aufgezeigt, die bei Verfahren zur Erfassung der Gewässerstruktur in Deutschland verwendet werden:

- In der Wasserrahmenrichtlinie der EU werden im Anhang II Fließgewässertypisierungen nach zwei verschiedenen Systemen erläutert. Nach dem einfacheren System A werden Fließgewässer anhand ihrer Höhenlage, Größe und Geologie unterschieden. Die Typisierung nach System B ist detaillierter und berücksichtigt u. a. auch physikalische und chemische Parameter wie den Chloridgehalt (EG-WRRL 2000). Für Deutschland wurden im Auftrag der LAWA 25 Gewässertypen entsprechend den Richtlinien der EG - WRRL definiert und anhand von Steckbriefen beschrieben (WASSERBLICK 2010). Für eine bundesweite einheitliche Zuordnung der Fließgewässer zu den entsprechenden Gewässertypen wurde allen wasserrahmenrichtlinienrelevanten Fließgewässern in Deutschland der jeweilige biozönotisch abgeleitete Fließgewässertyp linienhaft zugewiesen (WASSERBLICK 2010).
- Das Feinverfahren der LAWA und das Feinverfahren Baden-Württemberg kategorisieren Fließgewässer in Abhängigkeit vom Taltyp. Während verschiedene Talformen die Gewässertypen der Mittelgebirge charakterisieren, werden alle Flachlandgewässer zu einem Gewässertyp zusammengefasst (LAWA 2000, LUBW 2008).
- Das Übersichtsverfahren der LAWA unterscheidet zwischen dem Taltyp mit und ohne Aue, der Gewässergröße, dem Lauftyp (verzweigt, unverzweigt) und der Gewässerlandschaft (Bergland, Tiefland/Börde, Küstenmarsch) (LAWA 2002b).
- Die nordrhein-westfälische Typisierung von Tiefland- und Mittelgebirgsbächen unterteilt erstere nach geologisch-pedologischen Merkmalen und letztere nach geologisch-längszonalen Eigenschaften. Zusätzlich erfolgt eine Gliederung aufgrund der Hydrologie (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 1999).
- Auf Basis von Fischregionen kann eine Einteilung des Gewässers in Rhitral und Potamal erfolgen. Diese Zuordnung erfolgt in Abhängigkeit des vorhandenen Sohlgefälles auf Grundlage der in Abbildung 19 dargestellten Fließgewässerzonierung.

Tabelle 5: Fließgewässerzonierung nach ILLIES (1961) und HUET (1949)

Region	Gefälle [%] für Gewässerbreiten von				
	< 1 m	1-5 m	5-25 m	25-100 m	>100 m
Rhitral	> 1,25	> 0,3	> 0,2	> 0,125	> 0,075
Potamal	-	< 0,3	< 0,2	< 0,125	< 0,075

Das Rhithral kann weiter unterteilt werden in Epi- und Metarhithral (Forellenregion) sowie in Hyporhithral (Äschenregion). Die in diesen Regionen verbreiteten Fischarten sind sprungstark und leistungsfähige Schwimmer, da es in den kleineren Bächen häufig natürliche Barrieren, beispielsweise aus Tot-



holz, und Stromschnellen mit erhöhten Fließgeschwindigkeiten gibt, die die Fische überwinden müssen.

Potamalgewässer beinhalten das Epipotamal (Barbenregion), das Metapotamal (Brachsenregion) sowie das Hypopotamal (Kaulbarsch/Flunder-Region) im Bereich der Mündung ins Meer. Die dort lebenden Fischarten sind an das Leben in größeren Flüssen angepasst, die hauptsächlich im Flachland verbreitet sind. Es gibt i.d.R. keine zu überwindenden Stufen wie bei Mittelgebirgsbächen, so dass die Fische des Potamal geringere Schwimmfähigkeiten benötigen als Fische des Rhithral.

### 3.2.8 Leitbilder und Referenzzustände

Eine Bewertung erfolgt auf Grundlage eines Vergleichs des erfassten Ist-Zustandes mit einem Referenzzustand, der den Bewertungsmaßstab darstellt. Bewertungsmaßstäbe sind elementare Bestandteile eines Bewertungsmodells und damit einer Bewertung. Eindeutig festgelegte Bewertungsmaßstäbe dienen einer systematischen Vorgehensweise, die die Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet. Referenzzustände dienen einerseits als Bezugsbasis, an der sich die Bewertung orientiert, andererseits wird durch sie das Wertesystem operationalisiert und handhabbar gemacht (PLACHTER ET AL. 2002). Referenzzustände beschreiben den Bewertungsmaßstab und stellen keine Entwicklungsziele dar.

#### 3.2.8.1 ÖKOLOGISCHE LEITBILDER

Eine besondere Rolle in der Gewässerentwicklung und in verschiedenen Verfahren zur Erfassung der Gewässerstruktur spielt der „heutige potenzielle natürliche Gewässerzustand (hpnG)“. Der hpnG dient in vielen Verfahren und in der EG-WRRL als ökologisches Leitbild und stellt damit den Bewertungsmaßstab vieler Verfahren dar (LAWA 2000, LUBW 2008:EN 15843:2010.). Der hpnG ist der Zustand, der sich unter Berücksichtigung der gegebenen irreversiblen Veränderungen natürlich entwickeln würde, d.h. „der Zustand, der sich nach Auflassung vorhandener Nutzungen in und am Gewässer und seiner Aue sowie nach Entnahme aller Verbauungen einstellen würde“ (LAWA 2000 – S. 10). Da die objektive Ermittlung des hpnG ausschließlich auf Grundlage von Expertenwissen schwierig und unsicher ist, wird der ursprüngliche bzw. ein historisch belegter früherer Zustand häufig dazu herangezogen. Daneben können zur Festlegung des hpnG vom Menschen nur wenig beeinflusste Gewässer(abschnitte) als Referenzgewässer dienen, sofern sie dem gleichen Fließgewässertyp angehören (SCHERLE 1999).

#### 3.2.8.2 REFERENZZUSTAND DER EG - WRRL

Die europäische Norm „EN 14614:2004 (D)“ definiert in Artikel 4.6 die hydromorphologischen Referenzbedingungen als Bewertungsmaßstab für jeden Gewässertyp unter Berücksichtigung natürlicher oder nahezu natürlicher Zustände. Dazu werden die natürlichen Ausprägungen folgender Kriterien definiert:

- Ausprägung von Gewässerlauf und Ufer: Das Fehlen jeglicher künstlicher Gewässer- und Uferstrukturen, die den natürlichen Strukturbildungsprozess verhindern, und/oder fehlender Einfluss solcher Strukturen aus dem Oberlauf der Strecke; Gewässer und Ufer bestehen aus natürlichem Material.
- Längsverlauf und Querprofil: Längsverlauf und Querprofil sind anthropogen unverändert.
- Seitliche Durchgängigkeit und Seitenerosion: Das Fehlen von Strukturveränderungen, die das Ausufern in die Überschwemmungsgebiete sowie die dynamische Veränderung des Flussbetts im Überschwemmungsgebiet verhindern.

- Durchgängigkeit und Sedimenttransport im Flussbett: Es fehlen im Gewässerlauf jegliche strukturelle Änderungen, die den natürlichen Sedimenttransport, die Abflussdynamik und die freie Beweglichkeit der Gewässerorganismen behindern.
- Vegetation in der Uferzone: Die Ausbildung einer natürlichen Ufervegetation, die sowohl dem Gewässertyp als auch dessen geografischer Lage entspricht.

### 3.2.8.3 SOZIOKULTURELLE LEITBILDER

Zahlreiche Autoren verstehen Fließgewässer als Elemente der Kulturlandschaft und formulieren soziokulturelle Bewertungsmaßstäbe. So fordern KONOLD (1999) und THIEM (2006) ein kultur-historisches Leitbild, um Zeugnisse vergangener Gewässernutzungen (Wehre, Mühlen, Schütze etc.) zu erhalten. GESKE ET AL (1997) schlagen ein nutzungsorientiertes, historisches und ästhetisches Leitbild vor. Diese eher anthropozentrischen orientierten Leitbilder wurden von KAISER (2005) weiter differenziert und ausgeführt. Er entwickelt sektorale Leitbilder für städtische Gewässer, die den vielfältigen Nutzungsansprüchen gerecht werden sollen (vgl. Kapitel 4.2.2.3). Diese beschreiben den theoretischen Optimalzustand der Fließgewässer hinsichtlich einer bestimmten Funktion oder Nutzungsform (z.B. ruhige Erholungsfunktion oder Nutzung als Badegewässer) (vgl. Tabelle 6).

Verschiedene andere Autoren (DVWK 2000, TOURBIER 2006, SILVA 2004, SILVA ET AL. 2004a) verzichten auf die Formulierung eines allgemeingültigen Leitbildes und nennen stattdessen einzelne Anforderungen an die soziokulturellen Aufgaben urbaner Gewässer.

**Tabelle 6: Sektorale Leitbilder nach KAISER (2005) und GESKE ET AL. (1997) (verändert).**

<b>Leitbild: Gewässer als...</b>	<b>Inhalte des Leitbildes, Ausstattungsfaktoren</b>
kulturhistorisches Element	<ul style="list-style-type: none"> <li>• historische Bauwerke in / am Gewässer bleiben erhalten</li> <li>• neue Bauwerke nehmen Bezug auf historische Baustile, Materialien etc.</li> <li>• geschichtliche Hintergründe werden vermittelt</li> </ul>
stadtbildprägendes und identitätsstiftendes Element	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Integration in das Stadtbild</li> <li>• Umsetzung des Schlagwortes „Stadt am Fluss“ und Einbindung in Stadtmarketing</li> </ul>
Freiraum	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flächen ohne festgelegte Nutzung bleiben erhalten und werden geschaffen</li> </ul>
(Natur-)Erlebnis- und Besinnungsraum	<ul style="list-style-type: none"> <li>• vielfältige natürliche Struktur- und Erlebniselemente sind vorhanden</li> <li>• das Gewässer ist zugänglich und erreichbar</li> </ul>
Spiel- und Erfahrungsraum	<ul style="list-style-type: none"> <li>• das Gewässer kann von Kindern selbständig entdeckt wer-</li> </ul>

Leitbild: Gewässer als...	Inhalte des Leitbildes, Ausstattungsfaktoren
	<p>den</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• das Gewässer ist ohne Verbote und Beschränkungen zugänglich</li> </ul>
<p>Begegnungs- und Kommunikationsraum</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• das Gewässer ist an Wege und öffentlichen Nahverkehr angebunden</li> <li>• der Gewässerraum ist attraktiv, die Aufenthaltsqualität wird nicht durch Müll, Lärm o. ä. eingeschränkt</li> <li>• am Gewässer finden sich Sitzmöglichkeiten, Liegewiesen etc.</li> </ul>
<p>Freizeit- und Erholungsraum</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• das Gewässer ist gut erreichbar und attraktiv</li> <li>• für ruhige Erholungsnutzungen (Spaziergehen, Naturerleben) soll das Gewässer optisch und akustisch wahrnehmbar sein und nicht verlärm</li> <li>• für aktive Erholungsnutzungen (Sport, Spiel) bietet das Gewässer entsprechende Infrastruktur (Wege, Anlagestellen, Grillplätze, etc.)</li> </ul>

### 3.3 Anwendungsgrenzen existierender Bewertungsverfahren

Im Folgenden werden exemplarisch ausgewählte Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur hinsichtlich ihrer Eignung zur Bewertung von urbanen Fließgewässerstrecken untersucht und diskutiert. Es wird ausführlich auf die einzelnen Komponenten (Referenzzustand, Gewässertypisierung, Parameter, Bewertungsalgorithmus und Datengrundlage) eingegangen. Basierend auf den dargestellten Erkenntnissen werden der Bedarf und die Anforderungen für ein neues Verfahren abgeleitet.

Die Ziele für eine Umgestaltung von Gewässer in der Stadt im Gegensatz zu einer Umgestaltung in der freien Landschaft unterscheiden sich. Während in der freien Landschaft häufig ausreichend Platz zur Verfügung steht und das Gewässer einschließlich der Linienführung in Richtung größtmöglicher Naturnähe umgestaltet werden soll, ist dies in der Stadt in der Regel nicht möglich. Der Freiraum für eigendynamische Entwicklungen (z.B. in Folge von Hochwasserereignissen oder Seitenerosion am Ufer) ist in der freien Landschaft größer als in urbanen Gebieten. Dagegen übernehmen urbane Gewässer stärker sozio-kulturelle Funktionen, wie Naherholung, Freizeitnutzung und Naturerleben und sind ein wichtiges Element in der städtebaulichen Gestaltung (vgl. Kapitel 2.4).

Trotz der verschiedenen Zielsetzungen werden für die Gewässerentwicklung in urbanen und ländlichen Gebieten dieselben Bewertungsverfahren verwendet. Die Bewertung urbaner Fließgewässer mit vorhandenen Bewertungsverfahren führt für viele Gewässer systembedingt zu einer defizitären Bewertung, die den Bemühungen um eine Verbesserung des ökologischen Zustandes nicht gerecht wird. Erzielte Erfolge können häufig nicht gemessen und somit nicht positiv bewertet werden. Vorhandene Potenziale und Möglichkeiten werden nicht erkannt und demzufolge nicht genutzt. Anreize für „einen kleinen, aber wichtigen Schritt in die richtige Richtung“ werden somit nicht geschaffen (JÜRGING 2003).

#### 3.3.1 Vergleich unterschiedlicher Verfahren

Um zu untersuchen, inwieweit sich existierende Bewertungsverfahren und einzelne Komponenten für die Bewertung urbaner Fließgewässer eignen, wurde ein Methodenvergleich durchgeführt. Dazu wurden drei urbane Fließgewässer jeweils mit fünf ausgewählten Methoden erfasst und bewertet. Folgende Verfahren zur Beurteilung der Gewässerstruktur wurden an der Losse in Kassel, der Volme in Hagen und der Pfinz in Durlach angewendet, validiert und hinsichtlich ihrer Eignung für urbane Gewässer beurteilt (MIETHANER 2007):

- Das **LAWA Feinverfahren zur Strukturgütekartierung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer** (LAWA 2000) und das **Strukturkartierungsverfahren für mittelgroße und große Fließgewässer aus Nordrhein-Westfalen** (LUA NRW 2001):  
Die beiden Verfahren sind ähnlich aufgebaut. Der Zustand des Gewässers wird an Hand von Einzelparametern erfasst, die so genannten Hauptparametern zugeordnet werden. Art und Anzahl der Hauptparameter, die Erhebungsmethodik sowie das Bewertungsprinzip sind identisch. Das nordrhein-westfälische Verfahren verwendet etwas mehr Einzelparameter (30 gegenüber 25 im LAWAVerfahren). Die beiden Verfahren gehören zu den bekanntesten Verfahren in Deutschland und werden standardmäßig eingesetzt.
- Die **österreichische Methode zur Beurteilung des hydromorphologischen Ist-Zustandes** (MÜHLMANN 2005):  
Diese Methode zur Beurteilung des hydromorphologischen Ist-Zustandes ist ein einfaches, schnelles Übersichtsverfahren. Das Verfahren dient vorrangig der Risikoabschätzung, ob ein Gewässer die in

der Wasserrahmenrichtlinie formulierten biologischen Qualitätsziele voraussichtlich erreicht oder nicht.

- **Urban River Survey (URS)** (BOITSIDIS & GURNELL, 2004, BOITSIDIS ET AL. 2006):  
Das URS Verfahren wurde im Rahmen des SMURF (Sustainable Management of Urban Rivers and Floodplains)<sup>3</sup> Projektes entwickelt. Basierend auf der britischen Methode zur Beurteilung der morphologischen Qualität von Fließgewässern, der „River Habitat Survey“, wurde es speziell für urbane Gewässer konzipiert.
- **Soziokulturelle Bewertungsmodule nach KAISER (2005).**  
Zur Beurteilung soziokultureller Aspekte gibt es nur wenige existierende Bewertungsverfahren. Im Rahmen des Methodenvergleichs wurden die soziokulturellen Parameter aus dem Verfahren von KAISER (2005) exemplarisch angewendet. Die Bewertungsmethode soll dem Umstand Rechnung tragen, dass die Gewässerentwicklung urbaner Fließgewässer neben ökologischen auch soziokulturelle Faktoren berücksichtigen müssen. Das Verfahren soll eine umfassende Bewertungsgrundlage für die Gewässerentwicklungsplanung liefern. Es wurde im Rahmen des Projektes „StadtGewässer“ in Freiburg erprobt, das unter Beteiligung der Bürger Umgestaltungsvorschläge für zwei kleine städtische Fließgewässer erarbeitete.

Zusammenfassend lassen sich folgende Ergebnisse aus dem Methodenvergleich darstellen. Eine ausführlichere Schilderung des Methodenvergleichs, der Untersuchungsgebiete und Diskussion der Ergebnisse ist in MIETHANER 2007 beschrieben:

- Sowohl das **LAWA Feinverfahren** als auch die **Strukturgütekartierung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer aus Nordrhein-Westfalen** eignen sich kaum für die Bewertung urbaner Fließgewässer. Im Hinblick auf ein unrealistisches Leitbild, die zu geringe räumliche Auflösung und die starren Bewertungsvorschriften sind sie wenig an die spezielle Situation in urbanen Gebieten angepasst.
- Das **österreichische Verfahren** eignet sich, um entlang eines Fließgewässers einen groben Überblick über den Gewässerzustand zu erhalten. Wenn es nur um die Abschätzung der Naturnähe geht, kann es einem aufwändigen Verfahren vorgezogen werden. In urbanen Räumen ist es zwar praktikabel, für eine gezielte Defizitanalyse jedoch zu ungenau in der Auflösung und zu pauschal in der Bewertung.
- Das **URS Verfahren** hat sich im Methodenvergleich als aufwendig und untransparent dargestellt, was u. a. auf eine unzureichende Differenzierung in der Bewertung zurückzuführen ist. Womöglich kann die Methode durch eine Vergrößerung der Datenbasis verbessert werden, da die bisherige Einteilung nur die Charakteristika der bereits bewerteten Flussabschnitte berücksichtigt.
- Die untersuchten **Bewertungsmodule von Kaiser** zur Erfassung der soziokulturellen Aspekte haben sich als gut anwendbar erwiesen und stellen eine wichtige Ergänzung zur ökologisch orientierten Bewertung dar. Es sollte jedoch berücksichtigt werden, dass die Bewertung sehr subjektiv und damit stark von Bearbeiter geprägt ist.

### 3.3.2 Datenbasis

Die Datenbasis der meisten Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Gewässerstruktur und der aquatischen Durchgängigkeit entsteht aus der visuellen Erfassung der lokalen Gegebenheiten. So werden z.B. eine „hohe Strömungsdiversität“ oder eine „geringe Breitenvarianz“ rein qualitativ aufgenommen. Die

---

<sup>3</sup> [www.smurf-project.info](http://www.smurf-project.info)

alleinige visuelle Erhebung hydraulischer und geometrischer Bewertungsparameter ist jedoch ungenau. So kann z.B. die Tiefenvarianz nur bei sichtbarer Sohle abgeschätzt werden und die Fließgeschwindigkeit nur an der Wasserspiegeloberfläche beurteilt werden. Die rein visuelle Einschätzung ist zudem subjektiv und variiert mit der Wahrnehmung der Kartierer. Werden verschiedene Gewässerabschnitte von verschiedenen Kartierern erfasst und bewertet ist eine Vergleichbarkeit nicht immer gegeben. Eine visuelle Beurteilung der aquatischen Durchgängigkeit einer Gewässerstrecke ist ebenfalls problematisch. Häufig sind zu hohe oder zu niedrige Fließgeschwindigkeiten sowie zu geringe Wassertiefen die Ursache für eine schlechte Durchgängigkeit (vgl. Kapitel 3.3.5). Die Beurteilung dieser Parameter durch visuelle Beobachtung ist schwierig. Für die ingenieurtechnische Planung ist die qualitative Bewertung von Parametern zu ungenau und erfordert häufig zusätzliche Messkampagnen oder Berechnungen.

Eine Quantifizierung der Datenbasis wurde bisher nur für Habitatmodelle und in Kombination mit fisch-ökologischen Analysen durchgeführt. Die Ergebnisse ergaben eine gute Korrelation, sind jedoch nur spezifisch auf die Ansprüche einzelner Tiergruppen ausgerichtet.

### 3.3.3 Gewässertypisierungen

Die in Kapitel 3.2.7 beschriebenen Typisierungen haben gemeinsam, dass sie Flachlandgewässer von Mittelgebirgsgewässern unterscheiden. Der Energielieferant für alle abiotischen Vorgänge ist das im Verlauf eines Fließgewässers mehr oder weniger kontinuierlich abnehmende Gefälle mit zunehmendem Abfluss. In Abhängigkeit vom Gefälle bilden sich charakteristische Merkmale wie Längsprofil, Querprofile und Sohlstrukturen eines Gewässers aus (vgl. Kapitel 3.1.1). Eine Typisierung in Mittelgebirgs- und Flachlandgewässer ist daher unverzichtbar. Die Zuordnung zu diesen beiden Gewässertypen ist auf verschiedene Arten möglich. Eine einfachste Art der Unterteilung erfolgt über die naturräumlichen Großregionen Deutschlands. Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes sind Flachlandgewässer und Fließgewässer der Deutschen Mittelgebirge und des Alpenvorlandes sind Mittelgebirgsgewässer. Optional kann die Zuordnung eines Gewässers individuell anhand des Gefälles erfolgen. Da es z.B. auch in Süddeutschland Gewässer mit sehr geringem Gefälle gibt, spiegelt die Einteilung auf Basis des Gefälles den tatsächlichen Gewässertyp besser wieder als die naturräumliche Einteilung (ENGELS 2009).

Eine Typisierung anhand der Talform, dem Taltyp oder des Längsverlaufs eines Fließgewässers ist in urbanen Gebieten nicht geeignet. Zum Einen weist das Tal immer eine mehr oder weniger breite Talsohle auf, da anthropogen genutzte Flächen das Gewässer umgeben, andererseits stehen diese Flächen als angrenzende Aue für Überflutungen und Laufverlagerungen nicht zur Verfügung. Die Linienführung ist weitgehend durch die umgebende Nutzung festgelegt. Demzufolge spielen Talform und Längsverlauf in urbanen Gebieten eine untergeordnete Rolle (ENGELS 2009).

### 3.3.4 Leitbilder und Referenzzustände

Die Verwendung des heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustandes (hpnG) als Leitbild der Fließgewässerbewertung ist gerade in urbanen Räumen problematisch und wirft einige Kritikpunkte auf (GESKE ET AL. 1997, GLACER 1999, PABST 1998):

- Die Definition und Beschreibung des hpnG ist selbst für einen einzigen Fließgewässertyp schwierig. Fließgewässer sind dynamische Systeme und befinden sich in ständiger Veränderung. Die Verteilung von z.B. bettbildenden Hochwasserereignissen, Niederschlagsentwicklung und Landnutzung im Einzugsgebiet oder Nährstoffeinträge lassen sich i. d. R. nicht rekonstruieren. In urbanen Gebieten ist die Anzahl der Einflussfaktoren besonders hoch und die natürliche Abflusssdynamik extrem gestört, wel-

ches die Definition des potenziell natürlichen Zustandes erschwert. Klimaveränderungen und Siedlungsentwicklungen sind weitere schwer bestimmbare Faktoren und können dazu führen, dass als „natürlich“ betrachtete Gewässer in der landschaftsgeschichtlichen Entwicklung bereits erheblichen anthropogenen Einflussfaktoren unterworfen waren. Z.B. war die gesamte Buntsandsteinhochfläche im Burgwald in Hessen, heute ein großes Waldgebiet, im Hochmittelalter stark von Siedlungen durchsetzt (GESKE ET AL. 1997).

- Der hpnG stellt ein Maß für die Naturnähe eines Gewässers dar. Die Naturnähe ist nicht mit anderen wertbestimmenden Parametern verknüpft, wie etwa Resilienz und Resistenz eines Ökosystems.
- Die LAWA definiert den hpnG als den Zustand, der sich nach Auflassung vorhandener Nutzungen in und am Gewässer und seiner Aue sowie nach Entnahme aller anthropogenen Verbauungen einstellen würde. Für urbane Gewässer bedeutet dies, dass ein Gewässer nach Auflassung aller Nutzungen nach einem gewissen Zeitraum den hpnG darstellen würde. Es ist zweifelhaft, ob eine Einstellung der Nutzungen und der Gewässerpflege wieder zur ursprünglichen und gewünschten Dynamik führen würde (GLACER 1999).
- Problematisch ist die Verwendung des hpnG als Bewertungsmaßstab auch bei Gewässerstrecken, die im alten Gewässerbett verlaufen, deren Dynamik aber z.B. durch Hochwasserentlastungen eingeschränkt ist. Gerade in urbanen Gebieten werden Hochwasserabflüsse häufig nicht im ursprünglichen Gewässerbett sondern unterirdisch oder außerhalb der Stadt abgeführt (GESKE ET AL. 1997).
- Ein Ökosystem kann sich veränderten Rahmenbedingungen, z.B. einem verändertem Abflussgeschehen anpassen und es kann eine veränderte angepasste Artenvielfalt entstehen. Ein Beispiel dafür ist das Europareservat am Unteren Inn. Durch den Bau einer Staustufenkette entstanden große Wasserflächen mit Verlandungen und bewaldeten Inseln, die zu einem Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiet für Vögel wurden und inzwischen ein wichtiges Vogelschutzgebiete in Europa darstellen. Die Verwendung des hpnG als Leitbild oder Referenzzustand ist daher nicht immer zielführend.

Für urbane Räume ist die Verwendung des hpnG als Leitbild und als Referenzzustand ungeeignet und unpraktikabel. Sie führt infolge der hohen Restriktionsdichte urbaner Gewässerstrecken zu einer defizitären Bewertung, die den Bemühungen um eine Verbesserung des ökologischen Zustandes häufig nicht gerecht wird und somit mangelnde Anreize für die Umgestaltung bietet. Die Auswertung verschiedener Gewässerentwicklungsprojekte (DICKHAUT ET AL. 1996) und die eigene praktische Erfahrung zeigen, dass der große Abstand zwischen Ist-Zustand und hpnG von den Planern häufig als entmutigend empfunden wird.

ZUMBROICH (1999) verteidigt die Verwendung des hpnG als Leitbild urbaner Fließgewässerentwicklung, da dies „einen ehrlichen und selbstbewussten Umgang mit der Strukturgütebewertung“ darstelle; zugleich erkennt er das Problem des mangelnden Anreizes für die Gewässerentwicklung an.

### 3.3.5 Verwendete Parameter

Die Art und die Anzahl der verwendeten Parameter der verschiedenen Bewertungsverfahren sind sehr unterschiedlich. Verfahren mit wenigen Parametern wie z.B. das LAWA Übersichtsverfahren (LAWA 2002b) oder die österreichische Methode zur Beurteilung des hydromorphologischen Ist-Zustandes (MÜHLMANN 2005) mit jeweils 9 Parametern eignen sich, um einen groben Überblick über den hydromorphologischen Zustand eines Gewässers zu bekommen. Sie werden z.B. zur Darstellung der Gewässerstruktur von Fließgewässern in einem Bundesland oder einem Staat eingesetzt (vgl. LAWA 2002a, LfU 2001). Insgesamt erlaubt die grobe räumliche Auflösung keine differenzierte Defizitanalyse. In urbanen

Räumen ist der Nutzen der Methode gering. Weiter verringert wird die Aussagekraft der Ergebnisse durch die z. T. pauschalen Bewertungsvorschriften und dadurch, dass der strukturelle Zustand der Bereiche Sohle und Ufer zusammenfassend bewertet wird.

Verfahren mit deutlich mehr Parametern (z.B. LAWA 2000 – 25 Parameter, LUBW 2008 – 18 Parameter) besitzen eine höhere räumliche Auflösung. Nicht alle verwendeten Parameter sind jedoch zur Bewertung urbaner Gewässer geeignet. Grundsätzlich lassen sich basierend auf den Ergebnissen des Methodenvergleichs, Anregungen aus der Literatur und eigenen Erfahrungen folgende Aspekte zusammenfassen:

- Einige Parameter erhalten in Städten „eine systembedingt defizitäre Bewertung“ (DVWK 2000). So sind z.B. die meisten urbanen Fließgewässer (teil-)begrüdet, eingetieft und haben befestigte Ufer; die Auen sind in der Regel bebaut und/oder intensiv genutzt. Dementsprechend fallen vor allem die Bewertungen von Hauptparametern wie „Laufentwicklung“ und „Gewässerumfeld“, meist auch „Querprofil“ und „Uferstruktur“, fast immer schlecht aus. ZUMBROICH (1999) beschreibt dies folgendermaßen: Kartierende hätten bei urbanen Gewässern „zumeist nur die Wahl zwischen den Güteklassen 4 bis 7“. Dies gibt zwar die große Naturferne der Stadtgewässer wieder, lässt aber keine differenzierte Defizitanalyse zu. Kleine Verbesserungen machen sich nur wenig oder, durch die Vorschrift der „pessimistischen Bewertung“, gar nicht in einer besseren Bewertung bemerkbar. Dadurch sind die Ergebnisse der Strukturkartierung schlecht verwertbar und schaffen wenig Anreize für „einen kleinen, aber wichtigen Schritt in die richtige Richtung“ (JÜRGING 2003).
- Die geringe räumliche Auflösung vieler Verfahren (z.B. LAWA Feinverfahren, URS Verfahren, LUBW 2008, Strukturgütekartierung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer NRW) vermindert die Verwertbarkeit der Ergebnisse. So ist es z.B. schwierig, kleinräumige Materialwechsel im Querprofil (gegliederte Uferverbauung, teilbewachsene Ufer) so zu erfassen, dass weder Defizite noch positive Merkmale verschleiert werden. Da in Städten Verbesserungen häufig nur auf einer Gewässerseite möglich sind, sollten alle Parameter, die die Ufer oder Vorländer betreffen, links und rechts getrennt bewertet werden. Die Strukturgütekartierung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer aus Nordrhein-Westfalen (LUA NRW 2001) liefert hierzu einen guten Ansatz.
- Die Beurteilung der Krümmungs- und Breitenerosion beim LAWA Feinverfahren (LAWA 2000) und bei der Strukturgütekartierung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer aus Nordrhein-Westfalen (LUA NRW 2001) hat mehrfach zu widersprüchlichen Bewertungen geführt. Da die Bewertung dieser Parameter mit der Bewertung anderer Parameter gekoppelt ist („Laufkrümmung“ und „Profiltiefe“), können „doppelte“ Wertungen entstehen, die das Ergebnis stark verzerren.
- Unter „Breitenvarianz“ sollte nicht die Breitenvariabilität der Böschungsoberkanten verstanden werden, sondern diejenige des Wasserspiegels bei Mittel- oder Niedrigwasser, die ökologisch bedeutsamer für die Verzahnung von Sohle und Ufer erscheint (BUWAL 1998).
- Die Erfassung und Bewertung des strukturellen Aufbaus der Ufervegetation im URS Verfahren hat sich als sinnvoll herausgestellt (MIETHANER 2007). Die Komplexität der Ufervegetation ist ökologisch bedeutsam. Die meisten aquatischen Insekten nutzen als adulte Tiere Vegetationsstrukturen sehr vielfältig, z.B. für die Eiablage, die Überwinterung oder als Leitstruktur. (MUHAR ET AL. 2000, PODRAZA & HALLE 2005).
- Anthropogene Strukturen, die zu einer Strukturbereicherung des Gewässerbettes führen, z.B. raue Rampen, Querriegel, Störsteine oder Stummelbuhnen, werden unzureichend berücksichtigt. Wenn sie die gleiche Funktion erfüllen wie eine natürliche Struktur, sollten sie nicht pauschal negativ bewertet



werden. Dies gilt v. a. in Städten, da diese „Ersatzstrukturen“ hier häufig das „maximal re“ darstellen.

- Informationen zur Durchgängigkeit sind in vielen Verfahren (z.B. LAWA Feinverfahren, URS Verfahren) nur mit großem Aufwand, d.h. durch Einsicht und Interpretation der Einzelparameterbewertungen, verfügbar. Die EG-WRRL (EG 2000) fordert eine separate Bewertung der Durchgängigkeit, zudem ist die Herstellung der Durchgängigkeit eine Hauptaufgabe der urbanen Gewässerentwicklung ist (z.B. DVWK 2000). Informationen über die Durchgängigkeit sollten daher unmittelbar zu erkennen sein. Des Weiteren werden in Bezug auf die Durchgängigkeit in der Regel nur Parameter wie Querbauwerke, Rückstaubereiche und Verrohrungen erfasst. In urbanen Gewässerstrecken sind jedoch häufig zu hohe Fließgeschwindigkeiten oder zu geringe Wassertiefen die Hauptursache dafür, dass eine Durchgängigkeit nicht gegeben ist.

### 3.3.6 Bewertungsalgorithmen

Die etablierten Verfahren zur Erfassung der Gewässerstruktur, wie z.B. das LAWA Feinverfahren, beschränken sich bei der Berechnung einer Gesamtbewertung zumeist auf die einfache Mittelwertbildung. Dies führt zu Fehlern, die auch über getroffene Sonderregelungen und Ausnahmen nicht behoben werden können. Im Folgenden werden einige Nachteile der bisherigen Bewertungspraxis sowie daraus folgende Anforderungen an einen neuen Bewertungsalgorithmus aufgezeigt.

Aus der Unterscheidung von Wert- und Schadstrukturparametern resultieren Schwierigkeiten, da ein Schadstrukturparameter zu einer Aufwertung des Gesamtergebnisses führen kann. Im LAWA Feinverfahren wird dieses Defizit dadurch ausgeglichen, dass Schadstrukturparameter nicht berücksichtigt werden, wenn sie zu einer Aufwertung des Gesamtergebnisses führen (vgl. Kapitel 3.2.2) (LAWA 2000). Dadurch gehen bei strukturreichen Flüssen, bei denen die Wertstrukturparameter gut bewertet wurden alle Schadstrukturparameter ein. Bei einem strukturarmen Fließgewässer hingegen würden im Extremfall einige Schadstrukturparameter zu einer Aufwertung führen und daher nicht berücksichtigt werden. Es ist nicht nachvollziehbar warum z.B. eine Verrohrung die Gewässerstruktur eines strukturreichen Gewässers verschlechtert, die eines strukturarmen Gewässers aber nicht (ENGELS 2009).

Wenn bei der Mittelwertbildung ein Parameter weniger berücksichtigt wird, geht jeder verbleibende Parameter stärker in die Gesamtbewertung ein. Gesamtbewertungen verschiedener Gewässerabschnitte sind dann nicht mehr vergleichbar, weil sie sich durch eventuelle Nichtberücksichtigung von Schadstrukturparametern aus unterschiedlichen Einzelparametern zusammensetzen. Um eine Vergleichbarkeit von Bewertungen sicherzustellen, müssen immer dieselben Parameter vollständig in die Gesamtbewertung eingehen (ENGELS 2009).

Ein weiteres Problem bei der Bewertung der Gewässerstruktur ist die Verwendung von Ordinalskalen. Da Ordinalzahlen nicht verrechnet werden können, müssen sie in Kardinalzahlen überführt werden. Das LAWA Verfahren legt über ein Indexsystem für jede Parameterausprägung eine Bewertung fest. Diese werden direkt zur Mittelwertbildung verwendet. Damit werden die Indizes der Wertigkeitsskala implizit in Kardinalzahlen mit demselben Wert überführt. Diese Umformung beinhaltet die Annahme, dass sich die Indizes wie Kardinalzahlen verhalten, d.h. beispielsweise, dass ein Querprofil mit der Güteklasse „4“ auch doppelt so schlecht ist wie ein Querprofil mit der Güteklasse „2“. Diese Annahme ist nicht bei allen Parametern zutreffend (ENGELS 2009).

An der Bewertung eines Einzelparameters sollte unabhängig von den anderen Parametern erkennbar sein, ob sie das Gesamtergebnis verbessert, nicht verändert oder verschlechtert. Die Zusammenfassung von

Teilbewertungen über das arithmetische Mittel führt dazu, dass es keine neutrale Bewertung gibt. Diese neutrale Bewertung bezüglich der arithmetischen Mittelwertbildung ist immer der aktuelle Mittelwert. Daraus folgt, dass es nicht möglich ist, einzelne Parameterausprägungen neutral in einer Gesamtbewertung zu berücksichtigen. Wenn bei der Mittelwertbildung ein Parameter weniger berücksichtigt wird, geht jeder verbleibende Parameter stärker in die Gesamtbewertung ein. Gesamtbewertungen verschiedener Gewässerabschnitte sind dann nicht vergleichbar, weil sie sich durch eventuelle Nichtberücksichtigung von Schadstrukturparametern und Parametern mit neutraler Bewertung aus unterschiedlichen Einzelparametern zusammensetzen (ENGELS 2009).

### **3.3.7 Eignung biologischer Verfahren**

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) fordert zur Erfassung und Bewertung der verschiedenen Komponenten (vgl. Kapitel 3.2.4) u. a. die Verwendung biologischer Verfahren (vgl. Kapitel 3.2.1.2). Für die Anwendung an urbanen Gewässerstrecken und für die Planung und Erfolgskontrolle von Umgestaltungsmaßnahmen sind sie doch nur eingeschränkt geeignet. Die Ergebnisse biologischer Verfahren geben zwar einen Hinweis auf den Zustand des Gewässers, Rückschlüsse auf mögliche Ursachen können jedoch nicht getroffen werden. Für die Planung von Umgestaltungsmaßnahmen sind möglichst detaillierte Kenntnisse über die Ursache eines schlechten Zustandes eine elementare Voraussetzung, um diesen zu verbessern. Besonders im urbanen Raum ist der Zustand von Tier- und Pflanzenzönosen von vielen Faktoren, wie z.B. lokalen Einleitungen und Wassertemperatur abhängig. Ursachen für einen schlechten Zustand der Tier- und Pflanzenzönosen können zudem weiter entfernt, außerhalb des Untersuchungsgebietes liegen. Die zeitliche Komponente spielt ebenfalls eine Rolle, so kann das Fehlen einer bestimmten Art auf vorangegangene Einflüsse wie z.B. Hochwasserereignisse zurückzuführen sein. Soziokulturelle Aspekte werden bei biologischen Verfahren nicht berücksichtigt.

Die Verwendung von Habitatmodellen ist ebenfalls ungeeignet. Bei der Habitatmodellierung werden Habitatanforderungen in der Regel von einer Zeigerart in Abhängigkeit des Entwicklungsstadiums mit dem Gewässerzustand verglichen und die Habitateignung bewertet. Auch wenn Zeigerarten eine Indikatorfunktion besitzen, erfolgt die Bewertung der Habitateignung jedoch nur speziell für die Anforderungen dieser ausgewählten Art. Besonders hinsichtlich hydraulischer Parameter wie Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit können die Anforderungen verschiedener Lebewesen jedoch sehr unterschiedlich sein und nicht alle durch eine Zeigerart repräsentiert werden. Des Weiteren werden insbesondere bei Fischen häufig Habitatmodelle für eine wirtschaftlich bedeutende Art (wie z.B. dem Lachs) erstellt und liefern somit nur den Qualitätszustand eines Gewässers im Hinblick auf diese Spezies.

KLEYER ET AL. (2003) diskutieren zudem die Aussagekräftigkeit von Habitatmodellen und biologischen Verfahren: „Das tatsächliche Vorkommen einer Art kann nicht nur aus einer Kombination abiotischer und biotischer Lebensraumfaktoren bestimmt werden, wenn diese auch einen hohen Grad der Variabilität erklären. Es ist zudem von ethologischen, dem- und synökologischen Faktoren abhängig.“

## **4 Modulares Verfahren zur Bewertung urbaner Fließgewässerstrecken**

Die vorherigen Kapitel zeigen, dass existierende Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur nicht für urbane Gewässer geeignet sind. Im Rahmen dieser Arbeit wurde ein neues Verfahren entwickelt, welches die räumlich/physikalische Ausstattung urbaner Gewässer im Hinblick auf die Qualität der Gewässerstruktur, der Durchgängigkeit und soziokultureller Aspekte erfasst und bewertet. Die Grundlagen und der Stand der Forschung zur Charakteristik urbaner Gewässer, zur Bewertungstheorie und zu existierenden Verfahren inklusive der verwendeten Leitbilder und Referenzzustände wurden in Kapitel 3.2 beschrieben. Auf Basis einer Literaturrecherche, eigenen Erfahrungen aus der Praxis und den Ergebnissen des Methodenvergleichs wurden existierende Verfahren hinsichtlich ihrer Eignung für urbane Gewässern untersucht und beurteilt (vgl. Kapitel 3.3). Ziel dieses Kapitels ist es, einen angepassten Bewertungsansatz für urbane Fließgewässerabschnitte zu entwickeln. Als Grundlage dienen die in den vorigen Kapiteln dargestellten Erkenntnisse. Weiterhin werden Anregungen aus der Fachliteratur miteinbezogen.

### **4.1 Vorüberlegungen**

#### **4.1.1 Räumliche und fachliche Maßstabebene**

Die EG-WRRL fordert eine einzugsgebietsbezogene Vorgehensweise, da das Erreichen der Ziele sich nur unter Berücksichtigung ganzer Gewässersysteme beurteilen lässt (EG 2000, DWA 2009). Die Beurteilung gesamter Einzugsgebiete hinsichtlich der verschiedenen, ein Fließgewässer beeinflussenden Faktoren, wie z.B. Klima, Geologie, Tektonik, Hydrologie, Grundwasserschwankungen und Feststofftransport lässt jedoch nur eine unpräzise Betrachtung zu. Für die Gewässerentwicklungsplanung und die häufig kleinräumigen Gestaltungsmöglichkeiten in urbanen Gebieten sind daher präzisere und spezifisch ausgerichtete Bewertungsverfahren notwendig. Diese können demzufolge nur einen Teil der vielfältigen Einflussfaktoren und Gegebenheiten erfassen und bewerten.

Das hier vorgestellte Verfahren bezieht sich aus räumlicher Sicht auf Bäche, mittlere und große Fließgewässer in ihrer Einheit aus Gewässerbett, Ufer und Gewässerrandstreifen. Die Länge der betrachteten Gewässerabschnitte hängt davon ab, wie groß das Gewässer ist und wie homogen Gewässer, Ufer und Umland ausgebildet sind. Für Fließgewässer mittlerer Größe beträgt die mittlere Abschnittslänge ca. 100 m.

Aus fachlicher Sicht ist das entwickelte Verfahren auf die Beurteilung der Gewässerstruktur inklusive der Durchgängigkeit und soziokultureller Aspekte beschränkt. Zur Gewässerstruktur zählen hier morphologische und hydraulische Eigenschaften, die angrenzende Vegetation und anthropogene Veränderungen am Gewässer. Bei den soziokulturellen Aspekten liegt der Fokus auf der Funktion des urbanen Gewässers als stadtbildprägendes und identitätsstiftendes Element sowie als Besinnungs-, Begegnungs- und Erlebnisraum.

Weitere Aspekte, wie z.B. Hydrologie, Gewässergüte oder Grundwasserveränderungen können in diesem Verfahren nicht berücksichtigt werden und müssen mit eigenen Verfahren beurteilt werden.

Die lokale Betrachtung und Bewertung ist als einzelner Baustein in einem einzugsgebietsbezogenem Vorgehen zu betrachten. Die Aufgaben einzelner Gewässerabschnitte in ihrem räumlichen Kontext und das Zusammenspiel verschiedener Einflussfaktoren wurden bei der Formulierung der Referenzzustände be-

rücksichtigt. Ein Beispiel dafür ist das Prinzip der räumlichen Fernwirkung ökologisch intakter Gewässerabschnitte, das durch den Begriff der Strahlwirkung beschrieben wird (DWA 2009).

#### **4.1.2 Methodische Vorgehensweise**

Bei der Entwicklung eines neuen Bewertungsverfahrens müssen die dargestellten Anforderungen berücksichtigt werden. Zudem sind die Defizite hinsichtlich der Bewertung urbaner Gewässer so weit möglich zu beheben und das Verfahren an die spezielle Charakteristik urbaner Gewässer anzupassen. Um dies zu gewährleisten wurde das dargestellte Verfahren nach folgender Methodik entwickelt.

##### 4.1.2.1 ENTWICKLUNG EINES SYSTEMS DER GEWÄSSERTYPISIERUNG

Auf Grundlage der existierenden Gewässertypisierungen und den gewonnenen Erfahrungen wurde eine Typisierung für urbane Fließgewässer erarbeitet (vgl. Kapitel 3.2.7 und Kapitel 3.3.2). Diese soll zum einen die unterschiedlichen Charakteristiken im Referenzzustand verschiedener Gewässertypen hinreichend genau berücksichtigen und zum anderen in der Praxis leicht anwendbar sein.

##### 4.1.2.2 FORMULIERUNG ADÄQUATER TYPESPEZIFISCHER REFERENZZUSTÄNDE

Aufgrund der genannten Gründe wurde sich gegen eine Verwendung des hpnG als ökologisch orientiertes Leitbild und damit als Bewertungsmaßstab entschieden. Stattdessen wurden gewässertypspezifische Referenzzustände definiert, die den Bewertungsmaßstab darstellen ohne die Anforderungen an urbane Gewässer der Beliebigkeit auszuliefern (vgl. Kapitel 4.2.2).

##### 4.1.2.3 DEFINITION AUSSAGEKRÄFTIGER PARAMETER

Basierend auf den in Kapitel 3.3.5 dargestellten Erkenntnissen wurden Parameter ausgewählt, die den Ist-Zustand der einzelnen Elemente eines Gewässers umfassend beschreiben.

##### 4.1.2.4 ENTWICKLUNG EINES BEWERTUNGSLGORITHMUS

Der Bewertungsalgorithmus muss garantieren, dass schädliche Strukturen im oder am Gewässer im Vergleich zu einem Gewässer, das diese Strukturen nicht aufweist, immer zu einer Verschlechterung der Gesamtbewertung führen. Um verschiedene Bewertungen vergleichen zu können, müssen immer dieselben Parameter vollständig in die Gesamtbewertung eingehen.

##### 4.1.2.5 QUANTIFIZIERUNG VON STRUKTURKLASSEN ZUR VERBESSERUNG DER DATENBASIS

Messbare und berechenbare Parameter wie die Strömungsdiversität, die Breiten- und Tiefenvarianz, Mindestwassertiefe und maximale Fließgeschwindigkeiten können durch numerische Daten belegt und prognostiziert werden und somit eine quantitative Bewertung ermöglichen. Die Datenbasis zur Bewertung der Gewässerstruktur kann damit verbessert und die Bewertung objektiver und vergleichbarer werden. Um eine Bewertung zu ermöglichen sind zunächst Kennwerte zu ermitteln, die sich für die Darstellung und Bewertung der gemessenen Daten eignen. Die Beurteilung auf Basis hydraulischer Werte kann nur basierend auf Tabellenwerken erfolgen, die für die verschiedenen Parameter in Abhängigkeit des Gewässertyps, der Gewässergröße und des Durchflusses numerische Werte für die verschiedenen Ausprägungen angeben. Diesbezüglich sollen exemplarisch an einem Gewässer Naturmessungen durchgeführt werden, statistische Kenngrößen ausgewählt und für den vorhandenen Gewässertyp Tabellenwerke bestimmt werden.

#### 4.1.2.6 AUFBAU

Eine integrierte zusammenfassende Bewertung urbaner Fließgewässer, die ökologische und soziokulturelle Aspekte berücksichtigt, ist im Rahmen eines standardisierten Bewertungsverfahrens nicht möglich. Dazu bedarf es ausführlicher Gutachten, die die individuelle Situation eines Stadtgewässers berücksichtigen. Bislang fehlen allgemeingültige Aussagen, in welcher Weise die unterschiedlichen und häufig widersprüchlichen Anforderungen gegeneinander abgewogen werden sollen. Eine Gesamtbewertung besäße daher eine sehr geringe Aussagekraft bzw. wäre kaum interpretierbar. Das in dieser Arbeit vorgestellte Verfahren verwendet einzelne Module mit eigenen Referenzzuständen, welche die Gewässerstruktur, die aquatische Durchgängigkeit und soziokulturelle Aspekte urbaner Gewässer bewerten. Jedes Modul wird separat bewertet (vgl. Abbildung 24).

Die resultierende Gesamtbewertung ergibt für jeden der drei Bewertungsbereiche eine Güteklasse. Entsprechend den Vorgaben der europäischen WRRL wird eine fünfstufige Skala verwendet, wobei Güteklasse 1 die beste und Güteklasse 5 die schlechteste Bewertung darstellt (vgl. Kapitel 6).

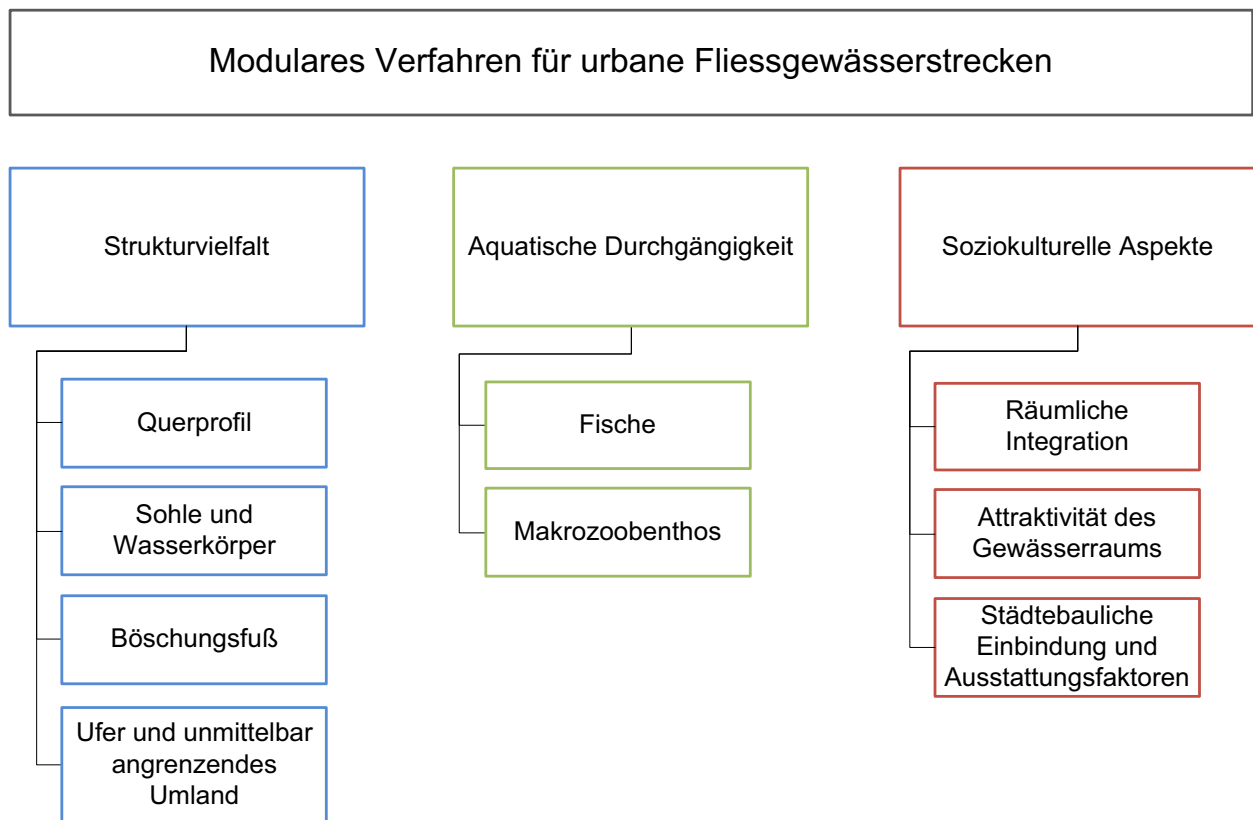


Abbildung 24: Modulare Struktur des neuen Bewertungsverfahrens

## 4.2 Entwicklung der wesentlichen Komponenten

### 4.2.1 Gewässertypisierungen

Auf Grundlage existierender Gewässerkategorisierungen wird im Folgenden eine Typisierung für urbane Fließgewässer erarbeitet, die urbane Gegebenheiten berücksichtigt. Die Typisierung muss neben den naturraumspezifischen Referenzzuständen somit auch die Rahmenbedingungen in bebauten oder anderweitig stark durch anthropogene Nutzungen geprägten Gebieten berücksichtigen.

Für das entwickelte Verfahren wird eine Typisierung hinsichtlich Gefälle und Gewässerbreite vorgenommen. Dies ermöglicht Rückschlüsse auf die topographischen Gegebenheiten und die Lage des Gewässerabschnitts im Längsverlauf und berücksichtigt die sich ändernden abiotischen Umweltfaktoren. Eine zweckmäßige Einteilung nach Gefälle und Gewässerbreite erfolgt durch die Zonierung eines Gewässers in Rhitral und Potamal (vgl. Kapitel 3.2.7). Da diese Einteilung auch verschiedene Fischregionen unterteilt und eine Einteilung nach biotischen Faktoren berücksichtigt, ist sie zudem für die Beurteilung der aquatischen Durchgängigkeit geeignet (vgl. auch Kapitel 3.1.1).

#### 4.2.1.1 RHITHRAL

Das Rhitral eines Fließgewässers weist in aller Regel ein großes Gefälle, eine stark wechselnde Wasserführung, eine hohe Fließgeschwindigkeit und eine hohe Sohlschubspannung auf (vgl. Abbildung 19 und Kapitel 3.1.1). Unabhängig davon, ob das Gewässer durch freie Landschaft oder in durch ein urbanes Gebiet verläuft, prägt der Untergrund die Talform und damit die Gewässermorphologie (ENGELS 2009). Nach Vorgabe der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG 2000) erfolgt eine Einteilung in silikatische und karbonatische Fließgewässer. Silikatische Gesteine wie z.B. Granit, Gneis, Sandstein und Vulkanite sind so genannte „harte“ Gesteine. Gewässer vom Typ *Rhithral silikatisch* weisen natürlicherweise eine große Strömungs- und Substratdiversität auf. Karbonatgesteine, z.B. Kalkstein und Dolomit, sind so genannte „weiche“ Gesteine. Fließgewässer auf karbonatischem Untergrund weisen in der Regel, im Vergleich zu Gewässern auf silikatischem Untergrund, eine geringere Substrat- und Strömungsdiversität auf. Sie werden unter dem Gewässertyp *Rhithral karbonatisch* zusammengefasst (ENGELS 2009, PRESS & SIEVER 1995).

#### 4.2.1.2 POTAMAL

Im Potamal besitzt ein Fließgewässer nur noch ein sehr geringes Gefälle und dementsprechend vergleichsweise kleine Fließgeschwindigkeiten und Schubspannungen. Die Bedeutung der Geologie tritt in den Hintergrund und die Bedeutung des durch Sedimentation abgelagerten Substrats in den Vordergrund (vgl. Abbildung 19 und Kapitel 3.1.1). Die Morphologie eines Potamalgewässers hängt somit von Korngröße und Zusammensetzung des Sohlmaterials ab. Das Substrat eines Sandflusses ist z.B. verhältnismäßig homogen und strukturarm. Lehmflüsse unterscheiden sich von den Gewässertypen mit sandigem oder kiesigem Substrat durch eine geringe Breitenvarianz (BRIEM 2003, ENGELS 2009). Basierend auf der existierenden Einteilung biozönotisch bedeutsamer Fließgewässertypen Deutschlands (www.wasserblick.net 2010) wird eine Typisierung in die folgenden vier Substrattypen gewählt (ENGELS 2009):

- kiesig: mineralisches Sohlensubstrat mit einem mittleren Korndurchmesser > 2 mm
- sandig: mineralisches Sohlensubstrat mit einem mittleren Korndurchmesser zwischen 0.02 mm und 2 mm
- lehmig: mineralisches Sohlensubstrat mit einem mittleren Korndurchmesser < 0.02 mm
- organisch: organisches Sohlensubstrat (z.B. Schlamm, Laub, Totholz)

Mithilfe der vorgenommenen Kategorisierung ist es möglich, für die Gewässerstruktur gewässertypspezifische Referenzzustände für urbane Fließgewässer hinreichend detailliert zu entwickeln. Zudem können die verschiedenen Ausprägungen aller Parameter typspezifisch erfasst und bewertet werden. Für die Erfassung und Bewertung des Moduls Aquatische Durchgängigkeit wird nur zwischen den Kategorien „Rhitral“ und „Potamal“ unterschieden. Die soziokulturellen Aspekte werden unabhängig vom Gewässertyp beurteilt. Zusammenfassend wird in dieser Arbeit folgende Gewässertypisierung verwendet:

- Rhithral silikatisch
- Rhithral karbonatisch
- Potamal kiesig
- Potamal sandig
- Potamal lehmig
- Potamal organisch

#### 4.2.2 Referenzzustände

In Kapitel 3 wurde gezeigt, dass der heutige potenziell natürliche Gewässerzustand (hpnG) kein praktikables Leitbild und damit keinen praktikablen Bewertungsmaßstab für urbane Fließgewässer darstellt. Praxisorientierte Referenzzustände, die den verminderten Möglichkeiten an urbanen Gewässern Rechnung tragen, dürfen ökonomischen und sozialen Bedürfnissen am Gewässer nicht grundsätzlich widersprechen und müssen die Darstellung von Erfolge ermöglichen. Zugleich sollen sie Ziele vorgeben, die hoch genug gesteckt sind um ihre Funktion als Bewertungsmaßstab zu erfüllen und ökologische Anforderungen nicht der Beliebigkeit auszuliefern. Die Definition allgemeingültiger, ubiquitär geltender Ziele ist Voraussetzung um den Referenzzustand zu definieren. In Anlehnung an BAUMGART (2003) und MIETHANER (2007) soll ein praxisorientierter Referenzzustand für urbane Gewässer folgenden Randbedingungen genügen:

- Hochwasserschutz und Entwässerung müssen gewährleistet bleiben.
- Der ökologische Schwerpunkt liegt auf dem Biotopverbund und stellt ein Gewässerökosystem mit der Fähigkeit zur Selbstregulierung und Anpassung durch Resistenz und Resilienz dar (HÜTTE 2000).
- Das Gewässer soll für die siedlungsnahen Erholung zur Verfügung stehen. Dazu bedarf es „Erlebnisräumen“ mit zugänglichen Ufern und einem ästhetisch gestalteten Gewässerraum oder Freizeitanlagen am Gewässer.

Im diesem Kapitel werden die Grundgedanken der formulierten Referenzzustände erläutert. Eine Konkretisierung der Referenzzustände erfolgt über die Angabe gewässertypischer Merkmalsausprägungen zu den einzelnen definierten Parametern und Indikatoren.

##### 4.2.2.1 ÖKOLOGISCHER REFERENZZUSTAND

Der ökologische Referenzzustand basiert auf dem Konzept des Biotopverbundes nach JEDICKE (2004). Um die Bedeutung einer Orientierung am Biotopverbund verständlich zu machen, wird dieses Konzept im Folgenden kurz erläutert:

Ziel des Biotopverbundes ist die Bewahrung, Wiederherstellung und Entwicklung funktionsfähiger, ökologischer Wechselbeziehungen in der Landschaft. Dabei stehen die ökologischen und räumlich-funktionalen Ansprüche der heimischen Arten an ihren Lebensraum im Vordergrund. Verbundsysteme sollen in diesem Zusammenhang den genetischen Austausch zwischen Populationen, Tierwanderungen sowie natürliche Ausbreitungs- und Wiederbesiedlungsprozesse gewährleisten (www.bfn.de 2010). Das Konzept des Biotopverbundes ist eine Naturschutzstrategie, die auf vier Grundpfeilern beruht:

- **Großflächige Kernlebensräume** stellen Dauerlebensräume dar, in denen stabile Populationen der Tier- und Pflanzenarten leben können. Ihre Mindestgröße wird durch die Arealansprüche der Art bestimmt, die den größten Raumbedarf hat. In Bezug auf Fließgewässer sind unter Kernlebensräumen

ausgedehnte naturnahe Abschnitte mit ungestörter Auendynamik zu verstehen, wenngleich die konkrete Festlegung von Mindestareal- und Mindestpopulationsgrößen gefährdeter Fließgewässerarten Schwierigkeiten bereitet. Großflächige Kernlebensräume sind nur außerhalb urbaner Bereiche realisierbar (MIETHANER 2007).

- **Trittsteinbiotope** erlauben aufgrund ihrer geringeren Größe keine dauerhafte Besiedlung durch stabile Populationen. Vielmehr können sie zeitweise besiedelt werden und stellen somit Zwischenstationen dar, mit deren Hilfe Individuen die Distanzen zwischen den Kernlebensräumen überbrücken können. In urbanen Gebieten sollten in regelmäßigen Abständen Fließgewässer-Trittsteinbiotope angestrebt werden, um die Barrierewirkung der urbanen Einflüsse entlang des Gewässers zu vermindern. Der maximale Abstand zwischen zwei Trittsteinen muss sich am Ausbreitungsvermögen der Populationen und Arten im bzw. am Fließgewässer orientieren (MIETHANER 2007). RIESS (2000) nennt 5 km als Maximalabstand für die charakteristische Artengruppe der Fließgewässer, die Vögel, Fische sowie Arten des Makrozoobenthos und der Uferfauna umfasst. Das Konzept des „Emscher-Auentals“ (KAISER 2005) strebt für das Stadtgewässer Emscher in einem Abstand von 2 bis 3 km die Anlage von 1 bis 3 ha großen Trittsteinbiotopen an.
- **Korridore:** Korridorbiotope verbinden Trittsteine und Kernlebensräume. Sie dienen primär als Wanderungs- und Ausbreitungswege und nicht der dauerhaften Besiedlung und Reproduktion. Für die meisten Arten der Fischfauna und des Makrozoobenthos sind Wanderungen wichtiger Bestandteil eines oder mehrerer Lebensstadien. Sie dienen u. a. der Fortpflanzung, der Driftkompensation und der Ausbreitung der Art (HÜTTE 2000).
- **großflächige Nutzungsextensivierung:** Der Schwerpunkt dieses Teilziels ist meist die Nutzungsextensivierung in der Landwirtschaft. Die Bewirtschaftungs- und Nutzungsintensität sollte flächendeckend herabgesetzt werden, um die Isolationswirkung intensiv genutzter Bereiche zu vermindern (MIETHANER 2007). WITTIG ET AL. (1998) stellen entsprechende Maßnahmen für urbane Räume vor. Diese betreffen die Fließgewässer indirekt, z.B. führt eine Verminderung des Versiegelungsgrades zu einer ausgeglicheneren Abflussdynamik.

Es ist sinnvoll, als allgemeingültigen Referenzzustand „das urbane Fließgewässer als Korridorbiotop“ zu formulieren, mit der Gewährleistung der aquatischen Durchgängigkeit als wesentlichem Bestandteil. Dieser Referenzzustand wird u. a. der Schwerpunktsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie gerecht, nach der die Durchgängigkeit als „hydromorphologische Qualitätskomponente“ neben dem Wasserhaushalt und den morphologischen Bedingungen gesondert erfasst werden soll (EG 2000).

Basierend auf dem Referenzzustand des Fließgewässers als Korridorbiotop werden die Referenzzustände für die einzelnen Module „Aquatische Durchgängigkeit“ und „Strukturvielfalt“ weiter konkretisiert (vgl. Abbildung 24).

### **Referenz der Strukturvielfalt**

Natürliche Fließgewässerdynamik sorgt im Einklang mit den gegebenen Randbedingungen vor Ort für einen großen Struktureichtum, der bei natürlichen Fließgewässern in Abhängigkeit von Entwicklung und Ereignissen gewissen Wandlungen unterworfen ist (vgl. Kapitel 3.1.1 ). Das Vorhandensein unterschiedlicher Strukturen im Gewässerbett, resultierend aus einer heterogen verteilten Hydrodynamik bestimmt die Vielfalt der Habitate in einem Fließgewässer und die Lebensraumqualität für die aquatische Flora und Fauna und ist somit ein wesentlicher Aspekt, der über die Funktionsfähigkeit als Korridorbiotop entscheidet.



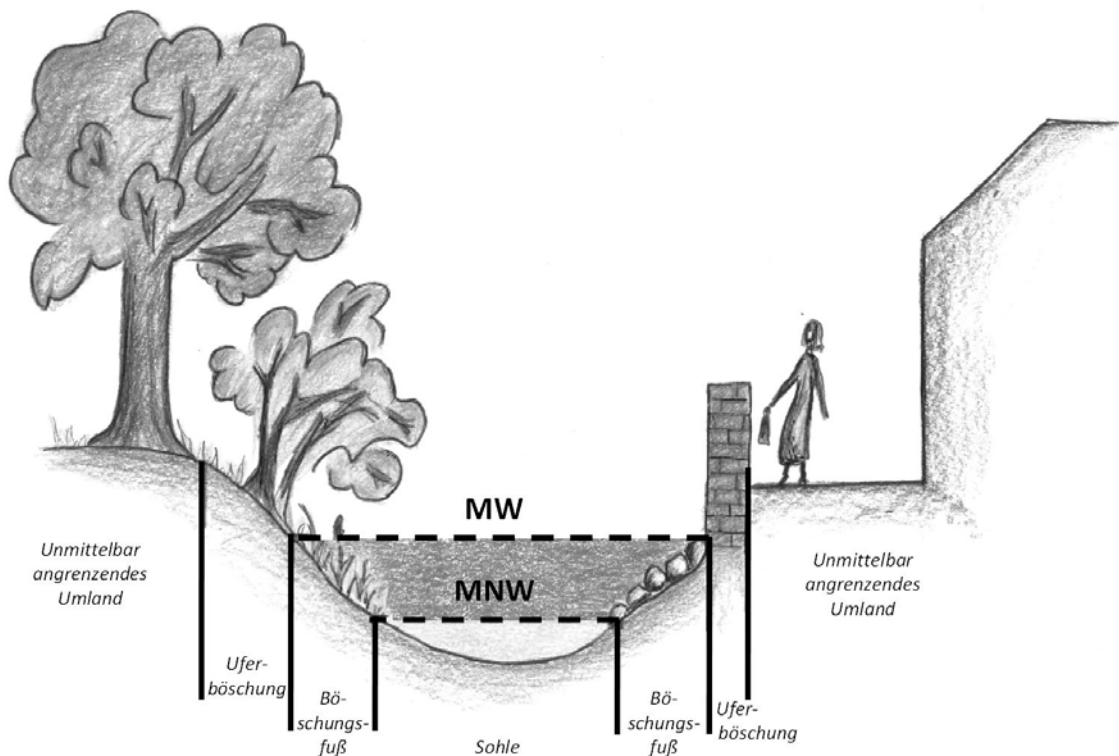
Die Strukturvielfalt wird durch die Ausprägung verschiedener Parameter wie z.B. Strömungsdiversität oder Breitenvarianz beschrieben wird.

Die klassische Einteilung eines Fließgewässers in die räumlichen Bereiche „Sohle“, „Ufer“ und „Umland“ (JÜRGING 2003, PATT 2005, LEHMANN 2005) ergibt sich, aus der in freier Landschaft erst an der Böschungsoberkante beginnenden Umfeldnutzung (z.B. landwirtschaftliche Flächennutzung). Für urbane Fließgewässer ist diese Einteilung zu grob. Eine Unterteilung des Ufers in Böschungsfuß und Uferböschung sowie eine Zurechnung der Uferböschung zum Umland ist zweckmäßig, da die naturnahe Ausbildung des Böschungsfußes im Gegensatz zum Ufer trotz anthropogener Restriktionen möglich ist (vgl. Abbildung 25) (MIETHANER 2007).



**Abbildung 25:** Das unmittelbar angrenzende Umland wird anthropogen genutzt, die Uferböschung ist verbaut. Ein naturnah strukturierter Böschungsfuß erhöht die Strukturvielfalt (Avisio **in Moena**)

Daraus resultieren für urbane Fließgewässer die räumlichen Teilbereiche „Sohle und Wasserkörper“, „Böschungsfuß“ und „Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland“. Die Abgrenzung der einzelnen Teilbereiche ist in Abbildung 26 dargestellt. Die Bereiche „Sohle und Wasserkörper“ und Böschungsfuß können auch in urbanen Gebieten, häufig im Gegensatz zu den Ufern naturnah ausgebildet sein. Für den Bereich „Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland“ ist dies häufig nicht möglich. So ist z.B. ist die Möglichkeit für großflächige Sukzessionsflächen oder eine eigendynamische Entwicklung des Gewässers in einer Stadt selten gegeben.



**Abbildung 26: Skizze zur Abgrenzung der räumlichen Teilbereiche des Gewässerbetts. Das „unmittelbar angrenzende Umland“ ist zum Umfeld hin nicht fest abgegrenzt. Die Ausdehnung entspricht der Breite des Uferstreifens (verändert nach MIETHANER 2007).**

Ein urbaner Referenzzustand des Bereichs „Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland“ berücksichtigt die anthropogenen Nutzungen, die diesen Bereich prägen. Er stellt daher gegenüber einem Fließgewässer in freier Landschaft deutlich niedrigere Anforderungen an die Naturnähe und toleriert stattdessen urbane Einflüsse. Tabelle 7 zeigt zusammenfassend den Referenzzustand der Strukturvielfalt, aufgeteilt in die verschiedenen Teilbereiche.

Die Ausgestaltung der Gewässerstrukturen muss sich am potenziell natürlichen Zustand orientieren, damit das Fließgewässer den typspezifischen Lebensgemeinschaften als Korridor dienen kann. Darin einbezogen sind so genannte „leitbildkonforme Ersatzstrukturen“ (JÜRGING & PATT 2005), künstliche Strukturen, die Funktionen natürlicher Strukturen übernehmen. Ein Beispiel hierfür sind Störsteine zur Strömungsbereicherung.

Eine konkrete Beschreibung der Ausprägung einzelner Parameter erfolgt in Kapitel 5.2 und ist tabellarisch im Anhang dargestellt. Die Festlegung der Referenzzustände für die Gewässertyp erfolgt in dieser Arbeit u.a. auf Basis der beschriebenen Referenzzustände folgender Autoren: JUNGWIRTH ET AL. 2003, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LfU) (2005), LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1999) und SOMMERHÄUSER U. SCHUHMACHER (2003).

**Tabelle 7: Referenzzustand der Strukturvielfalt für urbane Fließgewässer als Korridorbiotop (JÜRGING 2003, HÜTTE 2000, LAWA 2000)**

Teilbereich	Referenzzustand
Wasserkörper und Sohle	keine Wanderungsbarrieren im Gewässer (Querbauwerke, Rückstaubereiche etc.)
	gewässertypspezifische Strömungsvielfalt, Tiefenvarianzen und Substratvielfalt
	ausreichende Niedrigwasserführung
	Sohle möglichst offen/unversiegelt und Substratauflage vorhanden
	keine Wanderungsbarrieren an der Sohle (Sohlstufen, Kolmation etc.)
	gewässertypspezifische Sohlstrukturen
Böschungsfuß	kein Verbau
	struktureich, gegebenenfalls mit so genannten „leitbildkonformen Ersatzstrukturen“ gestaltet (s. u.)
	Vorhandensein einer Übergangszone (gegebenenfalls schmal oder als Vorschüttung vor senkrechte Ufermauern) (vgl.5.2.3 )
	gewässertypspezifische Breitenvarianz
Uferböschungen und unmittelbar angrenzendes Umland	bodenständige und komplexe Ufervegetation bzw. bodenständiger Gehölzstreifen
	kein Verbau
	Durchgängigkeit zum Nebengewässer
	vernetzende Gewässerrandstreifen/Uferstreifen und möglichst viel Raum für das Gewässerbett

#### 4.2.2.2 REFERENZ DER AQUATISCHEN DURCHGÄNGIGKEIT

Die aquatische Durchgängigkeit bezieht sich auf die Erfüllung der Funktionen eines Korridorbiotops und beschreibt ein uneingeschränkt durchgängiges Gewässer.

Die Durchgängigkeit eines Fließgewässers wird nicht nur durch vorhandene Querbauwerke wie Wehre, Sohlstufen oder Verrohrungen unterbrochen. Zu geringe Wassertiefen, z.B. in Restwasserstrecken oder in

Niedrigwasserzeiten können die aquatische Durchgängigkeit ebenso behindern. In urbanen Gebieten sind viele Gewässer, z.B. aus Hochwasserschutz- oder Schifffahrtsgründen, ausgebaut und begradigt. Die Überwindung des gleichen Höhenunterschieds auf einer verkürzten Fließstrecke führt zu einer Erhöhung des Gefälles. Daraus resultieren größere Fließgeschwindigkeiten, die von den Gewässerorganismen, die an die natürlicherweise geringeren Fließgeschwindigkeiten angepasst sind, nicht mehr überwunden werden können. Andererseits kann es durch Rückstau oder Aufweitungen des Gewässerbettes zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeiten kommen. Unterschreitet die mittlere Fließgeschwindigkeit Grenzwerte von 0,15 m/s bis 0,3 m/s (je nach Fischart, Entwicklungsstadium und Größe) verlieren Fische ihr rheotaktisches Verhalten. Durch die verminderte Fließgeschwindigkeit kann zudem die Sohle verschlammen, so dass interstitiale Lebensräume vernichtet werden (DWA 2010). Um eine differenzierte Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit zu ermöglichen, erfolgt die Erfassung und Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit getrennt für die beiden Tiergruppen: Makrozoobenthos und Fische.

Bei der Beschreibung des Referenzzustandes der aquatischen Durchgängigkeit wird nicht nur das „hinderisfreie Fließgewässer“ als Referenzzustand definiert, es werden zusätzlich erforderliche Mindestwassertiefen und -geschwindigkeiten sowie maximal zulässige Fließgeschwindigkeiten angegeben. Die Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit erfolgt getrennt für Fließgewässer des Rhithrals und des Potamals (vgl. Kapitel 3.2.7 und 4.2), da sie ein unterschiedliches Fischinventar beinhalten und damit die unterschiedlichen Mindestanforderungen der verschiedenen Fischarten erfüllen müssen. Einige Fischarten kommen sowohl im Rhitral als auch im Potamal vor (JUNGWIRTH ET AL. 2006, DWA 2010) Dies liegt an der natürlicherweise nicht immer trennscharfen Unterteilung sowohl hinsichtlich der morphologischen Ausprägungen als auch den Verbreitungsschwerpunkten der Fischarten. Zudem leben einige Fischarten in verschiedenen Entwicklungsstadien und Jahreszeiten in verschiedenen Fischregionen. Die Unterteilung der Fließgewässer besitzt auch für aquatische Wirbellose (Makrozoobenthos) Gültigkeit (DWA 2010).

Ein weiterer entscheidender Aspekt der Biotopvernetzung ist die Durchgängigkeit zu einmündenden Nebengewässern. Diese sollten höhengleich und spitzwinklig ins Hauptgewässer einmünden.

**Tabelle 8: Referenzzustand der aquatischen Durchgängigkeit für urbane Fließgewässer als Korridorbiotop (MUNLV 2005, DWA 2010)**

	<b>Rhital</b>	<b>Potamal</b>
Querbauwerke	keine	Keine
Rückstaubereiche	keine	Keine
minimale Wassertiefe [m]	> 0,45	> 0,6
mittlere Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor [m/s]	0,3- 1,0	0,2- 0,9
Verrohrung/Durchlässe	keine	keine
Anbindung/ Nebengewässer	Nebengewässer mit sehr guter Strukturklasse schleifen höhen- gleich und spitzwinklig ins Hauptgewässer ein.	

#### 4.2.2.3 SOZIOKULTURELLER REFERENZZUSTAND

Kulturelle Ökosystemdienstleistungen stellen die Basis für vielfältige gesellschaftliche Entwicklungen und Nutzungsformen dar. Regional unterschiedliche kulturelle Identitäten, Wissensbestände und Verhaltensgewohnheiten in Freizeit und Urlaub sowie gesellschaftliche Wertvorstellungen werden maßgeblich durch soziokulturelle Dienstleistungen von Ökosystemen beeinflusst. Gleichzeitig wirken soziokulturelle Faktoren als starke Triebkräfte in der Degradierung von Ökosystemen (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005).

Die vielfältigen soziokulturellen Ansprüche stehen häufig im Widerspruch zueinander. So lassen sich z.B. die Anforderungen für ruhige, naturnahe Besinnungsräume und aktive Erholungsformen kaum vereinbaren. Eine allgemeingültige Priorisierung der Interessen ist weder möglich noch sinnvoll. Die Festlegung der Referenzzustände erfolgt u. a. auf der Grundlage der von KAISER (2005) und GESKE ET AL. (1997) formulierten sektoralen Leitbilder (vgl. Kapitel 3.2.8.3.).

Für die Definition der Referenzzustände wurde die Funktion des urbanen Gewässers als stadtbildprägendes und identitätsstiftendes und Element sowie als Besinnungs-, Begegnungs- und Erlebnisraum berücksichtigt (vgl. Kapitel 2.4). Eine weitere wichtige Rolle spielt die Umweltbildung und -erziehung. Die Umweltbildung im weitesten Sinne nimmt eine zentrale Stellung ein, wenn es um den nachhaltigen Schutz aller Ökosystemdienstleistungen geht. Unzureichendes Wissen und ein Mangel an Bewusstsein für Ökosysteme und deren Beitrag für das menschliche Wohlbefinden sind einer der Hauptgründe für deren Verlust. Umweltbildung besitzt eine Rückkopplungsfunktion: zum einen ist sie entscheidender Ansatzpunkt für ein verändertes Umweltbewusstsein und Konsumverhalten, ist Triebkraft für Natur- und Umweltschutz, und damit auch für den Erhalt aller Ökosystemdienstleistungen, zum anderen sind Natur, Landschaften und Ökosysteme Inhalt, Träger und Quelle für Bildung und die Vermittlung von Werten, wie die Einzigartigkeit und Ästhetik von Pflanzen und Tieren (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005).

Verschiedene Anforderungen für Freizeit und Erholung am Gewässer sowie städtebauliche und kulturhistorische Anforderungen wurden bei der Formulierung der Referenzzustände ebenfalls berücksichtigt. Die Naherholung stellt nicht nur eine wichtige kulturelle Ökosystemdienstleistung dar, sondern hat zudem Einfluss auf die Standortqualität vor allem aus Seiten der Immobilienbranche. Nach NOHL (2001) sind Erho-

lungsbesuche in der Landschaft hauptsächlich durch die Bedürfnisse nach ‚körperlicher Bewegung‘, ‚Natur- und Landschaftsgenuss‘, ‚Naturaneignung‘ sowie ‚Gesundheit‘ begründet. Spazieren gehen, den Hund Gassi führen, Spielen, Inlineskaten, die Natur genießen, Paddeln oder Rad fahren sind beliebte Aktivitäten am und auf dem Gewässer. Damit diese Anforderungen erfüllt werden können sind verschiedene psychologische und physische Gegebenheiten notwendig. Zu den psychologischen Anforderungen zählen z.B. die Wahrnehmung, die Attraktivität und die Erlebbarkeit des Gewässers und seiner Umgebung. Diese Aspekte werden im Teilbereich Attraktivität des Gewässerraums zusammengefasst. Die physischen Anforderungen beschreiben die Bedingungen, unter denen der Gewässerraum für bestimmte Aktivitäten überhaupt nutzbar ist. Dazu gehören z.B. die Erreichbarkeit und die Zugänglichkeit die dem Teilbereich räumliche Integration zugeordnet sind. Auch parallel zum Gewässer verlaufende Wege stellen z.B. eine Voraussetzung dar um verschiedene Freizeit- und Erholungsformen anzubieten.



**Abbildung 27: Spielende Kinder an der Isar in München**

Alle genannten Anforderungen wurden drei Teilbereiche zugeordnet, die damit sektorale Referenzzustände darstellen und in Tabelle 9 aufgelistet sind.

**Tabelle 9: Soziokultureller Referenzzustand für urbane Fließgewässer (SPIESS ET AL. 2008, KAISER 2005, DWA 2010, TOURBIER 2006, SILVA ET AL. 2004A, SILVA ET AL. 2004b)**

Teilbereich	Referenzzustand
Räumliche Integration	<ul style="list-style-type: none"> <li>• das Gewässer ist in Teilbereichen ohne Verbote und Beschränkungen zugänglich</li> <li>• der Kontakt mit dem Wasser ist abschnittsweise gefahrlos möglich</li> <li>• das Gewässer ist durch Wege und öffentlichen Nahverkehr angebunden</li> <li>• das Gewässer sollte gut sichtbar sein</li> <li>• am Gewässern verlaufende Wege ermöglichen eine Freizeit und Erholungsnutzung</li> </ul>
Attraktivität des Gewässerraums	<ul style="list-style-type: none"> <li>• das Gewässer trägt auf unterschiedlichste Weise zur Umweltbildung und –erziehung bei</li> <li>• das Gewässer ist attraktiv gestaltet und bietet verschiedene Freizeit und Erlebnisräume</li> <li>• hohe Aufenthaltsqualität durch Gestaltung und kulturelle Angebote, keine Einschränkung der Aufenthaltsqualität durch schlechte Wasserqualität, Müll, Lärm oder sonstige Störfaktoren</li> <li>• die Charakteristik des Gewässerraums, der Wiedererkennungswert und die Attraktivität fördern die Eigenart des Gewässerabschnittes</li> </ul>
Städtebauliche Integration und Ausstattungsfaktoren	<ul style="list-style-type: none"> <li>• historische Bauwerke in / am Gewässer sind gut erhalten und vermitteln geschichtliche Hintergründe</li> <li>• neue Bauwerke nehmen Bezug auf historische Baustile, Materialien etc.</li> <li>• die Nutzung und Gestaltung des Gewässerlaufs sollte dem Gewässerumfeld angepasst sein</li> </ul>

### 4.2.3 Parameter

Zur Beschreibung urbaner Fließgewässer werden Parameter benötigt, anhand derer der Zustand des Gewässers umfassend und möglichst eindeutig beschrieben wird. Die in Kapitel 4.2.2 definierten Referenzzustände legen für jeden Parameter die idealtypische Ausprägung fest. Der Zustand eines Fließgewässers wird anhand der vorhandenen Ausprägungen der Parameter im Gelände erfasst. Wie gut der Zustand eines Fließgewässers abgebildet werden kann, hängt somit von der Wahl der Parameter ab.

In dem dargestellten Verfahren erfolgt die Auswahl der Parameter aus Erkenntnissen aus dem Methodenvergleich (vgl. Kapitel 3.3.5) sowie aus der Definition der Referenzzustände. Um eine höhere räumlich Auflösung zu erreichen, wird der Uferbereich in die Bereiche Uferböschung und Böschungsfuß unterteilt (vgl. Kapitel 4.2.2.1). Des Weiteren werden alle Parameter, die das Umland, das Ufer und den Böschungsfuß betreffen getrennt für die linke und die rechte Uferseite erfasst. Dadurch können auch einseitig durchgeführte Umgestaltungen erfasst werden.

Resultierend aus den Erkenntnissen des Methodenvergleichs werden die meisten Parameter zur Erfassung des soziokulturellen Zustandes aus KAISER (2005) übernommen und entsprechend dem Referenzzustand leicht verändert und in die drei Teilbereiche „räumliche Integration“, „Attraktivität des Gewässerraumes“ und „Städtebauliche Einbindung und Ausstattungsfaktoren“ zusammengefasst (vgl. Tabelle 9). Zahlreiche weitere Parameter, z.B. zur städtebaulichen Integration, die mit dem Indikator „Eigenart“ nur ansatzweise erfasst wird, oder zur Ausstattung des Gewässers sind denkbar. Diese Aspekte gehen jedoch i. d. R. über die Möglichkeiten der Gewässerentwicklung hinaus. Zudem ist die Definition eines allgemeingültigen Referenzzustandes schwierig. Aufgrund dessen wurden hier nur Parameter berücksichtigt, die im weiteren Sinne mit der Gewässermorphologie zusammenhängen und in direktem räumlichen Zusammenhang mit dem Gewässer stehen.

Eine Übersicht der Parameter ist in Abbildung 28 dargestellt. Die Einzelparameter können zu Teilbereichen zusammengefasst werden, diese lassen sich wiederum in Module eingruppiieren. Eine Bewertung ist für die Einzelparameter, die Teilbereiche und die Module möglich (vgl. Kapitel 6). Ausführliche Beschreibungen und Erhebungshinweise zu den einzelnen Parametern sind im nächsten Kapitel erläutert.



Bewertungsblock	Teilbereich	Parameter und Indikatoren
<b>Strukturvielfalt</b>	<b>Querprofil</b>	Profiltyp
	<b>Sohle und Wasserkörper</b>	Substrattyp Sohlstrukturen Sohlenverbau Substratdiversität Tiefenvarianz
	<b>Böschungfuß</b>	Verbau des Böschungfußes Strukturen am Böschungfuß Breitenvarianz Übergangszone
	<b>Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland</b>	Uferverbau Struktur der Vegetation Bodenständigkeit der Ufervegetation Gewässerrandstreifen Gehölzstreifen
<b>Aquatische Durchgängigkeit</b>	<b>Makrozoobenthos</b>	Querbauwerke Rückstaubereiche Wassertiefe Fließgeschwindigkeit Verrohrung/Durchlässe
	<b>Fische</b>	Querbauwerke Rückstaubereiche Wassertiefe Fließgeschwindigkeit Verrohrung/Durchlässe
<b>Soziokulturelle Aspekte</b>	<b>Räumliche Integration</b>	Sichtbarkeit Erreichbarkeit Zugänglichkeit
	<b>Attraktivität des Gewässerraums</b>	Eigenart Aufenthaltsqualität
	<b>Städtebauliche Informationen und Ausstattungsfaktoren</b>	Ausstattungsfaktoren Kulturhistorische Objekte Umfeldnutzung

Abbildung 28: Parameter des neu entwickelten Bewertungsverfahrens für urbane Fließgewässerstrecken

## 5 Datenerfassung

Das hier vorgestellte Verfahren kann auf natürliche urbane Fließgewässer jeder Größe und jedes Gewässertyps angewendet werden. Der Grad der Urbanisierung spielt keine Rolle. In diesem Kapitel werden grundsätzliche Hinweise zur Datenerhebung im Gelände erläutert. Des Weiteren werden alle Parameter des Verfahrens kurz beschrieben und hinsichtlich ihrer ökologischen und soziokulturellen Relevanz beleuchtet.

**Eine ausführlichere Beschreibung aller Parameter und ihrer Ausprägung sowie Hinweise zur Erhebung ist im Anhang in Form von Steckbriefen dargestellt. Jeder Steckbrief enthält eine Bilddokumentation, die eine Erfassung der verschiedenen Ausprägung erleichtern soll.**

Die Bewertung und Aggregation der Parameter zu Hauptparametern und Modulen wird in Kapitel 6 dargestellt.

### 5.1 Hinweise zur Erhebung im Gelände

Zu Beginn der Kartierung müssen die einzelnen Kartierabschnitte definiert werden. Die exakte Einteilung der Abschnittsgrenzen erfolgt vor Ort, in der Regel mithilfe eines GPS-Gerätes. Informationen zum Referenzzustand, zum Gewässertyp, zur Neigung des Gewässers und hydrologische Daten zum Abfluss sind vor der Kartierung zu recherchieren.

Günstigster Zeitpunkt der Erhebung sind die Monate Oktober bis Mai, da ansonsten die ufernahe Vegetation die Erreichbarkeit und Beurteilung des Gewässers erschwert. Besonders geeignet sind die Monate März, April und Mai, da die erste Belaubung die Bestimmung der vorhandenen Vegetation und damit die Beurteilung bezüglich der Bodenständigkeit der Vegetation erleichtert. Viele Merkmale, wie z.B. die Strömungsdiversität oder die Zugänglichkeit sind vom aktuellen Abfluss abhängig. Um eine valide und reproduzierbare Erfassung und Bewertung des Gewässerzustandes zu erhalten sollte der Abfluss zur Zeit der Begehung im Bereich des Mittelwassers liegen.

Für die Erfassung und Daten im Gelände steht ein Erhebungsbogen zur Verfügung, auf dem die vorherrschenden Ausprägungen festgehalten werden. Der Erhebungsbogen ist in diesem Kapitel und vollständig im Anhang dargestellt. Im ersten Teil, dem Kopfteil werden alle benötigten Angaben zur Charakterisierung und geographischen Lage des Gewässers vermerkt. Diese Angaben beziehen sich jeweils auf den angegebenen Kartierabschnitt. Der Erhebungsbogen ist auch als html Dokument verfügbar und ermöglicht somit die spätere Eingabe der erfassten Daten online ([www.bewertung-urbaner-fließgewässer.iwg.kit.edu](http://www.bewertung-urbaner-fließgewässer.iwg.kit.edu)).

Bei der Aufnahme im Gelände werden die Ausprägungen jedes Parameters im Erhebungsbogen vermerkt. Die Ausprägungen der Parameter sind so aufgebaut, dass sie eine stufenweise Zu- oder Abnahme der parametertypischen Ausprägung darstellen. Jede „Ausprägungsreihe“ der Strukturmerkmale stellt somit eine Wertigkeitsskala dar. Sind einzelne Parameter, z.B. Aussagen zum Sohlensubstrat nicht feststellbar, werden alle möglicherweise zutreffenden Ausprägungen im Erhebungsbogen vermerkt. Dadurch können immer alle Parameter aufgenommen werden. Bei der nachfolgenden Bewertung werden bei einer Mehrfachauswahl alle möglichen Fälle berechnet. Grundsätzlich sollten die fehlenden Informationen für eine vollständige Bewertung nachträglich recherchiert werden. Durch Auskünfte von Behörden, Nutzung von Fachdatenbanken (z.B. Sedimentkataster der Bundesanstalt für Gewässerkunde), etc. kann die Bewertung nachträglich geändert werden.

Am Ende des Erhebungsbogens können im Feld *Anmerkungen* alle Besonderheiten, die während der Kartierung aufgefallen sind und standardmäßig nicht erfasst wurden, vermerkt werden. Des Weiteren können Hinweise auf Fotodokumentationen, sonstige weiterführende Informationen sowie geplante oder durchgeführte Renaturierungen dokumentiert werden.

### 5.1.1 Kopfteil

Bewertung urbaner Fließgewässer Erhebungsbogen			
Gewässername:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Restwasserstrecke:	<input type="radio"/> ja <input type="radio"/> nein
Gewässerabschnitt:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	MQ:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Aufnahmedatum (tt.mm.jjjj):	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Q (aktuell):	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Bearbeiter:	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Pegel:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Startpunkt	Rechtswert	Gewässerbite in m:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
	Hochwert	Gefälle in Promille:	<input style="width: 90%;" type="text"/>
Endpunkt	<input style="width: 90%;" type="text"/>	Abschnittlänge in m:	<input style="width: 90%;" type="text"/>

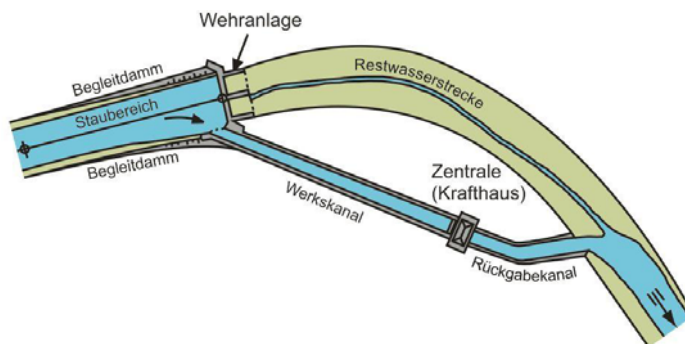
  

Gewässertyp	
Rhithral	silikatisch <input type="radio"/>
	karbonatisch <input type="radio"/>
	kiesiges Substrat <input type="radio"/>
Potamal	sandiges Substrat <input type="radio"/>
	lehmiges Substrat <input type="radio"/>
	organischesubstrat <input type="radio"/>

**Abbildung 29: Kopfteil des Erhebungsbogens (verändert nach ENGELS 2009)**

Zu Beginn der Kartierung werden einige allgemeine Angaben aufgenommen, auf denen die spätere Bewertung aufbaut. Die Angaben im Kopfteil des Erhebungsbogens dienen der Identifikation und Charakterisierung des Gewässerabschnitts und gehen nicht in die Bewertung ein.

- Der *Gewässername* und der *Gewässerabschnitt* sind notwendige Informationen, um jedem kartierten Abschnitt eindeutig zu kennzeichnen, die Bewertung den richtigen Abschnitten zuzuordnen und eine Datenhaltung zu ermöglichen.
- Das *Aufnahmedatum* und der *Bearbeiter* beziehen sich auf die Erhebung im Gelände. Beide Informationen sind für evt. später auftauchende Rückfragen oder Vergleiche mit anderen Erhebungen von Bedeutung.
- *Startpunkt* und *Endpunkt* des Kartierabschnitts werden als Rechts- und Hochwerte der Gauß-Krüger Koordinaten angegeben. Der Start und Endpunkt eines Kartierabschnittes werden dabei immer in Fließrichtung betrachtet. In der Regel sollten Gauss-Krüger Koordinaten verwendet werden.
- Im Feld *Restwasserstrecke* wird vermerkt, ob sich der kartierte Abschnitt in einer Restwasserstrecke einer Wasserkraftanlage befindet. Dies ist relevant, um eventuell vorhandene Strukturdefizite infolge der verminderten und künstlichen Wasserführung zu erklären.



**Abbildung 30: Skizze eines Ausleitungskraftwerks (verändert nach GIESECKE & MOSONYI 2009)**

- Der *mittlere Abfluss MQ* eines Gewässers sowie der *aktuelle Abfluss zum Zeitpunkt der Kartierung* können über hydrologische Jahrbücher, telefonisch oder im Internet über die jeweiligen zuständigen

Stellen ermittelt werden.<sup>4</sup> Der Abfluss sollte generell im Bereich des MQ liegen, um eine aussagekräftige Kartierung zu ermöglichen. Der *Pegel* gibt an, an welcher Stelle im Gewässer und in welcher Entfernung vom Kartierabschnitt der aktuelle und der mittlere Abfluss ermittelt wurden.

- Die *Gewässerbreite [m]* bezieht sich auf die durchschnittliche Gewässerbreite im Kartierabschnitt und kann abgeschätzt werden oder gegebenenfalls aus mittels GIS oder Luft- und Satellitenbildern ermittelt werden. Sie dient nur zu Größeneinteilung des Gewässers.
- Das *Gefälle* der Sohle (in Promille) ist für die Einordnung des Gewässertyps maßgeblich. Das Gefälle kann aus evtl. vorhandenen Längsschnitten entnommen, vor der Kartierung z.B. über GoogleEarth™ (<http://earth.google.com>) ermittelt oder bei den zuständigen Behörden erfragt werden.

- Die *Abschnittslänge* gibt die Länge der kartierten Gewässerstrecke zwischen Start- und Endpunkt an. Die Länge der Gewässerabschnitte ist abhängig von der Breite des Gewässers und der homogenen Ausbildung. Die korrekte Bewertung einiger Parameter ist abhängig von der Beurteilung ausreichend langer Gewässerabschnitte. Für schmale bis mittelgroße Fließgewässer sollten die Abschnittslängen ca. 100 m betragen. Die empfohlenen Abschnittslängen dienen als Richtwerte. Grundsätzlich müssen die Abschnittsgrenzen nach morphologischen Gesichtspunkten sinnvoll und möglichst gleichmäßig eingeteilt werden. Abschnittsgrenzen können z.B. bei einem Typenwechsel oder am Beginn einer Renaturierungsstrecke eingefügt werden.

Durchschnittliche Gewässerbreite	Empfohlene Abschnittslänge
< 1 m	50 m
1 - 40 m	100 m
> 40m	500 m

- Um den *Gewässertyp* zu bestimmen, ist festzustellen, ob es sich um ein Gewässer des Rhithrals oder des Potamals handelt. Ist diese Einteilung für das zu kartierende Gewässer nicht bekannt kann die Unterscheidung nach Tabelle 10 (DWA 2010) anhand der Gewässerbreite und dem Gefälle erfolgen.

**Tabelle 10: Fließgewässerzonierung nach ILLIES (1961) und HUET (1949)**

Region	Gefälle [%] für Gewässerbreiten von				
	< 1 m	1-5 m	5-25 m	25-100 m	>100 m
Rhithral	> 1,25	> 0,3	> 0,2	> 0,125	> 0,075
Potamal	-	< 0,3	< 0,2	< 0,125	< 0,075

Bei Fließgewässern des Rhithrals erfolgt eine weitere Unterscheidung in silikatisch und karbonatisch (vgl. Kapitel 3.2.7). Die Unterteilung dieser beiden Gewässertypen erfolgt mit Hilfe geologischer Karten des Einzugsgebiets oder auf Grundlage bestehender Gewässertypisierungen, z.B. der Einteilung biozönotisch bedeutsamer Fließgewässertypen Deutschlands der LAWA. (FLIESSGEWAESSERBEWERTUNG 2010) Fließgewässer des Potamals werden nach ihrem Substrat in die verschiedenen Korngrößenfraktionen Kies, Sand und Lehm sowie in Gewässern mit organischem

---

<sup>4</sup> in Baden-Württemberg sind Abflussdaten z.B. auf der Seite der Hochwasservorhersagezentrale der LUBW verfügbar: <http://www.hvz.baden-wuerttemberg.de/>

Substrat eingeteilt (vgl. Abbildung 33). Grundlage dieser Einteilung ist das potenziell natürliche Sohlensubstrat. Substrate mit einem Korndurchmesser  $> 2$  mm gehören zur Korngrößenfraktion Kies und Substrate mit mittleren Korndurchmessern von 0.02 bis 2 mm sind der Korngrößenfraktion Sand zuzuordnen. Fließgewässer in Lössgebieten oder mit mineralischen Sohlensubstraten mit Korndurchmessern unter 0.02 mm gehören zur Korngrößenfraktion Lehm. Fließgewässer mit organischem Substrat zeichnen sich durch sehr geringe Fließgeschwindigkeiten und einem Sohlensubstrat aus vorwiegend organischem Material z.B. Falllaub oder Totholz aus. Als Grundlage für die Einteilung kann die „Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“ dienen (FLIESSGEWÄSSERBEWERTUNG 2010) (ENGELS 2009).

## 5.2 Strukturvielfalt

Das entwickelte Verfahren ist modular aufgebaut (vgl. Abbildung 24). Das Modul *Strukturvielfalt* wird entsprechend der Beschreibung des Referenzzustandes (vgl. Kapitel 4.2.2.1) in folgende sechs räumlich abgegrenzte Teilbereiche unterteilt:

- Querprofil
- Sohle und Wasserkörper
- Böschungsfuß links, rechts
- Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland links, rechts

In Abbildung 31 ist der Teil des Erhebungsbogens für das Modul *Strukturvielfalt* dargestellt.

**(A) Strukturvielfalt** Hinweis: alle Kästchen möglicher Merkmalsausprägungen ankreuzen

(A.1) Querprofil

**Profiltyp**

Naturprofil oder naturnahes Profil  Regelprofil mit naturnaher "Überlagerung"  Regelprofil mit Vollausbau  variierendes Profil  Regelprofil mit offener Sohle

(A.2) Sohle und Wasserkörper

Substratdiversität, Tiefenvarianz und Strömungsdiversität				Substrattyp		Sohlverbau		Sohlstrukturen	
Substratdiversität	Tiefenvarianz	Strömungsdiversität	varianz	diversität					
sehr groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		Schlamm	<input type="checkbox"/>	kein Sohlverbau	<input type="checkbox"/>	Schnellen, Pools, häufig <input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		Ton, Schluff, Lehm	<input type="checkbox"/>	Teilverbau mit Substratbedeckung	<input type="checkbox"/>	Kehrwasser, Rampen, mehrfach <input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		Sand	<input type="checkbox"/>	lückiger Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>	Wurzelflächen, vereinzelt <input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		Kies, Schotter	<input type="checkbox"/>	massiver Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend) oder lückiger Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>	Tiefriinnen, Kolke, Makrophytenpolster, Kaskaden, Inseln, Längs- und Querbänke
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		kein Sohlsubstrat	<input type="checkbox"/>	massiver Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>	keine

(A.3) Böschungsfuß

Verbau des Böschungsfußes										
	kein Verbau		Lebendverbau		Steinschüttung, Steinwurf		Fugenverbau, Böschungsrasen		Glattverbau	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Breitenvarianz	
	L R
sehr groß	<input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

Strukturen am Böschungsfuß	
	L R
Baumumlauf, Sturz/ Prallbaum, Unterstand, Holzansammlung, Ufersporn/-abbruch, Nistwand, direkt über dem Wasser hängende Zweige, Wurzeln über/ unter Wasser, leitbildkonforme Ersatzstrukturen	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>

Übergangzone	
	L R
durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/>
halb-durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/>
mehrfach vorhanden	<input type="checkbox"/>
vereinzelt vorhanden	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>

(A.4) Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland

Uferverbau										
	kein Verbau		Lebendverbau		Steinschüttung, Steinwurf		Fugenverbau, Böschungsrasen		Glattverbau	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50 %	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Struktur der Vegetation	
	L R
> 3 Bestandsschichten	komplex <input type="checkbox"/>
3 Bestandsschichten	mäßig <input type="checkbox"/>
2 Bestandsschichten	einfach <input type="checkbox"/>
1 Bestandsschicht	einförmig <input type="checkbox"/>
keine Ufervegetation	<input type="checkbox"/>

Uferstreifen									
	> 10m		5 - 10m		< 5m		nicht vorhanden		
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts	
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
10-50 %	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
kein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

Gehölzstreifen	
	L R
durchgehender Gehölzstreifen	<input type="checkbox"/>
teilweise durchgehender Gehölzstreifen	<input type="checkbox"/>
einzelne Gruppen o. regelmäßige Anordnung	<input type="checkbox"/>
vereinzelte Gehölze	<input type="checkbox"/>
keine Gehölze	<input type="checkbox"/>

Bodenständigkeit der Ufervegetation								
	Bodenständige Gehölze, Röhricht, gewässertypische Hochstaudenfluren		Andere Gehölze (außer Nadelbäume), Nitrophytenfluren		Neophytenfluren, Nadelbäume, Scherrasen, nicht-heimische Zierpflanzen		keine Vegetation	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abbildung 31: Ausschnitt aus dem Erhebungsbogen für das Modul *Strukturvielfalt*

### 5.2.1 Querprofil

Der Teilbereich *Querprofil* besteht nur aus dem Parameter *Profiltyp*. Der *Profiltyp* stellt einen einfach zu erfassenden Indikator für den wesentlichen morphologischen Zustand des Gewässerbettes dar (SCHOLZ&BOOTH 2001).

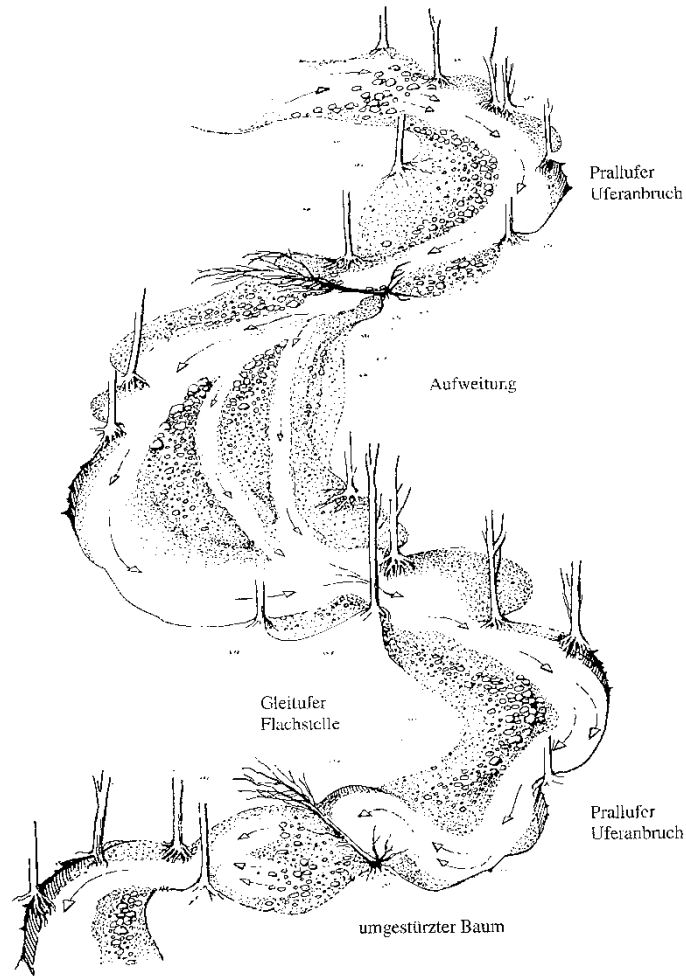
- *Profiltyp*

Durch die Erfassung dieses Indikators wird der Gewässerabschnitt generalisiert beschrieben und vermittelt einen Überblick über den Zustand des Gewässerabschnitts (ZUMBROICH 1999). Mit steigendem Ausbaugrad eines Querprofils sinkt die topographische Diversität und damit die hydraulische und morphologische Vielfalt (vgl. Kapitel 3.1.1). Die Ausprägungen dieses Parameters erfolgt in 5 Abstufungen von einem Naturprofil bis hin zu einem voll ausgebauten Regelprofil (MIETHANER 2007). Da es vom Fließgewässertyp abhängt, ob z.B. ein Kastenprofil besser zu bewerten ist als ein Trapezprofil, wird nicht zwischen verschiedenen Regelprofil-Typen unterschieden, sondern nur zwischen Regelprofilen mit Vollausbau, mit offener Sohle und mit naturnaher Überlagerung (vgl. Anhang).

### 5.2.2 Sohle und Wasserkörper

Der Bereich *Sohle und Wasserkörper* lässt sich in Parameter, die die Sohle charakterisieren und Parameter, die den Wasserkörper charakterisieren, unterteilen. Da sich die Strukturvielfalt von Sohle und Wasserkörper gegenseitig beeinflussen, werden sie zu einem Teilbereich zusammengefasst.

Anthropogene Beeinflussungen tragen häufig dazu bei, dass das natürliche Geschiebeverhalten gestört ist. Es ist davon auszugehen, dass nahezu alle Eingriffe des Menschen in den natürlichen Geschiebehaushalt wasserbauliche Folgemaßnahmen verursachen (PATT ET AL. 2009). Der Beurteilung des Geschiebeverhaltens kommt daher eine wichtige Bedeutung zu (vgl. Kapitel 3.1.1). Als Indikator kann u. a. die Morphologie der Sohle dienen die zudem selbst ein wichtiges Qualitätskriterium für den ökologischen Zustand eines Gewässers darstellt. Unabhängig vom Zustand der Ufer und des Umlandes bietet ein Sohlensubstrat mit natürlicher Verteilung vielfältige Sohlstrukturen und zahlreiche Lebensräume. In einem naturnahen Gewässer variieren Substrateigenschaften, Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefen des Gewässerbetts kleinräumig (vgl. Kapitel 3.1.1). Dies erlaubt die Besiedlung mit gewässertypischen Lebensgemeinschaften. SCHWEVERS & ADAM (1999) haben die (z.B. beim LAWA-Vor-Ort-Verfahren erfassten) Indikatoren und Parameter „Strömungsdiversität“, „Substratdiversität“, „Tiefenvarianz“ und „Besondere Sohlstrukturen“ als entscheidende Einflussgrößen für die Zusammensetzung bzw. Verarmung von Fischzönosen ausgemacht. Für das Makrozoobenthos spielt die Substratdiversität eine große Rolle, da die meisten Arten auf bestimmte Choriotope spezialisiert sind. Eine kleinräumige, heterogene Verteilung ermöglicht eine hohe Artenvielfalt. Das Vorhandensein bestimmter Sohlstrukturen und Mesohabitate (Pool, Riffle) ist Voraussetzung für das Vorkommen spezieller Lebensgemeinschaften (vgl. HÜTTE 2000, JUNGWIRTH ET AL. 2003). Einige Beispiele für die Strukturvielfalt von Sohle und Ufer sind exemplarisch am Beispiel eines naturnahen Aue Bergbaches in Abbildung 32 dargestellt.



**Abbildung 32: Strukturvielfalt in einem naturnahen Aue Bergbach (PATT ET AL. 2010)**

Im Wasserkörper führt eine strukturreiche Sohle gemeinsam mit anderen Einflussfaktoren zu wechselnden Strömungsbedingungen. Dieser Bereich dient vielen Fischen mit unterschiedlichen Anforderungen an ihre Umwelt als Lebensraum. Bereiche mit unterschiedlichen Strömungsbedingungen können häufig direkt über die Struktur der Wasseroberfläche (glatt oder gewellt) ermittelt werden. Vertikale Veränderungen der Strömung sind nicht direkt sichtbar. Sie hängen von der von der Tiefe und Linienführung des Fließweges ab. Das bedeutet, dass variierende Gewässertiefen und/oder kurvenreiche oder verästelte Verläufe ein abwechslungsreiches Strömungsmuster bewirken.

- *Substrattyp*

Das *Substrat* bedeckt die Sohle, Material, Größe, Diversität und Lagerungsdichte des Substrats bestimmen das Angebot an Lebensräumen in und auf der Sohle. Benthosorganismen und bodenorientierte Fische sind an standorttypische Substrattypen angepasst. Wenn sich die Zusammensetzung des Substrats ändert, gehen viele Lebensräume verloren und das Artenspektrum verkleinert sich (ENGELS 2009). Über das vorherrschende Sohlensubstrat und dessen Diversität und Dynamik im Vergleich zum natürlichen Sohlensubstrat können Rückschlüsse auf die Natürlichkeit des Geschiebehaltages getroffen werden (vgl. Kapitel 3.1.1.3). Der vorherrschende Substrattyp wird in Bezug zum natürlichen Sohlensubstrat bewertet. Die Substrattypen werden entsprechend ihrer Korngröße eingeteilt. Abbildung 33 gibt einen Überblick über die Korngrößenverteilung der verschiedenen Substrattypen.



- *Substratdiversität*

Die *Substratdiversität* gibt Auskunft über die räumliche Verteilung und das Ausmaß der Korngrößenzusammensetzung im Kartierabschnitt. Die Vielfalt der Substrattypen in einem Gewässerabschnitt bestimmt u.a. wie groß das Spektrum an Sohlenbiotopen als Voraussetzung für die Artenvielfalt ist (LAWA 2000). Zu den verschiedenen Sohlsubstraten gehören Fels, Blöcke, Steine/Schotter, Kies, organisches Material, Sand und feinere Fraktionen (vgl. Abbildung 33). Bei Gewässern, die natürlicherweise ein kleines Kornspektrum (z.B. Sandgewässer) besitzen, ist ein häufiger lokaler Wechsel zwischen zwei Kornklassen (z.B. Sand und Schlamm) als „groß“ einzustufen. In urbanen Gebieten können die Substrattypen sehr kleinräumig wechseln, so dass die Einzelfläche keine Mindestgröße abdecken muss.

- *Sohlstrukturen*

Die *Anzahl der Sohlstrukturen* ist ein wichtiger Parameter für die räumliche Differenzierung im Gewässerbett. In naturnahen Gewässern bildet sich eine charakteristische Abfolge von Kolken, Furten und Bänken aus, die sich durch Erosions- und Sedimentationsprozesse gegenseitig bedingen. Zu den Sohlstrukturen zählen (MIETHANER 2007, SCHERLE 1999, PATT 2009):

- Schnellen,
- Pools,
- Kehrwasser,
- Flachwasser,
- Wurzelflächen,
- Tiefrinnen,
- Kolke,
- Makrophytenpolster,
- Kaskaden,
- Inseln,
- Längs- und Querbänke.

Anthropogene Sohlstrukturen wie Raue Rampen oder Sohlgleiten mit natürlichem Substrat können erhöhen den Strukturreichtum einer veränderten Sohle wieder erhöhen und werden bei der Bewertung dieses Merkmals mit berücksichtigt, unter der Voraussetzung, dass sie keine Wanderungsbarrieren darstellen.



Abbildung 33: Korngrößen der unterschiedlichen Substrattypen

- *Sohlverbau*

Eine flächenhafte Stabilisierung der Sohle wird als Sohlverbau bezeichnet. Ein Sohlverbau ist ein schwerwiegender Eingriff in die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers. Bei einem massiven Sohlverbau (z.B. durch Beton oder Asphalt) existieren keinerlei Sohlstrukturen und der Austausch zwischen Grundwasser und Flusswasser ist unterbunden. Dadurch geht der für viele Wassertiere lebenswichtige Lebensraum im Übergangsbereich von Fluss und Grundwasser, das hyporheische Interstitial verloren. Lückiger Sohlverbau z. B. mit Rasengittersteinen oder Steinschüttungen besitzt im Vergleich zum massiven Sohlverbau mehr Oberflächenstrukturen und ein Austausch mit dem Grundwasser ist teilweise möglich. Durch die Sohlstabilisierung fehlen Geschiebeumlagerungen, es kann zur Kolmation und zu einem Verlust des hyporheischen Interstitial als Lebensraum kommen. Sohlverbauungen stellen eine Wanderbarriere für Bentosorganismen dar (BUWAL 1998).

- *Strömungsdiversität*

Die Strömungsdiversität zeigt die bei allen Wasserständen hydraulisch, sedimentologisch und biologisch wirksame Differenzierung des Wasserkörpers und des Gewässerbettes an (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2002). Die Strömungsdiversität ist von verschiedenen Faktoren wie der Gewässerbreite und –größe, dem Gefälle, der Sohlenmorphologie oder dem Vorkommen verschiedener Strukturen abhängig bzw. steht in Wechselwirkung mit ihnen. Bei Gewässern mit einer großen Gefälle tritt das gesamte Spektrum von hohen bis geringen Fließgeschwindigkeiten auf, die Strömungsbilder wechseln im Quer- und im Längsprofil kleinräumig. Gewässer mit geringerem Gefälle zeichnen sich durch eine natürlicherweise kleinere Strömungsdiversität aus, die Strömungsbilder wechseln eher kleinräumig (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2002).

Erfasst wird die räumliche Differenzierung der Strömung, soweit sie bei mittleren Wasserständen optisch an der unterschiedlichen Struktur des Wasserspiegelbildes zu erkennen ist. Dazu kann die Wasserspiegeloberfläche in virtuelle Raster eingeteilt, die eine deutlich sichtbare unterschiedliche Oberflächenstruktur der Wasseroberfläche aufweisen.

- *Tiefenvarianz*

Erfasst werden die Häufigkeit und das Ausmaß des räumlichen Wechsels der Wassertiefen. Die *Tiefenvarianz* ist ein Parameter für die Breite des Biotopspektrums und die Anzahl an Mesohabitaten wie Pools und Riffle. In Wechselwirkung mit der Strömungs- und Substratdiversität stellt die Tiefenvarianz (ähnlich wie die Strömungsdiversität) einen wichtigen Parameter für den strukturellen Zustand des Gewässerbettes dar.

### 5.2.3 Böschungsfuß

Der *Böschungsfuß* beschreibt den Übergangsbereich zwischen Wasserspiegeloberfläche bei MQ und Ufer (vgl. Abbildung 26). Diesem Bereich kommt bei urbanen Fließgewässern eine besondere Bedeutung zu, da dieser auch bei beengten Platzverhältnissen struktureich gestaltet sein kann. So kann z.B. ein Gewässerabschnitt mit einem unverbauten oder nur mit einer Steinschüttung versehenen Böschungsfuß vor einer Ufermauer eine deutlich höhere Struktur- und Artenvielfalt aufweisen, als ein Abschnitt mit einer senkrechten Ufermauer, die das Gewässer kanalartig einengt (ENGELS 2009).

Ufersporne, Sturzbäume, Baumumläufe oder Abbruchkanten erhöhen z.B. die Strömungsvielfalt und sind maßgeblich an der Entstehung weiterer Bettstrukturen beteiligt (SCHERLE 1999). Besonders wichtig sind diese Strukturen im Bereich des Böschungsfußes, da hier terrestrische und aquatische Lebensräume unmit-

telbar miteinander verzahnt sind. Ein strukturreicher Verlauf der Uferlinie führt zu einer Breitenvarianz des Wasserspiegels, wodurch Bereiche mit unterschiedlicher Fließgeschwindigkeit entstehen. Die Ausbildung von Strukturen am Böschungsfuß ist nur möglich, wenn dieser nicht verbaut ist. (vgl. Kapitel 4.2.2.1). Der Böschungsfuß ist an beiden Gewässerseiten vorhanden. Alle Indikatoren, die den Böschungsfuß und die Uferböschungen/Umland betreffen, werden getrennt für die linke und rechte Gewässerseite erfasst. Die Angaben "links" und "rechts" beziehen sich immer auf die Sicht in Fließrichtung.

- *Verbau des Böschungsfuß*

Der Parameter *Verbau des Böschungsfußes* erfasst die verschiedenen Verbauarten sowie ihren jeweiligen Anteil am gesamten Böschungsfuß. Eine Verbauung des Böschungsfußes existiert bei vielen urbanen Gewässern, da sie die Seitenerosion verhindert und den Gewässerlauf fixiert. Glatte, undurchlässige Befestigungen (z.B. mit Beton, Mauerwerk) bieten weder Wasserinsekten, noch Landtieren, welche sich ihre Beute aus dem Gewässer holen, ausreichend Schutz. Fische können im Uferbereich keine Unterstandsmöglichkeiten finden. (BUWAL 1998) Des Weiteren werden durch Verbauungen des Böschungsfußes die Wechselwirkungen mit dem Grundwasser gestört und eine eigendynamische Entwicklung unterbrochen.

- *Strukturen am Böschungsfuß*

Uferstrukturen spielen eine große Rolle für die Fauna eines Fließgewässers. Unterstände, die durch Ufervegetation, Totholz oder Uferabbrüche geschaffen werden, sind von herausragender Bedeutung für die Fischfauna (JUNGWIRTH ET AL. 2003). Kleintiere benötigen bei Hochwasser Rückzugsräume die vor allem durch Baumwurzeln und Zwischenräume in grobem Substrat geschaffen werden. Ufersporne oder Sturzbäume erhöhen die Strömungsdiversität und sind maßgeblich an der Entstehung weiterer Bettstrukturen beteiligt (SCHERLE 1999). Besonders wichtig sind Strukturen am Böschungsfuß, da hier terrestrische und aquatische Lebensräume unmittelbar miteinander verzahnt sind und sie ein Indiz für die Eigendynamik eines Gewässers sind. Spielräume um zumindest kleinere Strukturen am Böschungsfuß zuzulassen existieren auch an urbanen Gewässern. Zu den Strukturen am Böschungsfuß gehören (LAWA 2000, BOITSIDIS & GURNELL, 2004):

- Baumumlauf,
- Sturz/Prallbaum,
- Unterstand,
- Holzansammlung,
- Ufersporn/-abbruch,
- Nistwand,
- überhängende Zweige, wenn sie bis nah an die Wasseroberfläche heran reichen,
- und Wurzeln über und unter dem Wasser.

Leitbildkonforme Ersatzstrukturen wie Baumreihen und Vorschüttungen vor senkrechten Ufermauern, können die Funktionen natürlicher Strukturen am Böschungsfuß übernehmen und werden bei der Bewertung dieses Merkmals berücksichtigt (vgl. JÜRGING & PATT 2005).

- *Breitenvarianz*

Ein wesentliches Strukturmerkmal natürlicher Fließgewässer sind die unterschiedlichen Breitenverhältnisse (PATT 2010). Die *Breitenvarianz* beschreibt die Variation der Breite des Wasserspiegels in

einem Abschnitt bei MQ, die trotz gleich bleibender Breite der Böschungsoberkante stark variieren kann. Die Breitenvarianz gibt Auskunft über die Verzahnung von Wasser und Land. Eine große Breitenvarianz hat bei gegebenen Randbedingungen eine hohe Artenzahl und -diversität zur Folge. (HÜTTE 2000) Untersuchungen an der Donau ergaben, dass die Zunahme der Breitenvarianz eine Zunahme der Artenzahl der Fische mit sich brachte (SCHIEMER 1991).

- *Vorhandensein einer Übergangszone*

Steile bzw. senkrechte Ufer entstehen natürlicherweise nur bei Gewässerbetten aus feinkörnigem, bindigen Material (SCHERLE 1999). An anderen Fließgewässern tritt ein regelmäßig überströmter Übergangsbereich am Böschungsfuß auf. An urbanen Gewässern steht meist nicht genug Platz für die Ausbildung flacher Naturufer am Böschungsfuß zur Verfügung. Umso bedeutender ist das Vorhandensein einer schmalen Übergangszone zwischen terrestrischen und aquatischen Lebensräumen, die die amphibische Zone bzw. Wechselwasserzone naturnaher Gewässer ersetzt.

Das Vorhandensein und die Ausdehnung eines semiaquatischen Bereiches werden mit dem Parameter *Vorhandensein einer Übergangszone* erfasst. Der Parameter ermöglicht eine Berücksichtigung schmaler Ufer in urbanen Gebieten, wo natürliche, flache Ufer aufgrund beengter Platzverhältnisse nicht möglich sind. Die Übergangszone sollte eine geringe Neigung haben und möglichst unverbaut sein.

#### 5.2.4 Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland

Oberhalb des *Böschungsfußes* befindet sich die Uferböschung, im Folgenden als Ufer bezeichnet, und das angrenzende Umland (vgl. Abbildung 26). *Ufer und angrenzendes Umland* erfüllen eine wichtige Funktion im Biotopverbundsystem, z.B. für Amphibien und Vogelarten und haben eine große Bedeutung für die Gewässerökologie (HÜTTE 2000). Bei Überflutungen erfolgt ein Stoffaustausch zwischen Gewässer und Land. Zudem fungieren sie als Pufferzone für Stoffeinträge und gegenüber der angrenzenden Nutzung. Uferstrukturen bieten Organismen Rückzugsräume und sind ein Indiz für die Eigendynamik des Gewässers. Sind Ufergehölze vorhanden, wird durch den Eintrag von Falllaub der Stoffhaushalt des Fließgewässers mitbestimmt. Zugleich wird das Gewässer durch Ufergehölze ganz oder teilweise beschattet, wodurch die Sonneneinstrahlung und damit auch die Wassertemperatur und das Pflanzenwachstum im Gewässer beeinflusst werden (BUWAL 1998).

Nur wenn die beidseitig angrenzenden Ufer nutzungsfrei, ausreichend breit sowie mit standorttypischer komplexer Vegetation strukturiert sind, erfüllen sie ihre Funktion. Auf Grund des geringen Platzangebots in urbanen Räumen ist bereits bei einem schmalen Uferstreifen ein erstrebenswerter Zustand erreicht. Für die Funktion des Gewässers als Biotopverbund kommt einem durchgängig ausgebildeten Gehölzstreifen eine besondere Bedeutung zu. Selbst wenn das Ufer vollständig verbaut ist, kann ein Gehölzstreifen an der Böschungsoberkante als Korridorbiotop dienen und trägt damit zur Strukturvielfalt und Naturnähe des Ufers und des angrenzenden Umlandes bei (vgl. Abbildung 34).



**Abbildung 34: Verbaute Ufer mit einem Gehölzstreifen an der Böschungsoberkante am Cheonggyecheon in Seoul (FRISKE 2009).**

- *Gehölzstreifen*

Natürlicherweise sind die Ufer eines Fließgewässers mit Bäumen bestanden. Diese sorgen vor allem bei kleineren Gewässern für eine Beschattung und Nahrungseintrag durch Falllaub. Die durchgängige Anordnung der Gehölzvegetation bestimmt die Biotopverbundfunktion des *Gehölzstreifens* am Ufer (MIETHANER 2007).

Bei der Erfassung und Bewertung des Gehölzstreifens werden auch Gehölze des unmittelbar angrenzenden Umlandes berücksichtigt. Dabei können Gewässer und Umland z.B. durch eine Ufermauer Ufermauern getrennt sein.

- *Uferverbau*

Der *Uferverbau* wird ebenso bewertet wie der Verbau des Böschungsfußes. Er bezieht sich auf den Bereich der Uferböschung zwischen Mittelwasser und Böschungsoberkante (vgl. Abbildung 26) und erfasst die verschiedenen Verbauarten sowie ihren jeweiligen Anteil an der gesamten Uferböschung. Gewässerabschnitte mit verbauten Ufern stellen die klassischen „Stadtbäche“ dar. Der Lebensraum des Ufers, sowie die Biotopverbundfunktion fehlen bei verbauten Ufern vollständig. Aus ästhetischen Gründen wird der Uferverbau häufig mit Zierpflanzen verdeckt oder als Böschungsrasen angelegt. Diese „gewässerkosmetischen Maßnahmen“ können die ökologischen Anforderungen nicht erfüllen und werden negativ bewertet.

- *Strukturen der Vegetation*

Ein komplexer Aufbau der Ufervegetation erfüllt verschiedene ökologische Funktionen. Diese Strukturen werden von adulten Insekten z.B. für die Überwinterung und als Leitstruktur genutzt. (PODRAZA & HALLE 2005) Des Weiteren sind mehrschichtige Bestände bedeutend für eine artenreiche Vogelbesiedlung und die Biotopverbundfunktion. (KARTHAUS 1989) Die Erfassung des Indikators Struktur der Vegetation wird analog zum URS Verfahren über das Vorkommen und die Anzahl an Bestandsschich-

ten erfasst (BOITSIDIS & GURNELL 2004, BOITSIDIS ET AL. 2006). Eine weitere Kategorie wurde ergänzt (3 Bestandsschichten „mäßig“). Die Bestandsschichten können nach der Wuchshöhe unterschieden werden in Mooschicht, Krautschicht, Strauchschicht und Baumschicht sowie gegebenenfalls jeweils in eine niedrige und eine hohe Schicht.

- *Bodenständigkeit der Ufervegetation*

Der Parameter *Bodenständigkeit der Ufervegetation* beschreibt, inwieweit die vorhandene Vegetation auf der Uferböschung standorttypisch ist. Dies ist relevant, da nur standorttypische Pflanzen die notwendigen ökologischen Funktionen erfüllen und die Ufer gegen Erosion stabilisieren. Zudem dient die gewässertypische Vegetation als Nahrungsquelle für Benthosorganismen. Standortfremde Vegetation, z.B. Nadelbäume, liefern z.B. kein Falllaub, das den Gewässerorganismen als NAHRUNG DIENT (MIETHANER 2007). Einige Neophytenarten, wie z.B. der Japanische Staudenknöterich, sind sehr konkurrenzstark und verdrängen Bestände einheimischer Pflanzen. Die Wurzeln dieser Arten sind jedoch nicht in der Lage, die Uferböschungen zu stabilisieren, sodass es bei Hochwasser zur Böschungserosion kommen kann (JÜRGING & PATT 2005).



**Abbildung 35: Qualität verschiedener Gehölzarten für aquatische Wirbellose (Nahrungs- und Habitatangebot des Falllaubs) (JÜRGING & PATT 2005).**

- *Uferstreifen*

Der *Uferstreifen* beginnt an der Böschungsoberkante und ist dem unmittelbar angrenzenden Umland zuzuordnen (vgl. Abbildung 26). Unter Uferstreifen werden gewässerbegleitende Flächen ohne oder mit extensiver Nutzung verstanden. Es werden die Ausdehnung und die Ausprägung des Uferstreifens erfasst. Der Uferstreifen endet, sobald sich eine Fläche mit Nutzung anschließt. Zusätzlich wird der Streckenanteil berücksichtigt. Uferstreifen sollen nach DVWK (1997) Teile der Funktion von Auwäldern übernehmen, d.h. sie sind bedeutend für die Gewässerdynamik, -struktur und -biologie, als Stoff- und klimatische Pufferzone, für das Landschaftsbild und den Erholungswert eines Fließgewässers. In Bezug auf den formulierten Referenzzustand sind sie ein wichtiger Beitrag zum Biotopverbund. In der Literatur wird meist eine Mindestbreite von (gehölzbewachsenen) Uferstreifen von fünf Metern gefor-

dert (JEDICKE 1994, BUWAL 1998, DVWK 1998). In Zonen hohen Nutzungsdrucks (v. a. Innenstadt) sind keine oder nur sehr schmale Saumstreifen möglich. Um den eingeschränkten Möglichkeiten dort Rechnung zu tragen, werden auch schmale Saumstreifen erfasst und in der Bewertung berücksichtigt werden.

### 5.3 Aquatische Durchgängigkeit

Die Fragmentierung von Fließgewässern bewirkt eine Unterbrechung der Wanderkorridore mit nachhaltigen Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften (DUMONT ET AL. 2005). Die Durchgängigkeit eines Fließgewässers kann, wie bereits in Kapitel 4.2.2.1 beschrieben auf verschiedene Art und Weise unterbrochen werden. Um beurteilen zu können, ob eine Gewässerstrecke für aquatische Organismen durchgängig ist, müssen die hydraulische Werte eines Abschnittes erfasst und möglicher Hindernisse identifiziert werden. Dazu werden folgende Parameter verwendet:

- Mindestwassertiefe im Abschnitt
- Maximale Fließgeschwindigkeit im Abschnitt
- Vorhandene Querbauwerke
- Vorhandene Rückstaubereiche
- Vorhandene Verrohrung/Durchlässe
- Anbindung von Nebengewässern

Die Bewertung der erfassten Ausprägungen erfolgt unterschiedlich für die beiden Tiergruppen Makrozoobenthos und Fische. Die Zuordnung zu den einzelnen Tiergruppen erfolgt nach folgender Einteilung:

- **Makrozoobenthos:** Zum Makrozoobenthos (MZB) gehören alle mit dem bloßen Auge sichtbaren und in der Gewässersohle bzw. im Interstitial lebenden Gewässerorganismen. Das Makrozoobenthos benötigt eine ausreichende Substratauflage im Gewässerbett und eine hindernisfreie Sohle.
- **Fische:** Zu dieser Gruppe gehören alle Fische, unabhängig ihres Alters oder der Fischart. Fische unterscheiden sich je nach Art und Entwicklungsstadium bezüglich ihres Wachstums, ihres Verhaltens und ihrer Leistungsfähigkeit. Ob eine urbane Gewässertrecke für Fische passierbar ist, hängt von den hydraulischen und geometrischen Gegebenheiten ab. Die autochthone Fischfauna definiert die zur Beurteilung der Passierbarkeit benötigten Grenzwerte. Für die Beurteilung der ausreichenden Wassertiefe ist die Fischart mit der größten Rückenhöhe entscheidend, für die Beurteilung der maximalen Geschwindigkeit die leistungsschwächste Fischart.

Die Erfassung der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit bezieht sich grundsätzlich auf den Wanderkorridor. Ein Wanderkorridor ist ein idealisierter Raum, in dem die Voraussetzungen erfüllt sind, dass sich alle Fische orientieren und gegen die Strömung anschwimmen können (DWA 2010). Der Wanderkorridor erstreckt sich über die gesamte urbane Gewässertrecke und verbindet die unterstrom und oberstrom gelegenen Gewässerabschnitte. Die in diesem Kapitel angegebenen Grenzwerte (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 12) stammen aus der Fachliteratur und aus Empfehlungen von Fischereibiologen.

Da es allein auf Basis einer visuellen Beurteilung nicht möglich ist, die Einhaltung der Mindestwerte an allen Stellen im Wanderkorridor zu überprüfen werden hier vereinfacht die mittleren Wassertiefen und Geschwindigkeiten in einem Abschnitt zur Beurteilung herangezogen.



Die hier verwendeten Grenzwerte unterscheiden sich von Grenzwerten die für den Bau von Fischaufstiegsanlagen verwendet werden, da die zu passierende Strecke i. d. R. länger ist und zudem nur die mittleren Werte verwendet werden.

Der Teil des Erhebungsbogens zur Erfassung des Moduls *Aquatische Durchgängigkeit* ist in folgender Abbildung 36 dargestellt.

<b>(B) Aquatische Durchgängigkeit</b>				
<b>Querbauwerke</b> Hinweis: jeweils die Anzahl der Querbauwerke eintragen				
uneingeschränkt durchgängig	kein Querbauwerk			<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>Querbauwerk mit <math>dh &lt; 0,2</math> m</li> <li>funktionierende Fischaufstiegsanlage</li> <li>raue Rampe oder Gleiten mit Einhaltung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts)</li> </ul>			<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>Querbauwerk mit <math>dh &gt; 0,2</math> m</li> <li>nicht funktionierende Fischaufstiegsanlage</li> <li>raue Rampe oder Gleite mit Unter- bzw. Überschreitung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts)</li> </ul>			<input type="checkbox"/>

Läng der Rampe/Gleite	Rhithal	Potamal
bis 5 m	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,75$	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,4$
bis 10 m	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,5$	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,25$
> 10 m	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1$	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 0,9$
alle Längen	$y_m > 0,45$	$y_m > 0,6$

<b>Rückstaubereich</b>		Hinweis: jeweils Anzahl der Rückstaubereiche eintragen	
		Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	kein Rückstaubereich	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	mit $v_m > 0,3 \text{ m/s}$	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	mit $v_m < 0,3 \text{ m/s}$	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

<b>Verrohrung/Durchlass</b>		Hinweis: Einfachauswahl. Anzahl der Verrohrungen/Durchlässe eintragen	
		Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	keine Verrohrung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	Substratauflage und Einhaltung der Grenzwerte für Wassertiefe und Fließgeschw. (s. obige Tabelle)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	keine Substratauflage und/oder keine Einhaltung der Grenzwerte	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

<b>Anbindung Nebengewässer</b>		Hinweis: jeweils die Anzahl der einmündenden Nebengewässer eintragen	
		Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	kein Nebengewässer	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Strukturklasse des Nebengewässers: sehr gut-bis gut, Einmündung: spitzwinklig und höhengleich	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	Strukturklasse des Nebengewässers: gut-mäßig, Einmündung: spitzwinklig oder rechtwinklig, max. Absturzhöhe s. rechts	<input type="checkbox"/>	Absturzhöhe: < dh 0,2 m <input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	Strukturklasse des Nebengewässers: unbefriedigend-schlecht, Einmündung: nicht spitzwinklig oder rechtwinklig, max. Absturzhöhe überschritten	<input type="checkbox"/>	Absturzhöhe: > dh 0,2 m <input type="checkbox"/>

<b>Wassertiefe</b>		Hinweis: Einfachauswahl	
min.Wassertiefe im Talweg im flachsten Bereich des Gewässerabschnitts		Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	MZB: > 0,1m Fische Rhithal: > 0,45 m Fische Potamal: > 0,6 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	MZB: trocken gefallen Fische Rhithal: < 0,45 m Fische Potamal: < 0,6 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

<b>Fließgeschwindigkeit</b>		Hinweis: Einfachauswahl	
mittlere Fließgeschwindigkeit im Stromstrich		Makrozoobenthos und Fische	
uneingeschränkt durchgängig	Rhithal: 0,3 - 1 m/s Potamal: 0,2 - 0,9m/s	<input type="checkbox"/>	
nicht durchgängig	Rhithal: < 0,3 - > 1 m/s Potamal: < 0,2 - > 0,9m/s	<input type="checkbox"/>	

Abbildung 36: Ausschnitt des Erhebungsbogen für das Modul *Aquatische Durchgängigkeit*

• *Wassertiefe*

Bei diesem Parameter wird die *minimale Wassertiefe* aufgenommen, die im Talweg auftritt. Für eine sichere Wanderung innerhalb des Wasserkörpers bedarf es eines ausreichenden Abstandes sowohl zur Wasseroberfläche als auch zur Sohle. Fische benötigen daher eine Mindestwassertiefe im Wanderkorridor (DWA 2010).

Das Makrozoobenthos lebt in der Gewässersohle. Ein Gewässerabschnitt ist für diese Tiergruppe auch bei sehr geringen Wassertiefen durchgängig. Die Grenze zwischen uneingeschränkter und eingeschränkter Durchgängigkeit wird für das Makrozoobenthos bei 10 cm festgelegt. Fällt ein Gewässerabschnitt trocken, ist er für die Lebewesen an der Sohle nicht mehr passierbar.

Ausschlaggebend für die Beurteilung der Mindestwassertiefe muss der Fisch mit der höchsten Rückenlänge der autochthonen Fischfauna sein. Da Fische eine minimale Wassertiefe von mindestens

2,5-mal ihrer Rückenhöhe benötigen (DWA 2010), sollte die Erfassung und Bewertung dieses Parameters auf diesen Werten basieren.

Falls die autochthone Fischfauna nicht ermittelt werden kann, sollten die folgenden Grenzwerte berücksichtigt werden (vgl. Tabelle 11). Für die dargestellten Grenzwerte wurde auf relevante Fischmaße der größten Vertreter, der im Rhitral und Potamal vorkommenden Arten zurückgegriffen (DWA 2010). Sind Vorkommen von Wels und Stör an einem Abschnitt bekannt, muss die Einstufung in die Durchgängigkeitsklassen verändert werden. Welse benötigen eine minimale Wassertiefe von 0,88 m; Störe von 1,28 m (DWA 2010).

**Tabelle 11: Grenzwerte der Mindestwassertiefe**

Durchgängigkeitsklasse	Makrozoobenthos	Rhitral (Fische)	Potamal (Fische)
uneingeschränkt durchgängig	> 0,1 m	> 0,45 m	> 0,6 m
nicht durchgängig	trocken gefallen	< 0,45 m	< 0,6 m

- *Fließgeschwindigkeit*

Die *Fließgeschwindigkeit* und ihre Variabilität korrespondieren mit den physischen Ansprüchen bzw. mit dem Leistungsvermögen der standortspezifischen Fische und Wirbellosen (MUNLV 2005). Für die Durchwanderbarkeit eines Gewässerabschnitts ist es entscheidend, ob ein Wanderkorridor vorhanden ist, in dem spezifische minimale und maximalen Fließgeschwindigkeiten nicht über- bzw. unterschritten werden.

Ausschlaggebend für die Beurteilung der maximal zu tolerierenden Geschwindigkeiten ist der leistungsschwächste Fisch der autochthonen Fischfauna. Zudem muss die Länge der zu passierenden Strecke betrachtet werden.

Die rheoaktive Geschwindigkeit von Fischen ist art- und größenabhängig und eine Beurteilung dieser muss wiederum in Abhängigkeit der autochthonen Fischfauna erfolgen (DWA 2010). Entsprechende Grenzwerte sind in der Fachliteratur zu finden (DWA 2010, BAUHAUS UNIVERSITÄT WEIMAR 2010).

Falls die autochthone Fischfauna nicht ermittelt werden kann, sind die folgenden Grenzwerte (vgl. Tabelle 12) der Erfassung und Bewertung zugrunde zu legen (DWA 2010).

**Tabelle 12: Grenzwerte der Fließgeschwindigkeit für die Beurteilung der aquatischen Durchgängigkeit**

Durchgängigkeitsklasse	Rhitral (MZB und Fische)	Potamal (MZB und Fische)
uneingeschränkt durchgängig	0,3 m/s – 1 m/s	0,2 m/s – 0,9 m/s
nicht durchgängig	< 0,3 m/s > 1 m/s	< 0,2 m/s > 0,9 m/s

- *Querbauwerke*

Querbauwerke sind die offensichtlichsten Wanderungsbarrieren in Fließgewässern und stellen einen Indikator der aquatischen Durchgängigkeit dar. Es wird die Anzahl der erfassten Querbauwerke in einem Abschnitt vermerkt und für jede Tiergruppe die Durchgängigkeit erfasst.

Zu den Querbauwerken zählen die nach DIN 4047 Teil 5 (1994) definierten Sohlenbauwerke sowie Regelungsbauwerke, Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken. Zu den Regelungsbauwerken zählen alle Wehre, Schütze und Klappen die zur Regelung des Wasserstandes/Durchflusses dienen. Es werden alle Hindernisse erfasst die quer zur Fließrichtung und über die ganze Breite des Gewässers angeordnet sind.

Bei Sohlrampen- und gleiten ist die Durchgängigkeit nur gegeben, wenn die in Tabelle 13 dargestellten geometrischen und hydraulischen Grenzwerte für die autochthone Fischfauna eingehalten werden.

**Tabelle 13: Hydraulische und geometrische Grenzwerte für Sohlrampen und -gleiten in Abhängigkeit der Länge (verändert nach DWA 2010).**

Länge der Rampe/ Gleite	Rhital	Potamal
bis ca. 5 m	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1,75 \text{ m/s}$	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1,4 \text{ m/s}$
bis ca. 10 m	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1,5 \text{ m/s}$	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1,25 \text{ m/s}$
> 10 m	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1 \text{ m/s}$	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 0,9 \text{ m/s}$
alle Längen	$y_{\min} > 0,45$	$y_{\min} > 0,6 \text{ m}$

Ein Sprungvermögen, um Hindernisse im Sprung zu überwinden ist bei nur einzelnen Fischarten, wie z.B. Salmoniden und rheophilen Cypriniden nachgewiesen (DWA 2000). Basierend auf Empfehlungen von Fischereibiologen (ADAM 2010) wird die maximale Höhe für ein passierbares Querbauwerks auf 0,2 m festgelegt.

Ist eine funktionierende Fischaufstiegsanlage (Auffindbarkeit und Passierbarkeit müssen gegeben sein) vorhanden, wird anstelle des Querbauwerks die Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage bewertet. Die Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegsanlagen ist von vielen Faktoren abhängig und sollte auf Basis der Fachliteratur erfolgen (MUNLV 2005, DWA 2010).

- *Rückstaubereiche*

Rück- bzw. Aufstaubereiche in einem Fließgewässer verändern u. a. Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Sauerstoffhaushalt, Temperatur und Geschiebehaushalt. Damit verändern sie die Lebensbedingungen der aquatischen Lebensgemeinschaften. Viele Organismen sind z.B. auf die Sauerstoffversorgung durch das strömende Wasser angewiesen. Dies kann zu einer Verschlammung der Sohle und damit zu einer Vernichtung des hyporheischen Interstitials führen. Bei Fließgeschwindigkeiten < 0.3 m/s verlieren viele Fische ihr rheotaktisches Verhalten. Mit dem Parameter *Rückstaubereich* werden Bereiche mit verminderten Fließgeschwindigkeiten erfasst und ihre Auswirkungen auf die Durchgängigkeit für alle Tiergruppen bewertet.

- *Verrohrung und Durchlässe*

Verrohrungen verändern die Licht- und Strömungsverhältnisse in einem Fließgewässer. Die Sohle ist in der Regel versiegelt und selten mit gewässertypischem Substrat bedeckt. Die Barrierewirkung für Fische und Makrozoobenthos ist wesentlich von der Ausgestaltung der Verrohrung abhängig. Für alle Tiergruppen ist die Substratbedeckung der Sohle von großer Bedeutung. Aufbauend auf den Empfehlungen für die Mindestmächtigkeit des Sohlensubstrats in Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit (LFU 2007) ist eine 0,2 m mächtige Substratauflage erforderlich. Eine Verrohrung bzw. ein Durchlass ist uneingeschränkt durchgängig, wenn alle Gewässerorganismen das Hindernis problemlos durchwandern können. Dies ist der Fall, wenn die Verrohrung oder der Durchlass ein durchgängiges Sohlensubstrat aufweist und die bei den Parametern *Wassertiefe* und *Fließgeschwindigkeit* genannten Grenzwerte eingehalten werden.

- *Anbindung Nebengewässer*

Die Durchgängigkeit zu Nebengewässern ist ein entscheidender Aspekt der Biotopvernetzung. Nebengewässer dienen z.B. als Laichhabitate vieler Fischarten und bei Hochwasser als Rückzugsräume für die Gewässerorganismen. Die Durchgängigkeit in Nebengewässern kann z.B. durch einen Höhenversatz eingeschränkt sein. Dies ist aufgrund der Eintiefung der Hauptgewässer typisch für urbane Gewässerstrecken. Rechtwinklige Einmündung und fehlende Vegetation schränken die Durchgängigkeit ebenfalls ein (JÜRGING 2003). Die Einmündung eines Nebengewässers ist uneingeschränkt durchgängig wenn ein Nebengewässer mit einer sehr guten bis guten Gewässerstrukturklasse spitzwinklig und höhengleich ins Hauptgewässer einschleift oder kein Nebengewässer im kartierten Gewässerabschnitt in das Hauptgewässer einmündet.

## 5.4 Soziokulturelle Parameter

Das Modul der soziokulturellen Aspekte beinhaltet die Anforderungen der Bevölkerung an ein urbanes Fließgewässer. Neben den Funktionen als Lebensraum und Korridorbiotop dient ein urbanes Gewässer als Naherholungsgebiet und identitätsstiftendes Element im Stadtbild (KAISER 2005). Im ersten Teilbereich wird die *räumliche Integration* des Gewässers in die städtische Umgebung untersucht. Die *Attraktivität des Gewässerraums* im Hinblick auf Wiedererkennungswert, Aufenthaltsqualität und Eigenart wird im zweiten Modul erfasst. Die Ausstattung eines Gewässerabschnittes sowie die städtebauliche Einbindung werden im dritten Teilbereich als *Städtebauliche Einbindung und Ausstattungsfaktoren* erfasst und gehen nicht in die Bewertung ein.

Die Erfassung und Bewertung des Gewässerzustandes unterliegt immer subjektiven Eindrücken und Wertvorstellungen. Dies gilt besonders für die Beurteilung soziokultureller Aspekte. Während z.B. im mitteleuropäischen Raum ein naturnahes Gewässer in der Regel als „attraktiv“ beurteilt wird, gilt es z.B. in Russland als „unaufgeräumt“. Bei der folgenden Beschreibung der soziokulturellen Parameter wurde versucht den subjektiven Charakter weitgehend zu reduzieren. Abbildung 37 zeigt den Ausschnitt aus dem Erhebungsbogen mit dem das Modul *soziokulturelle Aspekte* erfasst wird.

**(C) Sozio-kulturelle Aspekte** Hinweis: alle Kästchen möglicher Merkmalsausprägungen ankreuzen

(C.1) Räumliche Integration

**Sichtbarkeit**

Sichtweite: maximale Entfernung vom Gewässerrand, von der ein Erwachsener die Wasseroberfläche gerade noch sehen kann

sehr gut sichtbar	Sichtweite > doppelte Gewässerbreite	<input type="checkbox"/>
gut sichtbar	Sichtweite = einfache bis doppelte Gewässerbreite o. schlechter mit zahlreichen Einblicken	<input type="checkbox"/>
mäßig sichtbar	Sichtweite < einfache Gewässerbreite o. schlecht sichtbar mit vereinzelt Einblicken	<input type="checkbox"/>
schlecht sichtbar	Mauern, Gebäude, dichte Vegetation o. a. behindern die Sicht	<input type="checkbox"/>
nicht sichtbar	Gewässer verläuft unterirdisch	<input type="checkbox"/>

**Erreichbarkeit**

sehr gut erreichbar	durchgängiger Fuß- u./o. Radweg an mind. einem Ufer u. ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz in näherer Umgebung	<input type="checkbox"/>
gut erreichbar	mind. teilweise Fuß- u./o. Radweg u. ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz in der Nähe	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt erreichbar	Fuß- u./o. Radweg führen nur punktuell ans Wasser, oder Fuß- u./o. Radweg vorhanden und kein ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz	<input type="checkbox"/>
schlecht erreichbar	für Fußgänger und Radfahrer führen nur schlecht geeignete Wege/Straßen an den Wasserlauf heran	<input type="checkbox"/>
nicht erreichbar	keine Wege o. Straßen am oder zum Gewässer	<input type="checkbox"/>

**Zugänglichkeit**

direkt zugänglich	Kontakt mit dem Wasser direkt möglich, keine nennenswerten Hindernisse, flache Ufer o. Treppe ermöglichen bequemen Zugang	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt zugänglich	Zugang mit vertretbarem Aufwand, keine direkten Hindernisse, Uferböschungen relativ flach, o. umgängliche Abschnitte mit mehreren Zugängen	<input type="checkbox"/>
schwer zugänglich	Zugang ist grundsätzlich möglich, erfordert jedoch einen relativ großen Aufwand, z.B. wegen dichter Vegetation am Ufer, kleinen Mauern, Zäunen o. steilen Böschungen, o. umgängliche Abschnitte mit einzelnen, kleinen Zugängen	<input type="checkbox"/>
unzugänglich	sehr steile Uferböschungen, Gewässer durch Gebäude, unüberwindbare Mauern o. Zäune abgesperrt, kein Zugang bzw. Aufwand o. Unfallgefahr zu hoch	<input type="checkbox"/>
nicht zugänglich	Gewässer ist unter der Erde verlegt o. wird unter Gebäuden hindurchgeführt	<input type="checkbox"/>

(C.2) Attraktivität des Gewässerraums

**Eigenart**

Zu berücksichtigende Faktoren: historische Gebäude, Querbauwerke im Gewässer, Materialien u. Baustile, Vegetationsstrukturen u. Biotop, Verlauf u. Strukturen des Gewässers, faunistische u. floristische Besonderheiten, Nutzungen des Gewässerraums, Räume u. Dimensionen, Sichtbeziehungen, Kulissenwirkung des Umfelds, sinnliche Reize (Licht, Farben, Geruch, Geräusche)

sehr hohe Eigenart	sehr hoher Wiedererkennungswert u. stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives u. einzigartiges Ambiente dar	<input type="checkbox"/>
hohe Eigenart	hoher Wiedererkennungswert u. stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives Ambiente dar	<input type="checkbox"/>
mittlere Eigenart	einzelne Elemente u. Strukturen --> gewisse Charakteristik u. Attraktivität, keinen einheitlichen Gesamteindruck	<input type="checkbox"/>
geringe Eigenart	kaum charakteristische Merkmale vorhanden, Wiedererkennungswert u. Attraktivität gering	<input type="checkbox"/>
keine erkennbare Eigenart	keine charakteristischen Merkmale, unattraktiv	<input type="checkbox"/>

**Aufenthaltsqualität**

sehr hohe Aufenthaltsqualität	zahlreiche die Aufenthaltsqualität fördernde Elemente, Störfaktoren spielen allenfalls eine untergeordnete Rolle	<input type="checkbox"/>
hohe Aufenthaltsqualität	überwiegend positiv wirkende Elemente vorhanden, jedoch auch einzelne Störfaktoren	<input type="checkbox"/>
mittlere Aufenthaltsqualität	positive Elemente und Störfaktoren halten sich die Waage	<input type="checkbox"/>
geringe Aufenthaltsqualität	nur wenige die Aufenthaltsqualität fördernde Elemente, die Störfaktoren überwiegen	<input type="checkbox"/>
sehr geringe Aufenthaltsqualität	allenfalls vereinzelt positiv wirkende Elemente, jedoch maßgeblich durch Störfaktoren geprägter Charakter	<input type="checkbox"/>
keine Aufenthaltsqualität	Aufenthalt nicht möglich	<input type="checkbox"/>

(C.3) Zusatzinformationen

**Ausstattungsfaktoren**

positive Faktoren	Störfaktoren
Ruhe, Abgeschiedenheit	<input type="checkbox"/> Lärm (z.B. Straßenverkehr)
natürliche Vielfalt	<input type="checkbox"/> Geruch (Emissionen von Kläranlagen, Industrie, Straße)
Ausblick auf das Fließwasser möglich	<input type="checkbox"/> visuelle Beeinträchtigungen und Blickfeldstörungen durch Hauptverkehrsstraßen, unattraktive Gebäude etc.
attraktive Ufer mit Kulissenwirkung	<input type="checkbox"/> Hundekot
Sitzgelegenheiten, auch Straßencafés, sofern sie am Gewässer liegen	<input type="checkbox"/> Müll am Ufer o. im Gewässer
historische Elemente, die zum Gewässer gehören, z.B. Mühlen, Brücken, Wehre usw.	<input type="checkbox"/> verwilderte Vegetation (z.B. Brennnesseln, Brombeergebüsche)
Kunstwerke die in thematischem o. räumlichen Zusammenhang zum Gewässer stehen	<input type="checkbox"/> schlechte Wasserqualität
Lehrpfade o. Schautafeln mit Bezug zum Wasser	<input type="checkbox"/>
strömungsberuhigte Flachwasserbereiche, die sich zum Planschen u. Spielen eignen	<input type="checkbox"/>
Badestellen mit einer Wassertiefe von > 1m u. für die Badenutzung geeigneter Wassergüte	<input type="checkbox"/>
Spiel- u. Liegeflächen (müssen nicht offiziell als solche ausgewiesen sein)	<input type="checkbox"/>
Grünpfätze (nur offiziell ausgewiesene, keine wilden Feuerstellen)	<input type="checkbox"/>
Sportanlagen und -verleih: Volleyballplätze, Tischtennisplatten, Kanoverleih etc.	<input type="checkbox"/>
sonstige positive Faktoren: geleerte Müllbehälter, sanitäre Anlagen, etc.	<input type="checkbox"/>

**Kulturhistorische Objekte** Hinweis: Nutzungen eintragen und Zutreffendes ankreuzen

Nutzung	aktuell	historisch
formaler Erhaltungszustand	sehr gut <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	gut <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	rudimentär <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
funktionaler Erhaltungszustand	uneingeschränkt funktionsfähig <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	teilweise funktionsfähig <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	funktionslos, jedoch ableisbar <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	funktionslos <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Erlebbarkeit	Zugangsmöglichkeit <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Funktion ersichtlich u. ggf. beobachtbar (z.B. bei einem Mühlrad) <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	Kennzeichnung als kulturhistorisches Objekt o. erläuternde Schautafeln vorhanden <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**Umfeldnutzung** Hinweis: jeweilige Flächenanteile in % eintragen

	prozentualer Anteil links	prozentualer Anteil rechts
Verkehrsfläche	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Industriegebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Dienstleistungs- u. Gewerbegebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Mischgebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Wohngebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Öffentliche Einrichtung	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Öffentlicher Platz	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Brachflächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Gärten	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sport- u. Freizeitanlagen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Grün- u. Parkanlagen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Landwirtschaftliche Flächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Forstwirtschaftliche Flächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sukzession	<input type="text"/>	<input type="text"/>

Abbildung 37: Ausschnitt aus dem Erhebungsbogen zur Erfassung des Moduls *soziokulturelle Aspekte*

### 5.4.1 Räumliche Integration

Der Teilbereich *räumliche Integration* dokumentiert, wie gut das Gewässer in die Umgebung eingebunden ist. Die einzelnen Parameter Sichtbarkeit, Erreichbarkeit und Zugänglichkeit erfassen, inwiefern das Fließgewässer wahrnehmbar und ob ein direkter Kontakt mit dem Wasser möglich ist. Eine primäre Voraussetzung, um ein Gewässer positiv im Stadtbild wahrnehmen zu können, ist seine Sichtbarkeit. Zahlreiche urbane Gewässer sind verbaut oder eingetieft und können erst bei sehr geringer Erfahrung oder von erhöhten Aussichtspunkten als Gewässer wahrgenommen werden. Zudem ist es für die Erlebbarkeit des Gewässers relevant ob die Bevölkerung das Gewässer ohne größeren Aufwand erreichen kann und ob vor allem für Kinder ein direkter Kontakt mit dem Wasser möglich ist.

- *Sichtbarkeit*

Die Sichtweite aus der ein Fließgewässer visuell wahrgenommen werden kann wird nach KAISER (2005) und SILVA ET AL. (2004) als die maximale Entfernung vom Gewässerrand, von der aus ein Erwachsener die Wasseroberfläche gerade noch sehen kann, definiert. Die Bereiche, von denen aus die maximale *Sichtbarkeit* möglich ist, müssen dabei öffentlich zugänglich sein, d.h. sie dürfen nicht auf Privatgrundstücken liegen (ENGELS 2009). Die Sichtbarkeit ist abhängig von der Gewässerbreite und der Umfeldnutzung (DWA 2009).

Die Sichtbarkeit ist die Voraussetzung dafür, dass das Gewässer von der lokalen Bevölkerung wahrgenommen werden kann. Die Eintiefung des Gewässers oder dichte Vegetation können die Sichtbarkeit behindern. Wie viel Vegetation aus ökologischen Gründen zugelassen werden kann, ist im Einzelfall zu entscheiden, Hier muss immer zwischen ökologischen, soziokulturellen und Aspekten des Hochwasserschutzes abgewogen werden.

Existieren reizvolle Einblicke auf das Fließgewässer, z.B. durch Lücken in einer dichten Ufervegetation sind diese positiv zu bewerten. Gute Sicht auf das Gewässer ermöglichen häufig auch Brücken, so dass diese bei der Abschätzung des Umfangs der Einblicke besonders beachtet werden sollten.

- *Erreichbarkeit*

Eine gute *Erreichbarkeit* ist die Grundvoraussetzung für alle Nutzungen am Gewässer. Diese ist u. a. davon abhängig wie gut man mit dem PKW oder dem ÖPNV in die Nähe des Gewässers gelangt. In unmittelbarer Nähe zum Wasser ermöglicht z.B. ein durchgängiges Wegenetz für Fußgänger und Radfahrer eine gute Erreichbarkeit.

Während es bei der Berücksichtigung von Fußwegen plausibel ist, eine hohe Wegedichte als Optimum bzw. Bewertungsreferenz festzusetzen, ist eine solche Vorgehensweise z.B. bei der Bewertung von Parkplätzen in urbanen Gebieten nicht sinnvoll, da zu viele Stellplätze z.B. mit Verlärmung und ästhetischen Beeinträchtigungen verbunden sind. SILVA ET AL. (2004b) setzen für einen Fluss in Spanien ein so genanntes „plausible maximum“ von einem Parkplatz pro Hektar fest. Generell sollten Parkplätze und Bushaltestellen nicht zu dicht am Gewässer vorhanden sein.

- *Zugänglichkeit*

In Anlehnung an HAUSER (2000) erfasst der Parameter *Zugänglichkeit*, wie einfach der direkte physische Kontakt mit dem Wasser möglich ist. Er ist nicht zu verwechseln mit dem Parameter Erreichbarkeit, der die Zugangsmöglichkeiten zum Gewässer charakterisiert. Die Zugänglichkeit ist eine Voraussetzung um z.B. Tiere und Pflanzen im Wasser zu beobachten oder zu schwimmen. Des Weiteren wird sie für wassergebundene Formen der Freizeitnutzung (z.B. Kanu fahren) benötigt. Die Zugäng-

lichkeit hängt im Wesentlichen von der Ausgestaltung der Ufer, z.B. hinsichtlich Verbau, Böschungsneigung und künstlichen Zugängen ab.

#### 5.4.2 Attraktivität des Gewässerraums

Neben der räumlichen Integration muss zur Beurteilung der soziokulturellen Qualität die Attraktivität des Gewässers erfasst werden. Diese Einschätzung wird durch die Eigenart des Gewässers und die Aufenthaltsqualität beschrieben. Die Definition dieser Begriffe ist sehr unterschiedlich und häufig wird zur Beurteilung die Befragung der Bevölkerung verlangt (SILVA ET AL., 2004a, b; RHONE-THUR PROJEKT 2005). Um zu ermitteln, inwieweit ein Objekt zur Identität einer Stadt beiträgt, bedarf es geschichtlicher und geographischer Hintergrundkenntnisse über den jeweiligen Raum, die der Anwender eines Bewertungsverfahrens häufig nicht besitzt. Es wird deutlich, dass die Erfassung und Bewertung der Eigenart oder der Schönheit eines Gewässers sowie die Aufenthaltsqualität schwer zu standardisieren sind. Nach KAISER (2005) haben sich vereinfachte Bewertungsvorschläge in der Geländekartierung dennoch bewährt. Mithilfe der Nennung konkreter Faktoren soll die Erfassung der folgenden Parameter im Gelände möglich sein und einen Überblick über die Attraktivität des Gewässerraums zu geben. Die Erhebung der Ausstattungsfaktoren, die im dritten Teilbereich als *Städtebauliche Einbindung und Ausstattungsfaktoren* erfasst werden, kann bei der Beurteilung der *Attraktivität des Gewässerraums* hilfreich sein (vgl. Kapitel 5.4.3).

- *Eigenart*

Mit dem Parameter *Eigenart* wird die Charakteristik, der Wiedererkennungswert und die Attraktivität des Gewässerraumes erfasst. Dazu werden Besonderheiten, die an einem Gewässer vorkommen und dieses charakterisieren, berücksichtigt. Im Folgenden sind einige Beispiele für möglich vorkommende Besonderheiten aufgelistet (KAISER 2005):

- historische Gebäude und Querbauwerke im Gewässer
- Materialien und Baustile
- Vegetationsstrukturen und Biotope
- architektonische Besonderheiten
- Kulissenwirkung des Umfelds
- Sichtbeziehungen
- Verlauf und Strukturen des Gewässers
- faunistische und floristische Besonderheiten
- Nutzungen des Gewässerraums
- Räume und Dimensionen
- sinnliche Reize durch Licht, Farben, Geruch und Geräusche

- *Aufenthaltsqualität*

Die *Aufenthaltsqualität* gibt an, wie gerne und umfangreich Menschen ihre Zeit am zu bewertendem Gewässerabschnitt verbringen. Für die Beurteilung dieses Parameters ist die subjektive Einschätzung im Gelände von Bedeutung. Es gibt positive Faktoren wie z. B. Ruhe, Abgeschiedenheit und regelmäßig geleerte Mülleimer und Störfaktoren wie z.B. Müll, Hundekot, Fliegen, und Lärm, die die Qualität

eines Aufenthalts am Gewässer fördern oder negativ beeinflussen. Diese Faktoren sollen nach KAISER (2005) für die Beurteilung herangezogen werden.

### 5.4.3 Städtebauliche Einbindung und Ausstattungsfaktoren

Die in diesem Teilbereich beschriebene städtebauliche Einbindung und sowie vorhandene Ausstattungsfaktoren sind wichtig zur Beschreibung des soziokulturellen Zustandes, hilfreich zur Beurteilung der Attraktivität des Gewässerraumes und werden in der Gewässerentwicklung zur Identifizierung von Defiziten oder für die spätere Maßnahmenplanung benötigt. Sie sind nicht für eine Bewertung geeignet, da die Formulierung eines allgemeingültigen Referenzzustandes nicht möglich ist. Diese Informationen werden in dem Teilbereich *Städtebauliche Einbindung und Ausstattungsfaktoren* berücksichtigt. Dazu gehören positive und negative Ausstattungsfaktoren sowie die Erfassung evt. vorhandener kulturhistorischer Aspekte und der Umfeldnutzung auf beiden Gewässerseiten.

- *Positive und negative Ausstattungsfaktoren*

Mit diesem Parameter werden die Ausstattungsfaktoren, die einen Aufenthalt am Gewässer positiv beeinflussen, und Störfaktoren, die dem entgegen wirken, informativ aufgenommen (MIETHANER 2007, KAISER 2005, DVWK 2000). Erstere werden zu den drei Funktionen eines Gewässers als Besinnungs-, Begegnungs- und Erlebnisraum gruppiert und im Folgenden im Einzelnen aufgezählt (vgl. Kapitel 2.4). In urbanen Gebieten können zahlreiche Störfaktoren auftreten, andererseits sind Wahrnehmung und Empfindlichkeit gegenüber diesen Störfaktoren groß. Einige Beispiele für Störfaktoren sind im Erhebungsbogen aufgelistet.

- *Umfeldnutzung*

Die Umfeldnutzung dient als Zusatzinformation, um eine sinnvolle Defizitanalyse und Maßnahmenplanung zu ermöglichen. Die Erfassung ermöglicht Rückschlüsse in Bezug auf die Defizite und die Anforderungen die ein Abschnitt zu erfüllen hat. Den von KAISER (2005) verwendeten Kategorien wurden weitere zugefügt. Um möglichst detaillierte Informationen über die Umfeldnutzung zu erhalten, wird der Flächenanteil auf jeder Seite aufgenommen.

- *Kulturhistorische Objekte*

Mit diesem Parameter werden eventuell vorkommende kulturhistorische Objekte in Hinblick auf ihre soziokulturelle Bedeutung und ihren Zustand aufgenommen. Viele Bauwerke in und an Fließgewässern sind aus Gründen der Kulturdenkmalpflege schützenswert. Insbesondere bei Querbauwerken kann es schwierig sein ökologische und denkmalpflegerische Anforderungen gegeneinander abzuwägen. Deshalb ist es wichtig entsprechende Bauwerke sowie Informationen über ihren Zustand und kulturhistorischen Wert zu erfassen. Da der kulturhistorische Wert eines Objektes von seinem historischen und aktuellen Bezug zu seiner Umgebung abhängt kann er im Rahmen einer Geländebegehung nicht erfasst werden. Es werden aufgrund dessen die Nutzung, Informationen über den formalen und funktionalen Erhaltungszustand und die Erlebbarkeit eines kulturhistorischen Objektes informativ erfasst. Die Erlebbarkeit beschreibt die Zugänglichkeit und dargestellte Informationen des kulturhistorischen Bauwerks. Einen umfassenden Bewertungsansatz für Querbauwerke, der ökomorphologische und kulturhistorische Aspekte berücksichtigt, hat THIEM (2006) erarbeitet.



## 6 Bewertungsalgorithmus

Die Bewertung der Beobachtungen im Gelände sowie die anschließende Aggregation der Einzelbewertungen zu einer Gesamtbewertung sind die zentralen Punkte bei der Bewertung urbaner Fließgewässer. Entsprechend den Vorgaben der EG - WRRL erfolgt die Bewertung der Gewässerstruktur häufig in einer fünfstufigen Skala (EG WRRL 2000, LUBW 2008). „Klasse 1“ stellt den besten und „Klasse 5“ den schlechtesten Zustand dar. Da diese Einteilung auch in ihrer Darstellung als Farbbandsignaturen von blau über grün, gelb und orange bis hin zu rot in Europa etabliert ist und einheitlich angewandt wird, wird diese fünfstufige Skala zur Bewertung urbaner Fließgewässer im Rahmen dieser Arbeit verwendet. Das Berechnungsverfahren liefert für jeden kartierten Gewässerabschnitt eine Güteklasse zwischen 1 und 5 (vgl. Kapitel 3.2.2).

Die Bewertung urbaner Fließgewässer ist in die drei Module Strukturvielfalt, aquatische Durchgängigkeit und soziokulturelle Aspekte eingeteilt (vgl. Abbildung 24). Die Beurteilung der Strukturvielfalt und der soziokulturellen Aspekte erfolgt einheitlich über ein Bonus-Malus System (ENGELS 2009). Die aquatische Durchgängigkeit wird differenziert bewertet, damit es nicht möglich ist, dass negative Bewertungen positive Bewertungen kompensieren (vgl. Kapitel 6.2).

### 6.1 Bewertungsalgorithmus der Module Strukturvielfalt und soziokultureller Aspekte

Um eine aggregierte Bewertung für die Module zu erhalten, sind fünf Berechnungsschritte notwendig (ENGELS 2009), die in diesem Kapitel erläutert werden. Abbildung 38 zeigt eine schematische Darstellung des Bewertungsalgorithmus.

- Im ersten Schritt werden die Rohdaten mathematisch so erfasst, dass sie weiterverarbeitet werden können.
- Im zweiten Schritt erhält man für jeden, im Gelände erfassten Parameter eine Einzelbewertung unter Berücksichtigung der Flächenanteile und der Möglichkeit verschiedene Ausprägungen ankreuzen zu können. Für jeden Parameter wurde eine spezifische Bewertungsfunktion definiert (vgl. Kapitel 6.2 und Anhang).
- Die Addition der Parameterbewertungen zu Bewertungen der Teilbereiche wird im dritten Schritt erläutert. Eine Gewichtung der Parameterbewertungen untereinander ist möglich.
- Schritt 4 beschreibt die Wertsynthese, d.h. die Aggregation der Bewertungen der Teilbereiche zu Bewertungen der Module. Eine Gewichtung der Teilbereiche ist möglich. Die Bewertungen der einzelnen Parameter, der Teilbereiche und der Module befinden sich in der Intervallskala  $[-1,1]$ . Diese Skala ermöglicht es, an der Einzelbewertung eines Parameters zu erkennen, ob die erfasste Ausprägung zu einer Verbesserung oder Verschlechterung der Bewertung führt oder diese nicht verändert.
- Im fünften Schritt werden letztendlich die Bewertungen, die sich im Intervall  $[-1,1]$  befinden in eine der fünf Güteklassen überführt.

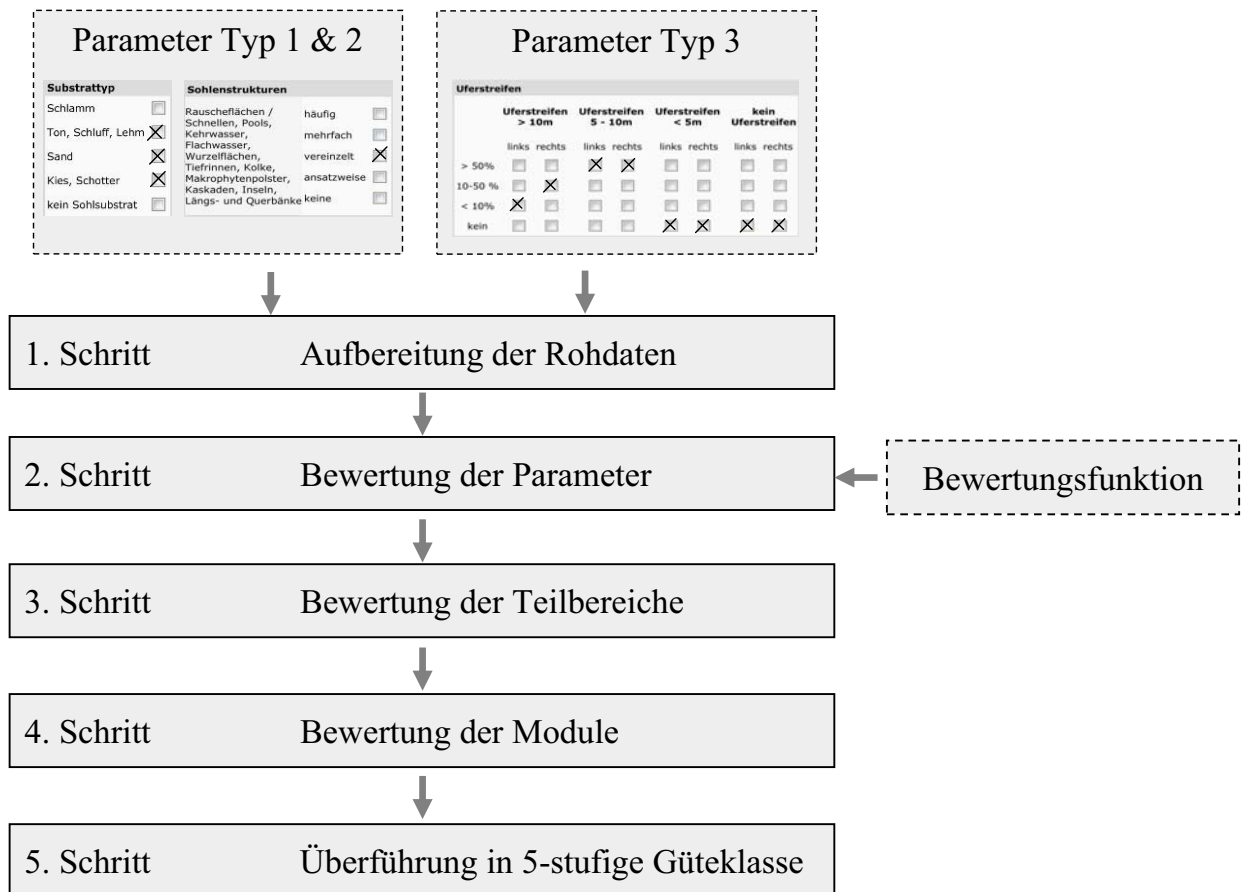


Abbildung 38: Schematische Darstellung des Bewertungsalgorithmus der Module Strukturvielfalt und soziokulturelle Aspekte.

### 6.1.1 Mathematische Grundlagen

In diesem Abschnitt werden zum besseren Verständnis des Bewertungsalgorithmus einige mathematische Grundlagen für die Bewertung der Parameter und die Aggregation dieser erläutert. Eine Übersicht aller verwendeten Symbole und ihre Bedeutung ist in Tabelle 14 dargestellt.

Die Bewertung der Parameter wird in so genannten Intervallskalen angegeben. Eine Intervallskala ordnet jeder Ausprägung Zahlen so zu, dass gleichen Zahlendifferenzen gleichgroße Merkmalsunterschiede von je zwei Ausprägungen entsprechen (ENZMANN 2010). Eine Intervallskala ist eine Kardinalskala (vgl. Kapitel 3.1). Die Verwendung von Kardinalskalen in diesem Bewertungsalgorithmus ist zulässig, da die Bewertung auf Basis linearer Bewertungsfunktionen erfolgt.

Die einzelnen Parameterbewertungen können zu Bewertungen von Teilbereichen und zu Bewertungen der drei Module zusammengefasst werden. Die Problematik besteht darin, die Bewertung in einer Wertsynthese zusammenzufassen. Die Wertsynthese stellt neben der eindimensionalen Bewertung der Parameter einen zweiten Schritt der "impliziten Bewertung" dar und besteht in der Festsetzung von Entscheidungsregeln, die vorschreiben, wie die einzelnen Parameterbewertungen vergleichbar gemacht und zusammengefasst werden können (OBLOZINSKA 2005). Dazu sind Additionen, Normierungs- und Gewichtungsschritte sowie Intervallskalierungen notwendig, die im Folgenden erläutert werden.

Unter Gewichtung versteht man die Bewertung einzelner Faktoren hinsichtlich ihrer Wichtigkeit. Dadurch ist es möglich die Bewertung eines Parameters in Abhängigkeit von seinem Wert oder des

Gewässertyps stärker oder schwächer in die aggregierte Bewertung einfließen zu lassen. Die Gewichtungsfunktion  $g(x)$  ist eine lineare Funktion

$$g(x) = a \cdot x \quad x, g(x) \in \mathbb{R} \quad (6.1)$$

mit  $a > 0$ , da die Bewertung nur gegenüber den anderen Bewertungen gewichtet werden soll und damit positive und negative Bewertungen ihre Vorzeichen behalten.

Um eine aggregierte Bewertung für die Teilbereiche und Module zu erhalten werden die einzelnen gewichteten Parameterbewertungen addiert (ENGELS 2009).

$$h(x) = \sum_j^n g_j(x) \quad x, h(x) \in \mathbb{R} \quad j = 1, \dots, n \quad (6.2)$$

Durch Addition und Gewichtung liegen die Werte nicht mehr im selben Intervall. Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten muss eine Normierung durchgeführt werden. Eine Normierung bedeutet eine Skalentransformation, die eine gegebene (häufig endlich) beschränkte Wertemenge in dem Einheitsintervall  $[0,1]$  abbildet (SCHREIBER 2008, OLBRISCH 1978).

$$f(x) = \frac{x - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}} \quad \text{mit } x \in [x_{\min}; x_{\max}] \subseteq \mathbb{R} \quad (6.3)$$

Eine Skalentransformation wird als zulässig bezeichnet, wenn das Skalenniveau der ursprünglichen Skala erhalten bleibt. Bei Intervallskalen ist dies durch eine lineare Skalentransformation gegeben, bei der die Differenziertheit der Messwerte erhalten bleibt (ENZMANN 2010).

Um eine Bonus Malus Bewertung zu erhalten, ist eine weitere Skalierung von  $f(x)$  auf das Intervall  $[x_{0\min}, x_{0\max}] = [-1,1]$  notwendig (ENGELS 2009). Diese lineare Intervallskalierung kann mit der Funktion  $k(f)$  durchgeführt werden:

$$k(f) = f \cdot (x_{o(\max)} - x_{o(\min)}) + x_{o(\min)} \quad f \in [0,1] \quad (6.4)$$

**Tabelle 14: Übersicht der verwendeten Symbole. Eine Erklärung ist im folgenden Text dargestellt.**

Bedeutung	Symbol
Parameter	$p^r \quad r \in \{0,1,\dots,a\}$ mit $a$ = Anzahl aller Parameter
Teilbewertung eines Parameters $p_i$	$p_i \quad i \in \{0,1,\dots,N\}$ mit $N$ = Anzahl der möglichen Teilbewertungen
Rohdatenvektor eines Parameters bzw. einer Teilbewertung	$\bar{x}^p \in \{0,1\}^M, \quad \bar{x}_i^p \in \{0,1\}^M$ $M$ = Anzahl der möglichen Ausprägungen eines Parameters $p$
Bewertungsvektor eines Parameters, d.h. Einzelbewertung eines Parameters	$\bar{x}^p \in [-1,1]$

Bedeutung	Symbol
Bewertung eines Parameters	$q^p \in [-1,1]$
Bewertung eines Teilbereiches	$tb^i \in [-1,1] \quad i \in \{0,1,2,\dots,t\}$ mit $t = \text{Anzahl der Teilbereiche}$
Bewertung eines Moduls	$m^k \in [-1,1] \quad k \in \{1,2,3\}$
Diagonalmatrix für Parameter Typ 2	$D^{Pi} = \text{diag} \left( x_1^{P1}, x_2^{P2}, \dots, x_M^{PN} \right) = \begin{pmatrix} x_1^{P1} & 0 & \dots & 0 \\ 0 & x_2^{P2} & \ddots & \vdots \\ \vdots & \ddots & \ddots & 0 \\ 0 & \dots & 0 & x_M^{PN} \end{pmatrix}$
Aggregationsmatrix eines Parameters Typ 3	$A_k^{Pi} \in \{0,1\}^{M \times N}$ mit $k = \text{Anzahl der möglichen Kombinationen, mit } k \in \mathbb{N}; k \leq N^M$
Auf Flächenanteile bezogene Ausprägung eines Parameters Typ 3	$\vec{d}^{Pi}$
Konstante zur Normierung der Flächenanteile auf 100%	$\frac{1}{C}$
Erreichungsgrad	$e^T = (e_1, e_2, \dots, e_M) \in [0,1]^M$
Lineare Bewertungsfunktion für jeden Parameter, in Abhängigkeit des Gewässertyps Gt	$b_{Gt}^p(x) \quad x \in [0,1]; \quad b^p \in [-1,1]$ mit $x = \text{Zahlenwert der Ausprägung aus den Erreichungsgraden}$
Bewertungsvektor für jeden Parameter in Abhängigkeit des Gewässertyp => ergibt sich aus der Bewertungsfunktion und den Erreichungsgraden	$\vec{b}_{Gt}^p = b^p(e^T) = (b^p(e_1), \dots, b^p(e_M))$ $\vec{b}_{Gt}^p \in [-1,1]^M$
Gewichtungsfunktion der Parameterbewertung und Teilbereiche	$g_a(x) = a \cdot x, \quad \text{mit } a > 0$ $x = q^p, \quad x = tb^i$

### 6.1.2 Schritt 1 – Aufbereitung der Rohdaten

Im Gelände werden die beobachteten Ausprägungen eines Parameters auf dem Aufnahmebogen markiert, indem die entsprechenden Felder angekreuzt werden. Jeder Parameter  $p_i$  wird durch einen Rohdatenvektor, in dem die erfasste Ausprägung festgehalten ist beschrieben. Die vorhandene Ausprägung, d.h. das angekreuzte Feld erhält eine 1, wogegen die anderen Felder mit 0 gekennzeichnet werden (ENGELS 2009).

Es gibt drei Arten von Parametern:

- **Einfache Parameter (Typ 1):** Es kann nur eine Ausprägung auftreten. Der Vektor eines gültigen Einzelfalles weist nur an genau einer Stelle eine 1 auf, die anderen Stellen enthalten eine 0.

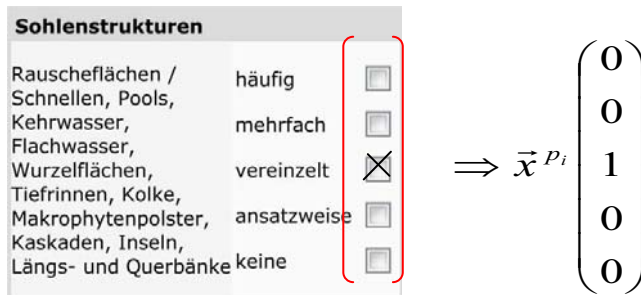
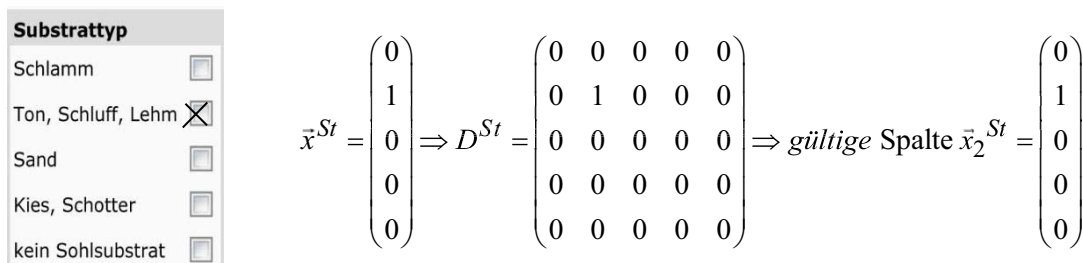


Abbildung 39: Beispiel für die Darstellung des Rohdatenvektors des einfachen Parameters Typ 1 *Sohlstrukturen*.

- **Zusammengesetzter Parameter (Typ 2)** mit mehreren optionalen Ausprägungen. Ist eine Ausprägung nicht eindeutig zu definieren, können verschiedene Ausprägungen angekreuzt werden. Dieser Fall kann z.B. bei allen Parametern des Teilbereiches *Sohle und Wasserkörper* auftreten, wenn die tatsächliche Ausprägung eines Parameters aufgrund einer nicht sichtbaren Sohle nicht feststellbar oder eindeutig zuzuordnen ist. In Folge dessen sind mehrere Einträge des Rohdatenvektors mit einer 1 besetzt und stellen mehrere mögliche Fälle der tatsächlichen Ausprägung des Parameters dar. Um diese möglichen Alternativen in gültige Fälle aufzuteilen, wird der Rohdatenvektor in eine Diagonalmatrix überführt. Aus dieser werden nur nicht-nullige Spalten weiterverarbeitet. Somit stellen die gewonnen Spaltenvektoren jeweils einen gültigen Fall  $v$  der Ausprägung eines Parameters dar und gehen als Rohdatenvektoren in die weitere Berechnung ein (ENGELS 2009).



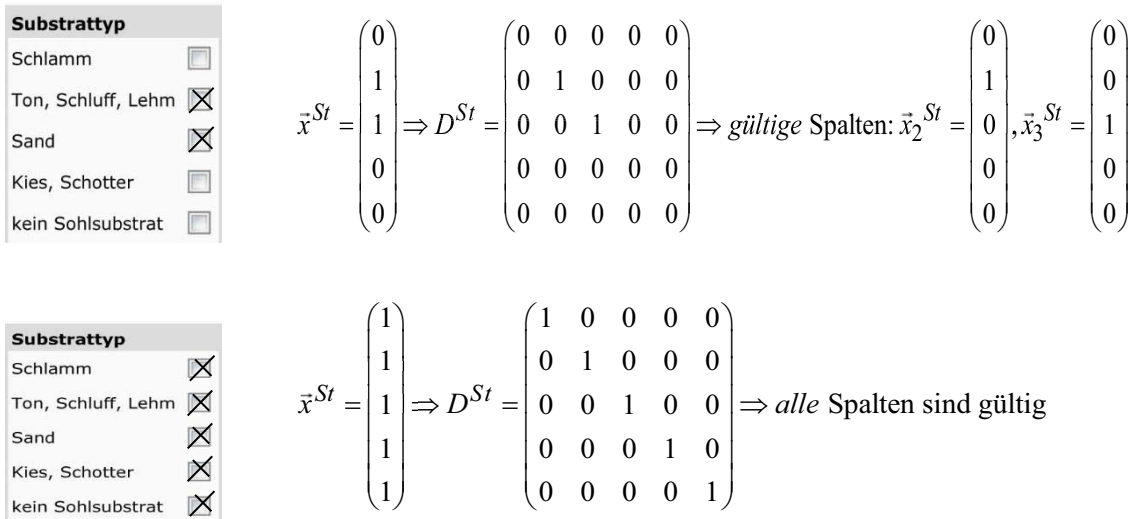


Abbildung 40: Beispielhafte Darstellung des Typ 2 Parameters *Substrattyp* und die Weiterverarbeitung in eine Diagonalmatrix und gültigen Spalten.

- Nach Flächenanteilen zusammengesetzter Parameter (Typ 3):** Je nach Flächenanteil können mehrere Ausprägungen zutreffen und somit angekreuzt werden. In diesem Fall können verschiedene Felder des Rohdatenvektors eine 1 enthalten. Um eine Bewertung des Parameters zu erhalten, werden die Vektoren jeder Teilbewertung in einem ersten Aggregationsschritt als Spalten einer Aggregationsmatrix zu einer Gesamtbewertung eines Parameters gruppiert. Dabei weisen die N Teilbewertungen  $p_i$ , die zu einem Parameter gehören, jeweils die gleichen Anzahl M möglicher Ausprägungen auf. Da jedes Teilmerkmal  $p_i$  in maximal N verschiedene gültige Einzelfälle aufgesplittet sein kann, ergeben sich theoretisch bis zu  $N^M$  verschiedene Möglichkeiten bei der Kombination der Vektoren der Teilbewertungen zu Aggregationsmatrizen eines Parameter. Die Aggregationsmatrix wird für jede Gewässerseite getrennt aufgestellt (ENGELS 2009).

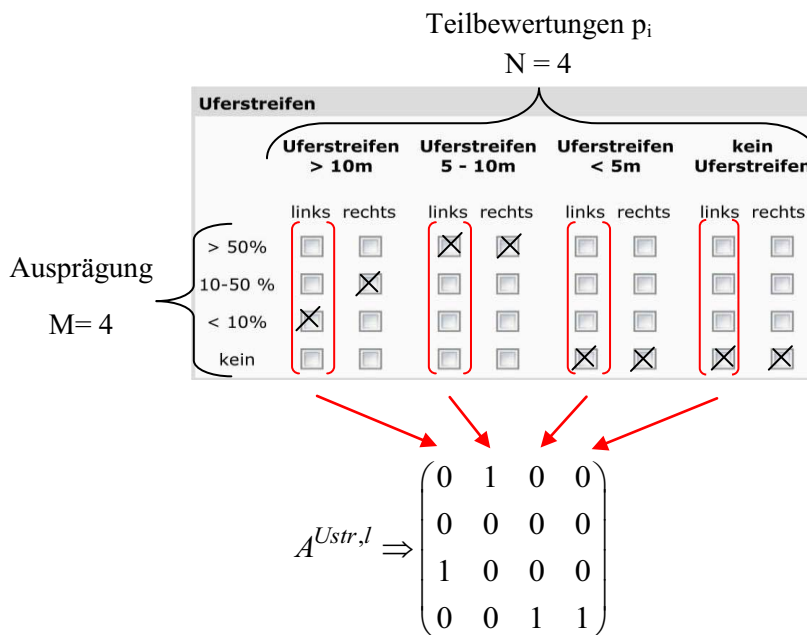


Abbildung 41: Schematische Darstellung der Rohdatendiagonalmatrix am Beispiel des Typ 3 Parameter *Uferstreifen, linke Gewässerseite*  $p_{Ustr,l}$

### 6.1.3 Schritt 2 – Bewertung der Parameter

Im zweiten Schritt erfolgt die Bewertung der einzelnen Parameter. Die Rohdatenvektoren werden in eine Bewertung des Parameters überführt. Die Teilbewertungen von Parametern des Typs 3 werden zuvor noch in Abhängigkeit ihrer Flächenanteile zusammengefasst. Die gewässertypspezifischen **Erreichungsgrade**, **Bewertungsfunktionen** und **Bewertungsvektoren** für jeden Parameter sind im Anhang dargestellt. Die Vorgehensweise zur Definition dieser Funktionen und Vektoren sowie eine Erläuterung ist in Kapitel 6.2 zu finden. Wird die Ausprägung eines Parameters getrennt für die linke und rechte Gewässerseite erfasst, erfolgt die Bewertung getrennt für die linke und rechte Gewässerseite.

#### 6.1.3.1 BEWERTUNG DER PARAMETER DES TYP 1 UND DES TYP 2

Die Vorgehensweise bei Parametern Typs 2 ist grundsätzlich die Gleiche wie bei Parametern des Typs 1. Jede gültige Spalte ergibt einen gültigen Rohdatenvektor, der in die Bewertung eines Parameters überführt wird. Dazu wird jeder Ausprägung ein **Erreichungsgrad**  $e$  zugeordnet, um die Werte der einzelnen Ausprägungen, die bisher durch ihre Position im Vektor definiert sind, in Zahlenwerte zu überführen. Die maximal mögliche, d. h. die Ausprägung die entsprechend des Referenzzustandes den besten Zustand darstellt, wird durch eine 1 repräsentiert. Die minimale Ausprägung, d.h. die Ausprägung die, entsprechend des Referenzzustandes, den schlechtesten Zustand darstellt, wird durch eine 0 repräsentiert. Alle weiteren Ausprägungen werden entsprechend ihrer abnehmenden Erreichung des Maximalzustandes in gleichen Abständen im Intervall  $[0,1]$  festgelegt (ENGELS 2009).

Existieren bei Parametern des Typs 2 mehrere gültige Rohdatenvektoren, d.h. wurden mehrere Ausprägungen angekreuzt können grundsätzlich alle gültigen Rohdatenvektoren in die Berechnung eingehen. Für die weitere Vorgehensweise gibt es zwei verschiedene Möglichkeiten: Entweder wird aus allen Teilbewertungen eine mittlere Bewertung des Parameters berechnet oder man führt die weitere Berechnung mit jedem einzelnen Rohdatenvektor durch. Dadurch erhält man verschiedene Ergebnisse, die eine Spanne angeben, in der sich die Bewertung befindet.

Im nächsten Schritt erfolgt die eigentliche Bewertung der Erreichungsgrade mit einer **Bewertungsfunktion**  $b^p(x)$ . Für jeden Parameter existiert in Abhängigkeit des Gewässertyps eine Bewertungsfunktion. Die Bewertungsfunktion bildet die Erreichungsgrade aus dem Einheitsintervall  $[0,1]$  auf das Intervall  $[-1,1]$  ab. Negative Werte entsprechen einer negativen Bewertung (Malus) und positive Werte entsprechen einer positiven Bewertung (Bonus). In dieser Arbeit werden abschnittsweise definierte lineare Funktionen verwendet. Dies beinhaltet die vereinfachte Annahme, dass sich alle Ausprägungen zwischen der schlechtesten Ausprägung eines Parameters und der, durch den Referenzzustand definierten besten Ausprägung eines Parameters befinden. Die Optimierung und Anpassung der Bewertungsfunktionen basierend auf neuen Erkenntnissen, einer besseren Datenlage oder Expertenmeinung ist möglich (ENGELS 2009).

Werden die Erreichungsgrade in die Bewertungsfunktion eingesetzt, ergeben die Funktionswerte den **Bewertungsvektor**  $\vec{b}^p$ . Jeder Eintrag des Bewertungsvektors gibt an, wie die zugehörige Ausprägung eines Parameters bewertet wird.

$$\text{mit } b^p(e) = \vec{b}^p, \quad e \in (e_1, e_2, \dots, e_M), \quad \vec{b}^p \in [-1, 1] \quad (6.5)$$

Wird der Rohdatenvektor mit dem Bewertungsvektor multipliziert erhält man die Bewertung eines Parameters (verändert nach ENGELS 2009).

$$q^p = \bar{b}^p \cdot \bar{x}^p \in [-1,1] \quad (6.6)$$

Das Beispiel B 1 erläutert die Bewertungen von Parametern des Typs 1 und des Typs 2 an einem konkreten Fall.



**Beispiel (B1) für die Bewertung von Parametern des Typs 1 und des Typs 2:**

Das beschriebene Vorgehen wird anhand des Parameters *Substrattyp* für ein rhitral (silikatisches oder karbonatisches) Gewässer beispielhaft erläutert. Im dargestellten Beispiel resultieren zwei gültige Spalten aus der Diagonalmatrix und ergeben somit zwei gültige Rohdatenvektoren. Das Vorgehen wird exemplarisch nur an einem Rohdatenvektor verdeutlicht, mit dem anderen Rohdatenvektor wird analog vorgegangen.

Rhitralsgewässer weisen natürlicherweise ein Sohlensubstrat aus Kies und Schotter auf (HÜTTE 2000). Den besten Zustand repräsentiert somit die Ausprägung *Kies, Schotter*, die den Erreichungsgrad 1 erhält. Die schlechteste Bewertung und damit den Erreichungsgrad 0 erhält die Ausprägung *kein Sohlensubstrat*. Die anderen Ausprägungen sind mit gleich großen Abständen in dem Intervall [0,1] verteilt.

Substrattyp	
Schlamm	<input type="checkbox"/>
Ton, Schluff, Lehm	<input checked="" type="checkbox"/>
Sand	<input checked="" type="checkbox"/>
Kies, Schotter	<input type="checkbox"/>
kein Sohlensubstrat	<input type="checkbox"/>

$$\Rightarrow \text{gültige Spalten: } \vec{x}_2^{St} = \begin{pmatrix} 0 \\ 1 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix}, \vec{x}_3^{St} = \begin{pmatrix} 0 \\ 0 \\ 1 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix} \Rightarrow e^{ST} = \begin{pmatrix} 0,25 \\ 0,5 \\ 0,75 \\ 1 \\ 0 \end{pmatrix}$$

$$e^{StT} = (0,25 \quad 0,5 \quad 0,75 \quad 1 \quad 0)$$

Die lineare Bewertungsfunktion des Parameters Substrattyp (St), Gewässertyp Rhitral (R) ist folgende:

$$b_R^{St}(x) = 2x - 1$$

Der Bewertungsvektor ergibt sich aus Einsetzen der Erreichungsgrade in die Bewertungsfunktion zu:

$$b_R^{St}(e_d^T) = \vec{b}_R^{St} = (-0,5 \quad 0 \quad 0,5 \quad 1 \quad -1)$$

Durch Multiplikation des Bewertungsvektors mit dem Rohdatenvektor ergibt sich schließlich die Bewertung des Parameters Substrattyp für diesen Fall zu:

$$q^{St3} = \vec{b}_R^{St} \cdot \vec{x}_3^{St} = (-0,5 \quad 0 \quad 0,5 \quad 1 \quad -1) \cdot \begin{pmatrix} 0 \\ 0 \\ 1 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix} = 0,5$$

Die Bewertung für den Rohdatenvektor  $\vec{x}_2^{St} = \mathbf{0}$

Nun kann entweder mit dem Mittelwert

$$tb^F = \sum_1^6 q^{pF} = 1 + 2 + 10 + 0 + 0 + 1 = 14$$

weitergerechnet werden oder die Bewertungen resultierend aus den Teilbewertungen  $x_2$  und  $x_3$  gehen getrennt in die weitere Berechnung ein und ergeben zwei verschiedene Ergebnisse. Diese repräsentieren dann die Bewertungen, wenn entweder der Substrattyp Ton, Schluff, Lehm ( $x_2$ ) vorhanden wäre **oder** der Substrattyp Sand ( $x_3$ ).

## BEWERTUNG DER PARAMETER DES TYP 3

Zur Bewertung der Parameter des Typs 3 müssen zunächst, die nach Flächenanteilen aufgenommene Teilbewertung eines Parameters zu einer Gesamtbewertung zusammengesetzt werden. Die Teilbewertungen beziehen sich in Abhängigkeit der Ausprägung nur auf einen Teil der zu bewertenden Fläche. Dies wird durch Multiplikation der Aggregationsmatrix mit einem **Flächenanteilsvektor** berücksichtigt. Die Flächenanteile werden in Klassen zusammengefasst und der Flächenanteilsvektor entspricht dem mittleren Wert der jeweiligen Klasse (verändert nach ENGELS 2009).

$$\vec{d}^P = \vec{f}^P \cdot AP = (f_1, f_2, \dots, f_N) \cdot AP \in [0,1]^M \quad (6.7)$$

Die Vektoren der Gesamtbewertung geben die Ausprägungen eines Parameters bezogen auf den Flächenanteil an. Dadurch ist es möglich, dass die Summe der Flächenanteile eines Parameters nicht 100% beträgt. Aufgrund dessen ist ein nachfolgender Normierungsschritt notwendig (verändert nach ENGELS 2009).

$$\vec{d}_{normiert}^P = \frac{1}{C} \cdot \vec{d}^P \quad \text{mit} \quad C = \sum_{i=1}^M d_i \quad (6.8)$$

Die Ermittlung des Bewertungsvektors erfolgt in gleicher Weise wie bei den Parametern des Typs 1 und des Typs 2. Den Ausprägungen eines Parameters werden zunächst Erreichungsgrade im Intervall  $[0,1]$  zugeordnet, die anschließend mittels einer gewässertyp- und parameterspezifischen Bewertungsfunktion in die Einträge aus dem Intervall  $[-1,1]$  überführt werden. Die Bewertungsvektoren eines Parameters ergeben sich durch Einsetzen der Erreichungsgrade, d.h. der erfassten Ausprägung in die Bewertungsfunktion. Durch Multiplikation des Bewertungsvektor mit dem transponierten normierten Vektors der Gesamtbewertung, der die Ausprägung bezogen auf die Flächenanteile angibt, erhält man abschließend die Bewertung eines Parameters (verändert nach ENGELS 2009).

$$q^P = \vec{b}^P \cdot \vec{d}_{normiert}^P \in [-1,1] \quad \text{mit} \quad \vec{b}^P = (e_1, e_2, \dots, e_M)^T \quad (6.9)$$

Die Bewertung von Parametern des Typs 3 wird am folgenden Beispiel B3 veranschaulicht.

**Beispiel (B2) für die Bewertung von Parametern des Typs 3**

Das beschriebene Vorgehen wird am Beispiel der linken Gewässerseite des Parameters „Uferstreifen“ erläutert (vgl. Abbildung 41). Die Aggregationsmatrix lautet folgendermaßen

$$A^{Ustr,l} = \begin{pmatrix} 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 1 \end{pmatrix}$$

Die Flächenanteile sind in vier Klassen mit den mittleren Flächenanteilen 75%, 30%, 5% und 0% eingeteilt. Der Flächenanteilsvektor ergibt sich somit zu

$$\vec{f}^{Ustr,lT} = (0,75 \quad 0,3 \quad 0,05 \quad 0)$$

Durch Einsetzen in Gleichung 7.7 ergibt

$$\vec{d}^{Ustr,l} = \vec{f}^{Ustr,lT} \cdot A^{Ustr,l} = (0,75 \quad 0,3 \quad 0,05 \quad 0) \cdot \begin{pmatrix} 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 1 \end{pmatrix} = (0,05 \quad 0,75 \quad 0 \quad 0)$$

Die Normierung ergibt sich nach Gleichung 6.8 zu

$$C = \sum_{i=1}^M d = 0,05 + 0,75 + 0 + 0 = 0,8$$

$$\vec{d}_{normiert}^{Ustr,l} = \frac{1}{C} \cdot \vec{d}^{Ustr,l} = \begin{pmatrix} 0,05 & 0,75 & 0 & 0 \\ 0,8 & 0,8 & & \end{pmatrix} = (0,06 \quad 0,94 \quad 0 \quad 0)$$

Zur Ermittlung des Bewertungsvektors werden zunächst Erreichungsgrade festgelegt. Der maximale Erreichungsgrad 1 entspricht einem vorhandenem Uferstreifen mit einer *Breite* > 10 m. Existiert *kein Uferstreifen* ist der Erreichungsgrad -1. Da in urbanen Gebieten schon das Vorkommen eines schmalen Uferstreifens (< 10 m) positiv zu bewerten ist, werden die Ausprägungen *Uferstreifen* < 5 m und *Uferstreifen* 5-10 m als Bonus, d. h. positiv bewertet. Für den Parameter *Uferstreifen* wurde folgende Bewertungsfunktion gewählt:

$$b(x) = \begin{cases} -1 & \text{für } x = 0 \\ x & \text{für } x > 0 \end{cases}$$

Nach Einsetzen der transponierten Erreichungsgrade in die Bewertungsfunktion ergibt sich der Bewertungsvektor

$$b^{Ustr,l}(e_d^T) = \vec{b}^{Ustr,l} = (1 \quad 0,67 \quad 0,3 \quad -1)$$

Durch Multiplikation des Bewertungsvektors mit dem transponierten normierten Vektor der Gesamtbewertung, erhält man abschließend die Bewertung des Parameters Uferstreifen:

$$q^{Ustr,l} = \vec{b}^{Ustr,l} \cdot \vec{d}_{normiert}^{Ustr,lT} = \begin{pmatrix} 1 & 0,67 & 0,33 & -1 \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} 0,06 \\ 0,94 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix} = \mathbf{0,78}$$

### 6.1.4 Schritt 3- Bewertung der Teilbereiche

Im dritten Schritt werden die Bewertungen der Parameter zu einer Bewertung der Teilbereiche zusammengefasst. Dies vereinfacht die Defizitanalyse und ermöglicht eine zielgerichtete Vorgehensweise bei der Maßnahmenplanung. Die Bewertung der Teilbereiche erfolgt durch eine normierte und gewichtete Addition der Parameterbewertungen (vgl. Kapitel 6.1.1). Aus den Schritten eins und zwei sind die Parameterbewertungen vorhanden. Für die Bewertung der Teilbereiche werden diese gewichtet, addiert, normiert und schließlich in das Zielintervall [-1,1] verschoben. Dazu werden im Einzelnen folgende Schritte durchgeführt (verändert nach ENGELS 2009):

1. Gewichtung:  $g(q^p) = a \cdot q^p \quad a > 0$

Die Gewichtungsfunktionen wurden gewässertyp- und parameterspezifisch bestimmt und sind im Anhang dargestellt. Wie bei den Bewertungsfunktionen ist eine spätere Justierung der Gewichtungsfunktionen nicht nur möglich, sondern ist auf Basis weiterer Erkenntnisse wünschenswert. Es ist darauf zu achten, dass die Gewichtungen nicht verwendet werden, um ein „gewünschtes“ Ergebnis zu erzielen.

2. Addition:  $h(g(q^p)) = \sum_j^n g(q^p)$

3. Normierung:  $f(x) = f(h(g(q^p))) = \frac{\sum_j^n g(q^p) - \sum_j^n \min g(q^p)}{\sum_j^n \max g(q^p) - \sum_j^n \min g(q^p)}$  mit  $f(x) \in [0,1]$

4. Lineare Intervallskalierung des Wertebereiches von [0, 1] auf  $[x_{0(\min)}, x_{0(\max)}]$ , d.h auf [-1, 1].

$$k(f) = tb^i = \left( \frac{\sum_i^n g(q^p) - \sum_i^n \min g(q^p)}{\sum_i^n \max g(q^p) - \sum_i^n \min g(q^p)} \right) \cdot (x_{0(\max)} - x_{0(\min)}) + x_{0(\min)}$$

$$= \left( \frac{\sum_i^n g(q^p) - \sum_i^n \min g(q^p)}{\sum_i^n \max g(q^p) - \sum_i^n \min g(q^p)} \right) \cdot 2 - 1$$

$tb^i$  = Bewertung eines Teilbereiches, mit  $i \in [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7]$  = Anzahl der Teillebensräume

Das Beispiel B 3 erläutert die Aggregation der Parameterbewertungen zu Teilbereichen an einem konkreten Fall.

**Beispiel (B3) für die Aggregation der Parameter zu einer Bewertung der Teilbereiche**

Die Bewertung der Teilbereiche *Räumliche Integration* setzt sich aus den Bewertungen der Parameter *Sichtbarkeit*, *Erreichbarkeit* und *Zugänglichkeit* zusammen. Diese wurden folgendermaßen bewertet:

$$\text{Sichtbarkeit } q^S = 0,5$$

$$\text{Erreichbarkeit } q^E = 1$$

$$\text{Zugänglichkeit } q^Z = 0$$

Die Gewichtungsfunktionen  $g(x)$  der Parameter seien gegeben zu

$$g(q^S) = 1 \cdot q^S$$

$$g(q^E) = 1 \cdot q^E$$

$$g(q^Z) = 1 \cdot q^Z$$

Die Addition der Parameter ergibt

$$h(g(q^P)) = \sum_j^n g(q^P) = 0,5 + 1 + 0 = 1,5$$

Die Normierung auf das Einheitsintervall  $[0,1]$  ergibt (vgl. dazu auch Kapitel 6.1.1)

$$\sum_j^n g(q^P) = 1,5$$

$$\sum_j^n \min g(q^P) = (-1) + (-1) + (-1)$$

$$\sum_j^n \max g(q^P) = 1 + 1 + 1 = 3$$

$$f(x) = f(h(g(q^P))) = \frac{\sum_j^3 g(q^P) - \sum_j^3 \min g(q^P)}{\sum_j^3 \max g(q^P) - \sum_j^3 \min g(q^P)} = \frac{1,5 - (-3)}{3 - (-3)} = 0,75$$

Die Bewertung der Räumlichen Integration ergibt sich schließlich aus der Intervallskalierung zu:

$$k(f) = tb^{RI} = \left( \frac{\sum_j^3 g(q^P) - \sum_j^3 \min g(q^P)}{\sum_j^3 \max g(q^P) - \sum_j^3 \min g(q^P)} \right) \cdot 2 - 1 = 0,75 \cdot 2 - 1 = \mathbf{0,5}$$

**6.1.5 Schritt 4 - Bewertung der Module**

In Schritt 4 werden die Bewertungen der Teilbereiche zu Bewertungen der Module *Strukturvielfalt* und *soziokulturelle Aspekte* zusammengefasst. Aus Schritt drei sind die Bewertungen der Teilbereiche vorhanden, die alle im Intervall  $[-1,1]$  liegen. Mithilfe der Formeln 7.1 bis 7.4 werden diese gewichtet, addiert, normiert und schließlich wieder in das Zielintervall  $[-1,1]$  skaliert. Die Gewichtungsfunktionen der einzelnen Teilbereiche sind im Anhang dargestellt. Im Einzelnen werden folgende Schritte durchgeführt (verändert nach ENGELS 2009):

1. Gewichtung:  $g(tb^i) = a \cdot tb^i \quad a > 0$

2. Addition:  $h(g(tb^i)) = \sum_i^n g(tb^i)$

3. Normierung:  $f(x) = f(h(g(tb^i))) = \frac{\sum_i^n g(tb^i) - \sum_i^n \min g(tb^i)}{\sum_i^n \max g(tb^i) - \sum_i^n \min g(tb^i)} \quad \text{mit } f(x) \in [0,1]$

4. Lineare Intervallskalierung des Wertebereiches von  $[0, 1]$  auf  $[x_{0(\min)}, x_{0(\max)}]$ , d.h auf  $[-1, 1]$ .

$$k(f) = m^k = \left( \frac{\sum_i^n g(tb^i) - \sum_i^n \min g(tb^i)}{\sum_i^n \max g(tb^i) - \sum_i^n \min g(tb^i)} \right) \cdot (x_{0(\max)} - x_{0(\min)}) + x_{0(\min)}$$

$$= \left( \frac{\sum_i^n g(tb^i) - \sum_i^n \min g(tb^i)}{\sum_i^n \max g(tb^i) - \sum_i^n \min g(tb^i)} \right) \cdot 2 - 1$$

$m^k$  = Bewertung eines Moduls, mit  $k \in [1,2]$

Das Beispiel B 4 erläutert die Aggregation der Bewertungen der Teilbereiche zu Modulen an einem konkreten Fall.

### Beispiel (B4) für die Aggregation der Bewertungen der Teilbereiche zu einer Bewertung der Module

Die Bewertung des Moduls *Soziokulturelle Aspekte* setzt sich aus den Bewertungen der Teilbereiche *Räumliche Integration* und *Attraktivität des Gewässerraums* zusammen. Diese wurden folgendermaßen bewertet:

Räumliche Integration  $tb^{RI} = 0,5$

Attraktivität des Gewässerraums  $tb^{AG} = 1$

Die Gewichtungsfunktionen  $g(x)$  der Teilbereiche seien gegeben zu

$$g(tb^{RI}) = 1 \cdot tb^{RI}$$

$$g(tb^{AG}) = 1 \cdot tb^{AG}$$

Die Addition der Parameter ergibt

$$h(g(tb^i)) = \sum_i^2 g(tb^i) = 0,5 + 1 = 1,5$$

Die Normierung auf das Einheitsintervall  $[0,1]$  ergibt (vgl. dazu auch Kapitel 6.1.1)

$$\sum_i^2 g(tb^{RI+AG}) = 1,5$$

$$\sum_i^2 \min g(tb^{RI+AG}) = (-1) + (-1) = -2$$

$$\sum_i^2 \max g(tb^{RI+AG}) = 1 + 1 = 2$$

$$f(h(g(tb^{RI+AG}))) = \frac{\sum_i^2 g(tb^{RI+AG}) - \sum_i^2 \min g(tb^{RI+AG})}{\sum_i^2 \max g(tb^{RI+AG}) - \sum_i^2 \min g(tb^{RI+AG})} = \frac{1,5 - (-2)}{2 - (-2)} = 0,875$$

Die Bewertung der Räumlichen Integration ergibt sich schließlich aus der Intervallskalierung zu:

$$k(f) = m^{SK} = \left( \frac{\sum_i^2 g(tb^{RI+AG}) - \sum_i^2 \min g(tb^{RI+AG})}{\sum_i^2 \max g(tb^{RI+AG}) - \sum_i^2 \min g(tb^{RI+AG})} \right) \cdot 2 - 1 = 0,875 \cdot 2 - 1 = \mathbf{0,75}$$

#### 6.1.6 Schritt 5 – Überführung in Güteklassen

Im fünften Schritt werden die Bewertungen die sich im Intervall  $[-1,1]$  befinden in Güteklassen überführt. Die Umrechnung kann prinzipiell mittels einer Transformationsfunktion 6.10. (s. unten) erfolgen, die für dieses Verfahren verändert und angepasst wurde. Dies ermöglicht im Gegensatz zur Intervallverschiebung eine explizite Zuordnung der einzelnen Bewertungen zu einer Güteklasse und bewirkt z.B. dass negative Bewertungen (Malus) immer die Güteklassen 4 oder 5 erhalten. Die resultierende Güteklasse wird durch Abschneiden aller Nachkommastellen als ganze Zahl angegeben (verändert nach ENGELS 2009).

$$\text{Gütekategorie } u(m^k) \begin{cases} -2x + 3,9 & -1 \leq x < 0 \\ -3x + 3,9 & 0 \leq x \leq 1 \end{cases} \quad \text{mit } x \in [-1,1] \quad (6.10)$$

An der Höhe der (ersten) Nachkommazahl lässt sich ablesen, ob sich die Bewertung eher am unteren Rand, mittig oder oberen Rand der ermittelten Gütekategorie befindet (vgl. Beispiel B 5). Die Gütekategorien sind folgendermaßen definiert. In Deutschland wird zur Darstellung der Gütekategorien häufig die in Tabelle 15 dargestellte Farbskala verwendet.

**Tabelle 15: Zustandsklassen der fünfstufigen Bewertung**

Strukturklassen 5-stufig	Zustandsklassen	gebräuchliche Farbskala
1	sehr gut	
2	gut	
3	mäßig	
4	unbefriedigend	
5	schlecht	

Wenn es für mindestens einen Parameter mehr als einen gültigen Einzelfall gibt, resultiert daraus die Berechnung von mindestens zwei Gesamtbewertungen für einen Bewertungsbereich. Die Angabe der Ergebnisse kann dann je nach Zielsetzung auf verschiedene Arten erfolgen. Durch Angabe der schlechtesten Bewertung wird garantiert, dass mindestens diese Gütekategorie erreicht wird. Alternativ kann das Intervall mit der minimalen und maximalen ermittelten Bewertung als untere bzw. obere Intervallgrenze der Ergebnisdarstellung verwendet werden, um den Bereich aller tatsächlich möglichen Gütekategorien abzudecken.

#### **Beispiel (B5) für die Überführung in Gütekategorien.**

Die Bewertung für das Modul soziokulturelle Aspekte des Beispiels B4 beträgt 0,75 und liegt im Intervall  $[-1,1]$ .

Setzt man diesen Wert in die Transformationsfunktion ein, erhält man folgende Gütekategorie:

$$f(m^k) = -3 \cdot x + 3,9 = -3 \cdot 0,75 + 4 \approx 1,75 \Rightarrow \text{Gütekategorie 1}$$

Die Bewertung befindet sich unteren Rand der ermittelten Gütekategorie.



## 6.2 Bewertungsfunktionen der einzelnen Parameter

Für jeden Parameter der Module *Strukturvielfalt* und *soziokulturelle Aspekte* wurden in Abhängigkeit des Gewässertyps spezifische Funktionen definiert, die im Anhang dargestellt sind (vgl. auch ENGELS 2009). Die Bewertung der Parameter der *aquatischen Durchgängigkeit* erfolgt ohne Bewertungsfunktionen und ist Kapitel 6.3 erläutert. Im Einzelnen sind im Anhang folgende parameter- und gewässertypspezifisch Funktionen und Vektoren aufgelistet, deren Bedeutung nochmals kurz erläutert wird.

- Erreichungsgrade:** Die Erreichungsgrade überführen die einzelnen Ausprägungen, die durch ihre Position im Vektor definiert sind, in Zahlenwerte. So lautet z.B. der transponierte Erreichungsgradvektor für den Parameter *Uferverbau (VU)*:  $e^{VU, T} = (0 \ 0,25 \ 0,5 \ 0,75 \ 1)$ .  
Der maximale Verbau des Ufers mit dem Erreichungsgrad 1 entspricht einem Glattverbau. Wenn das Ufer keinen Verbau aufweist, dann ist der Erreichungsgrad 0. Die übrigen Ausprägungen e erhalten mit zunehmendem Verbau des Ufers Werte zwischen 0 und 1, wobei jeweils gleiche Abstände zwischen den Erreichungsgraden gewählt werden.
- Flächenanteilsvektor (nur bei Parametern des Typ 3):** Die Teilbewertungen beziehen sich in Abhängigkeit der Ausprägung nur auf einen Teil der zu bewertenden Fläche. Dies wird durch Multiplikation der Aggregationsmatrix mit einem Flächenanteilsvektor  $f^p$  berücksichtigt. Die Flächenanteile werden in Klassen zusammengefasst und der Flächenanteilsvektor entspricht dem mittleren Wert der jeweiligen Klasse. Der Flächenanteilsvektor für den Parameter *Uferverbau (VU)*, linke und rechte Seite lautet z.B.:  $\tilde{f}^{VU, l, r, T} = (0,75 \ 0,3 \ 0,05 \ 0)$   
Die Flächenanteile sind in vier Klassen mit den mittleren Flächenanteilen 75%, 30%, 5% und 0% eingeteilt.
- Bewertungsfunktion:** Für jeden Parameter existiert in Abhängigkeit des Gewässertyps eine eigene Bewertungsfunktion, die den Erreichungsgraden einen Wert aus dem Intervall  $[-1,1]$  zuweist. Die Bewertungsfunktion definiert die „eigentliche Wertigkeit“ einer Ausprägung. Es wurden abschnittsweise lineare Funktionen verwendet. Damit liegt der Bewertungsfunktion die vereinfachte Annahme zugrunde, dass der Abstand zwischen den Ausprägungen innerhalb eines Abschnittes gleich groß ist. Die Einteilung der Abschnitte erfolgte spezifisch für jeden Parameter unter Berücksichtigung des entsprechenden Referenzzustandes in Abhängigkeit der Gewässertypen. Das Vorgehen zur Definition der Bewertungsfunktionen ist am Beispiel B6 anhand des Parameters Substratdiversität exemplarisch erläutert. Eine weitere Optimierung der Bewertungsfunktion durch neuere Forschungserkenntnisse ist sinnvoll.

### Beispiel (B6) zur Definition der Bewertungsfunktionen

Die Erreichungsgrade des Parameters *Substratdiversität* lauten:  $e^T = (1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0)$

Die Bewertung der *Substratdiversität (Sd)* erfolgt in Abhängigkeit vom Gewässertyp. Bei einem Fließgewässer vom Typ *Rhithral karbonatisch (Rk)* und *Potamal kiesig (Pk)* entspricht bereits eine „große Substratdiversität“ dem Referenzzustand und wird daher mit 1 bewertet. Mit abnehmender Substratdiversität, nimmt die Bewertung des Parameters linear ab bis bei „keine Substratdiversität“ schließlich die Bewertung mit  $-1$  erfolgt. Demnach lautet die Bewertungsfunktion wie folgt:

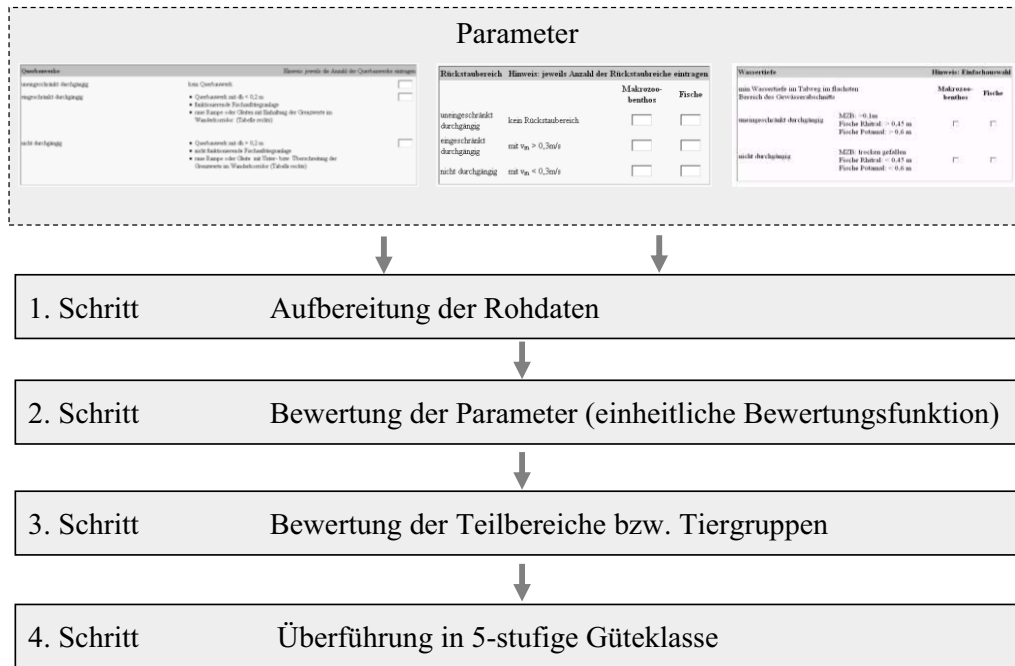
$$b_{Rk, Pk}^{Sd}(x) = \begin{cases} \frac{2}{0,75} \cdot x - 1 & \text{für } x \leq 0,75 \\ 1 & \text{für } x > 0,75 \end{cases}$$

- **Bewertungsvektor:** Der Bewertungsvektor ergibt sich durch einsetzen der Erreichungsgrade in die Bewertungsfunktion.
- **Gewichtungsfunktion der Parameter:** Mit der Gewichtungsfunktion ist es möglich die Bewertung eines Parameters in Abhängigkeit von seinem Wert oder des Gewässertyps stärker oder schwächer in die aggregierte Bewertung einfließen zu lassen. So werden z.B. die Parameter *Bodenständigkeit der Ufervegetation* und *Struktur der Ufervegetation* mit dem Faktor 0,5 gewichtet, da sie sich gegenseitig beeinflussen und eine fehlende Ufervegetation das Gesamtergebnis nicht zu stark abwertet.
- **Gewichtungsfunktion der Teilbereiche:** Mit der Gewichtungsfunktion ist es möglich einzelne Teilbereiche stärker oder schwächer in die aggregierte Bewertung einfließen zu lassen. So werden z.B. einige Teilbereiche des Moduls *Strukturvielfalt* für die linke und rechte Gewässerseite getrennt bewertet. Jede Gewässerseite wird daher mit Faktor 0,5 gewichtet. Der Teilbereich *Querprofil* besteht nur aus einem Parameter und wird daher ebenfalls mit dem Faktor 0,5 gewichtet, so dass er nicht zu stark in die Bewertung eingeht.

### 6.3 Bewertungsalgorithmus für das Modul *Aquatische Durchgängigkeit*

Die Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit unterscheidet sich von der Bewertung der Strukturvielfalt und der soziokulturellen Aspekte. Bei der Bewertung der Durchgängigkeit ist es nicht sinnvoll, wenn gute oder schlechte Parameter sich ausgleichen können. So kann die schlechteste Ausprägung eines Parameters bzw. der Parameter mit der schlechtesten Durchgängigkeit die gesamte Durchgängigkeit des Gewässerabschnitts für die jeweilige Tiergruppe behindern (ENGELS 2009). Die zwei Tiergruppen *Makrozoobenthos* und *Fische* stellen die Teilbereiche dar.

Um eine Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit zu erhalten, sind vier Berechnungsschritte notwendig. Im ersten Schritt erfolgt eine Aufbereitung der Rohdaten. Die Bewertung der Parameter findet im zweiten Schritt statt. Die Addition der Parameterbewertungen zu einer Bewertung des Teilbereiches bzw. der Tiergruppe und eine Einteilung in eine Durchgängigkeitsklasse erfolgt in Schritt 3. Im letzten Schritt wird die ermittelte Durchgängigkeitsklasse in eine der fünf Bewertungsstufen überführt.



**Abbildung 42:** Schematische Darstellung des Bewertungsalgorithmus für das Modul *Aquatische Durchgängigkeit*.

### 6.3.1 Schritt 1 – Aufbereitung der Rohdaten

Die Erfassung und Darstellung der Rohdatenvektoren erfolgt analog zu den Modulen Strukturvielfalt und soziokulturelle Aspekte (vgl. Kapitel 6.1). Allerdings entspricht der Eintrag des Vektors der Häufigkeit des Auftretens dieser Ausprägung. Alle Parameter können immer eindeutig erfasst werden, daher muss keine Aufspaltung in Einzelfälle erfolgen (ENGELS 2009). Das Beispiel B7 erläutert die Aufbereitung der Rohdaten.

### Beispiel (B7) für die Aufbereitung der Rohdaten für die Parameter der aquatischen Durchgängigkeit.

In einem Gewässerabschnitt befindet sich ein Absturz mit einer Höhe von weniger als 10 cm. Die Bewertung des Parameters *Querbauwerke* ist für Fische und Makrozoobenthos gleich.

Querbauwerke		Hinweis: jeweils die Anzahl der Querbauwerke eintragen
uneingeschränkt durchgängig	kein Querbauwerk	<input type="text"/>
eingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Querbauwerk mit dh &lt; 0,2 m</li> <li>• funktionierende Fischaufstiegsanlage</li> <li>• raue Rampe oder Gleiten mit Einhaltung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts)</li> </ul>	<input type="text" value="1"/>
nicht durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Querbauwerk mit dh &gt; 0,2 m</li> <li>• nicht funktionierende Fischaufstiegsanlage</li> <li>• raue Rampe oder Gleite mit Unter- bzw. Überschreitung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts)</li> </ul>	<input type="text"/>

$$\Rightarrow \text{Rohdatenvektoren: } \vec{x}^{QB,M} = \begin{pmatrix} 0 \\ 1 \\ 0 \end{pmatrix}, \quad \vec{x}^{QB,F} = \begin{pmatrix} 0 \\ 1 \\ 0 \end{pmatrix}$$

#### 6.3.2 Schritt 2: Bewertung der Parameter

In diesem Schritt erfolgt die Bewertung der Parameter. Dazu werden die Rohdatenvektoren mit dem Bewertungsvektor multipliziert. Der Bewertungsvektor ist für alle Parameter der aquatischen Durchgängigkeit gleich. Die schlechteste Ausprägung ist für die Bewertung entscheidend. Dies lässt sich durch Aufspaltung der Durchgängigkeitsklassen auf die verschiedenen Ziffern einer mehrstelligen Zahl erzielen. Jede Stelle dieser Zahl spiegelt jeweils eine Durchgängigkeitsklasse wieder. Bei der Verwendung des Zehnersystems stellen z.B. die Einser die Anzahl der eingeschränkt durchgängigen Ausprägungen und die Zehner die Anzahl der nicht durchgängigen Ausprägungen eines Parameters dar (verändert nach ENGELS 2009).

$$\begin{aligned} \text{uneingeschränkt durchgängig} &\hat{=} 0 \\ \text{eingeschränkt durchgängig} &\hat{=} [1,2,3,4,5,6,7,8,9] \\ \text{nicht durchgängig} &\hat{=} [10,20,30,\dots,90] \end{aligned} \quad (6.11)$$

Der Bewertungsvektor für die Parameter *Querbauwerke*, *Rückstaubereich*, *Verrohrung/Durchlässe* und *Anbindung Nebengewässer* ergibt sich somit zu:

$$\vec{b}^{\dot{p}jT} = (0 \ 1 \ 10) \quad (6.12)$$

Bei den Parametern *Fließgeschwindigkeit* und *Wassertiefe* gibt es nur die Ausprägung

$$\begin{aligned} \text{uneingeschränkt durchgängig} &\hat{=} 0 \\ \text{nicht durchgängig} &\hat{=} [10,20,30,\dots,90] \end{aligned} \quad (6.13)$$

Der Bewertungsvektor für die Parameter *Fließgeschwindigkeit* und *Wassertiefe* ergibt sich zu

$$\vec{b}^{\dot{p}jT} = (0 \ 10) \quad (6.14)$$

Erhalten die Parameter *Querbauwerke*, *Rückstaubereich*, *Verrohrung/Durchlässe* und *Anbindung Nebengewässer* in einem Abschnitt mehr als neunmal die Bewertung „eingeschränkt durchgängig“,

ergibt sich eine schlechtere Durchgängigkeitsklasse. Dies ist sinnvoll, da z.B. die Durchgängigkeit eines Gewässerabschnitts mit zehn oder mehr eingeschränkt durchgängigen Hindernissen in der Summe nicht mehr gegeben ist und in Regel auch nicht mehr als 9 Hindernisse in einem Abschnitt vorkommen.

Der erste Eintrag des Bewertungsvektors ist eine Null. Somit ist sichergestellt, dass mehrere uneingeschränkt durchgängige Parameter in der Summe niemals eine schlechtere Durchgängigkeitsklasse erreichen. Die nach Gleichung 6.12 ermittelten Bewertungen geben für die jeweilige Tiergruppe die Bewertung der Durchgängigkeit für einen Parameter an (verändert nach ENGELS 2009).

$$q^p = \vec{b}^{pT} \cdot \vec{x}^p \text{ mit } \vec{b}^{pT} = (0 \ 1 \ 10) \quad (6.15)$$

Das Beispiel B8 erläutert die Berechnung der Parameterbewertung an einem konkreten Fall.

### Beispiel (B8) für die Bewertung eines Parameters des Moduls der aquatischen Durchgängigkeit.

Gegeben sind die Rohdatenvektoren aus Beispiel B6 und der Bewertungsvektor:

$$\Rightarrow \text{Rohdatenvektoren: } \vec{x}^{QB,M} = \begin{pmatrix} 0 \\ 1 \\ 0 \end{pmatrix}, \vec{x}^{QB,F} = \begin{pmatrix} 0 \\ 1 \\ 0 \end{pmatrix}$$

$$\text{Bewertungsvektor: } \vec{b}^{pjT} = (0 \ 1 \ 10)$$

Durch Multiplikation der Rohdatenvektoren mit dem Bewertungsvektor nach Gleichung 7.12 ergeben sich folgende Parameterbewertungen für die einzelnen Tiergruppen:

$$q^{QB,M} = \vec{b}^{QB,M T} \cdot \vec{x}^{QB,M} = (0 \ 1 \ 10) \cdot \begin{pmatrix} 0 \\ 1 \\ 0 \end{pmatrix} = 1$$

$$q^{QB,F} = \vec{b}^{QB,F T} \cdot \vec{x}^{QB,F} = (0 \ 1 \ 10) \cdot \begin{pmatrix} 0 \\ 1 \\ 0 \end{pmatrix} = 1$$

### 6.3.3 Schritt 3 – Bewertung der Teilbereiche bzw. Tiergruppen

Alle Parameterbewertungen einer Tiergruppe werden im dritten Schritt durch Addition zusammengefasst. Daraus resultiert eine Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit für jede Tiergruppe.

$$tb^i = \sum_j^n q^p \quad (6.16)$$

Die erhaltenen Bewertungen für die jeweilige Tiergruppe werden in einer der folgenden Durchgängigkeitsklassen überführt. Die schlechteste Bewertung ist maßgeblich, d.h. je mehr Stellen eine Bewertung aufweist, umso schlechter ist die aquatische Durchgängigkeit (verändert nach ENGELS 2009).

$$tb^i = \begin{cases} \text{uneingeschränkt durchgängig} & \text{für } x < 1 \\ \text{eingeschränkt durchgängig} & \text{für } 1 \leq x < 10 \\ \text{nicht durchgängig} & \text{für } 10 \leq x < 100 \end{cases} \quad (6.17)$$

Das Beispiel B9 erläutert Schritt vier an einem konkreten Fall.

**Beispiel (B9) für die Bewertung eines Teilbereichs bzw. einer Tiergruppe**

In diesem Beispiel wird die Ermittlung der Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit für die Tiergruppe *Fische* dargestellt.

Folgende Parameterbewertungen sind gegeben:

Querbauwerke (QB)  $q^{QB,F} = 1$

Rückstaubereich (RB)  $q^{RB,F} = 2$

Fließgeschwindigkeit (V)  $q^{V,F} = 10$

Wassertiefe (Y)  $q^{Y,F} = 0$

Verrohrung (VR)  $q^{VR,F} = 0$

Anbindung Nebengewässer (NG)  $q^{NG,F} = 1$

Daraus resultiert folgende Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit für Fische

$$tb^F = \sum_1^6 q^{p^F} = 1 + 2 + 10 + 0 + 0 + 1 = 14$$

Dies bedeutet, dass im bewerteten Abschnitt ein Parameter als nicht durchgängig (Fließgeschwindigkeit) eingestuft wurde und sechs eingeschränkt durchgängige Hindernis für Fische vorkommen. Da die schlechteste Bewertung ausschlaggebend für die Bewertung ist ergibt sich die Durchgängigkeitsklasse **nicht durchgängig**.

**6.3.4 Schritt 4 – Ermittlung der Güteklassen für die aquatische Durchgängigkeit**

Aus den ermittelten Durchgängigkeitsklassen für jede Tiergruppe folgt im vierten Schritt eine Güteklasse für den gesamten Bewertungsbereich der aquatischen Durchgängigkeit. Die Güteklasse 1 wird erreicht, wenn der untersuchte Gewässerabschnitt für alle Tiergruppen uneingeschränkt durchgängig ist. Die Zuordnungen zu einer Güteklasse für die aquatische Durchgängigkeit erfolgen gemäß folgender Einteilung (verändert nach ENGELS 2009):

Güteklasse 1 => Gewässerabschnitt ist für alle Tiergruppen uneingeschränkt durchgängig

Güteklasse 2 => Gewässerabschnitt ist für Fische uneingeschränkt durchgängig und für das Makrozoobenthos eingeschränkt durchgängig.

Güteklasse 3 => Gewässerabschnitt ist für beide Tiergruppen mindestens eingeschränkt durchgängig.

Güteklasse 4 => Gewässerabschnitt ist für eine Tiergruppe nicht durchgängig.

Güteklasse 5 => Gewässerabschnitt ist für beide Tiergruppen nicht durchgängig.

Die Überführung in Güteklassen wird am Beispiel B10 veranschaulicht.

**Beispiel (B10) für die Ermittlung der Güteklassen für die aquatische Durchgängigkeit**

Die Bewertung der Durchgängigkeit für die drei Tiergruppen ist folgendermaßen gegeben:

$\ddot{x}^M = 12 \Rightarrow$  nicht durchgängig für das Makrozoobenthos

$\ddot{x}^F = 2 \Rightarrow$  eingeschränkt durchgängig für Fische

Dies ergibt die Güteklasse **4**.

## 7 Exemplarische Anwendung und Quantifizierung von Strukturklassen zur Verbesserung der Datenbasis

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse und Erkenntnisse dargestellt, die bei der Anwendung des Verfahrens an verschiedenen Gewässerabschnitten gewonnen wurden. Des Weiteren wird auf Basis dieser Ergebnisse untersucht, inwieweit eine Erweiterung der Datengrundlage durch hydraulische und geometrische Messdaten zur Bewertung urbaner Fließgewässerstrecken möglich ist und die Subjektivität der visuellen Bewertung verbessert werden kann (vgl. Kapitel 4.1.2.1).

### 7.1 Exemplarische Anwendung

Das Verfahren wurde an verschiedenen urbanen Gewässerabschnitten verschiedener Größe und mit einem unterschiedlichen Gewässertyp getestet. Folgende Gewässerabschnitte wurden kartiert:

- Wiese in Lörrach
- Losse in Kassel-Bettenhausen
- Murg in Forbach
- Wupper in Wuppertal
- Pader in Paderborn
- Rhein in Düsseldorf
- Lippe in Lippstadt
- Schwarzbach in Düsseldorf-Kalkum
- Cheongyecheon in Seoul
- Alb in Karlsruhe
- Tschermjanka in Moskau
- Isar in München

Am Beispiel der Alb in Ettlingen und Karlsruhe ist exemplarisch eine detaillierte Beschreibung der Anwendung im Gelände erörtert. Eine kritische Analyse der Erkenntnisse die aus der Anwendung des Verfahrens in der Praxis resultieren hinsichtlich der Reliabilität, Verwendbarkeit, Objektivität und Validität des Verfahrens ist in Kapitel 7.3 dargestellt.

### 7.2 Untersuchungsgebiet der Alb in Karlsruhe

Die Alb entspringt im Nordschwarzwald, in der Nähe von Bad Herrenalb, durchfließt Ettlingen und Karlsruhe und mündet nach ca. 55 km bei Karlsruhe Neureut in den Rhein. Die Alb ist im Bereich Ettlingen und Karlsruhe ein typisch urbanes Gewässer, geprägt durch Begradigungen und mehreren Verlegungen des Flusslaufes. In den letzten Jahren wurden an verschiedenen Stellen Umgestaltungsmaßnahmen durchgeführt, mit dem Ergebnis, dass die Alb heute als Natura 2000 Gebiet eingestuft wird. Für die Bewohner der Stadt Karlsruhe besitzt die Alb einen großen Freizeitwert (LUBW 2006).

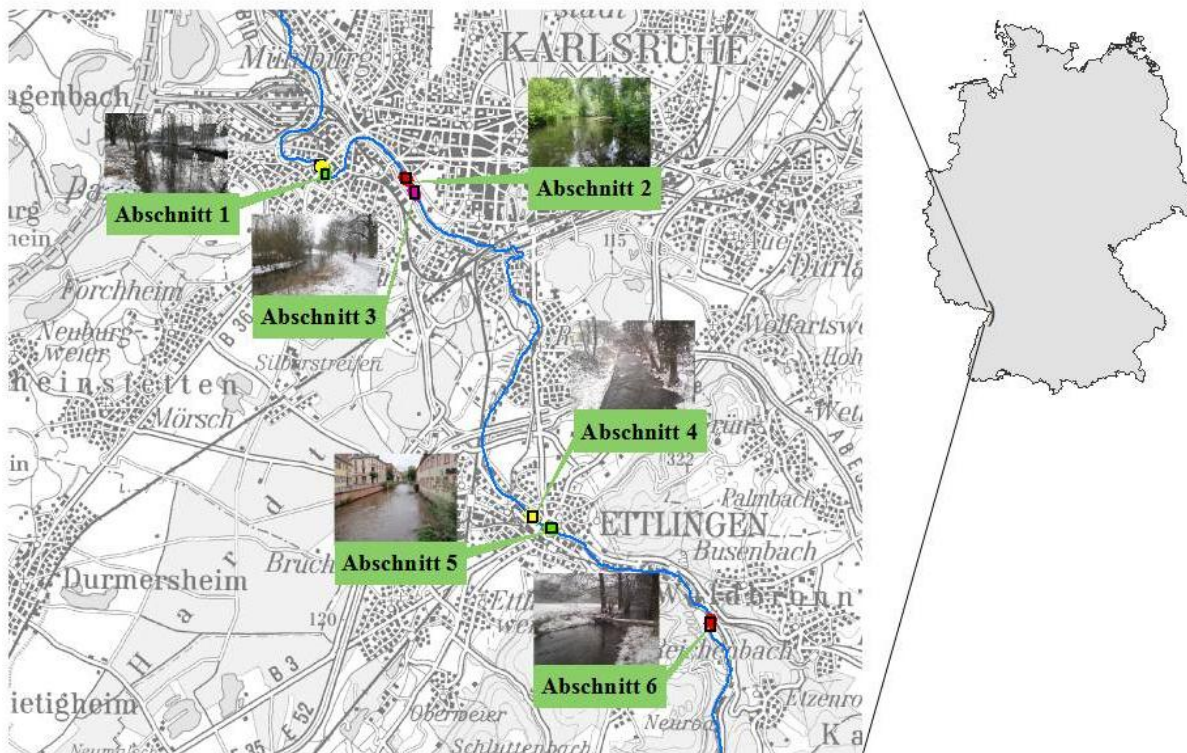


Im untersuchten Bereich verläuft die Alb als sommerkalter großer Flachlandbach und entspricht der Fischregion des Hyporhithral (Äschenregion). Die Alb ist somit dem Gewässertyp *Rhithral, silikatisch* zuzuordnen (vgl. Kapitel 4.2). Abflussregime und Sohlmaterial werden im Wesentlichen durch das Einzugsgebiet des Nordschwarzwaldes bestimmt (GORKA & ROOS 2002). Die Alb ist durch ein pluviales Abflussregime mit Niedrigwasser im Spätsommer und Hochwasserereignissen im Frühjahr gekennzeichnet. Die hydrologischen Daten der Alb sind in Tabelle 16 zusammengefasst.

**Tabelle 16: Hydrologische Daten der Alb (HOCHWASSER-VORHERSAGE-ZENTRALE, LUBW 2010)**

Einzugsgebiet	150 km <sup>2</sup>
Pegel	Ettlingen, Fluss km 23+500
Mittelwert der niedrigster Abfluss der Jahre 1980-2003 (MNQ)	0,78m <sup>3</sup> /s
Mittlerer Abfluss der Jahre 1980 bis 2003 (MQ)	2,55 m <sup>3</sup> /s
2-jährlicher Hochwasserabfluss	2626 m <sup>3</sup> /s
100-jährlicher Hochwasserabfluss	97 m <sup>3</sup> /s

Aufgrund der guten Erreichbarkeit, der urbanen Lage und dem Vorhandensein von Gewässerstrecken mit unterschiedlicher Gewässerstrukturgüte wurden sechs Gewässerabschnitte an der Alb in Ettlingen und Karlsruhe für die beschriebenen Untersuchungen ausgewählt. Alle Abschnitte, mit je 100 m Länge besitzen eine unterschiedliche Gewässerstrukturgüte. Abbildung 43 gibt einen Überblick über die Lage der ausgewählten Abschnitte.



**Abbildung 43: Lage der untersuchten Abschnitte an der Alb.**

Alle sechs Abschnitte wurden mit dem modularen Bewertungsverfahren für urbane Fließgewässer erfasst und bewertet.

#### 7.2.1.1 ABSCHNITT 1

Die untere Grenze des Abschnitts 1 befindet sich ca. 200 oberhalb des Thomaswehres an der Alb in der Günther-Klotz Anlage, einer Parkanlage in Karlsruhe. Die Strukturvielfalt ist *mäßig*, gekennzeichnet durch eine bodenständige Vegetation und vereinzelt vorkommenden Ufer- und Sohlstrukturen. Der Abschnitt befindet sich noch im Rückstaubereich des Thomaswehres, was niedrige Fließgeschwindigkeiten zur Folge hat. Die aquatische Durchgängigkeit ist zum Zeitpunkt der Kartierung trotz nicht vorhandener Hindernisse nicht gegeben. Die Ursache dafür ist, dass kein durchgängiger Wasserkorridor mit der geforderten Mindestgeschwindigkeit vorhanden ist (vgl. Kapitel 4.2.2.1). Die soziokulturelle Bewertung ist *mäßig*. Ein durchgängig asphaltierter Weg am rechten Ufer, Liegewiesen, Tischtennisplatte und regelmäßig geleerte Mülleimer tragen als positive Aspekte zu dieser Bewertung bei. Als negative Aspekte sind der Verkehrslärm der nahen Straße und die geringe Eigenart zu nennen. Abbildung 44 gibt einen Eindruck über den Untersuchungsabschnitt 1.



Abbildung 44: Untersuchungsabschnitt 1

#### 7.2.1.2 ABSCHNITT 2

Der zweite Abschnitt befindet sich stromaufwärts von Abschnitt 1 in der Günter-Klotz Anlage. Der geradlinige Lauf des Gewässers wird durch eine kleine Insel aufgelockert. Strukturen an der Sohle und am Böschungsfuß sind z.B. durch Kiesbänke und überhängende Zweige mehrfach gegeben. Die Strukturvielfalt ist *gut* und die aquatische Durchgängigkeit ist gegeben. Beidseitig des Gewässers verlaufen Wege, die von Joggern, Fahrradfahrern, Inlineskatern etc. stark frequentiert werden. Die Zugänglichkeit ist an einzelnen Stellen durch abgeflachte Ufer sehr gut. Abbildung 45 gibt einen Überblick über den Abschnitt 2.



Abbildung 45: Untersuchungsabschnitt 2

### 7.2.1.3 ABSCHNITT 3

Ca. 500 m oberhalb des zweiten Abschnittes befindet sich Abschnitt 3. Durch eine große verzweigte Insel ist der Abschnitt gekennzeichnet durch eine sehr große Breitenvarianz.



Abbildung 46: Abschnitt drei mit großer verzweigter Insel (BING MAPS, 2010).

Zahlreiche Strukturen an Ufer und Böschung sowie ein bodenständige Vegetation führen zu einer Bewertung der Strukturvielfalt mit *sehr gut*. Die aquatische Durchgängigkeit ist zum Zeitpunkt der Kartierung nicht gegeben, da kein durchgängiger Wanderkorridor mit einer ausreichenden Wassertiefe vorhanden ist. Durch eine gute Erreichbarkeit und Zugänglichkeit sowie eine hohe Aufenthaltsqualität wurden die soziokulturellen Aspekte mit *gut* bewertet. Störend ist der Verkehrslärm der parallel zum Gewässer verlaufenden Umgehungsstraße. Drei Fotos des Abschnittes 2 sind in Abbildung 47 dargestellt.



Abbildung 47: Untersuchungsabschnitt 3

### 7.2.1.4 ABSCHNITT 4

Der vierte Abschnitt befindet sich in Ettlingen. Der linke Böschungsfuß ist befestigt und das Profil ist stark eingetieft. Durch eine hohe Strömungsdiversität, die eine hohe Substratvielfalt bedingt und eine bodenständige Vegetation wurde die Strukturvielfalt mit *mäßig* bewertet. Die aquatische Durchgängigkeit ist zum Zeitpunkt der Kartierung für Fische nicht gegeben, da kein durchgängiger Wanderkorridor mit einer ausreichenden Wassertiefe vorhanden ist. Die soziokulturelle Bewertung fällt aufgrund einer nicht vorhandenen Zugänglichkeit und Sichtbarkeit *unbefriedigend* aus. Abbildung 48 gibt einen Überblick über den Abschnitt 4.



**Abbildung 48: Untersuchungsabschnitt 4**

#### 7.2.1.5 ABSCHNITT 5

Dieser Abschnitt befindet sich in der Innenstadt von Ettlingen und ist stark anthropogen geprägt. Das Gewässer verläuft in einem Kastenprofil mit senkrechten Ufermauern und einer offenen Sohle. Die Strukturvielfalt wurde mit *unbefriedigend* bewertet. Es gibt keine Hindernisse im Abschnitt. Zum Zeitpunkt der Kartierung ist die Durchgängigkeit für Fische jedoch wiederum nicht gegeben, da kein durchgängiger Wanderkorridor mit ausreichender Wassertiefe vorhanden ist. Die Bewertung der soziokulturellen Aspekte ergab die Strukturklasse 3 – *mäßig*. Abbildung 49 zeigt Fotos des Abschnittes 5.



**Abbildung 49: Untersuchungsabschnitt 5**

#### 7.2.1.6 ABSCHNITT 6

Abschnitt sechs befindet sich am oberstromigen Rand des Untersuchungsgebietes in einem kleinen Industriegebiet von Ettlingen. Dieser Abschnitt ist der natürlichste der untersuchten Abschnitte und die Strukturvielfalt wurde mit *sehr gut* bewertet. Die aquatische Durchgängigkeit erhielt dagegen die schlechteste Bewertung, da sehr geringe Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten das Passieren dieses Abschnittes zum Zeitpunkt der Kartierung nicht ermöglichen. Ein natürliches Umfeld und eine gute Zugänglichkeit führen zu einer Bewertung der soziokulturellen Aspekte mit *mäßig*. Abbildung 50 gibt einen Eindruck des Abschnittes 6.



Abbildung 50: Untersuchungsabschnitt 6

Die ausgefüllten Erhebungsbögen und die komplette Auswertung sind im Anhang dargestellt. Die Bewertung der Breitenvarianz, der Strömungsdiversität, der Tiefenvarianz, der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit sowie die Gesamtbewertung der drei Module sind in folgender Tabelle zusammengefasst. Die entsprechende Güteklasse ist jeweils in der Klammer angegeben.

Tabelle 17: Zusammenfassung der visuellen Bewertung der untersuchten Abschnitte an der Alb in Karlsruhe

Bewertung	Abschnitt 1	Abschnitt 2	Abschnitt 3	Abschnitt 4	Abschnitt 5	Abschnitt 6
<b>Tiefenvarianz</b>	-1 (5)	0 (3)	0,5 (2)	0 (3)	-0,5 (4)	1 (1)
<b>Strömungsdiversität</b>	-1 (5)	0 (3)	0 (3)	0,5 (2)	-0,5 (4)	1 (1)
<b>Breitenvarianz</b>	-0,75 (5)	0 (3)	1 (1)	-0,5 (4)	-0,5 (4)	0,5 (2)
<b>Wassertiefe</b>	MZB: 0 Fische: 0	MZB: 0 Fische: 0	MZB: 0 Fische: 10	MZB: 0 Fische: 10	MZB: 0 Fische: 10	MZB: 10 Fische: 10
<b>Fließgeschwindigkeit</b>	MZB, Fi- sche: 10	MZB, Fi- sche: 0	MZB, Fi- sche: 10	MZB, Fi- sche: 0	MZB, Fi- sche: 0	MZB, Fi- sche: 10
<b>Strukturvielfalt</b>	0,29 (3)	0,53 (2)	0,77 (1)	0,21 (3)	-0,49 (4)	0,75 (1)
<b>Aquatische Durchgängigkeit</b>	(5)	(1)	(5)	(4)	(4)	(5)
<b>Soziokulturelle Aspekte</b>	0,26 (3)	0,66 (2)	0,55 (2)	-0,2 (4)	0,1 (3)	0,31 (3)

### 7.3 Analyse

Das beschriebene Bewertungsverfahren wurde an einer Vielzahl unterschiedlichster urbaner Fließgewässer erprobt. Zusammenfassend ist festzustellen, dass das Verfahren für kleine Bäche (Alb) ebenso wie für große Gewässer (Moskwa in Moskwa) gut anwendbar ist und für sehr stark verbaute Abschnitte (vgl. Alb in Ettlingen, Abschnitt 5) ebenso plausible Ergebnisse liefert wie für naturnahe Abschnitte (vgl. Alb oberhalb von Ettlingen, Abschnitt 6). Die Anwendung des Verfahrens hat gezeigt, dass einzelne Grenzwerte weiterer Untersuchungen bedürfen. Neuere Grenzwerte können problemlos in das Verfahren integriert werden. Das weiterentwickelte Bonus-Malus-Bewertungssystem (ENGELS 2009) führt zu vergleichbaren Ergebnissen und liefert, selbst wenn einzelne Parameter nicht feststellbar sind, eine Güteklasse in Form

eines Mittelwerts mit Standardabweichung. Die Gesamtbewertungen einzelner Gewässerabschnitte geben den Ist-Zustand sehr differenziert wider und zeigen so qualitative Unterschiede zwischen benachbarten Gewässerabschnitten auf.

Bei Gewässern mit nicht sichtbarer Sohle kann keine Bewertung der Parameter Substrattyp, Sohlstrukturen, Substratdiversität und Tiefenvarianz vorgenommen werden. Das Verfahren ist so aufgebaut, dass eine Bewertung der anderen Teilbereiche und Module sowie eine Gesamtbewertung trotz fehlender Informationen möglich ist (vgl. Kapitel 5.1). Um der Bedeutung der Sohle hinsichtlich der ökologischen Qualität jedoch gerecht zu werden, sollten die benötigten Informationen aus anderen Quellen gewonnen und nachträglich in die Bewertung integriert werden (vgl. Kapitel 7.4). Im Rahmen der Anwendung im Gelände haben sich insbesondere die Verwendung von Fachdatenbanken sowie die Durchführung von Messkampagnen als geeignet erwiesen, um die fehlenden Informationen zu ergänzen.

In diesem Kapitel wird aufgrund der gewonnenen Erfahrungen analysiert, ob das entwickelte Verfahren die allgemeinen Anforderungen hinsichtlich Objektivität, Reliabilität, Validität und Verwendbarkeit erfüllt (vgl. Kapitel 3.1.5.).

### 7.3.1 Objektivität

Die Objektivität einer Methode ist gegeben, wenn die Ergebnisse eine möglichst große Unabhängigkeit vom Anwender aufweisen. Im Rahmen von drei Kartierungen (Tschermjanka in Moskau, Wiese in Lörrach und Losse in Kassel) sowie mithilfe von Studenten wurde der Zustand einzelner Gewässerabschnitte von mehreren Kartierern zum selben Zeitpunkt erfasst und bewertet. Die Ergebnisse fielen, in Abhängigkeit vom Kartierer leicht unterschiedlich aus. Als Ursachen können folgende Aspekte genannt werden:

- Eine Kartierung und Erfassung eines Gewässerabschnittes ist abhängig vom Wissensstand, Erfahrung und persönlichen Empfinden des Kartierers
- Die Vorbereitung für eine Erhebung sowie die Kenntnis der Kartieranleitung können sehr unterschiedlich ausfallen.
- Selbst bei Vorlage der Kartieranleitung kann die Definition der unterschiedlichen Ausprägungen verschieden sein
- Der Aufwand und damit die Gründlichkeit der Erhebung sind sowohl von äußeren Faktoren wie dem Wetter, als auch vom Kartierer abhängig

Der subjektive Einfluss bei der Beurteilung eines Gewässers lässt sich nicht gänzlich vermeiden. Durch Ausbildung der Kartierer und klaren Vorgaben kann die Objektivität jedoch verbessert werden. Auf Grund der klaren Festlegung der Kriterien, anhand derer die Erhebung im Gelände erfolgt lieferte die Bewertung der soziokulturellen Aspekte wie z. B. Eigenart und Aufenthaltsqualität sowie die Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit weitestgehend objektive Ergebnisse. Dies gilt auch für die meisten Parameter zur Bewertung der Strukturvielfalt eines Gewässerabschnittes. Lediglich die Beurteilung der Diversitätsparameter (Substratdiversität, Strömungsdiversität und Breitenvarianz) erwies sich als schwierig und abhängig vom Kartierer. Das persönliche Empfinden eines Kartierers hinsichtlich der Beurteilung, ob z. B. die Strömungsdiversität „groß“ oder nur „mäßig“ ist, spielt dabei ebenso eine Rolle wie der ästhetische und ökologische Gesamteindruck den der Gewässerabschnitt vermittelt. So konnte beobachtet werden, dass in stark ausgebauten Gewässerabschnitt die Diversität tendenziell schlechter beurteilt wurde als in eher naturnahen Abschnitten.

### 7.3.2 Reliabilität

Die Reliabilität ist ein Maß für die Zuverlässigkeit und Reproduzierbarkeit wissenschaftlicher Untersuchungen. Dies bedeutet, dass bei unveränderten Bedingungen, bei wiederholter Anwendung des Verfahrens das gleiche Ergebnis erzielt wird. Die Reliabilität des Verfahrens ist aufgrund der präzisen und differenzierten Datenerhebung sowie der mathematischen Bewertung aus den erhobenen Ausgangsdaten gegeben. Den einzelnen Parameterausprägungen werden im Bewertungsverfahren für urbane Fließgewässerstrecken über Bewertungsfunktionen Werte zugeordnet. Diese Werte werden normiert und addiert. Mit Hilfe von Gewichtungsfunktionen wird für jeden Parameter festgelegt wie stark es in die Gesamtbewertung eingeht. Die Bewertung der erfassten Daten sowie die Ableitung der Gesamtbewertung ist damit in jedem Schritt nachvollziehbar und reproduzierbar.

### 7.3.3 Validität

Die Validität oder Gültigkeit ist erfüllt, wenn eine Bewertungsmethode tatsächlich das erfasst und misst, was sie zu messen und zu erfassen vorgibt. Die in diesem Verfahren verwendeten Parameter und Indikatoren wurden so ausgewählt und verknüpft, dass die verschiedenen Ausprägungen hinsichtlich des gewässertypspezifischen Referenzzustandes, die der Bewertung zugrunde liegenden Wertvorstellungen abbilden. Problematisch ist lediglich die Bestimmung der aquatischen Durchgängigkeit. Die Festlegung von Grenzwerten für Fließgeschwindigkeiten und Mindestwassertiefen für die einzelnen Tiergruppen hat sich als äußerst schwierig heraus gestellt. Zum einen sind in der Literatur kaum Angaben zu Mindestwassertiefen und Fließgeschwindigkeiten zu finden, die Fische in Abhängigkeit von ihren Schwimffähigkeiten über größere Distanzen überwinden können. Zum anderen führt zumindest die Abschätzung der Fließgeschwindigkeit vor Ort teilweise zu unbefriedigenden Ergebnissen. So wurden z. B. bei der Kartierung der Alb, außer Abschnitt 2, alle Abschnitte aufgrund zu geringer Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen als nicht durchgängig eingestuft. Basierend auf eigenen Beobachtungen sowie Gesprächen mit den örtlichen Fischereisachverständigen und Anwohnern erscheint dies nicht korrekt.

Die Fließgeschwindigkeit eines Fließgewässers variiert sehr stark im Querschnitt. Die Abschätzung der Fließgeschwindigkeit erfolgt an der Wasseroberfläche. Es ist jedoch möglich, dass an der Sohle oder bei geringeren Abflüssen naturnahe, durchgängige Fließgeschwindigkeiten vorliegen. Außerdem könnte es sein, dass es für das Wanderverhalten vieler Tiere ausreichend ist, wenn ein Gewässerabschnitt nur wenige Wochen im Jahr bei bestimmten Abflüssen durchgängig ist.

Diese Überlegung gilt ebenso für die Einschätzung der Wassertiefen. An der Alb wurden häufig die Mindestwassertiefen von 0,45 m im Wanderkorridor unterschritten. Dieser Grenzwert resultiert aus der Annahme, dass eine minimale Wassertiefe von mindestens 2,5-mal der Rückenlänge des höchsten vorkommenden Fisches vorhanden sein muss (DWA 2010). Es ist davon auszugehen, dass die Grenzwerte nur als Richtwerte aufzufassen sind und eine lokale Unterschreitung dieser toleriert werden kann.

In jedem Fall besteht für die Festlegung geeigneter Grenzwerte für die Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe zur Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit noch Untersuchungsbedarf. Die Anpassung der im Bewertungsverfahren verwendeten Grenzwerte auf den neuesten Stand der Forschung ist jederzeit möglich. Neuere Untersuchungsergebnisse können durch eine Anpassung der verwendeten Funktionen und Grenzwerte in das Bewertungsverfahren eingearbeitet werden.

### 7.3.4 Verwendbarkeit

Die Verwendbarkeit gibt an, wie mit einer Bewertungsmethode bestimmte Ziele effektiv, effizient und zufrieden stellend zu erreichen sind.

Für die Verwendbarkeit eines Verfahrens sollten der Personal- und Kostenaufwand einen angemessenen Rahmen nicht überschreiten. In dem dargestellten Verfahren beträgt die Dauer für einen kartierten Abschnitt mit ca. 100 m ca. 25 Minuten. Bei großer Erfahrung des Kartierers oder homogenen Gewässerabschnitten verkürzt sich die Zeit. Zudem sind im Vorfeld Informationen über ein Gewässer zu erheben. Die absolute Zeit ist demnach von der Anzahl der Abschnitte, der zu kartierenden Gewässer sowie den verfügbaren Informationen abhängig. Im Vergleich mit anderen Verfahren (MIETHANER 2007) und der Anzahl der gewonnenen Informationen ist eine gute Verwendbarkeit gegeben.

Lediglich die Bewertung des Verfahrens ist infolge der Genauigkeit und Korrektheit des Bewertungsalgorithmus aufwendig. Aus diesem Grund wird das entwickelte Verfahren zurzeit programmiert. Über die Eingabe der erfassten Daten in das Onlineformular (vgl. Kapitel 5.1) kann zukünftig eine automatische Berechnung der Ergebnisse gestartet werden. Dies ermöglicht die schnelle und allgemein verfügbare Anwendbarkeit des Verfahrens ([www.bewertung-urbaner-fließgewässer.iwg.kit.edu](http://www.bewertung-urbaner-fließgewässer.iwg.kit.edu)).

Eine ausführliche Beschreibung zur Durchführung der Datenerhebung und zur Bewertung sind in Kapitel 5 und Kapitel 6 dargelegt. Im Anhang ist jeder Parameter in Form eines Steckbriefes ausführlich dargestellt und die verschiedenen Ausprägungen anhand von Fotos erläutert. Somit ist die Voraussetzung der detaillierten Beschreibung zur Verwendbarkeit des Verfahrens gegeben.

Weiterer Untersuchungsbedarf besteht noch in der übersichtlichen Darstellung der Bewertungsergebnisse. Die Entwicklung eines Tools, welches das automatische Einlesen und Darstellen der Daten in geographische Informationssysteme ermöglicht könnte diesbezüglich Abhilfe schaffen.

## 7.4 Quantifizierung ausgewählter Parameter

### 7.4.1 Ziel der Untersuchung

Die Anwendung des Bewertungsverfahrens für urbane Fließgewässer hat gezeigt, dass die rein visuelle Bewertung in einigen Aspekten zu subjektiven und ungenauen Ergebnissen führen kann. Die Bewertung einiger Parameter der Strukturvielfalt, wie z.B. der Tiefenvarianz, die vor allem bei nicht sichtbarer Sohle nur schwer erfasst werden kann ist ebenso schwierig wie der Erfassung der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeit zur Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit (vgl. Kapitel 7.3). Eine weiter gehende Beurteilung der Gewässerstruktur und der Durchgängigkeit kann unter Zugrundelegung hydraulischer Daten aus Naturmessungen und hydrodynamisch-numerischer Modelle erfolgen. Mithilfe der gemessenen oder berechneten Werte können einige Parameter objektiver beurteilt werden. Ziel der hier dargestellten Untersuchungen ist zu eruieren, inwieweit eine Bewertung auf Basis gemessener hydraulischer und geometrischer Werte möglich ist. Folgende Parameter des entwickelten Verfahrens können gemessen oder berechnet werden und werden im folgenden Kapitel genauer untersucht.

- Strömungsdiversität,
- Tiefenvarianz,
- Breitenvarianz
- Mindestwassertiefe und



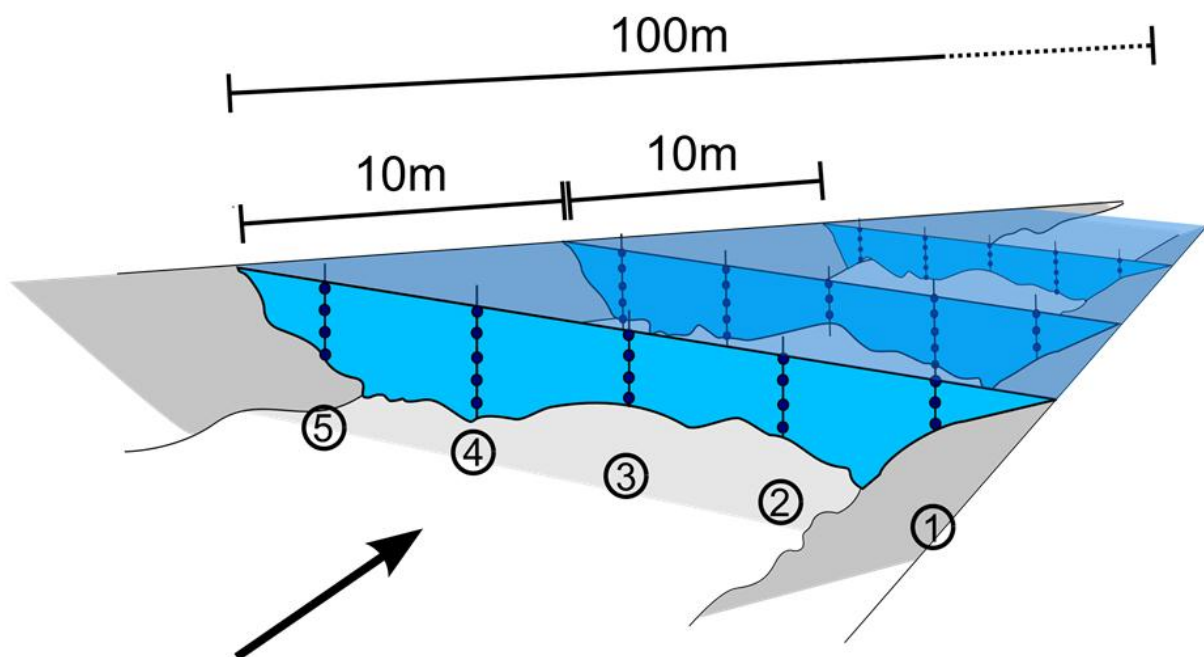
- maximale und minimale Fließgeschwindigkeiten.

Die Strömungsdiversität, die Breitenvarianz und die Tiefenvarianz werden im Folgenden als Diversitätsparameter bezeichnet. Sie sind für die Beurteilung der Gewässerstruktur von besonderer Bedeutung und stellen eine besonders wichtige Funktion bzw. ein Merkmal natürlicher Strukturen im Gewässer dar (LAND OBERÖSTERREICH 2008).

Die Ausprägung der Diversitätsparameter ist abhängig vom Gewässertyp, der Gewässergröße und dem Durchfluss. In dieser Arbeit werden exemplarisch nur an einem Fließgewässer Untersuchungen für einen Gewässertyp durchgeführt. Dazu werden an ausgewählten, zuvor kartierten, urbanen Gewässerabschnitten der Alb Naturmessungen durchgeführt und die ermittelten Daten mithilfe einer statistischen Analyse ausgewertet. Hierzu werden verschiedene statistische Kennwerte berechnet und hinsichtlich ihrer Eignung zur Bewertung der Parameter untersucht. Anschließend werden für den Gewässertyp Rhitral silikatisch der Alb Tabellen angegeben, die eine Bewertung für jeden Diversitätsparameter in einer fünfstufigen Skala ermöglichen.

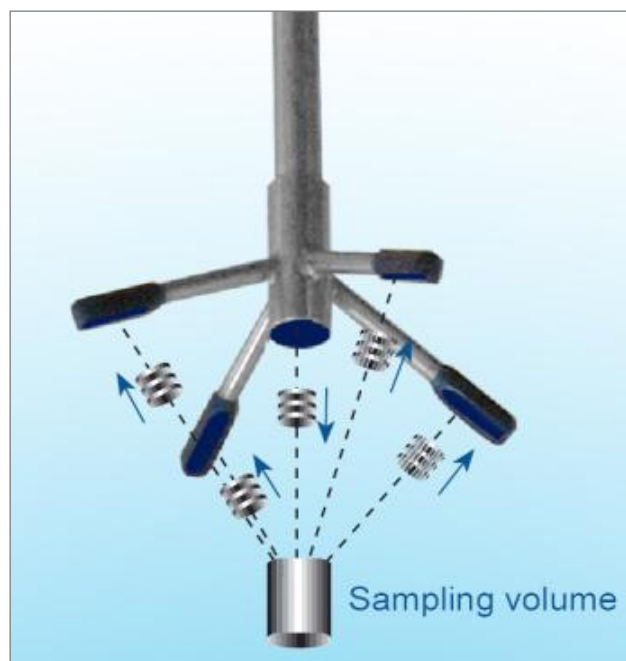
#### 7.4.2 Datenerhebung im Gelände und Aufbereitung der Daten

Um die visuelle Bewertung durch hydraulischen Parametern zu untermauern und zu untersuchen, ob eine objektive Bewertung der Diversitätsparameter auf Basis hydraulischer und geometrischer Daten möglich ist, wurden die sechs ausgewählten Abschnitte der Alb vermessen. In jedem Abschnitt mit ca. 100 m Länge wurden zehn Querprofile definiert an denen in Abhängigkeit vom Abfluss die Wasserspiegelbreite gemessen wurde. In jedem Querprofil wurden in fünf Lotrechten die Wassertiefen ermittelt. In Abhängigkeit der Wassertiefe wurde an unterschiedlich vielen Punkten auf jeder Lotrechte die Fließgeschwindigkeit bestimmt. Die äußersten Lotrechten wurden immer in einem Meter Abstand vom Ufer (Wasseranschlagslinie) gemessen. Die restlichen drei Profile wurden möglichst gleichmäßig dazwischen verteilt. Es wurde darauf geachtet, dass Stellen mit den größten Absolutwerten, d.h. Stellen an denen z.B. augenscheinlich die größten Geschwindigkeit oder die geringsten oder größten Wassertiefe vorherrschen, erfasst wurden. Abbildung 51 zeigt einen schematischen Überblick des Messrasters:



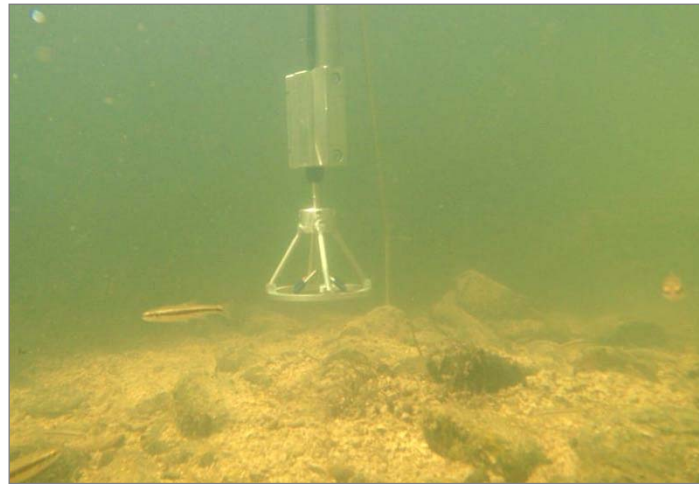
**Abbildung 51: Schematische Übersicht des Messrasters**

Die Wasserspiegelbreite und die Abstände der Querprofile wurden je nach Zugänglichkeit des Geländes und Situation wahlweise mit einem Maßband oder einem Laserdistanzmessgerät erfasst. Die Ermittlung der Wassertiefen an den einzelnen Lotrechten erfolgte mittels eines einfachen Meterstab. Die Fließgeschwindigkeiten wurden mit dem ADV (Acoustic Doppler Velocimeter) „Vectrino“ erhoben. Der Vectrino liefert zeitlich hochaufgelöste dreidimensionale Einzelpunktmesswerte. Von einem Sender in der Mitte der Messsonde werden Ultraschallsignale ausgesendet, die von Schwebstoffen im Wasser reflektiert und von vier Empfängern wieder erfasst werden (vgl. Abbildung 52). Da sich die Schwebstoffe mit der Strömung bewegen, ergibt sich nach dem Doppler-Prinzip zwischen gesendetem und empfangenem Signal eine Frequenzverschiebung, aus der die Fließgeschwindigkeit des Wassers berechnet wird (NORTEK 2009).



**Abbildung 52: Prinzipskizze des Vectrino (NORTEK 2009)**

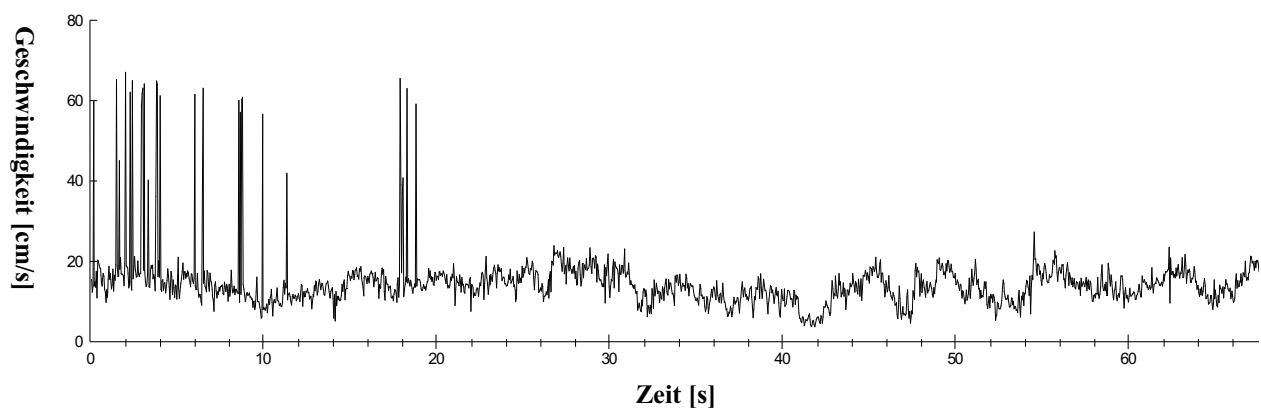
Um die empfindlichen Empfänger des Vectrino im Gelände zu schützen, wurde ein Schutzrahmen entwickelt (vgl. Abbildung 53). Somit kann eine Beschädigung, z.B. durch Kollision mit Steinen im trüben Wasser vermieden werden. Da sich das Messvolumen unterhalb des Schutzring befindet, wird die Messung nicht beeinträchtigt. Dies bestätigten auch Vergleichsmessungen im Labor.

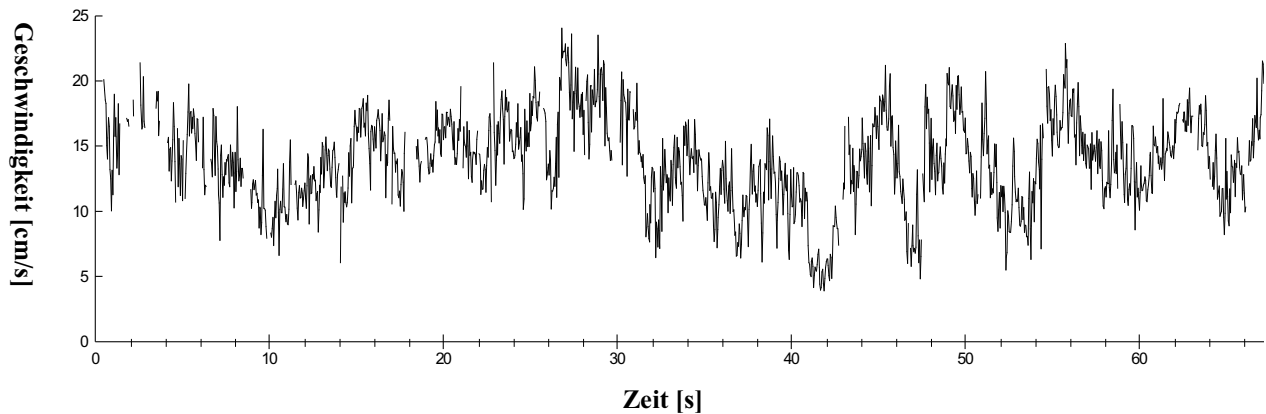


**Abbildung 53: Vectrino mit Schutzring während einer Messung.**

CHANSON (2008) empfiehlt für statistische Analysen von ADV Daten eine Messdauer von mindestens 100 Sekunden für jeden Punkt. Aufgrund der instationären Verhältnisse an der Alb war eine Messzeit in dieser Größenordnung nicht möglich. Die Messdauer für einen Punkt betrug 60 Sekunden.

Die Geschwindigkeitsmessungen wurden mit der Software WinADV vom „U.S. Department of Interior, Bureau of Reclamation“ nachbearbeitet und gefiltert. Verschiedene Autoren (GORING & NIKORA 2002, WAHL 2003, CHANSON 2008) empfehlen grundsätzlich keine Rohdaten ohne Filterung einer statistischen Auswertung oder einer Turbulenzanalyse unterziehen. Die Ursache dafür ist das Auftreten von so genannten „spikes“ (vgl. Abbildung 54). Diese können infolge von Turbulenzen oder infolge von Aliasingeffekten, Schwingungen an der Konstruktion oder sonstigen Störeffekten entstehen. Alle Messdaten wurden mit der „phase-space thresholding despiking“ Methode von GORING und NIKORA (2002) gefiltert und unerwünschte „Spikes“ eliminiert.





**Abbildung 54: Darstellung einer Messreihe der Fließgeschwindigkeit über die Zeit. Oben: Ungefilterte Messung mit „spikes“, unten: Gefilterte Messung.**

Um zu überprüfen wie groß der Einfluss des aktuellen Durchflusses auf die ermittelten Werte ist, wurden einige Abschnitte bei verschiedenen Durchflüssen vermessen. Die Lage eines jeden Querprofils wurde mithilfe des GPSMap 60 CSx von Garmin erfasst und markiert. Um die Positionsgenauigkeit zu steigern wurde die Positionsbestimmung über einen längeren Messzeitraum gemittelt. Somit konnten Genauigkeiten  $< 1,5$  m erreicht werden. Anhand der Koordinaten und zusätzlicher Fotos war so eine genaue Lagebestimmung möglich und es konnte garantiert werden, dass Messungen bei verschiedenen Durchflüssen an derselben Stelle stattfanden.

### 7.4.3 Statistische Analyse

Um eine quantitative Bewertung der Parameter zu ermöglichen müssen geeignete Kenngrößen ausgesucht werden, die eine Charakterisierung der Messdaten ermöglichen. Zur Bewertung der Diversitätsparameter sind insbesondere Streuungsparameter geeignet, die erkennen lassen ob sich die Werte eng um den Mittelwert konzentrieren oder mehr oder weniger stark streuen (MAYER 2006). Der dimensionslose Variationskoeffizient wurde als geeignetes Maß zur Quantifizierung der Diversitätsparameter ausgewählt. Der Variationskoeffizient  $VarK$  (vgl. Formel 8.1) ergibt sich aus dem Quotienten der Standardabweichung und des arithmetischen Mittels einer Messreihe (OLBRISCH 1974).

$$VarK(x) = \frac{\sigma}{\bar{x}} \quad (6.18)$$

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (6.19)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (6.20)$$

Der Vorteil des Variationskoeffizienten gegenüber direkten Streuungsparametern wie der Varianz<sup>5</sup> oder der Standardabweichung besteht darin, dass man Streuungen vergleichen kann, die aus Werten mit unter-

<sup>5</sup> Die Varianz ist das Quadrat der Standardabweichung (OLBRISCH 1974).

schiedlicher Größenordnung resultieren (OLBRISCH 1974). Ein Nachteil dagegen ist die Empfindlichkeit gegenüber Ausreißern. Eine sensitive Betrachtung der Messdaten im Hinblick auf Ausreißer ist daher notwendig. Das heißt, dass im Falle extremer Ausreißer vor allem bei den ungefilterten Daten der Tiefen- und Breitenvarianz eine Betrachtung und Plausibilisierung des Einzelfalles notwendig ist.

Anhand der durchgeführten Messungen konnten für jede Güteklasse der Diversitätsparameter Variationskoeffizienten ermittelt werden, die als Grundlage für eine Bewertung verwendet werden können. Da insgesamt sechs Abschnitte vermessen wurden, konnten in Abhängigkeit der Bewertung für jeweils eine Güteklasse zwei Werte angegeben werden. Die ermittelten Kenngrößen sind gültig für den Gewässertyp der Alb *Rhital silikatisch* und abhängig vom Durchfluss zum Messzeitpunkt.

Zusätzlich zu den Variationskoeffizienten wurden für alle drei Diversitätsparameter die Verhältnisse vom Mittelwert zum Maximalwert der Wasserspiegelbreiten, der Wassertiefen und der Fließgeschwindigkeiten in einem Abschnitt ermittelt.

#### 7.4.4 Ergebnisse

Um die Sensitivität des Variationskoeffizienten hinsichtlich des zum Messzeitpunkt vorhandenen Durchflusses zu untersuchen, wurden einige Abschnitte bei verschiedenen Durchflüssen vermessen und statistisch ausgewertet. Zur Durchflussbestimmung wurde der Pegel Ettlingen verwendet (HOCHWASSERVORHERSAGEZENTRALE BADEN-WÜRTTEMBERG 2010). Alle Messungen wurden bei Durchflüssen zwischen 1,4 m<sup>3</sup>/s und 3,0 m<sup>3</sup>/s durchgeführt. Der Mittelwasserabfluss beträgt 2,5 m<sup>3</sup>/s (vgl. Tabelle 16). Abbildung 55 zeigt exemplarisch den Einfluss des aktuellen Durchflusses auf die Breitenvarianz.

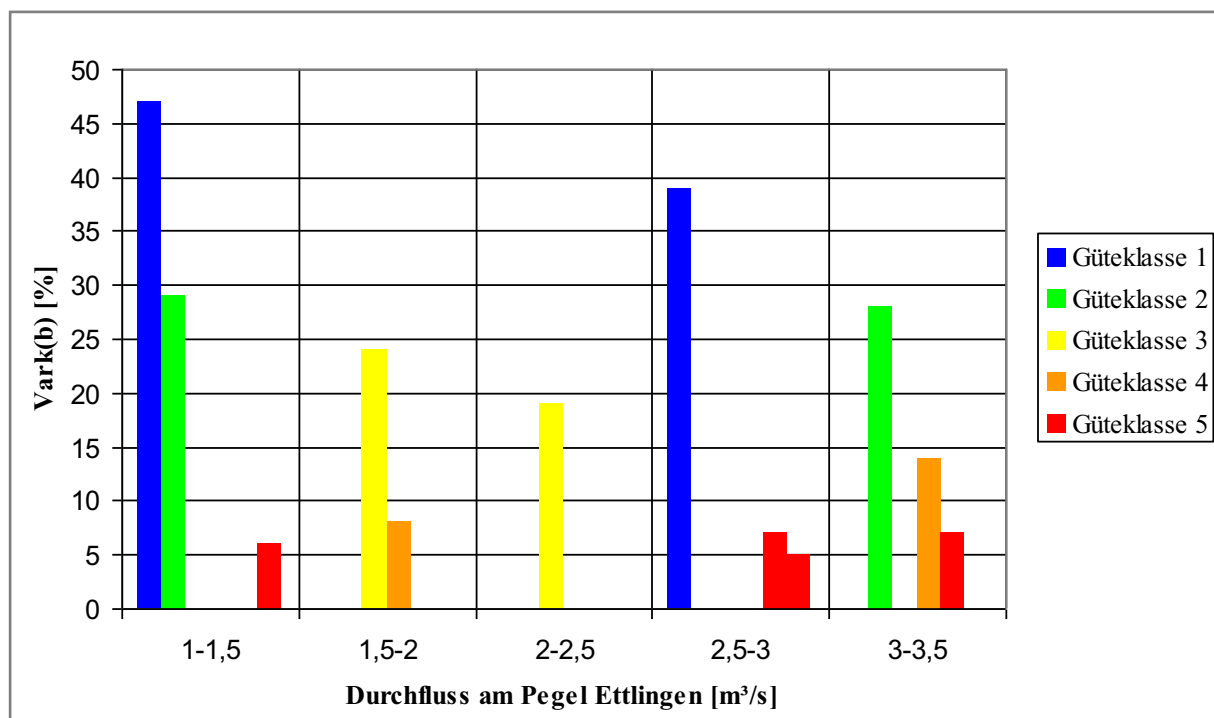


Abbildung 55: Den Güteklassen der Breitenvarianz zugeordnete Variationskoeffizienten in Abhängigkeit des Durchflusses im Untersuchungsgebiet.

Die obige Abbildung 55 zeigt, dass bei unterschiedlichen Durchflüssen eine deutliche Zuordnung der Größe des Variationskoeffizienten zu den visuell ermittelten Güteklassen der Breitenvarianz möglich ist.

Mit zunehmenden Durchflüssen nimmt der Variationskoeffizient der Breitenvarianz erwartungsgemäß ab. Nur in den Güteklassen fünf sind größere Werte bei größeren Durchflüssen erkennbar. Dies resultiert daher, dass verschiedene Abschnitte mit einer schlechten Breitenvarianz vermessen wurden und die Variationskoeffizienten verschiedene Werte annehmen. Des Weiteren nimmt in Abschnitt vier die Breitenvarianz bei steigendem Durchfluss zu. Dies liegt vermutlich daran, dass der Verbau des Böschungsfußes bei höheren Durchflüssen überströmt wird.

#### 7.4.4.1 BREITENVARIANZ

In jedem Abschnitt wurde an zehn Querprofilen die Wasserspiegelbreite gemessen und aus allen Werten in einem Abschnitt der Variationskoeffizient ermittelt. Die mittleren Wasserspiegelbreiten der Abschnitte liegen zwischen 5,7 m und 23,4 m, die maximalen Wasserspiegelbreiten zwischen 6,8 m und 39 m. Für jeden Abschnitt wurde zudem das Verhältnis der mittleren zur maximalen Wasserspiegelbreite berechnet. Die ermittelten statistischen Kenngrößen wurden der Größe nach sortiert und mit der Bewertung der *Breitenvarianz* verglichen (vgl. Tabelle 17). Da die Breitenvarianz bei verschiedenen Abflüssen gemessen wurde, können für einige Abschnitte Intervalle für die statistischen Kenngrößen angegeben werden. In Tabelle 18 ist das Ergebnis der visuellen Bewertung den ermittelten statistischen Kenngrößen gegenüber gestellt.

**Tabelle 18: Statistische Kennwerte der Breitenvarianz und Ergebnisse der visuellen Bewertung der *Breitenvarianz* im Untersuchungsgebiet.**

Abschnitt	Visuelle Bewertung der Breitenvarianz	Verhältnis mittlere/ maximale Wasserspiegelbreite	VarK(b) für die Breitenvarianz [%]
3	sehr gut	0,5-0,7	> 47
6	gut	0,6	27-39
2	mäßig	0,7-0,8	14-27
4 und 5	unbefriedigend	0,8	7-14
1	schlecht	0,8-0,9	< 7

Die Auswertung der Messergebnisse ergibt eine gute Übereinstimmung mit der visuellen Bewertung. Die ermittelten statistischen Kenngrößen lassen sich deutlich den Güteklassen der *Breitenvarianz* zuordnen. Je größer die Breitenvarianz und damit je besser die Güteklasse ist, desto größer ist der Variationskoeffizient und desto kleiner ist das Verhältnis von mittlerer zu maximaler Wasserspiegelbreite. Sowohl der Variationskoeffizient als auch das Verhältnis der mittleren zur maximalen Wasserspiegelbreite eines Abschnittes eignen sich zur Bewertung der *Breitenvarianz*. Aufgrund der Anfälligkeit des Variationskoeffizienten gegenüber Ausreißern sollten die verwendeten Daten hinsichtlich auffälliger Extremwerte begutachtet werden. Da große sprunghafte Veränderungen der Breitenvarianz häufig künstlich verursacht werden, z.B. bei Regenwassereinleitungen ist eine Überprüfung der Daten vor diesem Hintergrund generell anzuraten

#### 7.4.4.2 TIEFENVARIANZ

Die Wassertiefe wurde in allen Abschnitten an jedem Querprofil an drei bis sieben Lotrechten ermittelt. Anschließend wurden der Variationskoeffizient und das Verhältnis von mittlerer zu maximaler Wassertiefe aus allen Werten berechnet. Die mittleren Wassertiefen in den untersuchten Abschnitten schwanken zwischen 0,23 m und 0,85 m, die maximalen Wassertiefen zwischen 0,54 m und 1,2 m. Die ermittelten statistischen Kenngrößen wurden der visuellen Bewertung der *Tiefenvarianz* zugeordnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 19 dargestellt.

Die gemessenen Unterschiede in der Tiefenvarianz bei den Abschnitten 1,2,4 und 5 sind sehr gering. Die Variationskoeffizienten liegen zwischen 28% und 32%, die Verhältnisse von mittlerer zu maximaler Wassertiefe zwischen 0,63 und 0,7. Die Tiefenvarianz müsste demnach in allen Abschnitten ähnlich bewertet werden. Die Abweichungen der visuellen Bewertung von den gemessenen Werten, vor allem bei den Abschnitten 1 und 5 verdeutlichen die Schwierigkeit der visuellen Bewertung des Parameters *Tiefenvarianz*. Während in Abschnitt 1 eine nicht sichtbare Sohle nur eine Abschätzung der Tiefenvarianz zuließ, wurde die visuelle Bewertung in Abschnitt 5 vermutlich durch den ästhetischen Eindruck beeinflusst. Die Alb verläuft in diesem Abschnitt in einem ausgebauten Regelprofil und die Strukturvielfalt wurde insgesamt mit „unbefriedigend“ bewertet. Zudem erschweren sehr geringe Wassertiefen zwischen 0,1 und 0,6 m die Bewertung.

Die Untersuchung zeigt, dass die häufig abgeschätzte und ungenaue Bewertung der Tiefenvarianz durch numerische Werte verbessert und objektiver gestaltet werden kann.

**Tabelle 19: Statistische Analyse der gemessenen Wassertiefen und Korrelation mit der fünfstufigen Bewertung der *Tiefenvarianz* im Untersuchungsgebiet.**

Abschnitt	Visuelle Bewertung der Tiefenvarianz	Verhältnis mittlere/ maximale Wassertiefe	VarK(y) für die Tiefenvarianz [%]
6	sehr gut	0,4	57
3	gut	0,5	43
2	mäßig	0,65	32
4	mäßig	0,66	28
5	unbefriedigend	0,63	28
1	schlecht	0,7	28

#### 7.4.4.3 STRÖMUNGSDIVERSITÄT

Die Fließgeschwindigkeit wurde an verschiedenen Punkten in jedem Abschnitt dreidimensional aufgenommen (vgl. Abbildung 51) und statistisch analysiert. Es wurde immer die resultierende Geschwindigkeit verwendet. Zur Berechnung des Variationskoeffizienten der räumlichen Verteilung der Fließgeschwindigkeit wurden die zeitlich gemittelten resultierenden Fließgeschwindigkeiten bestimmt und aus allen Punkten in einem Abschnitt der Variationskoeffizient berechnet. Zudem wurde das Verhältnis des zeitlich gemittelten Mittelwertes der Fließgeschwindigkeiten in einem Abschnitt und der zeitlich gemittel-

ten maximalen Fließgeschwindigkeit in einem Abschnitt bestimmt. Die mittleren Fließgeschwindigkeiten in den Abschnitt lagen zwischen 0,18 m/s und 0,7 m/s. Die maximalen Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 m/s und 1,4 m/s.

An jedem Punkt wurden pro Minute 1500 Messwerte erhoben. Aus diesen Werten wurden die Standardabweichung und der Mittelwert berechnet und der Variationskoeffizient der zeitlichen Schwankungen für jeden Messpunkt ermittelt. Dieser wird auch als Turbulenzintensität bezeichnet und ist damit ein Maß für die vorhandenen Turbulenzen (RUCK 2010). Aus der Turbulenzintensität (TI) der einzelnen Punkte wurden Mittelwerte für jeden Abschnitt gebildet. Die ermittelten Werte wurden der visuellen Bewertung der *Strömungsdiversität* gegenüber gestellt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 20 zusammengefasst.

**Tabelle 20: Statistische Analyse der gemessenen Fließgeschwindigkeiten und deren räumlicher Verteilung und Korrelation mit der fünfstufigen Bewertung der *Strömungsdiversität* im Untersuchungsgebiet.**

Abschnitt	Visuelle Bewertung der Strömungsdiversität	Verhältnis mittlere/maximale Fließgeschwindigkeit	Variationskoeffizienten für die räumliche Verteilung der Geschwindigkeit [%]	Mittlere Turbulenzintensitäten in den Abschnitten
6	sehr gut	0,25	80	35
4	gut	0,48	51	28
3	mäßig	0,48	49	27
2	mäßig	0,42	56	28
5	unbefriedigend	0,6	49	23
1	schlecht	0,56	41	21

Ordnet man die ermittelten Werte der Größe nach ergeben die mittlere Turbulenzintensität, der Variationskoeffizient der räumlichen Geschwindigkeitsverteilung sowie das Verhältnis mittlerer zu maximaler Fließgeschwindigkeiten die gleiche Reihenfolge. Die Korrelation mit der visuellen Bewertung zeigt in den Abschnitten 1,5 und 6 eine gute Übereinstimmung. Die ermittelten Werte der Abschnitte 2,3 und 4 liegen dicht beieinander, was eine Bewertung erschwert. Die Auswertung der Naturmessdaten zeigt, dass der Abschnitt 2 besser bewertet werden sollte, als der Abschnitt 4. Die visuelle Bewertung dieses Abschnittes ist somit vermutlich nicht zutreffend.

#### 7.4.5 Parameter zur Beurteilung der Durchgängigkeit

Die Einschätzung der Passierbarkeit eines urbanen Gewässerabschnittes erfolgt u. a. durch Erfassung und Bewertung der Wassertiefe und der Fließgeschwindigkeiten im Wanderkorridor. Für ein rhytrales Gewässer, wie die Alb sollte die Mindestwassertiefe > 0,45 m betragen, die mittleren Fließgeschwindigkeiten sollten im Wanderkorridor zwischen 0,3 m/s und 1 m/s liegen. Um zu überprüfen ob in den vermessenen Abschnitten eine ausreichende Mindestwassertiefe vorhanden ist, wurde in jedem Querprofil der Talweg



ermittelt und der kleinste Wert in einem Abschnitt, d.h. die geringste Wassertiefe im Talweg bestimmt. Diese Werte sind in Tabelle 21 der visuellen Bewertung der Wassertiefe gegenüber gestellt.

**Tabelle 21: Gemessene Mindestwassertiefen und visuelle Bewertung der Wassertiefe in den untersuchten Abschnitten.**

Abschnitt	Visuelle Bewertung der Wassertiefe	Mindestwassertiefe im Talweg [m]
1	uneingeschränkt durchgängig	0,81
2	uneingeschränkt durchgängig	0,75
3	für Fische nicht durchgängig	0,28
4	für Fische nicht durchgängig	0,32
5	für Fische nicht durchgängig	0,38
6	für Fische nicht durchgängig	0,14

Die Messdaten in Tabelle 21 spiegeln die Ergebnisse der visuellen Bewertung wieder. Außer den Abschnitten 1 und 2 werden alle Abschnitte aufgrund einer nicht ausreichenden Wassertiefe für Fische als nicht durchgängig bewertet.

Die minimalen, mittleren und maximalen gemessenen Geschwindigkeiten in jedem Abschnitt sind in Tabelle 22 aufgelistet und der visuellen Bewertung der Fließgeschwindigkeit gegenüber gestellt.

**Tabelle 22: Mindestwassertiefen und Mindestgeschwindigkeiten im Wanderkorridor für die einzelnen Abschnitte**

Ab-schnitt	Visuelle Bewertung der Geschwindigkeit	Mittlere Geschwindigkeit im Abschnitt [m/s]	Maximalgeschwindigkeit im Abschnitt [m/s]	Minimale Geschwindigkeit im Abschnitt [m/s]
1	nicht durchgängig	0,19	0,34	0
2	uneingeschränkt durchgängig	0,3	0,72	0
3	nicht durchgängig	0,3	0,7	0
4	uneingeschränkt durchgängig	0,7	1,43	0,1
5	uneingeschränkt durchgängig	0,7	1,2	0,1
6	nicht durchgängig	0,2	0,7	0

Um zu beurteilen ob die Geschwindigkeiten im Wanderkorridor den angegebenen Grenzwerten entsprechen, wird die mittlere Fließgeschwindigkeit herangezogen. In den Abschnitten 2 und 3 stimmen die gemessenen Werte nicht mit der visuellen Bewertung überein. Diese Abschnitte wurden basierend auf der Geschwindigkeit an der Wasseroberfläche als „nicht durchgängig“ beurteilt. Die mittlere Fließgeschwindigkeit erfüllt mit 0,3 m/s jedoch gerade die genannten Anforderungen (vgl. Kapitel 4.2.2.1 und Kapitel

5.3). Eine Überschreitung der Grenzwerte der maximalen Fließgeschwindigkeiten im Wanderkorridor trat nicht auf.

## 7.5 Diskussion

### 7.5.1 Quantifizierung der Diversitätsparameter

Die statistische Analyse der Daten zeigt, dass mit schlechter werdender Strukturgüteklasse der Variationskoeffizient abnimmt und das Verhältnis von mittleren zu maximalen Werten zunimmt. Beide Kenngrößen eignen sich grundsätzlich zur Bewertung der Diversitätsparameter. Da die Unterschiede zwischen den Strukturklassen jedoch beim Variationskoeffizienten deutlicher ausfallen als beim Verhältnis mittlerer Wert zu maximaler Wert sollte er bevorzugt verwendet werden. Zur Beurteilung der Strömungsdiversität konnte zusätzlich die berechnete Turbulenzintensität in den Abschnitten hinzugezogen werden. Der Variationskoeffizient der Strömungsdiversität weist relativ betrachtet die größten Schwankungen auf, die Breitenvarianz die geringsten. Dies zeigten auch Untersuchungen an der Krems in Österreich (LAND OBERÖSTERREICH 2008).

Abweichungen zwischen der visuellen Bewertung und der Bewertung auf Basis der gemessenen Werte gab es insbesondere dort, wo die Unterschiede zwischen den Güteklassen sehr gering waren, die visuelle Bewertung nur eine Abschätzung, z.B. aufgrund einer nicht sichtbaren Sohle darstellte oder die Bewertung durch subjektive Eindrücke beeinflusst wurde. Die Bewertung der Diversitätsparameter kann somit unter Zuhilfenahme von statistischen Werten aus gemessenen oder berechneten Daten objektiver gestaltet werden. Subjektive, durch die Umgebung beeinflusste (naturnahes oder naturfernes Gewässer) sowie falsche visuelle Einschätzung z.B. aufgrund sehr glatter Wasseroberflächen können vermieden werden. Insgesamt wird durch die Berücksichtigung der Messwerte eine objektivere und genauere Bewertung ermöglicht.

Ob eine Bewertung von Gewässerabschnitten ausschließlich auf Basis von gemessenen oder berechneten Werten erfolgen kann muss noch weiter untersucht werden:

- Die Anzahl und Lage der Messpunkte, sowie der Einfluss von Ausreißern auf die statistischen Kennwerte können das Ergebnis verfälschen. Die ermittelten Werte sollten aufgrund dessen hinsichtlich Plausibilität überprüft und evt. durch eine Betrachtung vor Ort verifiziert werden.
- Die ermittelten Werte sind erwartungsgemäß abhängig vom Durchfluss. Eine subjektive Bewertung aufgrund größerer und kleinerer Durchflüsse ist jedoch auch bei der visuellen Bewertung vorhanden. Der Einfluss des Durchflusses auf die Bewertung sollte weiter untersucht werden. Generell sollte die visuelle Erfassung oder Vermessung und anschließende Bewertung eines Gewässerabschnittes nur im Bereich des Mittelwasserabflusses stattfinden (vgl. auch Kapitel 5.1).
- Verschiedene Autoren (LAND OBERÖSTERREICH 2008, THOMS ET AL. 2006, JUNGWIRTH ET AL. 2003) nennen die Diversität als ein wesentliches Kriterium für die Habitatvielfalt eines Gewässers. THOMS ET AL. (2006) formulierten dies folgendermaßen: „Variety is the spice of river life...“. Basierend auf den hier durchgeführten Untersuchungen zeigt sich jedoch, dass die Bewertung der Strukturvielfalt entsprechend der Definition des in dieser Arbeit entwickelten Verfahrens nur eingeschränkt möglich ist. So wurden z.B. alle Diversitätsparameter des Abschnittes 1 als „unbefriedigend“ oder „schlecht“ eingestuft. Die Gesamtbewertung des Moduls Strukturvielfalt fällt hingegen in die Güteklasse drei. Gründe dafür sind unverbaute Ufer und Sohlen, mehrfache Strukturen am Böschungsfuß, eine bodenständige Vegetation und ein Uferstreifen mit einer Breite >10 m.

### 7.5.2 Beurteilung der aquatischen Durchgängigkeit

Die Werte der statistischen Analyse und der visuellen Bewertung der *Wassertiefe* stimmen gut überein. Die Beurteilung der *Fließgeschwindigkeit* weicht dagegen in zwei Abschnitten von den gemessenen Werten ab. Zurückzuführen ist dies auf die Tatsache, dass bei der visuellen Bewertung lediglich die Geschwindigkeit an der Wasseroberfläche beurteilt wird. Zudem ist eine genaue visuelle Abschätzung bei geringen Fließgeschwindigkeiten schwierig.

Generell ist die Beurteilung der aquatischen Durchgängigkeit bezüglich der Einhaltung von Grenzwerten für die Mindestwassertiefe und die geringste und größte Geschwindigkeit im Wanderkorridor nur eingeschränkt möglich. Da keine flächendeckenden Ergebnisse vorliegen, kann nicht beurteilt werden ob die Grenzwerte im Wanderkorridor durchgängig eingehalten werden.

Zudem ist wie bereits in Kapitel 7.3 geschehen, in Frage zu stellen inwieweit die angegebenen Grenzwerte gültig sind. Nach DWA (2010) können Fische auf kürzeren Strecken z.B. eine Mindestwassertiefe von nur zweimal ihrer Rückenhöhe tolerieren. Vermutlich sind auf kurzen Strecken auch erhöhte oder zu niedrigere Fließgeschwindigkeiten als die angegebenen Grenzwerte tolerierbar. Ob eine Abweichung von den angegebenen Grenzwerten (vgl. Kapitel 5.3) zulässig ist, sollte von Fachleuten beurteilt werden. Die angegebenen Grenzwerte in untersuchten Beispiel an der Alb beziehen sich auf die typische Fischfauna von rhithralen Gewässern allgemein. Bei detaillierter Kenntnis der tatsächlich vorkommenden Fischfauna ist eine Anpassung der Grenzwerte an die vorkommende Fischfauna notwendig.

## 8 Zusammenfassung

Fließgewässer, die urbane Gegenden durchfließen unterscheiden sich in einigen Gesichtspunkten von Gewässerabschnitten in der freien Landschaft. Gekennzeichnet sind diese Gewässerabschnitte zumeist durch eine typische Kombination verschiedener anthropogener Einflussfaktoren. Im Gegensatz zu natürlichen Fließgewässern sind sie z.B. gekennzeichnet durch ein häufig stark verändertes hydrologisches und hydraulisches Abflussverhalten, räumliche Restriktionen sowie erhöhte stoffliche und hygienische Belastungen, die zu einer Beeinträchtigung der Wasserqualität führen. Andererseits sind die wasserwirtschaftlichen, ökologischen und soziokulturellen Anforderungen sowie die Bedeutung dieser Gewässerabschnitte besonders hoch. Urbane Fließgewässerabschnitten besitzen einen hohen Freizeitwert und ihre Eignung als Naherholungsgebiet für die lokale Bevölkerung ist groß. Architektonisch sind sie ein wichtiger Bestandteil des Stadtbildes und auch die ökonomische Wirkung ist nicht zu unterschätzen. So können z.B. attraktive urbane Gewässerabschnitte touristisch vermarktet werden und den Immobilienwert der angrenzenden Flächen steigern. Da Fließgewässer ausgleichend auf das lokale Klima wirken, können sie dazu beitragen extreme Wetterlagen infolge des Klimawandels zu mindern. Aus wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten sind die Gewährleistung des Hochwasserschutzes und eine schadlose Abfuhr der Abflüsse sicherzustellen. Die Bereitstellung von Habitaten und die Gewährleistung der Passierbarkeit für Organismen von unterstrom gelegenen Abschnitten nach oberstrom gelegenen Abschnitte sind Anforderungen aus ökologischer Sicht.

Urbane Gewässerstrecken erfüllen somit eine große Anzahl verschiedener Ökosystemdienstleistungen. Um einen nachhaltigen Umgang mit den Gewässern zu sichern und die Ökosystemdienstleistungen auch zukünftigen Generationen bieten zu können muss sich das Gewässer in einem ökologischen und soziokulturellen „guten Zustand“ befinden. Obwohl das Potential groß ist, haben viele urbane Fließgewässer jedoch mehr Ähnlichkeit mit Abwasserkanälen als mit natürlichen Gewässern und der Zustand kann eher als ungenügend beschrieben werden.

Um den in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie geforderten „guten Zustand“ oder das „gute Potential“ für alle Gewässer zu erreichen, finden in den letzten Jahren vermehrt Umgestaltungsmaßnahmen an Fließgewässern statt. Aufgrund der hohen Restriktionsdichte urbaner Gewässer lag der Schwerpunkt für lange Zeit auf Gewässerrevitalisierungen in der freien Landschaft. Doch auch gerade in urbanen Gebieten bestehen vielfältige Möglichkeiten das Gewässer so zu gestalten, dass es neben den ökologischen auch den soziokulturellen Anforderungen gerecht wird.

Ein wesentliches Werkzeug bei der ingenieurtechnischen Planung von Gewässerentwicklungsprojekten stellen geeignete Bewertungsverfahren dar. Für die Erkennung der Defizite und des Entwicklungspotenzials sowie zur Planung von Maßnahmen und der anschließenden Erfolgskontrolle sind sie unverzichtbar. Existierende Bewertungsverfahren wurden ursprünglich für Gewässer in der freien Landschaft entwickelt und liefern für urbane Gewässer keine befriedigenden Ergebnisse.

In dieser Arbeit wird ein innovatives Bewertungsverfahren vorgestellt, welches die Strukturvielfalt, die aquatische Durchgängigkeit und die soziokulturellen Eigenschaften urbaner Gewässer erfasst und bewertet. Die Teilaspekte Ökologie, Hydraulik und Soziokultur werden in diesem Verfahren miteinander verbunden und die besondere Charakteristik urbaner Gewässer berücksichtigt.

Zu Beginn der Arbeit wird die Bedeutung urbaner Gewässer mit einem historischem Abriss und einem Blick auf die rechtliche und politische Situation in Europa herausgestellt. Die typische Charakteristik dieser Gewässerabschnitte sowie grundsätzliche Anforderungen an Bewertungsmethodiken werden in den

folgenden Kapiteln zwei und drei ausführlich erläutert. Der Lebensraum Fließgewässer und grundlegende prägende abiotische Faktoren wie z.B. die Strömungsvorgänge innerhalb von Gewässern werden erläutert. Der Stand der Praxis zur Bewertung von Fließgewässern sowie eine Übersicht existierender Verfahren zur Beurteilung der Gewässerstruktur und soziokultureller Aspekte wird detailliert dargelegt. Die Eignung einiger existierender Verfahren hinsichtlich ihrer Anwendung an urbanen Gewässern wird mit Hilfe eines Methodenvergleichs untersucht (MIETHANER 2007). Dazu wurden fünf verschiedene Verfahren<sup>6</sup> ausgewählt, an unterschiedlichen Fallbeispielen angewendet und analysiert. Abgesehen von dem von KAISER (2005) entwickeltem Verfahren, welches schwerpunktmäßig die soziokulturellen Aspekte urbaner Gewässerstrecken bewertet, erwiesen sich alle anderen Verfahren für die Anwendung an urbanen Gewässern als ungeeignet. Zusammenfassend können folgende Gründe genannt werden:

- Soziokulturelle Aspekte wie Erlebbarkeit und städtebauliche Integration werden nur in zwei Verfahren (soziokulturelle Bewertungsmodule nach Kaiser und Urban River Survey) berücksichtigt. Eine an urbane Gegebenheiten angepasste Bewertung der Gewässerstruktur, der aquatischen Durchgängigkeit und soziokultureller Parameter in einem Verfahren existiert bisher nicht.
- Verwendung eines Leitbildes als Referenzzustand, welches ungeeignet ist und systembedingt zu einer defizitären Bewertung führt. (vgl. Kapitel 3.3.4).
- Die räumliche Auflösung ist zu gering, um auch in beengten räumlichen Bedingungen kleinräumige Verbesserungen an Gewässern zu erfassen. Anthropogene Ersatzstrukturen werden generell nicht berücksichtigt und grundsätzlich als negativ bewertet.
- Einzelne, in urbanen Gebieten nicht veränderbare Parameter, wie z.B. die Linienführung werden in einigen Verfahren überproportional stark gewichtet.
- In der Praxis fehlt häufig eine ausreichende Datenbasis um eine kardinale Wertzuweisung zu ermöglichen. Viele existierende Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur (LAWA, Urban River Survey, etc.) verstoßen daher häufig gegen mathematische Grundregeln, indem z.B. Mittelwerte oder Summen aus ordinalskalierten Daten errechnet werden
- Viele der beschriebenen Verfahren verwenden einen nicht korrekten Bewertungsalgorithmus. So geht z.B. in die Gesamtbewertung nicht immer dieselbe Anzahl von Parametern ein, was zu einer unterschiedlichen Gewichtung dieser führt.

Für ein korrektes, objektives, valides und anwendbares Bewertungsverfahren ist die Gestaltung der einzelnen Komponenten von wesentlicher Bedeutung. Der Entwicklung wesentlicher Komponenten wie die Formulierung von Referenzzuständen, einem System zur Gewässertypisierung, einem Bewertungsalgorithmus sowie die Auswahl geeigneter charakteristischer Parameter wurde daher besondere Bedeutung zugewiesen.

Das neu entwickelte modulare Verfahren ist in drei Bewertungsblöcke „Strukturvielfalt“, „Aquatische Durchgängigkeit“ und „Soziokulturelle Aspekte“ aufgeteilt (vgl. Abbildung 56). Für jeden der drei Blöcke ist unter Berücksichtigung der Gewässertypisierung ein angepasster Referenzzustand als Bewertungsmaßstab definiert worden. Die Referenzzustände berücksichtigen zum einen die speziellen Bedingungen urbaner Gegebenheiten und geben zum anderen Ziele vor, die hoch genug gesteckt sind, um die ökologischen

---

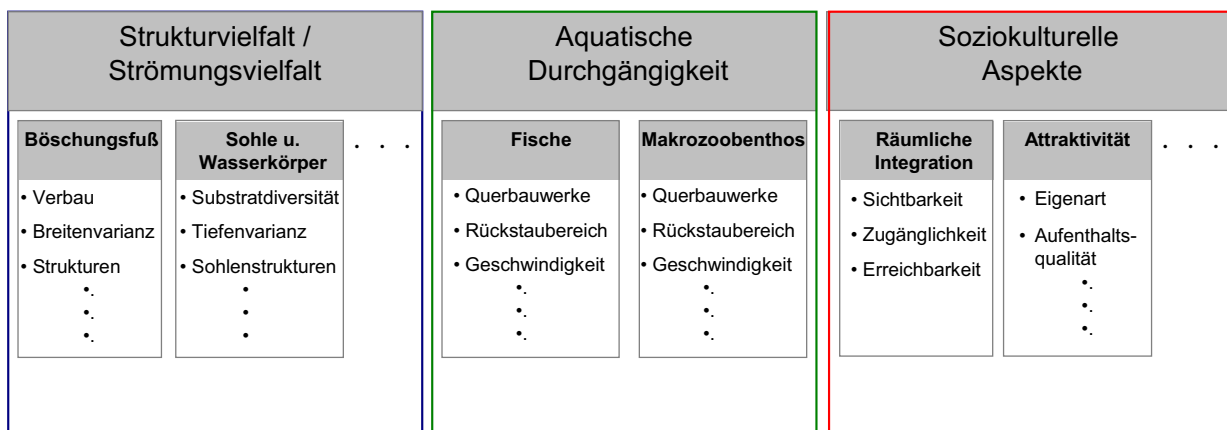
<sup>6</sup> (LAWA Feinverfahren zur Strukturgütekartierung kleiner und mittelgroßer Fließgewässer, Strukturkartierungsverfahren für mittelgroße und große Fließgewässer aus Nordrhein-Westfalen, österreichische Methode zur Beurteilung des hydromorphologischen Ist-Zustandes, Urban River Survey, Soziokulturelle Bewertungsmodule nach Kaiser)

Anforderungen nicht der Beliebigkeit auszuliefern. Die ökologischen Mindestanforderungen für urbane Fließgewässer, die auch als Schlüsselfunktionen bezeichnet werden (z. B. Gewährleistung der Durchgängigkeit, strukturierte unverbaute Ufer und Sohle), werden der Definition der Referenzzustände für die Strukturvielfalt und der aquatischen Durchgängigkeit zugrunde gelegt. Der ökologische Schwerpunkt liegt dabei auf dem Biotopverbund, d. h. der Funktion des urbanen Gewässers als Korridorbiotop.

Eine allgemeingültige Definition eines soziokulturellen Referenzzustandes ist nicht sinnvoll, da die soziokulturellen Ansprüche häufig im Widerspruch zueinander stehen. Der Referenzzustand wurde daher in die drei Teilbereiche „Räumliche Integration“, „Attraktivität des Gewässerraums“ und „städtebauliche Einbindung sowie Ausstattungs- und Störfaktoren“ gegliedert.

Um die morphologischen Besonderheiten verschiedener Gewässerabschnitte zu erfassen wurde eine geeignete Gewässertypisierung entwickelt. Die Gewässer werden entsprechend ihrem Gefälle, ihrer Geologie sowie des Sohlensubstrates unterschieden.

Zur Beschreibung der Gewässercharakteristik wurden 30 geeignete Parameter ausgewählt, die im Gelände erhoben werden und den Zustand des Gewässers repräsentieren. Die definierten Referenzzustände legen für jeden Parameter die idealtypische Ausprägung fest. Die einzelnen Parameter lassen sich zu Teilbereichen zusammenfassen und garantieren, dass alle wichtigen Aspekte berücksichtigt werden. Der schematische Aufbau des Verfahrens ist in Abbildung 56 dargestellt.



**Abbildung 56:** Schematischer Aufbau des Bewertungsverfahrens für urbane Fließgewässer

Grundsätzlich kann das Verfahren zur Bewertung urbaner Fließgewässer auf Fließgewässer jeder Größe angewandt werden. Die Kartierung erfolgt anhand eines eigens entwickelten Erhebungsbogens, in dem die im Gelände erhobenen Daten erfasst werden. Eine Eingabe der Daten online ist ebenfalls möglich ([www.bewertung-urbaner-fließgewässer.iwg.kit.edu](http://www.bewertung-urbaner-fließgewässer.iwg.kit.edu)).

Die Bewertung erfolgt mit Hilfe eines gewässertypspezifischen angepassten Bewertungsalgorithmus. Es sind Bewertungen der Einzelparameter, der Teilbereiche sowie der drei Bewertungsbereiche möglich. Die resultierende Gesamtbewertung ergibt für jeden der drei Bewertungsbereiche eine Güteklasse. Entsprechend den Vorgaben der europäischen WRRL wird eine fünfstufige Skala verwendet. Güteklasse 1 stellt die bestmögliche und Güteklasse 5 die schlechteste mögliche Bewertung dar.

Das Bewertungsverfahren wurde an verschiedenen Gewässerabschnitten (z. B. Wiese in Lörrach, Isar in München, Alb in Karlsruhe und Ettlingen, Moskwa und Tschermjanka in Moskau) erprobt. Dabei wurden unterschiedliche Gewässergrößen, -typen und mehr oder weniger stark verbaute Gewässerabschnitte untersucht. Exemplarisch ist die Anwendung an der Alb in Ettlingen und Karlsruhe (Baden-Württemberg)

ausführlich erläutert. Eine Analyse der im Gelände gewonnenen Erfahrungen hinsichtlich Validität, Reliabilität, Objektivität und Verwendbarkeit folgt in Kapitel 7.3. Eine Untersuchung, wie die visuelle Bewertung durch weitere Datengrundlagen wie Naturmessdaten oder hydraulisch-numerische Modelle noch objektiver gestaltet werden kann, ist abschließend in Kapitel 7.4 dargestellt.

## 9 Glossar

### Alias Effekt

Der Alias-Effekt tritt beim digitalisieren von analogen Signalen auf, wenn die Abtastrate zu niedrig gewählt wird. Die Abtastfrequenz muss mindestens 2x höher sein als die maximale Frequenz des zu digitalisierenden Signals. Nur so ist sicher gestellt, dass man das digitalisierte Signal wieder vollständig rekonstruieren kann. Wählt man die Abtastfrequenz zu niedrig, entstehen im Spektrum niedrige Frequenzen die nicht wirklich im Signal vorkommen.

Beispiel für den Alias Effekt (vgl. Abbildung 57):

Das schwarze Signal ist das zu digitalisierende Signal. Die Punkte auf dem schwarzen Signal sind die Abtastzeitpunkte. Wird durch Interpolation das Signal aus den Abtastpunkten rekonstruiert, so entsteht das rote Signal. Man erkennt deutlich, dass die Periodendauer des roten Signals um ein vielfaches größer ist als die Periodendauer des ursprünglichen Signals, d. h. die Frequenz des roten Signals ist deutlich niedriger als die Frequenz des zu digitalisierenden Signals. D.h. im Frequenzspektrum wird eine Frequenz angezeigt die nicht existiert.

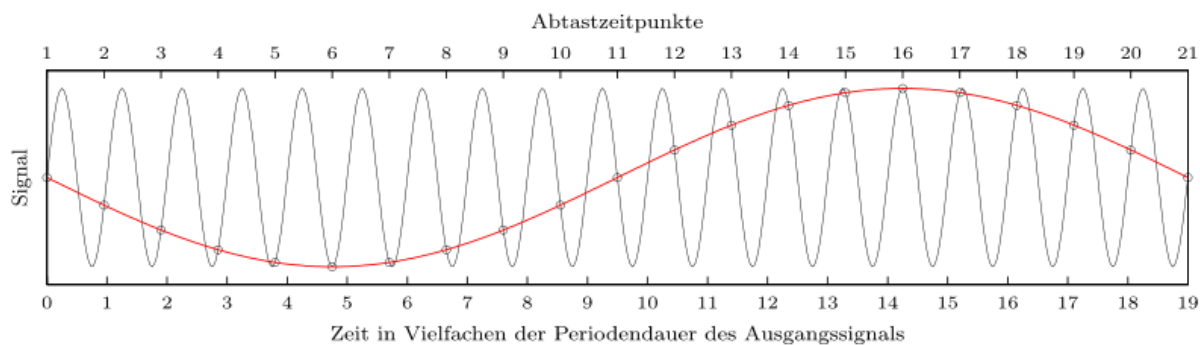


Abbildung 57: Veranschaulichung des Alias-Effektes (WIKIMEDIA COMMONS 2004)

### Benthos

Alle Organismen, die an Substraten der Gewässer leben. Unterteilt werden sie in Mikro-, Meso- und Makro-, sowie in Phyto- und Zoobenthos (SCHÖNBORN 2003).

### Benz(a)pyren

Gehört zu: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (Abk.: PAK). Benz(a)pyren (Abk.: BaP) ist ein gelblich kristalliner Feststoff. BaP kommt im Steinkohlenteer vor und entsteht als Produkt unvollständiger Verbrennung organischer Substanzen, z.B. in Auto- und Industrieabgasen, im Zigarettenrauch und in Grillprodukten aus dem Rauch von Holzkohle. Die karzinogene Wirkung von BaP ist in differenzierten Tierexperimenten festgestellt (www.schadstofflexikon.de 2010).

### Bewertungsmaßstab

Eine Bewertung erfolgt auf Grundlage eines Vergleichs des erfassten Ist-Zustandes mit einem Referenzzustand, der den Bewertungsmaßstab darstellt. Eindeutig festgelegte Bewertungsmaßstäbe dienen einer systematischen Vorgehensweise, die die Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet (PLACHTER ET AL. 2002).



### **Biotop**

Lebensraum einer Biozönose (Artengemeinschaft) von einheitlicher, gegenüber seiner Umgebung abgrenzbarer Beschaffenheit (DWA 2009).

### **Biotopverbund**

Der Biotopverbund ermöglicht einen räumlichen Kontakt und eine funktionale Wechselbeziehung zwischen Biotopen. Die Fläche zwischen den Lebensräumen muss für Organismen überwindbar sein, damit ein beidseitiger Artenaustausch möglich ist.

### **Choriotope**

Teillebensraum, der einem bestimmten Strukturtyp zugeordnet ist. Die Choriotope einer Gewässerstrecke sind meist mosaikartig miteinander verflochten. Es wird zwischen natürlichen und künstlichen Choriotopen unterschieden. Künstliche Choriotope sind z.B. Betonwände und andere harte Verbauungen. Natürliche Choriotope in Fließgewässern sind z.B. Steinsubstrat, Fein- bis Mittelkies, Totholz, usw. (WASSERWIRTSCHAFT STEIERMARK 2010).

Interzeption = Zeitweise Zwischenspeicherung von Wasser (z.B. auf Pflanzen)

Infiltration = Einsickern von Oberflächenwasser in den Boden

### **Demökologie**

Beschäftigt sich mit der Einwirkung der Gesamtheit von gegebenen Umweltfaktoren auf eine bestimmte Population.

### **Diagonalmatrix**

Eine Diagonalmatrix ist eine quadratische Matrix, in der außerhalb der Diagonalen nur Nullen stehen:  $a_{ij}=0$  für  $i \neq j$  (MERZIGER & WIRTH 1999).

### **erheblich veränderte Gewässer**

Gewässer, das durch physikalische Veränderungen in seinem hydromorphologischen Zustand wesentlich beeinträchtigt wurde. Erheblich veränderte Fließgewässer bedürfen einer förmlichen Ausweisung, die im Rahmen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie gefordert ist.

### **Euryök**

Ertragen Arten größere Schwankungen von Umweltfaktoren sind sie euryök, bei engerer Toleranzspanne stenök (HEINRICH & HERGT 1998).

### **Evaporation**

Verdunstung von oberflächlich gespeichertem Regenwasser

### **Gewässerstruktur**

Unter der Gewässerstruktur werden alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes, des Ufergebietes und des Gewässerumlandes zusammengefasst, die hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers und seiner Auen von Bedeutung sind (UBA 2010)

### **Gewässertyp**

Gewässer von vergleichbarer Größe, Höhenlage, Morphologie und Physiko-Chemie in derselben Region zeichnen sich durch ähnliche aquatische Lebensgemeinschaften aus. Dies ermöglicht die Gruppierung von individuellen Gewässern zu Gewässertypen (LEBENDIGE GEWÄSSER 2010).

### **Habitat**

Lebensraum einer Art (WASSERWIRTSCHAFT STEIERMARK 2010).

### **Hydromorphologie**

Die Hydromorphologie beschreibt die Gewässerstrukturen und die damit verbundene Abflussdynamik eines Gewässers. Hierunter fallen z.B. die Ausprägung der Sohlstruktur, der Uferform und -befestigung, des Sohlensubstrates, die Art des Gewässerverlaufs sowie in einem gewissen Umfang auch die angrenzende Aue. Nach den Vorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie ist die Hydromorphologie ein Merkmal zur Beschreibung des Zustands und Potentials eines Gewässers. Bis zum Jahre 2015 ist ein guter hydromorphologischer Zustand bzw. ein gutes hydromorphologisches Potential zu erreichen.

### **Hyporheisches Interstitial (Hyporheal)**

„Lebensraum unterhalb und neben der Flusssohle. Dieser Raum besteht aus einem Lückensystem von Schottern und Sanden. Das Hyporheal ist physikalisch, chemisch und biologisch eng mit dem oberirdischen Teil der Fließgewässersohle verbunden.“ (SCHÖNBORN 2003)

### **Interzeption**

Zeitweise Zwischenspeicherung von Wasser (z.B. auf Pflanzen)

### **Infiltration**

Einsickern von Oberflächenwasser in den Boden

### **Korridorbiotop**

Korridore sind bandförmige Lebensräume, die Kernflächen räumlich miteinander verbinden. Ihre Dimension reicht für ein längeres Überleben eigener (Teil-)Populationen oft nicht aus, aber sie ermöglichen vielen Arten Austauschprozesse zwischen den Kernflächen.

### **Makrophyten**

aquatische Wasserpflanzen, die makroskopisch als Individuen erkennbar sind (DIN 4049 Teil 2, Nr. 4.39)

### **Makrozoobenthos**

tierische Organismen, die an Substraten der Gewässer leben und mit dem bloßen Auge zu erkennen sind (SCHÖNBORN 2003).

### **Mesohabitat**

Ein Teillebensraum, meist als gewässermorphologisch einheitlicher Teillebensraum bezeichnet (JUNGWIRTH ET AL. 2003). Ein Mesohabitat hat Abmessungen von 10- mehrere 100 m, und wird durch die Parameter Mittlere Breiten, Tiefen, Fließgeschwindigkeiten, Gewässerstrukturparameter beschrieben (BAUHAUS UNIVERSITÄT WEIMAR 2010).

### **Neophytenfluren**

nach 1492 (Entdeckung Amerikas) durch anthropogenen Einfluss eingewanderte Arten.

### **Nitrophytenflure**

Nitrophytenfluren bestehen aus stickstoffliebenden Arten.

### **Pelagial**

Lebensraum des Freiwasserbereichs stehender Gewässer (DIN 4049 Teil 2, Nr. 4.21).

### **Phytoplankton**

Die im Pelagial schwebenden Pflanzen (DIN 4049 Teil 2, Nr. 4.22).

### **Phytobenthos**

pflanzliche Organismen, die an Substraten der Gewässer leben (SCHÖNBORN(2003), S. 96).

**Rheoaktive Geschwindigkeit:** In stehenden oder langsam fließenden Gewässern ist das Schwimmverhalten von Fischen in der Regel ungerichtet. Bei zunehmender Geschwindigkeit beginnen sie jedoch, ihren

Körper in Strömung auszurichten und dagegen anzuschwimmen. Die Geschwindigkeit mit der dies geschieht wird rheoaktive Geschwindigkeit genannt (DWA 2010).

**Resistenz**

Natürliche Fließgewässer haben im Vergleich zu den ausgebauten Gewässern die Fähigkeit zur Selbstregulation durch Resistenz. Die Resistenz ist ein Maß für die Widerstandsfähigkeit eines Ökologischen Systems gegen Störungen von außen. Resistenz und Resilienz bilden die maßgeblichen Faktoren zur Bestimmung der „ökologischen Funktionsfähigkeit“

**Resilienz**

Die Resilienz von Ökosystemen bezeichnet deren Fähigkeit, Störungen zu tolerieren, ohne dass das System so zusammenbricht, dass sich langfristig ein qualitativ veränderter Systemzustand einstellt, der von einer Vielzahl anderer Prozesse geregelt wird. Resistenz und Resilienz bilden die maßgeblichen Faktoren zur Bestimmung der „ökologischen Funktionsfähigkeit“

**Synökologie**

Ökologische Betrachtungsweise, nach der im Gegensatz zur Autökologie insbesondere das gesamte Beziehungsgefüge und die herrschenden Wechselwirkungen einer Biozönose untersucht werden.

**Stromstrich**

Ausgeglichene Verbindungslinie der Punkte größter Oberflächengeschwindigkeit in aufeinander folgenden Querschnitten eines Fließgewässers beim jeweiligen Abfluss (DIN 4047-Teil 5, Nr. 1.21).

**Talweg**

Ausgeglichene Verbindungslinie der tiefsten Punkte in aufeinander folgenden Querschnitten eines Fließgewässers (DIN 4047-Teil 5, Nr. 1.22).

**Transpiration**

Abgabe von Wasserdampf an die Atmosphäre durch Pflanzen

## 10 Literaturverzeichnis

1. **AHRENS, U. (2007):** Gewässerstruktur: Kartierung und Bewertung der Fließgewässer in Schleswig-Holstein, Jahresbericht 2006/07 des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, S. 115-126.
2. **AUHAGEN, A. (1997):** Verbal-Argumentation oder Punkte-Ökologie-Bewertungsverfahren unter der Lupe des Planers. Dresdner Planergespräche, Tagungsbericht zur wissenschaftlichen Arbeitstagung am 14. und 15. November
3. **BALL PLATNER, S.; ASHBY, T. (1929):** Cloaca Maxima. In: A Topographical Dictionary of Ancient Rome, London: Oxford University Press, S. 126–127
4. **BAUHAUS UNIVERSITÄT WEIMAR (2010):** Durchgängigkeit und Habitatmodellierung von Fließgewässern, Wiederherstellung der Durchgängigkeit, Funktionskontrolle von Wanderhilfen, Habitate und ihre Beschreibung, Weiterbildendes Studium „Wasser und Umwelt“ Bauhaus Universität Weimar in Zusammenarbeit mit der DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.)
5. **BAUMGART, H.C. (2003):** Perspektiven für das Stadtgewässer Emscher. In: Gewässer in der Stadt – Vorträge zum Wasserbaukolloquium am 20./21.3.2003 (Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Heft 24), S. 181-195.
6. **BAW (BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (2005):** Handbuch für die Erhebung des hydromorphologischen Ist-Bestandes der Gewässer mit Einzugsgebieten zwischen 10-100 km<sup>2</sup> „Screeningmethode“, Institut für Wassergüte, BAW. Österreich, November 2005
7. **BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2002):** Kartier- und Bewertungsverfahren Gewässerstruktur. Erläuterungsbericht, Kartier- und Bewertungsanleitung, München
8. **BREHM, J., MEIJERING, M. (1996):** Fließgewässerkunde – Einführung in die Ökologie, Bäche und Flüsse, 3. Auflage, Wiesbaden: Quelle & Meyer Verlag
9. **BOITSIDIS, A., GURNELL, A. (2004):** Environmental Sustainability Indicators for Urban River Management. Online verfügbar unter: [www.smurf-project.info/environmentalsustainabilityindicatorsreport.doc](http://www.smurf-project.info/environmentalsustainabilityindicatorsreport.doc) (28.07.06, 11:50 Uhr)
10. **BOITSIDIS, A.J.; GURNELL, A.M.; SCOTT, M.; PETTS, G.E.; ARMITAGE, P.D. (2006):** A Decision support system for identifying the habitat quality and rehabilitation potential of urban rivers. In: Water and Environment Journal 20, S. 130–140.
11. **BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (HRSG.) (2001):** Strukturgüte-Kartierverfahren für Wasserstraßen. Online verfügbar unter: <http://elise.bafg.de/servlet/is/2938> (25.01.07, 10:20 Uhr)
12. **BUWAL (SCHWEIZERISCHES BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT) (HRSG.) (1998):** Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Modul-Stufen-Konzept. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26. Bern.
13. **BRATRICH C. (2004):** Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte – Planung, Bewertung und Entscheidungsprozesse im Fließgewässer Management; Dissertation an der ETH Zürich, Nr. 15440

14. **BRIEM, E. (2003):** Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. ATV-DVWK-Arbeitsbericht, Hennef.
15. **BROCKHAUS ENZYKLOPÄDIE IN ZWANZIG BÄNDEN (1974)**, 17. völlig neubearbeitete Auflage des großen Brockhaus, 19. Band, F.A. Brockhaus Wiesbaden
16. **CHADWICK, A., MORFETT J. (1993):** Hydraulics in civil and environmental engineering, E&FN Spon, London
17. **CHANSON H. (2008):** Acoustic Doppler Velocimetry (ADV) in the field and in laboratory: Practical Experiences, International Meeting on Measurements and Hydraulics of Sewers, 2008, F. Larrarte and H. Chanson (Eds), Hydraulic Model Report No. CH70/08, Div. of Civil Engineering, The University of Queensland, Brisbane, Australia
18. **COSTANZA, R., ET AL., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R., PARUELO J., RASKIN R., SUTTON P., VAN DEN BELT, M. (1997):** The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature Vol. 387, 15.MAY 1997: 253-260.
19. **DEIMER C.(2005):** Honorierungsansätze für Umweltleistungen in der Landwirtschaft – Genese, Trends und Bewertung, Dissertation Martin Luther Universität Halle-Wittenberg
20. **DICKHAUT, W.; SCHWARK, A.; FRANKE, K. (2006):** Fließgewässerrenaturierung heute – auf dem Weg zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Norderstedt: Books on Demand GmbH
21. **DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V.) (1998):** Die Uferstreifen-Konzeption in der Bundesrepublik Deutschland – Rechtliche Grundlagen, Bestimmungen, Instrumente. DVWK-Materialien 2/1998.
22. **DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V.) (2000):** Gestaltung und Pflege von Wasserläufen in urbanen Gebieten. DVWK-Merkblatt 252/2000.
23. **DWA (2009):** DWA - Regelwerk, Merkblatt DWA-M 609-1, Entwicklung urbaner Fließgewässer, Teil 1: Grundlagen, Planung und Umsetzung
24. **DWA (2010):** DWA – Regelwerk, Merkblatt DWA-M 509, Fischeaufstiegsanlagen und fischpassierbare Querbauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung- Entwurf, Februar 2010
25. **DYCK, S., PESCHKE G. (1995):** Grundlagen der Hydrologie. 3. Auflage, Verlag für Bauwesen, Berlin
26. **EAU RHIN-MEUSE (2000):** „Fiche de description du milieu physique. (Aufnahmebogen für das Bewertungsverfahren „Système d’Evaluation de la Qualité du Milieu Physique (SEQ-MP)“ in französischer Sprache). Online verfügbar: [www.eau-rhin-meuse.fr/sie/Fichiers/Fiche%20seq%20phy.pdf](http://www.eau-rhin-meuse.fr/sie/Fichiers/Fiche%20seq%20phy.pdf) (28.07.06)
27. **ENGELS, S. (2009):** „Bewertung urbaner Fließgewässer – Weiterentwicklung eines neuen Bewertungsansatzes“, Diplomarbeit am Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe, Online verfügbar: <http://www.research-community.eu/user/s1e1>
28. **ENZMANN, D. (2010):** Skript, Institut für Kriminalwissenschaften, Uni Hamburg 2010 (<http://www2.jura.uni-hamburg.de/instkrim/kriminologie/Mitarbeiter/Enzmann/Lehre/StatIKrim/Skalenniveaus.PDF>)

29. **ESSER, B. (1997):** Methodik zur Entwicklung von Leitbildern für Fließgewässer – Ein Beitrag zur wasserwirtschaftlichen Planung, Institut für Städtebau, Bodenverordnung und Kulturtechnik der Rheinischen Friedrich-Wilhelms Universität Bonn
30. **FIEBIGER, M. (1998):** Zur Ökologie urbaner Gewässer; Bonn
31. **FRISKE V. (2001),** Vortrag gehalten intern bei der LUBW
32. **GARBRECHT, G. (1982):** Gewässerausbau in der Geschichte, in: Wasser und Boden, Heft 1
33. **GARBRECHT, G. (1981):** Gewässerausbau in der Geschichte, in: Wasser und Boden, Heft 8
34. **GESKE, CH.; ENGEL, E.; PLACHTER, H. (1997):** Typisierung und Bewertung kleiner Fließgewässer – ein Methodenvergleich, Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Heft 242
35. **GIESEKE J., MOSONYI, E. (2009):** Wasserkraftanlagen Planung, Bau und Betrieb, 5. Auflage, Berlin, Heidelberg (Springer-Verlag)
36. **GLACER, D. (1999):** Leitbilder als Bewertungsgrundlage der Gewässerstrukturgütekartierung. In: **ZUMBROICH, TH.; MÜLLER, A.; FRIEDRICH, G. (HRSG.) (1999):** Strukturgüte von Fließgewässern – Grundlagen und Kartierung. Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag, S. 45-71.
37. **GORING, D.; NIKORA, V. (2002):** Despiking Acoustic Doppler Velocimeter Data, Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 128, No. 1.
38. **GORKA, M.; ROOS, P. (2002):** Gewässerentwicklungsplan für die Alb im Stadtgebiet Karlsruhe, Karlsruhe.
39. **GRAMBOW, M. (2005):** Kultur und Kommunikation als Teil des wasserwirtschaftlichen Agenda 21 –Systems. Nachhaltigkeit im Wasserbau unter Berücksichtigung kultureller Aspekte, Gewässerentwicklung in der Kulturlandschaft, Schriften des DWhG, Band 7, Siegburg
40. **GRAU, K.-U. (2003):** Ungelöste Probleme der Pflege eines städtischen Kleingewässers im Spannungsfeld zwischen Ökonomie, Ökologie und Nutzungsdruck; Technische Universität Dresden, Wasserbaukolloquium "Gewässer in der Stadt", 20.-21. März 2003, Dresden
41. **HABER, W. (1994):** Nachhaltige Entwicklung - aus ökologischer Sicht, in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 7, H. 1, S. 9-13
42. **HALLE, M. (1993):** Beeinträchtigung von Drift- und Gegenstromwanderung des Makrozoobenthos durch wasserbauliche Anlagen. Umweltbüro Essen im Auftrag des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Essen
43. **HAUSER F. (2000):** Des- und Reintegration urbaner Gewässer – Eine Zustands- und Potentialanalyse in Schweizer Städten. Diplomarbeit der Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bern. Publikation Gewässerkunde Nr. 253.
44. **HEINRICH, D.; HERGT, M. (1998):** dtv-Atlas Ökologie. Deutscher Taschenbuch Verlag, München. 4. Aufl.
45. **HEINEMANN, R. (2005):** Schriftenreihe Lebendige Stadt, Band 4, herausgegeben von der Stiftung Lebendige Stadt. Hamburg 2005. Online verfügbar: <http://www.lebendige-stadt.de/pdf/band4.pdf>

46. **HESSE, K.-J. (1999):** Die Bewertung der Gewässerstruktur – ein neues Instrument im Gewässerschutz. In: **ZUMBROICH, TH.; MÜLLER, A.; FRIEDRICH, G. (HRSG.) (1999):** Strukturgüte von Fließgewässern – Grundlagen und Kartierung, Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag, S. 9-19.
47. **HINTERMEIER, K. (2005):** Welche Kulturlandschaft wollen wir?, Gewässerentwicklung in der Kulturlandschaft, Schriften des DWhG, Band 7, Siegburg
48. **HOCHWASSER-VORHERSAGE-ZENTRALE, LUBW (2010):** <http://www.hvz.baden-wuerttemberg.de/>
49. **HUPFER, P., CHMIELESWKI, F.M., (2006):** „Witterung und Klima: eine Einführung in die Meteorologie und Klimatologie.“ Lehrbuch, Wiesbaden: Teubner Verlag.
50. **HÜTTE, M. (2000):** Ökologie und Wasserbau – Ökologische Grundlagen von Gewässerverbauungen und Wasserkraftnutzung, Berlin: Parey Buchverlag
51. **HWANG, KEE YEON:** Restoring Cheonggycheon Stream in the Downtown Seoul
52. **HJULSTRÄM, (1935):** Studies of morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris. Bulletin of the Geological Institution of the University of Uppsala 25, 221-527.
53. **ILLIES, J. (1961):** Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. In: Int. Rev. ges. Hydrobiol. 46, S. 205 - 213.
54. **IPCC INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2007):** Climate Change 2007 – 4<sup>th</sup> assessment report. Online verfügbar unter: [www.ipcc.ch](http://www.ipcc.ch)
55. **JEDICKE, E. (1994):** Biotopverbund – Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie, 2. Auflage, Stuttgart: Ulmer Verlag
56. **JUNGWIRTH, M.; WINKLER H., (1993):** Die Bedeutung der Flussbettstruktur für Fischgemeinschaften. Österreichische Wasserwirtschaft 35: 229-234
57. **JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S., SCHMUTZ, S. (2003):** Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas, Wien.
58. **JÜRGING, P.; PATT, H. (HRSG.) (2005):** Fließgewässer- und Auenentwicklung – Grundlagen und Erfahrungen. Springer, Berlin, Heidelberg.
59. **JÜRGING, P. (2003):** Ökologische Aspekte bei der Umgestaltung von Fließgewässern in urbanen Bereichen. In: Gewässer in der Stadt – Vorträge zum Wasserbaukolloquium am 20./21.3.2003 (Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Heft 24), S. 17-28.
60. **KAIL, J.; HERING, D. (2003):** Renaturierung von Fließgewässern mit Totholz. Wasser Energie Luft, Heft 11/12, S. 355-357.
61. **KAISER, O. (2005):** Bewertung und Entwicklung urbaner Fließgewässer. Culterra 44: Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
62. **KAISER, O.; THIEM, K. (2005):** Fließgewässer im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Denkmal-pflege. In: Gewässerentwicklung in der Kulturlandschaft. Schriften der DWhG, Band 7, Siegburg. S. 173-171.

63. **KAPPUS, B.; BÖHMER, J.; RAVIER-JIST, C. (1982):** Zur Problematik der ökologischen Durchgängigkeit von Wasserkraftanlagen. Grundlagen und Lösungsmöglichkeiten. – Mitteilungen Nr. 16, Institut für Strömungsmechanik und hydraulische Strömungsmaschinen, Universität Stuttgart
64. **KIENE, S. (1997):** Synthese von biologischer und wasserbaulicher Analyse zur Bewertung von renaturierten Fließgewässern der Oberrheinebene, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (TH), 1997, Heft 195
65. **KLEYER, M.; KRATZ, R.; LUTZE G.; SCHRÖDER B. (1999):** Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung, Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8 (1999/2000): 177-194, Urban& Fischer Verlag
66. **KONOLD, W. (1999):** Fließgewässer in der Kulturlandschaft oder die „Natur“ von Fließgewässern und ihre Bewertung. Eine kritische Betrachtung. In: Landschaftsverband Rheinland (LVR), Umweltamt (Hrsg.): 8. Fachtagung Fließgewässer in der Kulturlandschaft, Jülich, September 1998
67. **LAND OBERÖSTERREICH (2008):** Morphologischer Vergleich natürlicher und anthropogen veränderter Gewässerabschnitte im Krems-System. Gewässerschutz Bericht 38/2008
68. **LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (2002A):** Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland – Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland 2001, Berlin: Kulturbuchverlag
69. **LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (2002B):** Gewässerstrukturkartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Übersichtsverfahren. Schriftleitung: Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Berlin: Kulturbuch-Verlag GmbH
70. **LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (HRSG.) (2000):** Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer – Empfehlung Oberirdische Gewässer. Schwerin: Kulturbuch Verlag GmbH, Online verfügbar unter:  
[http://interweb1.hm.ulv.hessen.de/umwelt/wasser/gewaesser\\_hochwasser/kartieranleitung/index.php](http://interweb1.hm.ulv.hessen.de/umwelt/wasser/gewaesser_hochwasser/kartieranleitung/index.php) (30.08.06)
71. **LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (HRSG.) (1999):** Merkblätter Nr. 17. Leitbilder für kleine bis mittelgroßen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. Münster: LV Druck im Landwirtschaftsverlag GmbH
72. **LEHMANN B. (2005):** Empfehlungen zur naturnahen Gewässerentwicklung im urbanen Raum – unter Berücksichtigung der Hochwassersicherheit -. Heft 230. Mitteilung des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung, Karlsruhe
73. **LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (2001):** Gewässerstrukturgütekartierung in Baden-Württemberg, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 67, Karlsruhe
74. **LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (2002):** Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg, Teil 3 – Arbeitsanleitung zu Erstellung von Gewässerentwicklungsplänen, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 72, Karlsruhe
75. **LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (2005):** Naturnahe Fließgewässer in Baden-Württemberg - Referenzstrecken. Karlsruhe: Engelhardt & Bauer



76. **LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ) (2007):** Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern. Leitfaden Teil 2 – Umgebungsgewässer und fischpassierbare Querbauwerke, Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 101, Karlsruhe
77. **LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ); LEHMANN, M. (2002):** Ökologische und chemische Bewertung der Fließgewässer gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie, Vortragskolloquium der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR), „Welche Wasserqualität wünschen sich die Wasserwerke?“, 08.03.02, Karlsruhe
78. **LUBW (LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNG UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (2009):** Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg – Feinverfahren, Reihe Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 112, Karlsruhe
79. **LUA NRW (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (HRSG.) (2001):** Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen – Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer. Merkblätter des Landesumweltamtes NRW, Nr. 26.
80. **LUA NRW (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (HRSG.) (1998):** Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung. Merkblätter des Landesumweltamtes NRW Nr. 14.
81. **LVR (LANDSCHAFTSVERBAND RHEINLAND) (HRSG.) (1999):** Fließgewässer in der Kulturlandschaft – Tagungsbeiträge zur 8. Fachtagung, Jülich, 24.-25. September 1998.
82. **MAYER, H. (2006):** Beschreibende Statistik, 4. überarbeitete Auflage, Hanser Verlag
83. **MEYERS GROSSES HANDLEXIKON (1991):** 16. aktualisierte Auflage; Mannheim, Wien, Zürich: Meyers Lexikonverlag
84. **MIETHANER, S. (2007):** Bewertung urbaner Fließgewässer – Methodenvergleich und Entwicklung eines neuen Bewertungsansatzes, Diplomarbeit am Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe, unveröffentlicht
85. **MINISTERIUM FÜR UMWELT, SAARLAND (2006):** Ermittlung und Bewertung der Gewässerentwicklungsfähigkeit saarländischer Fließgewässer als Grundlage für die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen zur Erreichung des Guten Zustands nach Vorgabe der EG-WRRL, bearbeitet von der Universität des Saarlandes. Online Verfügbar: [http://gewaesser.uni-saarland.de/content/docs/GEF\\_Bericht\\_20070424.pdf](http://gewaesser.uni-saarland.de/content/docs/GEF_Bericht_20070424.pdf)
86. **MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005):** Ecosystems and Human Wellbeing - Synthesis, S. 39ff. (PDF), Online verfügbar: <http://www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf>
87. **MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN WESTFALEN) (2010):** Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westafeln Ausbau und Unterhaltung, Düsseldorf
88. **MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN WESTFALEN) (2008):** Ökologische Gewässerprojekte von Städten und Gemeinden – Beiträge zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf

89. **MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN WESTFALEN) (2005):** Handbuch Querbauwerke, Düsseldorf
90. **MITSCHERLICH, A. (1965):** Unwirtlichkeit unserer Städte. Anstiftung zum Unfrieden, Frankfurt am Main: Suhrkamp Verlag (Edition Suhrkamp: 123)
91. **MOOG, O. & WIMMER R.:** Comments to the water temperature based assessment of biocoenotic regions according to Illies & Botosaneanu. In: Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: S. 1667-1673
92. **MUHAR, S.; JUNGWIRTH, M.; MOOG, O. (2000):** Funktionen der Vegetation für die Lebensgemeinschaften von Fließgewässern, In: Ingenieurbiologie/Génie biologique 2/00, S. 25-31.
93. **MÜHLMANN, H. (2005):** Handbuch für die Erhebung des hydromorphologischen Ist-Bestandes der Gewässer mit Einzugsgebieten zwischen 10-100 km<sup>2</sup> - „SCREENINGMETHODE“
94. **NAIMAN, R. J.; BEECHIE, T. J.; BENDA, L. E.; BERG, D. R.; BISSON, P. A.; MACDONALD, L. H.; O'CONNOR, M. D.; OLSON, P. L.; STE, E. A. (1992):** Fundamental elements of ecologically healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion, In: **NAIMANN, R.J. (HRSG.) (2009):** Watershed Management: Balancing Sustainability and Environmental Change, S. 127-187, Berlin, Heidelberg: Springer – Verlag, 3. Auflage
95. **NAUDASCHER E. (1992):** Hydraulik der Gerinne und Gerinnebauwerke, 2. Auflage, Springer Verlag
96. **NETZWERK FLIEßGEWÄSSER IM URBANEN RAUM (2008):** urbane Fließgewässer in der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Ein Positionspapier, Mai 2008, Online verfügbar unter: [www.netzwerk-flur.de](http://www.netzwerk-flur.de)
97. **NESTMANN, F., LEHMANN B. (2003):** Forschungstransfer – Beispiele der Synthese zwischen Wissenschaft und Praxis in der Wasserwirtschaft. In: Informationsveranstaltung „Hydraulik naturnaher Fließgewässer“ Karlsruhe, 2.12.2003. Seiten 3-5.
98. **NESTMANN, F., LEHMANN B., SCHNEIDER S.; (2005):** Naturnahe Gewässer – Grundlagen, Planungen, Maßnahmen. Kursbegleitendes Skript, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
99. **NESTMANN, F., LEHMANN B.; (2005):** Strömungsverhalten von Fließgewässern Kursbegleitendes Skript, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
100. **NESTMANN, F., 1998:** Wasserbau und Wasserwirtschaft. Studiumsbegleitende Materialien Teil 1. Institut für Wasserwirtschaft und Gewässerentwicklung, Karlsruher Institut für Technologie (KIT).
101. **NESTMANN, F., ZIMMERMANN, C., (1989):** Ströme und Kanäle als Ingenieurbauwerke oder gestaltete Natur. In: Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe, Nr. 64. Seiten 91-105.
102. **NESTMANN, F., (1980):** Berechnung des ungleichförmigen Abfluss. In: DVWK Fortbildungslehrgang für technische Hydraulik „Stationäre Gerinneströmungen“, 14.-17.04.1980, Karlsruhe, Kapitel 7: Seiten 207-260.

103. **NOHL, W. (2001):** Landschaftsplanung. Ästhetische und rekreative Aspekte. Berlin, Hannover.
104. **NORTEK (2009):** Vectrino Velocimeter "User Guide", Norwegen
105. **OBLOZINSKA, Z. (2005):** Bewertungsverfahren, Materialien zur Vorlesung Verkehrsplanung, 12, IVT, ETH, Zürich. Online verfügbar:  
(<http://www.ivt.ethz.ch/education/verkehrsplanung/Materialien.012.2005.pdf>)
106. **OLBRISCH H. D. (1974):** Statistische Methoden in der Gewässerkunde und ihre Anwendung. Mitteilung Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen.
107. **PABST, W. (1998):** Das Gewässer in der Stadt, In: Wasserwirtschaft 88-9
108. **PABSTMANN, U.; DEUBNER, H.; KLEPSE, H.; SCHMEDTJE, E.; SCHNITZ, R.; STIEF, R.; ZIMMER, K.H. (2000):** Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und Festsetzung im wasserrechtlichen Vollzug. - LAWA, Entwurf 33.03.2000
109. **PATT, H. (2001):** Hochwasser-Handbuch. Auswirkungen und Schutzschicht, Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag
110. **PATT, H. (2003):** Wasserbauliche Erfordernisse an die Umgestaltung von Fließgewässern in urbanen Bereichen. In: Gewässer in der Stadt – Vorträge zum Wasserbaukolloquium am 20./21.3.2003 (Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Heft 24), S. 5-16.
111. **PATT, H.; JÜRGING, P.; KRAUS, W. (2009):** Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern, Berlin, Heidelberg: Springer Verlag
112. **PATT, H.; SCHRENK, G. (2004):** Freizeit und Erholungsnutzung bei der Fließgewässerentwicklung - Aspekte in Verbindung mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie, AR'TV-DVWK Bericht, Wasserwirtschaft 6
113. **PAVLOV, D.S. (1989):** Structures assessing the migration of non salminds fish: USSR, FAO Fisheries Technical Paper 308, 1-97
114. **PLACHTER, H. (1994):** Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. In: Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3, S. 87-106.
115. **PODRAZA, P.; SCHUHMACHER, H. (1988):** Die anthropogene Überformung von Fließgewässern im Ballungsraum, dargestellt am Beispiel des Ölbaches in Bochum, Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Essen, XVIII S. 549-556
116. **PODRAZA, P.; SCHUHMACHER, H.; SOMMERHÄUSER, M. (2002):** Das Adersystem Flüsse und Bäche im Ruhrgebiet, Essener Unikate 19/2002
117. **PODRAZA, P.; HALLE, M. (2005):** River Rehabilitation Measures in Urban Rivers under the Ecological Point of View: Man-Made Structures Replacing Natural Morphological Conditions. In: Urban River Rehabilitation – Proceedings; International Conference on Urban River Rehabilitation URRC 2005 (Dresden, Germany), S. 215-220.
118. **RHONE-THUR PROJEKT (2005):** Handbuch Erfolgskontrolle, Publikation des Rhone-Thur Projektes der Eawag, der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft

- (WSL), des Laboratoire de constructions hydrauliques (LCH, EPFL Lausanne) und der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW, ETH Zürich), Dezember 2005
119. **RIESS W.(1986):** Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. In: Biotopverbund in der Landschaft, Laufener Seminarbeiträge 10/86, S. 102-115.
  120. **ROUSSE H. (1950):** Engineering hydraulics, John Wiley and Sons, New York
  121. **RUCK, B. (2010):** Signalverarbeitung in der Strömungsmechanik – Skript, Institut für Hydromechanik, Karlsruher Institut für Technologie
  122. **SASKATCHEWAN PCAP GREENCOVER COMMITTEE (2008):** Riparian Health Assessment – Stream and Small Rivers, Field Workbook, Canada
  123. **SCHERLE, J. (1999):** Entwicklung naturnaher Gewässerstrukturen – Grundlagen, Leitbilder, Planung. Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (TH), Heft 199.
  124. **SCHIEMER, F.; SPINDLER, T.; WINTERSBERGER, H.; SCHNEIDER, A.; CHOVANEC, A. (1991):** Fish dry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. In: Theor. angewandte Limnologie 24: S. 2497-2500
  125. **SCHNEIDER, S (2010):** Widerstandsverhalten von holziger Auenvegetation. Dissertation, Karlsruher Institut für Technologie (KIT).
  126. **SCHNEIDER, M.; WIEPRECHT, S. (2009):** Ökologisch optimierter Betrieb von Wasserkraftanlagen unter Einsatz von Habitatsimulationen. Tagungsband AGAW Symposium „Wasserrahmenrichtlinie und Versorgungssicherheit – Wasserschutz- und Energiepolitik im Einklang?“, Villach 1./2. 10.2009
  127. **SCHOLZ, J.; BOOTH, D. (2001):** Monitoring Urban Streams: Strategies and Protocols for Humid-Region Lowland Systems, In: Environmental Monitoring and Assessment 71, S. 143–164.
  128. **SCHÖNBORN, W. (2003):** Lehrbuch der Limnologie, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermüller) Stuttgart.
  129. **SCHUHMACHER, H.; THIESMEIER, B. (1991):** Urbane Gewässer, Essen: Westarp-Verlag
  130. **SCHWEVERS, U.; SCHINDEHÜTTE, K.; ADAM, B.; STEINBERG, L. (2004):** Zur Passierbarkeit von Durchlässen für Fische – Untersuchungen in Forellenbächen. LÖBF-Mitteilungen 29 (3). S. 37-43.
  131. **SIMBERLOFF, D. (1998):** Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era?, In: Biological Conservation 83(3),S: 247-257.
  132. **SILVA, J.; SARAIVA, G.; RAMOS, I.; BERNARDO, F.; MONTEIRO, F. (2004A):** Identification of Parameters to be monitored for aesthetic assessment – Project Deliverable 4-1, Online verfügbar unter: <http://www.urbem.net/project-outputs-WP4.html> (10.04.2010)
  133. **SILVA, J.; SARAIVA, G.; RAMOS, I.; MONTEIRO, F.; SILVA, F.; CAMARA, C.; BERNARDO, F. (2004B):** Classification of the aesthetic value of the selected urban rivers- – Application of the methodology. Online verfügbar unter: <http://www.urbem.net/project-outputs-WP4.html> (10.04.2010)

134. **SOMMERHÄUSER, M.; SCHUHMACHER, H. (2003):** Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands: Typologie, Bewertung, Management. Atlas für die limnologische Praxis. Landsberg : eco-med Verlagsgesellschaft Ag & Co.KG
135. **SPIESS H., WASEM K., BURKART A., (2008):** Gewässerbezogene Naherholungsräume im Kanton Zürich (Pilotprojekt), Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Institut für Nachhaltige Entwicklung INE: Beiträge zur Nachhaltigen Entwicklung, Nr. 12/2008
136. **STORMWATER CENTER (O. J.):** Rapid Stream Assessment Technique (RSAT) – Verfahrensbeschreibung.  
<http://www.stormwatercenter.net/monitoring%20and%20assessment/rsat/smr%20rsat.pdf>  
(11.12.06)
137. **THIEM, K. (2004):** Historische Wasserkraftnutzung, Flößerei und Wiesenwässerung. Ein Beitrag zur Flussgeschichte des Münstertals, In: Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br. 94: S. 59-73
138. **THIEM, K. (2006):** Die Historische Landschaftsanalyse als Methode für die Fließgewässerbewertung am Beispiel des Münstertals im Schwarzwald, In: Culterra 46: Schriftenreihe des Instituts für Landespflege der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
139. **THOMS, M.C (2006):** Variability in Riverine Ecosystems, River Research Applications 22: 115–121 (2006), Published online in Wiley InterScience ([www.interscience.wiley.com](http://www.interscience.wiley.com)).
140. **THOMS, M.C.; REID, M.; CHRISTIANSON, K.; MUNRO, F. (2006):** Variety is the spice of river life: recognizing hydraulic diversity as a tool for managing flows in regulated rivers , Sediment Dynamics and the Hydromorphology of Fluvial Systems, Proceedings of a symposium held in Dundee; UK Juli 2006, IAHS Publ. 306
141. **TÖLLE-KASTENBEIN, R. (1990):** Antike Wasserkultur, Beck's Archäologische Bibliothek
142. **TOURBIER, J. T. (2006):** Is 'Living River Liesing' State of the Art for river restoration in urban environments , Vortrag 16.01.2006, Symposium: "Revitalisierung erheblich veränderter Fließgewässer im städtischen Umfeld, Abschlusskonferenz LIFE Umwelt-Projekt Lebens Raum Liesing, Wien
143. **TWINNING LIGHT PROJECT (2004):** Establishment of the Protocol on Monitoring and Assessment of the Hydromorphological Elements, Final report
144. **WAGNER, J.M. (1997):** Zur Entwicklung und Anwendung von Bewertungsverfahren im Rahmen der Kulturlandschaftspflege. In: **SCHENK, W.; FEHN, K.; DENECKE, D. (HRSG.) (1997):** Kulturlandschaftspflege, Berlin, Stuttgart: Bornträger, S. 49-59.
145. **WAHL, T.L. (2003):** Despiking acoustic doppler velocimeter data. Discussion. In: Journal of Hydraulic Engineering, ASCE 2003, 129(6):484–7.
146. **WIEGLEB, G. (1989):** Theoretische und praktische Überlegungen zur ökologischen Bewertung von Landschaftsteilen, diskutiert am Beispiel der Fließgewässer, In: Landschaft + Stadt 21 (1), S. 15-20.
147. **WITTIG, R.; SUKOPP, H.; BREUSTE, J. (1998):** Ökologische Stadtplanung. In: **SUKOPP, H.; WITTIG, R. (HRSG.) (1998):** Stadtökologie – Ein Fachbuch für Studium und Praxis. Stuttgart: Verlag Gustav Fischer, 2. Auflage. S. 401-432.

148. **Xu H., Du Y., Cui C., Wie C., (2008):** Structure & function based approaches to reconstructing urban river system in river network area of China, Proceedings of 16<sup>th</sup> IAHR-APD Congress and 3<sup>rd</sup> Symposium of IAHR-ISHS, Nanjing China
149. **ZUCCHI, H.; ZUCCHI, K. (2005):** Zum Einfluss verrohrter Bachabschnitte auf Drift und Aufwanderung der Limnofauna unter besonderer Berücksichtigung der Flohkrebse (Gammaridae), In: Natur und Landschaft 80 (2005), H 12, S. 519-527.
150. **ZUMBROICH, T. (1999):** Gewässerstrukturgütekartierung im besiedelten Bereich. In: **ZUMBROICH, T.; MÜLLER, A.; FRIEDRICH, G. (1999):** Strukturgüte von Fließgewässern – Grundlagen und Kartierung, Berlin, Heidelberg, New York: Springer Verlag, S. 217-243
151. **ZWIENER, G. (1995):** Ökomorphologische Zustandskartierung, Gewässer 1. Ordnung im Landkreis Heilbronn, Jagst, Kocher, Seckach – Abschlussbericht

## 10.1 Normen und Gesetze

152. **DIN-TASCHENBUCH 211,** Wasserwesen, Begriffe, Normen. Beuthverlag 3. Auflage 1996
153. **DIN EN 15843** Deutsche Norm, Entwurf ,August 2008, „Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung von Veränderungen der hydromorphologischen Eigenschaften von Fließgewässern; Deutsche Fassung prEN 15843:2008
154. **DIN EN 14614** Deutsche Norm, Februar 2005, „Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung hydromorphologischer Eigenschaften von Fließgewässern; deutsche Fassung EN 14614:2004
155. **EG (2000):** „Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
156. **JURISTISCHES INFORMATIONSSYSTEM FÜR DIE BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2009),** „Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG)“31.07.2009, in Kraft getreten 01.03.2010

## 10.2 Mündliche Mitteilungen

157. **MÜHLMANN, H. (2007):** Institut für Wassergüte des österreichischen Bundesamtes für Wasserwirtschaft

## 10.3 Internetquellen

1. **BMU:** Ziele der EU-WRRL: Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in Deutschland, Juli 2007, [http://www.bmu.de/gewaesserschutz/fb/gewaesserschutzpolitik\\_d\\_eu\\_int/doc/3063.php#ziele](http://www.bmu.de/gewaesserschutz/fb/gewaesserschutzpolitik_d_eu_int/doc/3063.php#ziele) (24.06.2010, 11:25)
2. **ONLINE-KLIMAKONFERENZ:** <http://www.climate2008.net/?a1=pap&cat=2&e=50> (24.06.210, 11:30)
3. **MODUL-STUFEN-KONZEPT:** BAFU: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer in der Schweiz, 25. August 2009, <http://www.modul-stufen-konzept.ch> (24.06.10, 11:32)

4. **BIOTOPVERBUND:** BfN: Biotopverbund, 23.07.2008, [http://www.bfn.de/0311\\_biotopverbund.html](http://www.bfn.de/0311_biotopverbund.html) (24.06.2010, 11:38)
5. **WASSERBLICK:** BfG: Bund-Länder-Informations- und Kommunikationsplattform, <http://www.wasserblick.net> (24.06.2010, 11:42)
6. **FLIEßGEWÄSSERTYPEN:** BfG: Fließgewässertypen, 02.12.2008, <http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/> (24.06.2010, 11:45)
7. **SCHADSTOFFLEXIKON:** Dr. Stupp Consulting GmbH: Schadstofflexikon, [http://www.schadstoff-lexikon.de/lexikon/begriffe\\_b.html](http://www.schadstoff-lexikon.de/lexikon/begriffe_b.html) (24.06.2010, 11:48)
8. **URBAN RIVER BASIN ENHANCEMENT METHODS (URS)** HR Wallingford Ltd. UK: Urban River Basin Enhancement Methods, [www.urbem.net](http://www.urbem.net) (24.06.2010, 11:50)
9. **SMURF:** EU-Life-Projekt: Sustainable Management of Urban Rivers and Floodplains, 2006, [www.smurf-project.info](http://www.smurf-project.info) (24.06.2010, 13:17)
10. **NETZWERK FLIEßGEWÄSSER IM URBANEN RAUM:** FluR e.V.: [www.netzwerk-flur.de](http://www.netzwerk-flur.de) (24.06.2010, 13:20)
11. **UMWELTDATENBANK:** 2004, [www.umweltdatenbank.de](http://www.umweltdatenbank.de) (24.06.2010, 13:21)
12. **WRRL-INFOS :** Grüne Liga e.V., [www.wrrl-info.de](http://www.wrrl-info.de) (24.06.2010, 14:24)
13. **DAS ERSTE:** [www.daserste.de](http://www.daserste.de) (24.06.2010)
14. **WIKIMEDIA COMMONS 2004:** <http://de.wikipedia.org> (04.08.2010)
15. **FLIEßGEWÄSSERBEWERTUNG:** [www.Fließgewaesserbewertung.de](http://www.Fließgewaesserbewertung.de) (24.06.2010, 13:28)
16. **BOPPARD KANALWERKE:** Stadt Boppard, 2001: Kanalwerke- Cäsar ein Klärmeister, <http://www.boppard.de/2001/html/kanalwerke.htm> (24.06.2010, 13:41)
17. **HOCHWASSERVORHERSAGEZENTRALE BADEN-WÜRTTEMBERG:** <http://www.hvz.baden-wuerttemberg.de/> (30.07.2010, 12:17 Uhr)
18. **HABITATPROGNOSEMODELL CASIMIR:** <http://www.casimir-software.de/> (30.07.2010, 12:20 Uhr)
19. **WRRL-MV:** <http://www.wrrl-mv.de/> (09.08.2010)
20. **PHABSIM:** Phabsim Manual (2001), <http://www.mesc.usgs.gov> (11.05.2010)
21. **BING MAPS:** <http://www.bing.com/> (07.08.2010)
22. **WASSERWIRTSCHAFT STEIERMARK:** <http://www.wasserwirtschaft.steiermark.at/cms/ziel/4748062/DE/>
23. **LEBENDIGE GEWÄSSER :** <http://wiki.flussgebiete.nrw.de/index.php/Hauptseite> (21.09.2010)
24. **UBA:** <http://www.uba.de/wasser/themen/fluesse-und-seen/fluesse/allgemeines/hydromorphologie-gewaessermorphologie.htm> (21.09.2010)

# Anhang



---

<b>1. REFERENZZUSTÄNDE</b>	<b>167</b>
<b>2. ERHEBUNGSBOGEN</b>	<b>168</b>
<b>3. STECKBRIEFE ALLER PARAMETER</b>	<b>172</b>
<b>3.1. PARAMETER DER STRUKTURVIELFALT</b>	<b>172</b>
3.1.1. QUERPROFIL	172
3.1.2. SOHLE UND WASSERKÖRPER	174
3.1.3. BÖSCHUNGSFUß	186
3.1.4. UFER UND UNMITTELBAR ANGRENZENDES UMLAND	194
<b>3.2. AQUATISCHE DURCHGÄNGIGKEIT</b>	<b>204</b>
<b>3.3. SOZIOKULTURELLE PARAMETER</b>	<b>214</b>
3.3.1. RÄUMLICHE INTEGRATION	214
3.3.2. ATTRAKTIVITÄT DES GEWÄSSERRAUMS	219
3.3.3. STÄDTEBAULICHE EINBINDUNG UND AUSSTATTUNGSFAKTOREN	223
<b>4. BEWERTUNG DER EINZELNEN PARAMETER</b>	<b>229</b>
4.1. QUERPROFIL	229
4.2. SOHLE UND WASSERKÖRPER	229
4.3. BÖSCHUNGSFUß	233
4.4. UFER UND UNMITTELBAR ANGRENZENDEN UMLAND	235
4.5. RÄUMLICHE INTEGRATION	238
4.6. ATTRAKTIVITÄT DES GEWÄSSERRAUMS	240
4.7. STÄDTEBAULICHE EINBINDUNG UND AUSSTATTUNGSFAKTOREN	241

## 1. Referenzzustände

Tabelle 23: Gewässertypunabhängige Referenzzustände der Strukturvielfalt

Parameter oder Indikatoren	Referenzzustand	Güteklasse
Profiltyp	Naturprofil oder naturnahes Profil	1
Tiefenvarianz	sehr groß	1
Sohlverbau	kein Sohlverbau	1
Sohlstrukturen	häufig	1
Verbau des Böschungsfußes	Beidseitig kein Verbau auf gesamter Abschnittslänge	1
Strukturen am Böschungsfuß	beidseitig, häufig	1
Übergangszone	beidseitig, durchgehend vorhanden	1
Uferverbau	kein Verbau auf gesamter Abschnittslänge	1
Struktur der Vegetation	beidseitig, > 3 Bestandsschichten komplex	1
Bodenständigkeit der Vegetation	beidseitig bodenständige Gehölze auf gesamter Abschnittslänge	1
Uferstreifen	beidseitig, > 10 m auf gesamter Abschnittslänge	1
Gehölzstreifen	beidseitiger durchgehender Gehölzstreifen	1

Tabelle 24: Gewässertypabhängige Referenzzustände der Strukturvielfalt

Parameter	Gewässertypspezifische Ausprägung (Güteklasse 1)					
	Rhital silikatisch	Rhital karbonatisch	Potamal kiesig	Potamal sandig	Potamal lehmig	Potamal organisch
Substratdiversität	sehr groß	sehr groß	sehr groß	mäßig	mäßig	sehr groß
Strömungsdiversität	sehr groß	sehr groß	sehr groß	groß	groß	sehr groß
Substrattyp	Kies, Schotter	Kies, Schotter	Kies, Schotter	Sand	Ton, Schluff, Lehm	Schlamm
Breitenvarianz	sehr groß	groß	groß	groß	mäßig	sehr groß

**Tabelle 25: Referenzzustände der aquatischen Durchgängigkeit**

Parameter	Rhital (Güteklasse 1)	Potamal (Güteklasse 1)
Querbauwerke	keine	keine
Rückstaubereiche	keine	keine
Verrohrung/Durchlässe	keine	keine
Wassertiefe	Makrozoobenthos: > 0,1 m Fische: > 0,45 m	Makrozoobenthos: > 0,1 m Fische: > 0,6 m
Fließgeschwindigkeit	Fische und Makrozoobenthos 0,3 m/s < v < 1 m/s	Fische und Makrozoobenthos 0,2 m/s < v < 0,9 m/s
Anbindung Nebengewässer	Nebengewässer mit einer sehr guten bis guten Gewässerstrukturklasse schleift spitzwinklig und höhengleich ins Hauptgewässer ein.	

**Tabelle 26: Referenzzustände der soziokulturellen Aspekte**

Parameter	Ausprägung des Referenzzustandes	Güteklasse
Sichtbarkeit	sehr gut sichtbar, die Sichtweite von der ein Erwachsener das Gewässer gerade noch sehen kann beträgt mindestens die doppelte Gewässerbreite	1
Erreichbarkeit	sehr gut erreichbar, durchgängiger Fuß- und/oder Radweg an mindestens einem Ufer vorhanden und ÖPNV Anschluss und/oder Parkplatz in der Nähe	1
Zugänglichkeit	Kontakt mit dem Wasser ist direkt möglich, es gibt keine nennenswerten Hindernisse, flache Ufer oder Treppen ermöglichen einen bequemen Zugang	1
Eigenart	sehr hohe Eigenart, sehr hoher Wiedererkennungswert, das Gewässer stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives und einzigartiges Ambiente dar.	1
Aufenthaltsqualität	sehr hohe Aufenthaltsqualität, zahlreiche den Aufenthalt fördernde Elemente, Störfaktoren spielen allenfalls eine untergeordnete Rolle	1

## 2. Erhebungsbogen

Auf den folgenden Seiten ist der Blanko Erhebungsbogen dargestellt (in Anlehnung an LUA NRW 1998, LAWA 2000, BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2004, KAISER 2005, MIETHANER 2007, ENGELS 2009, LUBW 2009, URS 2010). Ab Juli 2011 wird eine online Version unter: [www. Kartierung-urbane-Fließgewässer.de](http://www.Kartierung-urbane-Fließgewässer.de) zur Verfügung stehen.

### Bewertung urbaner Fließgewässer Erhebungsbogen

Gewässername:

Gewässerabschnitt:

Aufnahmedatum (tt.mm.jjjj):

Bearbeiter:

Startpunkt

Endpunkt

Restwasserstrecke  ja  nein

MQ

Q (aktuell)

Pegel:

Gewässerbreite in m:

Gefälle in Promille:

Abschnittlänge in m:

Gewässertyp		
Rhithral	silikatisch	<input type="checkbox"/>
	karbonatisch	<input type="checkbox"/>
Potamal	kiesiges Substrat	<input type="checkbox"/>
	sandiges Substrat	<input type="checkbox"/>
	lehmiges Substrat	<input type="checkbox"/>
	organischesubstrat	<input type="checkbox"/>

**(A) Strukturvielfalt** Hinweis: alle Kästchen möglicher Merkmalsausprägungen ankreuzen

(A.1) Querprofil

**Profiltyp**

Naturprofil oder naturnahes Profil  Regelprofil mit naturnaher "Überlagerung"  Regelprofil mit Vollausbau  variierendes Profil  Regelprofil mit offener Sohle

(A.2) Sohle und Wasserkörper

Substratdiversität, Tiefenvarianz und Strömungsdiversität	Substrattyp	Sohlverbau	Sohlstrukturen																																														
<table border="1"> <tr> <td>Substrat- Tiefen- Strömungsdiversität varianz diversität</td> <td></td> </tr> <tr> <td>sehr groß</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>groß</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>mäßig</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>gering</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>keine</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	Substrat- Tiefen- Strömungsdiversität varianz diversität		sehr groß	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	groß	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	keine	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<table border="1"> <tr> <td>Schlamm</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>Ton, Schluff, Lehm</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>Sand</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>Kies, Schotter</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>kein Sohlsubstrat</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	Schlamm	<input type="checkbox"/>	Ton, Schluff, Lehm	<input type="checkbox"/>	Sand	<input type="checkbox"/>	Kies, Schotter	<input type="checkbox"/>	kein Sohlsubstrat	<input type="checkbox"/>	<table border="1"> <tr> <td>kein Sohlverbau</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>Teilverbau mit Substratbedeckung</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>lockiger Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend)</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>massiver Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend)</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>oder lockiger Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>massiver Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	kein Sohlverbau	<input type="checkbox"/>	Teilverbau mit Substratbedeckung	<input type="checkbox"/>	lockiger Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>	massiver Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>	oder lockiger Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>	massiver Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>	<table border="1"> <tr> <td>Schnellen, Pools, Kehrwasser, Rampen, Flachwasser, Wurzelflächen, Tiefriemen, Kolke, Makrophytenpolster, Kaskaden, Inseln, Längs- und Querbänke</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>häufig</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>mehrfach</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>vereinzelt</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>ansatzweise</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>keine</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	Schnellen, Pools, Kehrwasser, Rampen, Flachwasser, Wurzelflächen, Tiefriemen, Kolke, Makrophytenpolster, Kaskaden, Inseln, Längs- und Querbänke	<input type="checkbox"/>	häufig	<input type="checkbox"/>	mehrfach	<input type="checkbox"/>	vereinzelt	<input type="checkbox"/>	ansatzweise	<input type="checkbox"/>	keine	<input type="checkbox"/>
Substrat- Tiefen- Strömungsdiversität varianz diversität																																																	
sehr groß	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																
groß	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																
mäßig	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																
gering	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																
keine	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																
Schlamm	<input type="checkbox"/>																																																
Ton, Schluff, Lehm	<input type="checkbox"/>																																																
Sand	<input type="checkbox"/>																																																
Kies, Schotter	<input type="checkbox"/>																																																
kein Sohlsubstrat	<input type="checkbox"/>																																																
kein Sohlverbau	<input type="checkbox"/>																																																
Teilverbau mit Substratbedeckung	<input type="checkbox"/>																																																
lockiger Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>																																																
massiver Sohlverbau mit Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>																																																
oder lockiger Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>																																																
massiver Sohlverbau ohne Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>																																																
Schnellen, Pools, Kehrwasser, Rampen, Flachwasser, Wurzelflächen, Tiefriemen, Kolke, Makrophytenpolster, Kaskaden, Inseln, Längs- und Querbänke	<input type="checkbox"/>																																																
häufig	<input type="checkbox"/>																																																
mehrfach	<input type="checkbox"/>																																																
vereinzelt	<input type="checkbox"/>																																																
ansatzweise	<input type="checkbox"/>																																																
keine	<input type="checkbox"/>																																																

(A.3) Böschungsfuß

Verbau des Böschungsfußes	Breitenvarianz	Übergangszone																																																						
<table border="1"> <tr> <td>kein Verbau</td> <td>lebendverbau</td> <td>Steinschüttung, Steinwurf</td> <td>Fugenverbau, Böschungsrasen</td> <td>Glattverbau</td> </tr> <tr> <td>links rechts</td> <td>links rechts</td> <td>links rechts</td> <td>links rechts</td> <td>links rechts</td> </tr> <tr> <td>&gt; 50%</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>10-50%</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>&lt; 10%</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>kein</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	kein Verbau	lebendverbau	Steinschüttung, Steinwurf	Fugenverbau, Böschungsrasen	Glattverbau	links rechts	links rechts	links rechts	links rechts	links rechts	> 50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	10-50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	< 10%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	kein	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<table border="1"> <tr> <td>L R</td> <td></td> </tr> <tr> <td>sehr groß</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>groß</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>mäßig</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>gering</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>keine</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	L R		sehr groß	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	groß	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	mäßig	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	keine	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<table border="1"> <tr> <td>L R</td> <td></td> </tr> <tr> <td>durchgehend vorhanden</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>halb-durchgehend vorhanden</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>mehrfach vorhanden</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>vereinzelt vorhanden</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>keine</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	L R		durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	halb-durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	mehrfach vorhanden	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	vereinzelt vorhanden	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	keine	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
kein Verbau	lebendverbau	Steinschüttung, Steinwurf	Fugenverbau, Böschungsrasen	Glattverbau																																																				
links rechts	links rechts	links rechts	links rechts	links rechts																																																				
> 50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																				
10-50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																				
< 10%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																				
kein	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																				
L R																																																								
sehr groß	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							
groß	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							
mäßig	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							
gering	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							
keine	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							
L R																																																								
durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							
halb-durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							
mehrfach vorhanden	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							
vereinzelt vorhanden	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							
keine	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																																							

Strukturen am Böschungsfuß

Baumumlauf, Sturz/ Prallbaum, Unterstand, Holzansammlung, Ufersporn/-abbruch, Nistwand, direkt über dem Wasser hängende Zweige, Wurzeln über/ unter Wasser, leitbildkonforme Ersatzstrukturen	häufig <input type="checkbox"/>	mehrfach <input type="checkbox"/>	vereinzelt <input type="checkbox"/>	ansatzweise <input type="checkbox"/>	keine <input type="checkbox"/>
---	---------------------------------	-----------------------------------	-------------------------------------	--------------------------------------	--------------------------------

Quelle: Miethaner 2007

(A.4) Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland

Uferverbau	Struktur der Vegetation																																										
<table border="1"> <tr> <td>kein Verbau</td> <td>lebendverbau</td> <td>Steinschüttung, Steinwurf</td> <td>Fugenverbau, Böschungsrasen</td> <td>Glattverbau</td> </tr> <tr> <td>links rechts</td> <td>links rechts</td> <td>links rechts</td> <td>links rechts</td> <td>links rechts</td> </tr> <tr> <td>&gt; 50%</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>10-50%</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>&lt; 10%</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>kein</td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> <td><input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	kein Verbau	lebendverbau	Steinschüttung, Steinwurf	Fugenverbau, Böschungsrasen	Glattverbau	links rechts	links rechts	links rechts	links rechts	links rechts	> 50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	10-50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	< 10%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	kein	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<table border="1"> <tr> <td>L R</td> <td></td> </tr> <tr> <td>&gt; 3 Bestandsschichten</td> <td>komplex <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>3 Bestandsschichten</td> <td>mäßig <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>2 Bestandsschichten</td> <td>einfach <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>1 Bestandsschicht</td> <td>einförmig <input type="checkbox"/></td> </tr> <tr> <td>keine Ufervegetation</td> <td><input type="checkbox"/></td> </tr> </table>	L R		> 3 Bestandsschichten	komplex <input type="checkbox"/>	3 Bestandsschichten	mäßig <input type="checkbox"/>	2 Bestandsschichten	einfach <input type="checkbox"/>	1 Bestandsschicht	einförmig <input type="checkbox"/>	keine Ufervegetation	<input type="checkbox"/>
kein Verbau	lebendverbau	Steinschüttung, Steinwurf	Fugenverbau, Böschungsrasen	Glattverbau																																							
links rechts	links rechts	links rechts	links rechts	links rechts																																							
> 50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																							
10-50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																							
< 10%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																							
kein	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>																																							
L R																																											
> 3 Bestandsschichten	komplex <input type="checkbox"/>																																										
3 Bestandsschichten	mäßig <input type="checkbox"/>																																										
2 Bestandsschichten	einfach <input type="checkbox"/>																																										
1 Bestandsschicht	einförmig <input type="checkbox"/>																																										
keine Ufervegetation	<input type="checkbox"/>																																										

Uferstreifen

> 10m	5 - 10m	< 5m	nicht vorhanden
links rechts	links rechts	links rechts	links rechts
> 50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
kein	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>

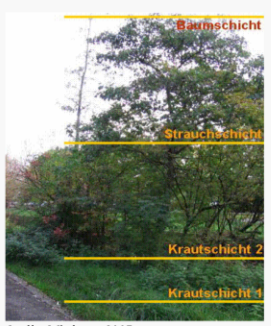
Gehölzstreifen

durchgehender Gehölzstreifen	<input type="checkbox"/>
teilweise durchgehender Gehölzstreifen	<input type="checkbox"/>
einzelne Gruppen o. regelmäßige Anordnung	<input type="checkbox"/>
vereinzelte Gehölze	<input type="checkbox"/>
keine Gehölze	<input type="checkbox"/>

Quelle: Miethaner 2007

Bodenständigkeit der Ufervegetation

	Standorttypische Vegetation		Standortfremde Vegetation (außer Nadelbäumen & Nitrophytenfluren)		Neophytenfluren, Nadelbäume, Scherrasen, nicht-heimische Zierpflanzen		keine Vegetation	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>



**(B) Aquatische Durchgängigkeit**

Querbauwerke	Hinweis: jeweils die Anzahl der Querbauwerke eintragen
uneingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>kein Querbauwerk</li> </ul> <input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>Querbauwerk mit <math>dh &lt; 0,2</math> m</li> <li>funktionierende Fischaufstiegsanlage</li> <li>raue Rampe oder Gleiten mit Einhaltung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts)</li> </ul> <input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>Querbauwerk mit <math>dh &gt; 0,2</math> m</li> <li>nicht funktionierende Fischaufstiegsanlage</li> <li>raue Rampe oder Gleite mit Unter- bzw. Überschreitung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts)</li> </ul> <input type="checkbox"/>

Läng der Rampe/Gleite	Rhtral	Potamal
bis 5 m	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,75$	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,4$
bis 10 m	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,5$	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1,25$
> 10 m	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 1$	$0,3 \text{ m/s} < v_m > 0,9$
alle Längen	$y_m > 0,45$	$y_m > 0,6$

Rückstaubereich	Hinweis: jeweils Anzahl der Rückstaubereiche eintragen	Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	kein Rückstaubereich	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	mit $v_m > 0,3 \text{ m/s}$	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	mit $v_m < 0,3 \text{ m/s}$	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Verrohrung/Durchlass	Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	keine Verrohrung <input type="checkbox"/>	keine Verrohrung <input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	Substrataufgabe und Einhaltung der Grenzwerte für Wassertiefe und Fließgeschw. (s. obige Tabelle) <input type="checkbox"/>	Substrataufgabe und Einhaltung der Grenzwerte für Wassertiefe und Fließgeschw. (s. obige Tabelle) <input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	keine Substrataufgabe und/oder keine Einhaltung der Grenzwerte <input type="checkbox"/>	keine Substrataufgabe und/oder keine Einhaltung der Grenzwerte <input type="checkbox"/>

Anbindung Nebengewässer	Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>kein Nebengewässer</li> <li>Strukturklasse des Nebengewässers: sehr gut-bis gut, Einmündung: spitzwinklig und höhengleich</li> </ul> <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>Strukturklasse des Nebengewässers: gut-mäßig, Einmündung: spitzwinklig oder rechtwinklig, max. Absturzhöhe s. rechts</li> </ul>	höhengleich <input type="checkbox"/> Absturzhöhe: $< dh 0,2$ m <input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>Strukturklasse des Nebengewässers: unbefriedigend-schlecht, Einmündung: nicht spitzwinklig oder rechtwinklig, max. Absturzhöhe überschritten</li> </ul>	nicht höhengleich <input type="checkbox"/> Absturzhöhe: $> dh 0,2$ m <input type="checkbox"/>

Wassertiefe	Hinweis: Einfachauswahl	Makrozoobenthos	Fische
min. Wassertiefe im Talweg im flachsten Bereich des Gewässerabschnitts			
uneingeschränkt durchgängig	MZB: $> 0,1$ m Fische Rhtral: $> 0,45$ m Fische Potamal: $> 0,6$ m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	MZB: trocken gefallen Fische Rhtral: $< 0,45$ m Fische Potamal: $< 0,6$ m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Fließgeschwindigkeit	Hinweis: Einfachauswahl
mittlere Fließgeschwindigkeit im Stromstrich	Makrozoobenthos und Fische
uneingeschränkt durchgängig	Rhtral: $0,3 - 1$ m/s Potamal: $0,2 - 0,9$ m/s <input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	Rhtral: $< 0,3 - > 1$ m/s Potamal: $< 0,2 - > 0,9$ m/s <input type="checkbox"/>

**(C) Sozio-kulturelle Aspekte**

Hinweis: alle Kästchen möglicher Merkmalsausprägungen ankreuzen

(C.1) Räumliche Integration

Sichtbarkeit	Hinweis: jeweils die Anzahl der Ausprägungen eintragen
Sichtweite: maximale Entfernung vom Gewässerrand, von der ein Erwachsener die Wasseroberfläche gerade noch sehen kann	
sehr gut sichtbar	Sichtweite $>$ doppelte Gewässerbreite <input type="checkbox"/>
gut sichtbar	Sichtweite = einfache bis doppelte Gewässerbreite o. schlechter mit zahlreichen Einblicken <input type="checkbox"/>
mäßig sichtbar	Sichtweite $<$ einfache Gewässerbreite o. schlecht sichtbar mit vereinzelt Einblicken <input type="checkbox"/>
schlecht sichtbar	Mauern, Gebäude, dichte Vegetation o.ä. behindern die Sicht <input type="checkbox"/>
nicht sichtbar	Gewässer verläuft unterirdisch <input type="checkbox"/>

Erreichbarkeit	Hinweis: jeweils die Anzahl der Ausprägungen eintragen
sehr gut erreichbar	durchgängiger Fuß- u./o. Radweg an mind. einem Ufer u. ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz in näherer Umgebung <input type="checkbox"/>
gut erreichbar	mind. teilweise Fuß- u./o. Radweg u. ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz in der Nähe <input type="checkbox"/>
eingeschränkt erreichbar	Fuß- u./o. Radweg führen nur punktuell ans Wasser, oder Fuß- u./o. Radweg vorhanden und kein ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz <input type="checkbox"/>
schlecht erreichbar	für Fußgänger und Radfahrer führen nur schlecht geeignete Wege/Straßen an den Wasserlauf heran <input type="checkbox"/>
nicht erreichbar	keine Wege o. Straßen am oder zum Gewässer <input type="checkbox"/>

Zugänglichkeit	Hinweis: jeweils die Anzahl der Ausprägungen eintragen
direkt zugänglich	Kontakt mit dem Wasser direkt möglich, keine nennenswerten Hindernisse; flache Ufer o. Treppe ermöglichen bequemen Zugang <input type="checkbox"/>
eingeschränkt zugänglich	Zugang mit vertretbarem Aufwand, keine direkten Hindernisse, Uferböschungen relativ flach; o. unzugängliche Abschnitte mit mehreren Zugängen <input type="checkbox"/>
schwer zugänglich	Zugang ist grundsätzlich möglich, erfordert jedoch einen relativ großen Aufwand, z.B. wegen dichter Vegetation am Ufer, kleinen Mauern, Zäunen o. steilen Böschungen; o. unzugängliche Abschnitte mit einzelnen, kleinen Zugängen <input type="checkbox"/>
unzugänglich	sehr steile Uferböschungen, Gewässer durch Gebäude, unüberwindbare Mauern o. Zäune abgesperrt; kein Zugang bzw. Aufwand o. Unfallgefahr zu hoch <input type="checkbox"/>
nicht zugänglich	Gewässer ist unter der Erde verlegt o. wird unter Gebäuden hindurchgeführt <input type="checkbox"/>

(C.2) Attraktivität des Gewässerraums

**Eigenart**

Zu berücksichtigende Faktoren: historische Gebäude, Querbauwerke im Gewässer, Materialien u. Baustile, Vegetationsstrukturen u. Biotop, Verlauf u. Strukturen des Gewässers, faunistische u. floristische Besonderheiten, Nutzungen des Gewässerraums, Räume u. Dimensionen, Sichtbeziehungen, Kulissenwirkung des Umfelds, sinnliche Reize (Licht, Farben, Geruch, Geräusche)

sehr hohe Eigenart	sehr hoher Wiedererkennungswert u. stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives u. einzigartiges Ambiente dar	<input type="checkbox"/>
hohe Eigenart	hoher Wiedererkennungswert u. stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives Ambiente dar	<input type="checkbox"/>
mittlere Eigenart	einzelne Elemente u. Strukturen --> gewisse Charakteristik u. Attraktivität, keinen einheitlichen Gesamteindruck	<input type="checkbox"/>
geringe Eigenart	kaum charakteristische Merkmale vorhanden, Wiedererkennungswert u. Attraktivität gering	<input type="checkbox"/>
keine erkennbare Eigenart	keine charakteristischen Merkmale, unattraktiv	<input type="checkbox"/>

**Aufenthaltsqualität**

sehr hohe Aufenthaltsqualität	zahlreiche die Aufenthaltsqualität fördernde Elemente, Störfaktoren spielen allenfalls eine untergeordnete Rolle	<input type="checkbox"/>
hohe Aufenthaltsqualität	überwiegend positiv wirkende Elemente vorhanden, jedoch auch einzelne Störfaktoren	<input type="checkbox"/>
mittlere Aufenthaltsqualität	positive Elemente und Störfaktoren halten sich die Waage	<input type="checkbox"/>
geringe Aufenthaltsqualität	nur wenige die Aufenthaltsqualität fördernde Elemente, die Störfaktoren überwiegen	<input type="checkbox"/>
sehr geringe Aufenthaltsqualität	allenfalls vereinzelt positiv wirkende Elemente; jedoch maßgeblich durch Störfaktoren geprägter Charakter	<input type="checkbox"/>
keine Aufenthaltsqualität	Aufenthalt nicht möglich	<input type="checkbox"/>

(C.3) Zusatzinformationen

**Ausstattungsfaktoren**

**positive Faktoren**

Besinnungsraum	Ruhe, Abgeschlossenheit	<input type="checkbox"/>
	natürliche Vielfalt	<input type="checkbox"/>
	Ausblick auf das Fließgewässer möglich	<input type="checkbox"/>
Begegnungsraum	attraktive Ufer mit Kulissenwirkung	<input type="checkbox"/>
	Sitzgelegenheiten, auch Straßencafés, sofern sie am Gewässer liegen	<input type="checkbox"/>
	historische Elemente, die zum Gewässer gehören, z.B. Mühlen, Brücken, Wehre usw.	<input type="checkbox"/>
	Kunstwerke die in thematischem o. räumlichen Zusammenhang zum Gewässer stehen	<input type="checkbox"/>
Erlebnisraum	Lehrpfade o. Schautafeln mit Bezug zum Wasser	<input type="checkbox"/>
	strömungsberuhigte Flachwasserbereiche, die sich zum Planschen u. Spielen eignen	<input type="checkbox"/>
	Badestellen mit einer Wassertiefe von >1m u. für die Badenutzung geeigneter Wassergüte	<input type="checkbox"/>
	Spiel- u. Liegeflächen (müssen nicht offiziell als solche ausgewiesen sein)	<input type="checkbox"/>
	Grillplätze (nur offiziell ausgewiesene, keine wilden Feuerstellen)	<input type="checkbox"/>
Sportanlagen und -verleih: Volleyballplätze, Tischtennisplatten, Kanuverleih etc.		<input type="checkbox"/>
sonstige positive Faktoren: geleerte Müllbehälter, sanitäre Anlagen, etc.		<input type="checkbox"/>

**Störfaktoren**

<input type="checkbox"/>	Lärm (z.B. Straßenverkehr)	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	Geruch (Emissionen von Kläranlagen, Industrie, Straße)	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	visuelle Beeinträchtigungen und Blickfeldstörungen durch Hauptverkehrsstraßen, unattraktive Gebäude etc.	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	Hundekot	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	Müll am Ufer o. im Gewässer	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	verwilderte Vegetation (z.B. Brennnesseln, Brombeergebüsche)	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	schlechte Wasserqualität	<input type="checkbox"/>

**Kulturhistorische Objekte**

Hinweis: Nutzungen eintragen und Zutreffendes ankreuzen

Nutzung	aktuell	<input type="checkbox"/>
	historisch	<input type="checkbox"/>
formaler Erhaltungszustand	sehr gut	<input type="radio"/>
	gut	<input type="radio"/>
	rudimentär	<input type="radio"/>
funktionaler Erhaltungszustand	uneingeschränkt funktionsfähig	<input type="radio"/>
	teilweise funktionsfähig	<input type="radio"/>
	funktionslos, jedoch ablesbar	<input type="radio"/>
	funktionslos	<input type="radio"/>
Erlebbarkeit	Zugangsmöglichkeit	<input type="checkbox"/>
	Funktion ersichtlich u. ggf. beobachtbar (z.B. bei einem Mühlrad)	<input type="checkbox"/>
	Kennzeichnung als kulturhistorisches Objekt o. erläuternde Schautafeln vorhanden	<input type="checkbox"/>

**Umfeldnutzung**

Hinweis: jeweilige Flächenanteile in % eintragen

	prozentualer Anteil links	prozentualer Anteil rechts
Verkehrsfläche	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Industriegebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Dienstleistungs- u. Gewerbegebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Mischgebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Wohngebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Öffentliche Einrichtung	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Öffentlicher Platz	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Brachflächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Gärten	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sport- u. Freizeitanlagen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Grün- u. Parkanlagen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Landwirtschaftliche Flächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Forstwirtschaftliche Flächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sukzession	<input type="text"/>	<input type="text"/>

**Anmerkungen**



### 3. Steckbriefe aller Parameter

#### 3.1. Parameter der Strukturvielfalt

##### 3.1.1. Querprofil

#### PROFILTYP

Profiltyp	
Naturprofil oder naturnahes Profil	<input type="checkbox"/>
variierendes Profil	<input type="checkbox"/>
Regelprofil mit naturnaher "Überlagerung"	<input type="checkbox"/>
Regelprofil mit offener Sohle	<input type="checkbox"/>
Regelprofil mit Vollausbau	<input type="checkbox"/>

Abbildung 58: Erfassungsmaske für den Parameter Profiltyp

Durch die Erfassung dieses Indikators wird der Gewässerabschnitt generalisiert beschrieben und vermittelt einen Überblick über den Zustand des Gewässerabschnitts (ZUMBROICH 1999). Mit steigendem Ausbaugrad eines Querprofils sinkt die topographische Diversität und damit die hydraulische und morphologische Vielfalt (vgl. Kapitel 3.1.1). Die Ausprägungen dieses Parameters erfolgt in 5 Abstufungen von einem Naturprofil bis hin zu einem voll ausgebauten Regelprofil (MIETHANER 2007). Da es vom Fließgewässertyp abhängt, ob z.B. ein Kastenprofil besser zu bewerten ist als ein Trapezprofil, wird nicht zwischen verschiedenen Regelprofil-Typen unterschieden, sondern nur zwischen Regelprofilen mit Vollausbau, mit offener Sohle und mit naturnaher Überlagerung (vgl. Anhang).

#### Hinweise zur Erhebung:

Bei der Bewertung des Profiltyps wird die dominierende Ausprägung bewertet und damit als repräsentativ für den gesamten Gewässerabschnitt angenommen. Der bestmögliche Zustand ist das Naturprofil. Die übrigen Ausprägungen haben in gleichen Abständen abnehmende Erreichungsgrade bis hin zum schlechtesten Zustand, dem Regelprofil mit Vollausbau.

Ein **Naturprofil oder naturnahes Profil** ist vorhanden, wenn der Gewässerabschnitt eine offene Sohle und ein unverbautes Ufer aufweist. Die Ufer sind zumindest streckenweise mit einem natürlichen Gehölzsaum bewachsen. Insgesamt entspricht das Gewässerbett mindestens zu einem überwiegenden Teil dem potentiell natürlichen Zustand. (LAWA 2000)

Bild: KOENIG 2010



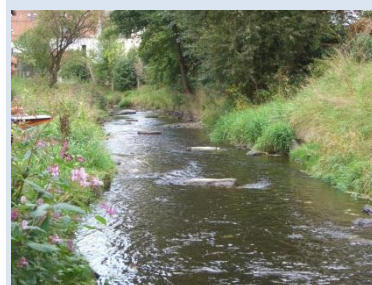
Ein **variierendes Profil** zeichnet sich dadurch aus, dass es kleinräumig variierend ist. Insbesondere in urbanen Gebieten ist der Aufbau des Querprofils häufig komplex und kann trotz eines teilweisen Verbaus von Ufer und Sohle strukturreich gestaltet sein (MIETHANER 2007).

Bild: KOENIG 2010



Ein **Regelprofil mit naturnaher „Überlagerung“** beschreibt ein Ausbauprofil, z.B. ein Trapez-, Doppeltrapez-, Kasten- oder V-Profil. Das Gewässer hat innerhalb dieses Rahmens, z. B. senkrechte Ufermauern, die Möglichkeit sich naturnah zu entwickeln, z. B. durch die Ausbildung naturnaher Uferstrukturen und einer durchgehenden Wasserwechselzone (MIETHANER 2007).

Bild: KOENIG 2007



Bei einem **Regelprofil mit offener Sohle** sind die Ufer verbaut und die Sohle offen. Durch die unverbaute Sohle sind wichtige Lebensräume (hyporheisches Interstitial) für das Makrozoobenthos vorhanden und ein Geschiebetransport kann entsprechen den hydraulischen Bedingungen stattfinden.

Bild: KOENIG 2010



Ein **Regelprofil mit Vollausbau** stellt den stärksten Verbauungsgrad dar. Eine eigendynamische Entwicklung ist nicht möglich und die Lebensräume an Ufer und Sohle sind nicht vorhanden.

Bild: STADELMANN 2008





## 3.1.2. Sohle und Wasserkörper

SUBSTRATYP

Substrattyp	
Schlamm	<input type="checkbox"/>
Ton, Schluff, Lehm	<input type="checkbox"/>
Sand	<input type="checkbox"/>
Kies, Schotter	<input type="checkbox"/>
kein Sohlsubstrat	<input type="checkbox"/>

Abbildung 59: Erfassungsmaske für den Parameter Substrattyp

Das *Substrat* bedeckt die Sohle, Material, Größe, Diversität und Lagerungsdichte des Substrats bestimmen das Angebot an Lebensräumen in und auf der Sohle. Benthosorganismen und bodenorientierte Fische sind an standorttypische Substrattypen angepasst. Wenn sich die Zusammensetzung des Substrats ändert, gehen viele Lebensräume verloren und das Artenspektrum verkleinert sich (ENGELS 2009). Über das vorherrschende Sohlensubstrat und dessen Diversität und Dynamik im Vergleich zum natürlichen Sohlensubstrat können Rückschlüsse auf die Natürlichkeit des Geschiebehaushaltes getroffen werden (vgl. Kapitel 3.1.1.3). Der vorherrschende Substrattyp wird in Bezug zum natürlichen Sohlensubstrat bewertet. Die Substrattypen werden entsprechend ihrer Korngröße eingeteilt. Abbildung 33 gibt einen Überblick über die Korngrößenverteilung der verschiedenen Substrattypen

**Hinweise zur Erhebung**

Maßgebend für die Bewertung ist nur das am häufigsten auftretende Substrat. Ist die Sohle nicht erkennbar, wird dieses Merkmal nicht erfasst.

Organisch geprägter **Schlamm** hat eine breiige Konsistenz, so dass der Fluchtstab ohne großen Widerstand eindringen kann (ENGELS 2009).

Bild: MORSBACH 2010



**Ton, Schluff** und **Lehm** sind feinkörnige, bindige mineralische Substrate mit einem Durchmesser  $< 0.02$  mm. Unter stärkerem Druck dringt der Fluchtstab zügig in die Sohle ein (LAWA 2000).

Bild: SCHNEIDER 2008



**Sand** ist ein mineralisches Substrat mit einem Korndurchmesser von 0.02–2 mm. Der Fluchtstab dringt bereits bei leichtem Druck in die Sohle ein. (LAWA 2000)

Bild: LEHMANN 2003



**Kies** und **Schotter** sind mineralische Substrate mit einem Durchmesser  $> 2$  mm. Es können auch größere Blöcke vorhanden sein, solange eine durchgängige Verbindung feinkörnigerer Sohlsubstrate in den Zwischenräumen vorliegt (ENGELS 2009).

Bild: KOENIG 2008



Wenn **kein Sohlsubstrat** die Sohle bedeckt, fehlt das hyporheische Interstitium als Lebensraum im Fließgewässer. Dieser Fall tritt in der Regel bei einem massiven Sohlenverbau ohne Substratbedeckung auf..

Bild: WAIBEL 2010



Sohlstrukturen		
Schnellen, Pools,		
Kehrwasser, Rampen,	häufig	<input type="checkbox"/>
Flachwasser,	mehrfach	<input type="checkbox"/>
Wurzelflächen,	vereinzelt	<input type="checkbox"/>
Tiefrippen, Kolke,	ansatzweise	<input type="checkbox"/>
Makrophytenpolster,	keine	<input type="checkbox"/>
Kaskaden, Inseln,		
Längs- und Querbänke		

**Abbildung 60: Erfassungsmaske für den Indikator Sohlstrukturen**

Die Anzahl der Sohlstrukturen ist ein wichtiger Parameter für die räumliche Differenzierung im Gewässerbett. In naturnahen Gewässern bildet sich eine charakteristische Abfolge von Kolken, Furten und Bänken aus, die sich durch Erosions- und Sedimentationsprozesse gegenseitig bedingen. Zu den Sohlstrukturen zählen (MIETHANER 2007, SCHERLE 1999, PATT 2009):

- Schnellen,
- Pools,
- Rampen,
- Kehrwasser,
- Flachwasser,
- Wurzelflächen,
- Tiefrippen,
- Kolke,
- Makrophytenpolster,
- Kaskaden,
- Inseln,
- Längs- und Querbänke.

Anthropogene Sohlstrukturen wie Raue Rampen oder Sohlgleiten mit natürlichem Substrat erhöhen den Strukturreichtum der Sohle und werden bei der Bewertung dieses Merkmals mit berücksichtigt, unter der Voraussetzung, dass sie keine Wanderungsbarrieren darstellen.

#### **Hinweise zur Erhebung**

Die Sohlstrukturen werden anhand ihrer Häufigkeit im kartierten Gewässerabschnitt bewertet. Bei größeren Inseln sollte berücksichtigt werden, dass sie aufgrund ihrer Ausdehnung nur vereinzelt vorkommen können, und daher eine große Insel bei der Bewertung mit mehreren kleinen Sohlstrukturen vergleichbar ist. Des Weiteren sind viele Sohlstrukturen bei feinkörnigen Sohlsubstraten natürlicherweise nicht so stark ausgeprägt wie bei grobkörnigen, sollten aber dennoch bei der Bewertung angerechnet werden.

Sohlstrukturen sind **häufig**, wenn sie an vielen Stellen und in unterschiedlicher Ausprägung vorkommen. Die Größe, die Form und die Art der Sohlstrukturen sind abhängig vom Gewässertyp und werden nicht unterschieden.

Bild: KOENIG 2009



Sohlstrukturen sind **mehrfach** vorhanden, wenn mindestens drei Strukturen (bei einer durchschnittlichen Abschnittslänge von 100 m) an verschiedenen Stellen vorkommen.

Bild: KOENIG 2008



Sohlstrukturen gibt es **vereinzelt**, wenn nur an einzelnen Stellen im Gewässerabschnitt Sohlstrukturen zu finden sind. In einem Abschnitt (mit durchschnittlicher Länge von 100 m) sind nicht mehr als 2 Strukturen vorhanden.

Bild: MIETHANER 2006



Sohlstrukturen sind **ansatzweise** vorhanden, wenn sie nicht voll ausgeprägt sind oder nur rudimentär vorhanden.

Bild: KOENIG 2009



Es sind **keine** Sohlstrukturen vorhanden, wenn die Sohle keine erkennbaren Strukturen aufweist.

Bild: KOENIG 2010



Sohlverbau	
kein Sohlverbau	<input type="checkbox"/>
Teilverbau mit Substratbedeckung	<input type="checkbox"/>
<u>lückiger</u> Sohlverbau <u>mit</u> Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>
<u>massiver</u> Sohlverbau <u>mit</u> Substratbedeckung (flächendeckend) <b>oder</b> <u>lückiger</u> Sohlverbau <u>ohne</u> Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>
<u>massiver</u> Sohlverbau <u>ohne</u> Substratbedeckung (flächendeckend)	<input type="checkbox"/>

**Abbildung 61: Erfassungsmaske für den Parameter Sohlverbau**

Eine flächenhafte Stabilisierung der Sohle wird als Sohlverbau bezeichnet. Ein Sohlverbau ist ein schwerwiegender Eingriff in die ökologische Funktionsfähigkeit eines Gewässers. Bei einem massiven Sohlverbau (z.B. durch Beton oder Asphalt) existieren keinerlei Sohlstrukturen und der Austausch zwischen Grundwasser und Flusswasser ist unterbunden. Dadurch geht der für viele Wassertiere lebenswichtige Lebensraum im Übergangsbereich von Fluss und Grundwasser, das hyporheische Interstitial verloren. Lückiger Sohlverbau z. B. mit Rasengittersteinen oder Steinschüttungen besitzt im Vergleich zum massiven Sohlverbau mehr Oberflächenstrukturen und ein Austausch mit dem Grundwasser ist teilweise möglich. Durch die Sohlstabilisierung fehlen Geschiebeumlagerungen, es kann zur Kolmation und zu einem Verlust des hyporheischen Interstitial als Lebensraum kommen. Sohlverbauungen stellen eine Wanderbarriere für Bentosorganismen dar (BUWAL 1998).

#### Hinweise zur Erhebung

Der Sohlverbau kann von einer Sedimentschicht überdeckt sein. Der Verdacht auf einen überdeckten Sohlverbau kann z. B. durch Sondieren mit einem Fluchtstab geklärt werden (LAWA 2000).

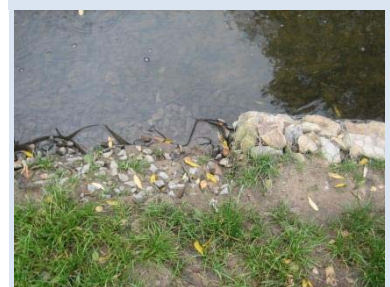
Es liegt **kein Sohlverbau** vor, wenn keine künstliche Verbauung der Sohle in jeglicher Form vorhanden ist.

Bild: KOENIG 2009



Bei einem **Teilverbau mit Substratbedeckung** ist nur ein Teil der Gewässersohle im Abschnitt (z.B. unter Brücken) verbaut. Der Sohlverbau ist auf der gesamten Strecke mit einer mindestens 20 cm dicken Substratauflage bedeckt.

Bild: KOENIG 2009



Ein **lückiger Sohlverbau mit Substratbedeckung** ist vorhanden, wenn die Sohle z.B. mit Rasengittersteinen oder Draht verbaut ist und mit einer mindestens 20 cm dicken Substratauflage bedeckt ist.

Bild: KOENIG 2008



Ein **massiver Sohlverbau mit Substratbedeckung** ist vorhanden, wenn die Sohle mit massiven undurchlässigen Baustoffen, wie z.B. Beton verbaut ist und mit einer mindestens 20 cm dicken Substratauflage bedeckt ist.

Bild: KOENIG 2008



Ein **lückiger Sohlverbau ohne Substratbedeckung** ist vorhanden, wenn die Sohle z.B. mit Rasengittersteinen oder Draht verbaut ist. Es ist keine Substratauflage vorhanden.

Bild: WAIBEL 2010



Die stärkste Verbauung der Sohle ist der **massive Sohlverbau ohne Substratbedeckung** aus Beton oder ähnlich undurchlässigen Materialien.

Bild: WAIBEL 2010



Substratdiversität, Tiefenvarianz und Strömungsdiversität			
	Substrat- diversität	Tiefen- varianz	Strömungs- diversität
sehr groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abbildung 62: Erfassungsmaske des Parameter *Substratdiversität*

Die Substratdiversität gibt Auskunft über die räumliche Verteilung und das Ausmaß der Korngrößenzusammensetzung im Kartierabschnitt. Die Vielfalt der Substrattypen in einem Gewässerabschnitt bestimmt u.a. wie groß das Spektrum an Sohlenbiotopen als Voraussetzung für die Artenvielfalt ist (LAWA 2000). Zu den verschiedenen Sohlensubstraten gehören Fels, Blöcke, Steine/Schotter, Kies, organisches Material, Sand und feinere Fraktionen (vgl. Abbildung 31). Bei Gewässern, die natürlicherweise ein kleines Kornspektrum (z.B. Sandgewässer) besitzen, ist ein häufiger lokaler Wechsel zwischen zwei Kornklassen (z.B. Sand und Schlamm) als „groß“ einzustufen. In urbanen Gebieten können die Substrattypen sehr kleinräumig wechseln, so dass die Einzelfläche keine Mindestgröße abdecken muss.

#### Hinweise zur Erhebung

Zur Beurteilung dient das abgedruckte Piktogramm (s. Ausschnitt des Erhebungsbogen). Das Piktogramm gibt Richtwerte an, wie viel verschiedene Zustände je Merkmalsklasse im Abschnitt vorliegen sollten. Es werden nur natürliche Sohlensubstrate berücksichtigt. Die Substratdiversität wird in Abhängigkeit des Gewässertyps bewertet.

Die Substratdiversität ist **sehr groß**, wenn mindestens vier verschiedene Substrattypen im Gewässerabschnitt auftreten und sich häufig abwechseln. Drei dieser Substrattypen müssen einen größeren Anteil der Sohlfläche bedecken (LAWA 2000).

Bild: KOENIG 2010



Die Substratdiversität ist **groß**, wenn mindestens drei verschiedene Substrattypen im Gewässerabschnitt auftreten und sich mehrfach abwechseln. Zwei dieser Substrattypen müssen einen größeren Anteil der Sohlfläche bedecken (LAWA 2000).

Bild: KOENIG 2008



Die Substratdiversität ist **mäßig**, wenn drei verschiedene Substrattypen sich mehrfach abwechseln, die Korngrößenunterschiede jedoch gering sind und zwei Substratarten nur auf einem kleinen Teil des Gewässerabschnitts vorkommen (LAWA 2000).

Bild: KOENIG 2010



Die Substratdiversität ist **gering**, wenn zwei verschiedene Substrattypen im Gewässerabschnitt auftreten und eine Substratart deutlich dominiert (LAWA 2000).

Bild: KOENIG 2008



Es liegt **keine** Substratdiversität vor, wenn im gesamten Gewässerabschnitt nur ein Substrattyp auftritt. (LAWA 2000)

Bild: LEHMANN 2003





Substratdiversität, Tiefenvarianz und Strömungsdiversität			
	Substrat- diversität	Tiefen- varianz	Strömungs- diversität
sehr groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

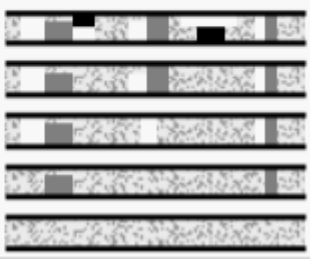


Abbildung 63: Erfassungsmaske des Parameters Strömungsdiversität

Die Strömungsdiversität zeigt die bei allen Wasserständen hydraulisch, sedimentologisch und biologisch wirksame Differenzierung des Wasserkörpers und des Gewässerbettes an (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2002). Die Strömungsdiversität ist von verschiedenen Faktoren wie der Gewässerbreite und –größe, dem Gefälle, der Sohlenmorphologie oder dem Vorkommen verschiedener Strukturen abhängig bzw. steht in Wechselwirkung mit ihnen. Bei Gewässern mit einer großen Gefälle tritt das gesamte Spektrum von hohen bis geringen Fließgeschwindigkeiten auf, die Strömungsbilder wechseln im Quer- und im Längsprofil kleinräumig. Gewässer mit geringerem Gefälle zeichnen sich durch eine natürlicherweise kleinere Strömungsdiversität aus, die Strömungsbilder wechseln eher kleinräumig (BAYRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2002).

Erfasst wird die räumliche Differenzierung der Strömung, soweit sie bei mittleren Wasserständen optisch an der unterschiedlichen Struktur des Wasserspiegelbildes zu erkennen ist. Dazu kann die Wasserspiegeloberfläche in virtuelle Raster eingeteilt, die eine deutlich sichtbare unterschiedliche Oberflächenstruktur der Wasseroberfläche aufweisen.

#### Hinweise zur Erhebung

Zur Beurteilung kann das abgedruckte Piktogramm herangezogen werden, bei dem die unterschiedlichen Strömungsbereiche durch verschiedene Flächensignaturen dargestellt werden. Je nach Aussehen der Wasserspiegelfläche werden die Formen glatt, geripelt, gewellt, kammförmig oder überstürzend unterschieden. Die Wasserspiegelfläche ist glatt, wenn bei einer geringen Strömungsgeschwindigkeit die Oberfläche höchstens durch den Wind aufgeraut ist. Viele kleine sich überlagernde Wellen, die mit der Strömung laufen kennzeichnen eine geripelte Wasseroberfläche. Bei größeren runden Wellenbergen und stärkerer Strömung ist die Wasserspiegelfläche gewellt. Eine weitere Möglichkeit ist die Ausbildung stationärer und sich teilweise überschlagender kammförmiger Wellen. Bei sehr starker Strömung bilden sich Schaumkronen und die Wasseroberfläche ist überstürzend (LAWA 2000).

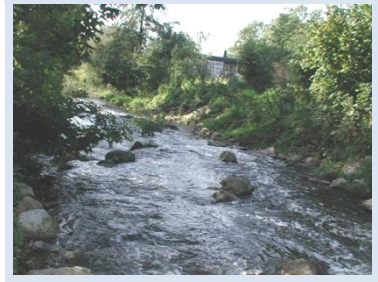
Die Strömungsdiversität ist **sehr groß**, wenn mindestens vier verschiedene Formen der Wasserspiegelfläche sich häufig abwechseln. Drei dieser Formen nehmen einen Großteil der Fläche des Gewässerabschnitts ein (LAWA 2000).

Bild: ENGELS 2009



Die Strömungsdiversität ist **groß**, wenn mindestens drei verschiedene Formen der Wasserspiegelfläche sich mehrfach abwechseln. Zwei dieser Formen nehmen einen Großteil der Fläche des Gewässerabschnitts ein (LAWA 2000).

Bild: KOENIG 2007



Die Strömungsdiversität ist **mäßig**, wenn zwar drei verschiedene Formen der Wasserspiegelfläche mehrfach anzutreffen sind, die Unterschiede jedoch nur gering sind oder zwei Strömungsarten nur kleinere Bereiche einnehmen (LAWA 2000).

Bild: KOENIG 2009



Die Strömungsdiversität ist **gering**, wenn zwei verschiedene Formen der Wasserspiegelfläche im Gewässerabschnitt auftreten und eine Form deutlich dominiert (LAWA 2000).

Bild: KOENIG 2010

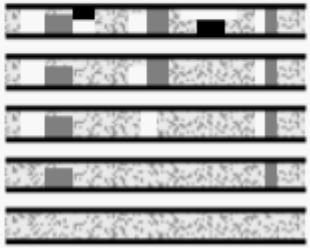


Es liegt **keine** Strömungsdiversität vor, wenn nur eine Form der Wasserspiegelfläche im Gewässerabschnitt auftritt (LAWA 2000).

Bild: KOENIG 2006



Substratdiversität, Tiefenvarianz und Strömungsdiversität			
	Substrat- diversität	Tiefen- varianz	Strömungs- diversität
sehr groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mäßig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
gering	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>



Das Piktogramm zeigt fünf horizontale Balken, die die räumliche Verteilung der Wassertiefen in einem Gewässerabschnitt darstellen. Jeder Balken entspricht einer der fünf Kategorien 'sehr groß', 'groß', 'mäßig', 'gering' und 'keine'. Die Balken sind durch unterschiedliche Schattierungen (schwarz, grau, hellgrau, weiß) in Segmente unterteilt, die die relative Fläche der verschiedenen Wassertiefen im Gewässerabschnitt zeigen.

Abbildung 64: Erfassungsmaske des Parameters Tiefenvarianz

Erfasst werden die Häufigkeit und das Ausmaß des räumlichen Wechsels der Wassertiefen. Die Tiefenvarianz ist ein Parameter für die Breite des Biotopspektrums und die Anzahl an Mesohabitaten wie Pools und Riffle. In Wechselwirkung mit der Strömungs- und Substratdiversität stellt die Tiefenvarianz (ähnlich wie die Strömungsdiversität) einen wichtigen Parameter für den strukturellen Zustand des Gewässerbettes dar.

#### Hinweise zur Erhebung

Zur Beurteilung kann das abgedruckte Piktogramm herangezogen werden, bei dem verschiedene Flächensignaturen Bereiche unterschiedlicher Tiefe darstellen. Nach LAWA (2000) wird in Bereiche mit den nachfolgend aufgeführten fünf Wassertiefen unterschieden:

- Extremes Tiefwasser bzw. Tiefwasser liegen vor, wenn die mittlere Wassertiefe eines lokalen Bereichs mehr als dreimal bzw. doppelt so tief ist wie die durchschnittliche Wassertiefe des gesamten Abschnitts.
- Die durchschnittliche Wassertiefe entspricht der mittleren Wassertiefe im gesamten Kartierabschnitt.
- Bereiche mit Flachwasser bzw. extremem Flachwasser weisen lokal mittlere Wassertiefen von einem Drittel bzw. weniger als einem Drittel der durchschnittlichen Wassertiefe des gesamten Gewässerabschnitts auf.

Die Tiefenvarianz ist **sehr groß**, wenn mindestens vier der beschriebenen Wassertiefen häufig vorkommen. Dabei nehmen drei charakteristische Wassertiefen einen Großteil der Fläche des Gewässerabschnitts ein.

Bild: SCHNEIDER 2004



Die Tiefenvarianz ist **groß**, wenn mindestens drei Wassertiefen mehrfach im Gewässerabschnitt auftreten. Dabei nehmen zwei dieser Wassertiefen einen Großteil der Fläche ein.

Bild: KOENIG 2007



Die Tiefenvarianz ist **mäßig**, wenn drei verschiedene Wassertiefen mehrfach vorkommen, die Unterschiede jedoch nur gering sind und/oder zwei der Wassertiefen nur kleinere Flächen des Gewässerabschnitts einnehmen.

Bild: MIETHANER 2006



Die Tiefenvarianz ist **gering**, wenn höchstens zwei verschiedene Wassertiefen im Gewässerabschnitt vorkommen, und eine Wassertiefe deutlich dominiert. Eine geringe Tiefenvarianz liegt z. B. vor, wenn es in Ufernähe Flachwasserbereiche gibt, aber der mittlere Wasserbereich im Längsverlauf eine einheitliche Wassertiefe aufweist.

Bild: KOENIG 2009



Es liegt **keine** Tiefenvarianz vor, wenn eine Wassertiefe im Gewässerabschnitt auftritt. (LAWA 2000)

Bild: WAIBEL 2010



## 3.1.3. Böschungfuß

Verbau des Böschungfußes										
	kein Verbau		Lebendverbau		Steinschüttung, Steinwurf		Fugenverbau, Böschungsrasen		Glattverbau	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abbildung 65: Erfassungsmaske des Parameters Verbau des Böschungfuß

Der Parameter *Verbau des Böschungfußes* erfasst die verschiedenen Verbauarten sowie ihren jeweiligen Anteil am gesamten Böschungfuß. Eine Verbauung des Böschungfußes existiert bei vielen urbanen Gewässern, da sie die Seitenerosion verhindert und den Gewässerlauf fixiert. Glatte, undurchlässige Befestigungen (z.B. mit Beton, Mauerwerk) bieten weder Wasserinsekten, noch Landtieren, welche sich ihre Beute aus dem Gewässer holen, ausreichend Schutz. Fische können im Uferbereich keine Unterstandsmöglichkeiten finden. (BUWAL 1998) Des Weiteren werden durch Verbauungen des Böschungfußes die Wechselwirkungen mit dem Grundwasser gestört und eine eigendynamische Entwicklung unterbrochen.

**Hinweise zur Erhebung**

Die Abgrenzung zwischen Böschungfuß und Uferböschung kann an die Gegebenheiten im Gelände angepasst werden, wenn beispielsweise zwei Verbauarten nicht genau an der Mittelwasserlinie, sondern etwas ober- oder unterhalb wechseln (ENGELS 2009). Sind der Böschungfuß und die Uferböschung einheitlich verbaut, wird dies bei beiden Parametern angegeben. Es werden vier Verbauarten unterschieden. Für die Bewertung wird der prozentuale Anteil des verbauten Bereiches des Böschungfußes abgeschätzt und in folgende Klassen unterteilt:

- kein
- < 10%
- 10 – 50%
- und > 50%.

Es wird der gesamte Böschungfuß, auch in Verrohrungen und Durchlässen, bewertet.

Es liegt **kein Verbau** vor, wenn auf der Böschungfußfläche keine der beschriebenen Verbauarten vorhanden sind (ENGELS 2009).

Bild: KOENIG 2010



Unter **Lebendverbau** versteht man eine Sicherung der Ufer mit ingenieurbiologischen Bauweisen. Dazu gehören z.B. Anpflanzungen, Faschinen, Spreitlagen, Flechtzäune, Palisaden, Raubbäume und Krainer Wand

Bild: KOENIG 2007



Ein **Verbau mit Steinschüttung/Steinwurf** besteht aus mindestens einer ganzen Schicht mit grobem Gesteinsmaterial, Schüttsteinen oder einer dichten Reihe von Bruchsteinen. Die Steinschüttung bzw. der Steinwurf kann bewachsen sein.

Bild: KOENIG 2010



**Fugenverbau, Böschungsrasen** sind ein massiver Verbau, der jedoch vereinzelte Lücken aufweist und durchlässig ist. Dazu zählen z.B. Bruchsteinmauern mit offenen Fugen, und Böschungsrasen.

Bild: KOENIG 2010



Der **Glattverbau** besteht aus in der Regel aus Beton, Pflaster oder vermörteltem Mauerwerk. Grundsätzlich wird hier jeder fugenlose Verbau des Böschungfußes erfasst.

Bild: WAIBEL 2010



Strukturen am Böschungsfuß		L	R
Baumumlauf, Sturz/ Prallbaum, Unterstand, Holzansammlung, Ufersporn/-abbruch, Nistwand, direkt über dem Wasser hängende Zweige, Wurzeln über/ unter Wasser, leitbildkonforme Ersatzstrukturen	häufig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	mehrfach	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	vereinzelt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	ansatzweise	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abbildung 66: Erfassungsmaske des Indikators Strukturen am Böschungsfuß

Uferstrukturen spielen eine große Rolle für die Fauna eines Fließgewässers. Unterstände, die durch Ufervegetation, Totholz oder Uferabbrüche geschaffen werden, sind von herausragender Bedeutung für die Fischfauna (JUNGWIRTH ET AL. 2003). Kleintiere benötigen bei Hochwasser Rückzugsräume die vor allem durch Baumwurzeln und Zwischenräume in grobem Substrat geschaffen werden. Uferspore oder Sturzbäume erhöhen die Strömungsdiversität und sind maßgeblich an der Entstehung weiterer Bettstrukturen beteiligt (SCHERLE 1999). Besonders wichtig sind Strukturen am Böschungsfuß, da hier terrestrische und aquatische Lebensräume unmittelbar miteinander verzahnt sind und sie ein Indiz für die Eigendynamik eines Gewässers sind. Spielräume um zumindest kleinere Strukturen am Böschungsfuß zuzulassen existieren auch an urbanen Gewässern. Zu den Strukturen am Böschungsfuß gehören (LAWA 2000, BOITSIDIS & GURNELL, 2004):

- Baumumlauf,
- Sturz/Prallbaum,
- Unterstand,
- Holzansammlung,
- Ufersporn/-abbruch,
- Nistwand,
- überhängende Zweige, wenn sie bis nah an die Wasseroberfläche heran reichen,
- und Wurzeln über und unter dem Wasser.

Leitbildkonforme Ersatzstrukturen wie Baumreihen und Vorschüttungen vor senkrechten Ufermauern, können die Funktionen natürlicher Strukturen am Böschungsfuß übernehmen und werden bei der Bewertung dieses Merkmals berücksichtigt (vgl. JÜRGING & PATT 2005)

#### Hinweise zur Erhebung

Es wird die Gesamtzahl aller genannten besonderen Strukturen am Böschungsfuß pro Kartierabschnitt ermittelt.

Strukturen am Böschungsfuß kommen **häufig** vor, wenn sie an vielen Stellen im Gewässerabschnitt gut ausgeprägt sind und mindestens fünf Strukturen in einem Kartierabschnitt vorhanden sind.

Bild: KOENIG 2010



Strukturen am Böschungsfuß treten **mehrfach** auf, wenn sie an verschiedenen Stellen im Gewässerabschnitt vorkommen und mindestens drei Strukturen vorhanden sind.

Bild: KOENIG 2009



**Vereinzelte** Strukturen am Böschungsfuß kommen nur an wenigen Stellen im Kartierabschnitt vor. Die Strukturen sind jedoch voll ausgeprägt.

Bild: KOENIG 2010



Strukturen am Böschungsfuß sind nur **ansatzweise** und rudimentär vorhanden. Dazu zählen z.B. überhängende Zweige, die kaum bis über das Wasser hinausragen.

Bild: KOENIG 2010



Es sind **keine** Strukturen am Böschungsfuß vorhanden, wenn der Böschungsfuß massiv verbaut ist oder keine der beschriebenen Strukturen vorhanden ist.

Bild: WAIBEL 2010





Breitenvarianz			
	L	R	
sehr groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
groß	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
mäßig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
gering	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	

Abbildung 67: Erfassungsmaske des Parameters Breitenvarianz

Ein wesentliches Strukturmerkmal natürlicher Fließgewässer sind die unterschiedlichen Breitenverhältnisse (PATT 2008). Die Breitenvarianz bewertet die Variation der Breite des Wasserspiegels in einem Abschnitt bei MQ, die trotz gleich bleibender Breite der Böschungsoberkante stark variieren kann. Die Breitenvarianz steht in Wechselwirkung mit der Wassertiefenvariabilität, der Strömungsdiversität und der Sohlenmorphologie und gibt Auskunft über die Verzahnung von Wasser und Land. Eine große Breitenvarianz hat bei gegebenen Randbedingungen eine hohe Artenzahl und -diversität zur Folge. (HÜTTE 2000) Untersuchungen an der Donau ergaben, dass die Zunahme der Breitenvarianz eine Zunahme der Artenzahl der Fische mit sich brachte (SCHIEMER 1991).

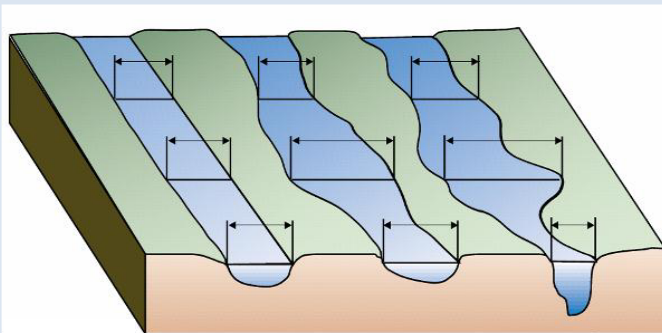


Abbildung 68: Beispiel für keine, eine mäßige und eine sehr große Breitenvarianz (BUWAL 1998).

### Hinweise zur Erhebung

In urbanen Gebieten kann es vorkommen, dass nur eine einseitige Breitenvarianz auftritt, da diese z.B. auf der anderen Seite durch eine Ufermauer begrenzt wird. Die Breitenvarianz wird daher getrennt für die linke und rechte Gewässerseite bewertet. Die Variation der Wasserspiegelbreite wird in fünf Ausprägungsstufen, bezogen auf eine Abschnittslänge bewertet. Das im Erhebungsbogen dargestellte Piktogramm vereinfacht die Beurteilung der Breitenvarianz.

Die Breitenvarianz einer Gewässerseite ist **sehr groß**, wenn sich die Wasserspiegelbreite im Verhältnis zur durchschnittlichen Wasserspiegelbreite häufig stark ändert. Eine starke Änderung liegt vor, wenn der Verlauf der Uferlinie auf der zu bewertenden Gewässerseite zu einer Verringerung oder Vergrößerung der Breite der Wasserspiegelfläche um mindestens ein Viertel der durchschnittlichen Wasserspiegelbreite führt (ENGELS 2009).

Bild: KOENIG 2004



Die Breitenvarianz einer Gewässerseite ist **groß**, wenn sich die Wasserspiegelbreite mehrfach stark ändert oder die Breitenänderungen im Verhältnis zur durchschnittlichen Wasserspiegelbreite geringer sind, aber dafür häufig auftreten (ENGELS 2009).

Bild: SCHNEIDER 2007



Die Breitenvarianz einer Gewässerseite ist **mäßig**, wenn starke Änderungen der Wasserspiegelbreite vereinzelt auftreten oder an mehreren Stellen geringere Breitenänderungen vorkommen (ENGELS 2009).

Bild: KOENIG 2007



Die Breitenvarianz einer Gewässerseite ist **gering**, wenn vereinzelt Änderungen der Wasserspiegelbreite vorkommen, diese aber weniger als ein Viertel der durchschnittlichen Breite ausmachen (ENGELS 2009).

Bild: MIETHANER 2006



Es existiert **keine** Breitenvarianz, wenn der gesamte Gewässerabschnitt eine einheitliche Wasserspiegelbreite aufweist. Die Ufer und der Böschungsfuß verlaufen parallel (ENGELS 2009).

Bild: KOENIG 2009



Übergangszone		
	L	R
durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
halb-durchgehend vorhanden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mehrfach vorhanden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
vereinzelt vorhanden	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abbildung 69: Erfassungsmaske des Parameters Vorhandensein einer Übergangszone

Steile bzw. senkrechte Ufer entstehen natürlicherweise nur bei Gewässerbetten aus feinkörnigem, bindigen Material (SCHERLE 1999). An anderen Fließgewässern tritt ein regelmäßig überströmter Übergangsbereich am Böschungsfuß auf. An urbanen Gewässern steht meist nicht genug Platz für die Ausbildung flacher Naturufer am Böschungsfuß zur Verfügung. Umso bedeutender ist das Vorhandensein einer schmalen Übergangszone zwischen terrestrischen und aquatischen Lebensräumen, die die amphibische Zone bzw. Wechselwasserzone naturnaher Gewässer ersetzt.

Das Vorhandensein und die Ausdehnung eines semiaquatischen Bereiches werden mit dem Parameter *Vorhandensein einer Übergangszone* erfasst. Der Parameter ermöglicht eine Berücksichtigung schmaler Ufer in urbanen Gebieten, wo natürliche, flache Ufer aufgrund beengter Platzverhältnisse nicht möglich sind. Die Übergangszone sollte eine geringe Neigung haben und möglichst unverbaut sein.

#### Hinweise zur Erhebung

Bei Fließgewässern mit lehmigem oder tonigem Substrat sind steile Ufer natürlich. In diesem Fall ist auch ein unverbautes Steilufer aus natürlichem Substrat als Übergangszone zu betrachten.

Bei natürlich und naturnah ausgeprägten Ufern und Böschungsfüßen ist in der Regel immer eine Übergangszone vorhanden. Ein mit Lebendverbau oder Steinschüttungen verbauter flacher Böschungsfuß kann die Funktionen einer Übergangszone erfüllen und wird als vorhandene Übergangszone erfasst (vgl. Abbildung 70).

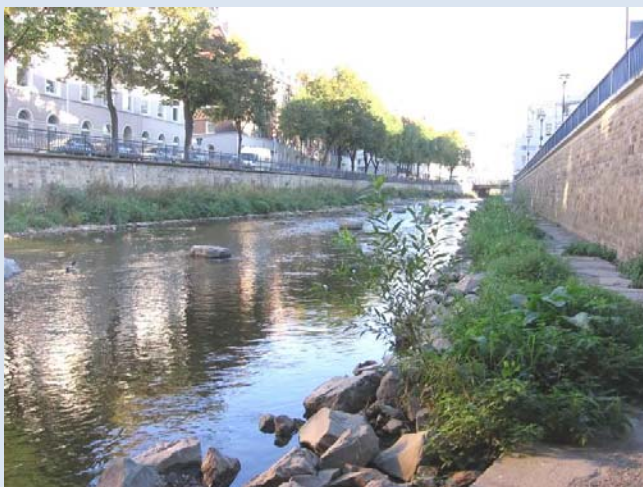
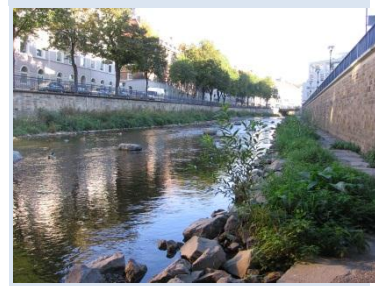


Abbildung 70: Beispiel für ein mit Steinschüttung verbauter Böschungsfuß, der als Übergangszone dient (MIETHANER 2007)

Die Übergangszone ist **durchgehend vorhanden**, wenn im gesamten Abschnitt eine Übergangszone existiert und nicht unterbrochen wird.

Bild: MIETHANER 2007



Die Übergangszone ist **halb durchgehend vorhanden**, wenn sie sich über mindestens den halben Gewässerabschnitt am Stück erstreckt oder auf dem gesamten Gewässerabschnitt vorhanden ist und an einzelnen Stellen unterbrochen ist (ENGELS 2009).

Bild: FRISKE 2009



Die Übergangszone ist **mehrfach vorhanden**, wenn sie an mehreren Stellen vorkommt und häufig über längere Strecken unterbrochen wird.

Bild: MIETHANER 2007



Die Übergangszone ist **vereinzelt vorhanden**, wenn sie nur an wenigen Stellen im Gewässerabschnitt anzutreffen ist und nur über kurze Strecken ausgebildet ist (ENGELS 2009).

Bild: KOENIG 2008



Es ist **keine** Übergangszone vorhanden, wenn im gesamten Abschnitt keine Übergangszone existiert. Grund dafür können z.B. Ufermauern sein, die direkt bis an das Gewässer heranreichen.

Bild: KOENIG 2008



## 3.1.4. Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland

## UFERVERBAU

Uferverbau										
	kein Verbau		Lebendverbau		Steinschüttung, Steinwurf		Fugenverbau, Böschungsrassen		Glattverbau	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50 %	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abbildung 71: Erfassungsmaske des Parameter Uferverbau

Der *Uferverbau* wird ebenso bewertet wie der Verbau des Böschungsfußes. Er bezieht sich auf den Bereich der Uferböschung zwischen Mittelwasser und Böschungsoberkante (vgl. Abbildung 72) und erfasst die verschiedenen Verbauarten sowie ihren jeweiligen Anteil an der gesamten Uferböschung. Gewässerabschnitte mit verbauten Ufern stellen die klassischen „Stadbäche“ dar. Der Lebensraum des Ufers, sowie die Biotopverbundfunktion fehlen bei verbauten Ufern vollständig. Aus ästhetischen Gründen wird der Uferverbau häufig mit Zierpflanzen verdeckt oder als Böschungsrassen angelegt. Diese „gewässerkosmetischen Maßnahmen“ können die ökologischen Anforderungen nicht erfüllen und werden negativ bewertet.

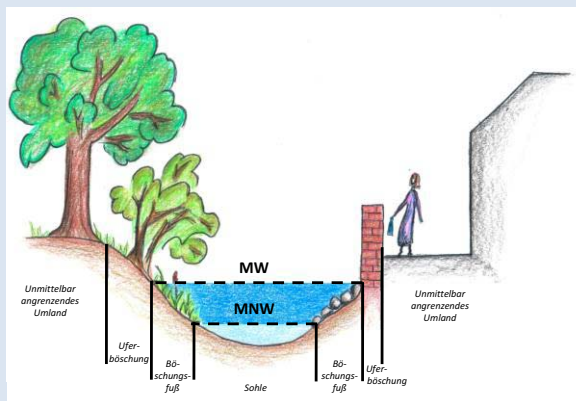


Abbildung 72: Räumliche Unterteilung des Böschungsfußes und des Ufers (verändert nach MIETHANER 2007)

**Hinweise zur Erhebung**

Die Abgrenzung zwischen Uferböschung und Böschungsfuß kann gegebenenfalls an die Gegebenheiten im Gelände angepasst werden, wenn beispielsweise zwei Verbauarten nicht genau an der Mittelwasserlinie, sondern etwas ober- oder unterhalb wechseln. Sind die Uferböschung und der Böschungsfuß einheitlich verbaut, wird dies bei beiden Parametern angegeben. Es werden vier Verbauarten unterschieden, die sich aufgrund ihrer Materialien und Eigenschaften unterschiedlich gut als Lebensraum eignen. Für die Bewertung wird der prozentuale Anteil des verbauten Bereiches der Uferböschung abgeschätzt und in folgende Klassen unterteilt:

- kein,
- < 10%,
- 10 – 50%
- und > 50%.

Es wird die gesamte Uferböschung, auch in Verrohrungen und Durchlässen, bewertet.

**Kein Verbau** existiert wenn im gesamten Kartierabschnitt kein Uferverbau in jeglicher Formvorkommt.

Bild: KOENIG 2009



Unter **Lebendverbau** versteht man eine Sicherung der Ufer mit ingenieurbiologischen Bauweisen. Dazu gehören z.B. Anpflanzungen, Faschinen, Spreitlagen, Flechtzäune, Palisaden, Raubbäume und Krainer Wand

Bild: KOENIG 2007



Ein **Verbau mit Steinschüttung/Steinwurf** besteht aus mindestens einer ganzen Schicht mit grobem Gesteinsmaterial, Schuttsteinen oder einer dichten Reihe von Bruchsteinen. Die Steinschüttung bzw. der Steinwurf kann bewachsen sein.

Bild: KOENIG 2008



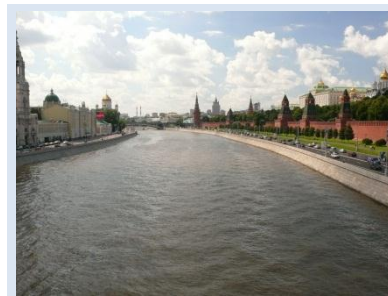
**Fugenverbau, Böschungsrasen** sind ein massiver Verbau, der jedoch vereinzelte Lücken aufweist und durchlässig ist. Dazu zählen z.B. Bruchsteinmauern mit offenen Fugen, und Böschungsrasen.

Bild: KOENIG 2009



Der **Glattverbau** besteht in der Regel aus Beton, Pflaster oder vermörteltem Mauerwerk. Grundsätzlich wird hier jeder fugenlose Verbau des Ufers erfasst.

Bild: KOENIG 2008



Struktur der Vegetation		links	rechts
> 3 Bestandsschichten	komplex	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3 Bestandsschichten	mäßig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
2 Bestandsschichten	einfach	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
1 Bestandsschicht	einförmig	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	keine Ufervegetation	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abbildung 73: Erfassungsmaske des Indikators Struktur der Vegetation

Ein komplexer Aufbau der Ufervegetation erfüllt verschiedene ökologische Funktionen. Diese Strukturen werden von adulten Insekten z. B. für die Überwinterung und als Leitstruktur genutzt. (PODRAZA & HALLE 2005) Des Weiteren sind mehrschichtige Bestände bedeutend für eine artenreiche Vogelbesiedlung und die Biotopverbundfunktion. (KARTHAUS 1989) Die Erfassung des Indikators *Struktur der Vegetation* wird über das Vorkommen und die Anzahl an Bestandsschichten erfasst. Die Bestandsschichten können nach der Wuchshöhe unterschieden werden in Mooschicht, Krautschicht, Strauchschicht und Baumschicht sowie gegebenenfalls jeweils in eine niedrige und eine hohe Schicht (URS 2010, MIETHANER 2007).

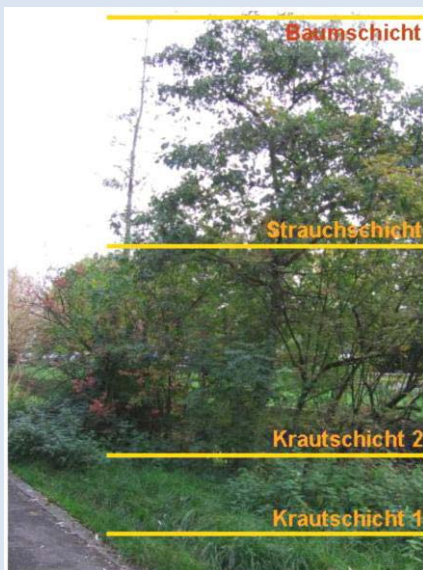


Abbildung 74: Die Bestandsschichten können je nach Wuchshöhe im Gelände erfasst werden (MIETHANER 2007)

#### Hinweise zur Erhebung

Bei der Abschätzung der Struktur der Vegetation sollte der Zustand berücksichtigt werden, der die größte Fläche im kartierten Gewässerabschnitt einnimmt. Idealerweise treten die verschiedenen Bestandsschichten gemeinsam auf einer Uferfläche auf. Wenn zwei verschiedene Wuchshöhen in direkter Nachbarschaft auftreten und durch einen kleinräumigen Wechsel dieser Bestandsschichten eine Erhöhung der Strukturvielfalt erreicht wird, sollten diese als zwei Bestandsschichten (und nicht jeweils eine) gewertet werden. Es wird die gesamte Uferböschung, auch in Verrohrungen und Durchlässen, bewertet

Bei einem **komplexen Aufbau** sind alle vier der in Abbildung 74 dargestellten Bestandsschichten vorhanden. Vereinzelt kann es auch vorkommen, dass nur drei Bestandsschichten vorhanden sind und eine dieser weiter unterteilt werden kann.

Bild: KOENIG 2010



Sind nur drei Bestandsschichten ohne weitere Unterteilung vorhanden, ist die Struktur der Vegetation **mäßig**.

Bild: KOENIG 2009



Existieren nur zwei Bestandsschichten ist die Struktur der Vegetation **einfach**.

Bild: KOENIG 2010



Eine **einförmige** Struktur der Vegetation ist vorhanden, wenn es nur eine Bestandsschicht z.B. eine Baumallee oder Scherren gibt.

Bild: KOENIG 2004



**Keine** Struktur der Vegetation tritt auf, wenn keine Vegetation vorhanden ist.

Bild: KOENIG 2009





Bodenständigkeit der Ufervegetation								
	Standorttypische Vegetation <sup>¶</sup>		Standortfremde Vegetation <sup>¶</sup> (außer Nadelbäumen & Nitrophytenfluren <sup>¶</sup> )		Neophytenfluren, Nadelbäume, Scherrasen, nicht-heimische Zierpflanzungen		keine Vegetation	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Abbildung 75: Erfassungsmaske des Parameter Bodenständigkeit der Ufervegetation

Der Parameter *Bodenständigkeit der Ufervegetation* beschreibt ob die vorhandene Vegetation am Gewässer standorttypisch ist. Nur die standorttypische Vegetation am Gewässer kann die ökologischen Funktionen im vollen Umfang erfüllen. Standortfremde Vegetation, z. B. Nadelbäume, liefern u.a. kein Falllaub, das den Gewässerorganismen als Nahrung dient. Verschieden Neophytenarten, wie z. B. der Japanische Staudenknöterich können z. B. einheimische Bestände verdrängen, zudem sind die Wurzeln dieser Arten nicht in der Lage, die Uferböschungen zu stabilisieren, sodass es bei Hochwasser zur Böschungserosion kommen kann (JÜRGING & PATT 2005). Weitere hilfreiche Informationen sind u.a. bei Fachbehörden erhältlich. In Baden-Württemberg kann u.a. die folgende Broschüre hilfreich sein: „Die heutige potentiell natürliche Vegetation an Fließgewässern“ (LUBW 1999), online erhältlich: <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/>

Ökologische Funktionsfähigkeit für Fließgewässer
Schwarzerle ( <i>Alnus glutinosa</i> )
Roskastanie ( <i>Aesculus hippocastanum</i> )
Krim-Linde ( <i>Tilia x euchlora</i> )
Stiel-Eiche ( <i>Quercus robur</i> )
Spitzahorn ( <i>Acer platanoides</i> )
Bergahorn ( <i>Acer pseudoplatanus</i> )
Baum-Hasel ( <i>Corylus colurna</i> )
Himbeere ( <i>Rubus idaeus</i> )
Hainbuche ( <i>Carpinus betulus</i> )
Gewöhnlicher Schneeball ( <i>Viburnum opulus</i> )
Gemeine Waldrebe ( <i>Clematis vitalba</i> )
Platane ( <i>Platanus x hispanica</i> )
Heckenrose ( <i>Rosa canina</i> )
Blutroter Hartriegel ( <i>Cornus sanguinea</i> )
Schneebeere ( <i>Symphoricarpos albus</i> )
Windknöterich ( <i>Fallopia convolvulus</i> )
Ginkgo ( <i>Ginkgo biloba</i> )
Nadelgehölze ( <i>Coniferae</i> )

Abbildung 76: Qualität verschiedener Gehölzarten für aquatische Wirbellose (Nahrungs- und Habitatangebot des Falllaubs) (JÜRGING &amp; PATT 2005).

### Hinweise zur Erhebung

Die Vegetation wird getrennt für die linke und rechte Gewässerseite aufgenommen, da die Ufer sehr unterschiedliche Vegetationszusammensetzungen aufweisen können. Der Umfang der nach Grad der Bodenständigkeit unterteilten Vegetationsklassen wird über die Einteilung in

- 50%,
- 10 – 50%,
- < 10%
- und „kein“ Flächenanteil an der gesamten Böschungfläche erfasst.

Bei massivem Uferverbau bezieht sich die Erfassung der Bodenständigkeit der Ufervegetation auf den unmittelbar angrenzenden Bereich des Ufers.

Zur **bodenständigen Vegetation** zählen alle **standorttypischen Gehölze, Röhrichte, Hochstaudenflure** etc.

Pestwurz und Mädesüßgesellschaften sind mögliche gewässertypische Hochstaudenfluren (LUA NRW 2001), Baumwüchsige Weiden, Schwarzerlen und Gemeine Eschen gehören häufig zu den standorttypischen Gehölzen. Zu den Röhrichten zählen z.B. Rohrglanzgras, Binsen, Seggen und evt. Schilf

Bild: HERBY 2010, SCHNEIDER 2008



Bei der **standortfremden Vegetation** werden alle anderen **sonstige Gehölze und Nitrophytenfluren** erfasst, die nicht zu den Nadelbäume, Zierpflanzen und Neophytenfluren gehören. Als Nitrophytenfluren sind z.B. Brennnesseln und Brombeeren zu nennen, bei den Gehölzen zählt in Deutschland häufig die Hybridpappel, der Eschen Ahorn oder die Rot-Eiche zu den standortfremden Gehölzen.

Bild: KOENIG 2009



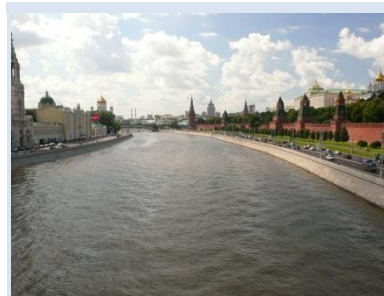
Bei den **Neophytenfluren, Nadelbäume, Scherrasen und nicht-heimischen Zierpflanzungen** werden alle Arten erfasst, die nicht den ersten beiden Ausprägungen zuzuordnen sind. Als häufig vorkommende Neophytenfluren sind das drüsige Springkraut, der Riesen-Bärenklau und der Staudenknöterich zu nennen. Auch Scherrasen und Nadelbäume werden aufgrund ihrer geringen ökologischen Wertigkeit am Gewässer dieser Kategorie zugeordnet.

Bilder: Oben: Drüsiges Springkraut (KOENIG 2008), Mitte: Bärenklau (WIERINK 2010),



**Keine** Vegetation wird erhoben, wenn unnatürlicherweise keine Vegetation am Ufer vorhanden ist.

Bild: KOENIG 2008



Gehölzstreifen		
	L	R
durchgehender Gehölzstreifen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
teilweise durchgehender Gehölzstreifen	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
einzelne Gruppen o. regelmäßige Anordnung	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
vereinzelte Gehölze	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
keine Gehölze	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**Abbildung 77: Erfassungsmaske des Parameter Gehölzstreifen**

Die durchgängige Anordnung der Gehölzvegetation bestimmt die Biotopverbundfunktion des Gehölzstreifens am Ufer und ist relevant für die Beschattung des Gewässers. Bei diesem Parameter ist es nicht zwingend erforderlich, dass sich die Gehölze direkt auf der Uferböschung befinden, es sind auch Gehölze im unmittelbaren Umland zu berücksichtigen, sofern diese jedoch noch eine erkennbare Auswirkung auf das Gewässer besitzen.

#### **Hinweise zur Erhebung**

Die Erfassung bezieht sich auch auf das unmittelbare Umland und erfolgt im Bereich von Verrohrungen und Durchlässen.

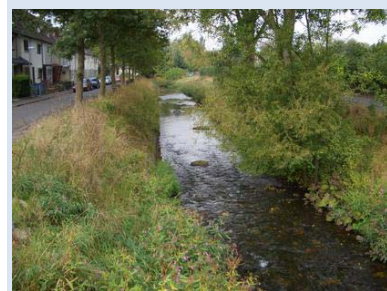
Ein **durchgehender Gehölzstreifen** ist vorhanden, wenn im gesamten Abschnitt, ein geschlossener Bestand von gewässertypischen Gehölzen vorhanden ist.

Bild: KOENIG 2008



Ein **teilweise durchgehender Gehölzstreifen** ist auf einer Gesamtstrecke von mehr als 50% vorhanden. Die Gehölze können in einzelnen größeren Gruppen oder auch als Galerie auftreten.

Bild: MIETHANER 2006



Der Gehölzstreifen ist durch **einzelne Gruppen oder regelmäßige Anordnung** gekennzeichnet. Die Gesamtstrecke beträgt weniger als 50 %.

Bild: KOENIG 2010



Existieren nur **vereinzelte Gehölze**, dies können auch Bäume oder Sträucher sein, ist diese Ausprägung zu erfassen.

Bild: WAIBEL 2010



Sind **keine Gehölze** am Ufer oder auf dem angrenzenden Umland vorhanden, wird diese Ausprägung erfasst.

Bild: KOENIG 2009



Uferstreifen								
	> 10m		5 - 10m		< 5m		nicht vorhanden	
	links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts
> 50%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10-50 %	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
< 10%	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kein	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**Abbildung 78: Erfassungsmaske des Parameter Uferstreifen**

Unter *Uferstreifen* werden gewässerbegleitende Flächen ohne oder mit extensiver Nutzung beginnend an der Böschungsoberkante verstanden. Es werden die Ausdehnung und die Ausprägung des Uferstreifens erfasst. Zusätzlich wird der Streckenanteil berücksichtigt. Uferstreifen sollen nach DVWK (1997) Teile der Funktion von Auwäldern übernehmen, d.h. sie sind bedeutend für die Gewässerdynamik, -struktur und -biologie, als Stoff- und klimatische Pufferzone, für das Landschaftsbild und den Erholungswert eines Fließgewässers. In Bezug auf den formulierten Referenzzustand sind sie ein wichtiger Beitrag zum Biotopverbund. In Zonen hohen Nutzungsdrucks (v. a. Innenstadt) sind keine oder nur sehr schmale Saumstreifen möglich. Um den eingeschränkten Möglichkeiten dort Rechnung zu tragen, werden auch schmale Saumstreifen erfasst und in der Bewertung berücksichtigt werden.

#### Hinweise zur Erhebung

Unter Uferstreifen werden gewässerbegleitende Flächen ohne oder mit extensiver Nutzung verstanden. Auch Parkanlagen können Uferstreifenfunktion erfüllen, wenn nicht Scherrasen, standortfremde Pflanzungen oder stark frequentierte Flächen bis an das Gewässer reichen. Jede Nutzung, z. B. ein unbefestigter Weg, begrenzt den Uferstreifen. Uferstreifen können auch bei einem verbauten Ufer existieren, ihre Funktion als Saumbiotop bekommt dann besondere Bedeutung.

Ein **Uferstreifen > 10m** ist vorhanden, wenn ein mindestens 10 m breiter Streifen ohne oder mit extensiver Nutzung ab der Böschungsoberkante vorzufinden ist. Der Uferstreifen ist mit Vegetation bewachsen.

Bild: KOENIG 2010



Ein **Uferstreifen mit einer Breite von 5- 10 m** ist vorhanden, wenn ein mindestens 5 m breiter Streifen ohne oder mit extensiver Nutzung ab der Böschungsoberkante vorzufinden ist. Der Uferstreifen ist mit Vegetation bewachsen.

Bild: KOENIG 2010



Ein **Uferstreifen mit einer Breite von maximal 5 m** ist vorhanden, wenn ein schmaler Saumstreifen ohne oder mit extensiver Nutzung ab der Böschungsoberkante vorzufinden ist. Der Uferstreifen ist mit Vegetation bewachsen.

Bild: WAIBEL 2010



Es existiert **kein Uferstreifen** wenn intensive Nutzungen, Bebauungen, Wege, Straßen oder vegetationslose Flächen direkt bis an die Böschungsoberkante reichen.

Bild: WAIBEL 2010



### 3.2. Aquatische Durchgängigkeit

WASSERTIEFE

Wassertiefe		Hinweis: Einfachauswahl	
min. Wassertiefe im Talweg im flachsten Bereich des Gewässerabschnitts		Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	MZB: >0,1m Fische Rhitral: > 0,45 m Fische Potamal: > 0,6 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	MZB: trocken gefallen Fische Rhitral: < 0,45 m Fische Potamal: < 0,6 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**Abbildung 79: Erfassungsmaske des Parameter Wassertiefe**

Bei diesem Parameter wird die minimale *Wassertiefe* aufgenommen, die im Talweg auftritt. Für eine sichere Aufwanderung innerhalb des Wasserkörpers bedarf es eines ausreichenden Abstandes sowohl zur Wasseroberfläche als auch zur Sohle. Fische benötigen daher eine Mindestwassertiefe im Wanderkorridor (DWA 2010).

Für die dargestellten Grenzwerte wurde auf relevante Fischmaße der größten Vertreter, der im Rhitral und Potamal vorkommenden Arten zurückgegriffen (DWA 2010).

Das Makrozoobenthos lebt in der Gewässersohle. Ein Gewässerabschnitt ist für diese Tiergruppe auch bei sehr geringen Wassertiefen durchgängig. Die Grenze zwischen uneingeschränkter und eingeschränkter Durchgängigkeit wird für das Makrozoobenthos bei 10 cm festgelegt. Fällt ein Gewässerabschnitt trocken, ist er für die Lebewesen an der Sohle nicht mehr passierbar.

Ausschlaggebend für die Beurteilung der Mindestwassertiefe muss der Fisch mit der höchsten Rückenhöhe der autochthonen Fischfauna sein. Da Fische eine minimale Wassertiefe von mindestens 2,5 mal ihrer Rückenhöhe benötigen (DWA 2010), sollte die Erfassung und Bewertung dieses Parameters auf diesen Werten basieren.

Ist die autochthone Fischfauna eines Gewässerabschnittes bekannt, ist es empfehlenswert die Bewertung auf die Grenzwerte dieser anzupassen.

#### Hinweise zur Erhebung

Es wird die Mindestwassertiefe im Talweg erfasst.

Sind Vorkommen von Wels und Stör an einem Abschnitt bekannt, muss die Einstufung in die Durchgängigkeitsklassen verändert werden. Welse benötigen eine minimale Wassertiefe von 0,88 m; Störe von 1,28 m (DWA 2010).

Durchgängigkeitsklasse	Makrozoobenthos	Rhitral (Fische)	Potamal (Fische)
uneingeschränkt durchgängig	> 0,1 m	> 0,45 m	> 0,6 m
nicht durchgängig	trocken gefallen	< 0,45 m	< 0,6 m

Fließgeschwindigkeit		Hinweis: Einfachauswahl
mittlere Fließgeschwindigkeit im Stromstrich		<b>Makrozoobenthos und Fische</b>
uneingeschränkt durchgängig	Rhithral: 0,3 - 1 m/s Potamal: 0,2 - 0,9m/s	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	Rhithral: < 0,3 m/s > 1 m/s	<input type="checkbox"/>
	Potamal: < 0,2 m/s > 0,9m/s	

**Abbildung 80: Erfassungsmaske des Parameter Fließgeschwindigkeit**

Die Fließgeschwindigkeit und ihre Variabilität korrespondieren mit den physischen Ansprüchen bzw. mit dem Leistungsvermögen der standortspezifischen Fische und Wirbellosen (MUNLV 2005). Für die Durchwanderbarkeit eines Gewässerabschnitts ist es entscheidend, ob ein Wanderkorridor vorhanden ist, in dem die spezifischen minimalen und maximalen Fließgeschwindigkeiten nicht über- bzw. unterschritten werden.

Für die dargestellten Grenzwerte wurde auf relevante Fischmaße der größten Vertreter, der im Rhithral und Potamal vorkommenden Arten zurückgegriffen (DWA 2010).

Ausschlaggebend für die Beurteilung der maximal zu tolerierenden Geschwindigkeiten ist der leistungsschwächste Fisch der autochthonen Fischfauna und die Länge der zu passierenden Strecke. Die rheoaktive Geschwindigkeit von Fischen ist art- und größenabhängig und eine Beurteilung dieser muss wiederum in Abhängigkeit der autochthonen Fischfauna erfolgen (DWA 2010). Entsprechende Grenzwerte sind in der Fachliteratur zu finden (DWA 2010, BAUHAUS UNIVERSITÄT WEIMAR 2010).

Ist die autochthone Fischfauna eines Gewässerabschnittes bekannt, ist es empfehlenswert die Bewertung auf die Grenzwerte dieser anzupassen.

### Hinweise zur Erhebung

Steht kein Messgerät zur Verfügung, wird die Fließgeschwindigkeit im Gelände abgeschätzt. Dies ist z. B. über die Zeit, die ein kleiner Ast auf der Wasseroberfläche schwimmend für das Zurücklegen einer bestimmten Strecke benötigt möglich.

Bei Fließgewässern mit hoher Fließgeschwindigkeit muss abgeschätzt werden, ob die Fließgeschwindigkeit am Gewässerrand oder nah der Sohle so gering ist, dass das Gewässer durchwanderbar ist.

Bei Fließgewässern mit geringen Fließgeschwindigkeiten hingegen, sollte die Messung im Stromstrich erfolgen. Es wird immer die mittlere Fließgeschwindigkeit erfasst.

Durchgängigkeitsklasse	Rhithral (MZB und Fische)	Potamal (MZB und Fische)
uneingeschränkt durchgängig	0,3 m/s – 1 m/s	0,2 m/s – 0,9 m/s
nicht durchgängig	< 0,3 m/s > 1 m/s	< 0,2 m/s > 0,9 m/s



Querbauwerke	Hinweis: jeweils die Anzahl der Querbauwerke eintragen	
uneingeschränkt durchgängig	kein Querbauwerk	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Querbauwerk mit <math>dh &lt; 0,2</math> m</li> <li>• funktionierende Fischaufstiegsanlage</li> <li>• raue Rampe oder Gleiten mit Einhaltung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts)</li> </ul>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Querbauwerk mit <math>dh &gt; 0,2</math> m</li> <li>• nicht funktionierende Fischaufstiegsanlage</li> <li>• raue Rampe oder Gleite mit Unter- bzw. Überschreitung der Grenzwerte im Wanderkorridor (Tabelle rechts)</li> </ul>	<input type="checkbox"/>

**Abbildung 81: Erfassungsmaske des Parameter Querbauwerke**

Querbauwerke sind die offensichtlichsten Wanderungsbarrieren in Fließgewässern und stellen einen Indikator der aquatischen Durchgängigkeit dar. Es wird die Anzahl der erfassten Querbauwerke in einem Abschnitt vermerkt und für jede Tiergruppe die Durchgängigkeit erfasst.

Zu den Querbauwerken zählen die nach DIN 4047 Teil 5 (1994) definierten Sohlenbauwerke sowie Regelungsbauwerke, Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken. Zu den Regelungsbauwerken zählen alle Wehre, Schütze und Klappen die zur Regelung des Wasserstandes/Durchflusses dienen. Es werden alle Hindernisse erfasst die quer zur Fließrichtung und über die ganze Breite des Gewässers angeordnet sind.

Bei Sohlrampen- und gleiten ist die Durchgängigkeit nur gegeben wenn die geometrischen und hydraulischen grenzwerte für die autochthone Fischfauna eingehalten werden.

### Hinweise zur Erhebung

Die Angabe von maximalen Fließgeschwindigkeiten bezieht sich immer auf die mittlere Fließgeschwindigkeit  $v_m$  im Wanderkorridor. Die Wassertiefe  $y_{\min}$  bezieht sich auf die minimale Wassertiefe im Wanderkorridor.

Existieren im kartierten Gewässerabschnitt mehrere Querbauwerke, so werden alle Hindernisse aufgenommen. Damit kann es für jede Tiergruppe zu einer Mehrfachauswahl kommen, z.B. wenn ein nicht durchgängiges und ein gut durchgängiges Querbauwerk erfasst werden. Sind mehrere Hindernisse der gleichen Durchgängigkeitsklasse vorhanden, so wird die Anzahl in das Kästchen eingetragen.

Ist eine funktionierende Fischaufstiegsanlage (Auffindbarkeit und Passierbarkeit müssen gegeben sein) vorhanden, wird anstelle des Querbauwerks die Durchgängigkeit der Fischaufstiegsanlage bewertet. Die Beurteilung der Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegsanlagen ist von vielen Faktoren abhängig und sollte auf Basis der Fachliteratur erfolgen. (MUNLV 2005, DWA 2010)

Existiert im kartierten Gewässerabschnitt **kein Querbauwerk**, ist er für alle Gewässerorganismen **uneingeschränkt durchgängig**.

Bild: KOENIG 2008



Ein Querbauwerk ist **eingeschränkt durchgängig**, wenn eine der folgenden Bedingungen erfüllt ist:

- Querbauwerk mit einer Höhe  $\Delta h < 0,2$  m
- funktionierende Fischaufstiegsanlage (auffindbar und passierbar für Fische und Makrozoobenthos)
- Raue Gleite oder Rampe, bei der die in Tabelle 1 dargestellten Bedingungen im Wanderkorridor gegeben sind:

Länge der Rampe/ Gleite	Rhital	Potamal
bis ca. 5 m	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1,75$	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1,4$
bis ca. 10 m	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1,5$	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1,25$
> 10 m	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 1 \text{ m/s}$	$0,3 \text{ m/s} \leq v_m \leq 0,9$
alle Längen	$y_{\min} > 0,45$	$y_{\min} \geq 0,6 \text{ m}$

**Tabelle 27: Hydraulische und geometrische Grenzwerte für Sohlrampen und Gleiten (DWA 2010).**

Bilder: WAIBEL 2010 (oben), KOENIG 2006 KOENIG 2008

Ein Querbauwerk ist **nicht durchgängig**, wenn es von Gewässerorganismen nicht überwunden werden kann. Dies ist der Fall wenn die Bedingungen, die bei der Ausprägung „eingeschränkt durchgängig“ dargestellt sind, nicht erfüllt werden.

Bild: KOENIG 2007



Rückstaubereich		Hinweis: jeweils Anzahl der Rückstaubereiche eintragen	
		Makrozoobenthos	Fische
uneingeschränkt durchgängig	kein Rückstaubereich	<input type="text"/>	<input type="text"/>
eingeschränkt durchgängig	mit $v_m > 0,3\text{m/s}$	<input type="text"/>	<input type="text"/>
nicht durchgängig	mit $v_m < 0,3\text{m/s}$	<input type="text"/>	<input type="text"/>

**Abbildung 82: Erfassungsmaske des Parameter Rückstaubereiche**

Rück- bzw. Aufstaubereiche in einem Fließgewässer verändern u. a. Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Sauerstoffhaushalt, Temperatur und Geschiebehaushalt. Damit verändern sie die Lebensbedingungen der aquatischen Lebensgemeinschaften. Viele Organismen sind z. B. auf die Sauerstoffversorgung durch das strömende Wasser angewiesen. Dies kann zu einer Verschlammung der Sohle und damit zu einer Vernichtung des hyporheischen Interstitials führen. Bei Fließgeschwindigkeiten  $< 0.3 \text{ m/s}$  verlieren viele Fische ihr rheotaktisches Verhalten. Mit dem Parameter *Rückstaubereich* werden Bereiche mit verminderten Fließgeschwindigkeiten erfasst und ihre Auswirkungen auf die Durchgängigkeit für alle Tiergruppen bewertet.

#### Hinweise zur Erhebung

Rückstau ist gekennzeichnet durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit bei Mittel- und Niedrigwasser im Oberwasser von Querbauwerken im Vergleich zum Unterwasser. Ein weiteres Indiz für einen möglicherweise vorhandenen Rückstau ist die Vergrößerung der Querschnittsfläche des Wasserspiegels im Oberwasser.

Sind mehrere einzelne Rückstaubereiche in einem Abschnitt vorhanden, ist die addierte Länge anzugeben.

Die Angabe der Fließgeschwindigkeit bezieht sich auf die mittlere Fließgeschwindigkeit im Rückstaubereich.

Ein Gewässerabschnitt ist **uneingeschränkt durchgängig**, wenn er kein Rückstaubereich vorhanden ist.

Bild: KOENIG 2010



Ein Rückstaubereich ist **eingeschränkt durchgängig**, wenn die Fließgeschwindigkeit gegenüber einem ungestauten Abschnitt verändert ist, jedoch  $v > 0,3$  m/s beträgt.

Bild: WAIBEL 2010



Ein Rückstaubereich ist **nicht durchgängig**, wenn die Fließgeschwindigkeit  $v < 0.3$  m/s beträgt.

Bild: KOENIG 2007



Verrohrung/Durchlass		Hinweis: Einfachauswahl, Anzahl der Verrohrungen/Durchlässe eintragen		
	Makrozoobenthos		Fische	
uneingeschränkt durchgängig	keine Verrohrung Substratauflage und Einhaltung der Grenzwerte	<input type="checkbox"/>	keine Verrohrung Substratauflage und Einhaltung der	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	für Wassertiefe und Fließgeschw. (s. obige Tabelle)	<input type="checkbox"/>	Grenzwerte für Wassertiefe und Fließgeschw. (s. obige Tabelle)	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	keine Substratauflage und/oder keine Einhaltung der Grenzwerte	<input type="checkbox"/>	keine Substratauflage und/oder keine Einhaltung der Grenzwerte	<input type="checkbox"/>

**Abbildung 83: Erfassungsmaske des Parameter Verrohrung und Durchlässe**

Verrohrungen verändern die Licht- und Strömungsverhältnisse in einem Fließgewässer. Die Sohle ist in der Regel versiegelt und seltener nicht mit gewässertypischem Substrat bedeckt. Die Barrierewirkung für Fische und Makrozoobenthos ist wesentlich von der Ausgestaltung der Verrohrung abhängig. Für alle Tiergruppen ist die Substratbedeckung der Sohle von großer Bedeutung. Aufbauend auf den Empfehlungen für die Mindestmächtigkeit des Sohlensubstrats in Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit (LFU 2007) ist eine 0,2 m mächtige Substratauflage erforderlich.

Die Erfassung der Durchgängigkeit von Verrohrungen und Durchlässen berücksichtigt drei Aspekte:

- Substratauflage
- vorherrschende Fließgeschwindigkeit
- Mindestwassertiefe

Die angegebenen Werte basieren auf Empfehlungen der Fachliteratur (SCHWEVERS ET AL. 2004, DWA 2010).

### Hinweise zur Erhebung

Alle Bauwerke, die den gesamten Gewässerquerschnitt überspannen ohne das Ufer zu unterbrechen oder deren Durchmesser so groß ist, dass der Abflussquerschnitt nicht eingengt und die Ufer nicht beeinträchtigt werden, werden bei der Bewertung der aquatischen Durchgängigkeit nicht berücksichtigt.

Ist unterhalb der Verrohrung ein Absturz vorhanden, wird dieser als Querbauwerk erfasst

Existiert im kartierten Gewässerabschnitt keine Verrohrung und kein Durchlass, so ist er für alle Gewässerorganismen **uneingeschränkt durchgängig**.

Bild: SCHNEIDER 2005



Eine Verrohrung bzw. ein Durchlass ist **eingeschränkt durchgängig**, wenn alle Gewässerorganismen das Hindernis problemlos durchwandern können. Dies ist der Fall, wenn die Verrohrung oder der Durchlass ein durchgängiges Sohlsubstrat aufweist und die bei den Parametern *Wassertiefe* und *Fliessgeschwindigkeit* genannten Grenzwerte eingehalten werden.

Bild: KOENIG 2004



Eine Verrohrung bzw. ein Durchlass ist **nicht durchgängig**, wenn keine Durchwanderung mehr möglich ist. Dies ist der Fall, wenn kein durchgängiges Sohlsubstrat vorhanden ist und/oder und die bei den Parametern *Wassertiefe* und *Fliessgeschwindigkeit* genannten Grenzwerte nicht eingehalten werden.

Bild: ENGELS 2009



Anbindung Nebengewässer		Hinweis: jeweils die Anzahl der einmündenden Nebengewässer eintragen			
		Makrozoobenthos		Fische	
uneingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>kein Nebengewässer</li> </ul>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>Strukturklasse des Nebengewässers: sehr gut-bis gut, Einmündung: spitzwinklig und höhengleich</li> </ul>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>Strukturklasse des Nebengewässers: gut-mäßig, Einmündung: spitzwinklig oder rechteckig, max. Absturzhöhe s. rechts</li> </ul>	<input type="checkbox"/>	Absturzhöhe: < dh 0,2 m	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nicht durchgängig	<ul style="list-style-type: none"> <li>Strukturklasse des Nebengewässers: unbefriedigend-schlecht, Einmündung: nicht spitzwinklig oder rechteckig, max. Absturzhöhe überschritten</li> </ul>	<input type="checkbox"/>	nicht höhengleich	Absturzhöhe: > dh 0,2 m	<input type="checkbox"/>

Abbildung 84: Erfassungsmaske für den Parameter Anbindung Nebengewässer

Die Durchgängigkeit zu Nebengewässern ist ein entscheidender Aspekt der Biotopvernetzung. Nebengewässer dienen z. B. als Laichhabitate vieler Fischarten und bei Hochwasser als Rückzugsräume für die Gewässerorganismen. Die Durchgängigkeit in Nebengewässern kann z. B. durch einen Höhenversatz eingeschränkt sein. Dies ist aufgrund der Eintiefung der Hauptgewässer typisch für urbane Gewässerstrecken. Rechtwinklige Einmündung und fehlende Vegetation schränken die Durchgängigkeit ebenfalls ein (JÜRGING 2003).

#### Hinweise zur Erhebung

Als Nebengewässer werden nur natürliche Bäche und Flüsse erfasst. Künstliche Einleitungen und Kanäle werden nicht berücksichtigt, da sie keine Lebensräume für die flussaufwärts wandernden Gewässerorganismen darstellen.

Münden mehrere Nebengewässer im kartierten Abschnitt ins Hauptgewässer, so werden alle Nebengewässer, gegebenenfalls durch Eintragen der Anzahl auf dem Aufnahmebogen bei der entsprechenden Durchgängigkeitsklasse aufgenommen.

Die Einmündung eines Nebengewässers ist **uneingeschränkt durchgängig** wenn ein Nebengewässer mit einer sehr guten bis guten Gewässerstrukturklasse spitzwinklig und höhengleich ins Hauptgewässer einschleift oder kein Nebengewässer im kartierten Gewässerabschnitt in das Hauptgewässer einmündet.

Bild: SCHNEIDER 2005



Die Einmündung eines Nebengewässers ist **eingeschränkt durchgängig**, wenn ein Nebengewässer mit einer guten bis mäßigen Gewässerstrukturklasse rechtwinklig oder spitzwinklig ins Hauptgewässer einmündet und eine Absturzhöhe an der Mündung nicht überschreitet. Die kritischen Absturzhöhen sind wie folgt festgelegt:

- **Makrozoobenthos:** Die Anbindung ans Nebengewässer ist für Makrozoobenthos nur bei einer höhengleichen Einmündung gut durchgängig.
- **Fische:** Die Anbindung ans Nebengewässer ist bis zu einer Höhendifferenz von  $\Delta h < 0,2$  m möglich.

Bild: KOENIG 2008, KOENIG 2006



Die Anbindung eines Nebengewässers ist nicht durchgängig, wenn das Nebengewässer nicht rechtwinklig oder spitzwinklig ins Hauptgewässer einmündet, eine unbefriedigende oder schlechte Gewässerstrukturgüte besitzt und eine kritische Absturzhöhe überschritten ist. Die kritischen Absturzhöhen sind wie folgt festgelegt:

- **Makrozoobenthos:** Die Anbindung ans Nebengewässer ist für Makrozoobenthos nicht durchgängig, wenn das Nebengewässer nicht höhengleich einmündet.
- **Fische:** Die Anbindung ans Nebengewässer ist ab einer Höhendifferenz von  $\Delta h > 0,2$  m nicht mehr gegeben.

Bild: ENGELS 2009, KOENIG 2008





### 3.3. Soziokulturelle Parameter

#### 3.3.1. Räumliche Integration

##### SICHTBARKEIT

Sichtbarkeit	
Sichtweite: maximale Entfernung vom Gewässerrand, von der ein Erwachsener die Wasseroberfläche gerade noch sehen kann	
sehr gut sichtbar	Sichtweite > doppelte Gewässerbreite
gut sichtbar	Sichtweite = einfache bis doppelte Gewässerbreite o. schlechter mit zahlreichen Einblicken
mäßig sichtbar	Sichtweite < einfache Gewässerbreite o. schlecht sichtbar mit vereinzelt Einblicken
schlecht sichtbar	Mauern, Gebäude, dichte Vegetation o.ä. behindern die Sicht
nicht sichtbar	Gewässer verläuft unterirdisch

**Abbildung 85: Erfassungsmaske des Parameter Sichtbarkeit**

Die Sichtweite aus der ein Fließgewässer visuell wahrgenommen werden kann wird nach Kaiser (2005) und Silva et al. (2004) als die maximale Entfernung vom Gewässerrand, von der aus ein Erwachsener die Wasseroberfläche gerade noch sehen kann, definiert. Die Bereiche, von denen aus die maximale Sichtbarkeit möglich ist, müssen dabei öffentlich zugänglich sein, d.h. sie dürfen nicht auf Privatgrundstücken liegen (Engels 2009). Die Sichtbarkeit ist abhängig von der Gewässerbreite und der Umfeldnutzung (DWA 2009).

Die Sichtbarkeit ist die Voraussetzung dafür, dass das Gewässer von der lokalen Bevölkerung wahrgenommen werden kann. Die Eintiefung des Gewässers oder dichte Vegetation können die Sichtbarkeit behindern. Wie viel Vegetation aus ökologischen Gründen zugelassen werden kann, ist im Einzelfall zu entscheiden, Hier muss immer zwischen ökologischen, soziokulturellen und Aspekten des Hochwasserschutzes abgewogen werden.

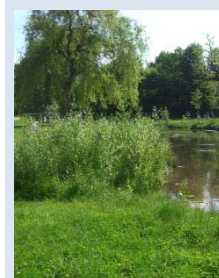
Existieren reizvolle Einblicke auf das Fließgewässer, z.B. durch Lücken in einer dichten Ufervegetation sind diese positiv zu bewerten. Gute Sicht auf das Gewässer ermöglichen häufig auch Brücken, so dass diese bei der Abschätzung des Umfangs der Einblicke besonders beachtet werden sollten.

#### **Hinweise zur Erhebung:**

Die Sichtweite ist die maximale Entfernung von Gewässerrand, von der ein Erwachsener die Wasseroberfläche gerade noch sehen kann. Die Einteilung erfolgt, verändert nach KAISER (2005).

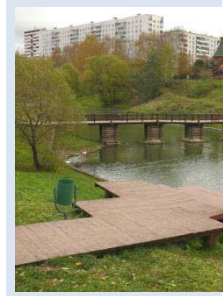
Das Fließgewässer ist **sehr gut sichtbar** wenn die Sichtweite mindestens die doppelte Gewässerbreite beträgt.

Bild: KOENIG 2010



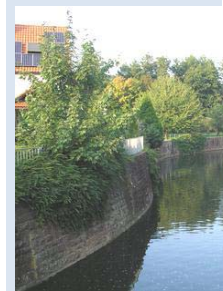
Das Fließgewässer ist **gut sichtbar**, wenn die Sichtweite die einfache bis doppelte Gewässerbreite des Gewässers beträgt, oder die Sichtweite schlechter ist und dafür zahlreiche Einblicke vorhanden sind.

Bild: KOENIG 2009



Das Fließgewässer ist **mäßig sichtbar**, wenn die Sichtweite kleiner als die einfache Gewässerbreite ist oder wenn die Sichtweite geringer ist und nur wenige Einblicke vorhanden sind.

Bild: MIETHANER 2006



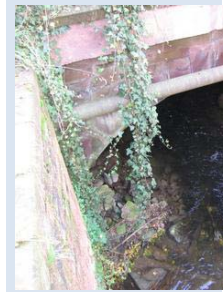
Das Fließgewässer ist **schlecht sichtbar**, wenn Mauern, Gebäude, dichte Vegetation, etc. die Sicht behindern.

BILD: KOENIG 2010



Das Fließgewässer ist **nicht sichtbar** wenn es unterirdisch verläuft.

Bild: MIETHANER 2006



Erreichbarkeit		
sehr gut erreichbar	durchgängiger Fuß- u./o. Radweg an mind. einem Ufer u. ÖPNV-Anschluss u./o Parkplatz in näherer Umgebung	<input type="checkbox"/>
gut erreichbar	mind. teilweise Fuß- u./o. Radweg u. ÖPNV-Anschluss u./o Parkplatz in der Nähe	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt erreichbar	Fuß- u./o. Radweg führen nur punktuell ans Wasser, oder Fuß- u./o. Radweg vorhanden und kein ÖPNV-Anschluss u./o. Parkplatz	<input type="checkbox"/>
schlecht erreichbar	für Fußgänger und Radfahrer führen nur schlecht geeignete Wege/Straßen an den Wasserlauf heran	<input type="checkbox"/>
nicht erreichbar	keine Wege o. Straßen am oder zum Gewässer	<input type="checkbox"/>

**Abbildung 86: Erfassungsmaske des Parameter Erreichbarkeit**

Eine gute Erreichbarkeit ist die Grundvoraussetzung für alle Nutzungen am Gewässer. Diese ist u. a. davon abhängig wie gut man mit dem PKW oder dem ÖPNV in die Nähe des Gewässers gelangt. Nah zum Wasser ermöglicht z.B. ein durchgängiges Wegenetz für Fußgänger und Radfahrer eine gute Erreichbarkeit.

Während es bei der Berücksichtigung von Fußwegen plausibel ist, eine hohe Wegedichte als Optimum bzw. Bewertungsreferenz festzusetzen, ist eine solche Vorgehensweise z.B. bei der Bewertung von Parkplätzen in urbanen Gebieten nicht sinnvoll, da zu viele Stellplätze z.B. mit Verlärmung und ästhetischen Beeinträchtigungen verbunden sind. SILVA ET AL. (2004b) setzen für einen Fluss in Spanien ein so genanntes „plausible maximum“ von einem Parkplatz pro Hektar fest. Generell sollten Parkplätze und Bushaltestellen nicht zu dicht am Gewässer vorhanden sein.

#### **Hinweise zur Erhebung:**

Wege auf Privatgrundstücken oder Straßen ohne Bürgersteig werden nicht berücksichtigt. Parkplätze gelten bereits als sehr gut erreichbar, wenn sie sich in der näheren Umgebung des Gewässers befinden und die Entfernung die Dauer eines 10- 15 minütigen Fußmarsches nicht überschreitet. Die Größe und Dichte von Parkplätzen wird nicht berücksichtigt. Einzelne Zufahrtswege zum Gewässer, für die Unterhaltung oder den Transport von Booten werden nicht berücksichtigt. Die Einteilung erfolgt verändert nach KAISER (2005)

Ein Gewässerabschnitt ist **sehr gut erreichbar**, wenn ein ÖPNV Anschluß in der Nähe ist und/oder die Erreichbarkeit mit dem PkW gegeben ist und ein durchgängiger Fuß- und/oder Radweg an mindestens einer Uferseite vorhanden sind.

Bild: FRISKE 2009



Ein Gewässerabschnitt ist **eingeschränkt erreichbar**, wenn Fuß- und/oder Radwege punktuell an das Gewässer heranzuführen.

Bild: KOENIG 2009



Ein Gewässerabschnitt ist **sehr gut erreichbar**, wenn ein ÖPNV Anschluß in der Nähe ist und/oder die Erreichbarkeit mit dem PkW gegeben ist und ein durchgängiger Fuß- und/oder Radweg an mindestens einer Uferseite vorhanden sind.

Bild: KOENIG 2010



Ein Gewässerabschnitt ist **schlecht erreichbar**, wenn für Fußgänger und Radfahrer nur ungeeignete Wege oder Straßen an das Gewässer führen.

Bild: KOENIG 2007



Ein Gewässerabschnitt ist **nicht erreichbar**, wenn es keine Wege oder Straßen am oder zum Gewässer gibt.

Bild: KOENIG 2006



Zugänglichkeit		
direkt zugänglich	Kontakt mit dem Wasser direkt möglich, keine nennenswerten Hindernisse, flache Ufer o. Treppe ermöglichen bequemen Zugang	<input type="checkbox"/>
eingeschränkt zugänglich	Zugang mit vertretbarem Aufwand, keine direkten Hindernisse, Uferböschungen relativ flach, o. unzugängliche Abschnitte mit mehreren Zugängen	<input type="checkbox"/>
schwer zugänglich	Zugang ist grundsätzlich möglich, erfordert jedoch einen relativ großen Aufwand, z.B. wegen dichter Vegetation am Ufer, kleinen Mauern, Zäunen o. steilen Böschungen, o. unzugängliche Abschnitte mit einzelnen, kleinen Zugängen	<input type="checkbox"/>
unzugänglich	sehr steile Uferböschungen, Gewässer durch Gebäude, unüberwindbare Mauern o. Zäune abgesperrt, kein Zugang bzw. Aufwand o. Unfallgefahr zu hoch	<input type="checkbox"/>
nicht zugänglich	Gewässer ist unter der Erde verlegt o. wird unter Gebäuden hindurchgeführt	<input type="checkbox"/>

Abbildung 87: Erfassungsmaske des Parameter Zugänglichkeit

In Anlehnung an HAUSER (2000) erfasst der Parameter *Zugänglichkeit*, wie einfach der direkte physische Kontakt mit dem Wasser möglich ist. Er ist nicht zu verwechseln mit dem Parameter Erreichbarkeit, der die Zugangsmöglichkeiten zum Gewässer charakterisiert. Die Zugänglichkeit ist eine Voraussetzung um z. B. Tiere und Pflanzen im Wasser zu beobachten oder zu schwimmen. Des Weiteren wird sie für wassergebundene Formen der Freizeitnutzung (z. B. Kanu fahren) benötigt. Die Zugänglichkeit hängt im Wesentlichen von der Ausgestaltung der Ufer, z.B. hinsichtlich Verbau, Böschungsneigung und künstlichen Zugängen ab. Die Zugänglichkeit erfolgt auf Basis der Einteilung nach KAISER (2005).

Das Gewässer ist **direkt zugänglich**, wenn der direkte Kontakt mit dem Wasser ohne nennenswerte Hindernisse möglich ist. Der Zugang kann z.B. durch flache Ufer oder Treppen erleichtert sein.

Bild: KOENIG 2010



Das Gewässer ist **eingeschränkt zugänglich**, wenn der Zugang mit vertretbarem Aufwand ohne direkte Hindernisse möglich ist, oder wenn an mehreren Stellen am Gewässer ein direkter Kontakt mit dem Wasser ohne nennenswerte Hindernisse erfolgen kann.

Bild: FRISKE 2009



Das Gewässer ist **schwer zugänglich**, wenn die Zugänglichkeit grundsätzlich möglich ist, aber nur unter erschwertem Aufwand erfolgen kann, oder wenn das Gewässer unzugänglich ist und an einzelnen Stellen kleine Zugänge vorhanden sind. Zäune, Gebüsch, steile Ufern oder Mauern können z.B. die Zugänglichkeit erschweren.

Bild: KOENIG 2010



Das Gewässer ist **unzugänglich**, wenn es keine Zugangsmöglichkeiten gibt oder der Aufwand und/ oder die Unfallgefahr zu groß sind. Das Fließgewässer ist ebenso nicht zugänglich, wenn es unterirdisch verläuft.

Bild: KOENIG 2008



## 3.3.2. Attraktivität des Gewässerraums

EIGENART

Eigenart		
Zu berücksichtigende Faktoren: historische Gebäude, Querbauwerke im Gewässer, Materialien u. Baustile, Vegetationsstrukturen u. Biotope, Verlauf u. Strukturen des Gewässers, faunistische u. floristische Besonderheiten, Nutzungen des Gewässerraums, Räume u. Dimensionen, Sichtbeziehungen, Kulissenwirkung des Umfelds, sinnliche Reize (Licht, Farben, Geruch, Geräusche)		
sehr hohe Eigenart	sehr hoher Wiedererkennungswert u. stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives u. einzigartiges Ambiente dar	<input type="checkbox"/>
hohe Eigenart	hoher Wiedererkennungswert u. stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives Ambiente dar	<input type="checkbox"/>
mittlere Eigenart	einzelne Elemente u. Strukturen --> gewisse Charakteristik u. Attraktivität, keinen einheitlichen Gesamteindruck	<input type="checkbox"/>
geringe Eigenart	kaum charakteristische Merkmale vorhanden, Wiedererkennungswert u. Attraktivität gering	<input type="checkbox"/>
keine erkennbare Eigenart	keine charakteristischen Merkmale, unattraktiv	<input type="checkbox"/>

Abbildung 88: Erfassungsmaske des Parameter Eigenart

Mit dem Parameter Eigenart wird die Charakteristik, der Wiedererkennungswert und die Attraktivität des Gewässerraumes erfasst. Dazu werden Besonderheiten, die an einem Gewässer vorkommen und dieses charakterisieren berücksichtigt. Im Folgenden sind einige Beispiele für möglich vorkommende Besonderheiten aufgelistet (KAISER 2005):

- historische Gebäude und Querbauwerke im Gewässer
- Materialien und Baustile
- architektonische Besonderheiten
- Kulissenwirkung des Umfelds
- Sichtbeziehungen
- Verlauf und Strukturen des Gewässers
- faunistische und floristische Besonderheiten
- Nutzungen des Gewässerraums
- Räume und Dimensionen
- Künstlerische Figuren und Skulpturen
- sinnliche Reize durch Licht, Farben, Geruch und Geräusche

**Hinweise zur Erhebung:**

Die Erfassung soll mit Hilfe der genannten Faktoren erfolgen. Es sollen nur Besonderheiten im „positiven Sinne“ erfasst werden.

Das Gewässer besitzt eine **sehr hohe Eigenart** und einen besonderen Wiedererkennungswert und stellt in seiner Gesamtheit ein sehr attraktives und einzigartiges Ambiente dar (MIETHANER 2007).

Bild: FRISKE 2009



Das Gewässer besitzt eine **hohe Eigenart** und **Wiedererkennungswert** und stellt in seiner Gesamtheit ein attraktives Umfeld darstellt (MIETHANER 2007).

Bild: CHAIKIN 2010



Das Gewässer besitzt eine **mittlere Eigenart** und einen besonderen Wiedererkennungswert und stellt in seiner Gesamtheit ein sehr attraktives und einzigartiges Ambiente dar (MIETHANER 2007).

Bild: KOENIG 2008



Das Gewässer besitzt eine **geringe Eigenart** und erhält durch einzelne Elemente und Strukturen eine gewisse Charakteristik und Attraktivität, vermittelt jedoch keinen einheitlichen Gesamteindruck (MIETHANER 2007).

Bild: KOENIG 2009



Das Gewässer besitzt **keine erkennbare Eigenart**, wenn keine charakteristischen Merkmale vorhanden sind und es unattraktiv ist.

Bild: KOENIG 2006



Aufenthaltsqualität	
sehr hohe Aufenthaltsqualität	zahlreiche die Aufenthaltsqualität fördernde Elemente, Störfaktoren spielen allenfalls eine untergeordnete Rolle <input type="checkbox"/>
hohe Aufenthaltsqualität	überwiegend positiv wirkende Elemente vorhanden, jedoch auch einzelne Störfaktoren <input type="checkbox"/>
mittlere Aufenthaltsqualität	positive Elemente und Störfaktoren halten sich die Waage <input type="checkbox"/>
geringe Aufenthaltsqualität	nur wenige die Aufenthaltsqualität fördernde Elemente, die Störfaktoren überwiegen <input type="checkbox"/>
sehr geringe Aufenthaltsqualität	allenfalls vereinzelt positiv wirkende Elemente; jedoch maßgeblich durch Störfaktoren geprägter Charakter <input type="checkbox"/>
keine Aufenthaltsqualität	Aufenthalt nicht möglich <input type="checkbox"/>

**Abbildung 89: Erfassungsmaske des Parameter Aufenthaltsqualität**

Die Aufenthaltsqualität gibt an, wie gerne und umfangreich Menschen ihre Zeit am zu bewertendem Gewässerabschnitt verbringen. Für die Beurteilung dieses Parameters ist die subjektive Einschätzung im Gelände von Bedeutung. Es gibt positive Faktoren wie z. B. Ruhe, Abgeschiedenheit und regelmäßig geleerte Mülleimer und Störfaktoren wie z.B. Müll, Hundekot, Fliegen, und Lärm, die die Qualität eines Aufenthalts am Gewässer fördern oder negativ beeinflussen. Die Einteilung erfolgt nach MIETHANER (2007)

#### Hinweise zur Erhebung:

Eine detaillierte Aufzählung der möglichen Faktoren erfolgt mit dem Parameter Ausstattungsfaktoren. Bei der Kartierung im Gelände kann es hilfreich sein zunächst die einzelnen Faktoren im Teilbereich Städtebauliche Einbindung und Ausstattungsfaktoren aufzunehmen und anschließend die Beurteilung der Aufenthaltsqualität durchzuführen.

Das Gewässer weist eine **sehr hohe Aufenthaltsqualität** auf und es sind zahlreiche positive Faktoren vorhanden. Störfaktoren eine untergeordnete Rolle spielen.

Bild: KOENIG 2009



Das Gewässer weist eine **hohe Aufenthaltsqualität** auf, wenn überwiegend positiv wirkende Faktoren vorhanden sind. Einzelne Störfaktoren können auftreten.

Bild: FRISKE 2009



Das Gewässer weist eine **mittlere Aufenthaltsqualität** auf, wenn positive Elemente und Störfaktoren sich die Waage halten.

Bild: KOENIG 2009





Das Gewässer weist eine **geringe Aufenthaltsqualität** auf, wenn weniger positive Faktoren anzutreffen sind als Störfaktoren.

Bild: KOENIG 2009



Das Gewässer weist eine **sehr geringe Aufenthaltsqualität** auf, wenn vereinzelt positive Faktoren vorhanden sind, die Störfaktoren jedoch deutlich überwiegen.

Bild: KOENIG 2009



Das Gewässer weist **keine Aufenthaltsqualität** auf, wenn ein Aufenthalt am Gewässer nicht möglich ist, weil beispielsweise Häuserfronten direkt ans Wasser anschließen oder das angrenzende Umland aus Privatgrundstücken, die nicht betreten werden dürfen, besteht.

Bild: STADELMANN 2008



### 3.3.3. Städtebauliche Einbindung und Ausstattungsfaktoren

#### SONSTIGE FAKTOREN

Sonstige Faktoren	
positive Faktoren	Störfaktoren
Besinnungsraum Ruhe, Abgeschlossenheit	<input type="checkbox"/> Lärm (z.B. Straßenverkehr)
natürliche Vielfalt	<input type="checkbox"/> Geruch (Emissionen von Kläranlagen, Industrie, Straße)
Ausblick auf das Fließgewässer möglich	<input type="checkbox"/> visuelle Beeinträchtigungen und Blickfeldstörungen durch Hauptverkehrsstraßen, unattraktive Gebäude etc.
Begegnungsraum attraktive Ufer mit Kulissenwirkung	<input type="checkbox"/> Hundekot
Sitzgelegenheiten, auch Straßencafés, sofern sie am Gewässer liegen	<input type="checkbox"/> Müll am Ufer o. im Gewässer
historische Elemente, die zum Gewässer gehören, z.B. Mühlen, Brücken, Wehre usw.	<input type="checkbox"/> verwilderte Vegetation (z.B. Brennnesseln, Brombeergebüsche)
Kunstwerke, die in thematischem o. räumlichen Zusammenhang zum Gewässer stehen	<input type="checkbox"/> schlechte Wasserqualität
Lehrpfade o. Schautafeln mit Bezug zum Wasser	<input type="checkbox"/>
Erlebnisraum strömungsberuhigte Flachwasserbereiche, die sich zum Planschen u. Spielen eignen	<input type="checkbox"/>
Badestellen mit einer Wassertiefe von > 1m u. für die Badenutzung geeigneter Wassergüte	<input type="checkbox"/>
Spiel- u. Liegeflächen (müssen nicht offiziell als solche ausgewiesen sein)	<input type="checkbox"/>
Grillplätze (nur offiziell ausgewiesene, keine wilden Feuerstellen)	<input type="checkbox"/>
Sportanlagen und-verleih: Volleyballplätze, Tischtennisplatten, Kanuverleih etc.	<input type="checkbox"/>
sonstige positive Faktoren: geleerte Müllbehälter, sanitäre Anlagen, etc.	<input type="checkbox"/>

Abbildung 90: Erfassungsmaske des Parameter Sonstige Faktoren

Mit diesem Parameter werden die Ausstattungsfaktoren, die einen Aufenthalt am Gewässer positiv beeinflussen, und Störfaktoren, die dem entgegen wirken, informativ aufgenommen. (KAISER 2005, DVWK 2000) Erstere werden zu den drei Funktionen eines Gewässers als Besinnungs-, Begegnungs- und Erlebnisraum gruppiert und im Folgenden im Einzelnen aufgezählt. In urbanen Gebieten können zahlreiche Störfaktoren auftreten, andererseits sind Wahrnehmung und Empfindlichkeit gegenüber diesen Störfaktoren groß. Einige Beispiele für Störfaktoren sind nachfolgend genannt. Die Einteilung erfolgt, leicht verändert nach MIETHANER (2007).

#### Hinweise zur Erhebung:

Die erhobenen Faktoren werden nur informativ erfasst und nicht bewertet. Die angegebenen positiven Faktoren und Störfaktoren dienen als Beispiele und können durch weitere Faktoren ergänzt werden. Diese werden im Feld Sonstige vermerkt.

#### Positive Faktoren

- Besinnungsraum
  - Ruhe und Abgeschlossenheit
  - natürliche Vielfalt
  - Ausblick auf das Fließgewässer ist möglich
- Begegnungsraum
  - attraktive Ufer mit Kulissenwirkung
  - Sitzgelegenheiten, z.B. Cafés und Bänke die am Gewässer liegen
  - historische Elemente, die zum Gewässer gehören, z.B. Mühlen, Brücken, Wehre usw.
  - Kunstwerke, die in thematischem oder räumlichem Zusammenhang zum Gewässer stehen
  - Lehrpfade oder Schautafeln mit Bezug zum Wasser

Bild: Schautafel (KOENIG 2008), Stege als Sitzgelegenheit (KOENIG 2008), Café am Gewässer (WAIBEL 2010)



- Erlebnisraum

- strömungsberuhigte Flachwasserbereiche, die sich zum Planschen und Spielen eignen
- Badestellen mit einer Wassertiefe von >1m und für die Badenutzung geeigneter Wassergüte
- Spiel- und Liegeflächen (müssen nicht offiziell als solche ausgewiesen sein)
- Grillplätze (nur offiziell ausgewiesene, keine wilden Feuerstellen)
- regelmäßig geleerte Müllbehälter
- sanitäre Anlagen
- Sportanlagen, wie z.B. Volleyballplätze und Tischtennisplatten
- Bootsvermietungen

Bild: Kanuverleih (KOENIG 2009), Tischtennisplatte (KOENIG 2010)



### Störfaktoren

- Lärm (z.B. Straßenverkehr)
- Geruch (Emissionen von Kläranlagen, Industrie, Straße)
- visuelle Beeinträchtigungen und Blickfeldstörungen durch Hauptverkehrsstraßen, unattraktive Gebäude etc.
- Mücken
- Tierkot
- Müll am Ufer oder im Gewässer
- Verwilderte Vegetation
- schlechte Wasserqualität

Bild: Müll im Gewässer und Straßenlärm (KOENIG 2007, 2004)



Kulturhistorische Objekte		Hinweis: Nutzungen eintragen und Zutreffendes ankreuzen
Nutzung	aktuell	<input type="text"/>
	historisch	<input type="text"/>
formaler Erhaltungszustand	sehr gut	<input type="radio"/>
	gut	<input type="radio"/>
	rudimentär	<input type="radio"/>
funktionaler Erhaltungszustand	uneingeschränkt funktionsfähig	<input type="radio"/>
	teilweise funktionsfähig	<input type="radio"/>
	funktionslos, jedoch ablesbar	<input type="radio"/>
	funktionslos	<input type="radio"/>
Erlebbarkeit	Zugangsmöglichkeit	<input type="checkbox"/>
	Funktion ersichtlich u. ggf. beobachtbar (z.B. bei einem Mühlrad)	<input type="checkbox"/>
	Kennzeichnung als kulturhistorisches Objekt o. erläuternde Schautafeln vorhanden	<input type="checkbox"/>

**Abbildung 91: Erfassungsmaske des Parameter Kulturhistorische Objekte**

Mit diesem Parameter werden eventuell vorkommende kulturhistorische Objekte in Hinblick auf ihre soziokulturelle Bedeutung und ihren Zustand aufgenommen. Viele Bauwerke in und an Fließgewässern sind aus Gründen der Kulturdenkmalpflege schützenswert. Insbesondere bei Querbauwerken kann es schwierig sein ökologische und denkmalpflegerische Anforderungen gegeneinander abzuwägen. Deshalb ist es wichtig entsprechende Bauwerke sowie Informationen über ihren Zustand und kulturhistorischen Wert zu erfassen. Da der kulturhistorische Wert eines Objektes von seinem historischen und aktuellen Bezug zu seiner Umgebung abhängt kann er im Rahmen einer Geländebegehung nicht erfasst werden. Es werden aufgrund dessen die Nutzung, Informationen über den formalen und funktionalen Erhaltungszustand und die Erlebbarkeit eines kulturhistorischen Objektes informativ erfasst. Die Erlebbarkeit beschreibt die Zugänglichkeit und dargestellte Informationen des kulturhistorischen Bauwerks (THIEM 2005).

**Hinweise zur Erhebung:**

Wenn keine kulturhistorischen Bauwerke vorhanden sind wird dieser Parameter nicht erfasst. Kulturhistorische Bauwerke können z.B. Mauern, Brücken, Mühlen oder Wehre sein. Die Erfassung erfolgt rein informativ, dieser Parameter wird nicht bewertet.

Unter **aktueller Nutzung** wird die heutige Nutzung des kulturhistorischen Objekts, z.B. als Museum oder Denkmal erhoben.

Unter **historischer Nutzung** wird die ursprüngliche Nutzung des kulturhistorischen Objektes, z.B. als Mühlrad, aufgenommen

Bild: aktuelle Nutzung einer alten Mühle (KOENIG 2010)



Der **formale Erhaltungszustand** beschreibt den Zustand des Objektes.

- Der Zustand ist **sehr gut**, wenn das Objekt komplett erhalten und gewartet ist.
- Der Zustand ist **gut**, wenn das Objekt erhalten ist, aber erste Beschädigungen und zu erkennen sind.
- Der Zustand ist **rudimentär**, wenn das Objekt noch zu erkennen, aber schon stark zerfallen ist, z.B. Ruinen.

Bild: rudimentärer Zustand eines kulturhistorischen Objektes (KOENIG 2007), zerfallenes rostiges Wasserrad (FLEYEING 2011)



Der **funktionale Erhaltungszustand** beschreibt, inwiefern die Funktionsfähigkeit des Objektes noch gegeben ist.

- Das Objekt ist **uneingeschränkt funktionsfähig**, wenn die komplette Funktionsfähigkeit gegeben ist.
- Das Objekt ist **teilweise funktionsfähig**, wenn die Funktionsfähigkeit nur eingeschränkt gegeben ist.
- Das Objekt ist **funktionslos** wenn die Funktion erkennbar ist, aber nicht mehr genutzt werden kann.
- Das Objekt ist **funktionslos**, wenn es nicht mehr genutzt werden kann und die ursprüngliche Funktion nicht mehr erkennbar ist.

Bild: Funktionsfähiges Wasserrad (LEUNGCHOPAN 2010)



Unter **Erlebbarkeit** werden die Zugangsmöglichkeit, die Kennzeichnung und etwaige Erläuterungen für Besucher beschrieben.

- Eine **Zugangsmöglichkeit** ist gegeben, wenn man das Objekt ohne Gefahr betreten kann und darf.
- Die **Funktion** des Objektes ist **ersichtlich** und **gegebenfalls beobachtbar**.
- Eine **Kennzeichnung** ist vorhanden, wenn Schautafeln oder sonstige Informationen existieren und sich auf das Objekt beziehen.

Bilder: Erlebbare Brücke, historische Erläuterungen auf einer Schautafel (CHAIKIN 2010, KOENIG 2010).



Umfeldnutzung	Hinweis: jeweilige Flächenanteile in % eintragen	
	prozentualer Anteil links	prozentualer Anteil rechts
Verkehrsfläche	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Industriegebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Dienstleistungs- u. Gewerbegebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Mischgebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Wohngebiet	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Öffentliche Einrichtung	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Öffentlicher Platz	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Brachflächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Gärten	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sport- u. Freizeitanlagen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Grün- u. Parkanlagen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Landwirtschaftliche Flächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Forstwirtschaftliche Flächen	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sukzession	<input type="text"/>	<input type="text"/>

**Abbildung 92: Erfassungsmaske des Parameter Umfeldnutzung**

Die Umfeldnutzung dient als Zusatzinformation, um eine sinnvolle Defizitanalyse und Maßnahmenplanung zu ermöglichen. Die Erfassung ermöglicht Rückschlüsse in Bezug auf die Defizite und die Anforderungen die ein Abschnitt zu erfüllen hat. Den von KAISER (2005) verwendeten Kategorien wurden weitere zugefügt. Um möglichst detaillierte Informationen über die Umfeldnutzung zu erhalten, wird der Flächenanteil auf jeder Seite aufgenommen.

**Hinweise zur Erhebung:**

Die Umfeldnutzung bezieht sich auf die Flächen, die sich an der Böschungsoberkante bzw. einem eventuell vorhandenen Uferstreifen anschließen (ENGELS 2009).

Der prozentuale Streckenanteil jeder Nutzung an der gesamten Abschnittslänge wird geschätzt.

- **Verkehrsflächen** sind Straßen, Schienen, Parkplätze, etc. Ungeteerte oder sehr schmale Fuß- - oder Radwege handelt werden nicht berücksichtigt.
- In einem **Industriegebiet** befinden sich nur produzierende Betriebe, Lagerhallen, etc.
- In einem **Dienstleistungs- und Gewerbegebiet** sind typischerweise Bürogebäude, Geschäfte etc. zu finden.
- **Mischgebiete** beinhalten verschiedene Nutzungen: Z.B. kleine Industrieanlagen, Dienstleistungseinrichtungen, Gewerbegebiete und Wohnanlagen.
- **Öffentliche Plätze** sind Marktplätze, Rathausvorplätze oder sonstige Flächen die frei zugänglich sind und genutzt werden können.
- In einem **Wohngebiet** sind in der Regel nur Wohnanlagen und Wohnhäuser zu finden.
- **Zu den öffentlichen Einrichtungen** zählen z. B, Schulen, Bibliotheken, Kirchen, Rathäuser, Kino, Theater...
- **Brachflächen** sind ungenutzte und sich selbst überlassene Flächen. Typischerweise ist eine Sukzession vorhanden.
- Zu **Gärten** zählen Kleingartenanlagen als auch Gärten von Wohnhäusern.
- **Landwirtschaftliche Flächen** sind durch Viehhaltung oder Anbau verschiedener Arten und Sorten gekennzeichnet.
- Zu den **Sport- und Freizeitanlagen** gehören z.B. Schwimmbäder, Sportplätze und Skateparks, Vereinsanlagen, etc...
- **Grün- und Parkanlagen** umfassen Zoos, Parks oder sonstige draußen Erholungseinrichtungen.
- **Forstwirtschaftliche Flächen** sind bewirtschaftete Fortflächen, im Wesentlichen Wälder.
- **Sukzession:** Flächen die sich selbst überlassen werden.

Bild: KOENIG 2004-2009



## 4. Bewertung der einzelnen Parameter

### 4.1. Querprofil

Der Teilbereich *Querprofil* (QP) besteht nur aus dem Parameter *Profiltyp*. Aus diesem Grund wird dieser Teilbereich mit 0,5 gewichtet, so dass der Profiltyp im Verhältnis zu anderen Parametern nicht zu stark in die Bewertung eingeht (ENGELS 2009).

**Tabelle 28: Bewertung des Teilbereichs Querprofil**

Gewichtungsfunktion	$g(tb^{QP}) = 0,5 \cdot tb^{QP}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(tb^{QP}) = 0,5, \quad \min g(tb^{QP}) = -0,5$

#### *Profiltyp*

Beim Parameter *Profiltyps* ( $Pt$ ) wird die dominierende Ausprägung, repräsentativ für den gesamten Gewässerabschnitt bewertet. Der beste Zustand ist das Naturprofil, die anderen Ausprägungen haben in gleichen Abständen abnehmende Erreichungsgrade bis hin zum schlechtesten Zustand, dem Regelprofil mit Vollausbau. Die Bewertung des Profiltyps erfolgt unabhängig vom Gewässertyp (ENGELS 2009).

**Tabelle 29: Bewertung des Profiltyps**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{Pt}(x) = 2x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{Pt} = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{Pt}) = 1 \cdot q^{Pt}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{Pt}) = 1 \quad \min g(q^{Pt}) = -1$

### 4.2. Sohle und Wasserkörper

Der Teilbereich *Sohle und Wasserkörper* (SW) wird einfach und unabhängig von Gewässertyp gewichtet (ENGELS 2009).



**Tabelle 30: Bewertung des Teilbereichs Sohle und Wasserkörper**

Gewichtungsfunktion	$g(q^{SW}) = 1 \cdot q^{SW}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{SW}) = 1, \quad \min g(q^{SW}) = -1$

*Substrattyp*

Die Bewertung des Parameters *Substrattyp* ( $St$ ) ist abhängig vom Gewässertyp. Die Gewässertypen Rithral (silikatisch und karbonatisch) und Potamal kiesig weisen natürlicherweise ein kiesiges Sohlsubstrat auf. Potamalgewässer mit sandigem Substrat besitzen natürlicherweise eine sandige Sohle und das Sohlsubstrat vom Typ Potamal lehmig sollte schluffig, lehmig und tonig sein. Bei Gewässern des Typs Potamal sandig wird ein Sohlsubstrat aus kleineren Korngrößen negativ bewertet, da dies eine Verkleinerung der Porenräume bewirkt und zu einem Verlust des hyporheischen Interstitials führen kann. Eine schlammige Sohle, die zusätzlich organisches Material wie z.B. Totholz und Falllaub aufweist ist natürlicherweise beim Gewässertyp Potamal organisch vorzufinden (verändert nach ENGELS 2009).

**Tabelle 31: Bewertung des Substrattyps**

Erreichungsgrade	$e^T = 0,25 \ 0,5 \ 0,75 \ 1 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b_{R,Pk}^{St}(x) = 2x - 1$ $b_{Ps}^{St}(x) \begin{cases} \frac{2}{0,75}x - 1 & \text{für } x \leq 0,75 \\ 1 & \text{für } x > 0,75 \end{cases}$ $b_{Pl}^{St}(x) \begin{cases} \frac{2}{0,5}x - 1 & \text{für } x \leq 0,5 \\ -2x + 2 & \text{für } x > 0,5 \end{cases}$ $b_{Po}^{St}(x) \begin{cases} \frac{2}{0,25}x - 1 & \text{für } x \leq 0,25 \\ -\frac{1}{0,75}x + \frac{4}{3} & \text{für } x > 0,25 \end{cases}$
Bewertungsvektor	$\bar{b}_{R,Pk}^{St} = (-0,5 \ 0 \ 0,5 \ 1 \ -1)$ $\bar{b}_{Ps}^{St} = (-0,33 \ 0,33 \ 1 \ 1 \ -1)$ $\bar{b}_{Pl}^{St} = (0 \ 1 \ 0,5 \ 0 \ -1)$ $\bar{b}_{Po}^{St} = (1 \ 0,67 \ 0,33 \ 0 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{St}) = 1 \cdot q^{St}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{St}) = 1, \quad \min g(q^{St}) = -1$

*Sohlstrukturen*

Die Bewertung der *Sohlstrukturen* ( $S_s$ ) erfolgt unabhängig vom Gewässertyp (ENGELS 2009).

**Tabelle 32: Bewertung der Sohlstrukturen**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{S_s}(x) = 2 \cdot x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{S_s} = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{S_s}) = 1 \cdot q^{S_s}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{S_s}) = 1, \quad \min g(q^{S_s}) = -1$

*Sohlverbau*

Die Bewertung des *Sohlverbau* ( $S_{vb}$ ) erfolgt unabhängig vom Gewässertyp (ENGELS 2009).

**Tabelle 33: Bewertung des Sohlverbaus**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{S_{vb}}(x) = \begin{cases} \frac{1}{0,75} \cdot x - 1 & \text{für } x < 0,75 \\ \frac{1}{0,25} \cdot x - 3 & \text{für } x \geq 0,75 \end{cases}$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{S_{vb}} = (1 \ 0 \ -0,33 \ -0,67 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{S_{vb}}) = 1 \cdot q^{S_{vb}}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{S_{vb}}) = 1, \quad \min g(q^{S_{vb}}) = -1$

*Substratdiversität*

Die Bewertung der *Substratdiversität* ( $S_d$ ) ist abhängig vom Gewässertyp. Die Substratdiversität von Fließgewässern der Gewässertypen *Rhithral silikatisch*, *Rhithral karbonatisch*, *Potamal kiesig* und *Potamal organisch* ist natürlicherweise sehr groß. Die Gewässertypen *Potamal sandig* und *Potamal lehmig* weisen natürlicherweise eine mäßige Substratdiversität auf (FLIESSGEWÄSSERTYPEN 2010).

**Tabelle 34: Bewertung der Substratdiversität (verändert nach ENGELS 2009)**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b_{Rs,Rk,Pk,Po}^{Sd}(x) = 2 \cdot x - 1$ $b_{Ps,Pl}^{Sd}(x) = \begin{cases} \frac{2}{0,5} \cdot x - 1 & \text{für } x \leq 0,5 \\ 1 & \text{für } x > 0,5 \end{cases}$
Bewertungsvektor	$\vec{b}_{Rs,Rk,Pk,Po}^{Sd} = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$ $\vec{b}_{Ps,Pl}^{Sd} = (1 \ 1 \ 1 \ 0 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{Sd}) = 1 \cdot q^{Sd}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{Sd}) = 1, \quad \min g(q^{Sd}) = -1$

*Tiefenvarianz*

Eine sehr große *Tiefenvarianz* (*Tv*) entspricht bei allen Gewässertypen dem Referenzzustand. Die *Tiefenvarianz* wird daher unabhängig vom Gewässertyp bewertet (verändert nach ENGELS 2009).

**Tabelle 35: Bewertung der Tiefenvarianz**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{Tv}(x) = 2x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{Tv} = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{Tv}) = 1 \cdot q^{Tv}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{Tv}) = 1, \quad \min g(q^{Tv}) = -1$

*Strömungsdiversität*

Die Bewertung der *Strömungsdiversität* (*Std*) ist abhängig vom Gewässertyp. Die *Strömungsdiversität* von Fließgewässern der Gewässertypen *Rhital silikatisch*, *Rhital karbonatisch*, *Potamal kiesig* und *Potamal organisch* ist natürlicherweise sehr groß. Bei den Gewässertypen *Potamal sandig* und *Potamal lehmig* entspricht eine große *Strömungsdiversität* dem Referenzzustand (FLIESSGEWÄSSERTYPEN 2010).

**Tabelle 36: Bewertung der Strömungsdiversität (verändert nach ENGELS 2009)**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b_{Rs,Rk,Pk,Po}^{Std}(x) = 2 \cdot x - 1$ $b_{Ps,Pl}^{Std}(x) = \begin{cases} \frac{2}{0,75} \cdot x - 1 & \text{für } x \leq 0,75 \\ 1 & \text{für } x > 0,75 \end{cases}$
Bewertungsvektor	$\vec{b}_{Rs,Rk,Pk,Po}^{Std} = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$ $\vec{b}_{Ps,Pl}^{Std} = (1 \ 1 \ 0,33 \ -0,33 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{Std}) = 1 \cdot q^{Std}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{Std}) = 1, \quad \min g(q^{Std}) = -1$

### 4.3. Böschungsfuß

Die Parameter des Teilbereiches *Böschungsfuß* (*Bf*) werden getrennt für die linke und rechte Gewässerseite bewertet. Jede Seite wird mit dem Faktor 0,5 gewichtet. In der Summe geht somit der gesamte Böschungsfuß einfach gewichtet in die Gesamtbewertung ein. Bei allen Gewässertypen erfolgt dieselbe Gewichtung (ENGELS 2009).

**Tabelle 37: Bewertung des Teilbereichs Böschungsfuß**

Gewichtungsfunktion	$g(tb^{Bf,l,r}) = 0,5 \cdot tb^{Bf,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(tb^{Bf,l,r}) = 0,5, \quad \min g(tb^{Bf,l,r}) = -0,5$

#### *Verbau des Böschungsfußes*

Die Bewertung des Parameters *Verbau des Böschungsfuß* (*VBf*) erfolgt unabhängig vom Gewässertyp und getrennt für die linke und rechte Gewässerseite. Der Verbau des Böschungsfußes ist ein nach Flächenanteilen zusammengesetzter Parameter vom Typ 3 (ENGELS 2009).

**Tabelle 38: Bewertung des Verbau des Böschungsfußes**

Flächenanteilsvektor	$\vec{f}^{VBf,l,r,T} = (0,75 \quad 0,3 \quad 0,05 \quad 0)$
Erreichungsgrade	$e^T = 0 \quad 0,25 \quad 0,5 \quad 0,75 \quad 1$
Bewertungsfunktion	$b^{VBf,l,r}(x) = \begin{cases} 1 & \text{für } x = 0 \\ -x & \text{für } x > 0 \end{cases}$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{VBf,l,r} = (1 \quad -0,25 \quad -0,5 \quad -0,75 \quad -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(\dot{x}^{VBf,l,r}) = 1 \cdot \dot{x}^{VBf,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(\dot{x}^{VBf,l,r}) = 1, \quad \min g(\dot{x}^{VBf,l,r}) = -1$

*Strukturen am Böschungsfuß*

Die Bewertung des Parameters *Strukturen am Böschungsfuß (SBf)* erfolgt unabhängig vom Gewässertyp und getrennt für die linke und rechte Gewässerseite (ENGELS 2009).

**Tabelle 39: Bewertung der Strukturen am Böschungsfuß**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \quad 0,75 \quad 0,5 \quad 0,25 \quad 0$
Bewertungsfunktion	$b^{SBf,l,r}(x) = 2 \cdot x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{SBf,l,r} = (1 \quad 0,5 \quad 0 \quad -0,5 \quad -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{SBf,l,r}) = 1 \cdot q^{VBf,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{SBf,l,r}) = 1, \quad \min g(q^{SBf,l,r}) = -1$

*Breitenvarianz*

Die *Breitenvarianz (Bv)* wird getrennt für die linke und rechte Gewässerseite bewertet. Das bedeutet, dass eigentlich der Verlauf der Wasseranschlagslinien erfasst und bewertet wird. Bei Fließgewässern der Gewässertypen *Rhital silikatisch* und *Potamal organisch* wird eine sehr große Breitenvarianz am besten bewertet. Bei Fließgewässern der Gewässertypen *Rhital karbonatisch*, *Potamal kiesig* und *Potamal sandig* entspricht bereits eine große Breitenvarianz dem Referenzzustand und wird am besten bewertet. *Potamalgewässer mit lehmigem Substrat* weisen natürlicherweise keine große, sondern eine mäßige Breitenvarianz auf. Die Bewertung erfolgt daher gewässertypspezifisch.

**Tabelle 40: Bewertung der Breitenvarianz (verändert nach ENGELS 2009)**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b_{Rs,Po}^{Bv,l,r}(x) = 2x - 1$ $b_{Rk,Pk,Ps}^{Bv,l,r}(x) = \begin{cases} \frac{2}{0,75} \cdot x - 1 & \text{für } x \leq 0,75 \\ 1 & \text{für } x > 0,75 \end{cases}$ $b_{Pl}^{Bv,l,r}(x) = \begin{cases} \frac{2}{0,5} \cdot x - 1 & \text{für } x \leq 0,5 \\ 1 & \text{für } x > 0,5 \end{cases}$
Bewertungsvektor	$\vec{b}_{Rs,Po}^{Bv,l,r} = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$ $\vec{b}_{Rk,Pk,Ps}^{Bv,l,r} = (1 \ 1 \ 0,33 \ -0,33 \ -1)$ $\vec{b}_{Pl}^{Bv,l,r} = (1 \ 1 \ 1 \ 0 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{Bv,l,r}) = 1 \cdot q^{Bv,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{Bv,l,r}) = 1, \quad \min g(q^{Bv,l,r}) = -1$

*Vorhandensein einer Übergangszone*

Der Parameter *Vorhandensein einer Übergangszone* ( $\ddot{U}z$ ) erfolgt unabhängig vom Gewässertyp und getrennt für die linke und rechte Gewässerseite (ENGELS 2009).

**Tabelle 41: Bewertung des Vorhandensein einer Übergangszone**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{\ddot{U}z,l,r}(x) = 2 \cdot x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{\ddot{U}z,l,r} = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{\ddot{U}z,l,r}) = 1 \cdot q^{\ddot{U}z,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{\ddot{U}z,l,r}) = 1, \quad \min g(q^{\ddot{U}z,l,r}) = -1$

**4.4. Ufer und unmittelbar angrenzenden Umland**

Die Parameter des Teilbereiches *Ufer und unmittelbar angrenzendes Umland* (UU) werden getrennt für die linke und rechte Gewässerseite bewertet. Jede Seite wird mit dem Faktor 0,5 gewichtet. In der

Summe geht somit das Ufer mit dem angrenzenden Umland einfach gewichtet in die Gesamtbewertung ein. Bei allen Gewässertypen erfolgt dieselbe Gewichtung (ENGELS 2009).

**Tabelle 42: Bewertung des Teilbereichs Ufer und unmittelbar angrenzenden Umland**

Gewichtungsfunktion	$g(q^{UU,l,r}) = 0,5 \cdot q^{UU,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{UU,l,r}) = 0,5 \quad \min g(q^{UU,l,r}) = -0,5$

### *Uferverbau*

Die Bewertung des Parameters *Uferverbau* (*VU*) erfolgt unabhängig vom Gewässertyp und getrennt für die linke und rechte Gewässerseite. Der Uferverbau ist ein nach Flächenanteilen zusammengesetzter Parameter vom Typ 3 (ENGELS 2009).

**Tabelle 43: Bewertung des Uferverbau**

Flächenanteilsvektor	$\vec{f}^{VU,l,r,T} = (0,75 \quad 0,3 \quad 0,05 \quad 0)$
Erreichungsgrade	$e^T = 0 \quad 0,25 \quad 0,5 \quad 0,75 \quad 1$
Bewertungsfunktion	$b^{VU,l,r}(x) = \begin{cases} 1 & \text{für } x = 0 \\ -x & \text{für } x > 0 \end{cases}$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{VU,l,r} = (1 \quad -0,25 \quad -0,5 \quad -0,75 \quad -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{VU,l,r}) = 1 \cdot q^{VU,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{VU,l,r}) = 1, \quad \min g(q^{VU,l,r}) = -1$

### *Struktur der Vegetation*

Die *Struktur der Vegetation* (*VS*) wird unabhängig vom Gewässertyp und getrennt für die linke und rechte Gewässerseite bewertet. Die Parameter Bodenständigkeit und Struktur der Ufervegetation beeinflussen sich gegenseitig. Beide Parameter werden mit dem Faktor 0,5 gewichtet, damit eine fehlende Ufervegetation das Gesamtergebnis nicht zu stark abwertet (ENGELS 2009).

**Tabelle 44: Bewertung der Struktur der Ufervegetation**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{VS,l,r}(x) = 2 \cdot x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{VS,l,r} = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{VS,l,r}) = 0,5 \cdot q^{VS,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{VS,l,r}) = 0,5, \quad \min g(q^{VS,l,r}) = -0,5$

*Bodenständigkeit der Ufervegetation*

Die *Bodenständigkeit der Ufervegetation (BV)* wird unabhängig vom Gewässertyp und getrennt für die linke und rechte Gewässerseite bewertet. Die Bodenständigkeit der Ufervegetation wird wie die Struktur der Ufervegetation mit dem Faktor 0,5 gewichtet, damit eine fehlende Ufervegetation das Gesamtergebnis nicht zu stark abwertet (ENGELS 2009).

**Tabelle 45: Bewertung der Bodenständigkeit der Ufervegetation**

Flächenanteilsvektor	$\vec{f}^{BV,l,r,T} = (0,75 \ 0,3 \ 0,05 \ 0)$
Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,67 \ 0,33 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{BV,l,r}(x) = \begin{cases} -1 & \text{für } x = 0 \\ x & \text{für } x > 0 \end{cases}$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{BV,l,r} = (1 \ 0,67 \ 0,33 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{BV,l,r}) = 0,5 \cdot q^{BV,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{BV,l,r}) = 0,5 \quad \min g(q^{BV,l,r}) = -0,5$

*Gehölzstreifen*

Die Bewertung des Parameter *Gehölzstreifen (Gs)* erfolgt unabhängig vom Gewässertyp und getrennt für die linke und rechte Gewässerseite (ENGELS 2009). Der Parameter Gehölzstreifen wird mit dem Faktor 0,5 gewichtet, damit die Vegetation insgesamt nicht zu stark in die Gesamtbewertung eingeht. Zudem wird ein vegetationsbestandenes Ufer auch beim Parameter Uferstreifen erfasst.



**Tabelle 46: Bewertung des Gehölzstreifens**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{Gs,l,r}(x) = 2 \cdot x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{Gs,l,r} = (1 \ 0,5 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{Gs,l,r}) = 0,5 \cdot q^{Gs,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{Gs,l,r}) = 0,5, \quad \min g(q^{Gs,l,r}) = -0,5$

*Uferstreifen*

Der Parameter *Uferstreifen* (*Ustr*) wird unabhängig vom Gewässertyp und getrennt für die linke und rechte Gewässerseite bewertet. Ein breiter Uferstreifen ist in urbanen Gebieten nur selten möglich und die dadurch resultierende negative Bewertung würde das Gesamtergebnis häufig abwerten (ENGELS 2009). Der Parameter Uferstreifen wird daher nur mit 0,5 gewichtet.

**Tabelle 47: Bewertung des Uferstreifens**

Flächenanteilsvektor	$\vec{f}^{Ustr,l,r,T} = (0,75 \ 0,3 \ 0,05 \ 0)$
Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,67 \ 0,33 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{Ustr,l,r}(x) = \begin{cases} -1 & \text{für } x = 0 \\ x & \text{für } x > 0 \end{cases}$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{Ustr,l,r} = (1 \ 0,67 \ 0,33 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{Ustr,l,r}) = 0,5 \cdot q^{Ustr,l,r}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{Ustr,l,r}) = 1, \quad \min g(q^{Ustr,l,r}) = -1$

**4.5. Räumliche Integration**

Der Teilbereich *räumliche Integration* erfasst, wie gut das Gewässer stadtplanerisch in die Umgebung eingebunden ist (ENGELS 2009).

**Tabelle 48: Bewertung des Teilbereichs Räumliche Integration**

Gewichtungsfunktion	$g(tb^{RI}) = 1 \cdot tb^{RI}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(tb^{RI}) = 1, \quad \min g(tb^{RI}) = -1$

*Sichtbarkeit*

Die Bewertung der *Sichtbarkeit (S)* erfolgt unabhängig vom Gewässertyp (ENGELS 2009).

**Tabelle 49: Bewertung der Sichtbarkeit**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^S(x) = 2x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^S = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^S) = 1 \cdot q^S$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^S) = 1, \quad \min g(q^S) = -1$

*Erreichbarkeit*

Die Bewertung der *Erreichbarkeit (E)* erfolgt unabhängig vom Gewässertyp (ENGELS 2009).

**Tabelle 50: Bewertung der Erreichbarkeit**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^E(x) = 2x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^E = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^E) = 1 \cdot q^E$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^E) = 1, \quad \min g(q^E) = -1$

*Zugänglichkeit*

Die Bewertung der *Zugänglichkeit (Z)* erfolgt unabhängig vom Gewässertyp (ENGELS 2009).

**Tabelle 51: Bewertung der Zugänglichkeit**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^Z(x) = 2x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^Z = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^Z) = 1 \cdot q^Z$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^Z) = 1, \quad \min g(q^Z) = -1$

#### 4.6. Attraktivität des Gewässerraums

Mit dem Teilbereich *Attraktivität des Gewässerraums (AG)* werden Wiedererkennungswert und Besonderheiten, die das Gewässer auszeichnen und attraktiv erscheinen lassen, erfasst. Es wird das Verhältnis zwischen definierten, positiv und negativ auf einen Aufenthalt am Gewässer wirkenden Faktoren berücksichtigt (ENGELS 2009).

**Tabelle 52: Bewertung des Teilbereichs Attraktivität des Gewässerraums**

Gewichtungsfunktion	$g(tb^{AG}) = 1 \cdot tb^{AG}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(tb^{AG}) = 1, \quad \min g(tb^{AG}) = -1$

#### *Eigenart*

Die Bewertung des Parameters *Eigenart (Ea)* erfolgt unabhängig vom Gewässertyp (ENGELS 2009).

**Tabelle 53: Bewertung der *Eigenart***

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,75 \ 0,5 \ 0,25 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^{Ea}(x) = 2x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^{Ea} = (1 \ 0,5 \ 0 \ -0,5 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^{Ea}) = 1 \cdot q^{Ea}$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^{Ea}) = 1, \quad \min g(q^{Ea}) = -1$

*Aufenthaltsqualität*

Die Bewertung des Parameters *Aufenthaltsqualität* ( $A$ ) erfolgt unabhängig vom Gewässertyp (ENGELS 2009).

**Tabelle 54: Bewertung der Aufenthaltsqualität**

Erreichungsgrade	$e^T = 1 \ 0,8 \ 0,6 \ 0,4 \ 0,2 \ 0$
Bewertungsfunktion	$b^A(x) = 2x - 1$
Bewertungsvektor	$\vec{b}^A = (1 \ 0,6 \ 0,2 \ -0,2 \ -0,6 \ -1)$
Gewichtungsfunktion	$g(q^A) = 1 \cdot q^A$
Max. und Min. der Gewichtungsfunktion	$\max g(q^A) = 1, \quad \min g(q^A) = -1$

**4.7. Städtebauliche Einbindung und Ausstattungsfaktoren**

Der Teilbereich *Städtebauliche Einbindung und Ausstattungsfaktoren* wird nicht bewertet und rein informativ erfasst.