



**Institut für
Wasserwirtschaft und Kulturtechnik
Universität Karlsruhe (TH)**

**Entwicklung naturnaher Gewässerstrukturen
– Grundlagen, Leitbilder, Planung –**

Jürgen Scherle

Heft 199

Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik
der Universität Karlsruhe (TH)
mit „Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium“
Herausgeber: Prof. Dr.-Ing. Dr. h. c. Franz Nestmann, Ordinarius

1999

Entwicklung naturnaher Gewässerstrukturen

Grundlagen, Leitbilder, Planung

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

DOKTOR-INGENIEURS

von der Fakultät für
Bauingenieur- und Vermessungswesen
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Ing. Jürgen Scherle
aus Karlsruhe

Tag der mündlichen Prüfung:	6. Mai 1998
Hauptreferent:	Prof. Dr. Techn. Emeritus Peter Larsen
Korreferent:	Prof. Dr. Volker Heidt
Korreferent:	Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. Franz Nestmann

Karlsruhe 1998

"Es ist mein Grundgedanke, daß der menschliche Verstand nicht dazu geeignet ist, menschliche Sozialsysteme (oder komplexe Systeme; Ergänzung von R. Riedel) zu verstehen."

Jay Forrester

"...wir Aufgeklärten haben begonnen, uns zu überschätzen, und, was dasselbe ist, die für uns relevante Welt zu unterschätzen. Wir haben diese solange gedanklich vereinfacht, bis das Einfache, das wir ihr zumafien, auch von uns machbar wurde. Und dies haben wir in Mengen gemacht. Und weil das, womit wir unsere Lebenswelt überschwemmen, so einfach ist, daß es reparierbar ist, verfielen wir auf den lebensbedrohlichen Gedanken, wir könnten auch unsere Lebenswelt reparieren - und bringen uns in existenzielle Gefahr."

"Wir müssen unsere geteilten Anschauungsfenster zusammenführen und gewissermaßen probeweise beginnen mit einer Synthese, einer Zusammenfügung, unseres so lange gespaltenen Weltbildes."

Rupert Riedl

(aus "Kultur - Spätzündung der Evolution" von R. Riedl; Piper 1987)

Persönliches Vorwort und Danksagung

Der Beginn meiner beruflichen Tätigkeit fiel in eine Zeit, zu der ökologische Belange (von der Gewässergüte abgesehen) erst zaghaft in den Flußbau Eingang gefunden haben. Ufersicherungen wurden noch nicht in Frage gestellt, aber statt Beton oder Kunststeine aus Beton sollten zumindest Natursteine eingesetzt werden, statt Regelprofilen sollten wechselnde Uferneigungen hergestellt werden, statt Rasenufer sollten Ufergehölze gepflanzt werden - die Gehölze durften aber nicht abflußbehindernd innerhalb des Profiles stehen.

Mit den Jahren wurden die naturnahen Ansprüche an die Gewässer größer. Man versuchte Bäche zu renaturieren, wobei es damals stark von den Vorstellungen und dem Einfühlungsvermögen des Planers abhing, welche naturnahen Gewässerstrukturen dem jeweiligen Gewässer "verpaßt" wurden. Morphologische Untersuchungen naturnaher Gewässer, an denen man sich hätte orientieren können, lagen noch nicht vor. Die vermeintlichen naturnahen Strukturen wurden oft mit Hilfe von Steinen "starr" hergestellt, so daß dynamische morphologische Prozesse zur weiteren Ausformung und zum Erhalt der Strukturen nur sehr eingeschränkt möglich waren.

Die hohen Kosten der Renaturierungsmaßnahmen - bei meist nur mäßigen Erfolgen - führten zu einem Umdenken: Die Ausweisung von Gewässerrandstreifen, die allerorten vorgesehen waren aber bis heute nur wenig umgesetzt sind, sollte den Gewässern die Möglichkeit zur Eigenentwicklung durch Erosion und Sedimentation hin zu naturnahen Zuständen geben. In dieser Zeit des Umbruchs entschloß ich mich, eine befristete Tätigkeit am Institut für Wasserbau und Kulturtechnik anzunehmen, um den Ideen und Fragestellungen zur Gewässerentwicklung nachgehen zu können.

Festzuhalten ist, daß heute viele morphologisch-hydrologischen Zusammenhänge und naturnahen morphologischen Zustände von Gewässern bekannt sind, daß aber die Nutzung dieser Erkenntnisse bei der Renaturierung bisher nur in Ansätzen stattfinden. Es ist allerdings noch nicht ausreichend bekannt, wie schnell die eigendynamischen Rückentwicklungsprozesse ablaufen und welche Randbedingungen erforderlich sind, daß naturnahe Zustände wieder entstehen.

Daß die eigendynamische Entwicklung grundsätzlich möglich ist, hat mich ein kleiner Bach in der Oberrheinebene gelehrt, der trotz seiner Sohlschalen, die in den sechziger Jahren eingebaut wurden, wechselseitige Uferbänke gebildet hat und über die Sohlschale hinweg leicht hin und her gependelt ist. Daß wir bei der Umgestaltung nie den tatsächlichen Bedürfnissen eines Gewässers entsprechen können, zeigte mir ein anderer Bach, der die Inselstrukturen, die bei seiner naturnahen Umgestaltung hergestellt wurden, zu Halbinseln umgeformt hat, so daß er heute in einem leicht geschwungenen Bett ohne Inseln dahinfließt.

Ich hoffe, daß mir mit dieser Schrift ein kleiner Beitrag zur Renaturierung unser Gewässer gelungen ist, und daß sie eine anschauliche Hilfestellung für den planenden Ingenieur sein wird. Sie ist - im Sinne der die Schrift einleitenden Zitate von *Forrester* und *Riedl* - nicht darauf angelegt, die Grundlagen eines einzelnen Aspektes im Wirkungsgefüge zu erforschen, sondern darauf, größere Zusammenhänge aufzuzeigen und darauf hinzuweisen, wo wir - wegen unseres "Nicht-Wissens" - nur Entwicklungsimpulse geben dürfen und ansonsten dem Fließgewässer wieder größere Freiräume geben müssen.

Ich möchte an dieser Stelle insbesondere Herrn Professor Dr. Larsen danken, der mir die Arbeit auf diesem Gebiet am Institut für Wasserbau und Kulturtechnik ermöglicht und das Entstehen der Arbeit als Hauptreferent durch Kritik und Anregungen begleitet hat.

Dank sagen möchte ich auch Herrn Professor Dr. Nestmann für die Übernahme eines Korreferates, und dafür, daß er mir Freiräume zur Erstellung der Arbeit gegeben hat und es mir ermöglichte, Modellversuche - ohne Projektmittel - durchzuführen.

Nicht zuletzt danke ich Herrn Professor Dr. Heidt für seine Bereitschaft, ein Korreferat zu übernehmen.

Dank gebührt auch Herrn Dr. Kern, meinem Studienkollegen und Vorgänger am Institut, mit dem ich öfters anregende Fachgespräche geführt habe, der mit seiner wegweisenden Arbeit eine wichtige Grundlage für meine eigene Arbeit gelegt und der mir viele Literaturhinweise gegeben hat.

Ebenfalls unverzichtbar für diese Arbeit waren die hydrologischen und gewässermorphologischen Untersuchungen von Frau Dr. Nadolny und Herrn Dr. Humborg, die in ihren Arbeiten ein anschauliches Datenmaterial geliefert haben.

Die Schriften von Herrn Dr. Otto waren für mich von großer Bedeutung, weil er die Möglichkeiten und Randbedingungen der Gewässerrenaturierung schon präzise formuliert hatte. Meine Ideen wurden durch ihn bestätigt und befruchtet.

Für die Knochenarbeit des Korrekturlesens, verbunden mit kritischen Anmerkungen bezüglich der Verständlichkeit, danke ich meiner Frau, meiner Schwester und insbesondere meinem derzeitigen Arbeitskollegen Herrn Reuschenbach. Als Landschaftsplaner war er für mich gleichzeitig Testperson, die mir bestätigte, daß man die Arbeit auch als nicht Wasserbauer/Gewässermorphologe verstehen und nutzbringend verwenden kann.

Nicht zuletzt danke ich allen Studenten, die als Hilfsassistenten und insbesondere als Diplomanden Bausteine zu dieser Arbeit beigetragen haben.

Karlsruhe, November 1998

Jürgen Scherle

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit ist nicht so konzipiert, daß eine stark eingegrenzte Fragestellung behandelt bzw. beantwortet wird. Vielmehr war es das Ziel, das Themenspektrum der Gewässerentwicklung im Bereich der Gewässermorphologie ganzheitlich zu bearbeiten, um dem Planer einer morphologisch orientierten Gewässerentwicklung die morphologischen Zusammenhänge zu verdeutlichen und eine Planungshilfe zu geben.

Im ersten Kapitel wurden Leitbilder und Entwicklungsziele einer Renaturierung diskutiert und der Ablauf und die Inhalte einer Gewässerentwicklungsplanung erarbeitet. Bezüglich der Entwicklungsziele wurde dabei verdeutlicht, daß an Gewässern - im Gegensatz zu anderen Biotoptypen - der potentiell natürliche Zustand das vorrangige Entwicklungsziel sein sollte. Wie dieses Ziel zu erarbeiten ist, wie aus dem zu erhebenden Ist-Zustand die vorhandenen morphologischen Defizite zu ermitteln sind und die realistischen Entwicklungsziele unter Berücksichtigung der unverzichtbarer Nutzungen planerisch angegangen werden können, wurde erläutert.

Im zweiten Kapitel wurde - ausgehend von der Betrachtung morphologischer Gleichgewichtszustände und des bettbildenden Abflusses - der Kenntnisstand bezüglich naturnaher Fließgewässermorphologien dargestellt. Die Abhängigkeit der Lauf-, Sohl-, Ufer- und Auestrukturen untereinander und von unterschiedlichen Randbedingungen wurde beschrieben.

Exemplarisch wurden für bestimmte Fließgewässerregionen mit den Daten vorliegender Untersuchungen Regressionsfunktionen ermittelt, die die Zunahme der Breite und Tiefe stromabwärts darstellen. Deren Verwendung zur Abschätzung naturgemäßer Tiefen- und Breitenmaße bei ausgebauten Gewässern wurde diskutiert.

Eingegangen wurde auch auf die Wirkung der Ufergehölze und insbesondere von Totholz auf die Gewässermorphologie, einem Aspekt, dem oft noch zu wenig Beachtung geschenkt wird. Dabei flossen Erkenntnisse und Gedanken ein, die bei einem vom Autor initiierten und teilweise mitbearbeiteten Projekt entstanden sind. Die Entstehung von Totholz und seine Wirkung als natürlicher Strukturbildner wurde beschrieben.

Im dritten Kapitel wurden die anthropogen bedingten Veränderungen der Gewässerstruktur, die einerseits durch den Gewässerausbau und andererseits durch eine veränderte Abflußdynamik und einen veränderten Feststofftransport verursacht sind, beschrieben. Aus in der Literatur genannten Fallbeispielen und morphodynamischen Wechselwirkungen wurden die Möglichkeiten aufgezeigt, strukturelle Veränderungen der Lauf- und Bettform in Abhängigkeit von veränderten, äußeren Randbedingungen abzuschätzen.

Einige in der Literatur zu findenden Beispiele der morphologischen Rückentwicklung sowie Ergebnisse einer vom Autor durchgeführten Untersuchung über eigendynamische Rückentwicklungstendenzen von Bächen in Baden-Württemberg wurden vorgestellt. Die festgestellten Geschwindigkeiten der Laufentwicklung wurden mit in der Literatur zu findenden Laufverlagerungsgeschwindigkeiten verglichen. Die Abhängigkeit der Entwicklungsgeschwindigkeit insbesondere von der Strömungsleistung der Gewässer wurde herausgearbeitet. Die Entwicklungszeit, die erforderlich ist, bis eine naturnahe Lauform wieder entstanden sein wird, wurde abgeschätzt.

Das vierte Kapitel befaßt sich mit den morphologischen Prozessen, die bei der Entwicklung naturnaher Strukturen wirksam sein können. Die verschiedenen morphologischen Prozesse, die zur Ufererosion eines Gewässers wesentlich beitragen, wurden erläutert.

Durch qualitative Modellversuche in einem Sandbett-Gerinne, die unter der Leitung des Autors

mit einfachen Mitteln durchgeführt worden sind, wurden einige stömungsablenkende Einbauten untersucht, mit denen die Laufentwicklung gefördert werden kann. Aus den daraus gewonnenen Erkenntnissen wurde die Effektivität der unterschiedlichen Einbauten beurteilt und Einbauvorschriften abgeleitet.

Zum Schluß von Kapitel vier wurde, aufbauend auf den Erkenntnissen von Kapitel zwei bis vier, ein einfaches Verfahren zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit eines begradigten Gewässers und damit zur Auswahl der geeigneten Renaturierungsmethode vorgestellt.

Im fünften Kapitel wurden die möglichen Maßnahmen diskutiert und erläutert, mit denen - ausgehend von unterschiedlichen morphologischen Defiziten - die Gewässerentwicklung gelenkt oder gefördert werden kann. Sie wurden aus den grundsätzlichen Erkenntnissen der im zweiten Kapitel behandelten Gewässermorphologie, aus den Erkenntnissen der im dritten und vierten Kapitel vorgestellten Untersuchungen und aus Beobachtungen an Gewässern abgeleitet. Sie stellen quasi den konstruktiven Teil dieser Arbeit dar.

Ein vereinfachtes Berechnungsverfahren, das es ermöglicht, die Abflußkapazität von Monogewässern mit zunehmender Naturnähe im Laufe der morphologischen Entwicklung abzuschätzen, wurde im sechsten Kapitel erarbeitet. Damit kann auf einfache Weise eine bei der Renaturierung möglicherweise entstehende Verschlechterung des Hochwasserschutzes beurteilt werden. Die morphologischen Strukturen, die die größte Verminderung der Abflußkapazität mit sich bringen, können damit identifiziert werden. Sofern es aus Gründen des Hochwasserschutzes erforderlich ist, können darauf aufbauend Restriktionen bei der Gewässerentwicklung formuliert werden.

Das vorgestellte Verfahren zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässers konnte noch nicht ausreichend erprobt werden. Dies gilt teilweise auch für die morphologische Wirkung der vorgeschlagenen Maßnahmen zur zielgerichteten Steuerung und Forcierung der Gewässerentwicklung. Erst innerhalb der nächsten Jahrzehnte systematisch durchgeführte Erfolgskontrollen an sich entwickelnden Gewässern, die in Bezug zu den vorherrschenden Randbedingungen und den eingesetzten Maßnahmen gesetzt werden, können die Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit und das Instrumentarium der Gewässerentwicklung verbessern.

Der Zeitaspekt stellt ein großes Problem für eventuelle Forschungsprojekte zur Gewässerentwicklung dar. Da innerhalb von wenigen Jahren an einem Gewässer keine großen morphologischen Entwicklungen zu erwarten sind, müssen Untersuchungsprogramme auf größere Zeiträume ausgerichtet werden. Vorrangiges Ziel muß es sein, Methoden zu entwickeln, wie der Ist-Zustand und die Randbedingungen, die die Entwicklung maßgeblich beeinflussen, sowie die strukturellen Veränderungen dokumentiert werden können. Eine endgültige Auswertung der stattgefundenen Entwicklungen wird meist künftigen Forschergenerationen vorbehalten bleiben.

Für die Lehre des Flußbaus sind Verschiebungen der Schwerpunkte angesagt. Sie darf nicht mehr vom konstruktiven Wasserbau dominiert werden. Vielmehr muß der Flußbauer zum Gewässermorphologen ausgebildet werden, der in der Lage ist, mit den Naturkräften - und nicht gegen sie - zu arbeiten und morphologische Auswirkungen seiner Eingriffe zu beurteilen. Auch muß der Flußbauer künftig lernen, landschaftsplanerisch tätig zu werden, um die vielen Randbedingungen berücksichtigen und - umgekehrt - gezielt beeinflussen zu können. Andernfalls wird er die wichtige Aufgabe der Gewässerentwicklung an andere Fachbereiche wie Landschaftsplaner, Geologen und Ökologen verlieren.

Summary

The scientific study which is presented here is aimed at a holistic approach to the topic of morphological stream development as a general information source for the planner rather than dealing with a specific area.

In Chapter one, models and development goals of stream restoration are discussed, and the sequence and contents of stream development planning are described. It suggests that the potential natural state should be the primary development objective for water bodies, - as against some other biotopes. It is explained how the development objective can be obtained, how the present morphological deficiencies can be derived from the actual state and how the realistic development objective can be approached under the consideration of indisputable uses.

Chapter two presents the current knowledge of near-natural stream morphology, based on a review of the morphological equilibrium and the bed-forming discharge. It describes the interdependence of water courses, bed, bank and floodplain structures, and their dependence on different conditions.

With the aid of available research data, regression equations are determined for specific stream reaches, which illustrate the increase of both width and depth occurring downstream. The possibility to use the regression equations for the assessment of the natural depth and width of modified streams is discussed.

Attention is also paid to the effects of woody bank vegetation, specifically to the effects of woody debris on the stream morphology. In many cases, this aspect still lacks appropriate consideration. Earlier project work of the author has contributed to this research. The accumulation of woody debris and its contribution to the formation of natural structures is described.

Chapter three describes the anthropogenic changes to the stream structure, which are partly caused by regulation, partly by a change of the water hydrograph and of the sediment load.

Chapter four deals with the morphological processes, which are responsible for the development of near-natural structures. It also describes the various morphological processes, which are the main contributors to bank erosion.

The author guided a series of qualitative model experiments on sand-bed channels, where some diverting structures were investigated. The effectiveness of the different structures was evaluated and engineering procedures were derived. Based on the results of chapters two through four, a simple method for the assessment of the tendency of a regulated stream to develop was presented, which allows the choice of an appropriate restoration method.

Chapter five discusses and explains potential measures, which can guide or promote the stream development, based on different morphological deficiencies. The measures are based on the underlying laws of stream morphology (chapter 2), practical experiments (chapters 3 and 4), and observations of streams.

Chapter six presents a simplified calculation method, which allows for estimation of discharge capacity of single channels during the morphological development to increasing naturalness. It can be used to obtain an easy assessment of the possible deterioration of flood protection as a result of the rehabilitation. The morphological structures, responsible for the biggest decrease

in discharge capacity can be identified. If required, for the purpose of flood protection, restrictions in stream development can be formulated.

The method which was developed in the framework of this research for the evaluation of the tendency of the stream to develop could not be tested sufficiently. This also applies to the morphological effects of the suggested measures for the objective oriented control and speeding up of stream development. Only systematic objective oriented evaluation of stream development within the coming decades which can be related to the boundary conditions and measures, can improve the evaluation of the tendency of stream development.

Time is a substantial constraint with regard to research projects on natural river development. Since no substantial morphological changes can be expected within a few years, research programmes have to extend over larger time periods. The priority has to be given to the development of methods to influence the status-quo and the boundary conditions of the river development and to document the structural changes. A final evaluation of this development is reserved for future generations of scientists.

The discipline of river engineering is likely to face a shift in its focal point. It should not be dominated by constructive hydraulic engineering. Rather the river engineering has to be trained as a stream morphologist, who is able to work with natural forces instead of working against it and who has good understanding of the impacts of his action/intervention. The river engineer also has to learn to incorporate landscape planning in order to take into account the various boundary conditions and as well to influence the same. Otherwise he will lose the duty of stream development to other disciplines, like landscape gardeners, geologists and ecologists.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Verzeichnis der Abbildungen	V
Verzeichnis der Tabellen	VIII
Verzeichnis der Anlagen	IX
Verzeichnis der Formelzeichen	X
Einleitung	XIII
1 Renaturierungsmethoden, Leitbilder und Planungsprozess	1-1
1.1 Die Renaturierung und ihre Methoden	1-1
1.2 Renaturierungsplanung, Leitbilder und Ziele	1-4
1.2.1 Renaturierungsplanung	1-4
1.2.2 Leitbilder / Ziele	1-5
1.2.2.1 Leitbilder	1-5
1.2.2.2 Generelle Ziele / Zielsystem	1-11
1.2.3 Allgemeiner und spezifischer Planungsprozess	1-14
1.3 Planung der morphologischen Renaturierung	1-18
1.3.1 Erfassung des Ist-Zustands	1-18
1.3.1.1 Abgrenzung des Planungsgebietes	1-18
1.3.1.2 Berücksichtigung der Geologie und Geomorphologie	1-18
1.3.1.3 Erfassung der hydrologischen Verhältnisse	1-19
1.3.1.4 Erfassung der Gewässermorphologie	1-20
1.3.1.5 Erfassung relevanter Nutzungen	1-22
1.3.1.6 Einteilung des Gewässers in homogene Abschnitte	1-23
1.3.2 Erstellung potentiell natürlicher morphologischer Leitbilder	1-25
1.3.2.1 Rekonstruktion des ehemals naturnahen Zustands	1-26
1.3.2.2 Erstellung des p.n. morphologischen Leitbildes anhand von Referenzgewässerabschnitten ..	1-27
1.3.2.3 Anwendung grundsätzlicher morphologischer Erkenntnisse	1-28
1.3.3 Ermittlung morphologischer Defizite, ihre Bewertung und ihre Ursachen	1-30
1.3.3.1 Morphologische Defizite	1-31
1.3.3.2 Defizitäre Laufstrukturen und ihre Ursachen	1-32
1.3.3.3 Zu große oder zu kleine Gewässertiefe und ihre Ursachen	1-34
1.3.3.4 Zu große oder zu kleine Gewässerbreite und ihre Ursachen	1-36
1.3.3.5 Defizitäre Ufer- und Sohlstrukturen und ihre Ursachen	1-37
1.3.3.6 Defizite bezüglich Ufergehölze und ihre Ursachen	1-38
1.3.3.7 Defizite bezüglich der Auestruktur und ihre Ursachen	1-39
1.3.4 Ermitteln der Zielkonflikte	1-39
1.3.5 Entwickeln von Renaturierungsmöglichkeiten und ihre Bewertung	1-41

1.3.6	Abstimmung über Art und Umfang der Renaturierung mit den Beteiligten und Betroffenen; Festlegung der endgültigen Entwicklungsziele	1-44
1.3.7	Dokumentation der Entscheidungsfindung	1-45
1.3.8	Planung der Einzelmaßnahmen	1-46
1.3.8.1	Entscheidung über die Renaturierungsmethode	1-46
1.3.8.2	Wahl der Maßnahmen entsprechend Gewässertyp und Defiziten	1-48
1.3.8.3	Planung der einzelnen Maßnahmen	1-48
1.3.8.4	Reihenfolge der Maßnahmen	1-51
1.3.8.5	Festlegen der Erfolgskontrolle	1-52
1.3.9	Erfolgskontrolle und Korrektur der Planung	1-53
1.3.10	Schlußbemerkung zum Planungsumfang bzw. -aufwand	1-53
2	Gewässermorphologie und -dynamik	2-1
2.1	Gleichgewichtszustände und bettbildender Abfluß	2-1
2.1.1	Gleichgewichtszustände	2-1
2.1.2	Der bettbildende Abfluß	2-5
2.2	Laufformen / Laufstrukturen	2-11
2.2.1	Formparameter des Gewässerlaufes	2-12
2.2.2	Definition unterschiedlicher Laufformen	2-17
2.2.3	Abhängigkeit der Laufform alluvialer Gewässer von Abfluß, Gefälle und Bettmaterial	2-20
2.2.4	Laufdynamik und ihre Wirkung auf die Laufform	2-25
2.2.5	Einfluß der Talform und der Talsohle auf die Laufform	2-28
2.2.5.1	Einschränkung der Laufentwicklung durch die Talform	2-29
2.2.5.2	Eingeschränkte Laufentwicklung durch Strukturen der Talsohle	2-33
2.2.5.3	Einschränkungs- bzw. Behinderungsgrade des Laufes und Bettes	2-37
2.2.6	Laufformanalyse der Gewässer des Kraichgaus	2-39
2.3	Sohlstrukturen	2-42
2.3.1	Furten	2-43
2.3.2	Kolke	2-48
2.3.3	Bänke	2-50
2.3.4	Zusammenspiel von Kolken, Furten und Bänken	2-54
2.3.5	Inseln	2-60
2.4	Uferstrukturen	2-60
2.5	Auestrukturen	2-62
2.6	Bettform und Bettgröße	2-66
2.6.1	Maßzahlen zur Beschreibung des Gewässerquerschnittes und deren Erfassung	2-66
2.6.2	Bettform	2-69
2.6.3	Änderung von Breite und Tiefe entlang eines Gewässers	2-73
2.6.4	Anwendung und Ableitung von Regimegleichungen auf Bäche in Baden-Württemberg	2-77
2.7	Vegetation und Gewässermorphologie	2-87
2.7.1	Einfluß der Vegetation auf Gewässerstrukturen	2-88

2.7.2	Totholz	2-93
2.7.2.1	Entstehung und Eintrag von Totholz ins Gewässer	2-93
2.7.2.2	Durch Totholz gebildete morphologische Strukturen	2-95
2.7.3	Uferwälder und ihre Entwicklung	2-104
2.7.4	Schlußfolgerungen für die Vegetation an Gewässern	2-113
2.8	Morphologisch orientierte Typisierung von Fließgewässer	2-114
2.8.1	Bachtypensystematik von Otto & Braukmann	2-114
2.8.2	Unterscheidung von Bergbächen anhand der Talform und Geologie	2-115
2.8.3	Unterscheidung von Fließgewässertypen anhand Laufform, Bettform und Dynamik	2-116
2.8.4	Gewässertypen nach Rosgen	2-119
2.8.5	Nutzung von Typologien bei der Gewässerentwicklung	2-122
3	Anthropogen bedingte Veränderung der Gewässerstruktur	3-1
3.1	Veränderung durch anthropogene Nutzung	3-1
3.1.1	Veränderung infolge von Ausbaumaßnahmen	3-3
3.1.2	Veränderung infolge mittelbarer Auswirkung von Landnutzung u. Ausbaumaßnahmen	3-7
3.1.3	Konsequenzen für die Nutzung natürlicher Leitbilder	3-12
3.2	Laufveränderung nach Begrüdigung	3-15
3.2.1	Rückentwicklungsbeispiele	3-15
3.2.2	Rückentwicklungsformen	3-17
3.2.3	Rückentwicklungstendenzen an Bächen in Baden-Württemberg	3-19
3.2.3.1	Erhebung und Auswahl der Gewässer	3-19
3.2.3.2	Untersuchungs- und Auswertungsmethode	3-21
3.2.3.3	Diskussion der Ergebnisse	3-23
3.2.3.4	Festgestellte Formen der Rückentwicklung	3-26
3.2.3.5	Rückentwicklungsgeschwindigkeit	3-31
3.2.3.6	Schlußfolgerungen	3-35
4	Prozesse, Geschwindigkeit und Fördermöglichkeit der Laufentwicklung	4-1
4.1	Mechanismen und Geschwindigkeit der kontinuierlichen Laufverlagerung	4-1
4.1.1	Erosionsmechanismen	4-1
4.1.2	Erosionsraten	4-7
4.1.3	Entwicklungsdauer von Gewässerstrukturen	4-11
4.2	Eigendynamische und geförderte Laufentwicklung	4-14
4.2.1	Theorien zur Mäanderentstehung	4-14
4.2.2	Modellversuche zur Initiierung der Laufentwicklung mit strömungsablenkenden Einbauten	4-18
4.2.2.1	Versuchsstand und Versuchsanordnung	4-18
4.2.2.2	Versuchsergebnisse und Diskussion	4-20
4.2.2.3	Erkenntnisse für die Anwendung strömungsablenkender Einbauten bei der Gewässerentw.	4-31
4.3	Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässers bez. der Laufentwicklung	4-33
4.3.1	Kriterien und deren Bewertungsgrundlage	4-33

4.3.2	Entwicklungsfreudigkeit und Wahl der Renaturierungsmethode	4-39
5	Renaturierungsmaßnahmen	5-1
5.1	Zu unterscheidende Strukturdefizite und daraus abzuleitende Maßnahmen	5-1
5.1.1	Maßnahmen zur Behebung einer zu großen Bettiefe	5-1
5.1.2	Maßnahmen zur Behebung defizitärer Laufstruktur	5-5
5.1.3	Maßnahmen bei unnatürlicher Bettform und zu großer oder zu kleiner Bettbreite	5-11
5.1.4	Maßnahmen zur Entwicklung von Sohl- und Uferstrukturen	5-13
5.1.5	Maßnahmen zur Entwicklung eines Uferwaldes	5-14
5.2	Maßnahmen zur Gewässerentwicklung, ihre Wirkung und ihr Einsatzbereich	5-18
5.2.1	Beseitigung der Ufersicherung	5-18
5.2.2	Geschiebezugabe	5-19
5.2.3	Unterdrückung und Beseitigung von Gehölzen	5-21
5.2.4	Gezielte Gehölzpflanzungen und geförderte Gehölzsukzession	5-22
5.2.5	Einbauten im Gewässerbett	5-24
5.2.6	Präventive Ufersicherung	5-30
5.2.7	Einsatzbereich der Maßnahmen	5-33
6	Abflußleistung sich entwickelnder und renaturierter Fließgewässer	6-1
6.1	Durch Gewässerstrukturen verursachte Rauheiten	6-2
6.1.1	Die Rauheit bestimmter Strukturen und ihre Ermittlung	6-2
6.1.2	Rauheit des Bettsubstrats (Oberflächen- oder Kornrauheit)	6-4
6.2.3	Energieverluste infolge von Uferbuchten und Bettweitungen	6-7
6.1.4	Energieverluste infolge von Laufkrümmungen	6-8
6.1.5	Rauheit durch Totholz	6-10
6.1.6	Rauheit durch Ufergehölze	6-11
6.2	Abflußkapazität und Gewässerentwicklung	6-13
6.3	Natunaher Abflußkapazität und Hochwasserschutz	6-15
	Literatur	i
	Anlagen	A-1

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1.1	Zentrale Stellung des Planungsmanagements innerhalb der am Planungsprozess Beteiligten	1-15
Abb. 1.2	Beispiel für die Unterteilung eines Gewässers in homogene Abschnitte mit unterschiedlicher Morphologie und unterschiedlichen Randbedingungen	1-24
Abb. 1.3	Durch Sedimentation entstandene Uferberme auf der Uferböschung eines unnatürlich tief und breit ausgebauten Gewässers, an der die potentiell natürliche Tiefe und Breite abgeschätzt werden kann	1-30
Abb. 1.4	Unterschiedliche Fälle bzw. Stärke der Eingriffe in die Laufform	1-33
Abb. 1.5	Verschiedene Breitenmaße eines ausgebauten Gewässers	1-36
Abb. 1.6	Durch Ausbau aus naturnahen Profilformen hervorgegangene Gewässerprofile	1-37
Abb. 2.1	Gleichgewichtsbegriffe der Geomorphologie aus <i>Kern</i> (1994)	2-3
Abb. 2.2	Definition der den Lauf beschreibenden Maßzahlen	2-13
Abb. 2.3	Mäandervellenlänge und Kolkabstand in a) regelmäßig und b) unregelmäßig geschwungenen Gewässern	2-15
Abb. 2.4	Veranschaulichung der Abhängigkeit von Windungsgrad, Amplitude und Wellenlänge eines regelmäßig geschwungenen Gewässerlaufes	2-16
Abb. 2.5	Laufformen entsprechend Tabelle 2.4	2-19
Abb. 2.6	Abhängigkeit der Laufform vom Gefälle und bordvollen Abfluß	2-23
Abb. 2.7	Windungsgrade und mittlere Sohlgefälle der Gewässertypen von <i>Rosgen</i> (1996)	2-25
Abb. 2.8	Bewegungsformen eines geschwungenen bzw. mäandrierenden Laufes	2-26
Abb. 2.9	Mäanderdurchbrüche	2-27
Abb. 2.10	Einschränkung der Laufentwicklung durch die Talform	2-30
Abb. 2.11	Beeinflussung eines Gewässerlaufes durch ein Mäandertal	2-31
Abb. 2.12	Eintiefungsprofile: ohne und mit eingeschriebener schmaler Aue	2-35
Abb. 2.13	Definitionsskizze der Breiten zur Ermittlung des Eintiefungsverhältnisses	2-37
Abb. 2.14	Wellenlänge des Laufs in Abhängigkeit von der Gewässerbreite der Löß- und Keuperbäche des Kraichgaus in Baden-Württemberg	2-39
Abb. 2.15	Amplitude des Laufs in Abhängigkeit von der Gewässerbreite der Löß- und Keuperbäche des Kraichgaus in Baden-Württemberg	2-40
Abb. 2.16	Breiten-Tiefen-Verhältnis der Gewässerbette in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße der Löß- und Keuperbäche des Kraichgaus in Baden-Württemberg	2-41
Abb. 2.17	Abhängigkeit der Furtabstände vom Sohlgefälle der Bergbäche im BuntsandsteinOdenwald	2-47
Abb. 2.18	Abhängigkeit der mit den Furtabständen normierten Höhenunterschiede zwischen Furten und Kolken vom Sohlgefälle der Bergbäche des Buntsandstein-Odenwaldes	2-47
Abb. 2.19	Abhängigkeit der mit der Gewässerbreite normierten Furtabstände vom Sohlgefälle der Bergbäche des Buntsandstein-Odenwaldes	2-48
Abb. 2.20	Bankformen nach <i>Kellerhals et al.</i> (1976)	2-52
Abb. 2.21	Zentriwinkel des Talwegs in einem von Uferbänken bzw. Krümmungsbänken geprägten gestreckten oder leicht geschwungenen Gewässerlauf	2-53
Abb. 2.22	Das Fünf-Stadien-Modell von <i>Keller</i> (1972)	2-56
Abb. 2.23	Wege des Geschiebestromes bei starker, langsamer und fehlender Ufererosion	2-59
Abb. 2.24	Uferformen in Abhängigkeit vom Ufermaterial	2-61

Abb. 2.25	Definition der Parameter des Querschnittes	2-66
Abb. 2.26	Bettform in Abhängigkeit von Sohlstrukturen und Bettmaterial bzw. Feststofftransport	2-69
Abb. 2.27	Gewässerbette mit homogenem oder unterschiedlichem Bettmaterial	2-70
Abb. 2.28	Abhängigkeit der Bettform vom Bettmaterial	2-71
Abb. 2.29	Spektren und Mittelwerte der Breiten-Tiefen-Verhältnisse der Gewässertypen von <i>Rosgen</i> ..	2-73
Abb. 2.30	Tendenz. Zunahme der Gewässerbite mit dem Abfluß, für unterschiedl. Bettmaterialien ..	2-74
Abb. 2.31	Abhängigkeit der Gewässerbreiten von der Einzugsgebietsgröße der Bäche a) des Keupers insgesamt; b) des Buntsandstein-Odenwalds insgesamt; c) der Oberrheinebene insgesamt; d) der Bäche des Westerwaldes; e) nur der großen Keuperbäche; f) nur zweier benachbarter Buntsandsteinbäche (Trienzbach und Elzbach)	2-82
Abb. 2.32	a) Mittlere Tiefen aller vier Gewässerregionen gegenüber der Einzugsgebietsgröße aufgetragen; b) Mittlere und maximale Tiefen der Keuperbäche gegenüber der Einzugsgebietsgröße aufgetragen	2-84
Abb. 2.33	Breiten-Tiefen-Verhältnis gegenüber der Einzugsgebietsgröße aufgetragen: a) für die Bäche der Oberrheinebene; b) für die Keuperbäche	2-85
Abb. 2.34	Zunahme der Vielfalt der Strukturen mit weitständigen Ufergehölzen und Totholz	2-87
Abb. 2.35	Entstehung bermenartiger Uferformen bei am Böschungsfuß stehenden Erlen	2-88
Abb. 2.36	Uferbuchten bedingt durch Ufergehölze a) durch einseitige Laufverlagerung, b) durch beidseitige Breitenerosion, c) durch Sturzbäume und herausgehobelte Wurzelteller	2-90
Abb. 2.37	Gleitender Übergang eines standsicheren Baumes vom Ufergehölz, zum Ufersporn, zur Bauminsel und wieder zum Ufergehölz.	2-91
Abb. 2.38	Entstehung einer Bachspaltung bzw. einer Insel	2-92
Abb. 2.39	Unterschiedl. Wurzel Ausbildung und strömungsablenkende Wirkung von Erle und Esche ...	2-93
Abb. 2.40	Fallrichtung umstürzender Ufergehölze in Abhängigkeit vom angrenzenden Uferwald	2-94
Abb. 2.41	Querschnittsskizzen der unterschiedlichen Arten von Totholzstrukturen.	2-97
Abb. 2.42	Anzahl der Strukturtypen pro km Gewässerslänge in Berg- und Flachlandgewässern	2-98
Abb. 2.43	Totholzvolumen der jeweiligen Strukturtypen in Berg- und Flachlandgewässern	2-98
Abb. 2.44	Die morphologische und hydraulische Wirkung von Totholzansammlungen und -barrieren und dem auf die Gewässerbite bezogenen Verbauungsgrad	2-101
Abb. 2.45	Phasen der Waldentwicklung und die zeitliche Veränderung von Biomasse und Totholz (Scherzinger 1996)	2-110
Abb. 2.46	Sich aus Baumabständen von Waldbäumen ergebende Mindestbreite eines Uferwaldes	2-111
Abb. 2.47	Sich aus den Baumabständen ergebende Breite des bei kleinen Gewässern als Einheit anzuschendenden Uferwaldes	2-112
Abb. 2.48	Die morphologischen Bergbachtypen und ihre gewässertaxonomische Einordnung in die allgemeine Gewässersystematik	2-115
Abb. 3.1	Talquerschnitte zur Veranschaulichung der unterschiedlichen linearen Ausbaumarten	3-5
Abb. 3.2	Veränderungen des Gewässerlaufes und der Bettform infolge veränderter Randbedingungen	3-13
Abb. 3.3	Rückentwicklung des vor ca. 110 Jahren begradigten Borum Møllebaek, Dänemark	3-15
Abb. 3.4	Laufentwicklung des Elkhorn River, Nebraska USA	3-16
Abb. 3.5	Prinzipielle Typen von Entwicklungsformen an begradigten Fließgewässern in Dänemark ..	3-17
Abb. 3.6	Entwicklungstendenzen dänischer Fließgewässer in Abhängigkeit von der Strömungsleistung	3-18

Abb. 3.7	Zahl der gemeldeten Erscheinungen von in Rückentwicklung befindlicher Gewässer in Baden-Württemberg	3-20
Abb. 3.8	Skizze der "plötzlichen" Laufverlagerung des Sasbaches	3-27
Abb. 3.9	Vorherrschend festgestellte Entwicklungsstrukturen an Ufer und Sohle	3-30
Abb. 3.10	Erosionsraten in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße, im Vergleich zu den in der Literatur genannten Werten	3-32
Abb. 3.11	Strömungsleistung der untersuchten Gewässer	3-34
Abb. 4.1	Bewegungsbeginn eines Materials bestimmter Korngröße in Abhängigkeit von der mittleren Strömungsgeschwindigkeit	4-3
Abb. 4.2	Versagensformen an Ufern	4-7
Abb. 4.3	Erosionsrate in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße	4-8
Abb. 4.4	Änderungsgeschwindigkeit des Zentriwinkels in Abhängigkeit vom Windungsgrad	4-10
Abb. 4.5	Veränderung des Windungsgrades während der Rückentwicklungszeitdauer eines ursprünglich geschwungenen und eines gewundenen Laufes	4-12
Abb. 4.6	Lageplan und 3-D-Darstellung des Gerinnes nach Ende des Versuches Nr. 1 und Nr. 10	4-22
Abb. 4.7	Vergleich der Querschnitte bei Profil 7 m aus den Versuchen Nr. 6 und 7 ohne und mit Geschiebezugabe	4-24
Abb. 4.8	Gerinne nach Versuch Nr.3; Uferbänke mit zwischen Bank und Ufer verlaufender Rinne kommen bei niedrigem Abfluß zum Vorschein	4-25
Abb. 4.9	Verlandung des Kolkes bzw. Verringerung der Kolkentiefe direkt unterhalb der obersten Buhne nach Geschiebezugabe (Profil 7,2 m im Versuch Nr. 3 und Nr. 2)	4-28
Abb. 4.10	Kolkausbildung und Strömungsverhältnisse bei Versuch Nr. 17	4-29
Abb. 4.11	Lageplan und 3D Darstellung der Gerinnemorphologie von Versuch Nr. 2 und Nr. 11	4-30
Abb. 5.1	Die Möglichkeiten der Lage des umgestalteten Gewässerlaufes	5-6
Abb. 5.2	Die Beseitigung von Ufersicherungen und von die Ufer stabilisierenden Gehölzen zur Steuerung der Laufentwicklung	5-8
Abb. 5.3	Sukzessive Verlängerung eines Strömungsablenkers in drei Schritten, jeweils nachdem die Laufentwicklung vor Erreichen der p.n. Laufform erlahmt ist	5-9
Abb. 5.4	Gezielte Mahd und Entkrautung an Flachlandgewässern zur Förderung der Laufentwicklung und Breitenvarianz.	5-11
Abb. 5.5	Bettveränderungen bei den drei im Text genannten Fällen bei zu schmaler Sohle in gegliederten Profilen	5-13
Abb. 5.6	Sich aus den Baumabständen von Waldbäumen ergebende Mindestbreite eines Uferwaldes ..	5-18
Abb. 5.7	Sich aus den Baumabständen ergebende Breite des bei kleinen Gewässern als Einheit anzusehenden Uferwaldes	5-18
Abb. 5.8	Maßnahmen zur Uferwaldbegründung an einem Gewässer	5-17
Abb. 5.9	Möglichkeiten zur Einbringung von Geschiebe	5-20
Abb. 5.10	Spiegelbildliche Pflanzung von Gehölzgruppen zur Erzeugung von Bachweiterungen; wechselseitige Pflanzung von Gehölzgruppen zur Laufentwicklung	5-23
Abb. 5.11	Paarweise Pflanzung von Einzelgehölzen oder -gruppen zur Erzeugung von Engstellen im Gewässerbett	5-24
Abb. 5.12	Anordnung eines Steindammes im Gewässerlauf	5-26
Abb. 5.13	Aus Baumstämmen gebildete Wehre	5-27

Abb. 5.14	Schüttung von Furten zur Erzeugung von Uferstrukturen und zur Verstärkung von Sohlstrukturen	5-27
Abb. 5.15	Strömungsablenker und ihre Anordnung zur Förderung der Laufentwicklung	5-28
Abb. 5.16	Wirkung überströmter Leitwerke	5-29
Abb. 5.17	Umlagerung einer auf das Vorland eingebrachten Steinschicht (präventive Ufersicherung) ..	5-31
Abb. 5.18	Laufentwicklung, die an den Außenkrümmungen durch die präventive Ufersicherung gestoppt wird	5-31
Abb. 5.19	Die drei Möglichkeiten der präventiven Ufersicherung	5-32
Abb. 6.1	Entstehungskriterien der Sohlenformen	6-6
Abb. 6.2	Abnahme der Abflußkapazität unterschiedlicher Gewässer bei der Gewässerentwicklung ...	6-15
Abb. 6.3	Bereich der Aue mit der größten Abflußkapazität bei renaturierten Gewässern und die Anordnung von Leitdämmen zum Schutz von Siedlungen	6-17

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1.1	Beispiele für Nutzungsänderungen und ihre kurz-, mittel- und langfristigen Realisierungschancen	1-11
Tab. 1.2	Die Funktionskomplexe Gewässermorphologie und Hydrologie des gewässerökologischen Zielsystems	1-13
Tab. 1.3	Gegenüberstellung der Planungsprozesse nach verschiedenen Ansätzen	1-16
Tab. 1.4	Möglichkeiten der Rekonstruktion naturnaher morphologischer Maßzahlen und ihre Aussagekraft	1-27
Tab. 1.5	Beispiele für übergeordnete und untergeordnete (abhängige) Strukturen	1-30
Tab. 1.6	Morphologische Defizite, ihre Ursachen und die möglichen ursächlichen Nutzungen	1-31
Tab. 1.7	Beispiele für Zielkonflikte bzw. die einschränkende Wirkung von Nutzungen unter Berücksichtigung möglicher Nutzungseinschränkungen	1-41
Tab. 1.8	Strukturen, deren Maßzahlen, Optimal- und Pessimalwerte	1-44
Tab. 1.9	Renaturierungsmethoden in Abhängigkeit von der Tiefenlage der Sohle, der Entwicklungsfreudigkeit und der biologischen Empfindlichkeit gegen zu große Morphodynamik	1-47
Tab. 1.10	Entwicklungsmaßnahmen bei unterschiedlichen Defiziten und gewässertyp. Merkmalen ...	1-49
Tab. 2.1	Der bordvolle Abfluß in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße	2-10
Tab. 2.2	Parameter der Gleichung 2.3 für verschiedene Regionen Baden-Württembergs	2-11
Tab. 2.3	Windungsgrade bei unterschiedlich regelmäßiger Laufform und unterschiedlicher Laufamplitude	2-17
Tab. 2.4	Begriffe und Maßzahlen zur Unterscheidung der Laufform	2-19
Tab. 2.5	Behinderungsgrade der Gewässerentwicklung durch Talform, Talsohle oder Materialien der Talsohle	2-38
Tab. 2.6	Die verschiedenen Furtarten und die erforderlichen Randbedingungen ihrer Entstehung ...	2-43
Tab. 2.7	Fünf anhand der Kolk- oder Furtabstände und der dominierenden Bettstrukturen unterschiedenen Entwicklungsstadien eines Gewässerlaufes	2-55
Tab. 2.8	Abhängigkeit des Breiten-Tiefen-Verhältnisses vom Anteil des Geschiebes am Feststofftransport	2-72
Tab. 2.9	Faktoren und Exponenten von Regimegleichungen verschiedener Autoren	2-76

Tab. 2.10	Faktoren der durch lineare Regression ermittelten gewässerspez. Regimegleichungen	2-80
Tab. 2.11	Ufervaldtypen und ihre dominierenden Baumarten	2-106
Tab. 2.12	Definition der Gewässertypen nach <i>Brice</i>	2-117
Tab. 2.13	Verzweigungstypen, ihre Randbedingungen und Bildungsmechanismen	2-118
Tab. 2.14	Die Grundtypen und ihre spezifischen Gefällebereiche	2-120
Tab. 2.15	Bestimmungsschlüssel zur Unterscheidung der Gewässertypen nach <i>Rosgen</i>	2-120
Tab. 2.16	Anwendung der <i>Rosgen</i> -Typologie auf Gewässer in Baden-Württemberg	2-121
Tab. 3.1	Nutzungen und ihre Wirkungen auf Abfluß und Gewässermorphologie	3-2
Tab. 3.2	Veränderung der Gewässermorphologie und Abflußverhältnisse auf Ausbaustrecken mit unterschiedlichen Ausbauten	3-7
Tab. 3.3	Die Wirkung veränderter Abfluß- und Geschiebetransportverhältnisse auf die Gewässermorphologie	3-8
Tab. 3.4	Mittlere Querschnittsmaße untersuchter Gewässer mit naturnahen Vergleichsdaten aus gewässertypol. Untersuchungen des Buntsandstein-Odenwaldes und der Oberrheinebene	3-24
Tab. 3.5	Laterale Erosion, Erosionszeitraum und Erosionsrate	3-31
Tab. 3.6	Prognostizierte Rückentwicklungszeit	3-33
Tab. 4.1	Entwicklungsdauer von Gewässerstrukturen auf einer Gewässerstrecke	4-13
Tab. 4.2	Durchgeführte Versuche und ihre Randbedingungen	4-20
Tab. 4.3	Entstandene absolute und breiten spezifische Wellenlängen	4-21
Tab. 4.4	Breitenentwicklung (Breite in cm) der einzelnen Versuche mit gleichen Einbauten, aber mit und ohne Geschiebezugabe sowie nach dem Ausbau der Einbauten	4-23
Tab. 4.5	Entwicklung der Amplitude des Mäanders und des Talwegs der einzelnen Versuche mit gleichen Einbauten aber mit und ohne Geschiebezugabe und nach deren Ausbau	4-26
Tab. 4.6	Entstandene Kolkiefen der einzelnen Versuche mit gleichen Einbauten aber mit und ohne Geschiebezugabe und nach dem Ausbau der Einbauten	4-27
Tab. 4.7	Lagerungsdichte in Abhängigkeit von Ufermaterial und seinem spezifischem Gewicht	4-36
Tab. 4.8	Schlußfolgerungen aus den Geschiebeverhältnissen und Ufermaterialien	4-39
Tab. 4.9	Bewertungsschema zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässers	4-40
Tab. 5.1	Maßnahmen zur Entwicklung eines Uferwaldes	5-15
Tab. 6.1	Abschätzung der Abflußkapazitätsverminderung bei der Gewässerentwicklung	6-14
Tab. 6.2	Hochwasserabflüsse im Bodensee-, Rhein- und Maingebiet von Baden-Württemberg	6-16

Verzeichnis der Anlagen

Anl. 1	Definition der von <i>Rosgen</i> (1993, 1996) grundsätzlich unterschiedenen Gewässertypen	A-1
Anl. 2	Differenzierung der Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs (<i>Briem et al.</i> 1992) ...	A-2
Anl. 3	Charakterisierung der sechs Verzweigungstypen nach <i>Nanson & Knighton</i> (1996)	A-3
Anl. 4	Gewässertypen nach <i>Rosgen</i> (1993) und ihre Veränderungsdynamik	A-4
Anl. 5	Untersuchte Gewässer Baden-Württembergs, die sich in Rückentwicklung befinden	A-5
Anl. 6	Ermittlung der Abflußkapazitätsminderung bei der Gewässerentwicklung	A-6

Verzeichnis der Formelzeichen

A	Querschnittsfläche eines Gerinnes [m ²]
A _b	bordvolle Querschnittsfläche eines Gerinnes [m ²]
A _E	Einzugsgebiet [km ²]
A _T	Projektionsfläche einer Totholzstruktur [m ²]
a _x	beliebiger Faktor [-]
b	Gewässerbreite [m]
b _b	Wasserspiegelbreite bei bordvollem Abfluß; identisch mit Bettbreite [m]
b _G	Mäandergürtelbreite [m]
b _M	Mäanderschwingungsbreite bzw. Laufamplitude [m]
b _S	Sohlbreite [m]
b _T	Breite einer Talsohle [m]
C _x	Verlustfaktor für singuläre Energiehöhenverluste [-]
c _x	beliebiger Exponent [-]
d _m	mittlere Korngröße [mm]
d _x	Korngröße bei x % Siebdurchgang [mm]
f	Energiehöhenverlustfaktor (infolge Reibung und Krümmung) [-]
g	Erdbeschleunigung [m/s ²]
H	Höhe von Furten, Höhenstufen, Transportkörpern [m]
h	Wassertiefe [m]
h _b	Wassertiefe bei bordvollem Abfluß; Bettiefe [m]
h _{max}	maximale Bettiefe [m]
h _m	mittlere Bettiefe; identisch mit Querschnittsfläche dividiert durch b _b [m]
I _w	Wasserspiegelgefälle [-]
I _s	Sohlgefälle [-]
k	äquivalente Rauheit [m]
k _{Str}	Rauhheitsbeiwert nach <i>Manning-Strickler</i> [m ^{1/3} /s]
L	Länge eines Gewässerabschnitts [m]
L _K	Länge einer Krümmung [m]
L _F	Länge eines Gewässers; in der Gerinnemitte gemessen [m]
L _T	Tallänge; in der Talmitte gemessen [m]
L _M	Mäanderlänge [m]
n	Rauhheitswert nach <i>Manning</i> [s/m ^{1/3}]
P	Strömungsleistung [Watt/m ²]
HQ _T	Hochwasserabfluß mit Wiederholungszeitspanne T [m ³ /s]
MQ	mittlerer Abfluß [m ³ /s]
MHQ	arithmetischer Mittelwert der größten jährlichen Hochwasserabflüsse [m ³ /s]
Q	Abfluß [m ³ /s]
Q _b	bordvoller bzw. gerinnefüllender Abfluß [m ³ /s]

Q_s	Sediment- bzw. Geschiebefracht [m ³ /s]
R	hydraulischer Radius [m]
r	Krümmungsradius; gemessen in Bettmitte [m]
T	Wiederholungszeitspanne [Jahre]
U	benetzter Umfang [m]
v	Fließgeschwindigkeit [m/s]
W	Windungsgrad (l_w/l_r) [-]
Z_x	Anzahl bestimmter Strukturelemente [-]
z	Zentriwinkel der Laufkrümmung [°]
λ	Widerstandsbeiwert nach <i>Darcy-Weisbach</i> [-]

Einleitung

Veranlassung und Zielsetzung

Die Gewässerstruktur der meisten Fließgewässer in der BRD ist anthropogen stark überformt, d.h. ihre Bett- und Laufstrukturen sind durch bauliche Eingriffe verändert worden. Verglichen mit anderen Ländern wie Dänemark, England und der USA, in denen die Dichte der begradigten Gewässer 0,9 km Fließgewässerlänge pro km² Einzugsgebietsgröße (97,8 %), 0,061 km/km² und 0,003 km/km² beträgt (Brookes 1987 a), dürften die Verhältnisse in der BRD zwischen denen von Dänemark und England liegen. Die Erkenntnis, daß der Artenreichtum der Gewässer an Pflanzen und Tieren nicht nur von der Gewässergüte, sondern auch von der morphologischen Struktur abhängt, führte dazu, daß Anfang der 80er Jahre in vielen Bundesländern die naturnahe Umgestaltung ausgebauter Fließgewässer ins Auge gefaßt wurde. Inzwischen sind einige Renaturierungsmaßnahmen realisiert und weitere in der Umsetzungs- und Planungsphase.

Da wir bezüglich naturnaher Fließgewässerstrukturen noch ein geringes Wissen besitzen, entsprechen viele umgestaltete Fließgewässer den Vorstellungen der Planer und nicht natürlichen Leitbildern. Der Wissensmangel über naturnahe Zustände wird zwar nach und nach durch entsprechende Forschungsprojekte beseitigt, eine flächendeckende Kenntnis über die naturnahen morphologischen Strukturen der Fließgewässer in unterschiedlichen Naturräumen der BRD wird aber noch lange auf sich warten lassen. Zudem sind in einigen Naturräumen naturnahe Gewässer infolge der anthropogenen Eingriffe "ausgestorben" (Forschungsgruppe 1994), weshalb dort über naturnahe Zustände nur spekuliert werden kann. Um so mehr ist es für eine Renaturierungsplanung erforderlich, das Zusammenspiel von Vegetation, Geologie, Geomorphologie, Hydrologie und Hydromechanik bei der Ausbildung der Gewässermorphologie zu kennen. Auch beim Vorhandensein von naturnahen Leitbildern besteht das Problem, daß wegen der veränderten Randbedingungen infolge von Siedlungsabflüssen, Landnutzung und Hochwasserschutzmaßnahmen auch die an früheren oder vergleichbaren naturnahen Zuständen orientierte Renaturierung den heutigen "Bedürfnissen" des Fließgewässers nicht immer gerecht wird.

Die hohen Kosten der Umgestaltungsmaßnahmen und die oft mangelhafte Naturnähe veranlassen viele Bundesländer weniger auf die aktive Umgestaltung, als vielmehr auf die mehr oder weniger gelenkte "eigendynamische" Gewässerentwicklung zu setzen. Um die dafür erforderlichen Randbedingungen zu schaffen, wurden Länderprogramme zur Extensivierung und zum Erwerb von Gewässerrandstreifen aufgelegt. Die rechtlich bindende Ausweisung von Gewässerrandstreifen wurde in vielen novellierten Wassergesetzen festgelegt. Ebenso wurde im novellierten Wasserhaushaltsgesetz und im Wassergesetz des Landes Baden-Württemberg

unmißverständlich der gesetzliche Auftrag formuliert, daß Gewässer mit naturfernen Zuständen - wo immer es möglich ist - in naturnahe Zustände zu überführen sind. Als Mittel hierzu wird die Gewässerentwicklung genannt.

Bei der Gewässerentwicklung geht man davon aus, daß die Fließgewässer selbst in der Lage sind, naturnähere Lauf- und Bettstrukturen in für den Natur- und Artenschutz ausreichenden Zeiträumen zu entwickeln, und daß sie geringere Kosten verursacht als die Umgestaltung. Ob überhaupt eine Entwicklung oder gar eine gewässertypische Entwicklung einsetzt, und wie groß die Entwicklungsgeschwindigkeit ist, hängt von vielen Randbedingungen wie Gewässergröße, Ufermaterial und Abflußdynamik ab. Da bezüglich dieser Abhängigkeiten noch wenige Kenntnisse vorliegen, soll diese Arbeit dazu erste Anhaltspunkte liefern. Insbesondere werden darin Entwicklungsmöglichkeiten und -prozesse in Abhängigkeit vom Gewässertyp und den vorhandenen Randbedingungen diskutiert. Daraus wird abgeleitet, wann die eigendynamische Rückentwicklung als Renaturierungsmethode empfohlen werden kann, wo zusätzlich impulsgebende Maßnahmen erforderlich sind, und wie diese aussehen können, wann Umgestaltungsmaßnahmen zu empfehlen sind, und wie differenziert sie durchgeführt werden müssen.

Die Ingenieurwissenschaften sind gemeinhin bestrebt, Zustände und Veränderungen rechnerisch zu erfassen und relativ präzise bestimmen zu können. Gewässermorphologische Zustände und Prozesse sind aber so vielfältig und von so vielen Einflußfaktoren bestimmt, daß es nur schwer möglich ist, präzise Berechnungen durchzuführen und genaue Vorhersagen zu machen. Naturversuche würden Jahre und Jahrzehnte in Anspruch nehmen, und dennoch ließen es die Vielzahl der Einflußfaktoren nur schwer zu, die festzustellenden Veränderungen eindeutig auf die Ursachen zurückzuführen. Modellversuche dagegen lassen es nur zu, wenige Parameter zu variieren. Mehrere, die Gewässerentwicklung bestimmenden Einflußfaktoren können, wegen der unterschiedlichen parameterspezifischen Modellmaßstäbe, die bei einem Versuch eingehalten werden müssen, oft nicht im Labor nachgebildet werden.

Dies gilt allein schon für die hydraulischen Größen, die die Gewässerentwicklung beeinflussen. Die Abflußzustände in einem naturnahen Gerinne können nur unter stark vereinfachenden Annahmen rechnerisch erfaßt werden. Die hydraulische Wirkung der Vielfalt und Unregelmäßigkeit naturnaher Bettstrukturen ist zwar für einen singulären Fall modelltechnisch in ihrer hydraulischen Wirkung nachzuvollziehen, daraus aber für andersartig strukturierte Gewässer mehr als nur Schätzwerte abzuleiten, ist nicht möglich.

In dieser Arbeit wird deshalb darauf verzichtet, durch umfangreiche Modellversuche einzelnen Einflußfaktoren nachzuspüren, oder durch komplexe Berechnungsansätze die Natur erfassen zu wollen. Vielmehr werden die vorliegenden Erkenntnisse der Gewässermorphologie und -dynamik bezüglich der Gewässerentwicklung in einen neuen Zusammenhang gestellt und für grobe Abschätzungen und Beurteilungen von Tendenzen nutzbar gemacht.

Als Beispiel für eine grobe hydraulische Abschätzung kann das in Kapitel 6 aufgezeigte Berechnungsverfahren zur Ermittlung der mit fortschreitender Gewässerentwicklung sich verändernden Abflußkapazität eines Gewässers gelten. Dies wurde bewußt an den Schluß der Arbeit gestellt, da damit nur die hydraulische Auswirkung einer Gewässerrenaturierung erfaßt wird, die für die Gewässerentwicklung nur eine vieler planerischer Randbedingungen ist.

Inhalt und Gliederung

Die Arbeit ist in sechs Teile gegliedert:

Zuerst werden die Ziele einer Renaturierung diskutiert und Planungsablauf und Planungsinhalte erarbeitet bzw. vorgestellt. Bei den Erläuterungen der jeweiligen Planungsschritte wird auf die nachfolgenden Kapitel bzw. deren Nutzung bei der Planung verwiesen.

Im zweiten Teil werden wichtige Erkenntnisse bezüglich naturnaher Fließgewässermorphologie und -dynamik - soweit sie für die Fragestellung relevant sind - dargestellt. Dabei fließen u.a. Ergebnisse von Projekten ein, bei denen der Autor wesentlich mitgewirkt hat (z.B. in Kap. 2.7.2, 2.7.3 u. 3.2.3), oder die von ihm weitergehend analysiert wurden (z.B. 2.6.4).

Im dritten Teil werden die Wirkungen und Veränderungen der Gewässerstruktur infolge anthropogener Nutzung dargestellt. Dabei wird einerseits erläutert, warum welche morphologischen Strukturen an Gewässern fehlen, und andererseits, welche morphologischen Veränderungen infolge dauerhafter Landnutzung zu erwarten sind. Die nach einer Begrädigung bei gleichzeitig fehlenden Erhaltungsmaßnahmen einsetzende morphologische Rückentwicklung wird diskutiert, und die wesentlichen Ergebnisse des vom Autor initiierten und mitbearbeiteten Projektes, über die Entwicklungstendenzen an Bächen in Baden-Württemberg, werden vorgestellt.

Der vierte Kapitel befaßt sich mit den morphologischen Prozessen, die bei der Entwicklung naturnaher Strukturen wirksam sein können. Durch qualitative Modellversuche werden die Prozesse veranschaulicht und aufgezeigt, mit welchen Maßnahmen die Laufentwicklung gefördert werden kann. Zum Schluß des Kapitels wird ein einfaches Verfahren zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit eines begrädigten Gewässers vorgestellt.

Im fünften Kapitel werden die möglichen Maßnahmen diskutiert und erläutert, mit denen die Gewässerentwicklung gelenkt oder gefördert werden kann. Sie werden aus den grundsätzlichen Erkenntnissen der im zweiten Teil behandelten Gewässermorphologie, aus eigenen Beobachtungen an Gewässern, den Erkenntnissen der im dritten Teil durchgeführten Untersuchungen sowie aus Erkenntnissen des konstruktiven Wasserbaus abgeleitet.

Im sechsten Kapitel wird ein vereinfachtes Berechnungsverfahren vorgestellt, das es ermöglicht, die Abflußkapazität von Monogerinnen mit zunehmender Naturnähe im Laufe der morphologischen Entwicklung abzuschätzen. Damit kann auf einfache Weise eine durch die

Renaturierung möglicherweise entstehende Verschlechterung des Hochwasserschutzes abgeschätzt werden. Restriktionen bei der Renaturierung können die Folge sein.

1. Renaturierungsmethoden, Leitbilder und Planungsprozess

1.1 Renaturierung und ihre Methoden

Während in Deutschland der Begriff "Renaturierung" Verwendung findet, wird in Österreich und den englischsprachigen Ländern von "Restoration" und in der Schweiz von der "Revitalisierung" der Fließgewässer gesprochen. Obwohl der Begriff Renaturierung oder Restoration fälschlicherweise auf die Wiederherstellung früherer Gewässerzustände und die Revitalisierung eher auf die reine Wiederbelebung hindeutet, die auch künstlich erhalten oder bezüglich Morphologie und Artenspektrum nicht gewässertypisch sein müßten, ist unter beiden Begriffen das gleiche zu verstehen:

- Renaturierung ist die Herstellung oder Entwicklung naturnaher Gewässerzustände bezüglich der Morphologie, Hydrologie und Wasserqualität, die eine Wiederbesiedelung der Gewässer mit einem gewässertypischen Inventar der Fauna und Flora ermöglichen.

Das Wasserhaushaltsgesetz der Bundesrepublik Deutschland (in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. November 1996) fordert in seinen Grundsätzen § 1a (1), daß die Gewässer als "Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen" zu sichern sind. Nach § 31 (1) sollen natürliche Gewässer, die nicht naturnah ausgebaut sind, so weit wie möglich wieder in einen naturnahen Zustand zurückgeführt werden, wenn überwiegende Gründe des Wohls der Allgemeinheit nicht entgegenstehen. Dies ist als klarer gesetzlicher Auftrag zur Renaturierung nicht naturnah ausgebauter Gewässer zu verstehen.

Hervorzuheben ist, daß mit dem Wort "naturnah" nicht "natürlich" gemeint ist. Vielmehr deutet der Begriff "naturnaher Zustand" darauf hin, daß mit der Renaturierung ein Naturzustand zwar angestrebt aber i.d.R. nicht erreicht werden wird, da auch künftig eine direkte oder indirekte Nutzung der Gewässer nicht verhindert werden kann und soll. Im Vergleich mit dem Zustand der Gewässer in der Naturlandschaft - vor der landwirtschaftlichen Nutzung von Teilen der Einzugsgebietsflächen und Auen - wird im naturnahen Zustand ein gewisser Rest an Naturferne auch bei nicht unmittelbarer Nutzung der Gewässer durch einen veränderten Abfluß und veränderte Mengen der transportierten festen und flüssigen Stoffe immer vorhanden bleiben, auch wenn die Einleitung von Stoffen so weit wie möglich reduziert sein wird.

Die oben aufgeführte Definition der Renaturierung muß noch dahingehend ergänzt und präzisiert werden, daß nicht ein naturnaher "statischer" Zustand, sondern, insbesondere bezüglich der Morphologie und Hydrologie, ein gewässertypischer "dynamischer" Gleichgewichtszustand mit der Renaturierung wieder erreicht bzw. zugelassen werden muß. Nur dadurch kann - wie später noch verdeutlicht wird - eine gewässertypische und naturnahe Morphologie entstehen oder erhalten werden.

Grundsätzlich kann die Renaturierung eines Fließgewässers, das noch eine naturnahe Lauf- und Bettstruktur aber kein naturnahes Arteninventar besitzt, allein darin bestehen, daß die Gewässergüte durch Verminderung der stofflichen Belastung verbessert wird. Da es in dieser Arbeit aber um die Wiederherstellung naturnaher Gewässermorphologie geht, wird im weiteren grundsätzlich davon ausgegangen, daß morphologische Defizite vorhanden sind, die mit der Renaturierung beseitigt werden sollen, während die Gewässergüte vornehmlich auf anderem Wege - z.B. durch Bau und Erweiterung von Kläranlagen - erreicht werden kann.

Der Begriff Renaturierung sagt noch nichts darüber aus, auf welche Weise, d.h. mit welcher **Methode** der naturnahe Zustand des Gewässers erreicht wird. In der wasserbaulichen Praxis wurde bisher unter der Renaturierung weitestgehend die morphologische Umgestaltung des Gewässers verstanden, wobei man im Rahmen einer Baumaßnahme eine naturnahe Bett- und Laufstruktur herstellte und mit für Fließgewässer und Auen typischen Gehölzen bepflanzte. Neuerdings sollen die Gewässer möglichst nicht umgestaltet, sondern, sofern die eigendynamischen Prozesse und Kräfte es ermöglichen, entwickelt werden.

- Unter Gewässerentwicklung versteht man insbesondere das eigendynamische, durch Erosions- und Sedimentationsprozesse verursachte und durch Sukzession der Vegetation beeinflusste Entstehen naturnaher Gewässerstrukturen.

Mit der Umgestaltung und der Entwicklung sind die beiden extremen bzw. gegensätzlichen Methoden der Renaturierung aufgezeigt: einerseits die "Herstellung" des naturnahen Zustandes, andererseits das "nichts tun" (*Trommer* 1994) aber das Gewässer tun lassen.

Entsprechend werden in einer Leitlinie der LfU Baden-Württemberg (*LfU* 1992) zur Gewässerentwicklungsplanung folgende Handlungskategorien unterschieden:

- ♦ der Erhalt naturnaher Gewässerstrecken durch naturgemäße Unterhaltung bzw. Pflege
- ♦ die Entwicklung verarmter Gewässerbereiche
- ♦ die naturnahe Umgestaltung der naturfernen Gewässerstrecken, denen keine Erfolgsaussichten mit Hilfe einer Gewässerentwicklung eingeräumt werden.

Hinweise über eine weitere Differenzierung der Renaturierungsmethoden gibt die auf die Entwicklungsfreudigkeit von Bächen bezogene, sehr anschauliche Unterscheidung von *Otto* (1990). Er unterscheidet

- ♦ den **gefesselten Bach**, der durch "tote" Ufersicherung wie Steinwerk, Totholzverbau oder durch gepflanzte, dicht stehende Ufergehölze festgelegt ist,
- ♦ den **unproblematischen Selbstentwickler**, der sich infolge seiner hohen Strömungsdynamik und seiner leicht erodierbaren Ufer schnell entwickeln kann,
- ♦ den **entwicklungsträgen Bach**, der eine geringe Strömungsdynamik und resistente Ufer besitzt,

- ♦ den **Tiefenerosionsbach**, dessen Zustand vom natürlichen Zustand weiter entfernt ist, wenn man seine Sohlenlage bezüglich dem Aueniveau betrachtet, und der nur selten in der Lage ist, sich aus seiner Tieflage herauszuarbeiten.

Während der unproblematische Selbstentwickler weitestgehend der eigendynamischen Entwicklung überlassen werden kann, muß beim gefesselten, beim entwicklungsträgen Bach und besonders beim Tiefenerosionsbach geprüft werden, ob er umgestaltet werden muß oder mit kleineren Maßnahmen, die i.d.R. weit geringere Eingriffe als die Umgestaltung mit sich bringen, zum Selbstentwickler überführt werden kann.

Mit diesen kleineren Maßnahmen muß entweder die Eigenentwicklung nur eingeleitet werden, indem beispielsweise bei einem durch Ufersicherungen gefesselten Selbstentwickler die Sicherungen entfernt werden, oder es müssen bei einem relativ entwicklungsträgen Gewässer ständig neue Impulse gegeben werden, damit die morphologische Entwicklung nicht in einem noch naturfernen Zustand zum Stillstand kommt. Unter Umständen stellen bei einem entwicklungsträgen Bach oder bei einem Tiefenerosionsbach die Maßnahmen zur Sohlenhebung oder zum fortwährenden Aufrechterhalten der Entwicklung einen größeren Aufwand und Eingriff dar, als die einmalige Umgestaltung. Auch kann der Feststofftransport während der morphologischen Entwicklung derart hoch sein, daß auf der Gewässerstrecke unterhalb Beeinträchtigungen des Ökosystems zu erwarten sind. In solchen Fällen ist möglicherweise die Renaturierung durch Umgestaltung der Eigenentwicklung vorzuziehen.

Die meist intensive Nutzung unserer Auen wird es nur selten zulassen, unseren Gewässern künftig einen uneingeschränkten Entwicklungsspielraum zu geben. Bei der Eigenentwicklung wird ein Gewässer deshalb auf kurz oder lang auf Grenzen stoßen. Zudem ist die Eigenentwicklung ausgebauter Gewässer anfangs sehr wenig zielgerichtet, wie Untersuchungen an Bächen in Baden-Württemberg (*Scherer & Scherle* 1994) gezeigt haben. Auch bei entwicklungsfreudigen Gewässern ist deshalb eine sanfte Steuerung der Eigenentwicklung meist erforderlich und für eine von Anfang an zielgerichtete Entwicklung förderlich.

Nach oben Gesagtem, lassen sich neben Umgestaltung und reiner Eigenentwicklung folgende Renaturierungsmethoden unterscheiden, die entsprechend einer abnehmenden Entwicklungsfreudigkeit aufgelistet sind:

- ♦ **Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen** bezüglich der **Vegetation**, bei Gewässern mit noch weitestgehend naturnaher Morphologie
- ♦ Ohne Maßnahmen stattfindende **Eigenentwicklung** nach Einstellung der Gewässerunterhaltung, bei nicht gefesselten Gewässern mit naturfremder Morphologie, hoher Entwicklungsfreudigkeit und ohne räumliche Beschränkung
- ♦ Mit steuernden Maßnahmen **gelenkte Eigenentwicklung**, bei nicht gefesselten Gewässern mit naturfremder Morphologie, hoher Entwicklungsfreudigkeit aber ungerichteter Entwicklungstendenz und gewissen räumlichen Beschränkungen
- ♦ **Entfesselung** des Gewässers mit nachfolgender **Eigenentwicklung**, bei gefesselten Gewässern mit naturfremder Morphologie und hoher Entwicklungsfreudigkeit

- ♦ **einmalige impulsgebende Maßnahmen** zur Einleitung und Richtungsgebung der nachfolgenden Eigenentwicklung, bei nicht gefesselten Gewässern mit naturfremder Morphologie und mäßiger Entwicklungsfreudigkeit
- ♦ **wiederholte impulsgebende Maßnahmen** zur Aufrechterhaltung und Steuerung der Eigenentwicklung, bei nicht gefesselten Gewässern mit naturfremder Morphologie und geringer Entwicklungsfreudigkeit
- ♦ **Umgestaltung** und nachfolgende Differenzierung der Strukturen durch Eigenentwicklung, bei nicht gefesselten Gewässern mit naturfremder Morphologie und sehr geringer Entwicklungsfreudigkeit

Grundsätzlich ist die Wahl der Renaturierungsmethode natürlich auch davon abhängig, ob große Defizite (z.B. beim begradigten Gewässerlauf) oder nur kleine Defizite (z.B. bei fehlenden Uferstrukturen aber vorhandener naturnaher Laufstruktur) am Gewässer vorhanden sind. Bei nur kleinen Defiziten wird man - auch bei einem entwicklungsträgen Bach - die Gewässerentwicklung einer Umgestaltung vorziehen.

1.2 Renaturierungsplanung, Leitbilder und Ziele

1.2.1 Renaturierungsplanung

Zur Vermeidung einer Begriffsverwirrung wird hier die Renaturierungsplanung als Überbegriff verwendet, unter dem die Planung einer Renaturierung mit gewässerspezifischen Methoden zu verstehen ist. In Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz wurden dafür die Begriffe der Gewässerentwicklungsplanung bzw. der Gewässerpflegeplanung eingeführt, die auch in den dortigen Wassergesetzen verankert sind. Die Bevorzugung der Begriffe "Entwicklung" und "Pflege" soll den programmatischen Ansatz hervorheben, daß die Gewässer vorwiegend naturnah entwickelt und durch behutsame, an ihre Entwicklungstendenzen angepaßten Pflege- und Unterhaltungsmaßnahmen in einen naturnahen Zustand überführt werden sollen. Die Entwicklungs- oder Pflegeplanungen beinhalten aber auch die Umgestaltung ausgebauter Gewässer. Da die Gewässerpflege und Gewässerentwicklung genaugenommen aber als Renaturierungsmethoden neben der Gewässerumgestaltung zu verstehen sind (siehe Kap. 1.1), ist ihre Verwendung als Überbegriff irreführend.

In Baden-Württemberg werden unter dem Begriff Gewässerentwicklungsplanung zwei Planwerke verstanden (*LfU* 1992 u. *LfU* 1996 -Entwurf-): das Gewässerentwicklungskonzept, in dem die Entwicklungsziele für ein größeres Gewässer von seinen Quellgewässern bis zur Mündung festgelegt werden, und der Gewässerentwicklungsplan, in dem die detaillierten Entwicklungsziele und Maßnahmen für einen bestimmten Gewässerabschnitt, der innerhalb einer Kommune liegt, festgelegt werden. Das Entwicklungskonzept ist somit dem Entwicklungsplan übergeordnet. In den folgenden Ausführungen werden diese beiden Planungsebenen nicht unterschieden. Es werden vielmehr die gewässermorphologisch relevanten Planungsinhalte und

Planungsprozesse diskutiert, die je nach Sachverhalt und Detaillierungsgrad auf beiden Planungsebenen von Bedeutung sein können.

Bisher waren Umgestaltungsmaßnahmen und somit auch deren Planungsinhalte meist auf relativ kurze Gewässerabschnitte innerhalb einer Kommune beschränkt. Oft war nicht einmal die gesamte Aue des Gewässerabschnittes in die Planung einbezogen. Neuere Forschungsprojekte in der BRD (DVWK 1996 a) haben deutlich gemacht, daß das Gewässer und seine Aue als Einheit betrachtet werden müssen und das gesamte Einzugsgebiet eines Gewässers für die Gewässerentwicklung von Bedeutung ist. Die Planung muß deshalb die gesamte Aue, die ein Gewässer durch Laufverlagerungen und Überflutungen geformt und geprägt hat, einbeziehen. Zudem sind die Auswirkungen der Nutzungen auf der gesamten Einzugsgebietsfläche, die die Abflußverhältnisse und die Stoffeinträge verändern können, zu berücksichtigen.

Mit einer großräumigen Betrachtungsweise können Nutzungen im Einzugsgebiet und Defizite an einem anderen Gewässerabschnitt, die sich negativ auf einen Projektabschnitt auswirken, erkannt und gezielt angegangen werden. Zudem können vorhandene Wiederbesiedlungspotentiale bestimmter Abschnitte erfaßt und bei der Planung der Maßnahmen auf anderen Abschnitten berücksichtigt werden.

1.2.2 Leitbilder / Ziele

1.2.2.1 Leitbilder

Während der Leitbild-Begriff in anderen Fachdisziplinen, wie der Städte- und Landesplanung und der Planung im Natur- und Landschaftsschutz schon längere Zeit Eingang gefunden hat, wird er erst seit wenigen Jahren insbesondere bei der Planung von Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern verwendet und hat dort einige Verwirrung gestiftet. Die folgenden Ausführungen sollen die Verwendung und die Nützlichkeit von Leitbildern beim Planungsprozess von Renaturierungsvorhaben verdeutlichen.

Betrachtet man die Teilbegriffe, aus denen das Wort "Leitbild" zusammengesetzt ist, so ergibt sich sein übergeordneter Sinn: Unter dem Teilbegriff "Leit-" ist die Orientierung auf ein bestimmtes Ziel zu verstehen, das bei der Planung anvisiert und durch die geplante Maßnahme teilweise oder ganz erreicht werden soll. Mit dem Teilbegriff "-bild" wird das anzustrebende oder zu erreichende Ziel verstanden, das nicht nur in nüchternen Zahlen, die zur Zielformulierung rein technischer Planungen meist verwendet werden, sondern durch eine anschauliche, "bildhafte" Darstellung präzisiert und beschrieben werden soll. Mit dem allgemeinen Begriff Leitbild ist das Ziel noch nicht präzisiert. Erst entsprechende Attribute wie "natürlich", "kulturhistorisch" oder "realistisch" verdeutlichen die Ziele des jeweiligen Leitbildes.

In entsprechenden Fachgremien (DVWK Fachgruppe 4, 1996) wurde die Verwendung des Begriffs "Leitbild" festgelegt. Das Leitbild eines Fließgewässers soll danach als Synonym für den

potentiell natürlichen Gewässerzustand im Sinne der potentiell natürlichen Vegetation verwendet werden. Dagegen soll das realistische oder integrierte Leitbild als das Entwicklungsziel einer Planung bezeichnet werden. In den folgenden Erläuterungen wird nicht die vom DVWK vorgeschlagene Zweiteilung (Leitbild / Entwicklungsziel) sondern die oben genannte Dreiteilung (potentiell natürliches / kulturhistorisches / realistisches Leitbild) verwendet, um die schrittweise Erarbeitung der Planungsziele besser darlegen zu können.

Das potentiell natürliche Leitbild (pnL)

Der Begriff des potentiell natürlichen Leitbildes (pnL) ist vom Begriff "heutige, potentiell natürliche Vegetation" (Tixen 1956) abgeleitet. Letzterer besagt, daß sich auf einer vom Menschen künftig nicht mehr genutzten Fläche eine Vegetation (die hpnV) einstellen wird, die als Samenpotential im Boden oder in der näheren oder weiteren Umgebung vorhanden ist und somit in die betreffende Fläche einwandern kann, sofern deren Bedürfnisse durch die auf Dauer vorherrschenden Verhältnisse, charakterisiert durch Klima, Bodenart, Bodengefüge und den Wasserhaushalt, befriedigt werden. Die vorherrschenden Verhältnisse können dabei natürlich oder anthropogen bedingt dauerhaft verändert sein.

Auf die Morphologie der Fließgewässer übertragen, hat dieser Begriff eine vergleichbare Bedeutung:

- Das potentiell natürliche Leitbild der Gewässermorphologie ist derjenige morphologische Gewässerzustand, der sich nach Aufgabe der Gewässerunterhaltung und der Nutzungen in der Aue und im Einzugsgebiet wieder einstellen würde. Er ist vor allem abhängig vom Abflußregime, vom Feststofftransport, vom anstehenden Untergrund, von der Geländemorphologie und von der Ufer- und Auevegetation am betrachteten Gewässerabschnitt.

Der potentiell natürliche Zustand weicht dann vom ursprünglich natürlichen Zustand (Urzustand) ab, wenn sich Randbedingungen dauerhaft verändert haben und trotz Aufgabe der Nutzung zumindest für die nächsten Jahrhunderte oder gar Jahrtausende verändert bleiben werden. Als wichtigstes, für die Gewässermorphologie relevantes Beispiel kann die Auelehmbildung genannt werden. Auelehmschichten sind oft infolge von Rodungen und jahrhundertelangen ackerbaulichen Nutzungen im Einzugsgebiet entstanden. Sie beeinflussen die Gewässermorphologie stark (siehe Kap. 2.2.5.2) und verursachen Lauf- und Bettformen, die die betreffenden Gewässer in der Natur- bzw. Urlandschaft u.U. nicht besaßen. Auch wenn die Ursachen ihrer Entstehung beseitigt werden könnten, würde es noch Jahrhunderte oder Jahrtausende dauern, bis diese Lehmschichten vom Gewässer wieder abgetragen sind. Diese Auelehmschichten müssen deshalb als heute unvermeidbare, sogar natürliche Gegebenheiten angesehen werden.

Folgendes ist bei der Erarbeitung des potentiell natürlichen Leitbildes mit Schwerpunkt auf der Gewässermorphologie vorauszusetzen:

1. Die natürliche Lauf- und Bettentwicklung darf **keinen unnatürlichen Einschränkungen** (z.B. durch Ufersicherungen, bauliche Nutzungen oder unnatürlich dicht gepflanzten Ufergehölzen) unterworfen sein.

2. Abfluß, Feststofftransport und Gewässermorphologie müssen in einem **dynamischen Gleichgewicht** zueinander stehen und dürfen nicht durch wesentliche Einleitung, unnatürliche Abflußreduktion oder Geschieberückhalt (verursacht z.B. durch Hochwasserrückhalte- oder Speicherbecken) gestört sein.
3. **Ausuferungen** in die Aue müssen soweit möglich sein, daß dynamische Auestrukturen und keine unnatürlich hohen Strömungskräfte im Gewässerbett entstehen können.
4. Beiderseits des Gewässerlaufes muß sich ein **ungenutzter Uferwaldstreifen** anschließen, der mit standortstypischen Gehölzen in natürlich differenzierter Altersstruktur bestockt ist. Der Uferwald muß so breit sein, daß eine waldartige, weitständige Baumstruktur entstehen und eine natürliche Totholzmenge in das Gewässer gelangen kann. Von der Annahme eines Uferwaldes ist nur dort abzuweichen, wo infolge zu nasser Standortverhältnisse eine Waldbestockung natürlicherweise nicht vorhanden ist.

Die sich unter diesen Voraussetzungen ausbildende Bettmorphologie ist als potentiell natürliches Leitbild zu beschreiben und anhand von Maßzahlen der Lauf- und Bettform (siehe Kap. 2.2.1 u. 2.6.1) zu präzisieren.

Das kulturhistorische Leitbild

Die mitteleuropäische Urlandschaft wird von *Trepl* (1987) als "Grüne Monotonie" beschrieben. Ein Großteil der Fläche war von Wald bedeckt; es existierten nur wenige waldfreie Stellen. Erst durch die frühere, meist an die Standortfaktoren angepaßte Landbewirtschaftung wurde die Landschaft biotop- und somit artenreicher. Von der Bewirtschaftungsweise abhängige Biotope entwickelten sich und führten zur Einwanderung zuvor nicht vorhandener lichtbedürftiger Pflanzen- und Tierarten aus den Steppengebieten des Südostens (*Walter in Jacobi* 1994).

Durch die heute oft großflächige, monokulturelle Landbewirtschaftung, die durch Ent- und Bewässerung sowie durch tiefgreifende Bodenbearbeitung teilweise die Standortfaktoren entsprechend den Anbauzielen verändert, wird diese Biotop- und Artenvielfalt gefährdet. Die in der Zeit der extensiven und angepaßten Bewirtschaftungsweisen entstandene Kulturlandschaft wird heute durch die von der Technik dominierten Agrarlandschaft mit ihren großen, monotonen Flächen mit geringer Biotopvielfalt verdrängt. Unsere Agrarlandschaft kann deshalb nicht als Kulturlandschaft bezeichnet werden.

Die Kulturlandschaft des letzten Jahrhunderts wird vom Natur- und Landschaftsschutz aus zweierlei Gründen als erhaltenswerter und anzustrebender Zustand angesehen:

- ♦ Ein offenes aber strukturreiches, mit jedem Schritt wechselndes Landschaftsbild entspricht dem ästhetischen Empfinden und den emotionalen Bedürfnissen des Menschen.
- ♦ Die große Biotop- und Artenvielfalt der Kulturlandschaft (im Gegensatz zu der oft geringen Vielfalt der Naturlandschaft) wird positiv bewertet.

Der für das potentiell natürliche Leitbild eines Fließgewässers vorausgesetzte Uferwaldstreifen widerspricht den aus der Kulturlandschaft abgeleiteten Zielvorstellungen. Nach diesen wäre beispielsweise ein stetiger Wechsel von Bereichen mit kleinen Waldstücken, lückigem Gehölzsaum und gehölzfreien Strecken als wünschenswertes Leitbild anzusehen.

Wie im Kapitel 2.7 noch aufgezeigt wird, ist ohne einen ausreichend breiten Uferwald eine natürliche Strukturvielfalt des Gewässerbettes von Bächen nicht zu erreichen. Es gilt deshalb im Einzelfall abzuwägen, ob den Ansprüchen des von der Kulturlandschaft abgeleiteten Arten- und Biotopschutzes oder der morphologischen Strukturvielfalt und somit dem gewässertypischen Arteninventar des potentiell natürlichen Leitbildes der Vorzug zu geben ist. Dabei ist zu bedenken, daß es sich oft nur um scheinbare Widersprüche handelt: *Remmert* (1988) betont, daß in der Naturlandschaft Biotope einander in zyklischer Folge ablösen. Im Hochwald brechen Altholzinseln zusammen, auf diesen Lichtungen entstehen Wiesenflächen, auf diesen breitet sich wiederum Pionierwald aus, der sich über eine Dickungsphase wieder zum Hochwald entwickelt. Es gelte deshalb die "ökologischen Prozesse" zu schützen (Prozeßschutz), die Zyklen in Gang zu halten und nicht den Aspekt der Landschaft zu konservieren.

Die Aussagen von *Remmert* machen deutlich, daß mit einem sich selbst überlassenen Uferwald ausreichender Breite sich durchaus zeitweise und streckenweise Zustände bzw. Biotopstrukturen entwickeln, die den aus der Kulturlandschaft abgeleiteten Ansprüchen gerecht werden. Allerdings würden die "Lichtbiotope" dann einen erheblich geringeren Flächenanteil einnehmen als in der Kulturlandschaft; sie würden an bestimmten Stellen verschwinden und dafür an anderen wieder entstehen.

Als kulturhistorisches Leitbild soll hier nicht puristisch der Gewässerzustand verstanden werden, der in der Kulturlandschaft des vorigen Jahrhunderts bestanden hat, sondern bereits ein Kompromiß zwischen dem potentiell natürlichen Zustand und den gefährdeten Biotopen, die sich in der Kulturlandschaft entwickeln konnten.

Zur Erarbeitung des kulturhistorischen Leitbilds können folgende Grundsätze gelten, denen allerdings eine Präferenz der potentiell natürlichen Zustände zugrunde liegt:

- ♦ Wo keine schützenswerten Biotope und Arten der Kulturlandschaft vorzufinden sind, ist dem potentiell natürlichen Leitbild mit Uferwald der Vorzug zu geben. Den kulturhistorischen Biotop- und Landschaftsstrukturen wird dadurch Rechnung getragen, daß eine adäquate strukturelle Vielfalt außerhalb des Uferwaldes erhalten und entwickelt wird.
- ♦ Wo am Gewässer Biotope vorhanden sind, die nicht vom Gewässer ursächlich abhängen, werden entsprechende Biotope außerhalb des angestrebten Uferwaldes entwickelt und gefördert. Sobald diese dort entstanden sind bzw. die auf die Biotope angewiesenen Tierarten die neuen Biotope angenommen haben, werden die Biotope am Gewässer zugunsten des Uferwaldes aufgegeben.
- ♦ Schützenswerte und trotz einer morphologischen Gewässerentwicklung überlebensfähige Lichtbiotope, die vom Gewässer abhängen, werden in einer Mindestgröße erhalten, die dauerhafte und stabile Populationen gewährleistet. Auf der übrigen Gewässerstrecke wird Uferwald entwickelt.

Zielkonflikte sind oft dann vorhanden, wenn durch Nutzungen bestimmte abiotische Randbedingungen beispielsweise an Be- oder Entwässerungsgräben oder an Stauhaltungen entstehen, die wiederum schützenswerte Biotope oder Vegetationseinheiten entstehen ließen. Nach

Aufgabe der mit diesen Anlagen verbundenen Nutzungen, könnte ein Rückbau zu naturnahen Zuständen stattfinden. Damit würden aber auch die von den nutzungsbedingten Randbedingungen abhängigen Biotope verändert und schlimmstenfalls zerstört. Es ist dann im Einzelfall zu prüfen, ob durch schrittweisen Rückbau eine Anpassung der Biotope an die nur langsam sich verändernden abiotischen Randbedingungen möglich ist, oder ob ein adäquater Ersatz für die zerstörten Biotope geschaffen werden kann.

Mit derartigen Vorgehensweisen kann der Konflikt zwischen dem angestrebten potentiell natürlichen Leitbild und dem kulturhistorischen Leitbild entschärft oder gar vermieden werden. Das kulturhistorische Leitbild unterscheidet sich dann bezüglich der Gewässermorphologie vom potentiell natürlichen Leitbild im Wesentlichen nur noch dort, wo eine schützenswerte Vegetation, die durch Uferwald gefährdet würde, die Meso- und Mikrostrukturen des Gewässers anders beeinflußt als ein Uferwald.

Das realistische oder integrierte Leitbild (Entwicklungsziel)

Unter dem realistischen, d.h. die Nutzungen integrierenden Leitbild ist der "eingeschränkt" naturnahe Gewässerzustand zu verstehen, der unter den "unvermeidbaren" oder von der Gesellschaft als "unverzichtbar" angesehenen Nutzungen des Gewässers selbst, seiner Aue und seines Einzugsgebietes noch erreichbar ist.

Ob Nutzungen eingeschränkt oder aufgegeben werden können, ist abhängig von

- ◆ vorhandenen Nutzungsrechten (z.B. Wasserrechte),
- ◆ der Bereitschaft Einzelner und der Kommunen auf Nutzungen zu verzichten,
- ◆ dem Willen der Regierungen und Parlamente, Nutzungen durch Gesetze einzuschränken und durch entsprechende finanzielle Unterstützung freiwillige Nutzungsaufgaben zu erleichtern.

Die Nutzungen, die es nicht zulassen, den potentiell naturnahen Zustand von Gewässer und Aue wieder herzustellen, sind vielfältig: Es können flächenhafte Nutzungen wie Bebauung und Landbewirtschaftung, linienhafte Nutzungen wie Verkehrswege und Leitungstrassen und direkte Gewässernutzungen wie Wasserkraftnutzung, Fischerei oder die Nutzung des Gewässers als Transportweg (Vorfluter, Schifffahrt etc.) sein. Es gilt, die Nutzungen soweit zu beschränken oder zu modifizieren, daß deren Auswirkungen so klein werden, daß zumindest noch ein funktionsfähiges, naturnahes und dynamisches Gewässer als Ökosystem erhalten bleibt bzw. wieder entstehen kann.

Leitbilder im Planungsprozess

Beim Planungsprozess einer Gewässerrenaturierung ist eine Unterscheidung in das potentiell natürliche Leitbild, in das kulturhistorische Leitbild und in das realistische oder integrierte Leitbild von großer Bedeutung und Hilfe. Das potentiell natürliche Leitbild steht zu Beginn des Planungsprozesses im Vordergrund, während das realistische bzw. integrierte Leitbild

gleichsam das Endprodukt des Entscheidungsprozesses über den Umfang der Renaturierung darstellt. Bei fehlenden oder geringen anthropogenen Nutzungsansprüchen an Gewässer und Aue und bei fehlenden anthropogen bedingten Biotopen (kulturhistorisches Leitbild) kann im günstigsten Falle das integrierte Leitbild mit dem potentiell natürlichen Leitbild identisch sein.

Durch den Dreischritt der Leitbildentwicklung können die Abstriche verdeutlicht werden, die bei kulturhistorischen und insbesondere bei nutzungsbedingten Zielsetzungen vom natürlich potentiellen Leitbild gemacht werden müssen. Im Extremfall kann eine zu große Restriktion durch vorhandene Nutzungen zu der Entscheidung führen, daß größere Maßnahmen zur Renaturierung eines Gewässers auf einer bestimmten Strecke noch nicht in Angriff genommen werden sollten, da die durch sie erreichbaren Verbesserungen nur geringfügig sind und dem dafür erforderlichen Aufwand nicht entsprechen. Dagegen können kleinere Maßnahmen bzw. Entwicklungen, sofern sie den möglicherweise erst später erreichbaren größeren Renaturierungszielen nicht im Wege stehen, durchgeführt bzw. zugelassen werden.

Während das potentiell natürliche Leitbild i.d.R. eine langfristig gültige Zielvorstellung ist, kann sich das kulturhistorische Leitbild dann ändern, wenn sich die anthropogen bedingten Biotope als nicht dauerhaft bzw. nicht überlebensfähig herausstellen. Dies kann beispielsweise der Fall sein, wenn die Nutzungen aufgegeben werden, die den Erhalt dieser Biotope bisher gewährleistet haben, sofern man sich nicht dazu entscheidet, der Nutzung vergleichbare Pflegemaßnahmen zum Erhalt der Biotope durchzuführen. Das realistische Leitbild kann sich ändern, wenn beispielsweise Nutzungsrechte auslaufen oder bisher als unverzichtbar eingestufte Nutzungen, infolge z.B. veränderter wirtschaftlicher Randbedingungen oder alternativer Verkehrstrassen, aufgegeben werden.

Die dauerhafte Gültigkeit des potentiell natürlichen Leitbildes macht es zum idealen Bewertungsmaßstab für den Ist-Zustand, aber auch für den mit der Renaturierung angestrebten realisierbaren Zustand (*DVWK Merkblattentwurf 4/1997*).

Wegen der zukünftig möglichen Veränderung der realistischen Leitbilder ist es sinnvoll, die ihnen zugrundeliegenden Ziele in kurz-, mittel- und langfristige Entwicklungsziele zu unterscheiden. Langfristige Ziele können wünschenswerte Ziele sein, die unter bestimmten Zukunftsszenarien Realität werden können, deren Erreichbarkeit aber noch nicht endgültig beurteilt werden kann. Kurzfristige Ziele sind dagegen die bereits unter den heutigen Randbedingungen erreichbaren Zustände.

Die im Rahmen einer Renaturierungsplanung konkret zu planenden Maßnahmen sind auf die kurzfristigen Ziele ausgerichtet. Die mittel- und langfristigen Ziele münden i.d.R. noch nicht in eine konkrete Planung. Sie sind vielmehr innerhalb der Renaturierungsplanung als Wünsche und Forderungen zu formulieren, die in anderen Planungen oder Entscheidungsbereichen (z.B. der Flächennutzungsplanung) Eingang und Berücksichtigung finden müssen. In Baden-Württemberg ist es beispielsweise vorgesehen, die innerhalb der Gewässerentwicklungskonzepte

erarbeiteten Entwicklungsziele in Regionalplänen, Flächennutzungsplänen etc. verbindlich einfließen zu lassen, um den Gewässern in der Zukunft entsprechende Freiräume zu ermöglichen und zu erhalten (*LfU-Entwurf* 1996).

Dieser zeitlich differenzierte Ansatz macht den Vorteil der Gewässerentwicklung im Gegensatz zur Gewässerumgestaltung deutlich: Während bei der Umgestaltung mit großem Aufwand bereits kurzfristig der Endzustand - zumindest was die Flächenbeanspruchung betrifft - hergestellt wird, beansprucht die Laufentwicklung eines begrädigten Gewässers anfänglich wenig Raum. Der Gewässerlauf stößt bezüglich der restriktiven Flächennutzung deshalb zu Anfang der Entwicklung selten an seine Grenzen. Erst wenn z.B. die Laufentwicklung mittelfristig weiter gediehen ist, erreicht sie ihre heutigen Grenzen, die dann aber - bei entsprechender zukunftsorientierter Planung in anderen Bereichen - bereits zurückverlagert sein können, so daß die Gewässerentwicklung ungehindert weiter zugelassen werden kann.

In der folgenden Tabelle sind wesentliche Nutzungen aufgelistet, die im Rahmen einer Renaturierung möglicherweise aufgegeben oder eingeschränkt werden sollten. Dabei ist abgeschätzt, ob diese Nutzungen kurz-, mittel- oder langfristig verändert werden können.

Tabelle 1.1: Beispiele für Nutzungsänderungen und ihre kurz-, mittel- und langfristigen Realisierungschancen

Nutzungsänderungen	kurzfristig	mittelfristig	langfristig
Rückbau oder Verlegung von Wegen in der Aue			
Rückbau oder Verlegung von Straßen in der Aue			
Abbruch von Einzelgebäuden in Gewässernähe			
Rückbau von nicht mehr genutzten Stauanlagen			
Rückbau von noch genutzten Stauanlagen			
Verzicht auf landwirtschaftliche Nutzung in der Aue			
Extensivierung oder bodengerechte landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet			
Verminderung der Siedlungsabflüsse durch Retention oder Versickerung innerhalb der Siedlungsflächen			
Nutzungsaufgabe auf Gewässerrandstreifen innerhalb von Siedlungen			
Nutzungsaufgabe auf Gewässerrandstreifen außerhalb von Siedlungen			
Rückbau von Fischteichen im und am Gewässer			

1.2.2.2 Generelle Ziele / Zielsystem

Aus gewässermorphologischer Sicht sind nach *Kern* (1994, S. 155) zwei **generelle Ziele** anzustreben:

- ♦ eine gewässertypische Morphodynamik,
- ♦ eine gewässertypische Strukturvielfalt.

Dabei ist zu beachten, daß das Ziel der gewässertypischen Strukturvielfalt ohne eine gewässertypische Morphodynamik nicht erreicht werden kann. Aus diesen beiden generellen Zielen lassen sich alle anderen Ziele ableiten:

Eine gewässertypische Morphodynamik kann nur erreicht werden, wenn eine gebiets- und somit gewässertypische Abfluß- und Feststoffdynamik erhalten oder wieder hergestellt wird. Dies bedingt wiederum eine Nutzung im Einzugsgebiet, die den Abfluß und den Feststofftransport nicht über ein kritisches Maß vom natürlichen Zustand abweichen läßt.

Die Abflüsse müssen im Hochwasserfall ab einer gewässertypischen Größenordnung in die Aue ausufernd können. Dazu muß einerseits die Bettgröße und Bettraueheit auf ein natürliches Maß reduziert bzw. erhöht sein und andererseits Überflutungsraum in natürlicher Größenordnung in der Aue erhalten oder geschaffen werden.

Eine naturgemäße Feststoffdynamik ist wiederum nur erreichbar, wenn Ufer und Sohle nicht künstlich befestigt sind, sondern Erosionen nur durch eine gewässertypische Bettraueheit und Vegetation beschränkt werden. Zur natürlichen Feststoffdynamik gehört ein ständiges Wechselspiel zwischen Erosion und Sedimentation, das einen dynamischen Gleichgewichtszustand erhält. Erosion und Sedimentation bewirken eine nahezu ständige Umformung von Gewässerbett und Gewässerlauf innerhalb eines gewässertypischen Formenspektrums.

Auf Grund der Komplexität der Ziele, die mit der Renaturierung angestrebt werden, ist es sinnvoll, ein **Zielsystem** zu erstellen. Dabei werden die einzelnen Teilziele strukturiert und hierarchisch geordnet. Ein gewässerökologisches Zielsystem wurde für die umweltverträgliche Planung von Maßnahmen an Fließgewässern aufgestellt (*DVWK Merkblattentwurf 4/1997*).

Dieses Zielsystem ist entsprechend §2 UVPG in der obersten Hierarchieebene nach den Schutzgütern Wasser, Boden, Klima, Luft, Tiere, Pflanzen, Landschaft, Mensch und Kultur und sonstigen Sachgütern untergliedert. In der zweiten Hierarchieebene werden die sogenannten Struktur- und Funktionskomplexe unterschieden, von denen beim Schutzgut "Wasser" die Gewässermorphologie, die Hydrologie und der Stoffhaushalt zu nennen sind. In der darunter liegenden Ebene der Teilkomplexe wird beispielsweise beim Funktionskomplex "Gewässermorphologie" weiter in die Teilkomplexe Gewässer (in seiner Gesamtheit), Sohle, Ufer und Aue aufgeschlüsselt. Die unterste Hierarchieebene bilden dann die repräsentativen Ökofaktoren (siehe Tab. 1.2).

Diese ausgewählten Ökofaktoren werden als "repräsentativ" bezeichnet, weil sie aus der Vielzahl möglicher Ökofaktoren ausgewählt und als geeignet beurteilt wurden, den durch sie beschriebenen Teil des Ökosystems "repräsentativ" abzubilden. Werden die Ökofaktoren durch Maßzahlen präzisiert, die den spezifischen potentiell natürlichen Zustand eines Gewässers beschreiben, so ist das Zielsystem gleichsam das potentiell natürliche Leitbild; werden sie dagegen durch die Maßzahlen des konkret angestrebten Zustandes präzisiert, dann ist das Zielsystem mit dem Planungs- bzw. Entwicklungsziel identisch.

Tabelle 1.2: Die Funktionskomplexe Gewässermorphologie und Hydrologie des gewässerökologischen Zielsystems (*DVWK Merkblattentwurf 1996*)

Struktur- und Funktionskomplexe	Teilkomplexe	repräsentative Ökofaktoren
GEWÄSSERMORPHOLOGIE (Erhalten oder Wiederherstellen bzw. Entwickeln einer natürlichen oder naturnahen Laufform, Bettgröße, Sohl- und Uferstruktur)	Linienführung, längszonale Veränderung, Bettgeometrie	Windungsgrad
		Laufamplitude
		Sohlgefälle
		Tiefen- u. Breitenvariabilität
		mittlere Gewässertiefe u. -breite
	Sohle	horizontaler Sohlenaufbau / Choriopotverteilung
		vertikaler Sohlenaufbau / Korngrößenverteilung
		Bänke
	Ufer	Furten / Kolke
		Uferform
	Aue	vertikaler Uferaufbau / Korngrößenverteilung
		Ufervegetation
		Ausdehnung
	HYDROLOGIE (Erhalten oder Wiederherstellen eines / einer den klimatischen Verhältnissen und dem natürlichen Abflußverhalten im Einzugsgebiet entsprechendes Abfluß- und Grundwasserregimes und Abflußdynamik)	Abfluß
Vernetzung		
jahreszeitliche Abflußverteilung		
tägliche Abflußverteilung / Tagesgang		
Abflußmenge		
Wasserstand-Abfluß-Beziehung		
mitl. Fließgeschwindigkeit		
mitl. Sohlschubspannung		
Überflutung		Schwebstoffführung
		Geschiebetransport
		Überflutungshäufigkeit
		Überflutungshöhe
Grundwasser		Überflutungsdauer
		Überflutungsfläche
	mittlerer Flurabstand	
	Grundwasserschwankungsbereich	
	zeitl. Verlauf der Grundwasserstände	
	Korrelation Fluß- mit Grundwasserstand	

Ein solches Zielsystem erleichtert den Überblick über die Ziele und ermöglicht die systematische Zuordnung der repräsentativen Ökofaktoren zu den Ober-, Unter-, und Teilzielen, d.h. zu

den Schutzgütern, Funktionskomplexen und Teilkomplexen. Die im Zielsystem enthaltene Liste der Ökofaktoren kann als Arbeitshilfe verwendet werden, die bei der Entwicklung eines Leitbildes und der Planungsziele abzuarbeiten ist. Sollte für die Renaturierungsmaßnahme ein Planfeststellungsverfahren durchgeführt werden müssen, so kann auf der Grundlage dieses Zielsystems die Umweltverträglichkeitsuntersuchung bzw. -prüfung durchgeführt werden.

Für die Planung der morphologischen Aspekte einer Renaturierung sind vor allem die Struktur- und Funktionskomplexe der Gewässermorphologie und der Hydrologie von Interesse, die einschließlich ihrer repräsentativen Ökofaktoren in Tabelle 1.2 aufgelistet sind.

1.2.3 Allgemeiner und spezifischer Planungsprozess

Die Ziele einer Renaturierung stehen i.d.R. in starker Konkurrenz zu den Zielen in anderen Bereichen. Die folgenden vier übergeordneten Zielbereiche können genannt werden (LAWA 1981): Umweltqualität, soziales Wohlbefinden, Regionalentwicklung, gesamtwirtschaftliche Effizienz.

Die am stärksten konkurrierenden Zielbereiche an einem Gewässer liegen in der landwirtschaftlichen Nutzung, der Siedlungsentwicklung, der Verkehrserschließung und der regenerativen Energiegewinnung. Eine Renaturierungsplanung muß deshalb die anderen Ziele durch einen integrierenden Planungsprozess berücksichtigen. Dies bedeutet nicht, daß die konkurrierenden Ziele als hinzunehmende Restriktionen zu berücksichtigen sind. Vielmehr gilt es, realistische Lösungen zu finden, die zu einem optimalen Gesamt-Zielerfüllungsgrad (integriert über alle relevanten Zielbereiche) führen.

Damit eine integrative Planung sichergestellt wird, ist ein entsprechendes Planungsmanagement erforderlich, durch das die Vielzahl der an einer Planung Beteiligten, wie Fachleute, Vorhabensträger, Fachbehörden, Genehmigungsbehörde bis hin zur Öffentlichkeit und den Betroffenen, in die Planung und die Entscheidungsprozesse eingebunden werden. Das Planungsmanagement kann generell von einer Behörde, dem Vorhabensträger, dem dominierenden Planungsbüro oder von einem speziell dafür beauftragten "unabhängigen" Dritten wahrgenommen werden (siehe Abb. 1.1).

Während es bei einer umweltverträglichen Planung von Maßnahmen i.d.R. darum geht, negative Umweltauswirkungen von Maßnahmen, die als eigentliches Ziel nicht die Verbesserung der Umweltqualität anstreben, zu minimieren und Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für die verbleibenden Eingriffe zu planen, hat eine Renaturierungsplanung zum Ziel, die maximal mögliche Umweltqualität zu erreichen. Folglich können die Schritte einer Renaturierungsplanung spezifisch auf die Renaturierungsziele ausgerichtet werden.

In der Tabelle 1.3 ist ein für generelle Maßnahmenplanungen an Fließgewässern vorgeschlagener Planungsprozess drei für Renaturierungsplanungen gegenübergestellt: der Planungsprozess

zur umweltverträglichen Planung von Maßnahmen an Fließgewässern (*DVWK Merkblattentwurf* 1996), der am Leitbildkonzept orientierte Planungsablauf nach *Kern* (1994), der Planungsablauf für Gewässerentwicklungskonzepte bzw. -planungen nach *LfU Ba-Wü* (1992) und der auf die Renaturierung der Gewässermorphologie beschränkte Planungsablauf, der weiter unten detailliert erläutert wird.

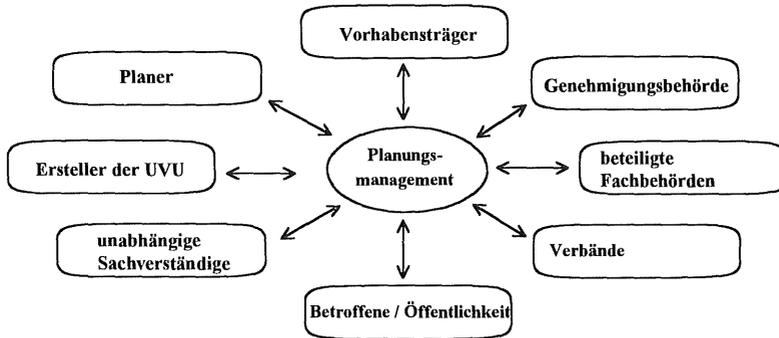


Abbildung 1.1: Zentrale Stellung des Planungsmanagements innerhalb der am Planungsprozess Beteiligten (nach DVWK Merkblatt 4/1997; abgewandelt)

Der Planungsablauf nach *DVWK* ist grundsätzlich für Planungen in allen Bereichen gültig. Er dient insbesondere der Optimierung einer Planung. Die Planungsschritte 1 bis 8 können während einer Planung mehrmals durchlaufen werden: innerhalb der Vorplanung, in der die möglichen Lösungen erarbeitet werden, und eine realistische Lösung ausgewählt wird, ebenso wie bei der nachfolgenden Entwurfsplanung, bei der es dann um die Optimierung von Details geht.

Der Planungsablauf nach dem Leitbildkonzept nach *Kern* ist einem Fließschema entnommen und deshalb nur wenig differenziert. Er ist speziell auf Renaturierungsmaßnahmen ausgerichtet. Es wird dabei von einem defizitären Gewässerzustand ausgegangen, weshalb die Problemanalyse bzw. die Erhebung des Ist-Zustandes der Leitbilderstellung nicht vorangestellt ist. Die Leitbilderstellung besitzt darin ein Übergewicht, wodurch die Bedeutung eines Leitbilds für die Renaturierungsplanung hervorgehoben wird.

Der nach den Leitlinien für die Gewässerentwicklungsplanung in Baden-Württemberg vorgeschlagene Planungsablauf ist dagegen sehr differenziert. Er berücksichtigt nahezu alle an einem Gewässer relevanten Aspekte. Die darin vorgesehenen, für die Gewässermorphologie relevanten Planungsschritte wurden für den hier behandelten, rein gewässermorphologisch orientierten Planungsprozess übernommen. Der inhaltliche Ablauf der Planung - insbesondere bezüglich der Leitbildentwicklung, der Bewertung und der Optimierung - ist nicht stringent genug, weshalb von dessen Ablaufschema abgewichen wurde.

Im in dieser Arbeit entworfenen, gewässermorphologisch orientierten Planungsprozess

(Tab. 1.3 Spalte 4) wurde der Schwerpunkt bewußt nicht auf eine klare Trennung der praktischen Arbeitsabläufe gelegt, vielmehr wurde dem logischen bzw. gedanklichen Prozess der Lösungsfindung der Vorzug gegeben, wie er auch im Planungsprozess nach *DVWK* (4/1997) vorgegeben ist.

Tabelle 1.3: Gegenüberstellung der Planungsprozesse nach verschiedenen Ansätzen

DVWK Maßnahmen an Fließgewässern - umweltverträglich planen	KERN (1994, S. 160)	LfU Ba-Wü Gewässerentwicklungs- planung	Vorschlag morphologische Gewässerrenaturierung /-entwicklung
1. Problemanalyse		1. Vorinformation	1. Erfassung des Ist-Zustandes
		2. Zustandserfassung	
		1.2 Abgrenzung des Planungsgebietes	1.1 Abgrenzung des Planungsgebietes
		1.5 Beschreibung der naturräumlichen Grundlagen	1.2 Geologie
		1.7 Zusammenst. hydrolog. Daten	1.3 Hydrologie
		2. Zustandserfassung	1.4 Erfassung der Gewässermorphologie
			1.4.1 anh. vorh. Daten
		2.3 Gewässermorphologische Kartierung	1.4.2 durch ergänzende Untersuchungen
		1.6 Typologische Einordnung	1.4.3 Typol. Einordnung
			1.4.4 normierte Grobbewertung
		1.4 Zusammenstellung planungsrelevanter Vorgaben	1.5 Erfassen der Nutzungen
			1.5.1 Nutzung im Einzugsgebiet
		2.1 Erfassung der realen Nutzung der Aue	1.5.2 Nutzung der Aue
		2.2 Erhebung wasserbaulicher Anlagen 2.4 Erfassung Problembereiche Wassermenge und -güte	1.5.3 Nutzung des Gew.
	1.6 Unterteilung in homogene Gewässerabschnitte		
2. Erstellung eines Zielsystems	1. Leitbilderstellung für Gewässer u. Aue	4.1 Entwicklung naturraum-spezifischer Leitbilder	2. Erstellung des p.n. Leitbildes (u.U. kulturh. Leitbild)
	1.1 Naturgebener Gewässer- u. Landschaftscharakter		2.1 durch Rekonstruktion des ehemaligen Gewässerzustandes
	1.2 Standort- und Entwicklungspotential	2.5 Erfassung gewässertypischer Biotopstrukturen	2.2 anhand von naturnahen Referenzgewässern / -abschnitten
	1.3 Kulturhistorische Landschaftsentwicklung		2.3 anhand grundsätzlicher gewässermorphol. Erkenntnisse
		3.1 Bewertung des ökologischen Zustandes	3. Ermittlung der vorh. morphologischen Defizite (differenzierte Bewertung) und Ursachenforschung
		3.2 Bewertung aus Sicht des Naturschutzes	

3. Ermitteln des Entscheidungsfeldes	2. Erfassung und Berücksichtigung einschränkender Randbedingungen u. Vorgaben	3.5 Aufzeigen nutzungsbedingter Konflikte mit anderen Nutzungen	4. Ermittlung der Zielkonflikte mit Nutzungen
			4.1 vorhandenen Nutzungen
		4.2 Einbeziehung von Planungsvorgaben	4.2 Planvorhaben
4. Entwickeln von Lösungsmöglichkeiten	3. Planungsvorschläge (Variantenstudium)	4.4 Erarbeitung von Lösungsansätzen zur Verminderung von Beeinträchtigungen	5. Renaturierungsmöglichkeiten 5.1 Entwickeln von Renaturierungsmöglichkeiten
5. Ermitteln der Maßnahmenwirkungen		4.3 Prüfung der Leitbilder auf ihre Realisierbarkeit	5.2 Ermitteln der kurz-, mittel- u. langfristig erreichbaren Zustände unter Berücksichtigung untersch. Renaturierungsmethoden u. deren Auswirkung
6. Bewertung der Maßnahmenwirkungen			5.3 Bewertung der erreichbaren morphol. Zustände und Nutzungseinschränkungen
7. Vergleich der Lösungsmöglichkeiten			5.4 Vergleich der Renaturierungsmöglichkeiten
8. Dokumentation der Ergebnisse		4. Wahl der Optimallösung durch Abstimmung mit Beteiligten und Betroffenen	4.5 Formulierung konkreter wasserwirtschaftlicher und landschaftsökologischer Zielsetzungen
	5. Entwurf für die Ausführungsvariante	5. Zielplanung	7. Dokumentation der Entscheidungsgründe
		8. Maßnahmenplanung	
		8.1 Entscheidung über die Renaturierungsmethode	
		8.2 spezifische Maßnahmen	
5.1 Erhaltung		8.2.1 für Pflege	
5.2 Entwicklung		8.2.2 für Entwicklung	
5.3 Umgestaltung		8.2.3 für Umgestaltung	
	5.4 Maßnahmenübersicht mit Prioritätenfestlegung etc.	8.3 Prioritätenfestlegung und Zeitplan	
		9. Erfolgskontrolle	
		10. Korrektur der Planung	

Hervorzuheben ist, daß hierbei drei Bewertungsphasen zu unterscheiden sind: Die Bewertung des Ist-Zustands des Gewässers im Planungsschritt 1.4.4 (Grobbewertung) und Planungsschritt 3 (differenzierte Bewertung), die dazu dienen, die vorhandenen Defizite und somit den Handlungsbedarf aufzuzeigen, und die Bewertung der erreichbaren Zustände und Nutzungseinschränkungen im Planungsschritt 5.3, die aufzeigen soll, unter welchen Restriktionen welche Renaturierungsziele erreicht werden können.

1.3 Planung der morphologischen Renaturierung

Die folgenden Ausführungen beschränken sich weitgehend auf die morphologischen Aspekte einer Renaturierungsplanung, zu der auch die hydrologisch / hydraulischen Aspekte gezählt werden müssen, da sie in enger Wechselwirkung zur Morphologie stehen (Entstehung der Gewässermorphologie infolge des Abflusses und Veränderung der Abflußverhältnisse infolge veränderter Morphologie). Zu den morphologischen Aspekten wird auch die Gehölzvegetation gezählt, die die Morphologie von Gewässer und Aue stark beeinflussen kann.

Durch die folgenden Erläuterungen werden die in den nachfolgenden Kapiteln 2 bis 5 gewonnenen Erkenntnisse zusammengefaßt und aufgezeigt, wie sie innerhalb einer Planung berücksichtigt und genutzt werden können. Der Schwerpunkt der Erläuterungen liegt bei der Erfassung der potentiell natürlichen Gewässermorphologie, der Entscheidungsfindung bei der Renaturierungsmethode und beim gezielten, auf den Gewässertyp und die vorhandenen morphologischen Defizite ausgerichteten Einsatz unterschiedlicher Maßnahmen. Die anderen Planungsschritte werden nur insoweit behandelt, wie es für das Gesamtverständnis des Planungsablaufs und der logischen Zusammenhänge erforderlich ist.

1.3.1 Erfassung des Ist-Zustands

1.3.1.1 Abgrenzung des Planungsgebietes

Die Nutzungen im Einzugsgebiet beeinflussen die Abflußverhältnisse und den Feststofftransport und somit die potentielle Morphologie eines Gewässers oder Gewässerabschnitts (siehe Kap. 3.1.2). Am Anfang der Planung ist deshalb grundsätzlich das gesamte Einzugsgebiet als Planungsgebiet zu betrachten. Kann infolge der vorhandenen geringen Nutzung im Einzugsgebiet oder am Gewässeroberlauf eine maßgebliche Auswirkung (unnatürlich hoher oder niedriger Hochwasserabfluß oder Feststofftransport) ausgeschlossen werden, so kann das Planungsgebiet bezüglich der Erhebung bestimmter morphologischer Einflußfaktoren soweit auf das direktere Einzugsgebiet des Projektgewässers oder des Projektabschnitts reduziert werden, daß die wesentlich negativen Einflüsse noch erfaßt werden können.

Nachdem die relevanten übergeordneten Einflußfaktoren im Einzugsgebiet erfaßt worden sind, kann das Planungsgebiet weitgehend auf das direkte Einzugsgebiet entlang der Projektstrecke, und sobald dessen Einflußfaktoren bekannt sind, auf die Projektstrecke einschließlich ihrer Aue reduziert werden.

1.3.1.2 Berücksichtigung der Geologie und Geomorphologie

Die Geologie im Einzugsgebiet und auf der Projektstrecke bestimmt u.a. maßgebend die potentiell natürliche Gewässermorphologie. Die geologischen Schichten und die Schichtgrenzen, die von einem Gewässer durchschnitten werden, sind deshalb anhand geologischer Karten zu

bestimmen und den Gewässerabschnitten zuzuordnen. Wo entsprechend großmaßstäbliche und somit detaillierte geologische Karten nicht zur Verfügung stehen, müssen u.U. Gesteinsaufschlüsse in Gewässernähe beurteilt werden. Ebenso sind die Gewässerabschnitte mit und ohne alluviale Ablagerungen bzw. mit und ohne Auebildung zu unterscheiden.

Die Talmorphologie, d.h. die Talform - insbesondere im Bereich der Talsohle - definiert den Raum, der einem Gewässer zur Laufentwicklung zur Verfügung steht (Kap. 2.2.5). Er schränkt u.U. die potentiell natürliche Laufform eines Gewässers ein. Anhand der Höhenlinien topographischer Karten kann die Talform beurteilt und entsprechenden Gewässerabschnitten zugeordnet werden. Da dies insbesondere bei kleinen Gewässern nur eine grobe Abschätzung des Freiraums zur Laufentwicklung sein kann, sind gegebenenfalls genauere Daten in späteren Arbeitsschritten vor Ort zu erheben. Zur Talmorphologie zählt noch das Talgefälle, das genügend genau anhand der Höhenlinien in topographischen Karten bestimmt werden kann. Dieses ist ebenfalls Gewässerabschnitten zuzuordnen, wobei u.U. eine Einteilung in Gefällsklassen sinnvoll ist.

1.3.1.3 Erfassung der hydrologischen Verhältnisse

Die Größe der häufigen Hochwasserabflüsse bestimmt die Tiefe und die Breite eines Gewässerbettes, den Abstand der maßgeblichen Sohlstrukturen und die Wellenlänge des Laufes (siehe Kap. 2.2.1, 2.6.3 u. 2.6.4). Natürliche und naturnahe Gewässer besitzen einen bordvollen bzw. bettbildenden Abfluß, der meist dem mittleren jährlichen Hochwasserabfluß (MHQ) nahe kommt (siehe Kap. 2.1.2). Als wichtige Planungsgröße sollte deshalb der MHQ-Wert für die jeweiligen Gewässerabschnitte ermittelt werden.

I.d.R. sind in der Fließgewässerregion des Projektgewässers Abflußpegel vorhanden, mit deren Daten es möglich ist, die Größe der mittleren jährlichen Hochwasserabflüsse an verschiedenen Stellen des Projektgewässers abzuschätzen. Da sich die Abflußwerte eines Gewässers an der Mündung von Nebengewässern sprunghaft und danach - bis zur Einmündung des nächsten Nebengewässers - nur mäßig verändern, kann das Gewässer anhand der Mündungen größerer Nebengewässer in Abschnitte mit nahezu gleichbleibenden Abflüssen und somit nahezu gleichbleibenden Breiten- und Tiefenmaßen unterteilt werden.

Es ist sinnvoll, den durch Überflutung im Hochwasserfall betroffenen Bereich, die Aue, vom terrestrischen Bereich abzugrenzen. Sind entlang des Gewässers Überschwemmungsgebiete ausgewiesen, so kann die Überschwemmungsfläche zur groben Abgrenzung der Aue dienen. Sind solche Gebiete nicht ausgewiesen, so kann die Aue mit der Überflutungsfläche abgegrenzt werden, die sich bei einem Wasserstand von doppelt bordvoller Tiefe über der Gewässersohle einstellen würde (siehe Abb. 2.13).

Sind im Einzugsgebiet oder an der Projektstrecke Hochwasserrückhaltebecken, andersartige Speicherbecken oder Ausleitungsstrecken vorhanden, so ist zu prüfen, wie stark deren dämpfende Wirkung auf das natürliche Hochwassergeschehen ist. Es sollte ein Ziel der Planung sein,

die Steuerung solcher Anlagen so zu modifizieren, daß zumindest Hochwasserabflüsse bis ca. MHQ die Anlagen nur wenig verändert passieren können. Damit wäre eine noch weitgehend natürliche Abflußdynamik zumindest im bettbildenden, nicht aber im auebildenden Bereich gewährleistet.

Insbesondere die versiegelten Flächen innerhalb von Siedlungsbereichen erhöhen die Häufigkeit und Größe von kleinen Hochwasserereignissen vorwiegend im Gewässerabschnitt direkt unterhalb der Siedlungen. Die präzise Ermittlung der Abflußzunahme durch Siedlungen wäre sehr aufwendig und würde i.d.R. den Rahmen einer Renaturierungsplanung sprengen. Da sowieso nur eine tendenzielle Beurteilung der Veränderung der Gewässermorphologie infolge der Siedlungsabflüsse möglich ist (siehe Kapitel 3.1.2), ist eine qualitative Beurteilung der veränderten Abflußverhältnisse ausreichend.

1.3.1.4 Erfassung der Gewässermorphologie

Standartisierte Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Gewässermorphologie liegen für kleinere Fließgewässer vor (z.B. Gewässerstrukturgütekartierung nach Werth-Aland und LA-WA) und werden derzeit für größere Gewässer erarbeitet. Die Bewertungen, die mit solchen Verfahren durchgeführt werden, müssen bezüglich einer Renaturierungsplanung als Grobbewertung angesehen werden, da ihnen meist eine differenzierte Bewertungsgrundlage in Form eines gewässertypischen, potentiell natürlichen morphologischen Leitbilds fehlt. Zur Identifizierung der offensichtlichen Defizite und zur groben Unterteilung eines Gewässer in naturnahe, stark beeinträchtigte und naturferne Abschnitte sind sie aber ausreichend differenziert.

Insbesondere können folgende Defizite aus einer Strukturgütekartierung abgeleitet werden:

- ◆ fehlende Morphodynamik infolge festgestellter Ufer- und Sohlsicherungen
- ◆ eindeutig begradigte Abschnitte
- ◆ Abschnitte mit Regelprofilen
- ◆ eindeutig übertiefte Gewässerprofile
- ◆ fehlende Ufergehölze und fehlende gehölzbedingte Strukturen
- ◆ Geschiebesperren und Wanderhindernisse
- ◆ Stauhaltungen
- ◆ angrenzende flächenhafte Nutzungen

Über eine standardisierte Strukturgütekartierung hinaus müssen präzise, abschnittsspezifische morphologische Daten erfaßt werden, um anhand eines differenzierten, abschnittsbezogenen potentiell natürlichen Zustands die morphologischen Defizite beurteilen zu können.

Erfassung anhand vorhandener Datenquellen

Sofern eine Gewässerstrukturgütekartierung bereits vorliegt, ist diese entsprechend auszuwerten. Ist eine solche nicht vorhanden, so kann anhand von Luftbildern eine entsprechende

Beurteilung insbesondere des Gewässerlaufs und der Ufer- und Auevegetation durchgeführt werden (Gießübel 1993; LfU 1994). Eine grobe Beurteilung von Sohl- und Uferstrukturen anhand von Luftbildern ist allerdings nur bei großen Bächen und Flüssen möglich. Auch topographische Karten können - insbesondere bei größeren Gewässern - ausreichend genaue und gegebenenfalls bessere Informationen über die Laufform geben, als visuelle Erhebungen vor Ort oder selektive Vermessungen. Eine wichtige Informationsquelle sind zudem noch Ausbaupläne, Bestandspläne bzw. Querschnittsvermessungen. Ist der Ausbau oder die Vermessung vor längerer Zeit erfolgt, so kann - je nach Unterhaltungsintensität - der Ist-Zustand mehr oder weniger stark von den Plänen abweichen.

Anhand der Strukturgütekartierung oder der Auswertung von Luftbildern und topographischer Karten können die Gewässerabschnitte, an denen mit großer Wahrscheinlichkeit eine raumgreifende Renaturierung erforderlich ist (begradigte Abschnitte) oder die Aufschluß über die potentiell natürlichen Zustände geben (Referenzgewässerstrecken), herausgefiltert werden.

Erfassung durch Erhebungen vor Ort

Liegt eine Gewässerstrukturgütekartierung nicht bereits vor, ist grundsätzlich eine solche, relativ schnelle und einfache Kartierung durchzuführen. Da diese Kartierungen aber nicht spezifisch auf die Planung von Renaturierungsmaßnahmen ausgerichtet sind, werden damit nicht alle planungsrelevanten Daten erhoben.

Folgende Daten sind deshalb zusätzlich und gegebenenfalls während der Gewässerstrukturgütekartierung zu erfassen:

- an allen Gewässerabschnitten an repräsentativen Stellen

- ♦ das Ufermaterial und die gegebenenfalls vorhandenen Schichtgrenzen
- ♦ die Korngrößenklassen des Sohlmaterials
- ♦ die Geschiebeverhältnisse (beispielsweise entsprechend Tab. 4.8 in Kap. 4.3)

- an offensichtlich naturnahen Abschnitten, an denen zumindest die Breitenentwicklung durch Ufersicherungen nicht eingeschränkt ist

- ♦ die bordvolle maximale Tiefe, die bordvolle Breite und die Wasserspiegelbreite (bei mittleren Abflüssen) im Bereich der Furten an ca. drei Stellen eines homogenen Abschnittes
- ♦ die Bettiefe von der Sohle bis zur unteren Grenze der dauerhaften Ufervegetation und bis zur Böschungsoberkante des Ufers bzw. dem Aueniveau
- ♦ die Talsohlenbreite auf Höhe der ca. doppelten, maximalen, bordvollen Tiefe (zur Beurteilung der Eintiefung und des natürlichen Entwicklungsraums; siehe Kap. 2.2.5.2)
- ♦ die Abstände von vorhandenen Furten, Krümmungsbänken und wechselseitigen Uferbänken (Einmessung von jeweils ca. fünf Strukturen entlang der Gewässerachse innerhalb eines homogenen Abschnittes)

- ♦ die Wellenlänge und Amplitude des Gewässerlaufs bei kleineren Gewässern (bei großen Gewässern können diese Daten leichter aus Luftbildern oder topographischen Karten entnommen werden)
- **an offensichtlich ausgebauten, d.h. profilierten oder begradigten Abschnitten**, sofern die Daten nicht aus Ausbau- oder Bestandsplänen hervorgehen
- ♦ die bordvolle maximale Tiefe, die bordvolle Breite und die Wasserspiegelbreite an einer repräsentativen Stelle eines homogenen Abschnitts
- ♦ die Talsohlenbreite an repräsentativen Stellen auf Höhe der ca. doppelten maximalen bordvollen Tiefe (sofern das Gewässer nicht eingetieft erscheint)
- ♦ die Abstände von auch nur ansatzweise vorhandenen Furten, Krümmungsbänken und wechselseitigen Uferbänken (Einmessung von jeweils ca. fünf Strukturen entlang der Gewässerachse innerhalb eines homogenen Abschnitts)

Zusätzlich sind weitere visuell erfassbare Strukturen (z.B. Totholz-, Wurzel- und Uferstrukturen) und ihre Wechselwirkungen und Ursachen zu erheben.

Bei größeren Gewässern kann die oben definierte Talsohlenbreite bei bekannter Gewässertiefe auch anhand großmaßstäblicher Höhenlinienkarten ausreichend genau ermittelt werden.

Typologische Einordnung des Gewässers und normierte Grobbewertung der vorhandenen Strukturen

Die bei der Gewässerstrukturgütekartierung erkannten und strukturell erfaßten naturnahen Gewässerabschnitte geben i.d.R. bereits ausreichend Information zur relativ eindeutigen, typologischen Einordnung größerer Gewässerabschnitte in morphologischer Hinsicht. Bereits vorliegende typologische Differenzierungsansätze (*Forschungsgruppe Fließgewässer* 1995; *MfURL NRW* 1995; *Humborg* 1994; *Nadolny* 1994; *Otto* 1991; *Rosgen* 1996) können zur typologischen Einordnung verwendet werden.

Anhand der typologischen Einordnung und der visuell erfaßten Strukturen offensichtlich naturnaher Abschnitte am Projektgewässer ist eine qualitative Grobbewertung der erfaßten Gewässerstrukturen durchzuführen. Eine quantitative Bewertung der Gewässermorphologie wird erst später anhand eines durch morphologische Maßzahlen präzisierten Leitbilds möglich sein.

1.3.1.5 Erfassung relevanter Nutzungen

Unter relevanten Nutzungen sollen hier alle die Nutzungen verstanden werden, die die Gewässerstruktur indirekt oder direkt beeinflussen oder einer Renaturierung entgegenstehen (siehe Kap. 3.1). Räumlich zu unterscheiden sind Nutzungen im Einzugsgebiet, in der Aue und Nutzungen des Gewässers selbst.

Nutzungen im Einzugsgebiet sind vor allem daraufhin zu überprüfen, ob sie das natürliche Abfluß- oder Feststoffregime maßgeblich verändert haben bzw. verändern. Zu beurteilen sind in jedem Fall:

- ◆ der Anteil der Ackerfläche am Einzugsgebiet (schwerpunktmäßig in der Aue und auf erosionsgefährdeten Hanglagen)
- ◆ der Anteil der Siedlungsfläche am gesamten Einzugsgebiet
- ◆ vorhandene Stau- und Speichieranlagen (sofern sie einen größeren Anteil des Einzugsgebietes abdecken oder nahe der Projektstrecke liegen)
- ◆ andere regionalspezifische Nutzungen, wie z.B. der Bergbau

Anhand der sich aus den Nutzungen ergebenden gravierenden Veränderungen beim Abfluß und Feststofftransport können die tendenziellen qualitativen Veränderungen gegenüber des ursprünglichen potentiell natürlichen Zustandes der Bett- und Laufform beurteilt werden (siehe Kap. 3.1.2).

Die **Nutzungen in der Aue** der Projektstrecke sind teilweise bereits bei der Gewässerstrukturgütekartierung erfaßt. Hier geht es nun darum, diese Nutzungen zu präzisieren und die geplanten Veränderungen, die nach den verschiedenen Fachplänen (z.B. Flächennutzungsplan etc.) vorgesehen sind, zu ermitteln. Es sind insbesondere die baulichen Nutzungen interessant, die Laufverlagerungen und Laufentwicklungen entgegenstehen können. Dagegen können landwirtschaftliche Nutzungen grundsätzlich als "weiche" Nutzungen betrachtet werden, die im Bedarfsfall im Zuge der Renaturierung zurückgenommen werden können. Zu ermitteln sind die Abstände vorhandener Bauwerke, Wege, Straßen und Ver- und Entsorgungseinrichtungen vom jeweiligen Ufer, sofern diese im vermeintlichen Entwicklungsraum des Gewässers liegen.

Die **Nutzungen des Gewässers** auf der Projektstrecke, die mit vorhandenen Bauwerken in Verbindung stehen, werden bereits bei der Gewässerstrukturgütekartierung anhand der Bauwerke erkannt. Hier geht es nun darum, die rechtlich festgeschriebenen Nutzungen anhand vorhandener Planunterlagen und der rechtlichen Tatbestände zu präzisieren (Stauhöhen, Staulängen, Betriebsanweisungen, Entnahmemengen, Befristungen etc.), um beurteilen zu können, wo sie einer morphologischen Renaturierung entgegenstehen. Sind die morphologischen Wirkungen der Nutzungen oder die nutzungsbedingten Restriktionen sehr groß, so ist später anhand der Rechte die Möglichkeit der Verringerung oder Aufgabe der Nutzung zu prüfen.

1.3.1.6 Einteilung des Gewässers in homogene Abschnitte

Anhand der Gewässerstrukturgütekartierung und der ergänzenden Detailuntersuchungen kann die Projektstrecke in Abschnitte unterteilt werden, die bezüglich der Randbedingungen, der morphologischen Ausprägung und der Nutzung weitgehend einheitlich sind. Die weiteren Planungsschritte können damit gezielt abschnittsbezogen durchgeführt werden.

Die folgenden Unterscheidungsmerkmale (Einteilungskriterien) können dazu herangezogen werden: Geologie, Talform, Talsohlengefälle, Bachformation, Hochwasserabfluß, Defizite der Gewässerstruktur, Biotope am Gewässer, Siedlungsbereich / Außenbereich, Abstand der baulichen Nutzung in der Aue. Stellt man die nach den unterschiedlichen Merkmalen unterschiedenen Gewässerabschnitte entsprechend Abbildung 1.2 dar, so werden die merkmalspezifischen

Überschneidungen deutlich. Je nach der auftretenden Fragestellung können dann bestimmte Merkmale durch Überlagerung der merkmalspezifischen Abschnitte zur Unterteilung des Gewässers verwendet werden.

Merkmale \ Kilometrierung	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1 Einzugsgebietsgröße [km ²]	~ 150			~ 126			~ 83			~ 69			~ 15						
2 MHQ [m ³ /s]	~ 8,2			~ 7,4			~ 7			~ 5,9			~ 5,4			~ 2,3			
3 Bachformation	- 3 -																		
4 (Geologie) / Bettmaterial / Sediment	tL bis sL / Sediment: U bis S															uL - IU / S			
5 Talform / Strukturen der Talsohle	breites Sohlental											schmales Sohlental							
6 Talgefälle	- 2,5 ‰ -											- 3,5 ‰ -				- 5,6 ‰ -			
7 Auebreite (bei zweifacher Tiefe)	100 - 300 m											50 - 100 m							
8 mittl. bordvolle Tiefe																		zu groß	
9 mittl. bordvolle Breite																		zu groß	
10 Defizite bei Laufstruktur	[Pattern of shaded and unshaded cells]																		
11 Defizite bei Sohlstruktur	[Pattern of shaded and unshaded cells]																		
12 Defizite bei Uferstruktur	[Pattern of shaded and unshaded cells]																		
13 Defizite bei Ufer-/Auenvegetation	[Pattern of shaded and unshaded cells]																		
14 Biotope (nach § 24 a etc.)																			
15 Siedlungsbereich (bzw. Außenbereich)	[Pattern of shaded and unshaded cells]																		
16 Abstand zur baulichen Nutzung																			

Abbildung 1.2: Beispiel für die Unterteilung eines Gewässers in homogene Abschnitte mit unterschiedlicher Morphologie und unterschiedlichen Randbedingungen (Kraichbach im Kraichgauer Hügelland, Baden-Württemberg; nach Daten von Koukolitschek 1997)

Beispielsweise sind die Geologie / Bettmaterial, die Talform / Talsohlenstruktur, das Talsohlengefälle und die Auenbreite (Zeile Nr. 4 bis 7) die Merkmale, die die geomorphologischen Randbedingungen der Gewässermorphologie beschreiben; die Einzugsgebietsgröße, der mittlere jährliche Hochwasserabfluß und die Bachformation (Zeile 1 bis 3) sind Hilfsgrößen für die Gewässergröße, mit denen bei der differenzierten Leitbildentwicklung morphologische Maßzahlen von kleineren oder größeren naturnahen Abschnitten übertragen werden können; die Bettiefe und -breite und die strukturellen Defizite (Zeile 8 bis 13) geben den morphologischen Zustand an, aus dem der vorhandene Handlungsbedarf abgeleitet werden kann; die Unterscheidung in Siedlungs- und Außenbereich und die Abstände zu baulichen Anlagen machen die Abschnitte kenntlich, innerhalb denen maßgebliche Restriktionen für die Renaturierung zu erwarten sind.

Durch das Verschneiden der verschiedenen Merkmale und Merkmalsgruppen können bereits wichtige Schlüsse gezogen werden: Sind beispielsweise keine morphologischen Defizite vorhanden, obwohl der Gewässerabschnitt im Siedlungsbereich liegt und bauliche Nutzungen nahe des Gewässers zu finden sind, dann gilt es, dort die vorhandenen Freiräume zu sichern; sind dagegen starke Defizite bei der Laufform festgestellt, obwohl das Gewässer im Außenbereich

liegt und keine bauliche Nutzung (Straßen, Ver- oder Entsorgungsleitungen) in Gewässernähe vorhanden sind, so wird einer Renaturierung voraussichtlich nichts im Wege stehen.

1.3.2 Erstellung pot. natürlicher morphologischer Leitbilder

Für die Planung einer Gewässerrenaturierung sind verbal beschriebene Leitbilder nicht ausreichend, um beispielsweise den Flächenanspruch zu ermitteln oder gezielte Maßnahmen zur Förderung der Entwicklung oder eine Umgestaltung planen zu können. Es müssen vielmehr Leitbilder auf dem Niveau konkreter Maßzahlen präzisiert werden. Insbesondere müssen Maßzahlen für die potentiell natürliche Bettbreite und -tiefe, die Wellenlänge und Amplitude des Laufes bzw. die Furt- bzw. Kolkabstände des jeweiligen morphologisch homogenen Abschnitts müssen ermittelt werden.

Grundsätzlich gibt es fünf Möglichkeiten die potentiell natürliche Gewässermorphologie zu erarbeiten:

1. die Rekonstruktion des ehemals naturnahen Zustandes des Gewässer selbst
2. die Ableitung einiger potentiell natürlicher Maßzahlen aus sich entwickelnden Strukturen innerhalb des ausgebauten Abschnitts
3. die Übertragung der noch natürlichen oder naturnahen Zustände direkt benachbarter Abschnitte desselben Gewässers auf die naturfernen Abschnitte
4. die Ableitung des potentiell natürlichen Zustands aus naturnahen, entfernt liegenden Abschnitten desselben Gewässers, benachbarter Gewässer oder vergleichbarer Gewässer derselben Fließgewässerregion
5. die Auswertung bzw. Anwendung grundsätzlicher morphologischer Erkenntnisse

I.d.R. kann keine der fünf Möglichkeiten alle erforderlichen Daten in genügender Genauigkeit für das abschnittsspezifische Leitbild liefern:

- ♦ Bei der ersten Methode kann meist nur die Lauform rekonstruiert werden; die ehemaligen Bettmaße dagegen sind nur selten bekannt oder nicht zwingend als naturnah einzustufen. Die auf diese Weise ermittelten Daten sind danach zu überprüfen, ob sie unter den heutigen Bedingungen des Abflusses und des Feststofftransports noch Gültigkeit besitzen (siehe Kap. 3.1.2 u. 3.1.3).
- ♦ Die zweite Methode läßt näherungsweise Aussagen über die potentiell natürliche Breite, Tiefe und gegebenenfalls die Wellenlänge des Laufs anhand von Sedimentstrukturen zu, sofern die Verhältnisse von Abfluß und Feststofftransport nicht zu stark verändert sind.
- ♦ Die dritte Methode ist generell die sicherste, da diese nahegelegenen Abschnitte den gleichen Einflüssen unterliegen, wie die defizitäre Projektstrecke. Sie liefert i.d.R. alle erforderlichen Daten, sofern nicht auch hier bestimmte Defizite vorhanden sind.
- ♦ Auch die vierte Methode liefert die erforderlichen Daten. Die naturnahen Gewässerabschnitte, die dabei herangezogen werden, liegen aber entweder an einem anderen Gewässer, das anderen Einflüssen unterliegen kann, oder die Abschnitte besitzen ein größeres oder kleineres Einzugsgebiet und andersgeartete geomorphologische Randbedingungen.

Die Maßzahlen müssen deshalb bezüglich ihrer Größe transformiert und u.U. wegen anderen Randbedingungen modifiziert werden.

- ♦ Die fünfte Methode ist gleichsam die unsicherste Methode, da die bekannten grundsätzlichen morphologischen Erkenntnisse aus Daten von Gewässern stammen, die unterschiedlichste Größenordnungen besitzen und in verschiedenen Regionen der Welt liegen. Die Daten, aus denen die Erkenntnisse bzw. die Gesetzmäßigkeiten abgeleitet sind, streuen deshalb stark. Daraus abgeleitete Maßzahlen können folglich von den potentiell natürlichen des jeweiligen Projektgewässers deutlich abweichen.

Diese eingeschränkte Übertragbarkeit morphologischer Daten macht es erforderlich, daß möglichst alle verfügbaren Daten, d.h. alle Methoden, die erfolgsversprechend sind, zur Anwendung kommen. Damit erhält man ein Datenspektrum für die jeweilige Maßzahl und kann daraus die jeweils vertrauenswürdigste auswählen.

1.3.2.1 Rekonstruktion des ehemals naturnahen Zustandes

Zur Rekonstruktion der p. n. Bettgröße und Laufform bestehen folgende Möglichkeiten:

- ♦ Besaß das Gewässer vor seinem Ausbau einen weitestgehend natürlichen Lauf und liegen die Ausbaupläne noch vor, so können daraus die Maßzahlen des ursprünglichen Laufs, des Bettes und der Bettform entnommen werden. Anhand der Bettform und der Regelmäßigkeit der Breite und Tiefe kann u.U. bereits beurteilt werden, ob das Gewässerbett schon vor dem Ausbau infolge von Profilierungs- und Unterhaltungsmaßnahmen vom naturnahen Zustand abwich.
- ♦ Sind keine Ausbaupläne mehr vorhanden, oder lassen diese schon vor dem Ausbau deutliche Eingriffe nicht nur ins Gewässerbett, sondern auch in den Lauf erkennen, so ist auf möglichst alte Kartenwerke zurückzugreifen. Diese müssen aber einen für die Gewässergröße adäquaten Maßstab besitzen und aus Landvermessungen hervorgegangen sein¹, sonst können daraus nur qualitative Erkenntnisse über die Laufform gewonnen werden.
- ♦ Insbesondere bei größeren Gewässern kann der ehemalige Lauf von Altarmen und Altwässern abgeleitet oder an unterschiedlicher Vegetation und Bodenart im Bereich des ehemaligen Laufes erkannt werden. Entsprechend unterschiedliche Böden sind entweder an artfremdem Material, das u.U. zur Verfüllung des alten Bettes verwendet wurde, oder anhand der Sedimente, sofern das alte Bett verlandet ist, zu erkennen. Mit Sondierungen und Schürfen können Schichtgrenzen zwischen dem Füllmaterial im ehemaligen Bett und der Geschiebeschicht oder dem anstehenden Untergrund erfaßt werden. Aus denen wiederum können grob die Bettmaße abgeschätzt werden.

Dabei ist zu beachten, daß die Gültigkeit der mit diesen Vorgehensweisen gewonnenen Daten nur beschränkt gegeben ist, wenn sich heute die Abflußverhältnisse und der Feststofftransport stark von denen der damaligen Verhältnisse unterscheiden. Dann weicht beispielsweise der heutige potentiell natürliche Lauf zwar nicht unbedingt bezüglich seiner grundsätzlichen Laufform, aber in seinen Maßzahlen vom damaligen ab. Zur Beurteilung der tendenziellen Veränderungen können die qualitativen Angaben in Tabelle 3.3 herangezogen werden. Die Aussagekraft der auf diese Weise gewonnenen Maßzahlen sind in Tabelle 1.4 beurteilt.

¹ Sehr alte Karten (älter als ca. 1800), die nicht aus Landvermessungen hervorgegangen sind, geben den Gewässerlauf bestenfalls qualitativ wieder. U.U. ist der dargestellte Lauf nur als Symbol zu verstehen.

Tabelle 1.4: Möglichkeiten der Rekonstruktion naturnaher morphologischer Maßzahlen und ihre Aussagekraft

Datenquelle \ ermittelbare Daten	Wellenlänge	Laufamplitude	Bettiefe	Bettbreite	Bettform
1 Ausbaupläne	gut	gut	unsicher	unsicher	unsicher
2 alte Kartenwerke	gut bei gr. Gew.	gut bei gr. Gew.	-	gut bei sehr.gr. G.	-
3 Auenstrukturen	mäßig	mäßig	mit hoh. Aufw.	mäßig	-

1.3.2.2 Erstellung des potentiell natürlichen morphologischen Leitbildes anhand von Referenzgewässerabschnitten

Das potentiell natürliche Leitbild kann grundsätzlich anhand von Referenzabschnitten desselben Gewässers, vergleichbarer benachbarter Gewässer oder anhand entfernt liegender naturnaher Gewässer der Gewässerregion erarbeitet werden. Referenzabschnitte desselben Gewässers sind zu bevorzugen. Ist eine ausreichende Zahl davon am Gewässer vorhanden, um die unterschiedlichen abschnittsbezogenen Leitbilder erarbeiten zu können, so können bekannte Referenzabschnitte benachbarter Gewässer zur Kontrolle und Absicherung der Erkenntnisse herangezogen werden. Sind nur wenige oder keine Referenzabschnitte am Gewässer vorhanden, so müssen Referenzabschnitte benachbarter Gewässer oder von Gewässern der gleichen Fließgewässerregion in die Analyse einbezogen werden.

Oberste Priorität für Referenzgewässer haben die Gewässerabschnitte, die eine offensichtlich unbeeinflusste Laufform besitzen. Bei diesen Gewässerabschnitten kann meist davon ausgegangen werden, daß auch die Tiefe und Breite des Bettes und die rhythmische Sohlenstruktur weitgehend naturnah ist. Liegen diese Abschnitte zudem innerhalb eines Waldes bzw. eines breiten Gehölzsaums, so sind u.U. auch die durch Gehölze bedingten Strukturen (Uferbuchten, Totholz etc.) vorhanden.

Auch geringfügig begradigte Gewässer mit älteren weitständigen Ufergehölzen können, zumindest was die Breite, Tiefe und Uferstruktur betrifft, als Referenzstrecken herangezogen werden, wenn der Ausbau bereits Jahrzehnte zurückliegt, keine Ufersicherungen eingebaut wurden, lange keine Unterhaltung und nachweislich keine Tieferlegung oder Tiefenerosion stattgefunden hat.

Übertragung der noch naturnahen Gewässermorphologie direkt benachbarter Abschnitte desselben Gewässers

Bei den direkt benachbarten noch naturnahen Gewässerabschnitten ist der bettbildende Abfluß und der Feststofftransport nahezu mit dem des defizitären Gewässerabschnitts identisch, sofern keine größeren Nebengewässer zwischen den Abschnitten einmünden. Sind zudem keine wesentlichen Abweichungen bezüglich Struktur, Ausmaß und Gefälle der Talsohle vorhanden, kann die naturnahe Gewässermorphologie der naturnah verbliebenen Abschnitte direkt als p. n. Zustand auf den ausgebauten Abschnitt übertragen werden.

Ableitung aus naturnahen, entfernt liegenden Abschnitten desselben Gewässers, benachbarter Gewässer oder Gewässern der Fließgewässerregion

Bei entfernter liegenden Referenzstrecken desselben Gewässers sind deutliche Unterschiede bezüglich der Einzugsgebietsgröße und somit des bettbildenden Abflusses und möglicherweise bezüglich des Feststofftransports und der Talform bzw. Talsohle zu erwarten. Entsprechendes gilt in noch größerem Maße für Referenzstrecken an Nachbargewässern oder innerhalb der Gewässerregion, wenn nicht zufällig eine Referenzstrecke gefunden wird, die bezüglich ihrer Einzugsgebietsgröße dem Projektabschnitt entspricht. In diesem Fall ist die vorzufindende Geologie und Talform oft vergleichbar. Eine Anpassung bzw. Übertragung insbesondere der Größe der natürlichen Zustandsdaten auf die Projektstrecke wird deshalb erforderlich.

Übertragung der Bettmaße: Eine Übertragung der Betttiefe und -breite kann mittels Regimegleichungen geschehen, die entweder an Referenzstrecken geeicht (bei wenigen Referenzabschnitten) oder anhand der Daten mehrerer, möglichst kleinerer und größerer Referenzabschnitte spezifisch für eine Gewässerregion erstellt worden sind (siehe Kap. 2.6.4, Tab. 2.10). Die Übertragbarkeit der Daten der Referenzgewässer ist um so besser, desto näher sie dem Projektgewässer und in ihrer Größe vergleichbar sind. Das Bettmaterial kann einen deutlichen Einfluß auf die Bettmaße ausüben, weshalb bei der Verwendung bekannter (siehe Tab. 2.9) und nicht einzugsgebiets- oder regionalspezifischer Regimegleichungen, diese anhand der vorherrschenden Bettmaterialien auszuwählen sind.

Übertragung der Laufform: Die Talform und die Struktur und das Material der Talsohle bestimmen die Freiheitsgrade eines Gewässerlaufs (siehe Kap. 2.2.5). Ist die Talsohle so breit, daß eine ungehinderte Laufentwicklung auf der Referenz- und der Projektstrecke möglich ist, so ist bei sonst vergleichbaren Randbedingungen (Bettmaterial, Talgefälle, bettbildender Abfluß) die Laufform übertragbar. Weichen die bettbildenden Abflüsse voneinander ab, so können die Größenmaße der potentiell natürlichen Laufform, d.h. deren Wellenlänge oder Amplitude, wie bei der Bettbreite und -tiefe, anhand der Einzugsgebietsgröße oder des MHQ-Wertes interpoliert werden, wenn naturnahe Daten kleinerer und größerer Abschnitte vorliegen. Weichen dagegen die Freiheitsgrade des Laufs der Referenzstrecken von der Ausbaustrecke voneinander ab, so kann bei größerem Freiheitsgrad auf der Referenzstrecke die Laufform nur beschränkt übertragen werden.

Anwendung grundsätzlicher morphologischer Erkenntnisse

Wie bereits angedeutet, zeigen grundsätzliche morphologische Erkenntnisse Abhängigkeiten zwischen morphologischen Maßzahlen untereinander oder zwischen morphologischen Maßzahlen und beispielsweise dem bettbildenden bzw. bordvollen Abfluß auf (siehe Kap. 2.2.3). Da sie aber oft aus einer Vielzahl unterschiedlich großer und u.U. typologisch verschiedener Gewässer abgeleitet sind, streuen die Daten sehr stark. Abweichungen der Daten einzelner Gewässer können oftmals um mehrere hundert Prozent von der gefundenen Gesetzmäßigkeit abweichen. Um einigermaßen gesicherte p.n. Zustandsdaten zu erhalten, müssen deshalb

Eichungen der Bestimmungsgleichungen mit gesicherten p.n. Zustandsdaten der Referenzgewässer durchgeführt werden.

Als weitgehend gesicherte Erkenntnisse, die bei fehlenden Referenzstrecken Anhaltswerte für die naturnahe Gewässermorphologie geben, können folgende Relationen und Abhängigkeiten gelten:

- ♦ Die bordvolle Abflußkapazität eines natürlichen, nicht eingetieften Gewässers entspricht näherungsweise dem mittleren jährlichen Hochwasserabfluß (siehe Kap. 2.1.2).
- ♦ Die Abstände von Furten (Wendepunkten) und Krümmungskolken (Krümmungsscheitel) liegen im Mittel bei der zehnfachen bordvollen Gewässerbreite. Ist die p.n. Breite des Gewässers bekannt, so kann damit die Wellenlänge zumindest eines geschwungenen Laufs abgeschätzt werden (siehe Kap. 2.2.1 u. 2.3.4).
- ♦ Die meisten Gewässer besitzen, sofern sie nicht durch eng beieinanderliegende Talränder eingengt sind, Windungsgrade nahe 1,5 (siehe Kap. 2.2.3, Abb. 2.7).
- ♦ Die Gewässerbreite nimmt in guter Näherung mit der Quadratwurzel des bettbildenden Abflusses zu (siehe Kap. 2.6.3, Tab. 2.9). Die Tiefe hängt u.a. stark vom den Geschiebeverhältnissen ab, weshalb ohne präzise Kenntnisse keine sinnvollen Aussagen gemacht werden können.

Die Anwendung der grundsätzlichen morphologischen Erkenntnisse liegt insbesondere darin, ausgehend von einem oder nur wenigen bekannten p.n. Zuständen die tendenziellen Veränderungen abzuschätzen, die beispielsweise bei vergrößertem oder verkleinertem Abfluß oder Feststofftransport zu erwarten sind (siehe Kap. 3.1.2, Tab. 3.3). Dies ist beispielsweise bei der Übertragung der Zustandsdaten kleinerer oder größerer Referenzgewässer oder bei unterschiedlichen Randbedingungen von Bedeutung.

Ist der Fall gegeben, daß keine Referenzgewässer mehr vorhanden sind, dann kann grundsätzlich - ausgehend vom Bettmaterial und mittleren jährlichen Hochwasserabfluß - die Gewässerbreite und -tiefe mittels geeigneten Regimegleichungen, und mit der errechneten Breite die Wellenlänge und die Amplitude abgeschätzt werden. Sofern im begradigten Gewässer die mehr oder weniger regelmäßige Ausbildung von Furten oder wechselseitigen Uferbänken zu erkennen ist, kann auch daran die Wellenlänge des potentiell natürlichen Laufs abgeleitet bzw. können die aus der p.n. Breite errechneten Wellenlängen überprüft werden (siehe Kap. 2.3.4).

Da die Berechnung der Laufparameter am sichersten auf der Gewässerbreite aufbaut, ist es wichtig, die ermittelte potentiell natürliche Gewässerbreite an der vorhandenen Breite zu überprüfen. Kurze Strecken auch begradigter Gewässer, die einen weitgehend natürlichen Bewuchs aufweisen, keine Ufersicherungen besitzen und seit langem nicht profiliert wurden, besitzen deshalb Gewässerbreiten, die näherungsweise als die potentiell natürliche Breite angesehen werden können.

Die potentiell natürliche Betttiefe kann nur sehr ungenau ermittelt werden, da sie stark vom Sohlmaterial und dem schwer zu ermittelnden Geschiebetransport abhängt. Bei unnatürlich tief

und breit ausgebauten Gewässern kann die potentiell natürliche Betttiefe und Breite u.U. an vorhandenen Sedimentations- und Vegetationsstrukturen erkannt werden: Die Höhe und der Abstand von bermenartigen Ablagerungen auf den Uferböschungen oder des Übergangs von Uferbänken in die Uferböschung kann nach einigen Jahren nicht mehr durchgeführter Beträumung als Anhaltswert für die p.n. Tiefe und Breite des Gewässerbettes dienen (siehe Abb. 1.3).

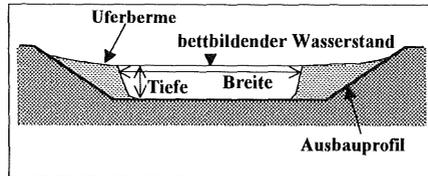


Abbildung 1.3: Durch Sedimentation entstandene Uferberme auf der Uferböschung eines unnatürlich tief und breit ausgebauten Gewässers, an der die potentiell natürliche Tiefe und Breite abgeschätzt werden kann

Zudem gibt das Höhengniveau, über dem sich eine dauerhafte autochtone Vegetation (nicht Pionervegetation) ausgebildet hat, den Wasserspiegel häufiger, d.h. bettbildender Hochwässer wieder, sofern nicht infolge starker Ufererosion auch höher liegende Böschungspartien vegetationsfrei sind.

1.3.3 Ermittlung morphologischer Defizite, ihre Bewertung und ihre Ursachen

Durch Vergleich des Ist-Zustandes mit dem pot. nat. Leitbild können, im Gegensatz zur nach Kapitel 1.3.1.4 durchgeführten Grobbewertung, die morphologischen Defizite differenziert ermittelt und bewertet werden. Die Defizite können von der unnatürlichen Abflusssdynamik und vom unnatürlichen Feststofftransport, von der Gewässerstrecke oberhalb, durch den Gewässer Ausbau, die Gewässerunterhaltung, die angrenzenden Nutzungen und die Nutzung des Gewässers selbst verursacht sein (siehe Kap. 3.1).

Tabelle 1.5: Beispiele für übergeordnete und untergeordnete (abhängige) Strukturen

übergeordnete Strukturen	untergeordnete Strukturen	Bemerkungen
Laufform	Prallufer u. Gleitufer	
	Krümmungsbänke u. (Furten u. Kolke)	
Erosionsufer	Geschiebebänke	
Mindestbreite des Gewässerbettes	wechselseitige Uferbänke	bei von Kies dominierten Gewässern
weitständige Ufergehölze	Uferbuchten	bei Bächen
Totholz	zusätzl. Kolke, Bänke und Sohlstufen	
Ufervegetation u. deren Ausprägung	Bettform, Uferstruktur, Wurzelstruktur	auch vom Bettmaterial abhängig

Um die mangelhaft ausgeprägten oder fehlenden Strukturen durch eine Renaturierung gezielt beseitigen zu können, müssen sie auf ihre Ursachen zurückgeführt werden. Sie sind dazu

danach zu unterscheiden, ob sie direkt oder indirekt durch übergeordnete Strukturdefizite (siehe Tab. 1.5), den Ausbauzustand, die Gewässerunterhaltung oder die Nutzungen beeinflusst sind.

1.3.3.1 Morphologische Defizite

Die grundsätzlichen morphologischen Defizite von Gewässer und Aue sind:

- ♦ ein zu regelmäßiger, ein zu gestreckter (bei geschwungenen oder gewundenen Laufformen) oder gar begradigter Lauf,
- ♦ eine zu große oder zu kleine Bettbreite oder Bettiefe,
- ♦ fehlende, zu seltene oder zu gering ausgeprägte Uferstrukturen wie Uferbuchten, Prallufer und Gleitufer,
- ♦ fehlende, zu seltene oder zu gering ausgeprägte Sohlstrukturen wie Furten, Kolke, Bänke und Inseln,
- ♦ fehlende oder zu wenig Totholzstrukturen,
- ♦ fehlende oder zu dicht stehende Ufergehölze und / oder ein zu schmaler Uferwald,
- ♦ fehlende Auestrukturen wie Flutrinnen, Altarme oder Altwasser.

In der obigen Aufzählung fehlt die Variabilität der Gewässerform, Breite und Tiefe. Da sich die Variabilität der Bettmaße aber mit dem Vorhandensein insbesondere von Uferbuchten, Bänken und Inseln, Furten und Kolken automatisch ergibt, ist sie indirekt mit diesen Strukturen beschrieben. Als Defizit ist auch eine fehlende oder zu große Morphodynamik anzusehen. Auch diese spiegelt sich in fehlenden bzw. defizitären morphologischen Strukturen wider: Beispielsweise deuten nicht nur auf Prallufer beschränkte Erosionsufer auf eine zu große Morphodynamik und fehlende Erosionsufer bzw. durchgehend bewachsene Uferböschungen auf eine zu geringe hin.

Tabelle 1.6: Morphologische Defizite, ihre Ursachen und die möglichen ursächlichen Nutzungen

Defizit	Ursache	ursächliche Nutzung
sehr gestreckter Lauf	Begradigung	Hochwasserschutz / bauliche Nutzung
fehlendes Totholz	fehlende Ufergehölze / Uferwald	landwirtschaftliche Nutzung
- " - (bei vorhandenem Uferwald)	Gewässerunterhaltung / Waldpflege	Hochwasserschutz / Forstwirtschaft
fehlende Geschiebebänke u. Prall- und Gleitufer	Ufersicherung u.U. verbunden mit Begradigung	direkt angrenzende bauliche Nutzung
fehlende Geschiebebänke	Stauanlage oberhalb	z.B. HRB mit Dauerstauraum
fehlende Sohlenstrukturen	zu geringe Sohlbreite (Ausbauart); Geschiebemangel	Hochwasserschutz / Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzfläche
keine Uferbuchten (geringe Breitenvarianz)	Ufersicherung; zu dichter Ufergehölzsaum	landwirtschaftliche Nutzfläche / Schutz von Grundbesitz
- " - (bei vorh. stark geschw. Lauf)	fehlender Ufergehölzsaum	intensiver Ackerbau
fehlende Breitenvarianz bei relativ breitem Gewässer	unnatürlich gestreckter Lauf	Hochwasserschutz / optimalere landwirtschaftliche Nutzung

1.3.3.2 Defizitäre Laufstrukturen und ihre Ursachen

Grundsätzlich zu unterscheiden sind Gewässer mit potentiell geflochtenem, verzweigtem, gestreckt zickzackartigem, geschwungenem und gewundenem Lauf (siehe Kapitel 2.2.2).

Gewässer mit ursprünglich **geflochtenen Laufformen** (durch Bänke verzweigte Mittelwasser-rinnen) sind i.d.R. relativ steil, geschiefbeführend und besitzen ein verhältnismäßig breites Bett. Ihr Lauf ist weitgehend gestreckt. Diese als Wildbäche oder Wildflüsse bezeichneten Gewässer wurden meist "gebändigt", indem man sie in enge Mittelwasserbette gezwängt hat, in denen sich Bankstrukturen nicht mehr ausbilden können. Da dabei die natürlicherweise relativ gestreckte Linienführung des Gewässerbettes oft nicht wesentlich verändert wurde, sind durch Vergleich von alten mit neuen Karten die Laufdefizite meist nur bei relativ großen Gewässern anhand der Gewässerbite und fehlender Großbänke zu erkennen. Es handelt sich bei diesem Gewässertyp weniger um ein Defizit der Laufstruktur als ein Defizit bezüglich der Gewässerbite und der Sohlstrukturen.

Gewässer mit **verzweigtem Lauf** - worunter hier Gewässer mit relativ kurzen Bachspaltungen bzw. selten auftretenden kleinen Inseln nicht gezählt werden sollen - sind in unseren Naturräumen nahezu ausgestorben und vermutlich nur selten vorhanden gewesen. Waren sie streckenweise vorhanden, so wurden u.U. bereits vor Jahrhunderten die höher im Talraum liegenden Nebenarme in Zuleitungskanäle für die Wiesenwässerung oder die Wasserkraftnutzung ausgebaut, oder die Nebenarme wurden verfüllt, um die Fläche anderweitig nutzen zu können. Die Laufdefizite und ihre Ursachen werden folglich i.d.R. nicht ermittelt werden können. Bei der Renaturierung wird man sich deshalb auf den heute noch vorhandenen Hauptarm konzentrieren müssen, der eine gestreckte, geschwungene oder gewundene Laufform besessen haben kann. Entstehen bei oder nach der Renaturierung Nebenarme bzw. Verzweigungen, so kann der entstandene verzweigte Lauf als potentiell naturnaher Zustand unterstellt werden. Er ist dann mit geeigneten Maßnahmen zu fördern.

Gewässer mit **gestreckter, zickzackartiger Laufform** sind meist in relativ steilen Kerbtälern und steilen Kerbsohlentälern mit schmaler Talsohle zu finden. Sie sind häufig von grobem, nicht alluvialen Sohl- und Ufersubstrat geprägt. Infolge des Wegebaus und der Wiesennutzung wurden diese Gewässer oft an eine Talseite gedrängt und dort mit Ufersicherungen fixiert. Die plötzlichen und abrupten Laufänderungen und die vermutlich häufigen Bachspaltungen wurden damit verhindert bzw. beseitigt. Da es sich hierbei vornehmlich um kleinere Gewässer handelt, können Laufdefizite nur vor Ort erkannt werden. Das Maß, um das beispielsweise Verkehrswege die Talsohle einengen, ist oft identisch mit der verringerten Amplitude des Laufes.

Am häufigsten werden Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern erforderlich, die naturgemäß einen **geschwungenen oder gewundenen Lauf** besitzen. Sie wurden meist begradigt, um eine größere und zusammenhängendere Auefläche nutzen zu können, oder um einen gewissen Hochwasserschutz zu erreichen.

Man kann vier grundsätzliche Fälle von Begradigungen unterscheiden:

1. die Beseitigung der Unregelmäßigkeiten in der Laufstruktur, wobei die großen Krümmungen und Schlingen erhalten blieben (Abb. 1.4 a)
2. die Verringerung der Laufamplitude durch Kappen der Außenkrümmungen und durch ein Durchstechen der Schlingen (Abb. 1.4 b), wobei ein rechteckartiger Lauf oder aus einem gewundenen ein geschwungener Lauf entstanden ist
3. die völlige Begradigung des Laufes, der im wesentlichen nur noch dem Tallauf folgt (Abb. 1.4 c)
4. die Verlegung und geradlinige Neuanlage des Gewässers am Talrand auf höherem Niveau (Abb. 1.4 d)

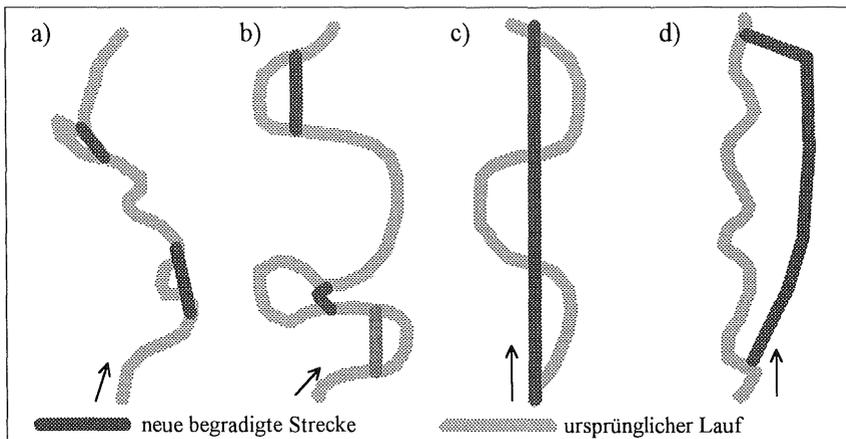


Abbildung 1.4: Unterschiedliche Fälle bzw. Stärke der Eingriffe in die Laufform; a) Beseitigung von Unregelmäßigkeiten, b) Einzelne Schlingendurchstiche und Kappungen von großen Krümmungen, c) die völlige Begradigung des Laufes d) die Verlegung des Laufes an den Talrand

Der vierte Fall stellt einen **Sonderfall** dar, der zwar nicht auf großen Gewässerstrecken aber im Berg- und Hügelland nicht selten zu finden ist. Das Gewässer wurde dabei insbesondere zur Wasserkraftnutzung als Kraftwerkskanal mit geringerem Gefälle an den Talrand verlegt. Der eigentliche Bachlauf wurde u.U. nicht mehr für erforderlich gehalten und verfüllt. Die zu hohe Lage des Gewässers im Talraum kann leicht am Abstand der Tiefenlinie der Talsohle von der Bett- bzw. Mäandergürtelachse des Gewässers erkannt werden. Weichen diese auf längerer Strecke um mehr als eine Mäandergürtelbreite voneinander ab, so kann von einer früheren Verlegung des Gewässers ausgegangen werden, auch wenn der Lauf heute wieder eine gewisse Laufentwicklung (höherer Windungsgrad) besitzt.

Anhand der vorhandenen Laufstruktur bzw. der fehlenden Harmonie des Laufes (nicht unbedingt der Regelmäßigkeit) kann bei größeren Gewässern anhand von topographischen Karten und bei kleineren Gewässern vor Ort meist leicht erkannt werden, ob durch kleinere Eingriffe oder

reguläre Ausbaumaßnahmen "nur" einzelne Krümmungen des Laufes "abgeschnitten" wurden, Unregelmäßigkeiten beseitigt wurden oder das Gewässer streckenweise oder ganz begradigt worden ist. Schwerer ist das visuelle Erkennen von Veränderungen dann, wenn der Eingriff längere Zeit zurückliegt und der Gewässerlauf einen Entwicklungsprozess durchgemacht und eine gewisse Harmonie der Laufform wiedererlangt hat. Ein Aktenstudium bei den zuständigen Behörden gibt bei zweifelhaften Fällen oftmals Auskunft darüber, ob und wie ein Gewässer ausgebaut wurde.

Besitzt das Gewässer eine größere Amplitude oder einen größeren Windungsgrad als das p. n. Leitbild, so ist dies nicht als Defizit, sondern als abschnittsspezifische naturgemäße Abweichung anzusehen. Entsprechendes kann grundsätzlich auch für geringfügig nach unten abweichende Werte dieser Parameter gelten, sofern an der Laufform keine anthropogenen Einflüsse zu erkennen sind.

Die Bewertung der "Schwere" einer Laufbegradigung hat sich grundsätzlich am Längenanteil der begradigten Gewässerstrecken und der Größe der Abweichung vom potentiell natürlichen Zustand zu orientieren.

1.3.3.3 Zu große oder zu kleine Gewässertiefe und ihre Ursachen

Grundsätzlich kann eine unnatürlich große oder kleine Tiefe des Gewässerbettes als strukturelles Defizit angesprochen werden, weil bei zu großer Tiefe die Auedynamik stark reduziert ist und bei Hochwasserabflüssen eine große hydraulische Belastung des Gewässerbettes entstehen kann. Bei zu kleiner Tiefe sind gegenteilige Effekte vorhanden. Die dadurch verursachte Abweichung von der natürlichen Dynamik hat auch in gewissem Umfang veränderte Sohlstrukturen zur Folge.

Eine **zu kleine Gewässertiefe** ist meist dort festzustellen, wo ein Gewässer infolge künstlicher Bettverbreiterung oder Rückstau zur flächenhaften Sedimentation und somit zur Sohlanhebung neigt. In Flachlandgewässern kann eine zu geringe Tiefe auch die Folge mangelnder Beschattung sein, wodurch ein starkes Wasserpflanzenwachstum einsetzt, das die Verlandung fördert. Eine zu kleine Bettiefe kann folglich - vom Rückstau und mangelnder Beschattung als Ursache abgesehen - als eine vorwiegend von der Gewässerbreite und dem fehlenden Gehölzbewuchs abhängige Struktur betrachtet werden. Dieser Fall wird deshalb im Kapitel 1.3.3.4 im Zusammenhang mit der Breitenentwicklung behandelt.

Die **zu große Gewässertiefe**, d.h. eine zu große Distanz der Gewässersohle zum Aueniveau muß als gewichtigeres Defizit angesehen werden. Sie kann sechs grundsätzliche Ursachen haben, die auch in Kombination auftreten können:

1. **Rückschreitende Erosion** in Bereichen, in denen infolge der geomorphologischen Randbedingungen ein Übergang von relativ flachem zu steilerem Talgefälle vorhanden ist

2. **Auelehmabildung**, die durch Rodung und landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet verursacht ist, wobei sich das Aueniveau durch Schwebstoffablagerungen angehoben hat, die Gewässersohle diesem Niveaustieg aber nicht gefolgt ist
3. **Erhöhung** der Häufigkeit und Größe der **Abflüsse** infolge von Flächenversiegelung ohne entsprechende Zunahme der Geschiebezufuhr, weshalb Tiefenerosion stattgefunden hat
4. **Erhöhung der Strömungskräfte** infolge von Laufbegradigung, Bedämmungen oder Profilierungen des Bettes, wonach Tiefenerosion stattgefunden hat
5. **Geschieberückhaltung** durch Stauanlagen, weshalb Tiefenerosion stattgefunden hat
6. **Gewässerausbau**, bei dem ein tieferes Gewässerbett hergestellt wurde.

Die erste Ursache ist natürlicher Art. Die vergleichsweise große Bettiefe darf nicht als defizitärer Zustand angesehen werden. Da sich diese Abweichung von der p.n. Bettiefe i.d.R. nur über kurze Gewässerabschnitte erstreckt, erhöht sie die Vielfalt der Gewässerstrukturen.

Die zweite Ursache ist eindeutig anthropogen bedingt. Da die Auelehmabildung nicht rückgängig gemacht werden kann (ein Abtrag der Auelehmdeckschicht wäre von den Eingriffen her und auch finanziell nicht vertretbar), und die Vegetation und die Böden der Aue sich u.U. bereits seit Jahrhunderten an diese Verhältnisse angepaßt haben, kann dieser Zustand als potentiell natürlich und gewässertypisch eingestuft werden.

Die durch Tiefenerosion infolge erhöhter Abflüsse aus Siedlungen entstandene, große Bettiefe kann unterschiedlich beurteilt werden. Kann der zusätzliche Abflußanteil aus der Siedlungsfläche mit finanziell vertretbaren Mitteln und vertretbaren Umwelteingriffen auf ein Maß unterhalb des Schwellenwertes - von dem an die Tiefenerosion einsetzt - gedämpft werden, so ist die große Bettiefe als Defizit anzusehen, die zusammen mit der Ursache beseitigt werden sollte. Andernfalls sollte die vorhandene Randbedingung und somit die übergroße Tiefe als heutiger potentiell natürlicher Zustand hingenommen werden, sofern sich ein neuer Gleichgewichtszustand einstellen kann.

Ein eindeutiger Fall liegt dagegen bei einer zu großen Bettiefe infolge von Tiefenerosion nach Laufbegradigung, Bedämmung oder infolge Bettprofilierung beim Ausbau vor. Abfluß oder Feststoffzufuhr haben sich dadurch nicht verändert. Höhere Strömungskräfte haben die Tiefenerosion verursacht. Die dadurch entstandene, unnatürliche Bettiefe und ihre Ursache sollte möglichst rückgängig gemacht werden.

Liegt eine zu große Bettiefe vor, die aus unterschiedlichen Gründen nicht behoben werden kann oder soll, dann muß beurteilt werden, ob eine Tendenz zur Tiefenerosion vorhanden ist, die zur weiteren Eintiefung führt. Eine weitere Eintiefung ist in jedem Fall durch geeignete Maßnahmen zu verhindern (siehe Kap. 5). Eintiefungen des Gewässerbettes infolge Geschieberückhalt können möglicherweise durch technische Maßnahmen wie Geschiebezugabe oder eine modifizierte Steuerung der Bauwerke, die den Geschiebetransport insbesondere bei Hochwasser aufrechterhält, vermieden bzw. beseitigt werden.

1.3.3.4 Zu große oder zu kleine Gewässerbreite und ihre Ursachen

Beim Vergleich der natürlichen mit der vorhandenen Bettbreite muß man deutlich benennen, welches Breitenmaß man beim Vergleich heranzieht. In natürlichen Gewässern besteht ein kontinuierlicher Übergang von Uferböschung und Sohle, der meist nur eine relativ eindeutige Bestimmung der Gewässerbreite auf dem Aueniveau zuläßt. Oft besitzen naturnahe Gewässer ein kastenförmiges Profil, in dem die Wasserspiegelbreite bei Mittelwasser nur relativ wenig von der bordvollen Breite abweicht. In den meist mit Regelprofil ausgebauten Gewässern ist dagegen bei einem Trapezprofil die Sohlbreite von der bordvollen Breite und bei einem gegliederten Profil zudem die Breite des Mittelwasserbettes und die Breite des gesamten Profiles (Hochwasserbett) inclusive des Mittelwasserbettes zu unterscheiden. Beim Trapezprofil grenzen an die oft zu schmale Sohle unnatürlich flache Böschungen an (verwendete Böschungseigungen beim Ausbau meist nahe 1:1,5), die kontinuierlich bis zum Aueniveau ansteigen (Abb. 1.5 a). Beim gegliederten Profil ist das Hochwasserbett in ein relativ kleines Mittelwasserbett und ein- oder beidseitig vorhandene künstliche Vorländer unterteilt (siehe Abb. 1.5 b).

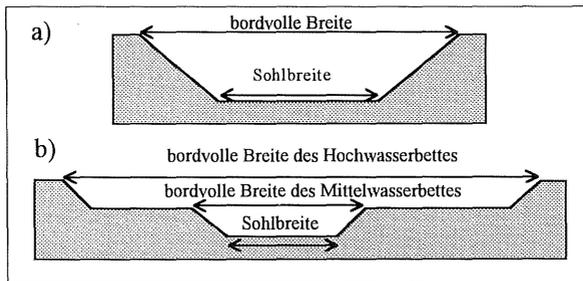


Abbildung 1.5: Verschiedene Breitenmaße in einem ausgebauten Gewässer mit a) Trapezprofil und b) gegliedertem Profil (Doppeltrapezprofil)

Um einen differenzierten Vergleich des Ausbaustandes mit dem potentiell natürlichen Zustand durchführen zu können, muß die potentiell natürliche bordvolle Breite mit allen Breitenmaßen eines Regelprofils in Bezug gesetzt werden. Die bordvolle Breite des gesamten Regelprofils des Ist-Zustandes ist die verfügbare Breite, innerhalb der sich nach Beseitigung der Ufersicherung problemlos, d.h. ohne zusätzlichen Raumbedarf, das naturnahe Bett entwickeln kann.

Die zweite als Doppeltrapezprofil bezeichnete Profilform wurde an geschiebeführenden Wildbächen und -flüssen meist mit unnatürlich schmalen Mittelwasserbetten (siehe Abb. 1.6 c) hergestellt, um eine Bankbildung und das Entstehen der gefürchteten, tiefen Uferkolke zu verhindern, die jede Ufersicherung zum Versagen gebracht hätten. Im letzten Jahrzehnt wurde die Herstellung von Doppeltrapezprofilen auch als ökologisch orientierte Ausbauvariante bei Hochwasserschutzmaßnahmen propagiert. Dabei wurde die naturgemäße Bettbreite für das Mittelwasserbett belassen, und die erforderliche, höhere Abflußkapazität durch die Abgrabung von Vorländern erreicht.

Eine zu große Bettbreite ist i.d.R. die Folge eines Gewässerausbaus zum Hochwasserschutz, bei dem die Vergrößerung des Bettes nicht oder weniger durch Eintiefung, als durch Aufweitung erfolgt ist (siehe Abb. 1.6 a). Eine zu kleine bordvolle Breite, ist dagegen bei einem ausgebauten Gewässer selten zu finden, auch wenn die Bettvergrößerung durch Eintiefung entstanden ist. Vielmehr ist oft eine unnatürlich kleine Sohlenbreite festzustellen, die durch Ufersicherungen erhalten wird, während die Breite des gesamten Bettes nicht stark von der gewässertypischen Breite abweicht (siehe Abb. 1.6 b). Ausnahmen davon können in Ortslagen dann zu finden sein, wenn infolge des großen Raumbedarfs insbesondere für Verkehrswege Ufermauern hergestellt wurden. Auf diese Weise kann ein rechteckförmiges Ausbauprofil entstanden sein, das deutlich schmaler als die ursprüngliche bordvolle Bettbreite ist.

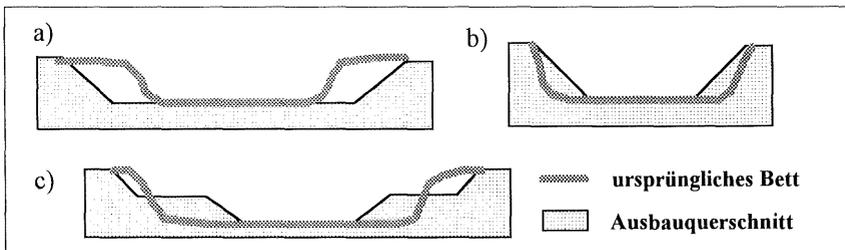


Abbildung 1.6: Durch Ausbau aus naturnahen Profilformen hervorgegangene Gewässerprofile: a) mit zu großer Breite, b) mit zu kleiner Sohlbreite im Trapezprofil, c) mit zu kleiner Sohlbreite im Doppeltrapezprofil

1.3.3.5 Defizitäre Ufer- und Sohlstrukturen und ihre Ursachen

Da Defizite bei den Sohl- und Uferstrukturen oft auf die gleichen Ursachen zurückzuführen sind, werden sie hier zusammen behandelt. Als Uferstrukturen sind zu nennen: Gleitufer- und Prallufer, Uferbuchten, Überhänge und Gehölzwurzeln. Als Sohlstrukturen sind zu nennen: Kolke, Mitte- und Uferbänke, Querbänke bzw. Furten, Inseln, Gehölzwurzeln und Totholz.

Strukturdefizite im Ufer- und Sohlbereich sind auf folgende Ursachen zurückzuführen:

- ♦ das Fehlen der natürlichen Laufform infolge Begradigung (die Folgen sind fehlende oder gering ausgeprägte Prall- und Gleitufer, Uferbuchten, Furten und Kolke)
- ♦ fehlende Laufdynamik infolge Ufersicherungen (die Folgen sind fehlende Erosionsufer und schwach ausgebildete Gleitufer, fehlende Uferbuchten, schwach ausgeprägte Bänke und Furten)
- ♦ fehlender Feststofftransport infolge Geschiebesperren und Stauhaltungen (die Folgen sind keine oder nur schwach ausgeprägte Gleitufer, Bänke und Furten)
- ♦ ein beim Ausbau hergestelltes Regelprofil, das durch Unterhaltungsmaßnahmen erhalten wird (entstehende Strukturen insbesondere Bänke und Totholz werden durch die Unterhaltung wieder nivelliert oder beseitigt; bei Erhaltung einer zu schmalen Sohle wird die Entstehung von Bänken verhindert)

- ♦ Ufergehölze im Gewässerprofil werden nicht zugelassen (die Folgen sind fehlende Wurzelstrukturen, Sturzbäume, Gehölzinseln, gehölzbedingte Engstellen)
- ♦ ein Gehölzsaum oder Uferwald wird nicht zugelassen (die Folgen sind fehlende Wurzelstrukturen, fehlendes Totholz und fehlende Uferbuchten)
- ♦ Größere Totholzelemente im Gewässerbett werden nicht zugelassen, d.h. regelmäßig beiseitigt (die Folge sind fehlende zusätzliche, totholzbedingte Bänke und Kolke)

Diese Aufzählung zeigt, wie vielfältig die Ursachen fehlender Sohl- und Uferstrukturen sein können. An den genannten Ursachen wird auch deutlich, daß Sohl- und Uferstrukturen meist als untergeordnete Strukturen eingestuft werden müssen, deren Defizite vom Fehlen anderer Strukturen herrühren.

Im Gegensatz zur Laufform und zur Bettform bzw. Bettgröße, die mit Maßzahlen relativ eindeutig beschrieben bzw. erfaßt werden können, fällt dies bei Ufer- und Sohlstrukturen schwer. Am leichtesten ist dies noch bezüglich der mittleren Abstände von Furten und Kolken möglich. Denkbar ist ein Erfassen der Anteile der Gewässer- oder Uferlänge an denen Erosionsufer, Uferbänke oder Wurzelgalerien vorhanden sind. Einzelne Strukturen wie Bänke, Inseln, Uferbuchten oder Totholzstrukturen können auch bezüglich ihrer Zahl pro Gewässerslänge erfaßt werden. Meist dürfte es aber ausreichen, Defizite der Ufer- und Sohlstrukturen darin zu unterscheiden, daß sie im Vergleich zum Leitbild nicht, nur selten oder nur in schwacher Ausprägung vorhanden sind. Da es sich meist um Strukturen handelt, die von übergeordneten Strukturen abhängen, kann u.U. eine Ursache mehrerer möglicher Ursachen für das Nicht-Vorhandensein einer Struktur erkannt werden: Fehlt beispielsweise eine Gleituferbank, obwohl eine starke Laufkrümmung vorhanden ist, so kann dies mit großer Wahrscheinlichkeit auf den mangelnden Geschiebetransport infolge von Stauhaltungen oder von durchgehenden Ufersicherungen oberhalb zurückgeführt werden.

1.3.3.6 Defizite bezüglich Ufergehölze und Uferwald und ihre Ursachen

Als p.n. Leitbild muß der im Wald dahinströmende Bach oder Fluß gelten. Geht man von Gewässerbett und Aue als Einheit aus, so ist folglich der Optimalzustand dann gegeben, wenn die Aue von einem gewässertypischen Auwald bedeckt ist. In engen Tälern ohne ausgeprägte Aue können die Verhältnisse dann als optimal angesehen werden, wenn zumindest der untere Talhangbereich mit einem standortgerechten Waldstreifen bedeckt ist.

Alle Abweichungen von diesem Zustand sind als Defizite anzusehen. Unterschieden werden können die folgenden, zunehmend defizitären Zustände:

1. Uferwald, der nur einen Teil der Aue bedeckt, aber noch deutlich breiter als ca. 25 m ist
2. Uferwaldstreifen der bezüglich seiner Breite noch als Wald anzusprechen ist (ca. 25 m)
3. Ufergehölzsaum mit mehreren Gehölzreihen von maximal 10 bis 15 m Breite
4. Einreihiger Ufergehölzsaum mit relativ großen Baumabständen (6 bis 10 m)
5. Dichter, einreihiger Ufergehölzsaum

6. Lückenhafter, einreihiger Ufergehölzsaum
7. Nur vereinzelte oder keine Ufergehölze

Bei dieser Reihung wird der dichte einreihige Ufergehölzsaum bewußt schlechter eingestuft als der Gehölzsaum mit größeren Baumabständen, da der dichte Gehölzsaum nur schwer Ufererosion und somit Laufverlagerungen und Uferbuchten zuläßt (siehe Kap. 2.7.1). Als weitere Differenzierung sind gegebenenfalls die Gehölzarten und ihre Altersstruktur heranzuziehen.

Ursachen für die Abweichung vom Optimalzustand sind:

- ♦ die Nutzung der Aue bzw. der ufernahen Grundstücke,
- ♦ der Hochwasserschutz bzw. der Erhalt des dafür hergestellten Ausbauzustandes mit keinen oder nur wenigen Gehölzen,
- ♦ die Ufersicherung mit ingenieurbioologischen Bauweisen (zu dichter Gehölzsaum),
- ♦ die Nutzung der Ufergehölze als Brennholz oder im Rahmen der Forstwirtschaft.

1.3.3.7 Defizite bezüglich der Auestruktur und ihre Ursachen

Morphologische Auestrukturen sind - von großen Flußauen abgesehen - die wohl am schwersten zu beurteilenden Strukturen. Zu ihnen sind beispielsweise Altarme, Altwasser, Tümpel und Flutrinnen zu zählen. Die Art der Strukturen hängt sehr stark vom gewässertypischen Ausuferungsverhalten und der Laufdynamik ab (siehe Kap. 2.5): Wenn die Gewässer seit längerer Zeit ausgebaut und in ihrem Lauf festgelegt wurden, haben die seltener ausufernden Hochwässer und die fehlende oder verringerte Laufdynamik kaum noch die Möglichkeit, durch Erosion oder Sedimentation neue Strukturen zu schaffen oder die vorhandenen zu erhalten. Ist zudem in den ufernahen Bereichen seit Jahrhunderten eine landwirtschaftliche Nutzung vorhanden, dann wurden und werden immer wieder die Auestrukturen (d.h. die fluviatilen Strukturen der Talsohle) eingeebnet bzw. vereinheitlicht, um eine möglichst großflächige und homogene landwirtschaftliche Nutzung zu ermöglichen. Auestrukturen sind deshalb auch an Referenzstrecken selten vorhanden und nur schwer zu rekonstruieren.

1.3.4 Ermitteln der Zielkonflikte

Zielkonflikte entstehen bei der Planung einer Renaturierung immer dann, wenn die Zustände, die entsprechend dem p.n. Leitbild wieder entstehen sollen, den vorhandenen oder geplanten Nutzungen im Einzugsgebiet, in der Aue oder im Gewässer entgegenstehen, d.h. die Nutzung einschränken oder gar unmöglich machen würden. Die der Renaturierung entgegenstehenden Nutzungen, die für die morphologischen Defizite verantwortlich waren und sind, können von den im vorausgegangenen Arbeitsschritt gefundenen Ursachen der Defizite abgeleitet werden oder sind mit diesen identisch. Dagegen müssen diejenigen Nutzungen, die beispielsweise als "Trittbrettfahrer" eines Gewässerausbaus entstanden sind (z.B. neue Baugebiete im Schutze von Hochwasserdämmen), zusätzlich herausgearbeitet werden.

Es empfiehlt sich, die Zielkonflikte danach zu unterscheiden, ob sie durch Nutzungen im Einzugsgebiet, in der Aue oder durch Nutzungen des Gewässers selbst entstehen. Nutzungen im Einzugsgebiet beeinflussen den Abfluß und den Feststofftransport; Nutzungen in der Aue schränken vorwiegend die räumliche Entwicklung des Gewässers ein; Nutzungen des Gewässers selbst können dagegen den Abfluß, den Feststofftransport und die räumliche Entwicklung verändern bzw. einschränken. Ziele des Biotop-, Arten- und Landschaftsschutzes führen ebenfalls - sofern sie nicht mit dem p.n. Leitbild des Gewässers konform sind - zu Zielkonflikten (siehe Kap. 1.2.2.1).

Die Zielkonflikte können aus vorhandenen oder erst geplanten Nutzungen hervorgehen. Die **vorhandenen Nutzungen** müssen danach beurteilt werden,

- ♦ ob sie auf nicht absehbare Zeit vorhanden sein werden (z.B. lückenlose Wohnbebauungen),
- ♦ ob sie zwar zeitlich beschränkt, aber auf Dauer in Art und Umfang wünschenswert sind,
- ♦ ob sie zeitlich beschränkt und wünschenswert, aber in Art und Umfang modifizierbar sind,
- ♦ ob sie zeitlich beschränkt und nicht wünschenswert sind,
- ♦ ob auf sie bereits heute verzichtet werden kann.

Dabei kann sich die zeitliche Beschränkung auf wasserrechtliche Befristungen oder - beispielsweise bei Industrieanlagen - auf die wirtschaftliche Konjunktur beziehen.

Die **geplanten Nutzungen** lassen sich in bereits rechtlich verbindliche und in rechtlich noch nicht verbindliche Nutzungen unterscheiden. Die bereits rechtlich zugestandenen Nutzungen müssen den bereits vorhandenen Nutzungen gleichgesetzt und für einen gewissen Zeitraum als unveränderlich angesehen werden. Dagegen können geplante, aber noch nicht rechtlich verbindliche Nutzungen beeinflusst werden, d.h. Art und Umfang der Nutzung kann so gestaltet werden, daß keine oder möglichst geringe Zielkonflikte mit der Renaturierung des Gewässers entstehen.

Aus einer derartigen Beurteilung der Nutzungen bzw. der daraus entstehenden Zielkonflikte ergibt sich insoweit ein hierarchischer und zeitlicher Aspekt, daß bestimmte Renaturierungsziele Vorrang vor anderen Zielen genießen und dann mittel- oder langfristig realisiert werden können, wenn die konkurrierenden Ziele beseitigt bzw. die entsprechenden Nutzungen in Art und Umfang reduziert oder aufgegeben sind.

Um die Zielkonflikte aufzuzeigen, sind den jeweiligen morphologischen und hydrologischen Zielen, die sich aus dem abschnittsspezifischen Leitbild ergeben, die nutzungsbedingten Ziele gegenüberzustellen (siehe Tab. 1.7, Spalte 1 u. 2). Grundsätzlich können mehrere Nutzungsziele einem bestimmten Renaturierungsziel entgegenstehen. Die Nutzung, die die größten und dauerhaftesten Restriktionen mit sich bringt, bestimmt die Naturnähe der jeweils betroffenen Gewässerstruktur.

1.3.5 Entwickeln von Renaturierungsmöglichkeiten und ihre Bewertung

Entwickeln von Renaturierungsmöglichkeiten

Zur Entwicklung der Renaturierungsmöglichkeiten müssen die konkreten nutzungsbedingten Restriktionen bekannt sein. Auf der Ebene der repräsentativen Ökofaktoren sind dazu die morphologischen und hydrologischen Zustände des p.n. Leitbilds den unter den restriktiven Nutzungen erreichbaren Zuständen gegenüberzustellen (siehe Tab. 1.7). Werden neben den heutigen nutzungsbedingten Zielen und Ansprüchen (Spalte 5) durch eine "Nutzungsprognose" auch die künftigen, möglicherweise eingeschränkten Nutzungsansprüche konkretisiert (Spalte 6), so können kurz-, mittel- und langfristig erreichbare Zielvorstellungen unterschieden werden.

Nicht nur die Nutzungen sind unter dem Zeitaspekt zu betrachten, sondern auch die Entwicklung naturnaher Strukturen. Dazu müssen die möglichen Renaturierungsmethoden, die unterschiedliche Entwicklungszeiten der Gewässerstrukturen mit sich bringen, bei der Erarbeitung der Renaturierungsmöglichkeiten mit einbezogen werden.

Tabelle 1.7: Beispiele für Zielkonflikte bzw. die einschränkende Wirkung von Nutzungen unter Berücksichtigung möglicher Nutzungseinschränkungen

Renaturierungsziel	vorh. Nutzung / Nutzungsziel	heutiger Gewässerzustand	potentiell natürlicher Zustand	heutiger d.h. kurzfristig erreichbarer Zustand	mittel- u. langfristig erreichbarer Zustand
naturgemäße Abflußdynamik und Bettstabilität	geringf. Ausweitung des bereits großen Bebauungsanteils im Einzugsgebiet	deutliche Breitenerosionstendenz; erhöhter Hochwasserabfluß	stabile Ufer, mittlere Abflußdynamik	Abflußminderung nicht möglich; erhöhter Abfluß wird hingenommen	Stabilisierung nach Anpassung der Breite an Abfluß und Bepflanzung
naturgemäße Laufentwicklung und -dynamik	Teilbebauung der Aue; Schutz vor Gebäudeschäden durch Ufererosion	Mäanderamplitude von 20 m; durchgängige Ufersicherung	Mäanderamplitude von 100 m; unbehinderte Laufverlagerung	Mäanderamplitude von 50 m; Ufersicherung entlang einzelner Gebäude	Mäanderamplitude von 80 m; nach Abriß einz. Gebäude
naturgemäße Bettiefe	Vorflut für Siedlungsentwässerung	Bettiefe 1,5 m	Bettiefe 0,5 m	Bettiefe 1,0 m	keine Veränderung zum heute erreichbaren Zustand
naturgemäßer Abfluß und Feststofftransport	Hochwasserschutz durch HRB mit Dauerstau	Geschiebetransport und Bankstrukturen fehlen; vermin. Abflußdynamik	ausgeprägte Kiesbänke; hohe Abflußdynamik	keine Veränderung	ausg. Kiesbänke nach Beseitigung des Dauerstaus; vermin. Abflußd.
naturgemäßer Feststofftransport	Mönchsweiher mit wertvollen Biotopen	deutlich vermin. Bankstrukturen	mäßig ausgeprägte Bankstrukturen	keine Veränderung wg. Vorrang des Biotopschutzes	keine Veränderung wg. Vorrang des Biotopschutzes

Auf diese Weise ergeben sich verschiedene Entwicklungsszenarien, die verdeutlichen, bei welchen Nutzungen und Renaturierungsmethoden welche Renaturierungsziele zu welcher Zeit erreicht werden können. Während auf bestimmten Gewässerabschnitten die nutzungsbedingten Restriktionen und Renaturierungsmethoden so eindeutig sein können, daß nur eine

Renaturierungsmöglichkeit erarbeitet werden muß, müssen u.U. auf anderen Abschnitten zwei und mehr Möglichkeiten erarbeitet werden.

Ermitteln der erreichbaren Zustände und der negativen Auswirkungen

Um die Renaturierungsmöglichkeiten im nächsten bzw. übernächsten Schritt bewerten und vergleichen zu können, müssen die bei den jeweiligen Möglichkeiten erreichbaren Zustände auf der Ebene der morphologischen und hydrologischen Ökofaktoren beschrieben werden. Dabei ist auch abzuschätzen, ob die angestrebten morphologischen Zustände bereits kurz- oder erst mittel- oder gar erst langfristig erreicht werden.

Neben den positiven Wirkungen einer Renaturierungsmaßnahme treten auch temporär und örtlich negative Wirkungen auf die Umwelt auf: Beispielsweise sind bei der Umgestaltung große Eingriffe in die Aue erforderlich; auch bei der Förderung der Laufentwicklung können durch entfernen von Ufersicherungen oder den Einbau strömungsablenkender Elemente im Gewässerbett Eingriffe in den Lebensraum von Ufer und Sohle notwendig werden. Selbst beim Zulassen der eigendynamischen Entwicklung wird über eine längere Zeit hinweg ein Feststofftransport in Gang gesetzt, der meist unnatürlich hoch ist und somit negative Auswirkungen auf Morphologie und Biologie der Gewässerstrecke unterhalb haben kann (D/VWK 1996). Während die direkt durch die Maßnahmen verursachten Wirkungen von Pflegemaßnahmen hin zu Umgestaltungsmaßnahmen zunehmen, nehmen die indirekten Wirkungen auf die Gewässerstrecke unterhalb ab. Diese negativen Auswirkungen gilt es zu erfassen.

Bewertung und Vergleich der Renaturierungsmöglichkeiten untereinander

Die jeweiligen Renaturierungsmöglichkeiten müssen in viererlei Hinsicht bewertet werden:

- ♦ Bewertung der erreichbaren Naturnähe (Diskrepanz des erreichbaren mit dem p.n. Zustand bzw. dem Leitbild)
- ♦ Bewertung der direkten Eingriffe in die Umwelt bzw. der dadurch verursachten Wirkungen, die bei der Durchführung der Renaturierungsmaßnahme stattfinden
- ♦ Bewertung der indirekten Wirkungen der Renaturierung auf die Gewässerstrecke unterhalb
- ♦ Bewertung der erforderlichen Nutzungseinschränkungen

Insbesondere bei der Bewertung der erreichbaren Naturnähe wird es wichtig sein zu beurteilen, ab welcher Größe bestimmter Restriktionen sprunghafte, qualitative Verbesserungen oder Verschlechterungen zu erwarten sind. Diese werden hauptsächlich dann auftreten, wenn durch eine Restriktion eine übergeordnete morphologische Struktur verhindert wird, die das Fehlen gleich mehrerer von ihr abhängigen Strukturen zur Folge hat. Um Zustände zu erreichen, die noch keine sprunghafte, qualitative Verschlechterungen mit sich bringen, können Mindestansprüche formuliert werden.

Bei direkten Eingriffen im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen wird vor allem die Vegetation von Aue und Ufer betroffen sein. Während die Wiederbesiedelung der betroffenen Fläche

durch die Fauna bzw. die Ausbildung der typischen Faunengemeinschaft recht schnell geschehen wird, wird die Ausbildung der typischen Flora - insbesondere wenn es sich um Gehölze handelt - längere Zeit in Anspruch nehmen. Sind durch die Maßnahmen kleinflächige Bestände schützenswerter und seltener Arten betroffen, die nur an wenigen Stellen am und im Gewässer vorhanden sind, so können diese unwiederbringlich verloren sein. Eingriffe würden sich dann in diesen Bereichen u.U. verbieten. Indem die Renaturierungsziele modifiziert werden, können solche schwerwiegenden Eingriffe meist vermieden werden. Während die Eingriffe bei einer Umgestaltung einmalig stattfinden, können sie bei der "geförderten" Entwicklung u.U. mehrmals erforderlich werden. Eine Bewertung der Eingriffe kann anhand der betroffenen Flächengröße, der Seltenheit und der Regenerierbarkeit der betroffenen Lebensgemeinschaften und Arten durchgeführt werden.

Bei den Wirkungen auf die Gewässerstrecke unterhalb muß vor allem eingeschätzt werden, ob der Feststofftransport über ein gewässertypisches Maß hinaus ansteigt, wie lange ein solcher Zustand anhalten wird und ob schützenswerte Arten davon betroffen sind. Ist diese Auswirkung sehr negativ zu beurteilen, so muß bei stark defizitärer Laufform u.U. der Umgestaltung vor der Laufentwicklung der Vorzug gegeben werden (siehe auch Tab. 1.9).

Bei der Bewertung werden Sachaussagen, wie beispielsweise die erreichbare Mäanderamplitude, in Wertaussagen überführt. Die Sachaussage zu einem bestimmten Ökofaktor wird dabei am p.n. Zustand, der gleichzeitig das Optimum darstellt, gemessen. Hierzu können kardinale, quasi-kardinale und ordinale Skalierungen verwendet werden (*DVWK* 4/1997). Da morphologische Strukturen in Form von Maßzahlen erfaßt werden können, sind kardinale Sachaussagen (z.B. x m Länge oder Breite) möglich. Diese lassen sich dann bei der Bewertung in kardinale Wertaussagen (z.B. Zielerfüllungsgrade in %) umwandeln. Die Bewertung, d.h. diese Umwandlung, erfolgt dann mittels einer Transformationsfunktion, deren Optimum das p.n. Leitbild (100 % Zielerfüllungsgrad) ist (siehe *ebd.*). Die Minima der Transformationsfunktion (0 % Zielerfüllungsgrad) sind entweder durch den Zustand definiert, bei dem eine bestimmte Struktur verschwindet oder bezüglich ihrer Ausprägung außerhalb des gewässertypischen Spektrums zu liegen kommt.

Bei der Bewertung der Gewässerstrukturen werden oft die vorgefundenen Strukturen entsprechend ihrer Naturnähe bestimmten Wertstufen bzw. Güteklassen zugeordnet. Diese Güteklassen sollten zuvor eindeutig, d.h. durch die Festlegung von gewässerspezifischen Wertespektren für die einzelnen Maßzahlen der Strukturen, definiert werden.

In der Tabelle 1.8 werden für unterschiedliche Strukturen Beispiele für die bei der Bewertung einsetzbaren Maßzahlen, Optimal- und Pessimalwerte gegeben. Die einzelnen, bewerteten morphologischen Strukturen und die direkten und indirekten Maßnahmenwirkungen müssen anschließend zu einer ökologischen Gesamtbewertung der jeweiligen Renaturierungsmöglichkeit zusammengefaßt werden. Erst damit wird ein umweltrelevanter Vergleich der Lösungen

untereinander möglich. Hierbei wird eine Gewichtung der unterschiedlichen Aspekte erforderlich. Unterscheiden sich die Renaturierungsmöglichkeiten nur in wenigen Aspekten voneinander, so wird u.U. auch ohne Gesamtbewertung ein Vergleich der Lösungen möglich sein.

Tabelle 1.8: Strukturen, deren Maßzahlen, Optimal- und Pessimalwerte

Strukturen / Ökofaktoren	Maßzahl / Sachaussage	Optimalwert	mögliche Orientierung der Pessimalwerte
Mäanderamplitude	Amplitude (m)	p.n. Amplitude	Minimum: 0 bzw. gleich der p.n. Gewässerbreite (je nach Definition der Amplitude)
Gewässerbreite	bordvolle Breite (m) oder Sohlbreite (m)	p.n. Breite	Maximum: ab der flächenhaft Sedimentation stattfindet; Minimum: ab der Tiefenerosion stattfindet
Bettiefe	bordvolle Tiefe (m)	p.n. Tiefe; bordvoller Wasserspiegel bei ca. MHQ	Maximum: Tiefe bei der Ausuferungen erst bei HQ ₃ und seltener auftreten; Minimum: Ausuferungen häufiger als 2 mal im Jahr
Ufergehölzstreifen	Breite des Gehölzstreifens (m)	gesamte Aue bedeckend	Minimum : ca. 10 m Breite
Totholz	Totholzvolumen pro Bettfläche (m ³ /m ²)	gewässertypisch bei freier Laufdynamik und ausgebildet. Uferwald	Maximum: bei häufig entstehenden Bettverkläusungen Minimum: vereinzelt größere Äste auf Gewässersohle

Die Renaturierungsmöglichkeiten sind nicht nur bezüglich ihrer umweltrelevanten Auswirkungen zu beurteilen. Auch die erforderlichen Nutzungsrestriktionen und die Kosten der Renaturierungsmaßnahme sind zu berücksichtigen. Erst dann liegen die relevanten Daten vor, anhand derer im nächsten Schritt eine Entscheidung über die Renaturierungsmaßnahme getroffen werden kann.

1.3.6 Abstimmung über Art und Umfang der Renaturierung mit den Beteiligten und Betroffenen; Festlegung der endgültigen Entwicklungsziele

Die Renaturierungsmaßnahmen werden vorwiegend aus Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen bestehen, deren Realisierung nicht in einem förmlichen Rechtsverfahren abgehandelt werden muß. Nur die Gewässerstrecken des Renaturierungsprojektes, die einer umfangreicheren Umgestaltung unterzogen werden sollen oder auf denen infolge der Gewässerentwicklung andere rechtlich festgelegte Zustände deutlich verändert werden, sind wasserrechtlich zu behandeln. Eine formelle Einbindung von beteiligten Behörden und betroffenen Bürgern ist somit nicht zwangsweise gegeben.

Dieser Sachverhalt und die meist große Ausdehnung der Renaturierungsprojekte, durch die vielfältige Nutzungsinteressen tangiert werden, macht eine Abstimmung der Planung mit den Beteiligten und Betroffenen erforderlich. Diese Abstimmung dient dazu,

- ♦ durch Information und Überzeugungsarbeit eine Akzeptanz für die Renaturierungsmaßnahme zu erreichen,
- ♦ die Planung zu Optimieren, indem Ideen, Anregungen und Informationen einfließen,
- ♦ verschiedene Interessen gegenüber den Renaturierungszielen abzuwägen,
- ♦ einen von möglichst allen Beteiligten und Betroffenen getragenen Konsens über die Entwicklungsziele zu finden.

Eine frühe Einbindung der beteiligten Behörden bereits im ersten Planungsschritt (Erfassung des Ist-Zustands) ist anzuraten, da bei den Behörden viele planungsrelevante Daten bereits vorliegen. Dagegen ist eine Einbindung der betroffenen Bürgerschaft in die Planung erst dann sinnvoll, wenn die Defizite bekannt und zumindest erste grobe Renaturierungsmöglichkeiten angedacht sind. Erst dann kann konstruktiv über die verschiedenen Möglichkeiten diskutiert werden. Die Bürgerschaft sollte aber bereits vom Beginn einer Planung an durch entsprechende Veranstaltungen über die grundsätzliche Notwendigkeit, die Ziele von Renaturierungsvorhaben, bereits erfolgreich durchgeführte Vorhaben und über mögliche Umsetzungsstrategien informiert werden.

Findet die Einbindung der Beteiligten und Betroffenen in den Planungsprozess schon bei der "Ermittlung der Zielkonflikte" und insbesondere bei der "Entwicklung von Renaturierungsmöglichkeiten" statt, so kann die Anzahl der zu erarbeitenden Möglichkeiten meist schnell auf nur wenige oder gar eine Möglichkeit - sofern ein früher Konsens erzielt wird - reduziert werden. Wird beim erstmaligen Abstimmungsversuch noch kein Konsens gefunden, und treten dabei neue Erkenntnisse auf, die bei den bisher erarbeiteten Renaturierungsmöglichkeiten noch nicht berücksichtigt wurden, so wird ein erneuter Durchlauf der Planungsschritte "Ermittlung der Zielkonflikte", "Entwicklung von Renaturierungsmöglichkeiten", "Bewertung..." und "Vergleich der Renaturierungsmöglichkeiten" erforderlich. Diese Arbeitsschritte müssen natürlich nur für die Gewässerabschnitte durchgeführt werden, an denen ein Konsens nicht gefunden wurde bzw. an denen neue Aspekte aufgekommen sind. Dieser u.U. mehrmalige Durchlauf gleicher Planungsschritte ist als Optimierungs- und Abwägungsprozess anzusehen, durch den nach und nach eine konsensfähige Planung erarbeitet wird (siehe auch DVWK 4/1997).

Am Ende des Abstimmungsprozesses muß die präzise Festlegung der Entwicklungsziele stehen, d.h. die letztendlich ausgewählte Renaturierungsmöglichkeit ist qualitativ und - soweit wie möglich - quantitativ zu beschreiben. Ebenso müssen die dafür erforderlichen Nutzungsrestriktionen eindeutig formuliert werden.

1.3.7 Dokumentation der Entscheidungsfindung

Die Dokumentation der Entscheidungsfindung ist aus drei Gründen von großer Bedeutung:

1. Für die Planung der meisten Gewässerabschnitte findet kein verbindliches Rechtsverfahren statt, das die Beteiligten und Betroffenen an den von ihnen mitgetragenen Konsens bindet.

Durch die Dokumentation der Entscheidungsfindung werden dennoch die von ihnen vorgebrachten Anregungen und Einwendungen in der Planung festgehalten.

2. Die Renaturierungsmaßnahmen erstrecken sich - insbesondere wenn es sich um Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen handelt - über viele Jahre oder gar mehrere Jahrzehnte hinweg. Obwohl die Personen innerhalb der Institutionen und der Betroffenen wechseln werden, und somit das Wissen über die erfolgte Planung verloren geht, kann die Entscheidungsfindung anhand der Dokumentation erneut nachvollzogen werden.
3. Während der langen Entwicklungsdauer werden sich Nutzungen und Randbedingungen ändern, die kleinere aber auch größere Restriktionen für die Renaturierung mit sich bringen können. Insbesondere um entstehende größere Freiräume nutzen zu können, die möglicherweise bereits in den mittel- und langfristigen Renaturierungsmöglichkeiten angedacht wurden, können die dokumentierten Gründe für die hingenommenen Restriktionen in die dann erneut erforderlich werdende Entscheidungsfindung eingebracht werden.

Aus diesen Gründen ergeben sich die zu dokumentierenden Sachverhalte. Es sind insbesondere festzuhalten:

- ◆ die erfolgten Anregungen und Einwände,
- ◆ die Art und Weise, wie diese in der Planung berücksichtigt wurden,
- ◆ die Bedingungen, unter denen bestimmten Entwicklungszielen zugestimmt wurde,
- ◆ die künftigen Zeitpunkte und Randbedingungen, unter denen bestimmten Entwicklungszielen zugestimmt wurde,
- ◆ die betroffenen Personen bzw. Institutionen, die die Einwände eingebracht und den Zielen zugestimmt haben.

1.3.8 Planung der Einzelmaßnahmen

Mit den vorausgegangenen Arbeitsschritten, innerhalb derer der Umfang und die Randbedingungen der Maßnahme weitgehend festgelegt wurden, ist bereits eine Grobplanung erfolgt. In diesem Planungsschritt geht es nun um die detaillierte Ausgestaltung, um die Art und Weise und die Reihenfolge der Umsetzung und um die Festlegung der Erfolgskontrolle.

Die Art und Weise, mit denen die Renaturierungsziele erreicht werden sollen, war bereits Thema bei der Entwicklung der Renaturierungsmöglichkeiten. Wurde beim Abstimmungsprozess infolge der prognostizierten Auswirkungen eine bestimmte Methode bereits favorisiert, dann kann man sich bei der Planung der Maßnahmen auf diese Methode konzentrieren. Ist dagegen, auf Grund der Unbedenklichkeit mehrerer Methoden, noch keine Entscheidung über die anzuwendende Methode erfolgt, dann ist sie vorwiegend auf der Grundlage der Entwicklungsfreudigkeit bzw. -fähigkeit des jeweiligen Gewässers zu treffen.

1.3.8.1 Entscheidung über die Renaturierungsmethode

Nachdem die Bettmaterialien, die Grunddaten für eine Abschätzung der hydraulischen Verhältnisse sowie die morphologischen Defizite bekannt sind, kann entschieden werden, welche

Renaturierungsmethode dem jeweiligen Abschnitt gerecht wird. Über die grundsätzliche Renaturierungsmethode (Umgestaltung oder Entwicklung) ist nur bei relativ stark begradigten Gewässern, d.h. bei deutlich defizitärer Laufstruktur, bei völlig außerhalb der Tiefenlinie der Talsohle verlegtem Bett und bei deutlich größerer Bettiefe zu entscheiden. Zu kleine oder zu große Bettbreiten sollten dagegen immer durch Gewässerentwicklung und nicht durch Umgestaltung behoben werden, es sei denn, es muß aus anderen Gründen eine Umgestaltung durchgeführt werden. Fehlende Ufer- oder Sohlstrukturen sollten auch bei einer Umgestaltung durch nachfolgende Entwicklung entstehen, da sie nur auf diese Weise auf Dauer geschaffen werden können.

Drei grundsätzliche Fragen müssen zur Entscheidungsfindung beantwortet werden:

1. Liegt die Gewässersohle zu tief, und kann sich das Gewässer mit oder ohne unterstützen Maßnahmen aus dieser Tiefenlage durch Auflandung befreien (Kap. 5.1.1), oder muß aus anderen Gründen die vorhandene Tiefenlage beibehalten werden?
2. Ist das Gewässer so entwicklungsfreudig, daß es seine Laufform in angemessener Zeit mit oder ohne impulsgebenden Maßnahmen wieder erreichen kann (Kap. 4.3)?
3. Können die Auswirkungen auf die Biologie durch jahrzehntelange, unnatürlich hohe Morphodynamik auf und unterhalb der Projektstrecke hingenommen werden?

In Tabelle 1.9 sind die unterschiedlichen Renaturierungsmethoden in Abhängigkeit von der Entwicklungsfreudigkeit, der Bettiefe, dem Geschiebetransport und den Auswirkungen auf die Biologie infolge erhöhter Morphodynamik angegeben. Die darin favorisierten Renaturierungsmethoden sind als grobe Anhaltswerte zu verstehen.

Tabelle 1.9: Renaturierungsmethoden in Abhängigkeit von der Entwicklungsfreudigkeit, der Tiefenlage der Sohle und der biologischen Empfindlichkeit gegen zu große Morphodynamik

Entwicklungs- freudigkeit	natürliche Bettiefe		zu große Tiefe mit Geschiebe		zu große Tiefe ohne Geschiebe	
	kleine LD	große LD	kleine LD	große LD	kleine LD	große LD
groß	P/I	I/U	I/I	I/U	AI/AI	AI/U
mäßig	I/I	I/U	I/U	I/U	AI/U	AI/U
gering	U/U	U/U	U/U	U/U	U/U	U/U

LD Laufdefizite; P Entwicklungspflege; I Entwicklungsimpulse; AI Sohlaufhöhung und danach Entwicklungsimpulse; U Umgestaltung; Methode bei unbedeutender Auswirkung / bei bedeutender Auswirkung der erhöhten Morphodynamik auf die Biologie; siehe auch Text

Für den "einfachen" Fall eines begradigten Gewässers mit natürlicher Bettiefe ist in Kapitel 4.3 ein Verfahren zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit anhand unterschiedlicher Kriterien erläutert. Die dort vorgeschlagenen Renaturierungsmethoden sind unter der Annahme in Tabelle 1.9 eingegangen, daß keine negativen biologischen Wirkungen von den Renaturierungsmethoden ausgehen. Sie stehen folglich jeweils links des Schrägstrichs. Darüber hinaus wird in

Tabelle 1.9 in kleine und große Laufdefizite unterschieden. Unter kleinen Laufdefiziten sollen Laufbegradigungen verstanden werden, die zum Wiedererreichen der natürlichen Laufform nur eine Verlagerung des Laufs um ein bis zwei Gewässerbreiten erforderlich machen. Bei großen Laufdefiziten wird dagegen angenommen, daß größere Laufverlagerung notwendig werden.

1.3.8.2 Wahl der Maßnahmen entsprechend Gewässertyp und Defiziten

Über die grundsätzliche Wahl der Renaturierungsmethode zur Erzielung einer naturnahen Laufform hinaus, müssen die Maßnahmen am Gewässertyp und den vorhandenen Defiziten orientiert werden. In Kapitel 5 sind die möglichen Maßnahmen zur Behebung bestimmter Defizite zusammengestellt und die unterschiedlichen Arten von Maßnahmen wie Gehölzpflanzungen oder strömungsablenkende Einbauten bezüglich ihrer Wirkung und Ausführungsweise erläutert.

Hervorzuheben ist, daß - sofern keine Restriktionen vorhanden sind, das Gewässer entwicklungsfreudig ist und durch Eigenentwicklung gewässertypische Zustände erreicht werden können - aus rein morphologischer Sicht für die Renaturierung keine Maßnahmen erforderlich sind. Ausnahmen sind dann gegeben, wenn aufkommende Gehölzvegetation die morphologische Entwicklung behindern oder stoppen kann oder vorhandene "tote" Ufersicherungen die Entwicklung verhindern.

Tabelle 1.10 gibt einen Überblick über die möglichen Entwicklungsmaßnahmen und ihren zielgerichteten Einsatz in Abhängigkeit von den Defiziten und den gewässertypischen Merkmalen.

1.3.8.3 Planung der einzelnen Maßnahmen

Es sind Pflegemaßnahmen, impulsgebende Maßnahmen und Umgestaltungsmaßnahmen zu unterscheiden. Unterhaltungs- bzw. Pflegemaßnahmen im Sinne der Erhaltung eines Ausbauzustandes oder eines schutzwürdigen Biotopes (Biotoppflege) werden hier nicht behandelt. Dennoch können regelmäßig wiederkehrende Maßnahmen, beispielsweise zum Erhalt eines für Hochwasserabflüsse ausreichenden Abflußquerschnittes, erforderlich sein. Da im Gegensatz zur Umgestaltung die Pflege- und die impulsgebenden Maßnahmen kleine Maßnahmen sind, die zumindest in den ersten Entwicklungsphasen häufiger oder regelmäßig durchgeführt werden, sind sie in der Regel zu den Unterhaltungsmaßnahmen zu zählen.

Pflegemaßnahmen

Zu den Pflegemaßnahmen zählen einerseits Maßnahmen, die dem Erhalt des Landschaftsbildes und vorhandener schutzwürdiger Biotope dienen (Erhaltungspflege), andererseits Maßnahmen, die die morphologische Entwicklung des Gewässers passiv fördern. Eine Unterscheidung zwischen Pflege- und impulsgebenden Maßnahmen ist folgendermaßen möglich: Während die Pflegemaßnahmen die morphologische Entwicklung passiv unterstützen, indem beispielsweise ein Ufer durch Gehölzpflanzungen stabilisiert wird, so daß das nicht bepflanzte gegenüberliegende

Ufer verstärkt der Erosion unterliegt, üben impulsgebende Maßnahmen eine aktive Wirkung auf die Strömung und somit die Erosionsvorgänge aus. Als Beispiel kann ein im Gewässerbett gepflanzter Baum genannt werden, der die Strömung aufs gegenüberliegende Ufer lenkt und dort Ufererosion fördert.

Erläuterung in Kapitel	Maßnahmen	Ziele				Anwendungsbereich	steinig-kieselige Sohle	sandig-schluffige Sohle	kohäsionsloses Ufermat.	kohäsives Ufermat.	schmales Gewässer	breites Gewässer	hohe Strömungsleistung	geringe Strömungsleistung
		Laufstrukturen	Uferstrukturen	Sohlstrukturen	Sohlarmebung									
5.2.1	Beseitigung von Ufersicherungen													
	bei naturnaher Laufstruktur		X	?	X		X	X	X	X	X	X	X	X
	bei fehlender Laufstruktur	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
5.2.2	Geschiebezugabe													
	Vorratsschüttung in Ufernischen	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
	Schüttung von Uferbänken und Schüttstreifen	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
	Schüttung an Prallhängen	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
	Schüttung auf Furten	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
	Flächenhaftes Einbringen	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
5.2.3	Gehölzbeseitigung und -unterdrückung													
	Roden vorhandener Ufergehölze	X	X		?		X	X	X	X	X	X	X	X
	Unterdrücken von Gehölzen	X	X				X	X	X	X	X	X	X	X
5.2.4	Gehölzpflanzung u. Förderung der Sukzession													
	zur Uferbuchtentwicklung		X	X			X	X	X	X	X	X	X	X
	zur Strömungsablenkung	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	?
	zur Schaffung von Engstellen	?	X	X			X	X	X	X	X	?	X	?
	zur Stabilisierung von Einbauten	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	?
	zur Uferstabilisierung	?	X				X	X	X	?	X	X	X	?
	zur Uferbeschattung		X				X	X	X	X	?	X	X	
	Flächenpflanzung zur Uferwaldbegründung		X				X	X	X	X	X	X	X	X
	Waldentwicklung durch geförderte Sukzession		X				X	X	X	X	X	X	X	X
5.2.5	Einbauten im Gewässerbett													
	Querdämme aus Steine	X	X		X		X		?	X	X	?	?	X
	Wehr aus Baumstämme	X	X		X			X	?	X	X	?	?	X
	Schüttung von Furten (Querbänke)	?	?	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
	Strömungsablenker aus Steinen	X	X	X			X		X	X	X	?	X	
	Strömungsablenker aus Stämmen und Ästen	X	X	X				X	X	X	X	?	X	
	Überströmte Leitwerke aus Steinen	?	?	X			X		X	X	X	X	X	
	Überströmte Leitwerke aus Holz	?	?	X				X	X	X	X	X	X	
	Ungeordnetes Einbringen von Totholz	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X
	Flächenhaftes Einbringen von Totholz				X		?	X	X	X	X	?	X	X
5.2.6	Präventive Ufersicherung													
	Pflanzung von Gehölzstreifen						?	X		X	X	X	X	
	Schüttung von Steinschleppen						X	?	X		?	X	X	
	mit Steinen verfüllte Gräben						X	?	X		?	X	X	
	Umgestaltung	X			?		X	X		X	X	X	X	X

X = Maßnahme sinnvoll; (leer) = Maßnahme nicht angebracht; ? = Maßnahme kann sinnvoll sein;

Tabelle 1.10: Entwicklungsmaßnahmen bei unterschiedlichen Defiziten und somit Zielen sowie gewässertypischen Merkmalen (siehe dazu Kap. 5)

Maßnahmen, die der Entwicklung eines Ufer- oder Auewaldes dienen, sollen hier zu den Pflegemaßnahmen gezählt werden, auch wenn sie die Waldentwicklung, beispielsweise durch Pflanzmaßnahmen, aktiv fördern. Ebenso zu den Pflegemaßnahmen sind die Beseitigung nicht standortgerechter und die morphologische Entwicklung hemmender Ufergehölze sowie "toter" Ufer- und Sohlsicherungen zu zählen.

Generell schaffen die Maßnahmen der Entwicklungspflege die Randbedingungen, damit eine naturgemäße morphologische Gewässerentwicklung stattfinden kann. Im Vergleich zu den impulsgebenden Maßnahmen sind die Entwicklungspflegemaßnahmen als "sanfte" Maßnahmen, die relativ geringe Eingriffe mit sich bringen, einzustufen.

Von den in Kapitel 5 aufgeführten Maßnahmen sind die folgenden den Pflegemaßnahmen zuzuordnen:

- ◆ Beseitigung von Ufersicherungen
- ◆ Pflanzung von Ufergehölzen
- ◆ Maßnahmen zur Entwicklung eines Uferwaldes
- ◆ Unterdrückung aufkommender Gehölze

Impulsgebende Maßnahmen

Durch impulsgebende Maßnahmen wird grundsätzlich die Strukturentwicklung aktiv gefördert, indem durch sie die Strömung und somit die erosiven und sedimentologischen Prozesse direkt beeinflusst werden. Es handelt sich immer um Maßnahmen, bei denen durch das Einbringen von Materialien (Geschiebe, Steine, Totholz oder Gehölze) der Querschnitt des Bettes punktuell oder auf kurzen Strecken eingengt wird. Es finden dabei Eingriffe in die Sohle und / oder das Ufer statt.

In Kapitel 5 sind folgende Maßnahmen aufgeführt, die hier zu den impulsgebenden Maßnahmen gezählt werden sollen:

- ◆ Geschiebezugabe
- ◆ Pflanzung strömungsablenkender Gehölze im Gewässerbett
- ◆ strömungsablenkende Einbauten wie Wehre, Dämme, Strömungsablenker, überströmte Leitwerke

Umgestaltungsmaßnahmen

Zu den Umgestaltungsmaßnahmen zählt eine Sohlanhebung durch Teilauffüllung des Gewässerbettes, eine Bettaufweitung auf längerer Strecke und / oder die Herstellung eines neuen Gewässerbettes mit naturgemäßer Bettgröße und Laufform. Sie werden i.d.R. dann erforderlich, wenn mittels Pflege- und impulsgebenden Maßnahmen eine typische Gewässermorphologie nicht oder nicht in angemessenem Zeitraum entstehen kann.

Die Herstellung eines neuen Gewässerbettes muß nur so detailliert geplant werden, daß der grobe Verlauf des Gewässers im Gelände abgesteckt werden kann und die annähernde

Bettform, die Bettmaße und die Sohlenlage beim abschnittswiseigen Aushub des neuen Bettes berücksichtigt werden können. Die Feinmodellierung des Gewässerbettes ist dagegen der Eigenentwicklung zu überlassen.

Grundsätzlich zu berücksichtigende Randbedingungen und morphologische Aspekte

Bei allen Maßnahmen der Entwicklungspflege, der Impulsgebung und der Umgestaltung sind restriktive Randbedingungen wie Leitungen aller Art, Wege, Straßen und Gebäude zu berücksichtigen. Besteht eine Gefährdung dieser Anlagen, so sind direkte Ufersicherungsmaßnahmen zu ergreifen, sofern die Erosionsufer bereits nahe einem zu schützenden Objekt liegen, oder "präventive" Sicherungsmaßnahmen (siehe Kap. 5.2.6) durchzuführen, sofern sich das Gewässerbett gefährlich nahe an ein zu schützendes Objekt hin verlagern kann.

Auch stellen- und streckenweise vorhandene naturnahe Gewässerstrukturen und schutzwürdige Biotope sind zu berücksichtigen, d.h. in die Gesamtplanung derart zu integrieren, daß sie weitgehend erhalten bleiben. Dies kann beispielsweise bei einem einseitig vorhandenen Ufergehölzsaum eines begradigten Gewässerlaufes dadurch geschehen, daß die Laufentwicklung oder Umgestaltung in Richtung der gehölzfreien Seite stattfindet.

Bei der Planung der Maßnahmen sind zudem die gewässertypischen Maßzahlen wie die Mäanderwellenlänge, die Laufamplitude und die Mäandergürtelbreite, die Betttiefe und Bettbreite, das Sohlsubstrat und die Art der Sohlstrukturen zu berücksichtigen.

1.3.8.4 Reihenfolge der Maßnahmen

Die Reihenfolge, d.h. die zeitliche Abfolge der Maßnahmen, muß aus folgenden Gründen festgelegt werden:

- ♦ Bestimmte Maßnahmen lassen sich erst durchführen, wenn entsprechende Nutzungen aufgegeben wurden.
- ♦ Die Mobilisierung von Feststoffen, die insbesondere bei der Laufentwicklung stattfindet, kann die Entwicklung eines unterhalb liegenden Gewässerabschnitts fördern.
- ♦ Gewisse Strukturdefizite, wie beispielsweise eine zu tiefe Sohlenlage, müssen u.U. zuerst behoben werden, bevor andere Defizite angegangen werden können.
- ♦ Gewisse Strukturen, wie beispielsweise die Ufergehölze, behindern die Entwicklung anderer Strukturen und sollten deshalb erst danach entwickelt werden.

Man wird i.d.R. Maßnahmen zuerst an den Gewässerabschnitten durchführen, an denen künftig keine Veränderung der restriktiven Nutzungen zu erwarten ist, d.h. an denen die Entwicklungsziele sofort angegangen werden können. Am jeweiligen Gewässerabschnitt ist dann die Reihenfolge der Maßnahmen derart festzulegen, daß zuerst die übergeordneten Strukturen hergestellt oder entwickelt werden. Sind unterhalb der durch Entwicklungsmaßnahmen betroffenen Gewässerstrecke durch Feststoffaustrag Entwicklungsimpulse zu erwarten, so sind auch dort - sofern es von den Nutzungen her bereits möglich ist - die flankierenden Maßnahmen,

beispielsweise die Beseitigung der Ufersicherung, durchzuführen. Werden an einer Gewässerstrecke nutzungsbedingte Restriktionen erst künftig wegfallen, so können dort nur Maßnahmen zur Herstellung oder Förderung der Strukturen durchgeführt werden, deren Existenz die künftig beabsichtigte Strukturentwicklung nicht behindern.

1.3.8.5 Festlegen der Erfolgskontrolle

Solange keine oder nur wenige Erfahrungen mit der Gewässerentwicklung vorhanden sind, werden die Prognosen über die Entwicklungsfähigkeit und -geschwindigkeit der einzelnen Strukturen sehr fehlerhaft sein. Nach einer gewissen Zeitspanne, die von den jeweiligen strukturellen Defiziten und der Entwicklungsfreudigkeit des Gewässers abhängt, ist es deshalb erforderlich, zu überprüfen, ob die Entwicklung in die gewünschte Richtung geht und wie weit die Strukturen schon gediehen sind. Ebenfalls zu prüfen ist, ob die mittel- oder langfristig angenommene Änderung von Nutzungen und somit von Restriktionen eingetreten ist.

Bei der Planung der Erfolgskontrolle ist folglich festzulegen,

- ♦ wann die Erfolgskontrolle durchzuführen ist (dies hängt von der prognostizierten Entwicklungsgeschwindigkeit der jeweiligen Struktur ab),
- ♦ welche Strukturen zu untersuchen sind bzw. von welchen Strukturen zum Zeitpunkt der Erfolgskontrolle eine meß- und erkennbare Verbesserung erwartet wird,
- ♦ wie die jeweiligen Strukturen zu erfassen sind,
- ♦ welche Nutzungen bzw. Restriktionen zu überprüfen sind.

Wegen der noch geringen Erfahrungen sollten morphologische Erfolgskontrollen dazu genutzt werden Entwicklungsdaten zu sammeln, die künftig eine bessere Entwicklungsprognose ermöglichen. Sie sollten deshalb so durchgeführt werden, daß mit den ermittelten Maßzahlen die Entwicklungsgeschwindigkeit insbesondere der Laufentwicklung "errechnet" werden kann. In Verbindung mit den Parametern des Gewässers, die seine Entwicklungsfreudigkeit charakterisieren, kann dann für Gewässerabschnitte des gleichen Gewässers oder vergleichbarer Gewässer, die erst später renaturiert werden sollen oder können, eine präzisere Entwicklungsprognose abgegeben werden. Dazu ist es zweckmäßig, charakteristische Kontrollquerschnitte festzulegen bzw. zu vermarken, die zu Beginn der Entwicklung und bei den jeweiligen Erfolgskontrollen eingemessen werden können.

Bei den ersten Erfolgskontrollen muß insbesondere auf die Strukturen geachtet werden, die ursächlich für die Entstehung anderer Strukturen verantwortlich sind. Entstehen beispielsweise keine wechselseitigen Uferbänke und -kolke, so ist auch keine oder nur eine langsame Laufentwicklung zu erwarten. Bei späteren Erfolgskontrollen ist ein besonderes Augenmerk darauf zu richten, ob sich das Gewässer stabilisiert, d.h. die entwicklungsbedingt hohe Morphodynamik in eine gewässertypische übergeht.

1.3.9 Erfolgskontrolle und Korrektur der Planung

Bei der Erfolgskontrolle ist zu hinterfragen, ob

- ♦ die Entwicklung in die Richtung geht, die durch das realistische Leitbild (Entwicklungsziel) vorgegeben ist,
- ♦ die durchgeführten Maßnahmen bzw. die Entwicklungen schneller als erwartet zum Ziel geführt haben, weshalb die darauf aufbauenden Maßnahmen früher als vorgesehen durchgeführt werden können oder gar auf geplante Maßnahmen verzichtet werden kann,
- ♦ die erforderlichen Randbedingungen sich wie erwartet verändert haben oder unverändert geblieben sind, so daß die darauf aufbauenden Maßnahmen zeitlich wie geplant oder nicht wie geplant durchgeführt werden können,
- ♦ sich die Randbedingungen unerwartet verändert haben, so daß die festgelegten, realistischen Entwicklungsziele entsprechend den dann größeren oder kleineren Restriktionen korrigiert werden müssen.

Anhand der Feststellungen ist zu prüfen, ob die Planung inhaltlich oder bezüglich der Zeitplanung korrigiert werden muß. Die Entwicklungsziele sind, orientiert am p.n. Leitbild, auf die inzwischen entstandenen Randbedingungen und Restriktionen anzupassen. Gegebenenfalls müssen dazu erneut vorausgegangene Planungsschritte durchlaufen werden. Haben sich die Randbedingungen nicht wie erwartet positiv verändert, müssen Vorschläge gemacht werden, wie die erforderlichen Randbedingungen zu erreichen sind.

1.3.10 Schlußbemerkung zum Planungsumfang bzw. -aufwand

Der hier vorgeschlagene Planungsprozess, allein für den gewässer-morphologischen Teil einer Renaturierungsplanung, erscheint sehr komplex und erfordert scheinbar einen hohen Aufwand. In der Planungspraxis, d.h. bei der Bearbeitung eines Entwicklungsplanes wird sich vieles einfacher gestalten, weil das Leitbild für die unterschiedlichen Gewässerabschnitte recht einheitlich ist und nur bezüglich weniger Aspekte variiert, weil die zu berücksichtigenden Randbedingungen, die die Entwicklungsmöglichkeiten einschränken, nur auf wenige Arten beschränkt und nur auf kurzen Strecken vorhanden sind, weil u.U. immer die gleichen Defizite wiederkehren oder die Methoden der Renaturierung sich gewässerspezifisch auf eine Möglichkeit reduzieren.

2. Gewässermorphologie und -dynamik

Die einzelnen Strukturen der Gewässermorphologie können nach ihrer Größenordnung in Makro-, Meso- und Mikrostrukturen unterteilt werden. Unter Makrostrukturen sollen hier die Lauform und die von ihr abhängenden Bettstrukturen, die eine der Wellenlänge des Laufes entsprechende Größenordnung besitzen, unter Mesostrukturen die Bettform und die Bettstrukturen, die eine der Gewässerbite entsprechende Größenordnung haben, und unter Mikrostrukturen diejenigen, die durch die Eigenart oder Vielfalt des Bettsubstrats bestimmt sind, verstanden werden. Zu den Makrostrukturen zählen demgemäß neben der Lauform der laufbedingte Wechsel von Prall- und Gleitufem, die Längsgliederung der Sohle durch den Wechsel von Kolken und Furten; zu den Mesostrukturen zählen neben der Querschnittsform die Kolke, Furten bzw. Bänke und Uferbuchten sowie größere Totholzansammlungen, während zu den Mikrostrukturen die Substratverteilung des Geschiebmaterials, die Wurzelstrukturen der Ufergehölze, die Wasservegetation und die Ansammlungen von kleineren organischen Materialien wie Blätter und kleine Äste zu zählen sind. Die Verteilung der aus mobilen Materialien gebildeten Mikrostrukturen im Gewässerbett ist stark von der Strömung beeinflusst, die wiederum von den Makro- und Mesostrukturen bestimmt wird.

2.1 Gleichgewichtszustände und bettbildender Abfluß

2.1.1 Gleichgewichtszustände

Zeiträume und Gleichgewichtszustände in der Geomorphologie

Die Lauf- und Bettstrukturen eines Gewässers sind keine statischen, sondern ständig in Veränderung begriffene Zustände. In der Geomorphologie können bezüglich den natürlich stattfindenden Veränderungen in Flußgebieten drei Größenordnungen von Betrachtungszeiträumen unterschieden werden (*Kern* 1994):

- ♦ **geologische Zeiträume**, innerhalb derer die Hebung von Landmassen und deren Abtragung stattfindet, infolgedessen die Gewässer sich immer tiefer einschneiden und ein zunehmend flacheres Längsprofil ausbilden
- ♦ **geomorphologische Zeiträume**, innerhalb derer größere Klimaschwankungen stattfinden, die eine Änderung der Talform und der grundsätzlichen Lauf- und Bettstrukturen des Gewässers infolge des veränderten Abflußregimes und der Geschiebezufuhr verursachen
- ♦ **den gegenwärtigen oder ingenieurmäßigen Zeitraum**, innerhalb dessen das Abflußregime und die mittlere Geschiebezufuhr gleich bleibt, und die Größe und Ausprägung der Lauf- und Bettstruktur eines Gewässers nur infolge des Wechsels von Hoch- und Niedrigwasserabflüssen Schwankungen unterworfen ist, während sie in der mittleren Strukturausprägung (z.B. mittlere Mäanderwellenlänge oder mittlere Tiefe) konstant bleibt

Der Zeitraum, innerhalb dessen sich Gewässerstrukturen maßgeblich verändern, hängt nach *Kern* (1994) vom räumlichen Geltungsbereich und von der Größenordnung des Gewässers

(Bach oder Fluß) ab: Während sich im räumlichen Geltungsbereich einer Flußabteilung bzw. eines Flußtals mit einer Längenausdehnung von 10 bis 100 km (je nach Gewässergröße) innerhalb eines Zeitrahmens von 1000 bis 10.000 Jahren Veränderungen der Gefälleverhältnisse einstellen können, finden Veränderungen an der Bettstruktur auf einer Gewässerstrecke mit einer Längenausdehnung von 1 bis 100 m innerhalb eines Zeitrahmens von 1 bis 10 Jahren statt.

Die oben aufgeführten Veränderungen innerhalb geomorphologischer Zeiträume sind nur bei anthropogen weitgehend unbeeinflussten Gewässern gültig. Die durch die Landnutzung des Menschen innerhalb von Jahrzehnten und Jahrhunderten verursachten Veränderungen sind bezüglich ihrer Wirkung auf das Abfluß- und Feststoffregime denen von Klimaschwankungen vergleichbar, weshalb heute Veränderungen der Lauf- und Bettform und die Eintiefung der Gewässer in ihre Umgebung in kürzeren Zeiträumen festzustellen sind.

Für die Renaturierung eines Gewässers ist nur der gegenwärtige Zeitraum von Interesse, innerhalb dessen die klimatischen Verhältnisse und die Morphologie der Umgebung des Gewässers (Talform, Talgefälle, Material der Talsohle) und die potentiell natürliche Vegetation als unveränderlich angenommen werden können.

In der Geomorphologie werden vier Gleichgewichtsbegriffe (siehe Abb. 2.1) unterschieden (*Knighton* 1987):

- ♦ das **statische Gleichgewicht**, das nur infolge wasserbaulicher, den Gewässerlauf stabilisierender Eingriffe des Menschen vorkommt, wodurch dynamische, um einen konstanten Mittelwert schwankende Lauf- und Bettparameter verhindert werden, und somit Zustandsparameter über die Zeit hinweg nahezu konstant bleiben
- ♦ das **gleichförmige Gleichgewicht**¹, bei dem die Zustandsparameter mit der Zeit Schwankungen ausgesetzt sind, deren Mittelwert aber konstant bleibt
- ♦ das **dynamische Gleichgewicht**, bei dem die Zustandsparameter ebenfalls starken Schwankungen ausgesetzt sind, deren Mittelwert sich aber mit der Zeit in eine Richtung verändert
- ♦ das **dynamische, metastabile Gleichgewicht**, bei dem sich die Zustandsparameter sprunghaft verändern, wobei in den Zeiträumen zwischen den sprunghaften Änderungen gleichförmige oder dynamische Gleichgewichtszustände herrschen

Nach *Knighton* nehmen die Zeiträume, in denen die entsprechenden Gleichgewichtszustände herrschen, vom statischen zum dynamisch metastabilen Gleichgewicht zu.

Wie sich Gleichgewichtszustände verändern und ineinander übergehen können, soll an der Wirkung eines außergewöhnlichen Hochwasserereignisses auf die Gewässerbreite aufgezeigt werden: Man nehme an, daß sich vor einem solchen Hochwasserereignis am Gewässerabschnitt ein gleichförmiger Gleichgewichtszustand eingestellt hat, bei dem das Abflußregime und der Geschiebehauhalt über längere Zeit unverändert war, so daß die ein- bis zweijährlich

¹ Abweichend davon wird dieser Gleichgewichtszustand im Wasserbau als dynamisches Gleichgewicht bezeichnet. In den folgenden Kapiteln wird deshalb der im Wasserbau gängige Begriff weiter verwendet und als Synonym für den hier definierten gleichförmigen Gleichgewichtszustand verstanden.

auf tretenden bettbildenden Abflüsse die Lauf- und Bettstruktur ausbilden konnten. Als Störung dieses Gleichgewichtszustands tritt nun ein außergewöhnliches (z.B. hundertjährliches) Hochwasserereignis auf, das während des Ereignisses starke Breitenerosion verursacht und die Gewässerbite nahezu sprunghaft um ein gewisses Maß vergrößert. Im Anschluß an die sprunghafte Veränderung setzt nun ein dynamischer Gleichgewichtszustand (entsprechend Abb. 2.1) ein, innerhalb dessen sich die Gewässerbite durch Sedimentationsprozesse verschmälert, bis wieder die Brite erreicht ist, die dem bettbildenden Abfluß entspricht. Von diesem Zeitpunkt an existiert wieder das gleichförmige Gleichgewicht, bis ein erneutes seltenes Hochwasserereignis diesen Zustand stört. Der gesamte beschriebene Zeitraum ist als dynamisches, metastabiles Gleichgewicht zu bezeichnen, während sich zwischen den außergewöhnlichen Ereignissen dynamische und gleichförmige Gleichgewichtszustände ablösen.

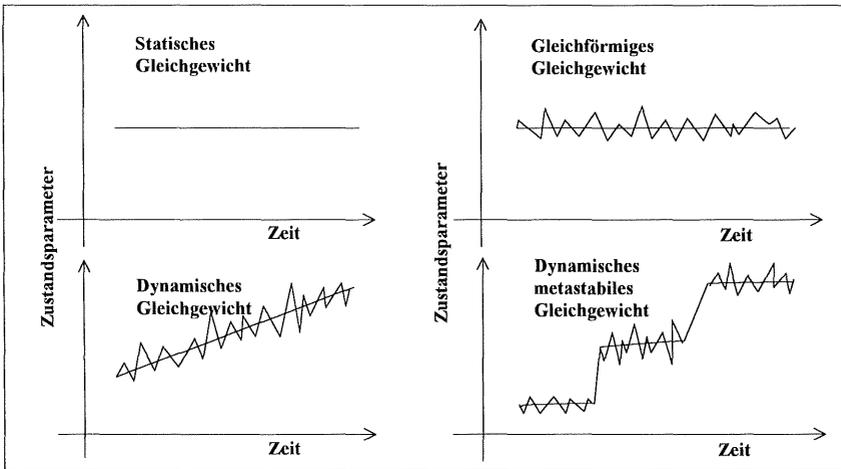


Abbildung 2.1: Gleichgewichtsbegriffe der Geomorphologie aus Kern (1994)

Entsprechend kann die Gleichgewichtsabfolge bei der als Störung zu betrachtenden Begradigung eines Gewässerlaufes gesehen werden: Der Gewässerabschnitt befindet sich vor der Begradigung in einem gleichförmigen Gleichgewichtszustand. Durch die Begradigung werden die Laufparameter sprunghaft verändert, weshalb nachfolgend durch bettbildende Abflüsse, denen der künstliche Zustand nicht entspricht, ein dynamischer Gleichgewichtszustand einsetzt. Dieser hält solange an, bis die vor der Begradigung vorhandenen Laufparameter wieder erreicht sind. Von diesem Zeitpunkt an ist wieder das ursprüngliche, gleichförmige Gleichgewicht vorhanden.

Dynamischer Gleichgewichtszustand¹/ Regime-Zustand

Ein Gewässer ist ein physikalisches System, das das Bestreben hat, einen dynamischen Gleichgewichtszustand zu erreichen (Rosgen 1993). In den folgenden Kapiteln wird bei der

Betrachtung der Makro- und Mesostrukturen der Gewässer deshalb davon ausgegangen, daß naturnahe Gewässer in einem dynamischen Gleichgewichtszustand sind, und die mittlere Ausprägung der Strukturen diesen Zustand repräsentieren.

Der dynamische Gleichgewichtszustand wird auch als der Regime-Zustand² bezeichnet, innerhalb dessen sich die unabhängigen Randbedingungen, insbesondere das Klima und mit ihm der mittlere Abfluß und Feststofftransport, über eine bestimmte Zeitperiode hinweg keinen Veränderungen unterliegen (siehe auch *Blench* 1969, S. 27 ff). Der Regime-Begriff wird streng genommen nur für alluviale Gewässer verwendet, die ihr Gefälle und ihre Bett- und Laufform im mobilen Material unbehindert ausbilden können. Er soll hier auch auf Gewässer Anwendung finden, deren Bett im Fels oder in einer eiszeitlichen Ablagerung liegt, der bzw. die eine schnelle Tiefenerosion verhindert, sofern zumindest einige Strukturen wie Furten, Kolke und Bänke sich frei ausbilden können und sich in einem dynamischen Gleichgewichtszustand mit den unabhängigen Randbedingungen befinden.

Der Gleichgewichtszustand und seine unabhängigen und abhängigen Variablen

Die unabhängigen Randbedingungen bzw. Variablen, die den morphologischen Zustand eines Gewässers bestimmen, sind nach *Hey* (1978) der Abfluß, der Feststofftransport, das Talgefälle und das Material, aus dem die Gewässersohle und die Ufer bestehen. Diese werden selbst wieder vom Klima und den geologischen Verhältnissen bestimmt. Präzisiert man zudem das Bettmaterial anhand seiner mittleren Korngröße und seiner Korngrößenverteilung, so ergeben sich allein dafür sechs, zusammen also neun unabhängige Variablen. In dieser Aufzählung ist die Vegetation nicht enthalten. Wie in Kapitel 2.7 noch deutlich gemacht wird, ist insbesondere bei Bächen die Vegetation von außerordentlich großem Einfluß auf die Gewässermorphologie. Sie muß deshalb als weitere unabhängige Variable angesehen werden, die aber nur schwer in Maßzahlen faßbar ist.

Die von den unabhängigen Variablen abhängenden Variablen, die ein Gewässer zur Einregelung seines Gleichgewichtszustandes besitzt, werden auch als Freiheitsgrade eines Fließgewässers bezeichnet. Während *Blench* (1969, S. 31) von max. vier Freiheitsgraden, der Breite, der Tiefe, dem Sohlgefälle und dem Windungsgrad spricht, hält *Hey* (1978) neun Freiheitsgrade für erforderlich, um die hydraulisch bedingte Morphologie eines Gewässers zu präzisieren. Zur Bestimmung der Bettform ist nach *Hey* neben der Breite und der mittleren Tiefe des Bettes die maximale Tiefe erforderlich, zur Bestimmung der Laufform neben dem Windungsgrad die Bogenlänge der Krümmungen und zusätzlich die Fließgeschwindigkeit und die Länge und Höhe der entstehenden Sohlenformen.

Nicht alle Gewässer besitzen die o.g. Zahl von Freiheitsgraden. Zum Beispiel besitzen Bergbäche in Engtälern, wo die Talsohlenbreite der Bettbreite entspricht, keinen Freiraum zur

² Der hier verwendete Begriff "Regime" darf nicht mit dem Strömungs-Regime verwechselt werden, das in alluvialen Gewässern mit sandig-kiesiger Sohle ausschlaggebend dafür ist, ob eine ebene Sohle, Riffel, Dünen oder Antidünen entstehen.

Entwicklung eines geschwungenen Laufes. Zudem kann dort ihr Sohlgefälle - infolge eines weitgehend immobilen Sohlmaterials - durch das Talsohlengefälle vorgegeben sein, so daß die abhängigen Variablen Windungsgrad, Bogenlänge und Sohlgefälle entfallen.

2.1.2 Der bettbildende Abfluß

Größe und Häufigkeit des bettbildenden Abflusses

Der Abfluß ist der wesentlichste Parameter, der die morphologische Ausformung eines Gewässers bestimmt. Er ist, im Vergleich zu den anderen Variablen, meist am stärksten mit der Breite und Tiefe des Gewässerbettes und seiner Lauform korreliert. Da in der Natur kein konstanter Abfluß über einen längeren Zeitraum hinweg existiert, spricht man von einem gewässerspezifischen Abflußregime, das durch verschiedene Parameter, wie die spezifischen Abflußgrößen (MNQ , MQ , MHQ , HQ_x), deren jährliche Schwankungen, deren Relativwerte und die Abflußdauerlinie, charakterisiert werden kann.

Alternativ zum Abfluß kann grundsätzlich die Einzugsgebietsgröße direkt zur Analyse morphologischer Daten herangezogen werden (siehe Kapitel 2.6.4). Da aber die abflußbildenden Prozesse neben der Einzugsgebietsgröße vom Klima, der Geologie, der Topographie und der Vegetationsbedeckung eines Einzugsgebiets abhängen, ist die Einzugsgebietsgröße nur innerhalb eines bezüglich Landnutzung und Geologie homogenen Einzugsgebiets zur Datenanalyse geeignet. Vergleichende Untersuchungen an Gewässern, die andersgeartete Einzugsgebiete besitzen, sind anhand der Einzugsgebietsgröße nur beschränkt möglich.

- Bei vergleichenden Untersuchungen verschiedener Fließgewässer wird der Abfluß als Bezugsgröße zur Analyse der die Lauf- und Bettform beschreibenden abhängigen Variablen verwendet.

Da nur selten eine Pegelstation und eine entsprechende Datenfülle zur differenzierten Beschreibung des Abflußregimes zur Verfügung steht, und die Simulation und Analyse eines langjährigen Abflußgeschehens ein zu großer Aufwand ist, wurde von verschiedenen Autoren versucht, einen "bettbildenden" Abfluß zu definieren. Der bettbildende Abfluß wird als derjenige fiktive bzw. konstante Abfluß definiert, der die gleiche Lauform, Bettform und Dimension eines Gewässers wie das vorherrschende Abflußregime ausbilden würde (Hey 1978). Prinz & Vries (1971) betonen, daß eigentlich für jeden Bettparameter ein eigener, maßgebend konstanter Abfluß bestimmt werden müßte.

Knighton (1987) und Bray (1975) beschreiben die verschiedenen Ansätze zur Bestimmung des bettbildenden Abflusses, die im wesentlichen zu folgenden vier Gruppen zusammengefaßt werden können:

- ♦ der Abfluß, der mit einem spezifischen Feststofftransport korreliert
- ♦ der Abfluß, der sich bei der hydrologischen Datenanalyse als der mit der größten Dauer ergibt

- ♦ der Abfluß, der eine bestimmte Wiederkehrzeit besitzt
- ♦ der Abfluß, der einen bordvollen Wasserstand verursacht

Daß vor allem der bordvolle Abfluß dem bettbildenden Abfluß nahekommt, ist sehr einleuchtend: Mit zunehmendem Abfluß und somit steigendem Wasserstand nehmen die erosiven Kräfte (Schubspannung, Fließgeschwindigkeit) bis zum bordvollen Wasserstand zu. Von diesem Wasserstand an ufer das Gewässer aus, und es findet eine natürliche Retention in der Aue statt, wodurch die Hochwasserspitze vermindert wird. Damit ist trotz einer deutlich zunehmenden Niederschlagsmenge nur eine geringe bis mäßige Zunahme des Abflusses nach Unterstrom möglich. Ein Teil des gesamten Abflusses fließt in der Aue ab, wodurch das Gewässerbett hydraulisch entlastet wird.

Bray (1982 u. 1975) konnte für kanadische Fließgewässer (Bäche und Flüsse mit Kiesbetten) nachweisen, daß die Gewässerbreite und Querschnittsfläche am besten mit dem zweijährlichen Hochwasserabfluß korrelierten. Zudem kam dieser Abfluß dem bordvollen Abfluß sehr nahe, und das Sediment war dabei nahezu oder vollständig in Bewegung. Damit war eine Verbindung zumindest von drei der oben aufgelisteten Ansätze für den bettbildenden Abfluß hergestellt.

Bei der Planung einer Renaturierung kann vereinfachend als Arbeitshypothese folgendes angenommen werden:

- Der maßgebende Abfluß, der gleichsam die größten erosiven und somit bettbildenden Kräfte entfaltet, ist näherungsweise der bordvolle Abfluß.

Dies gilt allerdings nur dann, wenn das Gewässer eine den natürlichen Verhältnissen nahe kommende Abflußkapazität besitzt, d.h. nicht ausgebaut ist oder sich deutlich in seine Umgebung eingetieft hat.

Bray empfiehlt, den bordvollen Abfluß aber nur anzuwenden, wenn dieser eine Wiederkehrzeit von nicht mehr als zwanzig Jahren besitzt. *Ackers* (1982) empfiehlt ebenfalls den bordvollen Abfluß, fordert aber, daß dieser mindestens einmal im Jahr auftreten sollte, um als bettbildend angenommen zu werden. An englischen Fließgewässern, die ein Kiesbett besitzen, wurde nach *Hey* (1978) der 1,5-jährliche Abfluß als bordvoller Abfluß errechnet, während an Gewässern mit Sandbetten ein häufiger auftretender Abfluß ermittelt wurde. Da nach *Bray* der zweijährliche Abfluß nur unwesentlich vom einjährigen abweicht, kann der zweijährliche Abfluß als gute Näherung für den bettbildenden Abfluß angesehen werden, auch wenn *Leopold et al.* (1964) feststellten, daß den bordvollen Abflüssen bei ihren Untersuchungen Wiederkehrzeiten von 1 bis 32 Jahren zuzuordnen waren.

Daß die Wiederkehrzeit des bordvollen Abflusses insbesondere auch kleiner Fließgewässer stark schwanken kann, zeigen Untersuchungen von *Humborg* (1995), der an Bergbächen des Sandstein-Odenwaldes eine große Streuung der Wiederkehrzeiten der bordvollen Abflußwerte

mit einer mittleren Wiederkehrzeit von einem Jahr feststellte³. Während er für Sohlentalbäche Wiederkehrzeiten von ca. einem halben Jahr bis zu 17 Jahren ermittelte, lagen die von Muldenalbächen zwischen einem halben und 100 Jahren und die von Kerbtalbächen zwischen 20 und über 100 Jahren. Daraus wird deutlich, daß bordvolle Abflüsse in Bergbächen mit ausgeprägter Aue meist nahezu jährlich auftreten, während sie an in den anstehenden Untergrund stark eingetieften Gewässern sehr seltene Ereignisse sein können. Diese Tendenz für Auebäche konnte *Nadolny* (1994) bei ihren Untersuchungen an Flachlandgewässern der Nordheide (Nordwestdeutsches Tiefland) bestätigen. An der in ausgeprägter Aue liegenden Wümme und Seeve konnte sie bordvolle Abflüsse mit einer Wiederkehrzeit von ca. einem Jahr ermitteln.

Ein Vergleich der zweijährlichen Hochwasserabflüsse (HQ_2) mit den mittleren jährlichen Hochwasserabflüssen (MHQ) der Abflußpegel Baden-Württembergs (*Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch* 1988) zeigt, daß diese die MHQ-Werte nur geringfügig über- oder unterschreiten (*Scherer & Scherle* 1994). Der kleinste HQ_2 -Wert liegt bei 97,69 % des MHQ-Wertes, der größte - von Ausreißern abgesehen - bei 111,3 % des MHQ-Wertes. Im Mittel liegen Über- bzw. Unterschreitung bei ca. 3 %. Für einige Pegel sind nicht die zweijährlichen Hochwasser sondern die einjährigen Hochwasser (HQ_1) in den Pegeljahrbüchern angegeben. Diese unterschreiten die MHQ-Werte um bis zu 21,3 %. Diese Unterschreitung entspricht den Ergebnissen einer statistischen Analyse der hessischen Pegeldata (*Mock u.a.* 1993). Danach liegen die einjährigen Hochwasserabflüsse näherungsweise bei 85 % der mittleren Hochwasserabflüsse.

- Der jeweilige MHQ-Wert kann in guter Näherung ersatzweise für den zweijährlichen Hochwasserabfluß und in grober Näherung für den einjährigen Abfluß verwendet werden. Er ist in grober Näherung mit dem natürlichen bordvollen Abfluß insbesondere von nicht eingetieften Gewässern mit ausgeprägter Aue vergleichbar.

Bei der Analyse der Wiederholungszeitspanne bordvoller Abflüsse unterschieden *Richards* (1982) und *Nadolny* (1994) partielle und jährliche Serien. Im Gegensatz zu jährlichen Serien werden bei partiellen Serien auch mehrere Hochwasser eines Jahres berücksichtigt. Werden die Wiederholungszeitspannen anhand partieller Serien analysiert, dann werden die zweijährlichen Hochwasserabflüsse kleiner und liegen zwischen den ein- und zweijährlichen Abflüssen der jährlichen Serie. Für die Wiederholungszeitspanne der jährlichen Serie T_a und der partiellen Serie T_p gilt nach *Richards* (in *Petit & Daxhelet* 1989) vereinfacht die Beziehung $T_a = T_p + 0,5$ (in Jahren).

Bei begrädigten bzw. ausgebauten Fließgewässern tritt der bordvolle Abfluß wesentlich seltener als einmal in zwei Jahren auf. Je nach dem Bemessungsabfluß, der einer Ausbaumaßnahme zugrundegelegt wurde, kann er nur noch einmal in zehn oder gar hundert Jahren stattfinden. Diese Wiederkehrzeit ist zu gering, als daß ein solcher bordvoller Abfluß als bettbildend

³ Humborg orientierte sich bei der Bestimmung des bordvollen Wasserspiegelniveaus an der deutlichen Neigungsänderung im Bereich der Böschungsoberkante. Bei stark eingetieften Betten liegt der nach anderen Kriterien (Vegetation, Oberkante von Bänken etc.) definierte bordvolle Wasserstand deutlich unter diesem Niveau, was die seltenen bordvollen Abflußereignisse, die Humborg teilweise festgestellt hat, erklärt.

bezeichnet werden könnte. Bei einer hydraulischen Analyse von in Rückentwicklung befindlichen Gewässern sollten deshalb die Strömungskräfte des mittleren jährlichen Hochwasserabflusses als Vergleichsgröße zu denen des unnatürlich großen bordvollen Abflusses herangezogen werden. Mit der Annahme, daß der MHQ dem bordvollen Abfluß (Q_b) des vormals natürlichen Gewässerbetts nahekommt, kann das Verhältnis Q_b/MHQ als Maß für die Naturnähe der hydraulischen Verhältnisse angesehen werden. Je näher der Verhältniswert bei 1 liegt, desto natürlicher sind die Abflußverhältnisse und somit auch die morphologischen Zustände. Durch diesen Vergleich kann die Abweichung des aktuellen Abflußvermögens und damit die Abweichung der erosiven Kräfte von denen des natürlichen Zustands aufgezeigt werden.

Von *Schumm* und *Carlston* ermittelte bordvolle Abflüsse verschiedener Gewässer setzte *Chang* (1988, S.8) in Bezug zum mittleren Abfluß (MQ) der Gewässer. Er erhielt dabei eine Abhängigkeit, die sich mit folgender Gleichung beschreiben läßt:

$$Q_b = 18 \text{ MQ}^{3/4} \quad \text{Gl. 2.1}$$

Wendet man diese Gleichung auf die von *Nadolny* (1994) untersuchten relativ kleinen Gewässer der Nordheide an, so ergeben sich Abweichungen der errechneten bordvollen Abflüsse von den tatsächlich festgestellten von mehreren hundert Prozent. Dies ist nicht verwunderlich, da die Streuung der bordvollen Abflüsse, aus denen Gleichung 2.1 ermittelt wurde, mit kleiner werdendem mittleren Abfluß extrem groß wird und eine Größenordnung von einer Zehnerpotenz besitzt. Die obige Gleichung ist deshalb nur dann geeignet, bordvolle Abflüsse abzuschätzen, wenn zumindest ihr Faktor an den Verhältnissen einer Gewässerregion angepaßt wird. Der mit einem Wert von $3/4$ unter 1 liegende Exponent macht aber deutlich, daß ein genereller Trend existiert: Das Verhältnis des bordvollen Abflusses zum mittleren Abfluß wird mit zunehmendem MQ kleiner, d. h. der bordvolle Abfluß nähert sich dem mittleren an.

Viel deutlicher als die Hochwasserereignisse untereinander, weichen die mittleren Abflüsse (MQ) eines Gewässers von den mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) ab. Die mittleren Abflüsse bestimmen weniger die Bettmorphologie im Makro- und Mesobereich, als vielmehr die Verteilung und die Korngröße des Substrates an der Gewässersohle (Mikrostruktur) und somit das biologische Inventar. Die Verhältniszahlen von MHQ zu MQ liegen z.B. in der Nordheide zwischen 3 und 7, im Keuper und Löß des Kraichgau zwischen 6 und 13 und im Grundgebirge des Schwarzwaldes zwischen 10 und 20 (*Nadolny* 1994). Unter der berechtigten Annahme, daß bordvolle Abflüsse nahe MHQ liegen, lassen diese Daten generelle Aussagen, die die Größe bordvoller Abflüsse natürlicher Bäche meist beim zwei- bis dreifachen Mittelwasserabfluß ansiedeln (*Otto* 1991 und *Kinsinger & Löffler* 1995), als äußerst fragwürdig erscheinen. Dies zeigt auch Gleichung 2.1, aus der sich z.B. für einen größeren Bach mit einem MQ von $1 \text{ m}^3/\text{s}$ ein bordvoller Abfluß von $18 \text{ m}^3/\text{s}$ ergibt. Erst bei sehr großen Flüssen nähern sich i. d. R. die bordvollen Abflüsse, in der von *Otto* angegebenen Größenordnung, den mittleren an.

Die meist hohe Differenz zwischen mittleren Abflüssen (MQ) und mittleren Hochwasserabflüssen (MHQ) bzw. bettbildenden Abflüssen macht deutlich, daß die mittleren Abflüsse für die Makro- und Mesostrukturen von geringer Relevanz sind. Nur bei wenigen Gewässern, die stark vom Grundwasser gespeist werden und kleine Einzugsgebiete oder eine hohe Versickerungsrate im Einzugsgebiet aufweisen, wie z.B. bei den grundwassergeprägten Tieflandsbächen in Nordrhein-Westfalen (*MfURL-NRW* 1995), liegt der mittlere Abfluß in der Größenordnung von 25% - 50 % des mittleren Hochwasserabflusses. In diesen seltenen Fällen kann der mittlere Abfluß, der nahezu über das ganze Jahr hinweg relativ hohe Sohlschubspannungen verursacht, eine bettbildende Wirkung haben.

Abhängigkeit des bordvollen Abflusses von der Einzugsgebietsgröße

Zur Analyse morphologischer Daten entlang eines Gewässers in Abhängigkeit vom bordvollen Abfluß ist es vorteilhaft, die Zunahme des bordvollen Abflusses mit der Einzugsgebietsgröße zu kennen. Dann ist es nicht erforderlich, an den Gewässerstellen, an denen die morphologischen Daten erhoben werden, bordvolle Abflüsse zu messen oder zu errechnen. Vielmehr können dann anhand der leicht aus topographischen Karten zu ermittelnden Einzugsgebietsgrößen die bordvollen Abflüsse abgeschätzt werden.

Verschiedene Autoren haben bordvolle Abflüsse von Gewässern ermittelt und in Bezug zur Einzugsgebietsgröße gesetzt. Üblicherweise werden dabei Regressionsfunktionen in folgender Form ermittelt:

$$Q_b = a A_E^c \quad \text{Gl. 2.2}$$

Im Rahmen dieser Arbeit wurden ebenfalls für vier Gewässerregionen in der BRD die Beziehungen zwischen bordvollem Abfluß und der Einzugsgebietsgröße entsprechend Gleichung 2.2 ermittelt. Grundlage dafür waren die anhand morphologischer Daten errechneten bordvollen Abflußwerte von *Humborg* (1995) für Bäche des Buntsandstein-Odenwaldes, von *Nadolny* (1994) für Bäche der Oberrheinebene, von *Forschungsgruppe Fließgewässer* (1996) für Bäche des metamorphen Grundgebirges im Schwarzwald, von *Fittschen* (1995) für Bäche des Keuperberglandes und von *Jacobi* (1994) für Bäche des Westerwaldes. In Tabelle 2.1 sind einige Ergebnisse anderer Autoren und der eigenen Analysen zusammengestellt.

Es fällt das große Spektrum der Faktoren wie auch der Exponenten auf. Eine voneinander getrennte Beurteilung der Faktoren und Exponenten ist nicht möglich, da bei großen Exponenten und kleinen Faktoren vergleichbare bordvolle Abflüsse als im umgekehrten Fall auftreten können. Liegen die Exponenten nahe bei 1, so liegen die Faktoren meist zwischen 0,1 und 0,3. Liegen die Exponenten dagegen zwischen 0,6 und 0,8, so sind die Faktoren in der Größenordnung von 1.

Bei der selektiven Analyse der Daten von einzelnen oder benachbarten Gewässern können sich erheblich andere Regressionsfunktionen ergeben, als bei der gemeinsamen Analyse vieler

Gewässer einer Region (siehe Tab. 2.1, Buntsandstein-Odenwald). Die Regressionsergebnisse für die Bäche der Oberrheinebene fallen mit einem sehr kleinen Exponenten und einem sehr großen Faktor aus dem Rahmen. Dies ist vermutlich auf die große Streuung, d.h. Inhomogenität der Daten zurückzuführen. Die Ergebnisse zeigen keine erkennbaren Unterschiede bei einem kleinen oder einem großen Spektrum der Gewässergröße eines Datensatzes.

Tabelle 2.1: Der bordvolle Abfluß in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße entsprechend folgender Form $Q_b = a A_E^c$

Autor / Datengrundlage	Gewässerregion / Gewässer (Einzugsgebietsgrößen)	a	c	R
Nadolny (1994)	Bäche der Oberrheinebene (7 - 120 km ²)	2,81	0,11	0,26
Fittschen (1995)	Bäche des Keuperberglandes (3 - 46 km ²)	1,21	0,56	0,73
Humborg (1995)	Bäche des Buntsandstein-Odenwalds (2 - 43 km ²)	0,45	0,64	0,79
	desgl. nur zwei benachbarte Bäche (4 - 43 km ²)	0,11	1,13	0,96
	desgl. nur Trienzbach (4 - 31 km ²)	0,12	1,11	0,94
	desgl. nur Seebach (2 - 31 km ²)	0,25	0,76	0,99
Forschungsgr. Fließgewässer (1997, unveröff.)	Gneis-Bäche des Schwarzwaldes (2 - 94 km ²)	0,28	1,05	0,9
Datengr. Jacobi (1994)	Bäche des Westerwaldes (1 - 97 km ²)	0,6	0,8	0,93
Nixon (1959 in Petit & Daxhelet 1989)	Gewässer in England u. Wales (100 - 10.000 km ²)	0,32	0,81	0,76
Hey (in Petit & Daxhelet 1989)	versch. Stationen eines Gewässers in Wales (4 - 3.000 km ²)	1,55	0,77	
div. Autoren (in Petit & Daxhelet 1989)	(2 - 1.000 km ²)	1,1	0,67	0,95
Andrews (1980 in Petit & Daxhelet 1989)	Berggewässer in Arizona (3 - 10.000 km ²)	0,2	0,8	
Petit & Daxhelet (1989)	Gew. in Mittel- u. Ober-Belgien (4 - 1600 km ²)	0,1	1,01	
	desgl. nur Fluß "Vesdre" allein (7 - 1600 km ²)	2,4	0,66	0,94

Ermittlung des mittleren Hochwasserabflusses (MHQ)

Bei den meisten Renaturierungsmaßnahmen stehen keine Daten eines naheliegenden oder gar am betreffenden Gewässer liegenden Pegels zur Verfügung. Um eine auf den Abfluß bezogene Analyse der morphologischen Daten durchführen zu können, besteht dann nur die Möglichkeit, über sogenannte Regionalisierungsverfahren die Daten entfernt liegender Pegel einer Region auf die Gewässerstrecke oder eine naturnahe Referenzstrecke zu übertragen. Für Baden-Württemberg liegt eine entsprechende Analyse der Pegel vor (LfU 1983 u. 1988 a), die es ermöglicht, die Hochwasserabflüsse an einem Gewässer mit einfachen Regressionsbeziehungen anhand der Einzugsgebietsgröße abzuschätzen. Die Auswertung der dort enthaltenen Grafiken und Gleichungen ergibt eine Abhängigkeit des mittleren Hochwasserabflusses MHQ von der Einzugsgebietsgröße A_E entsprechend Gleichung 3.2. Der Faktor a und der Exponent c sind darin spezifische Werte der jeweiligen Gewässerregion. Ihre Größe hängt vom

regionalspezifischen mittleren Hochwasserabfluß pro km² (MHq₁₀₀), der auf ein Einzugsgebiet von 100 km² bezogen ist, und von der Größenordnung des Einzugsgebietes ab.

$$MHQ = a A_E^c \qquad \text{Gl. 2.3}$$

Für das Neckargebiet und das Bodensee-, Rhein- und Maingebiet sind in der folgenden Tabelle die regionalspezifischen Faktoren und Exponenten beispielhaft aufgeführt.

Tabelle 2.2: Faktoren a und Exponenten c der Gleichung 2.3 für verschiedene Regionen Baden-Württembergs; abgeleitet aus Grafiken in *LfU* (1983 u. 1988 a)

MHq ₁₀₀ [m ³ /s km ²]	Bodensee-, Rhein- und Maingebiet				Neckargebiet			
	1 bis < 30 km ²		>30 km ²		1 bis < 30 km ²		> 30 km ²	
	c	a	c	a	c	a	c	a
0,1	0,46	0,8	0,78	0,28	0,47	0,77	0,77	0,29
0,15					0,52	0,96	0,77	0,41
0,2					0,55	1,2	0,78	0,55
0,25					0,56	1,4	0,79	0,66
0,3					0,57	1,65	0,79	0,76
0,35					0,57	1,8	0,79	0,92
0,5	0,66	1,9	0,84	1,05				
0,9	0,68	3,3	0,81	2,16				

Die Exponenten für den Bereich mit Einzugsgebietsgrößen bis 30 km² und kleinen MHq-Werten liegen nahe bei 0,5. Mit steigender Abflußwirksamkeit des Einzugsgebietes (zunehmende MHq-Werte) steigt auch der Exponent an. Im Bereich mit Einzugsgebietsgrößen von größer 30 km² ist der Exponent signifikant größer und liegt nahe bei 0,8.

Die in obiger Tabelle aufgeführten Werte für Einzugsgebiete größer 30 km² ergeben relativ gesicherte Abflußwerte. Da im Bereich kleiner 10 km² nur wenige Pegel für die Datenanalyse zur Verfügung standen, sind dagegen die für kleine Einzugsgebiete ermittelten Abflüsse sehr unsicher. Dennoch erscheinen die auf obiger Basis errechneten MHq-Werte geeignet, näherungsweise als natürlicher bordvoller Abfluß eines Gewässers verwendet zu werden.

2.2 Laufformen / Laufstrukturen

Die typische Laufform eines Gewässers hängt insbesondere von der Größe des bettbildenden Abflusses, vom Talgefälle, der Talform bzw. der Morphologie der Talsohle, der Art des Feststofftransportes, vom Bett- bzw. Auematerial und von der Ufervegetation ab. Ist eine sehr breite alluviale Talsohle vorhanden, so kann sich der Lauf weitgehend frei ausbilden. Besitzt das Tal dagegen eine schmale Sohle oder sind Flußterrassen vorhanden, wird der Lauf in seiner lateralen Entwicklung möglicherweise eingeschränkt sein.

Die klassische Flußmorphologie unterscheidet den gestreckten⁴, den verzweigten und den mäandrierenden Flußlauf (Zeller 1967, Mangelsdorf & Scheuermann 1980, Leopold & Wolman 1957). Diese grobe Einteilung ist nicht differenziert genug, um die Raumansprüche eines Gewässers für eine Renaturierungsmaßnahme quantifizieren zu können. Zudem ist nach neueren Erkenntnissen diese Dreigliederung aus folgenden Gründen nicht geeignet, die Vielfalt der in der Natur vorkommenden Laufformen zu beschreiben:

- ◆ ein mäandrierender Lauf kann auch gestreckte Abschnitte besitzen
- ◆ gestreckte oder mäandrierende Gewässer können grundsätzlich auch verzweigt sein, weshalb der verzweigte Lauf keine eindeutige Beschreibung der Laufform ist
- ◆ vom gestreckten über ein nur leicht mäandrierendes bis zum stark mäandrierenden Gewässer existieren kontinuierliche Übergänge, weshalb mit diesem Begriffspaar keine ausreichende Differenzierung möglich ist
- ◆ als mäandrierend wird meist nur ein Gewässer bezeichnet, das eine gewundene Laufform besitzt (Windungsgrad $> 1,5$), während geschwungene Gewässer noch zu den gestreckten gezählt werden
- ◆ der Begriff verzweigt wird nicht nur für Gewässer verwendet, deren Laufarme durch Inseln oder größere Aueflächen voneinander getrennt sind. Es werden fälschlicherweise oft auch Wildflüsse und Wildbäche damit charakterisiert, deren Mittel- und Niedrigwasserrinnen nur durch Bänke voneinander getrennt sind, die bei höheren Abflüssen aber eine insgesamt geschwungene oder gestreckte Laufform besitzen.

Um dieser Unschärfe der Begriffe zu entgehen, wird in Kapitel 2.2.2 anhand von Begriffen und entsprechenden Parametern eine Unterscheidung der Laufformen vorgeschlagen.

Da grundsätzlich alle Einbettgerinne auch Verzweigungen aufweisen können (Brice 1983), werden in den folgenden Kapiteln vorwiegend verschiedene Laufformen des Einbettgerinnes behandelt. In Kapitel 2.8 wird dann auf die spezifischen Formen und Bildungsmechanismen der verzweigten Gewässer näher eingegangen.

2.2.1 Formparameter des Gewässerlaufes

Die Laufform eines Einbettgerinnes kann durch folgende Maßzahlen beschrieben werden (siehe auch Abb. 2.2):

- ◆ den **Windungsgrad W** , der als Verhältnis der Lauflänge L des Gewässers zur Tallänge T definiert ist⁵
- ◆ die **Schwingungs- oder Mäanderamplitude b_M** , die als mittlerer Abstand der aufeinanderfolgenden gegenseitigen Krümmungsscheitel definiert ist

⁴ Der natürlicherweise gestreckte Lauf wird fälschlicherweise oft als gerader Lauf bezeichnet. Nur ausgebauten Gewässern können gerade sein, während natürliche Gewässer immer gewisse Laufunregelmäßigkeiten aufweisen.

⁵ Ein Gewässer, das ohne Schwünge und Windungen dem Talverlauf folgt, besitzt somit den Windungsgrad 1; ein Gewässer in einem Mäandertal, das entsprechend dem Talverlauf geschwungen oder gar gewunden ist, hat nach dieser Definition den Windungsgrad nahe 1. Die Anwendung dieser Definition ist in einem solchen Fall nicht sinnvoll.

- die **Mäandergürtelbreite** b_G , die als Abstand der parallelen Linien definiert ist, die die größten Schwünge des Laufes umhüllen
- das **Mäanderverhältnis**, das als das Verhältnis der Mäanderamplitude zur bordvollen Bettbreite definiert ist (Rosgen 1996)
- die **Wellenlänge** l_M , dem mittleren Abstand zweier aufeinanderfolgender Laufkrümmungen
- den **Krümmungsradius** r , der dem Radius des an eine Laufkrümmung angelegten Kreises entspricht
- den **Zentriwinkel** z , der die Richtungsänderung im Verlauf einer Krümmung angibt

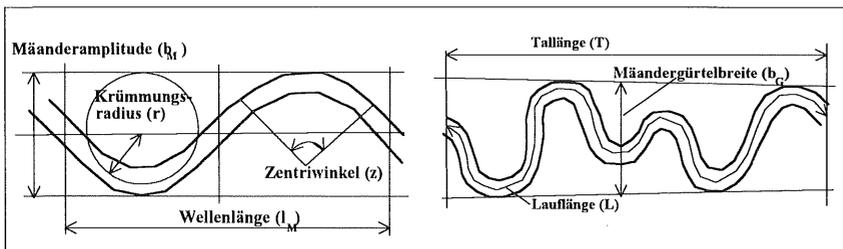


Abbildung 2.2 : Definition der den Lauf beschreibenden Maßzahlen

Der **Windungsgrad** ist die am häufigsten verwendete Größe zur Charakterisierung eines Gewässerlaufes, da sie unabhängig von dessen Regelmäßigkeit und Form seine Lauflänge im Vergleich zum geraden Lauf verdeutlicht. Vereinfacht betrachtet, sind hohe Windungsgrade über 2 meist bei Gewässern zu finden, die ein relativ geringes Gefälle und ein kompaktes und ein aus Feinsubstraten (Sand, Schluff, Lehm und Ton) bestehendes Bett besitzen, während im Gegensatz dazu gestreckte Gewässerläufe mit Windungsgraden nahe 1 sehr große Gefälle aufweisen und meist in relativ engen Bergtälern, die dem Lauf wenig Entwicklungsfreiraum lassen, liegen (siehe auch Abb. 2.7).

Die **Mäanderamplitude** ist nur bei regelmäßig mäandrierendem Lauf ein eindeutiges Maß. Bei unregelmäßigem Lauf kann sie nur der Mittelwert der Amplituden mehrerer hintereinander liegender Krümmungen sein. Dann ist die Mäandergürtelbreite der maßgebendere Laufparameter. Die Amplitude b_M wird meist in Bezug zur Gewässerbreite gesetzt:

$$b_M = a \text{ Bettbreite}^b \quad \text{Gl. 2.4}$$

Bei vielen Untersuchungen hat sich ein Exponent b nahe 1 ergeben. Für den Faktor a dagegen ergaben sich Werte zwischen 2 und 20 (Morisawa 1985; Zeller 1967). Ist der Exponent b gleich 1, dann ist der Faktor a das **Mäanderverhältnis**. Vorsicht ist bei der Definition der Amplitude geboten. Sie kann sich, wie in der obigen Abbildung, auf das Außenufer, aber auch auf die Bettmitte beziehen. Sie kann, wie in der Physik der Schwingungen, als Auslenkungsmaß vom Mittelwert, oder wie hier, als gesamte Schwingungsbreite definiert sein. Vereinfacht

kann davon ausgegangen werden, daß mit zunehmendem Windungsgrad auch die Amplitude ansteigt.

Die **Mäandergürtelbreite** ist insbesondere bei einem unregelmäßig geschwungenen oder gewundenem Lauf eine wichtige zusätzliche Größe. Da Laufkrümmungen sich infolge von Ufererosion und von Mäanderdurchbrüchen talabwärts bewegen, und sich die Lauform ständig verändert, ist die Mäandergürtelbreite die Größe, die den für die Lauform beanspruchten "Laufkorridor" (*Nadolny* 1994) beschreibt.

Die **Mäanderwellenlänge** unterschiedlicher Gewässer wurde in vielen Untersuchungen in Bezug zum bordvollen Abfluß gesetzt, wobei Abhängigkeiten in der Form

$$l_M = a Q_b^b \quad \text{Gl. 2.5}$$

mit $b \sim 0,5$ festzustellen waren. Die Wellenlänge nimmt danach mit zunehmendem bettbildendem Abfluß tendenziell zu. Daß diese Beziehung eine gewisse Gültigkeit für einen immens großen Bereich der Gewässergröße besitzt, hat *Dury* (1964) verdeutlicht, indem er die Daten von Modellgerinnen bis zu großen Flüssen ausgewertet hat. Auf der Basis des MHQ erhielt er durch Regression den Faktor a zu 30 und den Exponenten b zu 0,5. Trotz dieser grundsätzlich gültigen Abhängigkeit streuen die absoluten Werte der Wellenlänge für einen bestimmten Abfluß bis zu einer Zehnerpotenz, wie *Schumm* (1977) hervorhebt. Dies wird auch in den von *Morisawa* (1985) und *Zeller* (1967) zusammengestellten Werten für den Faktor a und den Exponent b deutlich: Bei der Verwendung des mittleren jährlichen Hochwassers (MHQ) oder einem ähnlich selten auftretenden Abfluß liegt der Exponent b meist nahe dem Wert von 0,5, wogegen für den Faktor a Werte von ca. 10 bis knapp über 100 ermittelt worden sind.

Während der Faktor in obiger Gleichung ein sehr großes Spektrum besitzt, korreliert die Mäanderwellenlänge mit der Gewässerbreite wesentlich besser. *Zeller* (1967) konnte nachweisen, daß die Wellenlänge von Mikromäander im Karst, die nur wenige Zentimeter groß sind, bis hin zur Wellenlänge von Golfstrommäander näherungsweise der 10-fachen Breite entsprechen.

$$l_M = 10 \text{ Bettbreite} \quad \text{Gl. 2.6}$$

- Als Faustregel kann deshalb die Mäanderwellenlänge mit der zehnfachen natürlichen Bettbreite abgeschätzt werden.

Diese Faustregel gilt aber genau genommen nur für den doppelten mittleren Abstand von Kolken oder Furten. Bei sehr regelmäßig und leicht geschwungenen Gewässern liegt meist nur ein Kolk und eine Uferbank in einer Krümmung. Zwischen den Krümmungen existiert nur eine Furt (siehe Abb. 2.3 a). In diesem Fall ist die mittlere Mäanderwellenlänge identisch mit dem doppelten Abstand der Kolke oder der Furten. Bei stärker oder unregelmäßig geschwungenen Gewässern sind große Streuungen der Kolkabstände festzustellen, die von der einfachen bis zur über 20-fachen Gewässerbreite reichen können. Der mittlere Abstand liegt aber auch dann bei der 5-fachen Breite, unabhängig davon, ob es sich um ein alluviales (d.h. im eigenen

Sediment liegendes) oder um ein im anstehenden Gestein liegendes Gewässer handelt (Keller & Melhorn 1978; siehe Kap. 2.3.4).

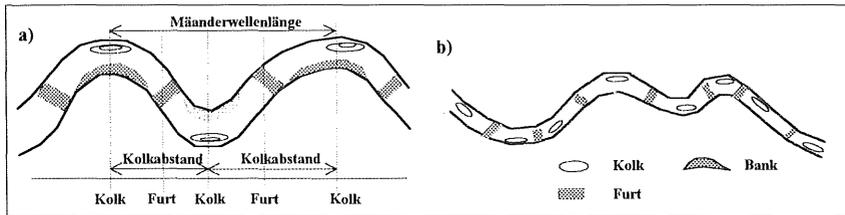


Abbildung 2.3: Mäanderwellenlänge und Kolkabstand in a) regelmäßig und b) unregelmäßig geschwungenen Gewässern

Bei unregelmäßig geschwungenen und gewundenen Gewässersläufen können in einer Krümmung und in den Übergangsstrecken zwischen den Krümmungen auch mehrere Kolke und Furten auftreten. Aufeinanderfolgende Kolke können dabei auch auf der gleichen Uferseite liegen. Die Wellenlänge des Laufes ist dann u.U. deutlich größer als die 10-fache Breite, während die mittleren Kolkabstände immer noch der 5-fachen Breite entsprechen (siehe Abb. 2.3 b).

Der **Krümmungsradius** ist ein Maß für die "Schärfe" der Krümmungen. Bedeutsam ist der Krümmungsradius bezüglich der Geschwindigkeit der Laufverlagerung. An Krümmungen mit einem Verhältnis von Radius zur Breite nahe 3 konnten die größten Ufererosionsraten festgestellt werden. Mit kleiner oder größer werdendem Verhältniswert nahm die Ufererosion wieder deutlich ab (Nanson & Hickin 1983).

Der **Zentriwinkel** der Krümmungen eines Laufes macht deutlich, ob der Lauf am Übergang zur nachfolgenden Krümmung die Talachse (oder alternativ die Achse des Mäandergürtels) nur im spitzen Winkel ($z < 180^\circ$), nahezu rechtwinklig ($z \sim 180^\circ$) oder gar im stumpfen Winkel ($z > 180^\circ$) schneidet. Ist Letzteres der Fall, so fließt das Gewässer an den Übergängen von einer zur nächsten Krümmung (Wendepunkte) talaufwärts. Grundsätzlich kann mit zunehmendem Windungsgrad ebenfalls ein Anstieg des Zentriwinkels angenommen werden. Es sei denn, daß die Mäanderamplitude überproportional mit der Gewässerbite bzw. der Wellenlänge ansteigt.

Die Wellenlänge, die Mäanderamplitude und der Krümmungsradius sind Parameter für die absolute Größe der Laufform, während der Windungsgrad, der Zentriwinkel und die Relation von Wellenlänge und Amplitude und von Amplitude und Bettbreite die Form des Laufes charakterisieren. Die Laufform ist mit dem Windungsgrad allein nicht definiert, da bei konstantem Windungsgrad und großer Amplitude wenige Laufschwünge, während bei kleiner Amplitude viele Laufschwünge bei gleicher Tallänge möglich sind (siehe Abb. 2.4). Es muß deshalb neben dem Windungsgrad zumindest auch die Amplitude, der Krümmungsradius oder der Zentriwinkel des Laufes angegeben werden, um einen annähernden Eindruck über die Laufform zu erhalten. Entsprechendes gilt für die Wellenlänge, mit der ohne die Amplitude oder andere Parameter

keine Aussagen über die absolute Länge des Gewässerlaufes in Relation zur Tallänge möglich sind.

Die Abbildung 2.4, in der ein regelmäßig geschwungener Lauf durch aneinandergereihte Halbkreise angenähert ist, verdeutlicht diesen Sachverhalt. Danach müssen bei gleichbleibendem Windungsgrad und gleichbleibender Form die Mäanderwellenlänge und Amplitude sich proportional zueinander verändern, wenn die Laufform erhalten bleiben soll.

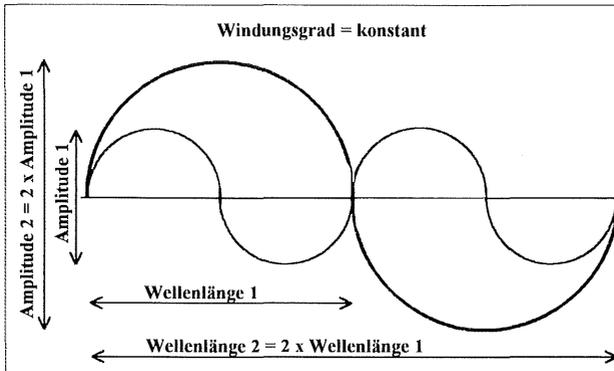


Abbildung 2.4: Veranschaulichung der Abhängigkeit von Windungsgrad, Amplitude und Wellenlänge eines durch Halbkreise angenäherten geschwungenen Gewässerlaufes

Um einen Eindruck davon zu geben, in welchen Bereichen der Windungsgrad eines regelmäßigen Laufes bei vorgegebener Wellenlänge schwanken kann, sind in Tabelle 2.3 die Windungsgrade in Abhängigkeit von der Mäanderamplitude für abstrahierte Laufformen aufgeführt. Dabei sind als Grundform aneinandergereihte Kreisbögen angenommen. Zudem ist jeweils ein eingeschriebener zickzackartiger Lauf, der bei vorgegebener Wellenlänge und Amplitude den kleinsten möglichen Windungsgrad ergibt, und ein rechteckförmiger Lauf angegeben. Mit dem zickzackartigen Lauf könnte beispielsweise der Lauf eines steilen Bergbaches, mit dem rechteckigen Lauf dagegen ein durch Talflanken oder Flußterrassen stark eingegengtes Gewässer näherungsweise beschrieben werden. Die prozentualen Abweichungen (Tabelle 2.3 Spalte 4) der Windungsgrade des zickzackartigen und gekrümmten Laufes von dem des jeweils rechteckigen Laufes machen deutlich, daß für gekrümmte Laufformen mit $W_k < \text{ca. } 1,8$ der Windungsgrad des zickzackartigen Laufes eine gute Näherung für den gekrümmten Lauf ist. Bei darüberliegenden Windungsgraden kann der rechteckige Lauf bessere Näherungswerte ergeben.

Das jeweils geeignete Näherungsverfahren zur Ermittlung des Windungsgrades ergibt noch vertretbare Abweichungen vom tatsächlichen Wert. Für die Praxis kann daraus abgeleitet werden, daß ein großer Aufwand bei der Ermittlung des Windungsgrades nicht erforderlich ist.

- Windungsgrad und Laufamplitude sind mit Hilfe einfacher Verfahren, wie durch das Einmessen eines dem Lauf angenäherten Polygonzuges, ausreichend genau zu erfassen.

Tabelle 2.3: Windungsgrade bei unterschiedlich regelmäßiger Laufform und unterschiedlicher Laufamplitude

Definitionsskizze	Randbedingung	Windungsgrade	Abw. %
	$b_M = 0,25 l_M$	$W_Z = (l_M^2 + 4 b_M^2)^{0,5} / l_M = 1,12$	74,7
	$r = 0,31 l_M$	$W_K = \pi(z/360^\circ) / \sin(z/2) = 1,16$	77,3
	$z = 106^\circ$	$W_R = (l_M + 2 b_M) / l_M = 1,5$	100
	$b_M = 0,5 l_M$	$W_Z = 1,41$	70,7
	$r = 0,25 l_M$	$W_K = 1,57$	78,5
	$z = 180^\circ$	$W_R = 2$	100
	$b_M = 0,75 l_M$	$W_Z = 1,8$	72
	$r = 0,31 l_M$	$W_K = 2,77$	110,8
	$z = 25,4^\circ$	$W_R = 2,5$	100
Index Z = zickzackartiger Lauf; K = bogenförmiger Lauf; R = rechteckiger Lauf; b_M = Mäanderamplitude; l_M = Wellenlänge; r = Krümmungsradius; z = Zentriwinkel einer Krümmung			

Die Ermittlung von Krümmungsradien und Zentriwinkel sind von geringer Bedeutung, da auch nach einer Umgestaltung das Gewässer den vorgegebenen Lauf seinen Bedürfnissen anpassen wird. Der Windungsgrad und die Amplitude sind dagegen für eine Planung von großer Bedeutung, da sie insbesondere den Raumanspruch definieren.

2.2.2 Definition unterschiedlicher Laufformen

Im folgenden wird aufgezeigt, wie anhand von eindeutigen Begriffen und den oben definierten Maßzahlen eine Unterscheidung der verschiedenen Laufformen möglich ist. Dabei stellt sich zuerst die Frage der Abgrenzung der gestreckten zur mäandrierenden Laufform. Da natürliche Gewässer auf einer Länge von mehr als der zehnfache Gewässerbite nie gerade sind (Leopold & Wolman 1957), weist ein gestreckter Lauf auch immer leichte Krümmungen oder kleine sprunghafte Richtungsänderungen auf. Die oberste Skizze in Tabelle 2.3 zeigt, daß auch bei relativ kleinen Windungsgraden (dort $W_K = 1,16$) bereits deutliche Schwünge vorhanden sein können. Auch dem gestreckten Lauf muß deshalb ein Windungsgrad über 1 zuerkannt werden. Als größter Windungsgrad des gestreckten Laufes soll hier, wie bei Brice (1983), ein Wert von 1,05 festgelegt werden.

Während mit dem englischen Begriff "sinuosity" der Windungsgrad bezeichnet wird, wird meist unter dem englischen Begriff "sinuous" der *leicht geschwungene* Lauf verstanden, der sich vom mäandrierenden (meandering) Lauf, der *stark geschwungen* oder gar *gewunden* (tor-tuous meandering) ist, abgrenzt (z.B. *Kellerhals et al.* 1976). Bei dieser Erläuterung wurden bereits die adäquaten deutschen Begriffe verwendet (geschwungen, stark geschwungen und ge-wunden), die nach Ansicht des Autors geeignet sind, die nicht gestreckten Laufformen von Einbettgerinnen zu unterscheiden. Es ist nun erforderlich, diese Begriffe durch Maßzahlen von-einander abzugrenzen.

Der geschwungene Lauf unterscheidet sich vom gewundenen dadurch, daß er wie ein Pendel ausschwingt, dabei aber die Flußachse die Talachse oder die Achse des Mäandergürtels nie mit mehr als 90° kreuzt. Zwischen dem leicht und stark geschwungenen Lauf soll hier eine willkür-liche Abgrenzung mit einem Windungsgrad von 1,3 und einem Zentriwinkel von ca. 90° einge-führt werden. Gegenüber dem Kreuzungswinkel des geschwungenen Laufes ist der des gewun-denen Laufes i.d.R. größer als 90° , d.h. der Gewässerlauf ist stellenweise entgegen dem Talge-fälle orientiert. Entsprechend erreicht der Zentriwinkel der Krümmungen eines geschwungenen Laufes maximal 180° , während der eines gewundenen Laufes über 180° liegt. Der kleinste Wert für den Windungsgrad eines gewundenen Laufes wird mit 1,5 festgelegt, was der Definition von *Leopold & Wolman* (1957) für die Abgrenzung der gestreckten von mäandrierenden Lauf-formen entspricht.

Da gestreckte, geschwungene und gewundene Laufformen oft nicht in regelmäßiger Form auf-treten, ist es angebracht, regelmäßige und unregelmäßige Laufformen zu unterscheiden. Ge-wundene Laufformen sind nahezu immer unregelmäßig, so daß sich dort eine Unterscheidung erübrigt. Dagegen sind geschwungene bis stark geschwungene Laufformen regelmäßiger. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn der Lauf leicht von Talrändern oder Flußterrassen einge-engt bzw. geführt wird. Ob ein Lauf unregelmäßig ist, hängt stark von der Inhomogenität des Bett- und Auematerials, des Auebewuchses, von punktuellen Störungen wie Felsen, Steinblök-ken oder Totholzverkläuerungen und punktuellen Einschränkungen durch den Talrand ab.

Für den deutschen Begriff "verzweigt" gibt es im englischen Sprachraum die Begriffe "braided" und "anastomosing", die mit *geflochten* und *verzweigt* übersetzt werden können. Unter einem verzweigten Lauf ist ein Gewässer zu verstehen, dessen Lauf sich in mehrere Arme aufspaltet, wobei die Arme durch Inseln oder ganze Teile der Aue voneinander getrennt sind. Dagegen versteht man unter einem geflochtenen Lauf ein Fließgewässer, dessen Lauf sich innerhalb eines relativ breiten Hochwasserbettes in mehrere Rinnen aufspaltet, die nur von Bänken und sel-ten von kleinen Inseln voneinander getrennt werden. Das Adjektiv "geflochten" charakterisiert diese Laufform deshalb sehr gut, weil die Rinnen, wie bei einem geflochtenen Zopf, sehr nah beieinanderliegen und sich nach kurzen Strecken wieder vereinen bzw. wieder auseinanderstre-ben. Während die Inseln des verzweigten Laufes meist das Niveau der Aue erreichen und ins-besondere auf Grund eines dauerhaften Bewuchses weitgehend ortsfest sind, liegen die Bänke

des geflochtenen Laufes deutlich unter dem Niveau der Aue. Sie werden bei Hochwasser oft umgelagert und sind, wenn überhaupt, nur von einer Pioniervegetation besiedelt.

Tabelle 2.4: Begriffe und Maßzahlen zur Unterscheidung der Lauform

Laufform	Windungsgrad	Definition
gestreckt	1 - 1,05	nur seltene schwache Krümmungen und / oder sprunghafte Richtungsänderungen mit kleinem Winkel zur Talachse
unregelmäßig gestreckt	1 - 1,05	weitestgehend gestreckter Lauf mit seltenen aber ausgeprägten Krümmungen, die in unregelmäßigem Abstand auftreten
leicht geschwungen	1,05 - 1,3	regelmäßig wiederkehrende Krümmungen, deren Zentriwinkel nicht größer als 90° ist
stark geschwungen	1,3 - 1,5	regelmäßig wiederkehrende Krümmungen, deren Zentriwinkel zwischen 90° und 180° liegen
unregelmäßig geschwungen	1,05 - 1,5	Lauf, bei dem sich kleine und große Krümmungen mit unterschiedlichen Richtungsänderungen abwechseln
eingeschränkt stark geschwungen	1,3 - 1,5	durch Talflanken oder Terrassen eingeschränkter stark geschwungener Lauf, dessen Krümmungen sich deshalb nicht ausformen können
gewunden	>1,5	Lauf, dessen Krümmungen einen Zentriwinkel von i.d.R. mehr als 180° oder eine verhältnismäßig große Amplitude besitzen
geflochten, insgesamt gestreckt	1 - 1,05	Lauf mit zwei und mehr Rinnen, die i.d.R. durch Bänke voneinander getrennt sind, und dessen gesamtes Bett gestreckt ist
geflochten, insgesamt geschwungen	1 - 1,5	Lauf mit zwei und mehr Rinnen, die i.d.R. durch Bänke voneinander getrennt sind, und dessen gesamtes Bett geschwungen ist
verzweigt	einzelne Arme können alle o.g. Windungsgrade besitzen	Lauf mit zwei oder mehr Armen, die i.d.R. durch Inseln oder Teile der Aue voneinander getrennt sind. Die einzelnen Arme können alle Charakteristika der o.g. Einbettgerinne aufweisen.

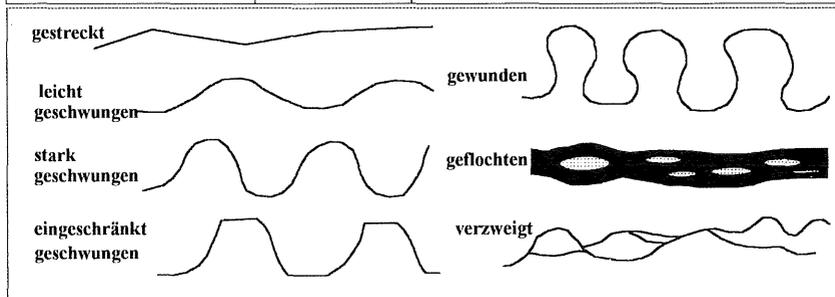


Abbildung 2.5: Lauformen entsprechend Tabelle 2.4

Dieser Unterscheidung wird *Brice* (1983) gerecht, der nur zwei seiner vier Flußtypen den Charakter "braided" zuordnet, aber allen Flußtypen die Möglichkeit der Verzweigung zugesteht.

Die Feststellung von *Brice*, daß alle Flußtypen verzweigte Laufformen besitzen können, deutet darauf hin, daß Verzweigungen nicht durch eine hohe Abfluß- und Feststoffdynamik verursacht sein müssen, wie von den Autoren älterer Veröffentlichungen meist angenommen wurde. Demgegenüber sind geflochtene Gewässerläufe meist die Folge einer hohen Abfluß- und Geschiebedynamik und eines relativ hohen Gefälles. In Anlehnung an *Brice* wird hier der geflochtene Lauf in einen geschwungenen und einen gestreckten Typus unterschieden. Da geflochtene Laufformen meist kleine Windungsgrade besitzen, erübrigt sich eine weitere Unterteilung.

Ist ein Gewässerlauf in seiner lateralen Laufentwicklung durch Talränder oder durch Terrassen eingeengt, so kann er die ihm adäquate Laufentwicklung nicht erreichen. Man spricht deshalb von einem beschränkten oder eingeengten Mäander (*Zeller* 1967). Weil vermutlich diese einengende Wirkung bei geflochtenen oder verzweigten Gewässern nur schwer zu erkennen ist, werden diese Laufformen nicht - wie die mäandrierenden - in freie und eingeengte Läufe unterschieden. Hier soll nur der stark geschwungene Lauf als eingeschränkte Laufform differenziert werden, da eine Einengung den leicht geschwungenen Lauf nur wenig nachvollziehbar verformt und sich eine Einengung beim gewundenen Lauf hauptsächlich durch unregelmäßige Krümmungsformen äußert. Entsprechend den obigen Ausführungen werden die in Tabelle 2.4 aufgeführten Begriffe und Abgrenzungen für verschiedene Laufformen vorgeschlagen, die teilweise in Abbildung 2.5 skizziert sind.

2.2.3 Abhängigkeit der Laufform alluvialer Gewässer von Abfluß, Gefälle und Bettmaterial

Grundsätzlich regelt ein alluviales Gewässer sein Sohlgefälle und die Querschnittsform und -größe so ein, daß es in der Lage ist, den dominierenden, d.h. den bettbildenden Abfluß und die von oberstrom zugeführten Feststoffe abzutransportieren. Man kann dann bezüglich des Gefälles von einem im "Regime" befindlichen Sohlgefälle oder einem Gleichgewichtsgefälle sprechen. Bezüglich dem Talsohlgefälle können drei Fälle unterschieden werden:

1. das Gleichgewichtsgefälle ist größer als das Gefälle der Talsohle
2. das Gleichgewichtsgefälle ist gleich dem Gefälle der Talsohle
3. das Gleichgewichtsgefälle ist kleiner als das Gefälle der Talsohle

Im für uns relevanten Betrachtungszeitraum muß das Talsohlgefälle als eine unveränderliche Randbedingung, d.h. konstante Größe, angesehen werden, da mit Veränderungen bzw. Anpassungen des Talgefälles durch Einschnidungs- oder Aufschotterungsprozesse erst innerhalb von mehreren Jahrhunderten oder gar Jahrtausenden (*Kern* 1994, S.63) zu rechnen ist.

Im **1. Fall** kann sich - eine ausreichend lange Talstrecke ohne Gefälleänderungen vorausgesetzt, innerhalb der die Einschnittstiefe des Gerinnes gleich bleibt - ein höheres Gefälle als das Gefälle der Talsohle nicht einstellen. Weil das Talgefälle den Ansprüchen des Gewässers am nächsten kommt, wird dieses einen weitgehend gestreckten Lauf ausbilden.

Nanson & Knighton (1996) begründen die Entstehung geflochtener oder verzweigter Gewässer damit, daß Mehrbettgerinne bei gleichen Gefälleverhältnissen eine höhere Transportkapazität als vergleichsweise breite Einbettgerinne besitzen. Da das Gleichgewichtsgefälle infolge des zu kleinen Talgefälles mit einem Einbettgerinne nicht erreicht werden kann, tendiert der gestreckte Gewässerlauf folglich zu einer geflochtenen oder verzweigten Lauform. Es entstehen so viele Parallelgerinne, bis das Gleichgewichtsgefälle der einzelnen Gerinne mit dem Talgefälle identisch ist. Im **2. Fall** wird ebenfalls ein gestreckter Lauf zu erwarten sein, da nur dann das Gleichgewichtsgefälle erreicht werden kann. Dagegen hat im **3. Fall** das Gewässer die Möglichkeit - sofern die Talsohle eine ausreichende Breite besitzt - sein Gleichgewichtsgefälle durch die Ausbildung eines geschwungenen oder gewundenen Laufes zu erreichen. Letzteres dürfte die eigentliche Ursache für die Ausbildung stark geschwungener oder gewundener Laufformen sein (siehe Kap. 4.2.1).

Unter der Annahme, daß die Einschnittstiefe der Gewässer in die Talsohle gleich bleibt, ist der Windungsgrad eines Gewässers gleich dem Quotient aus dem Talsohlengefälle und dem Sohlgefälle des Gewässerbettes. Mit größer werdendem Talgefälle entsteht folglich eine Diskrepanz zwischen Gleichgewichtsgefälle und Talgefälle, die nur durch eine Erhöhung des Windungsgrades wieder ausgeglichen werden kann. Die Zunahme des Windungsgrades mit dem Talgefälle konnte *Edgar* (1983) anhand von Modellversuchen und Untersuchungen an Kiesflüssen nachweisen. Über einem gewissen Grenzgefälle beobachtete *Edgar* aber wieder eine starke Streckung des Laufes.

- Bei vergleichbarem bettbildendem Abfluß, Feststofftransport und Bettmaterial besteht die generelle Tendenz, daß der Windungsgrad eines Gewässers mit ansteigendem Gefälle zunimmt.

Der festgestellten Zunahme des Windungsgrades mit dem Gefälle steht die Erfahrung in unteren Gefällebereichen entgegen, daß der Windungsgrad mit geringer werdendem Sohlgefälle zunimmt. Dieser Effekt dürfte aber weniger mit dem geringer werdenden Gefälle, als vielmehr mit der großräumig betrachteten, parallel dazu stattfindenden Abnahme der Korngröße der Bettmaterialien einhergehen. Eine Begründung ist darin zu suchen, daß mit abnehmender Korngröße die Gewässerbreite (bei gleichem bettbildenden Abfluß) kleiner wird (siehe Kap. 2.6.3), und sich somit die davon stark abhängende Wellenlänge des Laufes verkürzt. Mit kürzerer Wellenlänge kann das Gewässer bei gleicher Amplitude, d. h. gleichem Raumspruch, einen höheren Windungsgrad ausbilden.

Untersuchungsergebnisse von *Schumm* (1963) machen dies deutlich. Danach hängt der Windungsgrad eines Gewässers wesentlich vom Schluff- und Tonanteil des Bettmaterialies ab. Da das Breiten-Tiefen-Verhältnis eines Gewässerbettes wiederum stark mit dem Schluff- und Tongehalt des Bettmaterialies korreliert, kann die Abhängigkeit des Windungsgrades vom Bettmaterial auf der Basis des Tonanteils M im Material des Gewässerbettes oder ersatzweise mit dem Breiten-Tiefen-Verhältnis (b_t/h_{\max}) beschrieben werden. Folgende Regressionsbeziehungen hat

Schumm (1963) für den Windungsgrad W für Gewässer der Great Plains (Nordamerika) aufgestellt, deren Faktoren und Exponenten allerdings nur für die untersuchten Gewässerregionen gültig sind:

$$W = 0,94 M^{0,25} \quad \text{Gl. 2.7}$$

$$W = 3,5 (b_b / h_{max})^{-0,27} \quad \text{Gl. 2.8}$$

Danach steigt mit zunehmendem Schluff- und Tonanteil im Bettmaterial bzw. mit abnehmendem Breiten-Tiefen-Verhältnis (bezogen auf die bordvolle Breite und maximale Tiefe des Bettes) der Windungsgrad an.

Hohe Schluff-Ton-Anteile im Sohlen- und insbesondere im Ufermaterial entstehen bei Gewässern, die hohe Schwebstofffrachten im Vergleich zur Geschiebefracht besitzen. Durch die Sedimentation der Schwebstoffe bei Ausuferungen bilden sich Auelehmdeckschichten und somit geschichtete Ufer. Diese Lehmdeckschichten gelangen bei der Ufererosion wieder als Schwebstoffe in das Gewässer, weshalb auch bei nicht kohäsivem Sohlmaterial die Tendenz zur Ausbildung eines stark geschwungenen oder gewundenen Laufes besteht (*Vollrath* 1976; *Schumm & Khan* 1972; *Descheng & Schumm* 1987).

- Es kann somit festgestellt werden, daß bei Fließgewässern mit hoher Schwebstofffracht, die im Korngrößenbereich von Schluff und Ton liegt und somit einen hohen Anteil feinkörniger Substrate im Ufer- und Sohlmaterial verursacht, der Windungsgrad mit zunehmendem Tonanteil im Bettmaterial und somit abnehmendem Breiten-Tiefen-Verhältnis ansteigt.

Für die Abhängigkeit des Sohlgefälles (in ‰) vom mittleren Abfluß (MQ) und dem Schluff- und Tonanteil M des Bettes hat *Schumm* für Gewässer der Great Plains und für australische Gewässer die folgende, durch Mehrfachregression ermittelte Gleichung 2.9 erhalten. Aus der Gleichung geht hervor, daß mit zunehmendem Tonanteil im Ufer- und Sohlmaterial (zunehmendes M) sich ein geringeres Sohl- bzw. Gleichgewichtsgefälle einstellt.

$$I_s = 3,62 M^{-0,38} MQ^{-0,32} \quad \text{Gl. 2.9}$$

Bleibt gleichzeitig das Talgefälle konstant, dann muß mit M der Windungsgrad ansteigen, was nach Gleichung 2.7 der Fall ist.

Eine solche Schlußfolgerung kann natürlich nur als genereller Trend akzeptiert werden, da an einem Gewässer immer Abschnitte mit vom Mittelwert abweichendem Talgefälle vorhanden sein dürften. Auf diesen Abschnitten müßten - bei gleichbleibendem Gleichgewichtsgefälle - bei streckenweise höherem Talgefälle höhere Windungsgrade und bei streckenweise kleinerem Talgefälle kleinere Windungsgrade auftreten.

In der oft zitierten Arbeit von *Leopold & Wolman* (1957) wurde untersucht, bei welchen bordvollen Abflüssen und Sohlgefällen welche Laufformen vorherrschend auftreten. Dabei

wurden "gestreckte" Laufformen mit Windungsgraden bis $W < 1,5$, gewundene Laufformen ($W > 1,5$) und vorwiegend geflochtene Laufformen⁶ unterschieden.

Mit Gleichung 2.10 konnte das Grenzgefälle in Abhängigkeit vom bordvollen Abfluß definiert werden, über dem geflochtene Laufformen und unter dem gewundene Laufformen ($W > 1,5$) auftreten.

$$I_{gr} = 0,012 Q_b^{-0,44} \quad \text{Gl. 2.10}$$

mit dem bordvollen Abfluß Q_b [m^3/s], und dem Sohlgefälle I_s [-]

Da viele der von *Leopold & Wolman* untersuchten Gewässer mit Sohlgefällen über und unter diesem Grenzgefälle auch gestreckte bis stark geschwungene Laufformen ($W < 1,5$) aufwiesen, ist die obige Gleichung nicht dazu geeignet, eindeutig geflochtene bzw. gewundene Laufformen zu prognostizieren. Die Gleichung zeigt aber die generelle Tendenz, daß geflochtene Laufformen vorwiegend in hohen Gefällebereichen, während gewundene Laufformen bei relativ geringen Gefällen vorkommen. Unter einem Sohlgefälle von ca. 0,05 % sind nur noch gewundene Laufformen vorherrschend, während bei Gefällen über ca. 1 % nur noch Gewässer mit kleinen Windungsgraden ($W < 1,5$; gestreckter bis geschwungener Lauf) dominieren (siehe Abb. 2.6).

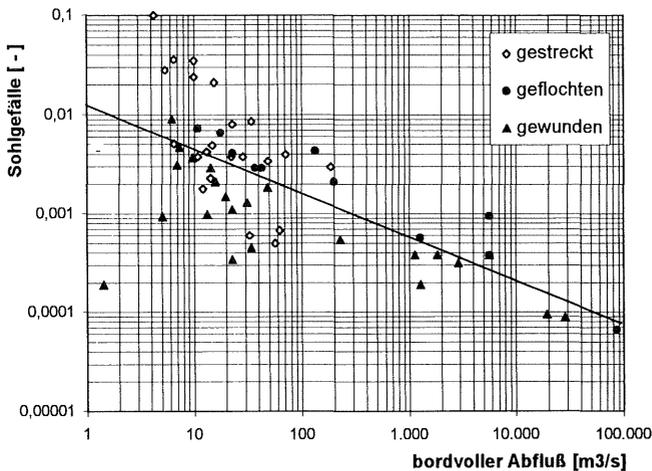


Abbildung 2.6: Abhängigkeit der Laufform vom Gefälle und bordvollen Abfluß (nach *Leopold & Wolman* 1957)

⁶ Nach *Nanson & Knighton* (1996) sind die von *Leopold & Wolman* als "braided" bezeichneten Gewässer eher dem geflochtenen als dem fälschlich oft als "verzweigt" übersetzten Gewässertypus zuzuordnen; ebenso dürfen die von *Leopold & Wolman* als "straight" bezeichneten Gewässerläufe nicht mit "gerade" sondern müssen mindestens mit gestreckt wenn nicht mit geschwungen übersetzt werden, da sie Windungsgrade bis 1,5 besitzen.

Henderson (in Chang 1988, S.17) verbesserte das Kriterium zur Unterscheidung der geflochtenen und gewundenen Laufformen, indem er die mittlere Korngröße d_m (in mm) in die Gleichung 2.10 einfügte. Für alluviale Gewässer mit kiesigem Sohlmaterial erhielt er damit folgende Beziehung:

$$I_{gr} = 0,0002 d_m^{1,15} Q_b^{-0,46} \quad \text{Gl. 2.11}$$

Danach muß das Gefälle bei größer werdender Korngröße ansteigen, wenn ein geflochtener Lauf entstehen soll.

Nach Charlton (1975) ist folgendes untere Grenzgefälle festzustellen, ab dem gestreckte Gewässerläufe zu mäandrieren beginnen,

$$I_{gr} = 0,00085 Q_b^{-0,21} \quad \text{Gl. 2.12}$$

diese Gleichung ist aber von begradigten Gewässerläufen und Modellversuchen abgeleitet, bei denen infolge des geringen Gefälles keine Entwicklung eines geschwungenen Laufes festzustellen war. Da sich natürliche Laufformen nicht aus einem geraden Lauf heraus entwickeln müssen, hat Gleichung 2.12 für sie keine Bedeutung. Bei geringem Gefälle dürften schon kleine, äußere Störungen oder Inhomogenitäten im Alluvium ausreichen, um einen geschwungenen Lauf entstehen zu lassen. Die Erkenntnis über einen unteren Schwellenwert ist dagegen von großer Bedeutung für die Beurteilung der Möglichkeit der eigendynamischen Laufentwicklung begradigter Fließgewässer. Diesbezüglich kann danach folgendes festgehalten werden:

- Begradigte Fließgewässer, die bezüglich Gefälle und bordvollem Abfluß unter einem gewissen Grenzwert liegen, bedürfen bestimmter Impulse, um ihre Laufform naturnah entwickeln zu können. Andernfalls behalten sie sehr lange ihren begradigten Lauf bei.

Eine umfangreiche Untersuchung unterschiedlicher Gewässertypen hat Rosgen (1996) durchgeführt. In Abbildung 2.7 wurden die von Rosgen dokumentierten Mittelwerte und Spektren der Windungsgrade gegenüber den Gewässertypen, die in Anlage 1 näher erläutert sind, aufgetragen. Darin geben die Ziffern hinter den mit Buchstaben unterschiedenen Gewässertypen die vorherrschenden Bettmaterialien an, wobei 2 für Blöcke, 3 für Steine, 4 für Kies, 5 für Sand und 6 für schluffig-toniges Material steht. Danach nehmen die mittleren Windungsgrade mit Ausnahme der Gewässertypen F und G, deren Bett stark in ihre Umgebung eingetieft ist und die keine aktive Aue besitzen, mit kleiner werdendem Bettmaterial kontinuierlich zu. Die stärkste Zunahme zeigen die Typen E und insbesondere C. Bei dem Typ E handelt es sich um Gewässer mit relativ kompakten Gewässerbetten, während der Typ C relativ breite Bette besitzt. Die mittleren Sohlgefälle der Gewässer des Typs C sind mit Werten unter 0,0045 deutlich kleiner als des Typs E, die unter 0,021 liegen. Beide Gewässertypen sind nur leicht in ihre Umgebung eingetieft. Die relativ kleinen Windungsgrade der eingetieften Gewässertypen F und G bei durchaus vergleichbaren Gefälleverhältnissen (F vergleichbar mit C und G vergleichbar mit E) zeigen die dämpfende Wirkung einer Eintiefung auf die Laufentwicklung.

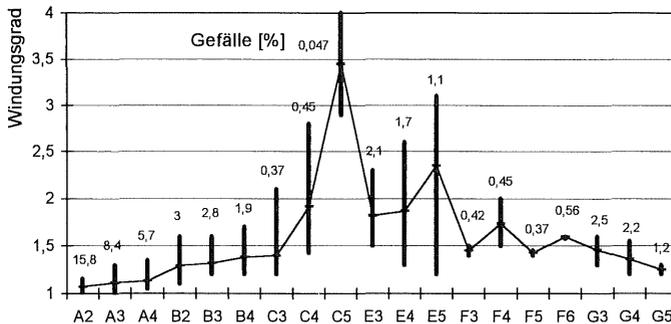


Abbildung 2.7 : Spektren und Mittelwerte der Windungsgrade und die zugehörigen mittleren Sohlgefälle der von *Rosgen* (1996) untersuchten Gewässertypen; Erläuterung siehe Text

Die großen Spektren der Windungsgrade machen deutlich, daß die Zunahme des Windungsgrades mit kleiner werdendem Bettmaterial nur ein genereller Trend ist, der sich bei der Auswertung eines großen Datenkollektivs ergibt. Bei den Windungsgraden einzelner Gewässer können dagegen große Abweichungen von diesem Trend auftreten.

In Anlage 2 sind die von *Briem* (1994) nach der Geologie differenzierten Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs erläuterten spezifischen Sediment- und Geschiebeverhältnisse aufgelistet. Daraus können die vorherrschenden Bettmaterialien von Gewässern unterschiedlicher geologischer Formationen abgeleitet werden. Aus den Angaben in der Spalte zur Linienführung bzw. Laufform der Gewässer kann die Tendenz abgelesen werden, daß mit zunehmender Feinheit der Verwitterungsprodukte einer Fließgewässerlandschaft zunehmend stark geschwungene bis gewundene Laufformen auftreten. Zudem ist durch eine Ablagerung von Auelehm eine Auebildung festzustellen. Diese Tendenz ist auch innerhalb einer Fließgewässerlandschaft von den Oberläufen hin zu den Unterläufen erkennbar.

2.2.4 Laufdynamik und ihre Wirkung auf die Laufform

Die ständig wirkenden Erosions- und Sedimentationsprozesse lassen natürlicherweise eine ortsfeste Lage, d.h. einen statischen Gleichgewichtszustand des Gewässerlaufes (im Sinne der Geomorphologie) nicht zu. Ein im Alluvium befindliches Fließgewässer durchpflügt durch Laufverlagerung mehr oder weniger schnell den ihm zur Verfügung stehenden Laufkorridor (definiert durch die Mäandergürtelbreite) und lagert die von der Strömung erodierbaren und transportierbaren Materialien der Talsohle um. Die Zeiträume, die Bäche mit ausgeprägter Aue benötigen, um die gesamte Aue lateral zu durchwandern, hat *Hooke* (1980) für Gewässer in Devon (England) aus den festgestellten Erosionsraten abgeschätzt. Sie errechnete dafür Zeiträume von 600 bis 6000 Jahren.

Bei einem geschwungenen oder gewundenen Gewässerlauf unterscheidet *Knighton* (1987) vier Bewegungsformen (Abb. 2.8):

- ♦ die **Translation**, bei der sich der Gewässerlauf in Tallängsrichtung stromabwärts verlagert
- ♦ die **Extention**, bei der sich eine Laufkrümmung seitlich verlagert und dadurch immer ausgeprägter wird, d.h seine Amplitude größer wird
- ♦ die **Rotation**, bei der sich der Laufbogen bzw. die Laufkrümmung verdreht
- ♦ die **kombinierte Bewegungsform**, bei der sich die drei o.g. Bewegungsformen überlagern

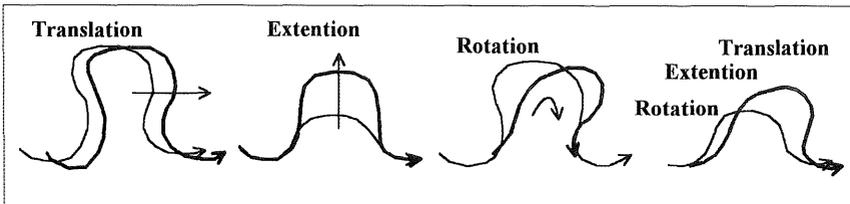


Abbildung 2.8: Bewegungsformen eines geschwungenen bzw. mäandrierenden Laufes nach *Knighton* (1987)

Neben der talabwärtsgerichteten Translationsbewegung ist auch in Teilbereichen einer Krümmung eine talaufwärtsgerichtete Bewegung möglich (*Lewin & Brindle* 1977). Dies tritt insbesondere dann auf, wenn die Extentionsbewegung, z.B. durch Talränder, eingeschränkt wird. Der oberstromige Teil der Krümmung kann dann talaufwärts wandern, während der gegenüberliegende unterstromige Teil sich talabwärts bewegt. Unter anderem entstehen auf diese Weise "zusammengesetzte" Krümmungen, die nur durch mehrere Kreisbögen mit u.U. unterschiedlichen Radien beschrieben werden können. Auch können Teile einzelner Laufschlingen unterschiedlich schnell stromabwärts wandern, wenn sich z.B. der äußere Teil einer Schlinge in eine Flußterrasse hineingearbeitet hat. Der äußere Teil führt dann eine kleinere Translationsbewegung aus als der Teil der Schlinge, der im unbehinderten Bereich des Laufkorridors liegt.

Neben der mehr oder weniger kontinuierlichen Bewegung von Gewässerläufen gibt es die nahezu plötzliche Laufveränderung infolge von Mäanderdurchbrüchen. Dabei bildet sich auf einer kurzen Gewässerstrecke ein verkürztes neues Gerinne aus, das eine Krümmung oder Laufschlinge abschneidet. *Zeller* (1967) unterscheidet dabei zwei Ursachen: Zum einen können sich bei Hochwasser parallel zum Mäandergürtel entstehende Flutrinnen zum Hauptgerinne entwickeln (siehe Abbildung 2.9 b), zum anderen führen bei gewundenen Laufformen mit hohen Windungsgraden unterschiedlich schnelle Translationsbewegungen der Laufschlingen (Abb. 2.9 a2) oder die talaufwärtsgerichtete Bewegung einer Schlinge, bei gleichzeitiger Talabwärtsbewegung der direkt oberhalb davon liegenden Schlinge dazu, daß diese sich aufeinanderschieben (Abb. 2.9 a1). Dadurch wird eine Abschnürung des Schlingenhalses unausweichlich. An durch diese Mechanismen entstandenen gestreckten Gerinnestrecken bilden sich nach und nach wieder neue Krümmungen und Laufschlingen.

- Die unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Krümmungen eines Gewässers sind, neben punktuellen Hindernissen, lateralen Einschränkungen und unterschiedlich erodiblen Ufermaterialien (siehe folgendes Kapitel), ein wesentlicher Grund für die meist unregelmäßigen Laufformen der Gewässer.

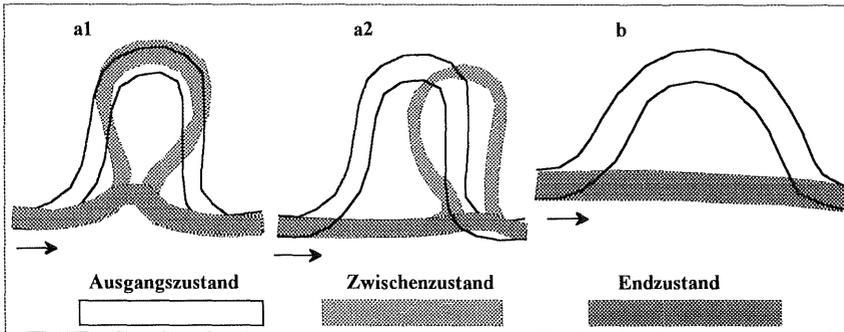


Abbildung 2.9: Mäanderdurchbrüche: a) bei gewundenen Laufformen stattfindende Verengung der Schlingenhäule bis zum Durchbruch; b) bei geschwungenen Laufformen sich ausbildende Flutrinne innerhalb einer Krümmung, die zum Hauptgerinne wird.

Die regelmäßigsten Laufformen weisen geschwungene Gewässerläufe auf, die in ihrer Lateralentwicklung behindert sind und eine hohe Translationsgeschwindigkeit besitzen. Ihre Aue besteht infolge der häufigen Umlagerung aus relativ homogenem Sediment. Ihre schnelle Translationsbewegung gleicht durch seltene Mäanderdurchbrüche entstandene Unregelmäßigkeiten des Laufes schnell wieder aus.

Systematische Untersuchungen der Laufveränderung hat *Hooke* (1987) am River Dane durchgeführt. Sie unterschied die Krümmungsformen und die Erosionsraten der Ufer nach der vorherrschenden Bewegung (Translation, Extention etc.). Danach tendieren Krümmungen, die eine Translationsbewegung ausführen, zu geringeren Krümmungsradien als diejenigen, die eine Extensionsbewegung zeigen. Die Verlagerungsgeschwindigkeit des River Dane bei der Translation ist nur geringfügig kleiner als bei der Extention, wobei die Werte allerdings stark streuen. *Hooke* betont, daß einzelne sich schneller bewegende Krümmungen durch einen Schiebe-Zug-Effekt einen starken Einfluß auf die gesamte Laufstruktur ausüben. Sie stellte nicht nur die Entstehung (Extention), sondern auch eine Zurückbildung von Gewässerschlingen durch Streckung des Laufes fest, die aber langsamer vonstatten geht als die Schlingenbildung. Danach müßte eine weitere Bewegungsform, die der Extention entgegengesetzt verläuft, zu den oben aufgeführten Bewegungsformen hinzugefügt werden.

Je nach der Erodierbarkeit der Ufer, der Strömungsleistung und der vorherrschenden Abflußdynamik können sich Gewässerläufe sehr schnell verlagern oder einen nahezu statischen Lauf aufweisen. *Biedenharn et al.* (1983) haben z.B. an einem Mäanderfluß, dem Ouachita (USA), über einen Zeitraum von bis zu 160 Jahren keine wesentlichen Laufverlagerungen feststellen können. Als Ursache wird sein sehr geringes Gefälle, sein kohäsives Ufermaterial, seine stark

bewachsenen Ufer und sein geringer Geschiebetransport genannt. Dagegen konnte *Hooke* bei der o.g. Untersuchung innerhalb von ca. 100 Jahren das Entstehen und wieder Verschwinden von Flußschlingen nachweisen.

- Diese Beispiele sind Belege dafür, daß unter bestimmten Randbedingungen innerhalb relativ kurzer Zeiträume ein begradigtes Gewässer in der Lage sein kann, durch eigendynamische Prozesse eine naturnahe Laufform wieder zu erlangen, während dies insbesondere bei sehr geringem Gefälle und Geschiebetransport, erosionsresistentem Ufermaterial oder stark bewachsenen Ufern nicht zu erwarten ist.

Laufveränderungen an gestreckten und mäandrierenden Gewässerläufen hat *Keller* (1972) untersucht und daraus ein "Fünf-Stufen-Modell" formuliert, das die Entwicklungsstadien von einer gestreckten hin zu einer geschwungenen Laufform innerhalb einer kurzen Gewässerstrecke beschreibt. Er beurteilte das Entwicklungsstadium des Laufes an den Abständen der Furten und Kolke, weshalb dieses Modell in Kapitel 2.3.4 näher beschrieben wird.

2.2.5 Einfluß der Talform und der Talsohle auf die Laufform

Bei den in Kapitel 2.2.3 diskutierten Abhängigkeiten der Laufform vom Gefälle und Bettmaterial wurde davon ausgegangen, daß sich der Lauf uneingeschränkt auf einer unendlich breiten und nahezu ebenen Talsohle, die aus homogenem oder einheitlich geschichtetem Material besteht, ausbilden kann. In diesem Kapitel sollen die Talformen, die Strukturen der Talsohle und ihre Materialien im Hinblick auf ihre Wirkung auf die Lauf- und Breitenentwicklung eines Gewässers beschrieben werden.

Nach *Büdel* (1981) sind die in unseren Breiten vorhandenen Talformen aus der letzten Eiszeit "vererbte" Geländeformen, die im Holozän, infolge des gemäßigten Klimas und der flächendeckenden Vegetation, nicht mehr wesentlich weiter ausgebildet wurden. Dagegen hat sich im Holozän die Morphologie der Talsohle durch die Tiefenerosion der Gewässer und in breiteren Tälern durch die Auebildung verändert.

Durch Sedimentationsprozesse wurde in einigen Gewässerauen eine bis zu mehrere Meter starke Lehmdeckschicht abgelagert (*Vollrath* 1976), die das ursprüngliche Relief der Talsohle überdeckt. Die Ursachen dafür liegen vorwiegend in der Waldrodung und in der nachfolgenden landwirtschaftlichen Nutzung in den Einzugsgebieten der Gewässer (*Kern* 1994). Mit diesen Auedeckschichten entstanden ebenere, strukturlosere Talsohlen. Zudem veränderten sich die vormals aus Lockersedimenten bestehenden Ufermaterialien dahingehend, daß sie heute aus schluffigen oder tonigen Materialien bestehen.

Bei Gewässern, die im anstehenden, erosionsresistenten Fels liegen, sind keine bemerkenswerten Eintiefungen in die Talsohle während des Holozäns festzustellen. Liegen die Gewässer in eiszeitlich gebildeten Talfüllungen, die alluvial oder durch Solifluktion entstanden sind und aus Grobkies, Steinen und Blöcken bestehen, dann waren Bäche ebenfalls kaum in der Lage sich einzutiefen. Sie liegen meist heute noch mit ihrer Sohle auf dem Niveau der in den Eiszeiten

entstandenen Talsohlen. Flüssen mit entsprechend hoher Strömungsleistung war u.U. eine Eintiefung in die Talfüllungen möglich. Steht dagegen an der Talsohle ein weiches, erodibles Gestein an, oder bestehen die Talsohlen aus mächtigeren Schwemmböden (Kolluvien), dann war und ist eine Eintiefung selbst kleiner Bäche durchaus möglich.

Eine Anhebung des Sohlenniveaus ist dagegen an Bächen nachzuweisen, bei denen im Holozän eine starke Auelehmabildung verbunden mit einer Umlagerungsphase stattgefunden hat (siehe Kern 1994, S. 124 f). Sind dabei derart mächtige Auelehmdeckschichten entstanden, daß ihre Dicke deutlich über der naturgemäßen Bettiefe der Gewässer liegt, so ist heute das gesamte Gewässerprofil in die feinen Auesedimente eingebettet. Fanden Umlagerungsphasen infolge kleinerer Klimaschwankungen nicht statt, so ist u.U. das Sohlenniveau nicht mit dem Aueniveau angewachsen, wodurch verhältnismäßig tiefe Gewässerbette entstanden sind.

2.2.5.1 Einschränkung der Laufentwicklung durch die Talform

Täler entstehen grundsätzlich dadurch, daß die linienhafte Tiefenerosion der Gewässer der flächenhaften Abtragung der Landfläche vorausseilt (Büdel 1981). Es können Klammtäler, Kerbtäler, Muldentäler, Sohlentäler und die im Vergleich zur Gewässergröße nahezu unbegrenzte Flachlandaue unterschieden werden.

Ein **Klammtal** entsteht, wenn das Gewässer eine höhere Transportkapazität besitzt, als es für den Abtransport des von ihm selbst herantransportierten und des von den übersteilen Hängen herabbrechenden Materials benötigt. Es findet gleichzeitig Tiefenerosion und rückschreitende Erosion statt. Die Talhänge bilden sich so steil aus, daß Verwitterungsprodukte dort nicht liegenbleiben können, weshalb an den Talhängen das nackte Gestein ansteht. Geschiebe und Hangschutt ist an der Talsohle nur temporär vorhanden. Wegen der Enge des Tales ist das Gewässerbett mit der Talsohle nahezu identisch.

Dagegen entstehen **Kerbtäler**, wenn die Transportkapazität des Gewässers gerade der von den Hängen und vom Oberlauf zugeführten Materialmenge entspricht. Die Talhänge bilden sich nicht so steil wie bei den Klammtälern aus. Auch hier ist die Talsohle weitgehend mit dem Gewässerbett identisch.

Bei **Muldentälern** ist die vom Hang angelieferte Materialmenge so groß, daß das Gewässer diese nicht mehr abtransportieren kann. Am Taltiefsten treffen deshalb die Hangschuttmassen beider Talhänge aufeinander. Es entsteht ein Massenstau, der zu einer muldenförmigen Ausrundung des Talbodens führt. Diese Hangschuttmassen können durch von den Hängen angeschwemmten Böden (Kolluvien) überlagert sein.

Sohlentäler entstehen durch Teilverfüllung von Kerb- oder Muldentälern, wobei eine breitere und relativ ebene, mehr oder weniger breite Talsohle bzw. Aue entsteht. Dies geschieht, wenn das Gewässer zwar die zur Verfüllung erforderlichen Feststoffmengen herantransportieren, sie aber infolge eines geringer werdenden Gefälles oder einer stark zunehmenden Breite der Talsohle nur zum Teil weitertransportieren kann (vergleiche Kern 1994, S. 17 f). In Sohlentälern ist eine deutliche Behinderung der Laufentwicklung meist erst dann gegeben, wenn die

Amplitude des Gewässerlaufes der Größe der Talsohlenbreite nahekommt.

Wie oben schon festgestellt, wurden diese Talformen von eiszeitlichen Prozessen und den Vorläufern unserer heutigen Gewässer ausgebildet. Nur diejenigen Sohlentäler, die heute eine ausgeprägter Auelehmbildung aufweisen, sich im Holozän weiterentwickelt.

Eine geomorphologische Typologie für Bergbäche wurde von *Otto* (1991) erarbeitet, in der deutlich wird, wie stark die Lauf- und Bettstrukturen von der Talform und dem anstehenden Gestein beeinflusst sind. Bezüglich der die Lauf- und Bettform beeinflussenden Talform können, in Anlehnung an die Unterscheidung von *Otto* (1991) und *Briem et al.* (1992), die Bachtypen in die vier folgenden Gruppen zusammengefaßt werden:

- ♦ **Kerbtal- und Klammalmbäche**, deren Lauf infolge der weitgehenden Identität von Talboden und Gewässerbett durch den Talverlauf bestimmt ist; ihr Lauf ist meist zickzackartig gestreckt und wird wechselseitig vom einen zum anderen Talhang abgelenkt.
- ♦ **Muldentalbäche**, deren Lauf durch die Talform stark oder mäßig beeinflusst ist; ihr Lauf ist gestreckt bis stark geschwungen.
- ♦ **Kerbsohlental-, Muldental- und Kastentalbäche**, die in ihrem eigenen Alluvium liegen, deren Laufentwicklung aber infolge der Enge des Talbodens eingeschränkt wird; ihr Lauf ist meist geschwungen bis stark geschwungen, seine Außenkrümmungen sind u.U. von den Talrändern verformt.
- ♦ **Flachlandauebäche** und alle Auetalbäche mit im Vergleich zur Laufamplitude sehr breiten und ebenen Talsohle, die in ihrem eigenen oder in fremdem Alluvium liegen, weshalb ihr Lauf von Talflanken nicht behindert wird; ihr Lauf ist geschwungen bis gewunden.

Die Freiheitsgrade, die ein Gewässer bei der Entwicklung seines Laufes und seiner Bettform besitzt, nehmen von den Klammalmbächen bis zu den Flachlandauebächen erheblich zu. Abbildung 2.10 veranschaulicht diesen Sachverhalt.

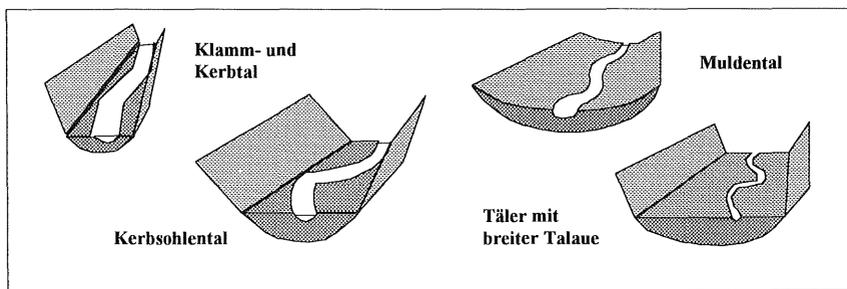


Abbildung 2.10: Einschränkung der Laufentwicklung durch die Talform

Eine besondere Einschränkung des Gewässerlaufes ist in Mäandertälern festzustellen, die selbst einen geschwungenen oder gar gewundenen Talverlauf besitzen. Da sie von den Vorläufern unserer heutigen Fließgewässer und somit unter anderen Randbedingungen (größerer Abfluß, höhere Abflußdynamik) ausgeformt wurden, entspricht der Talverlauf i.d.R. nicht der Lauform

der heutigen Gewässer. Der Talverlauf besitzt meist größere Wellenlängen und Amplituden, als sie das Gewässer unter heutigen Bedingungen ausbilden würde.

Handelt es sich bei dem Mäandertal um ein Kerbtal, dann ist dem Gewässerlauf der Talverlauf aufgezwungen; ist dagegen eine breitere Talsohle vorhanden (Kerbsohlental), dann kann das Gewässer streckenweise die ihm eigene Laufform ausbilden. Nur in engen Talkrümmungen ist der Gewässerlauf dann gezwungen auf längerer Strecke an den konkaven Talhängen entlangzustreichen (Lewin & Brindle 1977; siehe Abbildung 2.11).

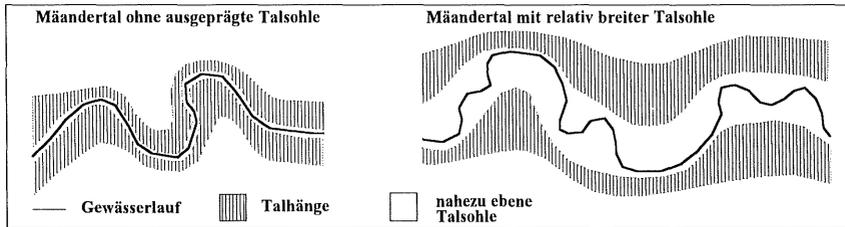


Abbildung 2.11: Beeinflussung eines Gewässerlaufes durch ein Mäandertal ohne ausgeprägte und mit relativ breiter Talsohle

Die nach ihrer Geologie unterschiedenen Fließgewässerlandschaften besitzen von den Ober- zu den Unterläufen der Bäche eine spezifische Abfolge von Talformen (Briem et al.1992). Sind bereits die Oberläufe der Bäche kerbtalartig eingeschnitten, dann ist meist die Abfolge Kerbtal / Kerbsohlental festzustellen, wobei der Lauf anfänglich gestreckt ist und mit zunehmender Breite der Talsohle eine immer geschwungener Form erreicht. Sind dagegen wenig zertalte Hochflächen vorhanden, dann liegen die Oberläufe oft in sanften Muldentälern, die in steile Kerbtäler und dann wieder in Kerbsohlentäler übergehen. In den Muldentälern können bereits stark geschwungene Laufformen vorzufinden sein. In den Kerbtälern sind die Laufformen eher wieder gestreckt und werden mit zunehmender Talsohlenbreite wieder geschwungen. In sanften Hügelländern können u.U. Kerbtäler fehlen, und die Muldentäler der Bachoberläufe in breite Kerbsohlentäler übergehen (siehe Karte der Fließgewässerlandschaften Baden Württembergs in Forschungsgruppe Fließgewässer 1994).

Die mit den obigen Erläuterungen unterstellte Einschränkung der Laufentwicklung der in Kerb- oder auch Muldentälern liegenden Gewässer wird meist überschätzt: Einerseits kann eine Talsohlenbreite von beispielsweise zweifacher Gewässerbreite - die oft auch in Kerbtälern kleiner Bäche vorhanden ist - eine leicht geschwungene Laufform zulassen. Andererseits ist das an den Talflanken anstehende Material möglicherweise so weich oder aus kleineren Korngrößen zusammengesetzt und somit erodier- und umlagerbar, daß der Gewässerlauf sich dort hineinarbeiten kann. Diese Sachverhalte spiegeln sich auch in der Abbildung 2.7 wider, nach der selbst die in engen Tälern liegenden Gewässertypen A und B, die keine Auen besitzen, leicht bis stark geschwungene Laufformen ($1,05 < W < 1,4$) haben. Zudem nimmt der Mittelwert der

Windungsgrade mit kleiner werdendem Bettmaterial (2 = Blöcke, 3 = Steine, 4 = Kies) leicht aber stetig zu.

- Um die potentielle Laufentwicklung eines Gewässers beurteilen zu können, darf deshalb nicht nur die Talform, sondern muß auch die im Vergleich zur Bettbreite vorhandene Talsohlenbreite sowie die Erodierbarkeit des Materials, aus dem die Talflanken bestehen, berücksichtigt werden.

Die an der Talsohle anstehenden Materialien sind stark von der Geologie und den geomorphologischen Prozessen, die zur Bildung der Täler geführt haben, bestimmt. Ohne auf die Geologie näher einzugehen, können die möglicherweise anstehenden Materialien folgendermaßen unterschieden werden:

- ◆ hartes anstehendes Gestein, das unter den heutigen klimatischen Verhältnissen von den Gewässern nahezu nicht erodierbar ist (vorwiegend in Klamm- und Kerbtälern)
- ◆ stein- bzw. blockhaltige, vom angrenzenden Hang angelieferte Schuttmassen, die wegen ihrer Korngröße und Verwitterungsbeständigkeit nur bei seltenen Hochwasserereignissen geringfügig umgelagert werden können (vorwiegend in Kerb- und Muldentälern)
- ◆ grobe periglaziale Talfüllungen, die ebenfalls vom Gewässer nur schwer erodiert werden können (vorwiegend Kerbsohlentäler)
- ◆ grobe glaziale Sedimente, die vom Gewässer nur schwer umgelagert werden können (Kerb-, Mulden-, Trog- oder Kasten- und Kerbsohlentäler)
- ◆ relativ feine glaziale Sedimente, die erodiert oder umgelagert werden können (Kerb-, Mulden-, Trog- oder Kasten- und Kerbsohlentäler)
- ◆ weiches anstehendes Gestein, das vom Gewässer nach und nach erodiert werden kann
- ◆ sandige, lehmige oder tonige kolluviale Talfüllungen, die sich wie die vom Material vergleichbaren alluvialen Sedimente verhalten (Muldentäler)

Sohlgefälle und Gewässertiefe können sich bei verwitterungsbeständigem Fels und groben Ablagerungen nur in längeren Zeiträumen an veränderte Abflußverhältnisse anpassen. Die vornehmlichen Anpassungsprozesse sind deshalb dort Seitenschurf, laterale Geschiebeablagerung, (siehe bei *Humborg* 1995 S.48, der Bäche des Buntsandstein-Odenwaldes untersucht hat) oder Uferaufhöhung infolge von Sedimentation. Handelt es sich dagegen um leicht erodibles, weiches Gestein, lehmig bis tonige oder erodible, leicht umlagerbare, kiesig bis sandige Ablagerungen, so sind bei Geschiebemangel eine starke Eintiefung des Bettes und relativ gestreckte Laufformen zu erwarten. Ist ein Geschiebegleichgewicht vorhanden, so sind die Anpassungsprozesse Seitenschurf und laterale Geschiebeablagerung. Es treten dann deutlich geschwungene Laufformen auf.

Ansätze, die versuchen, die potentiell natürliche Laufform anhand der Abfluß- und Gefällverhältnisse nach Gleichung 2.10 zu beurteilen und daraus insbesondere geflochtene Laufformen bei relativ hohem Gefälle zu prognostizieren, sind bei nicht im Alluvium liegenden Gewässern kritisch zu beurteilen. *Humborg* (1995) konnte aufzeigen, daß Bergbäche im Buntsandstein-Odenwald einen sehr unregelmäßigen gestreckten bis schwach geschwungenen Lauf besitzen,

der äußerst stark vom Untergrund, von Gehölzen und von Totholz beeinflusst ist. Es treten bei ausreichender Talsohlenbreite Bachspaltungen auf, die insbesondere durch größere Hindernisse wie Steinblöcke oder Bäume oder punktuelle Geschiebeüberlastung verursacht sind. Diese können - wegen der relativ hohen Immobilität des Sohlenmaterials - nicht den bettbildenden Prozessen zugeordnet werden, die für geflochtene Laufformen verantwortlich sind. Dagegen sind die Randbedingungen und Prozesse, die diese Bachspaltungen verursachen, den Ursachen von verzweigten Gewässern sehr ähnlich. Wie in Kapitel 2.8 noch ausgeführt wird, ist eine wesentliche Voraussetzung für Gewässerverzweigungen das Vorhandensein erosionsstabiler Ufer, wodurch eine schnelle Anpassung des Gewässerbettes an Geschiebetransport- und Abflußänderungen verhindert wird. Dieser Sachverhalt ist bei Berg- und Gebirgsbächen mit ihrem oft groben und schwer beweglichen Ufermaterial gegeben. Man kann deshalb davon ausgehen, daß die gewässertypische Laufform der heute, wegen anthropogener Eingriffe aus Einbettgerinnen bestehenden relativ steilen Bergbäche der Kerb- und Kerbsohlentäler, die auf grobem, weitgehend immobilen Untergrund aufliegen, zwar insgesamt gestreckt, aber mit vielen, kurz aufeinanderfolgenden Verzweigungen versehen wären.

2.2.5.2 Eingeschränkte Laufentwicklung durch Strukturen der Talsohle

Während bei engen Klamm- und Kerbtälern die Laufentwicklung durch die Talränder weitgehend unterbunden sein kann, ist bei breiten Sohlentälern und in der Flachlandaue die Morphologie der Talsohle und / oder die Verteilung unterschiedlicher Auesedimente für eine mögliche Behinderung der Laufentwicklung verantwortlich.

Folgende Strukturen der Talsohle können die Laufentwicklung behindern:

- ♦ die bei der Teilauffüllung des Tales im Pleistozän entstandene Form des Talbodens
- ♦ Flußterrassen, die beim Einschneiden des Gewässers in die Talsohle entstanden sind
- ♦ Auelehmablagerungen, die sich in Randsenken und alten Flußschlingen gebildet haben
- ♦ ein durch Tiefenerosion oder Auelehmabildung entstandenes übertiefes Gewässerbett

Behinderungen durch die Form des Talbodens

Die Teilverfüllung der Täler während der letzten Eiszeit kann dadurch geschehen sein, daß sich Geschiebe in der Form eines Schwemmfächers talabwärts bewegt hat. Es entstand dabei ein nach oben gewölbter Talboden mit einem Hochpunkt im Bereich der Talmitte und zwei Tiefpunkten am jeweiligen Talrand. Da sich der Schwemmfächer von Talrand zu Talrand pendelnd talabwärts schob, entstand ein ebenfalls pendelnder Talweg. *Büdel* (1943) konnte für einige Gewässer nachweisen, daß ihr heutiger Lauf dem Talweg des Schwemmfächers folgt. Dies ist vornehmlich dann der Fall, wenn das Gewässer das Material, aus dem die Schwemmfächer bestehen, nicht oder nur wenig lateral erodieren kann. Eine vergleichbare Beeinflussung der Laufform von Bergbächen ist auf kürzeren Strecken dann gegeben, wenn der Schwemmfächer eines

einmündenden Nebengewässers den Lauf des Hauptgewässers an den gegenüberliegenden Talrand zwingt (Beispiel in *Humborg* 1995, S 63).

Des öfteren kann man bei Hügelland- und Bergbächen beobachten, daß ein Gewässer auf längerer Strecke am Talrand entlangstreicht, dann relativ abrupt die Talseite wechselt und wieder eine gewisse Strecke am dortigen Hang entlangfließt. Diese Großform des Laufes, deren Wellenlänge weit über der 10-fachen Gewässerbreite liegt und somit nicht einer natürlich entstandenen, eingegengten Laufform entsprechen kann, wird oft anthropogenen Ursachen (Verlegung des Laufes zur besseren Nutzung der Talau) zugeschrieben. Sollte der von *Büdel* beschriebene pendelnde Talweg der pleistozänen Talfüllung und die somit regelhafte Beeinflussung der Laufform kein selten anzutreffender Fall sein, so würde eine natürliche Ursache dieser scheinbar anthropogen verursachten Laufform zugrundeliegen.

Behinderung durch Flußterrassen

Flußterrassen⁷ sind meist Reste von höherliegenden Auen der Vorläufer unserer heutigen Fließgewässer. Sie entstanden dadurch, daß sich die Gewässer in den Warmzeiten in die während der Eiszeiten gebildete Talfüllung wieder eingeschnitten haben. Fand dieser Prozess mehrmals statt, und wurde dabei nicht die gesamte Talfüllung flächenhaft bis zu den Talflanken abgetragen, so sind u.U. mehrere Terrassen auf verschiedenem Niveau festzustellen, die die verschiedenen Klimawechsel widerspiegeln. Die unterste Terrasse, die Niederterrasse, ist die für die aktuelle Laufbehinderung maßgebende Terrasse. Letztere kann auch durch Tiefenerosion im Holozän entstanden sein.

Die Terrassenkörper bestehen meist aus größerem Material als die rezente Aue, weshalb heutige Fließgewässer sich in diese nur schwer lateral hineinarbeiten können. Findet dennoch eine Erosion der Terrassenränder statt, so wird infolge der im Vergleich zur Uferhöhe großen Terrassenhöhe eine relativ große Masse freigesetzt, die das Gewässer erst nach und nach abtragen kann. Es entsteht dadurch u.U. ein Geschiebeüberschuß, der direkt unterhalb der Geschiebequelle verstärkt zur Bankbildung im Gewässerbett führt (*Lewin & Brindle* 1977). Das erosionsresistentere Material und die große Geschiebezufuhr behindern somit die laterale Laufentwicklung. Reichern sich die groben Anteile des anstehenden Materials an den Prallufren an, dann können diese - insbesondere bei kleineren Gewässern - die Ufer wie eine künstliche Steinschüttung zeitweise vor weiterer Erosion schützen (eigene Beobachtungen an Sohlentalbächen des Thüringer Waldes).

Behinderung durch Auelehmlagerungen

Hat sich in einer Gewässeraue eine relativ homogene Auelehmedecke gebildet, in denen das Gewässerbett eingeschlossen ist, so kann nicht von einer Laufbehinderung im hier verstandenen Sinne gesprochen werden. Die Auelehme bilden dann das Bettmaterial, weshalb die Laufform

⁷ Flußterrassen sind hier mit den Treppenterrassen nach *Schirmer* gleichzusetzen, der Treppenterrassen von Reihenterrassen unterscheidet (*Kern* 1994). Letzteres sind höhengleiche, durch Rinnen getrennte Terrassenkörper auf gleichem Höhenniveau, die infolge von Klimaschwankungen im Holozän entstanden sind.

durch sie insgesamt beeinflusst wird. Eine Behinderung liegt aber dann vor, wenn der zentrale Bereich des Laufkorridors aus größerem Auematerial besteht, und nur Randsenken der Aue oder ehemalige Lauschlingen mit feinen, kohäsiven und somit erosionsresistenteren Materialien aufgefüllt sind. Stoßen Krümmungen oder Schlingen des Laufes an diese Bereiche, so wird der Lauf durch sie abgelenkt. *Ikeda* (1989) gibt dafür Beispiele und bezeichnet diese Laufformen als "eingeschränkt freie Mäander", im Gegensatz zu einem "fixierten Mäander", der bei homogener Auelehmschicht, und zum "uneingeschränkt freien Mäander", der bei kohäsionslosem Auematerial vorliegt.

Behinderung durch Gewässereintiefung

Wie bereits mehrmals erwähnt, ist eine Behinderung der Laufentwicklung auch dann gegeben, wenn sich das Gewässer in den Untergrund eingetieft hat. Die Eintiefung kann in den anstehenden, nichtalluvialen Untergrund oder in das Alluvium erfolgt sein. Das Ufermaterial und der Untergrund des Gewässerbettes verändern sich dabei nicht. Möglicherweise ändert sich mit der Eintiefung aber das Substrat der Sohle, wenn beispielsweise vor der Eintiefung eine gröbere Sohlenschicht vorhanden war, die durchstoßen wurde.

Bezüglich der Form des eingetieften Querschnittes können zwei Fälle unterschieden werden (Abb. 2.12):

1. Der eingetiefte Querschnitt besteht aus einem kompakten Profil, dessen Ufer von der Gewässersohle kontinuierlich bis auf das Geländeniveau bzw. das Niveau der Talsohle ansteigen.
2. Der eingetiefte Querschnitt ist sehr breit, so daß das Gewässerbett nur einen Teil der Querschnittssohle einnimmt. Neben dem Gewässerbett hat sich eine neue, schmale und auf tieferem Niveau liegende Aue ausgebildet.

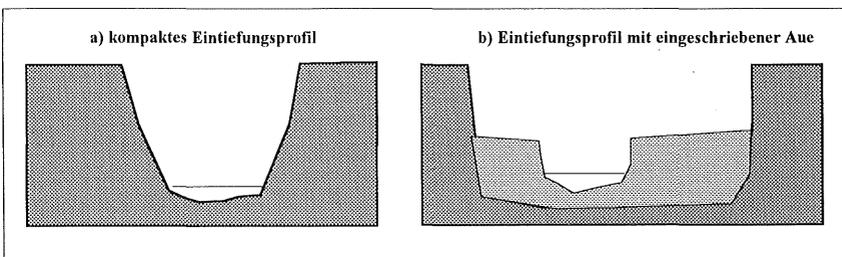


Abbildung 2.12: Eintiefungsprofile; a) ohne, b) mit eingeschriebener, schmaler Aue

Während im **ersten Fall** der Eintiefungsprozess möglicherweise noch nicht beendet ist, hat im zweiten Fall das Gewässer schon einen neuen dynamischen Gleichgewichtszustand erlangt oder nahezu erreicht. *Ikeda* (1989) spricht im zweiten Fall bei geschwungenen oder gewundenen Laufformen von einem "eingeschränkten Mäander".

Im **zweiten Fall** ist die Behinderung des Laufes derjenigen einer Flußterrasse vergleichbar. Der Unterschied besteht darin, daß eine Flußterrasse meist nur streckenweise existiert, während der

Höhensprung von der neu entstandenen tief liegenden Aue zum angrenzenden Gelände entlang der gesamten Gewässerstrecke vorhanden ist. Entsprechend steht auch entlang des Gewässerlaufes weitgehend homogenes Material an.

Innerhalb des breiten Talbodens hat sich sozusagen ein schmäleres Trogtal, das nur wenige Dezimeter oder Meter unter dem ursprünglichen Aueniveau liegt, ausgebildet. Innerhalb der darin liegenden, schmalen Aue pendelt der Lauf von Trogflanke zu Trogflanke wie im Kerbsohlental (siehe Abb. 2.10) hin und her. Volle Mäanderbögen können sich nicht ausbilden, obwohl im Gegensatz zum Kerbsohlental die Trogflanken aus erodierbarem Material bestehen. Die Einschränkung kann wie beim Muldental und bei den Terrassen dadurch erklärt werden, daß bei stattfindender Erosion der Flanken des Troges einerseits hohe Feststofffrachten mobilisiert werden, die die Erosion dämpfen. Andererseits ist die Migration des Laufes talabwärts erheblich größer als die laterale Erosionsrate der Trogränder, so daß keine Laufentwicklung über die Trogränder hinaus stattfinden kann. Die Krümmungsscheitel wandern vielmehr am Trogrand entlang und hobeln dadurch den Trogrand nach und nach ab, wodurch eine langsame Aufweitung des Troges stattfindet. Dieser Prozeß ist auch dafür verantwortlich, daß sich aus einem Eintiefungsprofil (erster Fall) nach und nach ein Trogprofil mit schmalen Aue ausbildet (zweiter Fall), sofern die Tiefenerosion zum Stillstand gekommen ist.

Eine vergleichbare Profilform mit eingeschriebener schmalen Aue haben *Kinsinger & Löffler* (1995) an einem Bach festgestellt. Sie konnten diese aber nicht auf eine vorausgegangene Eintiefung, sondern anhand des Alters und dem Standort der Gehölze auf die Bildung einer mächtigen Auelehmschicht zurückführen. Dabei ist die Gewässersohle dem Höhenwachstum der "übergeordneten" Aue nicht gefolgt. Bei der Interpretation der Ursachen übertiefer Profilformen ist deshalb Vorsicht geboten.

Eintiefungsgrad (entrenchment)

Um zahlenmäßig erfassen zu können, wie stark ein Gewässer innerhalb seiner direkten Umgebung eingetieft ist, hat *Rosgen* (1996) eine Maßzahl, das sogenannte "Eintiefungsverhältnis", definiert. Aus dieser Verhältniszahl wird deutlich, ob das Gewässer in einem engen Tal liegt bzw. sich tief in die Talsohle eingeschnitten hat, oder ob es innerhalb einer breiten, noch häufig überfluteten Aue liegt. Indirekt ist das Eintiefungsverhältnis deshalb auch ein Maß für die hydraulische Belastung des Gewässerbettes bei Hochwasserereignissen und für die Häufigkeit der Aueüberflutung. Das Eintiefungsverhältnis ist das Verhältnis der Überflutungsbreite bei ca. 50-jährlichen Hochwasserereignissen - wobei die Jährlichkeit des Hochwassers bei bestimmten Gewässertypen deutlich abweichen kann - zur bordvollen Breite des Gewässerbettes.

Ist das Gewässerbett sehr tief eingeschnitten, so daß es nur sehr selten ausufernd wird für die bordvolle Breite ersatzweise die Wasserspiegelbreite bei bettbildendem Abfluß verwendet, deren Höhe an der Vegetation und an Erosions- oder Sedimentationserscheinungen erkennbar ist. Da entsprechend seltene Hochwasserstände bei Feldaufnahmen i.d.R. nicht erfaßt werden

können, wird die Überflutungsbreite grundsätzlich auf dem Höhenniveau der zweifachen maximalen bordvollen oder bettbildenden Wassertiefe im Bereich einer Furt gemessen (siehe Abb. 2.13). Dieses Eintiefungsverhältnis ist ein Schlüsselparameter zur Unterscheidung der Gewässertypen nach *Rosgen* (siehe Kapitel 2.8).

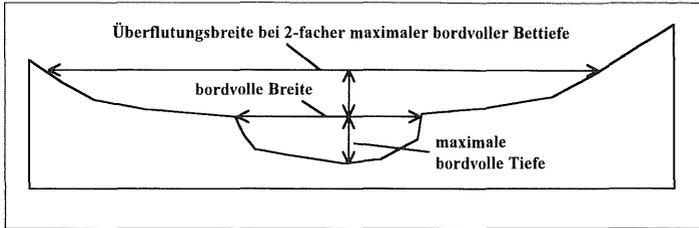


Abbildung 2.13: Definitionsskizze der Breiten zur Ermittlung des Eintiefungsverhältnisses

2.2.5.3 Einschränkung- bzw. Behinderungsgrade des Laufes und Bettes

Durch einen Vergleich der potentiellen Mäandergürtelbreite, der Mäanderamplitude und der bordvollen Gewässerbreite mit dem von den behindernden Strukturen bereitgestellten Laufkorridor kann die einschränkende Wirkung vorhandener Randbedingungen auf die Gewässerentwicklung beurteilt werden. Ein solcher Vergleich ist bei einer Renaturierungsplanung nicht erforderlich, wenn der natürliche morphologische Zustand eines Gewässers infolge der natürlicherweise vorhandenen Behinderungen bekannt ist. Er wird dagegen dann bedeutsam, wenn die natürliche Morphologie von Referenzstrecken, die keine oder geringere Behinderungen besitzen, auf eine stärker in ihrer Entwicklung behinderte Gewässerstrecke übertragen werden soll (wobei auch der umgekehrte Fall denkbar ist). Dann müssen die durch die unterschiedlichen Randbedingungen verursachten Modifikationen der Referenzmorphologie beurteilt werden.

Ein entsprechender Vergleich und eine Prognose der Auswirkung ist insbesondere dann erforderlich, wenn eine Behinderung der Lauf- oder Breitenentwicklung des Bettes von vorhandenen oder geplanten Bauwerken wie Straßen oder Gebäuden ausgeht. Es können daraus Mindestansprüche an den Laufkorridor erkannt und formuliert werden, die trotz anthropogener räumlicher Behinderungen zumindest eine gewässertypische morphologische Grundstruktur zulassen.

Lewin & Brindle (1977) unterscheiden drei Grade der Behinderung:

1. Beim ersten Grad stößt der Gewässerlauf unregelmäßig an behindernde Strukturen. Wo er auf diese trifft, wird die Lauform nur lokal gestört. Behinderungen finden nicht häufiger als in Abständen von einer Mäanderwellenlänge statt. Aber insbesondere an in der Draufsicht konkav geformten behindernden Strukturen können die Gewässer auf eine größere Länge entlangstreichen (siehe Abb. 2.11 b).

2. Beim zweiten Grad ist der uneingeschränkte Laufkorridor kleiner als die Amplitude des Laufes. Der Lauf stößt mit jeder wechselseitigen Krümmung an die behindernde Struktur. Jede Außenkrümmung wird verformt.
3. Beim dritten Grad kann sich überhaupt keine geschwungene oder gewundene Laufform mehr einstellen, weil der Lauf durch die behindernden Strukturen geführt wird, d.h. keine Freiheitsgrade zur Laufentwicklung mehr hat.

Vereinfachend ist festzustellen, daß mit nur stellenweiser Behinderung die Vielfalt, d.h. die Unregelmäßigkeit eines Laufes, zunimmt, bei beidseitiger und regelmäßig stattfindender Behinderung aber abnimmt. Wird der Laufkorridor soweit verschmälert, daß sogar die Breitenentwicklung behindert ist, dann wird u.U. sogar die rhythmische Sohlgliederung in Furten und Kolke beeinträchtigt sein (*Jäggi 1983*). Eine so starke Behinderung ist aber vornehmlich an ausgebauten Gewässern mit Ufersicherungen festzustellen, da natürliche Gewässer durch Breitenerosion meist in der Lage sind, zumindest eine ihnen entsprechende Bettbreite auszubilden.

Tabelle 2.5: Behinderungsgrade der Gewässerentwicklung durch Talform, Talsohle oder Materialien der Talsohle

Grad	Behinderung	Definition	Vergleich
0	nicht behindert	beidseits des Mäandergürtels sind keine behindernden Strukturen vorhanden; die angrenzende Talsohle ist nahezu eben und besteht aus homogenem Material	$b_G \ll b_T$
1	Lauf einseitig behindert	der Mäandergürtel stößt einseitig auf behindernde Strukturen; einseitig werden größere Laufkrümmungen verformt (unregelmäßige Laufform)	$b_M < b_T < b_G$
2	Lauf beidseitig schwach behindert	Behinderungen sind beidseits des Mäandergürtels festzustellen, die mittlere Amplitude des Laufes kann aber noch entstehen; beidseitig werden größere Laufkrümmungen verformt (unregelmäßigere oder regelmäßige Laufform)	$b_M = b_T < b_G$
3	Lauf stark behindert	die beidseitigen Behinderungen führen zu einer Verringerung der mittleren Amplitude, ein zumindest geschwungener Lauf kann sich noch ausbilden (ein eingengter Lauf mit u.U. großer Regelmäßigkeit entsteht)	$b_b \ll b_T < b_M$
4	keine Laufentwicklung möglich, Bettbreite nicht eingengt	die beidseitige Behinderung ist so groß, daß der Laufkorridor auf die natürliche Gewässerbreite reduziert ist; eine freie Laufentwicklung ist nicht mehr möglich; die Laufform ist durch die behindernde Struktur vorgegeben (i.d.R. gestreckter Lauf; in Mäandertälern vom Tal vorgegebene Laufform)	$b_b = b_T$
5	Bettbreite eingengt, Bankbildung möglich	die beidseitige Behinderung läßt eine natürliche Bettbreite nicht mehr zu; Sohl- und Uferstrukturen können sich aber noch gewässertypisch ausbilden (gestreckter Lauf mit noch deutlich vorhandenem Talweg)	$b_{max} > b_b = b_T$
6	Bettbreite stark eingengt, Bankbildung nicht mehr möglich	die beidseitige Behinderung reduziert die Bettbreite so stark, daß sich gewässertypische Sohlstrukturen nicht mehr ausbilden können (gestreckter Lauf mit nicht mehr ausgeprägtem Talweg)	$b_T < b_{min} < b_b$

b_{min} = Mindestbettbreite für das Entstehen wechselseitiger Bänke und Kolke; b_b = potentielle bordvolle Bettbreite; b_{max} = maximale Bettbreite; b_M = Mäanderamplitude; b_G = Mäandergürtelbreite; b_T = Breite der ebenen Talsohle

Der Grad der Behinderung soll hier, über die oben erläuterte Dreistufigkeit hinaus, weiter differenziert werden, um auch anthropogen verursachte Einschränkungen genauer beurteilen zu können. In Tabelle 2.5 sind sieben Einschränkungsgrade unterschieden, die nach zunehmender Einschränkung geordnet sind.

Bei dieser Unterscheidung wird deutlich, daß die Anwendung des gesamten Spektrums der oben definierten Behinderungsgrade vor allem bei gewundenen oder stark geschwungenen und unregelmäßigen Laufformen greift. Bei regelmäßigen Laufformen ist der Behinderungsgrad 2 nicht relevant. Bei leicht geschwungenen und insbesondere bei gestreckten Laufformen sind die Behinderungsgrade 1 bis 3 nur schwer zu erkennen bzw. zu beurteilen.

2.2.6 Laufformanalyse der Gewässer des Kraichgaus

Beispielhaft wird hier die Analyse der Laufformparameter Wellenlänge und Amplitude der Gewässer des Kraichgaus vorgestellt (Tölk 1997). Dabei wurden Parameter des Bettes und des Laufes an naturnahen Referenzstrecken vor Ort gemessen oder aus topographischen Karten entnommen. Zudem wurden die Bettmaterialien ermittelt. Geologisch wurden Keuperbäche, die nur in den Oberläufen zu finden sind und bei denen die unterschiedlichen Schichten des Keupers direkt anstehen, von Lößbächen unterschieden, die in den Mittel- und Unterläufen zu finden und meist in mächtige Lößauelohme eingebettet sind.

Die ermittelten mittleren Wellenlängen des Laufes der Referenzstrecken besitzen eine signifikante Abhängigkeit von der bordvollen Gewässerbreite (Abb. 2.14). Für die Lößbäche ergab sich eine Regressionsgerade, nach der die Wellenlänge der zehnfachen Breite entspricht. Damit wird die Faustformel entsprechend Gleichung 2.6 bestätigt. Die Keuperbäche weichen mit einer Wellenlänge entsprechend der 6,5-fachen Breite ab. Aus Abbildung 2.14 ist auch erkennbar,

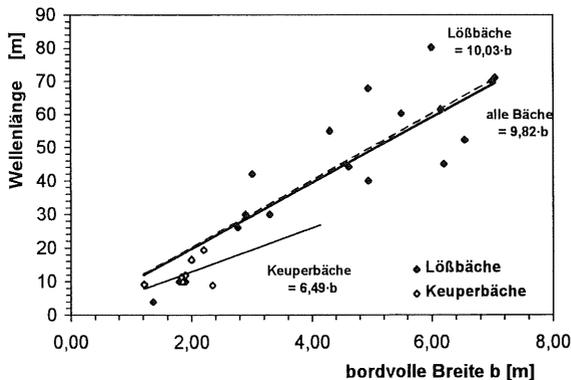


Abbildung 2.14: Wellenlänge des Laufes in Abhängigkeit von der Gewässerbreite der Löß- und Keuperbäche des Kraichgaus in Baden-Württemberg (Tölk 1997)

daß die Streuung der Werte mit zunehmender Breite und somit zunehmender Größe des Einzugsgebiets zunimmt. Dabei lagen die Gebietsgrößen zwischen 2 und 120 km². Die kürzere Wellenlänge bei den Keuperbächen erklärt sich aus dem dort deutlich höheren Gefälle (siehe dazu Kapitel 2.3.1).

Die Amplitude des Laufes der Lößbäche lag bei 4-facher Bettbreite, die der Keuperbäche nur leicht darunter bei 3,2-facher Breite. Wie auch schon zur Gleichung 2.4 erläutert wurde, ist die Laufamplitude auch hier direkt proportional zur Bettbreite. Während die Lößbäche in flach gespannten Muldentälern oder sehr breiten Auetälern liegen, weshalb ihr Lauf nicht eingeschränkt bzw. behindert ist, liegen die Keuperbäche oft in engen Kerbtälern. Die dennoch überraschend große Laufamplitude der Keuperbäche erklärt sich damit, daß das anstehende Keupermaterial für das Gewässer meist erodierbar ist. Die kleinere Laufamplitude im Vergleich zu den Lößbächen ist auf die laterale Behinderung und den hohen Feststoffeintrag bei Erosion der steilen Talflanken zurückzuführen.

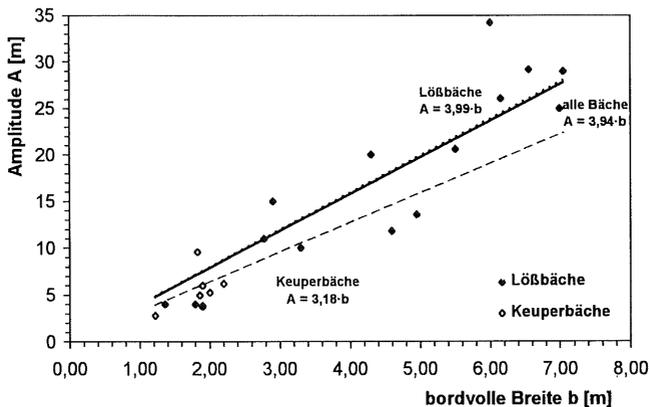


Abbildung 2.15: Amplitude des Laufes in Abhängigkeit von der Gewässerbreite der Löß- und Keuperbäche des Kraichgaus in Baden-Württemberg (Tölk 1997)

Setzt man die Wellenlänge aller untersuchten Kraichgaugewässer in bezug zur Amplitude, so ergibt sich ein Verhältnis von 2,5.

Das Breiten-Tiefen-Verhältnis der Gewässerbette nimmt mit der Einzugsgebietsgröße deutlich ab (siehe Abb. 2.16). Die Keuperbäche besaßen im Mittel ein Verhältnis von 6,12, während die Lößbäche ein Verhältnis von nur noch 3,5 besaßen. Darin zeigt sich einerseits die zunehmende Kohäsivität des Bettmaterials mit zunehmender Einzugsgebietsgröße und andererseits der Einfluß der geologischen Verhältnisse.

Zur Ermittlung des Breiten-Tiefen-Verhältnisses der größeren Lößbäche wurde nicht die Einschnittstiefe, sondern die bordvolle Tiefe, orientiert an Sedimentablagerungen und

Vegetationsgrenzen des Ufers, verwendet. Die Einschnittstiefe bei diesen Gewässern war ca. 50 % größer. Diese übergroße Einschnittstiefe ist nachweislich weniger durch Tiefenerosion, als vielmehr durch die Ablagerung mächtiger Auelehmdeckschichten entstanden.

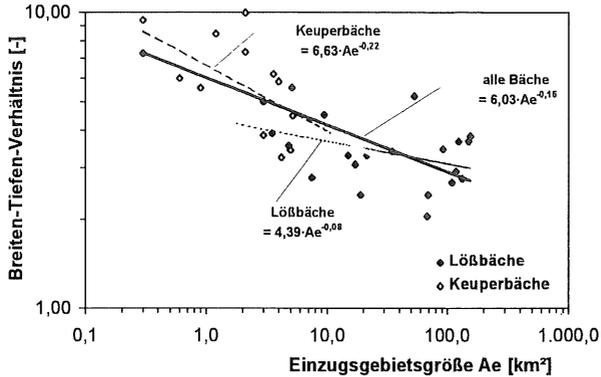


Abbildung 2.16: Breiten-Tiefen-Verhältnis der Gewässerbetete in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße der Löss- und Keuperbäche des Kraichgaus in Baden-Württemberg (Tölk 1997)

Diese Regionalisierung der Laufparameter zeigt, daß dabei eindeutige Relationen ermittelt werden können, die den in der Literatur aufgezeigten Beziehungen entsprechen.

2.3 Sohlstrukturen

Die grundsätzlichen Makro- und Mesostrukturarten einer Gewässersohle sind Furten, Kolke und Bänke zu nennen. In nahezu allen Gewässern sind sie in gewässertypischer Ausprägung festzustellen. Sie stehen in ursächlicher oder wechselseitiger Beziehung miteinander und können deshalb als Struktursystem betrachtet werden. Die Lauf- und Bettform und die Sohlstrukturen beeinflussen sich wechselseitig. Die Ausprägung der Sohlstrukturen hängt von der Art des Feststofftransportes, der Art des Sohlsubstrates, dem Sohlgefälle, der Laufform und der Vegetation ab. Inseln können dann als Sohlstrukturen bezeichnet werden, wenn sie aus einer Bank durch aufkommende Vegetation und weitere Aufhöhung durch Sedimentation hervorgegangen sind und noch nicht das Niveau der Aue erreicht haben.

Durch Vegetation (Gehölzwurzeln oder Wasserpflanzen) oder durch Totholz gebildete Strukturen sind ebenfalls zu den Sohlstrukturen zu zählen. Als Strömungshindernisse verursachen diese selbst wiederum Furten, Kolke und Bänke. Sie werden in Kapitel 2.7 behandelt.

Die vier Strukturarten der Sohle können wie folgt allgemeingültig definiert werden:

- ♦ **Furten** sind die hochliegenden Bereiche, die der Längenschnitt des Talwegs eines Gewässers aufweist.
- ♦ **Kolke** sind die tiefliegenden Bereiche, die der Längenschnitt des Talwegs eines Gewässers aufweist.
- ♦ **Bänke** sind flächenmäßig abgrenzbare Ablagerungen in der Größenordnung der Gewässersbreite, die über das mittlere Niveau der Sohle herausragen aber - im Gegensatz zu Inseln - noch nicht dem Aueniveau nahe kommen; sie besitzen keinen dauerhaften Bewuchs.
- ♦ **Inseln** sind in ihrer Flächenausdehnung entweder den Bänken vergleichbar oder deutlich größer, besitzen ein höheres Niveau und sind mit Vegetation bedeckt.

Da nur ausgebaute Gewässer ein kontinuierliches Längsgefälle des Talweges und somit keine Hoch- und Tiefpunkte haben können, sind an natürlichen Gewässern nach obiger Definition immer Furten und Kolke vorhanden. Sie können aber schwach ausgeprägt und somit nur schwer visuell erkennbar sein. Bänke können dagegen dann weitgehend fehlen, wenn das Gewässer gestreckt ist oder nur einen geringen Feststofftransport aufweist.

Furten, Kolke und Bänke werden vorwiegend bei höheren Abflüssen ausgebildet, die dem bordvollen Abfluß nahekommen. Während bei strukturbildenden Hochwasserabflüssen, von Bereichen mit morphologischen Unstetigkeiten abgesehen, ein nahezu konstantes Wasserspiegelgefälle existiert, ist bei deutlich geringeren Abflüssen ein steter Wechsel des Wasserspiegelgefälles mit höherem Gefälle im Bereich der Furten und geringerem Gefälle im Bereich der Kolke festzustellen. Über die Furten strömt das Wasser mit geringerer Tiefe und somit höherer Geschwindigkeit hinweg, durch die Kolke mit größerer Wassertiefe und somit geringerer Geschwindigkeit hindurch. Furten sind deshalb auch an den höheren Strömungsturbulenzen, die sich an der Wasseroberfläche abzeichnen, zu erkennen. Je mehr sich der Abfluß dem struktur-

bzw. bettbildenden Abfluß annähert, desto geringer sind die Unterschiede zwischen den Furt- und Kolkbereichen beim Wasserspiegelgefälle, der Fließgeschwindigkeit und der Wassertiefe.

2.3.1 Furten

Die unterschiedliche Ausprägung von Furten hängt wesentlich vom Sohlsubstrat und vom Sohlgefälle ab. Im Folgenden werden die verschiedenen Ausprägungen und die vermuteten Entstehungsmechanismen vom steilen Oberlauf bis zum Unterlauf eines Gewässers beschrieben. Dabei werden die gebräuchlichen Begriffe für die jeweiligen Furtarten vorangestellt. In Tabelle 2.6 sind die Randbedingungen, die für das Auftreten der unterschiedlichen Furtarten erforderlich sind, zusammengefaßt.

Tabelle 2.6 Die verschiedenen Furtarten und die erforderlichen Randbedingungen ihrer Entstehung nach *Grant et al 1990* (in *Church 1992*)

Bezeichnung	Gefällebereich	Korngröße / Bettiefe	Länge der Struktur	mittl. Abstand der Struktur	Beschreibung	Skizze
Sohlstufe (step)	> 4 % - > 35 %	d_{max} / h ~ 1	~ 1 bis $2 d_{max}$	3 - 4 b	aus anstehendem Fels oder Blöcken ist eine Stufe im Sohlprofil ausgebildet	
Kaskade (cascade)	4% - 10 %	d_{max} / h ~ 1	> 2 d_{max}		aus herausragenden Blöcken oder Fels gebildet, wobei mehrere Stufen direkt - ohne zwischengeschaltete ausgeprägte Kolke aufeinander folgen	
Schnelle (rapid)	2 - 4 %	d_{max} / h ~ 1	>> d_{max} < ~2,5 b	~ 5 b	besteht aus angereicherterem Größtkorn des Sohlmaterials (vorwiegend Blöcke und größere Steine), das rampenartig (geneigte Ebene) angeordnet ist	
Gleite (glide)	~ 1 - 4 %	d_{max} / h ~ 1	> ~ 2,5 b	unregelmäßig	sehr lange Schnelle oder Rausche, die meist durch Verfüllung der zwischen Schnellen bzw. Rauschen liegenden Kolke entstanden ist	
Rausche (riffle)	< 2 %	d_{max} / h < 1	~ 2,5 b	~ 5 b	besteht aus angereicherterem Größtkorn des Geschiebes (vorwiegend Steine oder Kies)	
Furt (cross-over)	<< 2 %	d_{max} / h << 1	~ 2,5 b	~ 5 b	hochliegender Sohlenbereich zwischen zwei Kolken, der durch die Kolke verursacht wird; (nicht durch Grobkornanreicherung verursacht)	

d_{max} = max. Korngröße; h = Bettiefe; b = Bettbreite

Stufen und Kaskaden (steps; cascades): In den steilen Gebirgsbächen und Oberläufen der Bergbäche mit Gefällen von mehr als 4 %, deren Gewässerbett meist aus anstehendem Fels, Blöcken und Steinen besteht, sind aus Felsblöcken und großen Steinen aufgebaute Stufen oder Kaskaden vorhanden, die i.d.R. durch flache Becken voneinander getrennt sind. Während die Stufe aus nur einem Absturz besteht, dem ein flaches Becken folgt, bestehen Kaskaden aus mehreren direkt hintereinandergeschalteten Abstürzen. Ist der Höhenunterschied, der von einer Kaskade oder Stufe überwunden wird, gleich groß, so kann eine Kaskade als eine aufgelöste treppenartige Stufe bezeichnet werden, deren einzelne Treppenhöhen kleiner sind als die Absturzhöhe der Stufe. Die Absturzhöhe und die Bettiefe liegen in der Größenordnung der maximalen Steingröße.

Nahezu der gesamte Höhenunterschied, den ein durch Stufen und Kaskaden strukturiertes Gewässer überwindet, ist an diesen konzentriert bzw. wird durch diese überbrückt. Da die Höhe der Stufen von der Korngröße abhängt, müssen bei nahezu gleichbleibender Korngröße die Abstände der Stufen mit zunehmendem Gefälle kleiner werden. Der Abstand der Sohlstufen (l_s) kann deshalb näherungsweise durch den Quotient aus der Korngröße der größten Fraktion und dem mittleren Sohlgefälle abgeschätzt werden (vergleiche *Dittrich* 1998):

$$l_s = d_{max} / 1,5 I_s \quad \text{Gl. 2.13}$$

Mit zunehmendem Gefälle werden die Becken zwischen den Stufen immer kürzer, bis sie nahezu ganz verschwinden. Die Sohlstruktur nähert sich folglich mit zunehmendem Gefälle einer nicht mehr durch Becken oder Kolke gegliederten, steilen rauhen Rampe an.

Eine Differenzierung der durch Stufen und Kolke gegliederten Gewässerssohlen steiler Berg- oder Gebirgsbäche hat *Schälchi* (1991) vorgenommen. Er unterscheidet die Stufen-Kolk-Abfolge, die vornehmlich bei 3,5 bis 12,5 % Gefälle auftritt, die Blockstufen-Kolk-Abfolge (9 - 30 %), die Blockgleiten-Kolk-Abfolge (12 - 35 %) und die kantigen Blockgleiten (29 - 49 %). Das vornehmliche Auftreten einer Blockgleiten-Kolk-Struktur und nicht mehr der Stufen-Kolk-Struktur bei höherem Gefälle sowie das Fehlen der Kolke zwischen den Blockgleiten über 35 % Gefälle belegen die oben gemachten Ausführungen bezüglich der Abhängigkeit von Steingröße, Stufenabstand und Gefälle.

Diese Sohlstrukturen sind weitgehend unbeweglich und können nur bei extremen Hochwasserereignissen gebildet und umgeformt werden, da nur dann ausreichende Strömungskräfte zur Bewegung der Blöcke entstehen. Bei Bettbreiten, die größer oder gleich dem dreifachen Durchmesser der Blöcke sind, werden die Stufen aus quer zum Gewässerlauf aneinandergereihten Blöcken gebildet, die sich entweder gewölbeartig an den Ufern abstützen oder durch einen oder wenige sehr große Blöcke gestützt werden. Von solchen sehr unbeweglichen Stützsteinen dürfte meist die Bildung der Stufen und Kaskaden ausgehen, da sie ein Hindernis für die anderen, häufiger bewegten Steine und Blöcke sind.

Schnellen (rapids): Schnellen sind aus Steinen und Blöcken unterschiedlicher Größe bestehende raue Rampen, die durch Kolke voneinander getrennt werden. Sofern die Steine und Blöcke, die die Oberfläche der Schnellen bilden, nicht auf dem anstehenden Fels liegen, decken sie gemischtkörnigeres Material (meist nicht alluvialen Ursprungs) des Untergrundes ab und schützen es vor Erosion. Bezüglich der Relation der Steingröße zur Gewässertiefe sind sie den Stufen und Kaskaden vergleichbar. Dagegen ist das Verhältnis der Breite einer Schnelle zur Größe der Steine, aus denen sie besteht, deutlich größer als bei Sohlstufen und Kaskaden. Während sich über den Stufen oder Kaskaden immer ein überkritischer, d.h. schießender, Abflußzustand ausbildet, ist er über den Schnellen nahe dem kritischen Zustand (*Church 1992*).

Auch die Schnellen werden nur bei seltenen Hochwasserereignissen aus- und umgebildet. Ihre Entstehung geht vermutlich von Zellen mehrerer größerer, relativ unbeweglicher Steine aus, an die sich kleinere Steine anlagern.

Gleiten (glides): Gleiten sind sehr lange Schnellen oder Rauschen. Sie sind meist aus diesen entstanden, indem sich dazwischen liegende Kolke mit Blöcken und Steinen gefüllt haben (*ebd.*).

Rauschen (riffles): Rauschen bestehen aus angereichertem Größtkorn des Geschiebes (vorwiegend Steine oder Kies), das sich über dem gemischtkörnigen Untergrund als schützendes Deckwerk ausbildet. Der Untergrund kann aus fluvialen Ablagerungen oder aus Hangschutt bestehen. Rauschen sind immer durch mehr oder weniger ausgeprägte Kolke voneinander getrennt.

Die Tiefe der Gewässer, in denen Rauschen auftreten, ist deutlich größer als das Größtkorn der Sohle. Im Vergleich zur Gewässerbreite besitzen Rauschen meist eine größere Längenausdehnung als Schnellen. Ihre Länge kommt im Mittel der 2 - 3 fachen Gewässerbreite nahe. Während sich über den Schnellen immer ein nahezu kritischer Abflußzustand ausbildet, kann er bei Rauschen auch deutlich darunter liegen (*ebd.*).

Furten (cross-over): Während bei den oben erläuterten Arten von Furten diese immer aus den größeren Substraten der Gewässersohle gebildet werden, ist eine solche Klassierung des Geschiebematerials bzw. eine Deckschichtbildung bei von Lehm, Sand und (bei Flüssen) auch Kies dominierten Gewässerbetten nicht möglich. Entweder, weil der transportierte Feststoff zumindest bei bettbildenden Abflüssen sich als Schwebstoff weiterbewegt, oder weil das Geschiebe nur ein enges Korngrößenspektrum besitzt. Zwar werden bei Flüssen mit feinen Kiessohlen und bei Bächen mit Sandsohlen sogenannte Transportkörper wie Riffel, Dünen und Antidünen gebildet, diese sind aber in ihrer Längenausdehnung viel zu klein, als daß sie den oben erläuterten, die Sohle gliedernden Strukturen entsprechen würden.

Dennoch sind auch in solchen Gewässern eindeutige Hochpunkte der Sohle festzustellen, die nicht von den deutlich kleineren Riffel und Dünen verursacht sind. Ihre Ursache liegt in der Entstehung der Kolke begründet, die sich infolge der Sekundärströmung innerhalb der

Krümmungen oder infolge einer beschleunigten Strömung im Bereich von Querschnittseinengungen bilden. Der zwischen den Kolken liegende Sohlbereich verbleibt dagegen, infolge der dort anderen hydraulischen Verhältnisse, auf höherem Niveau. Da bei kleinen Abflüssen die Furten wieder leicht abgetragen werden und Kolke sich wieder teilweise auffüllen, bei größeren Abflüssen dagegen Kolke wieder ausgeräumt werden und das abgetragene Material sich wieder auf den Furten abgelagert, ist mit dem Wechsel der Abflußverhältnisse eine stete Schwankung des Höhenniveaus der Furten und Kolke verbunden.

Diesem Hochpunkt der Sohle wird hier als Sammelbegriff und als spezielle Furtart die Bezeichnung Furt gegeben, da darunter keine bestimmte strukturelle Ausprägung, sondern nur ein bei niedrigen und mittleren Abflüssen seicht überströmter Gewässerbereich verstanden wird, an dem das Gewässer überquert werden kann.

Bei den Stufen, Schnellen und Rauschen, die nicht aus anstehendem Fels, sondern aus lockerem Gesteinsmaterial bestehen, werden verschiedene Bildungsmechanismen diskutiert, darunter die Antidünen-Theorie, die Theorie der Dispersion und Sortierung und die Theorie der Strömungsumkehrung (*Whittaker & Jäggi* 1982). Für die hiesige Betrachtung sind sie nicht von Belang. Wichtig ist dagegen die Erkenntnis, daß als notwendige Randbedingung für deren Entstehung ein heterogenes Sohlmaterial erforderlich ist, das die Ausbildung einer groben Deckschicht oder, wie bei den Sohlstufen, das Zusammenfinden mehrerer großer Steine zu einem Querriegel ermöglicht.

Ein Beispiel: Furten von Bergbächen im Buntsandstein-Odenwald

Die Veränderung der Furtabstände und der durch Furten verursachten Höhenunterschiede in Abhängigkeit vom Gefälle sollen am Beispiel der Bergbäche des Buntsandstein-Odenwaldes verdeutlicht werden. Zu dieser Analyse werden die in *Humborg* (1995) dokumentierten Daten verwendet. *Humborg* hat an naturnahen Referenzstrecken die mittleren Höhenunterschiede zwischen den Stufen und Kolken bzw. Schnellen und Kolken sowie die Abstände der Stufen und Schnellen ermittelt.

Trägt man die Kolkabstände gegenüber dem Sohlgefälle auf (siehe Abb. 2.17), so wird deutlich, daß mit abnehmendem Gefälle die Abstände der Furten unter einem Gefälle von ca. 2-4% überproportional stark zunehmen. Dies könnte damit erklärt werden, daß in diesem Übergangsbereich die kurzen und steilen Stufen und Kaskaden durch die längeren Schnellen und noch längeren Rauschen ersetzt werden.

Trägt man die durch die Furtabstände l_f normierten Höhenunterschiede (H / l_f) zwischen den Furten und Kolken gegenüber dem mittleren Sohlgefälle der Gewässer auf, so ergibt sich eine nahezu lineare Beziehung (siehe Abb. 2.18) in der Form $H / l_f = 0,0054 \times I$ (mit dem Gefälle I in %). Der Faktor der Regressionsgeraden gibt an, welcher Anteil des Gefälles, d.h. des vom Gewässer überwundenen Höhenunterschiedes, durch die Furten überbrückt wird. An den Odenwaldbächen scheinen es ca. 54 % zu sein. *Humborg* betont, daß in Sohlentalbächen, die

vorwiegend ein Sohlgefälle unter 3 % besitzen, die Länge der Kolke (von *Humborg* "Stillen" bezeichnet) und Schnellen nahezu eine gleich große Länge annehmen. Unter diesem Gesichtspunkt ist der von den Schnellen überbrückte Höhenunterschied von nur 54 % ein äußerst geringer Wert, da er bedeutet, daß das Wasserspiegelgefälle der Schnellen nur unwesentlich über dem der Stillen liegt. Dies zeigt auch die in *Humborg* (1995) wiedergegebene Abbildung 8.9, in der die Stillen und Schnellen eher am Sohlsubstrat und der mehr oder weniger bewegten Wasseroberfläche zu unterscheiden sind, als an einem deutlich höheren Gefälle im Bereich der Schnellen. Nur an den Gewässern mit mehr als 5 % Gefälle sind in Abbildung 2.18 teilweise deutlich größere Anteile der Schnellen am Gesamtgefälle festzustellen, was bei den dann vorherrschenden Sohlstufen auch zu erwarten ist.

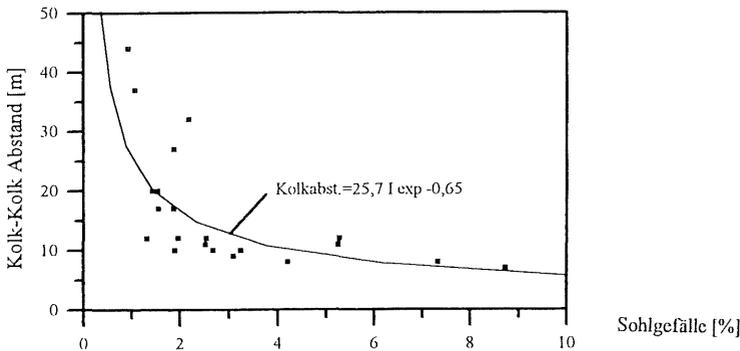


Abbildung 2.17: Abhängigkeit der Furtabstände vom Sohlgefälle der Bergbäche des Buntsandstein-Odenwaldes (anhand der Daten von *Humborg* 1995)

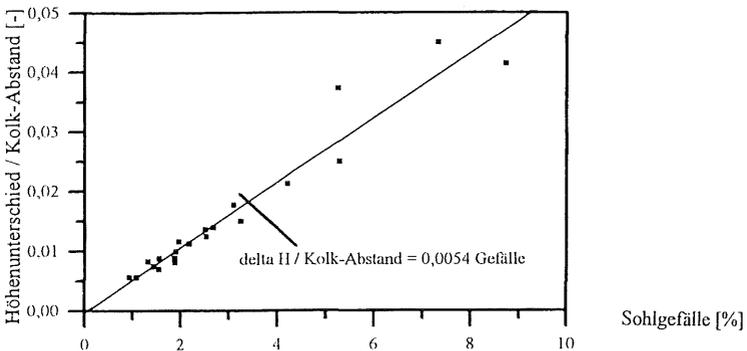


Abbildung 2.18: Abhängigkeit der mit den Furtabständen normierten Höhenunterschiede zwischen Furten und Kolken vom Sohlgefälle der Bergbäche des Buntsandstein-Odenwaldes (anhand der Daten von *Humborg* 1995)

Die Höhengsprünge, die durch die Furten verursacht werden, liegen in der Größenordnung des Größtkorns des Sohlmaterials, das zwischen 15 cm und über 30 cm Korndurchmesser lag

(siehe *Humborg* 1995; S.72). Insbesondere bei Kerbtalbächen werden die Höhengsprünge nahezu kontinuierlich mit dem Sohlgefälle größer und erreichen die Größe der größten Kornklasse des Sohlmaterials (> 30 cm), die dort einen Anteil der Sohlfläche von über 40 % annimmt.

Wie sich die Furtabstände der Gewässer in Relation zur Gewässerbreite verhalten, zeigt Abbildung 2.19. Darin sind die durch die bordvolle Gewässerbreite normierten Kolkabstände gegenüber dem Sohlgefälle aufgetragen. Es ist die Tendenz zu erkennen, daß mit abnehmendem Gefälle der relative Furtabstand zunimmt und sich der 5-fachen Breite nähert.

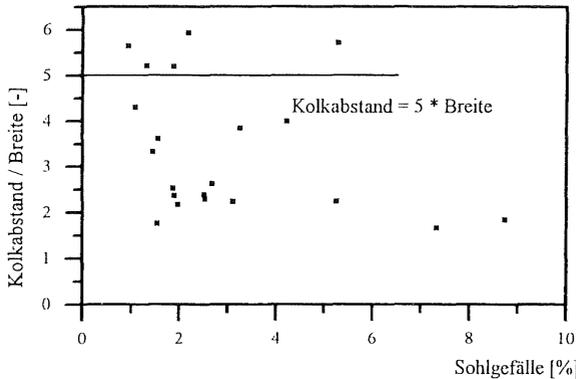


Abbildung 2.19: Abhängigkeit der mit der Gewässerbreite normierten Furtabstände vom Sohlgefälle der Bergbäche des Buntsandstein-Odenwaldes (anhand der Daten von *Humborg* 1995)

2.3.2 Kolke

Von ihren Entstehungsursachen her können zwei Kolkarten unterschieden werden:

- Kolke, die durch Rückstau infolge von Hindernissen oder Auflandungen entstanden sind
- Kolke, die durch Strömungserosion der Sohle entstanden sind

Im folgenden werden die verschiedenen Kolkarten definiert und ihre Entstehungsmechanismen erläutert:

Rückstaukolke (backwater pools): Die Ursachen von Rückstaukolken sind vielfältig. Den Rückstau können Bänke, Furten, Totholz, einzelne Steinblöcke etc., die den Querschnitt unterhalb einengen, verursachen.

Erosionskolke: Wie auch die Rückstaukolke haben Erosionskolke sehr unterschiedliche Ursachen. Man kann danach folgende Arten von Erosionskolken unterscheiden (siehe auch *Church* 1992 und *Kinsinger in Otto* 1991):

- **Sturzkolke (plunge pools),** die unterhalb von Sohlstufen entstehen, wo der Wasserstrahl mit hoher Energie auf die Sohle auftrifft. Die Sohlstufen können aus Steinblöcken, Totholz oder die Sohle durchdringenden Wurzeln (nur bei kleinen Bächen) gebildet sein.

- ♦ **Schnellen-Kolke** (riffel pools), die im rhythmischen Wechsel mit Schnellen und Rauschen entstehen.
- ♦ **Unterströmungskolke** (vertical scour pools), die bei der Unterströmung von Wurzeln (nur bei kleinen Bächen) und quer im Bett hängenden Totholzstrukturen entstehen.
- ♦ **Engenkolke** (trench pools), in der die Strömung auf einer kurzen oder etwas längeren Strecke durch Fels, Steinblöcke, eng beieinander stehenden Gehölzen etc. eingengt ist, weshalb sich hier eine Tiefenrinne in der Sohle gebildet hat.
- ♦ **Seitenkolke** (lateral scour pools), die neben Hindernissen wie Gehölzwurzeln, Totholz, Bänken oder Steinblöcken entstehen, die die Strömung seitlich ablenken und neben dem Hindernis konzentrieren.
- ♦ **Krümmungskolke**, die an der Pralluferseite von Krümmungen infolge der Strömungsumlenkung entstehen.

Kolke sind im Gegensatz zu Furten, die sich u.U. über Jahrzehnte hinweg kaum verändern, insbesondere bezüglich ihres Substrates und ihrer Tiefe einer dauernden Veränderung unterworfen. Infolge des sich bis zur tiefsten Stelle der Kolke vergrößernden Querschnitts, wird bei relativ kleinen Abflüssen die Strömung in ihnen immer verzögert. Von oben angeliefertes Material tendiert deshalb dazu, sich in den Kolken abzulagern und diese zu füllen. Folglich verringert sich in den Zeiträumen zwischen den kolkbildenden Hochwasserereignissen nach und nach ihre Tiefe. Die Kolke werden flacher und weisen ein meist feineres Sohlmaterial auf, als es im Mittel vorhanden ist. Während eines kolkbildenden Hochwasserereignisses werden Kolke dagegen wieder ausgeräumt und somit tiefer. Das Sohlsubstrat ist dann u.U. kaum von dem der anderen Sohlbereiche zu unterscheiden. Dies ist beispielsweise in Oberläufen von Gewässern der Fall, in denen bei Hochwasser möglicherweise Steine oder gar Blöcke in die Kolke hineinverfrachtet werden (*Keller & Melhorn 1978; Milne 1982*). In Krümmungskolken ist nach *Milne (1982)* das Sohlsubstrat bei relativ gestrecktem Lauf nur wenig von dem der Furten zu unterscheiden. Mit zunehmendem Windungsgrad des Laufes und zunehmender Asymmetrie des Querschnittes wird der Unterschied dagegen deutlicher. Dies gilt aber nur bei völlig mit Geschiebematerial bedeckter Sohle. In Auelehmbächen kann es der Fall sein, daß in den Krümmungskolken der nackte Lehm ansteht, während die benachbarte Gleituferbank und Furt aus sandigem bis grobkiesigem Material besteht (eigene Beobachtung an Bächen des Kraichgauer Hügellandes). Kolke, die von temporären Strukturen wie Totholz verursacht werden, können nach Hochwasserereignissen ganz verschwinden, wenn die Totholzstruktur während eines solchen Ereignisses verfrachtet wird.

Die bezüglich ihrer Länge und Breite größten Kolke, die zudem im Wechsel zu den Furten regelmäßig wiederkehrende Sohlstrukturen sind, sind die Sturzkolke, die Kolke zwischen Rauschen und Schnellen und die Krümmungskolke. Die anderen Kolkarten sind durch unregelmäßige und zufällige Strukturen verursacht und führen zu einer zusätzlichen Bereicherung der Gewässerstruktur. Meist unterbrechen und verändern sie die relativ gleichförmige Ausbildung der Furt-Kolk-Abfolge.

2.3.3 Bänke

Mit der oben erfolgten Definition von Bänken als abgrenzbare Ablagerungen der transportierten Feststoffe, die über das Niveau der mittleren Sohlenlage herausragen aber nicht das Aueniveau erreichen, ist deren Abhängigkeit vom Feststofftransport offensichtlich. Sie sind damit auch von den Kolken und deren Ablagerungen abgegrenzt, wobei aber kontinuierliche Übergänge von Bänken in die oft benachbarten Kolke hinein vorhanden sind. Während die unterschiedliche Ausprägung der Furten stark vom Grobsubstrat der Sohle und vom Gefälle und somit von der Beweglichkeit des Grobsubstrats abhängt, spiegeln die vorherrschenden Bankarten den gesamten Feststofftransport wider.

Es können **ortsfeste** und sich stromabwärts **bewegende Bankarten** unterschieden werden. In gestreckten Gewässerläufen sind vorwiegend sich stromabwärts bewegende Bänke zu finden, während mit zunehmendem Windungsgrad Bänke an die Laufstrukturen gebunden sind. Sind Bänke ortsfest, dann sind es gleichsam Feststoffdepots, deren Material bei Hochwasserereignissen teilweise oder völlig ausgetauscht werden kann. Bewegen sich die Bänke dagegen stromabwärts, dann sind sie selbst ein Teil des stattfindenden Geschiebetransports, der anhand ihrer Verlagerungsgeschwindigkeit abschätzbar ist (*Kellerhals et al. 1976; Jäggi 1983*).

Im weitesten Sinne können auch kleinere Transportkörper der Sandbäche und Kies- und Sandflüsse wie Riffel, Dünen und Antidünen zu Bänken gezählt werden. Da sie aber nicht zwangsweise über der mittleren Sohlenlage liegen und zudem deutlich kleiner als die Gewässerbreite sind, sollen hier nur ihre Großformen berücksichtigt werden.

Bewußt wurde bei der Definition der Bänke nicht nur von Geschiebeablagerungen gesprochen, sondern der gesamte transportierte Feststoff einbezogen. Dies deshalb, weil in Gewässern, die bei Hochwasser Sand und / oder Schluff als Schwebstoff transportieren, ebenfalls Bänke gebildet werden. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, daß es innerhalb bestimmter Grenzen von der Gewässergröße abhängt, ob die Sandfraktion als Geschiebe oder als Schwebstofffraktion weitertransportiert wird. Insbesondere in Bächen mit geringem Gefälle und vorherrschendem Schwebstofftransport können Bankbildungen durch Wasservegetation initiiert werden. Dabei lagert sich innerhalb der Vegetation oder in deren Strömungsschatten Feinmaterial bzw. Schwebstoffmaterial ab, das durch die darauf entstehende Vegetation stabilisiert wird. Mit der sich auf diesen Bänken meist dauerhaft ansiedelnden Vegetation ist allerdings nach obiger Definition ein Kriterium für Bänke verletzt, weshalb diese Bänke als Übergangsstadien zu Inseln zu betrachten sind.

Im folgenden werden Bänke in Anlehnung an *Kellerhals et al. (1976)* differenziert (siehe Abb. 2.20). Zu den sich bewegenden Bänken sind folgende Bankformen zu zählen:

- ♦ **wechselseitige Uferbänke** (channel side bars); sie sind ein charakteristisches Element von Kiesflüssen und u.U. kleinen Sandbächen mit gestreckter Lauform. Sie treten in nahezu regelmäßigen Abständen wechselseitig am linken und rechten Ufer auf. Auch im

gestreckten Lauf verursachen sie einen leicht geschwungenen Talweg. Zumindest der oberstromige Teil der Bank schließt direkt ans Ufer an. Der unterstromige Teil kann dagegen durch eine Rinne vom Ufer abgetrennt sein. Diese Uferbänke treten aber nur dann auf, wenn eine gewisse Mindestbreite der Gewässersohle überschritten wird, die wiederum vom Sohlgefälle und der Korngröße des Sohlsubstrates abhängt (Jäggi 1983). Ist die Gewässerbreite kleiner als diese Mindestbreite, dann ist eine weitgehend ebene Sohle u.U. mit Riffel, Dünen oder Antidünen zu erwarten. Die Mindestbreite kann durch künstliche Gegebenheiten (schmal ausgebautes Gewässerbett) oder natürliche Gegebenheiten (behinderte Breitenentwicklung durch Talhänge) unterschritten sein.

- ♦ **Mittenbänke** (mid-channel bars); sie besitzen im Gegensatz zu Uferbänken keine Verbindung zum Ufer. Sie müssen nicht in der Bettmitte, sondern können auch deutlich versetzt dazu liegen. Diese Bankart ist, insbesondere wenn sie nicht in einem geflochtenen Lauf oder in der Bettmitte eines nahezu geraden Einbettgerinnes liegt, äußerst instabil. Durch Verlandung einer der sie umströmenden Rinnen, tendieren sie dazu, zur Uferbank zu werden (Bluck 1976). Die Korngröße des Bankmaterials nimmt vom oberstromigen Ende zum unterstromigen ab. Die zufällige Ablagerung von größerem Geschiebmaterial aber auch das Aufkommen von Primärvegetation, in dessen Strömungsschatten sich feinere Feststoffe anlagern, kann der Ausgangspunkt für die Entstehung dieser Bänke sein. Werden die Mittenbänke durch Vegetation stabilisiert und zu weiterem vertikalen Wachstum gezwungen, können sie sich zu Inseln weiterentwickeln.
- ♦ **Großdünen**; diese sind meist in aktiven Sandbettgerinnen zu beobachten. Ihr Ursprung liegt in vielen kleinen, strukturlosen Geschiebetransportkörpern, die sich entweder zufällig oder verursacht durch Hindernisse zu größeren Elementen zusammenfinden. Sie können halbmondförmig sein, mit entgegen der Strömung ausgerichteten Spitzen, oder eine langgestreckte, parallel zur Gerinneachse ausgerichtete Form besitzen. Ein dünenartiges Längsprofil, mit sanft ansteigendem, oberstromigem Ende unterscheidet sie von Mittenbänken. Ihre Länge liegt in der Größenordnung der Gewässerbreite.

Zu den ortsfesten, an bestimmte Strukturen des Laufes gebundene Bankformen zählen die folgenden:

- ♦ **Krümmungsbänke** (point bars); sie liegen an den Innenufern von Krümmungen oder Knicken des Laufes. Sie können aus Uferbänken hervorgegangen sein, wenn diese den Lauf zur Ausbildung einer Krümmung verursacht haben. In Kiesflüssen und -bächen sind diese Bänke relativ flach und breit und besitzen meist eine Höhe, die weit unterhalb der Betttiefe liegt. In Gewässern mit zunehmend feineren Feststoffen steigt dagegen das Niveau der Bänke zum Ufer hin an und geht kontinuierlich in dieses über. Ist bei Hochwasser eine hohe Schwebstofffracht vorhanden und sind häufig bordvolle Abflüsse zu verzeichnen, so kann sich die Bankoberfläche bis zur Böschungsoberkante des Ufers erstrecken. Sind bordvolle Abflüsse dagegen selten, wie es insbesondere bei eingetieften Betten der Fall ist, so ist die Bank deutlich von der Böschungsoberkante des Ufers abgesetzt.
- ♦ **Mündungsbänke** (channel junction bars); sie entstehen häufig direkt unterhalb der Einmündung von Nebengewässern und schließen ans mündungsseitige Ufer an. Seltener sind sie auch direkt oberhalb der Mündung festzustellen, insbesondere dann, wenn es sich um zwei nahezu gleich große Gewässer handelt. In diesen Bänken lagert sich das vom Nebengewässer eingetragene Geschiebe ab, das noch nicht weitertransportiert werden konnte. Führt das Nebengewässer nur wenig Geschiebe, so sind entsprechend kleinere oder keine Mündungsbänke ausgebildet.

- ♦ **Diamantbänke** (diamond, linguoid or spool bars); sie sind charakteristisch für Gewässer mit einer Tendenz zu einer geflochtenen Laufform. Diese Bankform ist aus einer Mittenbank entstanden, die sich nur langsam oder gar nicht stromabwärts bewegt hat. Dabei hat die Mittenbank die Strömung aufgespalten und auf beide Ufer gelenkt, wodurch im Bereich der Bank Breitenerosion stattgefunden hat. Das breitere Bett hat der Bank wiederum die Möglichkeit gegeben, sich durch Anlagerungen zu verbreitern, wodurch erneut die Breitenerosion angeregt wurde. Die Breite der Diamantbank kann die Größe der mittleren Gewässerbreite erreichen oder gar überschreiten. Oft entstehen auf diesen Bänken Erosionsrinnen, die die Bank nach und nach wieder zerteilen. In den umlaufenden Rinnen beiderseits einer solchen Bank bilden sich meist Furten aus. *Richards* (1976) hat im Oberlauf eines gestreckten Bachlaufes in Wales diese Art von Bänken, die mit beidseitigen Furten assoziiert sind, als gewässertypisches Element erkannt. Er sieht in ihnen und den dazwischen liegenden Kolkbereichen die einem bestimmten Gewässertyp eigene Furt-Kolk-Abfolge.
- ♦ **Querbänke** (diagonal bars); diese Bänke entstehen nur in von Kies dominierten Gewässern. Sie sind mit den oben erläuterten Furten eines Gewässers identisch. Querbänke und manchmal auch Diamantbänke können folglich als Synonym für die Furt eines Kiesflusses bzw. -baches verwendet werden. Sie erstrecken sich vom einen zum anderen Ufer oder gehen in Uferbänke über. Der Rücken (höchste Erhebung der Bank) kann nahezu senkrecht, schräg oder abschnittsweise fast parallel zur Gerinneachse liegen (eigene Beobachtungen; siehe auch die Abbildungen in *Jäggi* 1983).

Die Zuordnung der Bankarten in sich bewegende und in ortsfeste Bänke ist natürlich nicht so eindeutig möglich. Es existieren gleitende Übergänge, da einerseits die Substratgröße, die Größe des Feststofftransportes, die Häufigkeit und Stärke der Hochwasserereignisse und auch die Geschwindigkeit der Laufverlagerung wesentlich für die Beweglichkeit der Bänke mitentscheidend sind.

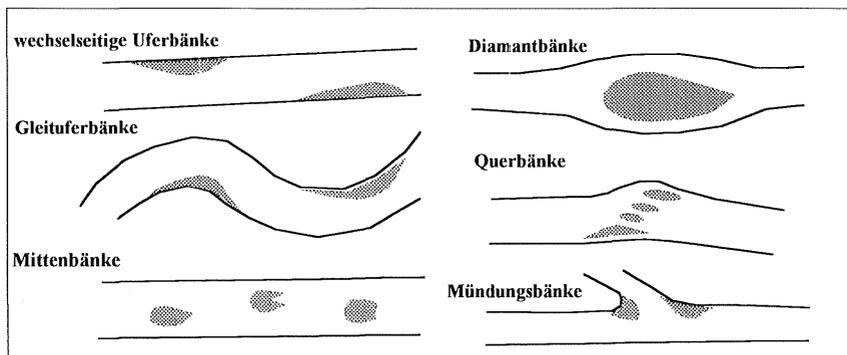


Abbildung 2.20: Bankformen nach *Kellerhals et al.* (1976)

Wie im nächsten Kapitel verdeutlicht wird, ist es für die Laufentwicklung eines Gewässers äußerst wichtig, daß die wandernden Uferbänke eines künstlich gestreckten Laufes zu ortsfesten Krümmungsbänken werden. Ab wann dies stattfindet, hängt insbesondere vom Zentriwinkel des Talweges ab (*Ikeda* 1989). Liegt der Zentriwinkel unter einem kritischen Wert, dann

wandern die Bänke stromabwärts. Liegt er nahe diesem kritischen Wert, so sind gleichzeitig wandernde und ortsfeste Bänke vorhanden, die sich überlagern können. Sind die wandernden Bänke bei ihrer Abwärtsbewegung zeitweise nicht in Phase mit den ortsfesten Bänken, so entsteht temporär eine ebene Sohle. Ist der Zentriwinkel gleich oder größer dem kritischen Wert, dann sind nur noch ortsfeste Bänke zu erwarten. Nach Modellversuchen von *Kinoschita & Miwa* (1974, in *Ikeda* 1989) liegt der kritische Wert des Zentriwinkels (bezogen auf den Talweg) bei ca. 160° , was einer Richtungsänderung innerhalb einer Krümmung von 20° entspricht (siehe Abb. 2.21). Allerdings ist zu beachten, daß dies nur für Gewässer mit großem Bettentwicklungs-Index gilt, der als das Produkt von Gefälle und Breiten-Tiefen-Verhältnis ($I_s \times b / h$) definiert ist. Bei kleinem Bettentwicklungs-Index und nahezu geradem Lauf sind dagegen keine Uferbänke zu erwarten (*Ikeda* 1989).

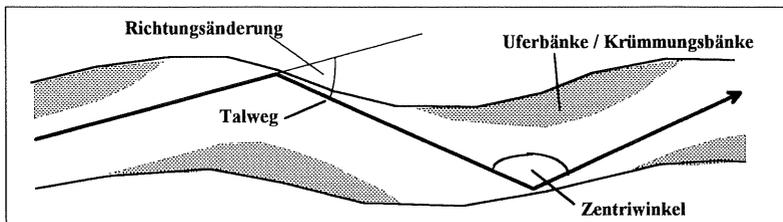


Abbildung 2.21: Zentriwinkel des Talwegs in einem von Uferbänken bzw. Krümmungsbänken geprägten gestreckten oder leicht geschwungenen Gewässerlauf

Eine Vorstellung für die Wandergeschwindigkeit von Uferbänken geben die Untersuchungen von *Jäggi* (1983) am Oberrhein. Dort betrug die mittlere Migrationsgeschwindigkeit 150 m pro Jahr. Bei einer Wellenlänge (doppelter Bankabstand) von ca. einem Kilometer dauert es ca. 7 Jahre, bis sich die Uferbänke um eine Wellenlänge stromab verlagert haben. Im Vergleich dazu liegt die Translationsbewegung der einzelnen Krümmungen eines von *Ikeda* (1989) untersuchten, mobilen und beiderseits eingeeengten geschwungenen Gewässerlaufes bei ca. 100 Jahren pro Wellenlänge. Dies deutet darauf hin, daß die Translationsbewegung von Laufkrümmungen mindestens um eine Größenordnung langsamer ist, als die von Uferbänken.

In nicht alluvialen Gewässern mit grobem, relativ unbeweglichem Sohls substrat, steinigem Ufern und geringer Geschiebeführung sind Bänke oft nur dort vorhanden (von Querbänken abgesehen), wo das wenige Geschiebmaterial durch scharfe Laufkrümmungen oder starke Hindernisse zur Ablagerung gezwungen wird. In alluvialen Gewässern mit Einbettgerinnen sind Gleituferbänke, d.h. Krümmungsbänke und Querbänke, die vorherrschende Bankart, während bei Gewässern mit geflochtener Lauform die Mittenbänke dominieren. Bei Gewässern mit großem Schwebstofftransport (insbesondere Schluff) sind Krümmungsbänke oft nicht mehr als solche zu erkennen, da sie sehr steile, zum Ufer ansteigende Oberflächen besitzen, die von den Uferböschungen schwer zu unterscheiden sind.

Zu beobachten ist, daß kurz nach einem Hochwasserereignis insbesondere Sandbänke, die über den Mittelwasserstand herausragen, meist noch kontinuierliche Übergänge vom Mittelwasserbett zu den Bankoberflächen besitzen. Längere Zeit nach einem Hochwasser dagegen hat sich das Mittelwasserrinne leicht verbreitert, weshalb die Bänke steilere Böschungen und deutliche Gefälleknick zum Mittelwasserbett hin aufweisen (*Maill* 1996, S.156 und eigene Beobachtungen). Folglich werden Mitten-, Ufer-, Krümmungs und Mündungsbänke bei Hochwasser ausgebildet und bei normalen Abflüssen wieder teilweise lateral erodiert. Bei Querbänken, die bei allen Abflußzuständen überströmt werden, findet dagegen ein Oberflächenabtrag statt, sofern sich auf den Querbänken keine gröbere Deckschicht ausgebildet hat bzw. infolge eines breiten Kornspektrums ausbilden konnte. In Strömungsrichtung können deshalb Rinnen entstehen, die die Querbänk zerteilen (siehe Abb 2.20).

2.3.4 Zusammenspiel von Kolken, Furten und Bänken

Vereinfacht kann das Zusammenspiel von Erosionskolken, Furten und Bänken darauf zurückgeführt werden, daß im Bereich eines Erosionskolkes Material ausgetragen wird, das im Bereich von Furten und Bänken zusammen mit einem Teil der von oberstrom herantransportierten Feststoffe wieder zur Ablagerung kommt. Auf diese Weise entsteht bei gestreckten Gewässerläufen ohne Uferbänke ein steter Wechsel von Hoch- und Tiefpunkten der Gewässersohle (Furt-Kolk-Abfolge), d.h. eine Schwingung der Sohle in der Vertikalen, bezogen auf eine mittlere Sohlenlage. Sind zudem noch Uferbänke vorhanden, so schwingt auch der Talweg des Gewässers in der Horizontalen. Die Entstehung einer geschwungenen oder gewundenen Laufform kann folglich auf die Ausbildung von Uferbänken zurückgeführt werden.

Auch an Strömungshindernissen wie Totholzablagerungen oder durch Bäume verursachte Bachengen kann der Massenauswurf aus Kolken und die meist direkt unterhalb stattfindende Ablagerung eines Teils des erodierten Sohlsubstrates in Form von Bänken und Furten beobachtet werden. Während die derart verursachten Kolke und Bänke bzw. Furten zufälliger Natur sind, existiert grundsätzlich die regelmäßige Gliederung der Gewässersohle durch die oben beschriebene Furt-Kolk-Abfolge.

Daß eine solche rhythmische Gliederung der Sohle in Furten und Kolke unabhängig davon existiert, ob die Gewässerbette in widerstandsfähigem Fels oder in alluvialem Material liegen, haben *Keller & Melhorn* (1978) nachgewiesen⁸. Anhand statistischer Analysen konnten sie aufzeigen, daß die gemessenen Kolkabstände der im Fels und im Alluvium liegenden Gewässer eine Normalverteilung besitzen, und somit keine signifikanten Unterschiede bei verschiedenen Bettmaterialien existieren. Die Kolkabstände wiesen zwar ein großes Spektrum von 1,5-facher bis vereinzelt 24-facher Bettbreite⁹ auf, die meisten Kolkabstände lagen aber im Bereich der 3

⁸ *Keller & Melhorn* (1978) untersuchten 11 Gewässer in den USA mit Gefällen zwischen 1 und 10 ‰, Sohlbreiten von 3,7 m bis 30 m (Bäche und kleine Flüsse) und Windungsgraden von 1,01 bis 2,4, deren Bette in weichen und hartem Fels oder in ihrem Alluvium liegen.

⁹ Die Bettbreite wurde dabei an den nahezu symmetrischen Querschnitten der Furten zwischen den Gefälle-

bis 9-fachen Breite. Folgende Regressionsbeziehung ($R=0,83$) zwischen dem Kolkabstand und der Bettbreite ergab sich auf der Grundlage aller Kolkabstände der untersuchten Gewässer:

$$l_{\text{Kolk}} = 5,42 b_s^{1,01} \quad \text{Gl. 2.14}$$

Die mittleren Kolkabstände (und somit auch Furtabstände) liegen danach nahe der 5-fachen Gewässerbreite. Vergleicht man dies mit Gleichung 2.6 für die Mäanderwellenlänge, so wird deutlich, daß der doppelte mittlere Kolkabstand der Mäanderwellenlänge nahekommt.

Der direkte Bezug zwischen Mäanderwellenlänge und Kolkabstand, wie er durch diesen Zahlenvergleich und die idealisierte Abbildung 2.3 a) nahelegt, ist aber in der Natur nur ansatzweise vorhanden. Dies wird offensichtlich, wenn man sich verdeutlicht, daß der Kolkabstand entlang des Laufes, die Mäanderwellenlänge aber entlang der Mäanderachse gemessen wird. Würde nur jeweils in einer Laufkrümmung ein Kolk liegen, so müßten die Kolkabstände mit zunehmendem Windungsgrad proportional zu diesem ebenfalls ansteigen, was den Ergebnissen dieser Untersuchung widersprechen würde.

Wie *Keller* (1972)¹⁰ in seiner Untersuchung nachweist, ist eine gewisse Abhängigkeit der Kolkabstände von der Laufentwicklung vorhanden. Anhand der dominierenden Kolkabstände und Bettstrukturen unterscheidet er die in Tabelle 2.7 aufgeführten fünf Entwicklungsstadien eines Gewässerlaufes, die im folgenden beschrieben werden.

Tabelle 2.7: Fünf anhand der Kolk- oder Furtabstände und der dominierenden Bettstrukturen unterschiedenen Entwicklungsstadien eines Gewässerlaufes (*Keller* 1972)

Entwicklungsstadium	1	2	3	4	5
Furten und Kolke	keine vorhanden	in Entstehung begriffen und klein	gut ausgebildet; Kolk 1,5 mal so lang wie Furten	gut ausgebildet; Kolke grundsätzlich größer als die 1,5-fache Furtlänge	in Entst. begriffen und gut ausgebildet; Kolke generell viel länger als Furten
Abstände von Furten oder Kolken		Abstand ca. 3 bis 5 fache Breite	mittlerer Abstand 5 bis 7 fache und dominierender Abstand 3 bis 7 fache Breite	mittlerer und dominierender Abstand 5 bis 7-fache Breite	mittlerer Abstand 5 bis 7-fache und dominierender Abstand 3 bis 7-fache Breite
dominierende Bettstruktur	wechselseitige Uferbänke	wechselseitige Uferbänke	Kolke, Furten und meist Krümmungsbänke	Kolke, Furten und meist Krümmungsbänke	Kolke, Furten und meist Uferbänke

Im **ersten Stadium** sind im gestreckten Lauf wechselseitige Uferbänke vorhanden, die aber noch nicht zur Entstehung von Kolken und Furten geführt haben. Dies ist ein hypothetischer Zustand, den *Keller* selbst nicht an Gewässer beobachten konnte. Er leitet dieses Stadium aber

knickpunkten von der Sohle zum Ufer gemessen.

¹⁰ *Keller* (1972) untersuchte vier der alluvialen Gewässer, die auch in die Analyse von *Keller & Melhorn* (1978) eingingen. Ihre Bettbreiten lagen zwischen 4,3 und 25 m und ihr Windungsgrad zwischen 1,13 und 2,4.

von Modellversuchen ab, bei denen sich infolge von Massenumlagerungen zuerst wechselseitige Uferbänke innerhalb des gestreckten Laufes ausgebildet haben.

Im **zweiten Stadium** haben die Uferbänke durch Strömungsablenkung und -einengung bereits kleinere Kolke und Furten verursacht. Die Kolke liegen leicht stromabwärts versetzt unterhalb der Stelle, wo die Bänke ihre größte Breite besitzen und somit die größte Einschnürung der Strömung verursachen. Die Furten haben sich direkt im Anschluß an die Kolke gebildet, indem sich ein Teil der aus den Kolken ausgetragenen Massen wieder abgelagert hat. Die Abstände der meisten Furten oder Kolke liegen noch deutlich unter der 5-fachen Gewässerbreite.

Beim Übergang vom zweiten zum **dritten Stadium** nehmen die Kolke und Furten in ihrer Größe auf Kosten der Bänke zu. Die wechselseitige laterale Ufererosion schreitet soweit fort, daß ein leicht geschwungener Lauf entsteht, und die Uferbänke zu ortsfesten Krümmungsbänken werden. Die Furt wird insbesondere bei Niedrigwasser zu einem deutlich erkennbaren Wendepunkt des Talwegs. Während die beiden ersten Stadien instabil sind, kann das dritte Stadium relativ stabil sein, insbesondere wenn dem Gewässer natürlicherweise eine gestreckte bis leicht geschwungene Lauform eigen ist. Mit der zunehmenden Lauflänge steigt auch der mittlere Abstand der Kolke und Furten an und überschreitet den Wert der fünffachen Breite.

Beim Übergang zum **vierten Stadium** nimmt vornehmlich die Amplitude und somit der Windungsgrad des Laufes zu und der Krümmungsradius ab. Die Kolkabstände steigen mit der zunehmenden Lauflänge weiter an und sind generell größer als die fünffache Breite.

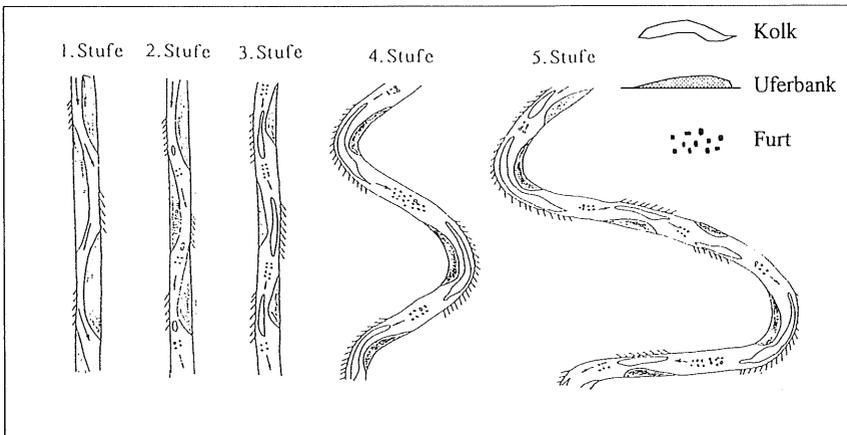


Abbildung 2.22: Das Fünf-Stadien-Modell von Keller (1972)

Das **fünfte Stadium** wird durch eine weitere Extentionsbewegung der Krümmungen erreicht. Dabei werden die Übergangsstrecken zwischen den Außenkrümmungen sehr lang. Da der Kolkabstand weitgehend unabhängig von der Lauform ist, bilden sich innerhalb der mit einer 7 bis 9-fachen Breite zu groß gewordenen Kolkabstände wieder neue Kolke und Furten aus. Damit wird der (wegen des sehr großen Kolkabstandes) instabile Zustand wieder in einen

stabileren Zustand überführt. Es sind somit in diesem Stadium wieder Kolkabstände von 3 bis 5-facher Breite vorhanden, die im vierten Stadium nicht mehr festzustellen waren (siehe Abb. 2.22).

Zu beachten ist, daß das erste Stadium mit den wechselseitigen Uferbänken dann nicht entstehen kann, wenn das Gewässerbett nicht in der Lage ist, ein kritisches Breiten-Tiefen-Verhältnis zu überschreiten. Dieser kritische Wert hängt wesentlich vom Gefälle und vom Verhältnis zu vorhandenen und kritischen relativen Schubspannung ab (Jäggi 1983). Bei der Laufentwicklung von so schmal ausgebauten Gewässerbetten, daß keine Bankbildung möglich ist, kann deshalb vor dem ersten Entwicklungsstadium von Keller ein Stadium der Breitenentwicklung ohne wechselseitige Bänke vorangestellt werden. Ist ein ausreichendes Breiten-Tiefen-Verhältnis, z.B. wegen kohäsivem Bettmaterial (siehe Kap. 2.6.2) oder stabilen Ufern, nicht möglich, so sind vermutlich insbesondere die Stadien 1 und 2 mit wechselseitigen Uferbänken als dominierende Bettstrukturen nicht zu erwarten.

Natürliche Ursachen dafür, daß eine Gewässerstrecke von mittleren und hohen Entwicklungsstadien wieder in das erste bzw. zweite Stadium zurückversetzt wird, sind Schlingendurchbrüche und plötzliche Laufverlagerungen. Diese verursachen wieder gestreckte Laufabschnitte, innerhalb derer sich erst wieder ausgeprägte Kolke und Furten ausbilden müssen. Auf diese Weise ist es möglich, daß am gleichen Gewässerabschnitt gleichzeitig unterschiedliche Stadien auftreten. Bei sehr regelmäßigen Laufformen, an denen keine oder nur selten solche Laufverkürzungen auftreten, dürfte deshalb nur ein Stadium oder nur wenige benachbarte Stadien festzustellen sein. Die Stadien 3 und 5 kommen nach Keller in der Natur am meisten vor. Stadium 3 muß nicht notwendigerweise, wie in Abbildung 2.22 dargestellt, in einem gestreckten Lauf auftreten. Viele geschwungene Gewässer scheinen im Stadium 3 zu verharren, weshalb dieses Stadium deren Endzustand ist. Zudem müssen nicht immer alle Stadien bis zum jeweiligen Endzustand durchlaufen werden.

Trotz dieser Einschränkungen bezüglich der Kontinuität dieses Entwicklungsmodells für natürliche Gewässer, ist dieses Gedankenmodell äußerst aufschlußreich im Hinblick auf die morphologischen Prozesse, die bei der Rückentwicklung eines ausgebauten Gewässers stattfinden oder zur Förderung der Laufentwicklung eingeleitet werden müssen. Folgende Regeln können aus der Untersuchung und der Modellvorstellung von Keller abgeleitet werden:

- Kolke, Furten und Bänke sind Bettformen, die grundsätzlich in gestreckten, geschwungenen und gewundenen Gewässern auftreten.
- Die mittleren Abstände der Furten bzw. der Kolke liegen ca. bei der 5,5-fachen Sohlbreite (gemessen entlang des Talweges), unabhängig von der Mäanderwellenlänge.
- In den Anfangsstadien der Laufentwicklung (Stadium 1 bis 3) aus einem gestreckten Lauf heraus sind die doppelten Abstände der Ufer- und Krümmungsbänke, Kolke und Furten noch weitgehend mit der Wellenlänge des Laufes identisch. In den weiteren Entwicklungsstadien können mit zunehmendem Windungsgrad diese Werte stark voneinander abweichen.

- Vorrangiges Ziel muß es sein, bei begradigten Gewässern mit natürlicherweise gestrecktem Lauf Uferbänke und bei natürlicherweise geschwungenem und gekrümmtem Lauf Krümmungsbänke zu fördern, da diese die ursächlichen Bettstrukturen bei der Gewässerentwicklung sind.
- Unverzichtbar für eine gewässertypische Ausprägung der Kolke und Furten ist die Ufererosion gegenüber der Bänke, bis ein gewässertypischer Windungsgrad erreicht ist.
- Sind Ufer- oder Krümmungsbänke entstanden, so werden sich Kolke und Furten von alleine entwickeln und im Zuge der Laufverlängerung weiter ausprägen.
- Je nach Gewässertyp können die Abstände, in denen Bänke initiiert werden, ein großes Spektrum von 3 bis 9-facher Gewässerbreite, ein relativ kleines Spektrum von 3 bis 5-facher oder 5 bis 7-facher Sohlbreite aufweisen.
- Das gewässertypische Spektrum der Furt- und Kolkabstände wird sich nur dann erhalten, wenn Schlingendurchbrüche und plötzliche Laufverlagerungen zugelassen werden.

Bei der Ausbildung von Ufer- und Krümmungsbänken im Zuge der Laufentwicklung ist der Weg, den das Geschiebematerial innerhalb des Bettes zurücklegt, von großer Bedeutung. Von *Friedkin* (1945) durchgeführte Modellversuche sind diesbezüglich sehr aufschlußreich. Danach wird in einem geschwungenen Lauf, der sich durch Ufererosion weiter ausbilden kann, das am Prallufer erodierte Material vorwiegend nur bis zum nachfolgenden Gleitufer auf der gleichen Uferseite transportiert und auf diesem abgelagert (siehe Abb. 2.23 a). Nur ein geringer Anteil des erodierten Ufermaterials wird als Geschiebe weiter stromabwärts transportiert. Mit sich verringender Ufererosion und somit kleiner werdender Gleituferausbildung nimmt der durch das Gerinne hindurchtransportierte Geschiebeanteil zu (siehe Abb. 2.23 b).

Ist keine Ufererosion festzustellen, d.h. ist das Gerinne in einem nahezu statischen Gleichgewichtszustand, dann wird sämtliches, von oberstrom in das Gerinne eingetragene Geschiebe ohne Ablagerung weitertransportiert. Der Geschiebestrom folgt dabei - infolge der Sekundärströmung - nicht dem Talweg, sondern führt über die Krümmungsbank hinweg, kreuzt am Wendepunkt den Talweg und streicht dann wieder über die nachfolgende Krümmungsbank (siehe Abb. 2.23 c).

Aufschlußreich waren auch die Versuche von *Friedkin* (1945) in einem geschwungenen Lauf mit unterschiedlich großen Abflüssen und somit unterschiedlich hohen Wasserständen: Bei kleinem Abfluß lag der Punkt des größten Strömungsangriffs am Außenufer des oberen Teils der Krümmung. Da die Krümmungsbank nicht überströmt wurde, konnte sich dort auch kein Geschiebematerial abgelagern. Die Furt wurde leicht abgetragen. Der erodierte Sand lagerte sich direkt unterhalb am Beginn des Kolkes wieder ab. Bei mittlerem Abfluß verlagerte sich der größte Strömungsangriff in den mittleren Bereich der Krümmung. Der Sand, der sich zuvor bei niederem Abfluß im Talweg abgelagert hatte und der am Ufer erodiert wurde, lagerte sich teilweise am Fuß der Krümmungsbank und teilweise auf der Furt wieder ab. Bei bordvollem Abfluß verlagerte sich der größte Strömungsangriff zum unteren Teil der Krümmung. Das erodierte Ufermaterial lagerte sich vornehmlich auf der jetzt voll überströmten Krümmungsbank

und ebenso auf der Furt ab. Zudem bestand die Tendenz, daß der oberstromige Teil der Krümmungsbank leicht erodiert wurde.

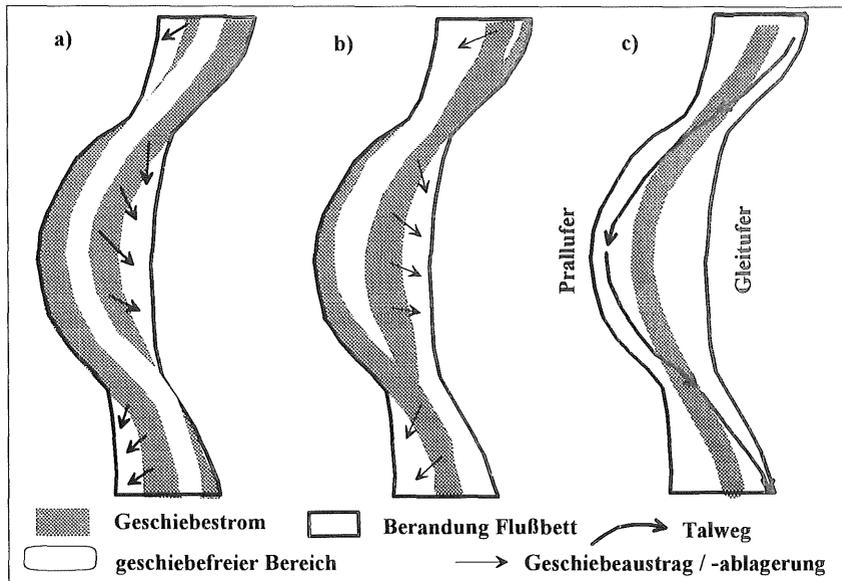


Abbildung 2.23: Wege des Geschiebestromes bei a) starker Ufererosion, b) langsamer Ufererosion, c) fehlender Ufererosion; verändert nach *Friedkin* (1945)

Für eine gezielte Gewässerentwicklung kann aus den Untersuchungen von *Friedkin* folgendes abgeleitet werden:

- Durch erzwungene Ufererosion, durch verursachte ufernahe Kolkbildung oder durch direkte Geschiebeabgabe kann ein Geschiebetransport ausgelöst werden, der am gleichen Ufer stromabwärts eine Ufer- oder Krümmungsbank entstehen läßt.
- Sind bereits Krümmungsbänke vorhanden, so führt die Geschiebeablagerung zu deren weiterem Wachstum, wodurch die Ufererosion am gegenüberliegenden Ufer verstärkt wird.
- Ist das Gewässer arm an Geschiebe, so kann durch die Förderung der Ufererosion ein Geschiebeeintrag erreicht werden, der erst die Entstehung von Uferbänken und Querbänken ermöglicht.
- Im wesentlichen bringen die Abflüsse, die die Größenordnung der bordvollen Abflüsse erreichen, die Laufentwicklung voran. Unter Umständen können aber Abflüsse, die etwas unter dem bordvollen Abfluß liegen, besonders die laterale Ufererosion stärker fördern, da dann die Strömungserosion im mittleren Bereich der Krümmung liegt.

2.3.5 Inseln

Inseln sind auch bei nahezu bordvollen Abflußereignissen ständig von Wasser umflossene Landflächen, deren Oberfläche auf oder nur geringfügig unter dem Niveau der angrenzenden

Aue liegt. Sie können nur im weitesten Sinne als Sohlstrukturen bezeichnet werden. Im Gegensatz zu Bänken liegt ihre Höhe in der Größenordnung der Gewässertiefe.

Mitten- und Diamantbänke können sich - wie bereits oben erläutert - infolge von Sedimentation zu Inseln entwickeln. Die zweite Entstehungsart einer Insel ist das "Herausschneiden" eines Teiles der dem Gewässer benachbarten Aue durch plötzliche Laufverlagerung. Dies findet dann statt, wenn sich bei Hochwasser durch Erosion in der Aue ein Nebenarm ausbildet, der sich beispielsweise bei Mäanderdurchbrüchen schnell zum Hauptarm entwickelt. Der zwischen den Armen des Gewässerlaufes liegende Auenbereich wird damit zur Insel. Landet einer der Arme auf, so wird die Insel zur Halbinsel und schließlich wieder zur Auefläche.

Die Größe der Inseln hängt von ihrer Entstehungsgeschichte ab. Sind sie aus Bänken hervorgegangen, so liegt ihre Breite in der Größenordnung der Gewässerbreite, wobei ihre Länge ein Vielfaches der Breite betragen kann. Sind sie dagegen aus der Aue herausgeschnitten worden, so sind sie meist deutlich größer. Ihre Größe ist dann vom maximalen Abstand der Laufarme untereinander und der Länge der Laufverzweigung bestimmt.

Anhand der Häufigkeit des Auftretens von Inseln kann beurteilt werden, wie stark das Gewässer zu einer verzweigten Lauform tendiert. Das Auftreten von Inseln wird nach *Kellerhals et al.* (1976) folgendermaßen unterschieden:

- ♦ Inseln sind nicht vorhanden (eindeutig nicht verzweigtes Einbettgerinne)
- ♦ Inseln sind gelegentlich vorhanden
- ♦ Inseln sind häufig vorhanden (was auf einen tendenziell verzweigten Lauf hinweist),
- ♦ Inseln überlappen sich und spalten den Lauf in drei oder mehr Arme auf (deutlich verzweigter Lauf)
- ♦ sich überlappende Inseln und Bänke sind gleichermaßen vorhanden (geflochtener Lauf, der durch Inseln zudem Verzweigungen aufweist; verzweigter Wildfluß)

2.4 Uferstrukturen

Um Uferstrukturen von Sohl- oder Auestrukturen abgrenzen zu können, muß das Ufer räumlich definiert werden. Der Begriff "Ufer" wird unterschiedlich verwendet: als eindimensionale Grenzlinie oder als zweidimensionaler Streifen zwischen Land und Wasser. Aus gewässermorphologischer Sicht ist es sinnvoll, das Ufer als die Fläche zu verstehen, die einerseits durch die Gewässersohle und andererseits durch die Aue oder angrenzende Talhänge begrenzt wird. Setzt man die Gewässersohle mit dem aquatischen Bereich des Gewässerbettes gleich, der nahezu ständig mit Wasser bedeckt ist, und die Aue als den terrestrischen Bereich, der nur bei seltenen Hochwasserereignissen überflutet wird (*DIN 4047 Teil 5*), dann entspricht das dazwischenliegende Ufer dem amphibischen Bereich, der im Zeitraum eines Jahres durch häufig wechselnde Wasserstände beeinflusst ist. Vereinfachend kann das Ufer zur Gewässersohle mit der Wasserlinie bei mittlerem Abfluß (MQ) und zur Aue anhand der Oberkante, d.h. des

obersten Gefällebruchpunktes der Uferböschung, abgegrenzt werden. Diese Böschungsoberkante ist gleichsam die äußere Berandung des Gewässerbettes. Ist keine eindeutige Böschungsoberkante vorhanden, so kann für die obere Berandung des Ufers auch die Wasserlinie bei mittlerem Hochwasserabfluß (MHQ) herangezogen werden (sofern dann noch keine deutlichen Ausuferungen auftreten), die meist an einem Wechsel der Vegetation zu erkennen ist.

Als Uferstrukturen bezeichnet man gemeinhin all die Gewässerstrukturen, die auf den beiden Uferböschungen angesiedelt sind oder durch die Form des Ufers im Längsverlauf (Draufsicht) und im Querschnitt gebildet werden. Die Uferlängsgliederung ist durch Uferbuchten und zudem bei geschwungenen und gewundenen Gewässerläufen durch den ständigen Wechsel von Gleit- und Prallufer geprägt. Sie ist deshalb stark von der Lauform bestimmt und kann nicht als unabhängige Struktur angesehen werden.

Die Ausformung der Uferböschung hängt von vielen Randbedingungen ab: von der Lauform, dem Ufermaterial, dem Feststofftransport und der Ufervegetation. Nur die vom Ufermaterial bestimmte Uferform kann als unabhängige Uferstruktur eingestuft werden.

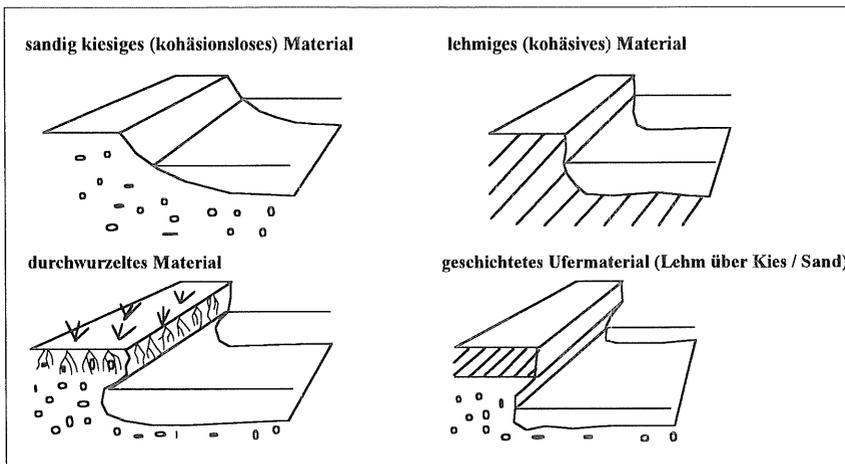


Abbildung 2.24: Uferformen in Abhängigkeit vom Ufermaterial

Die Uferform des einzelnen Bettquerschnittes hängt, wie die Querschnittsform, vom Ufermaterial und der Schichtung des Ufers ab. Steile bis nahezu senkrechte Ufer sind bei bindigem Ufermaterial und bei Bächen geringer Tiefe, die von der auf der Böschungsoberkante befindlichen Vegetation durchwurzelt sind, zu finden. Dagegen stellen sich bei nicht durchwurzeltem, kohäsionslosem, d.h. aus Kies und Sand bestehendem Ufermaterial Uferböschungen ein, deren Neigung von der Böschungsoberkante bis zur Gewässersohle kontinuierlich flacher wird (siehe Abb. 2.24). Oft sind kohäsionslose Kies- und Sandschichten von Auelehmschichten überlagert. Je nach der Erodierbarkeit der kiesig-sandigen Unterschicht sind unterschrittene

Lehmdeckschichten festzustellen, oder an einem flachen Ufer teil am Böschungsfuß schließt ein steiler Ufer teil im Bereich der bindigen Deckschichten an.

Insbesondere an kleineren Fließgewässern ist die Ufervegetation und dabei die Gehölzvegetation von außerordentlich großer Bedeutung für die Uferstrukturen. Die strukturbildende Wirkung der Vegetation wird gesondert in Kapitel 2.7 behandelt.

2.5 Auestrukturen

Abgrenzung der Aue

Um die einzelnen Auestrukturen identifizieren zu können, muß der Geltungsbereich der Aue gegenüber dem Gewässerbett und dem angrenzenden, nicht mehr durch Überflutungen beeinflussten terrestrischen Bereich abgegrenzt sein. Kriterien für die Abgrenzung können anhand der Vegetation, der Fauna, der Sedimente oder der Hydrologie (Wasserstände, Überflutungsdauer, Grundwasserstand) und der Morphologie aufgestellt werden. Da es hier darum geht, Auestrukturen zu beschreiben, sind morphologische Kriterien am geeignetsten.

Entsprechend der Definition des Uferbereichs grenzt die Aue direkt an das Ufer eines Fließgewässers an. Mit der Böschungsoberkante des Ufers als Grenze ist gleichzeitig ein Bezug zu hydrologischen Kriterien vorhanden, da dieses Niveau dem bordvollen Abfluß und dieser wiederum meist dem mittleren jährlichen Hochwasser nahekommmt.

Die Abgrenzung der Aue gegenüber dem angrenzenden terrestrischen Bereich ist dagegen meist nicht so eindeutig. Ist die Aue relativ schmal und eben und grenzt direkt an Talhänge an, oder ist die Aue in der Talsohle eingetieft und grenzt an deutlich höher liegende Flußterrassen, dann ist die Grenzlinie mit den Talhängen oder Terrassenrändern identisch (siehe auch *Scherle* 1996). Sind dagegen solche eindeutigen Geländemarken nicht vorhanden, und geht die Aue kontinuierlich in den terrestrischen Bereich über, so müssen andere Abgrenzungskriterien herangezogen werden. Da typische Aueböden (sedimentologisches Kriterium) und Auestrukturen insbesondere in Bachauen infolge landwirtschaftlicher Nutzung, Entwässerung etc. oft nicht mehr identifizierbar sind, können diese oft nicht zur Abgrenzung verwendet werden. Die Überflutungsgrenzen charakteristischer Hochwasserereignisse sind dagegen zur Abgrenzung immer geeignet. Als äußerste Grenze könnte das 100-jährliche Hochwasserereignis oder ein vergleichbar großes Ereignis, dessen Überflutungsgrenze gegebenenfalls aus Überschwemmungsgebietsverordnungen bekannt ist, verwendet werden. Da jedoch eine dabei überflutete Fläche weit über die Fläche hinausgehen kann, die ökologisch gesehen charakteristische Auemerkmale trägt, ist eher die Überflutungsfläche eines 10 bis 20-jährlichen Hochwassers geeignet, die Auefläche zu bestimmen (siehe auch *Ontario MNR* 1993). In der durch relativ häufige Überflutungen geprägten Aue werden auch die bei Hochwasser wirkenden Erosionskräfte noch aue typische Strukturen bilden können.

Eine einfache, wenn auch grobe Festlegung der äußeren Begrenzung der Aue kann entsprechend der Ermittlung des Eintiefungsverhältnisses (siehe Kap. 2.2.5.2 Abb. 2.13) erfolgen. Die Überflutungsgrenze bei Hochwasserständen, die um die zweifache bordvolle Tiefe über der Gewässersohle im Bereich einer Furt liegen, entsprechen nach *Rosgen* (1996, S.5-20) meist der Überflutungsfläche von Hochwasserereignissen, die eine Wiederholungszeitspanne von weniger als 50 Jahren besitzen.

Auestrukturen und ihre Ursachen

Als Auestrukturen können unterschiedliche Böden, vegetationsbedingte und morphologische Strukturen verstanden werden. Von den Ursachen und Entstehungsprozessen her sind diese drei Strukturarten eng miteinander verflochten. Hier sollen nur die morphologischen Strukturen behandelt werden.

Als morphologische Strukturen sind zu unterscheiden:

- ♦ Altarme und Altwasser (Relikte des ehemaligen Gewässerlaufes)
- ♦ Flutrinnen und Strömungskolke
- ♦ Uferrehnen (natürliche Uferwälle) und höhengleiche Flußterrassen
- ♦ Qualmgewässer

Fünf Entstehungsprozesse von natürlichen morphologischen Auestrukturen können unterschieden werden:

1. die **Erosion** infolge der Aueüberströmung bei Hochwasser, wodurch Flutrinnen und Strömungskolke entstehen
2. die **kontinuierliche Verlagerung** des Gewässerlaufes, wodurch höhengleiche Flußterrassen entstehen
3. die **plötzliche Verlagerung** des Gewässerlaufes, wodurch Altarme und Altwasser entstehen
4. die **Sedimentation** bei **unter dem bordvollen Abfluß** liegenden Hochwasserereignissen, wodurch aus noch durchflossenen Nebenarmen Altarme und aus diesen nach und nach Altwasser entstehen
5. die **Sedimentation** in der Aue bei **ausufernden Abflußereignissen**, durch die Flutrinnen, Strömungskolke und vom Gewässer völlig abgetrennte Altwasser weiter auflanden, Uferrehnen abgelagert werden und relativ tief liegende Aueflächen aufgehöhht und dadurch eingeebnet werden

Erosion und Sedimentation sind aufeinander aufbauende Prozesse, wenn durch Erosion in der Aue entstandene Hohlformen wieder auflanden. Gegenüber der Auflandung ist die Verlandung zu unterscheiden. Dabei führen nicht die bei Hochwasser eingetragenen Sedimente zur Auflandung, sondern die Ablagerung der abgestorbenen Wasservegetation. Diese beiden Prozesse finden in dauernd wassergefüllten Auestrukturen i.d.R. gleichzeitig statt. Sie führen beide zum gleichen Ergebnis: zu einem langsamen Verschwinden der vorhandenen morphologischen

Auestrukturen. Nur dann, wenn das Gewässer durch Tiefenerosion den entsprechenden Teil der Aue selbst abkoppelt, oder wenn die Auestruktur durch Dämme abgekoppelt wird, d.h. dieser Auebereich nur noch sehr selten oder gar nicht mehr überflutet wird, werden diese Auestrukturen für längere Zeit "konserviert". Es trägt dann nur noch der biogene Verlandungsprozess und nicht mehr der Auflandungsprozess zum Verschwinden der Struktur bei.

Die Entstehungs- und Vergehensprozesse der Auestrukturen machen deutlich, daß nur Auen, deren Gewässer ständig ihren Lauf verändern und häufige Überflutungen verursachen können, auch ausgeprägte Auestrukturen besitzen. Da morphologische Auestrukturen durch Auf- und Verlandung nach und nach verschwinden, müssen sie auch immer wieder durch Erosion neu entstehen können. Nicht nur die Gewässerstrukturen, sondern auch die Auestrukturen bedürfen deshalb einer natürlichen Abfluß- und Morphodynamik.

Das Bestreben, Auestrukturen künstlich zu schaffen und durch pflegerische Maßnahmen zu erhalten, wird den natürlichen Verhältnissen nicht gerecht und sollte nur dann unterstützt werden, wenn eine strukturbildende Dynamik nicht wieder erreicht bzw. zugelassen werden kann.

Abhängigkeit der Auestrukturen von Laufform, Feststofftransport und Überflutung

Die Art der vorherrschenden Auestruktur spiegelt die Laufdynamik eines Gewässers wider. Insbesondere in Auen gewundener Gewässer sind Altarme und daraus entstandene Altwasser zu finden. Sie entstehen durch Abschnürung "überreifer" Laufschlingen oder durch Schlingendurchbrüche, die während größerer Hochwasserereignisse auftreten. Der dabei entstehende Nebenarm wird danach durch Auflandung des Einlaufbereiches (Ingestion) und durch rückschreitende Erosion der Sohle des neu entstandenen Gewässerbettes vom Gewässer abgehängt. Es entsteht somit ein Altarm, der definitionsgemäß nur noch einseitig ständig mit dem Gewässer in Verbindung steht. Die nachfolgende Auflandung des Auslaufbereiches (Egestion) des Altarmes läßt aus dem Altarm ein nicht mehr ständig mit dem Gewässer in Verbindung stehendes Altwasser entstehen. Die Geschwindigkeit der Auflandung des Altarmes hängt stark vom Feststofftransport des Gewässers ab: Ist ein hoher Geschiebeanteil vorhanden, dann wird er nur langsam auflanden, da das Geschiebe an der Gewässersohle transportiert wird und nicht in das Altwasser gelangt. Ist dagegen ein hoher Schwebstoffanteil insbesondere bei Hochwasser festzustellen, dann werden die Schwebstoffe beim Einstau des Altwassers in diesen eingetragen und sedimentiert.

In den Auen stark und insbesondere leicht geschwungener oder gestreckter Gewässer treten Altarme und Altwasser erheblich seltener auf. Die Schlingenhälsa geschwungener Laufformen sind nicht so eng, daß Abschnürungen der Krümmungen möglich sind. Die Entstehung von Altarmen ist dort meist eine Folge von plötzlichen Verklausungen des Gerinnequerschnitts infolge von Geschiebestaue, Totholzanschwemmungen oder Treibeis. Der Hochwasserabfluß konzentriert sich dadurch auf der Aue und erodiert darin ein neues, verkürztes Hauptgerinne,

wodurch die Krümmung zum Nebenarm wird. Die weiteren Prozesse sind den oben beschriebenen vergleichbar.

Geschwungene Gewässer, deren Krümmungen relativ schnell talabwärts wandern, was vor allem an eingeebneten geschwungenen Sand- und Kiesflüssen zu beobachten ist, bilden nahezu keine Altarme und Altwasser aus. Wenn überhaupt Nebenarme gebildet werden, dann landen sie infolge der hohen Sandfracht schnell auf und sind nur noch als flache Rinnen in der Aue zu erkennen. Die bei diesen Gewässern vorherrschende Auestruktur sind Flutrinnen, die im Bereich hoher Strömungsgeschwindigkeiten in die Aue erodiert werden.

In allen Auen treten Strömungskolke an den Stellen auf, an denen Hindernisse wie Steinblöcke, Totholzanschwemmungen oder Bäume und Baumgruppen bei Hochwasser umströmt werden, oder diese den Abfluß konzentrieren.

Flutrinnen sind ebenfalls charakteristische Strukturen nahezu aller Auen. Da sie bei normalen Wasserständen definitionsgemäß nicht mit Wasser gefüllt sind und bei Hochwasser immer wieder konzentriert durchströmt werden, dürften sie die dauerhaftesten Strukturen sein, auch wenn sie sich bei jedem Hochwasser stark verändern können.

Eine besondere Struktur sind Qualmwassertümpel. Sie treten natürlicherweise nur an Gewässern auf, die eine sehr tief liegende Aue besitzen, d.h. deren Uferhöhe durch die Bildung von Uferreihen höher als die direkt angrenzende Aue liegt. Je nachdem ob der Mittelwasserstand des Gewässers höher oder niedriger als die Sohle dieser Tümpel liegt, sind sie nahezu ständig oder nur bei erhöhten Abflüssen mit Wasser gefüllt. Ständig gefüllt sind sie auch, wenn ihnen Quellen vom Talrand her zufließen. Anthropogen bedingte Qualmwassertümpel sind oft an bedämmten und gestauten Gewässern zu finden.

2.6 Bettform und Bettgröße

2.6.1 Maßzahlen zur Beschreibung des Gewässerquerschnittes und deren Erfassung

Die wesentlichen, direkt ermittelbaren Maßzahlen zur Beschreibung eines Gewässerquerschnittes sind die bordvolle Breite, die Sohlbreite, die maximale Tiefe und die Fläche des bordvollen Querschnittes (siehe Abb. 2.25). Davon abgeleitete Größen sind die mittlere Tiefe (Quotient aus Fläche und bordvoller Breite) und das Verhältnis der bordvollen Breite zur Tiefe. Letzteres kann mit der maximalen oder mittleren Tiefe gebildet werden.

Das **Breiten-Tiefen-Verhältnis** beschreibt die Form des Gewässerbettes. Die Form kann mit weiteren, weniger gebräuchlichen Parametern wie der horizontalen Exzentrizität, der Kompaktheit und der Asymmetrie näher beschrieben werden (*Humborg* 1995). Insbesondere bei größerem Breiten-Tiefen-Verhältnis und einer schwachen Ausprägung der Kolke und Bänke sind diese Parameter aber von geringer Aussagekraft. Als dimensionsloser Wert ist das Breiten-Tiefen-Verhältnis des Gewässerbettes von entscheidender Bedeutung, da es einen direkten Vergleich der Bettform unterschiedlich großer Gewässer ermöglicht.

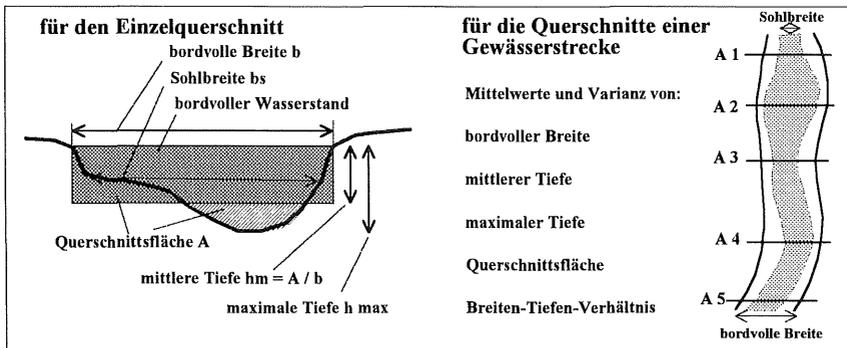


Abbildung 2.25: Definition der Parameter des Querschnittes

Eine herausragende Bedeutung für die Planung einer Gewässerrenaturierung besitzt die naturgemäße **Breite** eines Gewässerbettes. Wie aus der Gleichung 2.4 für die Mäanderamplitude und aus den Gleichungen 2.5 und 2.14 für die Mäanderwellenlänge und die Kolk- bzw. Furtabstände hervorgeht, können wesentliche Maße der Lauform und der Sohlenlängsgliederung eines Gewässers anhand der naturnahen Breite abgeschätzt werden. Die Ermittlung der naturgemäßen Breite sollte deshalb als Planungsgrundlage besonders gründlich durchgeführt werden.

Sehr bedeutsam ist auch die naturgemäße **mittlere** oder **maximale Tiefe** eines Gewässers, da mit deren Hilfe erkannt werden kann, ob ein Gewässer unnatürlich stark in seine Umgebung eingetieft ist oder nicht. Durch den Vergleich der potentiell natürlichen Tiefe mit der

vorhandenen Tiefe einer Ausbaustrecke kann beurteilt werden, ob sich ein Gewässer nach dem Ausbau eingetieft hat bzw. beim Ausbau tiefergelegt wurde.

Da die Breite und insbesondere die Tiefe eines Gewässers infolge der Kolke, Furten, Engstellen und Bettweitungen entlang einer Gewässerstrecke stark variieren kann, ist es angebracht, repräsentative Mittelwerte für die einzelnen Querschnittsparameter aus mehreren Querprofilen einer Gewässerstrecke zu ermitteln. Um einen Eindruck über das gewässertypische Spektrum der Werte innerhalb einer Gewässerstrecke zu erhalten, können zudem die minimalen und maximalen Werte oder deren Abweichung, z.B. in Prozent vom Mittelwert, angegeben werden.

Die **mittlere Breite und Tiefe** eines Querschnittes nimmt mit zunehmender Einzugsgebietsgröße und somit größer werdendem Abfluß i.d.R. kontinuierlich zu, während die Breiten und Tiefen einzelner Querschnitte untereinander stark voneinander abweichen können. Letzteres liegt einerseits an der Laufform - während die maximale Betttiefe in den Krümmungen immer tiefer als an den Furten ist, kann die Gewässerbreite an der Furt breiter sein als in den Krümmungen (*Richards* 1976) - andererseits an der möglichen Inhomogenität des Bettmaterials und somit an der unterschiedlichen Erodierbarkeit der Ufer. Insbesondere bei kleineren Bächen kann die Breite und mit ihr die Tiefe infolge einer bereichsweise unterschiedlichen Vegetation, die eine unterschiedliche stabilisierende Wirkung auf die Ufer ausübt, stark variieren (siehe Kap. 2.7).

Die **Streuungsmaße** der Breite und Tiefe einer Gewässerstrecke konnten gut mit der vorgefundenen Artenzahl von Fischen (*Jungwirth* 1988) korreliert werden. Dabei wurden die Breiten und Tiefen bei mittleren und niedrigen Wasserständen gemessen und ausgewertet, da die Strömungsverhältnisse bei diesen Wasserständen bezüglich ihrer Dauer den Lebensraum am stärksten prägen. Bei gewässermorphologischen Untersuchungen, bei denen meist die Maße des Gewässerbettes in Abhängigkeit von den bettbildenden Abflüssen analysiert werden, sind dagegen die Querschnittsdaten i.d.R. auf den bordvollen Wasserspiegel bezogen.

Ob die Tiefen und Breiten eines Gewässerbettes bezüglich bordvoller oder deutlich kleinerer Wasserstände ermittelt werden, hängt folglich von der Fragestellung ab. Die Variabilität der einzelnen Parameter wird mit kleiner werdendem Bezugswasserstand i.d.R. größer. Da in dieser Arbeit hauptsächlich die Makro- und Mesostruktur eines Gewässers behandelt wird, für die der bettbildende und somit bordvolle Abfluß maßgebend ist, sind mit der hier diskutierten Breite und Tiefe immer die auf den bordvollen Wasserstand bezogenen Größen gemeint, sofern keine anderen Angaben gemacht werden.

Hervorzuheben sind die unterschiedlichen Bezugsgrößen zur Quantifizierung der Parameter des Laufes und der Abstände der rhythmisch wiederkehrenden Sohlstrukturen. Die Laufparameter wie Wellenlänge oder Amplitude werden meist in bezug zur bordvollen Breite gesetzt. Dagegen werden die Abstände der Furten, Kolke und Bänke oft in Relation zur Sohlbreite des Bettes gesehen. Der Grund dafür ist, daß z.B. die Entstehung von Bänken nicht von der

bordvollen Breite, sondern von der für den Geschiebetransport maßgeblichen "effektiven" Sohlbreite (*Jäggi* 1983) abhängt.

Nach *Knighton* (1987) ist der bordvolle Abfluß auf den Wasserstand zu beziehen, ab dem die Gewässerbreite und somit der Abflußquerschnitt wieder deutlich zunimmt. Dieses Niveau ist i.d.R. identisch mit der Böschungsoberkante des Ufers, da von dort an verstärkt Ausuferungen auftreten. Das Breiten-Tiefen-Verhältnis erreicht bei diesem Bezugsniveau seinen minimalen Wert.

Während die Breite damit definiert ist, stellt sich bei der Tiefe die Frage, ob die mittlere Tiefe, die sich aus der Querschnittsfläche dividiert durch die Breite ergibt, oder die maximale Tiefe des Querschnittes heranzuziehen ist. Dies hängt von der Fragestellung ab: Soll z.B. die längszonale Ausbildung der Sohle (Furt-Kolk-Abfolge) untersucht werden, dann ist die maximale Tiefe das geeignete Maß, da mit ihr die Variabilität stärker zum Ausdruck kommt als mit der mittleren Tiefe.

Bei der Ermittlung der naturnahen Breite und Tiefe für eine zu renaturierende Gewässerstrecke geht es nicht um eine hohe Genauigkeit. Bei der eigendynamischen Entwicklung wird sich die dem bettbildenden Abfluß entsprechende Breite und Tiefe von selbst ausbilden; bei der Umgestaltung reicht es aus, dem Gewässer ein annähernd naturnahes Profil vorzugeben. Die Einregelung der gewässertypischen Breiten- und Tiefenmaße kann dann dem Gewässer selbst überlassen bleiben. Die Ermittlung der naturnahen Breite und Tiefe dient hauptsächlich dazu, die durch den Ausbau oder durch andere unnatürliche Randbedingungen verursachten Abweichungen vom Naturzustand zu erfassen, um die adäquaten Maßnahmen zur Renaturierung planen zu können, nicht aber dazu, exakt geplante Profile herzustellen.

Bei der Erhebung der Querschnittsdaten im Gelände sollten immer die markanten Punkte des Querschnitts (Tiefstpunkt, Böschungen von Bänken, Böschungsfußpunkte und Böschungsoberkanten) eingemessen werden. Es können daraus dann die Querschnittsfläche und die mittleren oder absoluten Werte von Breite und Tiefe - je nach gewünschter Datenanalyse - ermittelt werden.

Wird der Aufwand als zu groß erachtet, ganze Strecken einzumessen, um charakteristische mittlere Querschnittswerte zu erhalten, so sollte die Erfassung dieser Größen auf bestimmte Querschnitte beschränkt bleiben. Geeignet dazu sind insbesondere Querschnitte im Bereich der Furten. Dies liegt darin begründet, daß die Querschnitte der Furten nahezu symmetrisch sind und nicht durch Kolke und Bänke, deren Ausprägung stark vom Radius einzelner Krümmungen abhängen kann, beeinflusst werden. Muß anhand von naturnahen Referenzstrecken die naturnahe Gewässerbreite oder -tiefe einer Projektstrecke abgeschätzt werden (siehe Kapitel 1.3.2), so sollten dazu die Querschnittsmaße der Furten herangezogen werden. Die verwendeten Furten dürfen aber nicht durch singuläre Störungen verursacht oder stark beeinflusst sein (*Brusch* 1961, *Rosgen* 1996).

2.6.2 Bettform

Während die Bettgröße vor allem vom bettbildenden Abfluß bestimmt wird, ist die Bettform entlang eines Gewässers stark von den Bettmaterialien und den Lauf-, Sohl- und Uferstrukturen abhängig.

Befindet sich der betrachtete Bettquerschnitt im Bereich einer Schnelle oder einer Furt, dann ist er weitgehend symmetrisch, und die Sohle ist nahezu eben oder besitzt eine leicht konvexe Form (bei Schräg- oder Mittenbänken) oder konkave Form (bei Betten aus Lehm und Ton). Liegt der Querschnitt dagegen im Bereich einer Ufer- oder Krümmungsbank, an deren gegenüberliegendem Ufer sich ein Kolk ausgebildet hat, dann ist er asymmetrisch, mit einem steileren Ufer (Prallufer) auf der Seite des Kolkes und einer geneigten Sohle. Diese steigt mehr oder weniger kontinuierlich vom tiefsten Punkt des Kolkes über die Bank hinweg an und geht mit einem deutlichen Gefälleknick (bei Gewässern mit grobem Geschiebe oder steinigem Sohlmaterial) oder allmählich (meist bei Gewässern mit sandigem und schluffigem Feststofftransport) in die Uferböschung über (siehe Abb. 2.26). Diese beiden gegensätzlichen Querschnittsformen im Bereich der Furten und der Kolke gehen entlang des Gewässers kontinuierlich ineinander über.

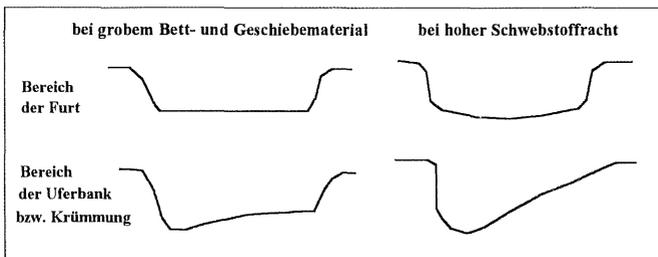


Abbildung 2.26: Bettform in Abhängigkeit von Sohlstrukturen und Bettmaterial bzw. Feststofftransport

Je gröber das Geschiebematerial ist, desto weniger beeinflusst die Sohlstruktur die Querschnittsform, da die Uferbänke im Vergleich zur Gewässertiefe eine nur geringe Höhe besitzen. Dagegen können bei Gewässern mit relativ hoher Schwebstoffführung bei Hochwasser starke Ablagerungen bis zu den Böschungsoberkanten und darüber hinaus auftreten, die den gesamten Querschnitt in seiner Form prägen. Die ständige Abfolge von Furten und Kolken bzw. Wendepunkten und Krümmungen entlang eines Gewässers führt zu einem ständigen Wechsel der Querschnittsform in Längsrichtung.

Die Gewässerbette können danach unterschieden werden, ob sie aus einheitlichem Material, aus unterschiedlichem Material an der Sohle und dem Ufer, oder aus geschichteten Ufermaterialien bestehen. In Abbildung 2.27 sind die wesentlichen Möglichkeiten schematisch dargestellt: Skizze 1 zeigt ein homogenes Bettmaterial, das im einen Extrem aus anstehendem, verwitterungs- und erosionsresistentem Fels und im anderen Extrem aus erodiblen, homogenen

fluvialen oder kolluvialen Ablagerungen bestehen kann. Sofern eine Geschiebeschicht vorhanden ist, unterscheidet sie sich nicht wesentlich vom anstehenden Material. In Skizze 3 dagegen existiert eine Geschiebeschicht, die sich deutlich vom übrigen Bettmaterial unterscheidet. Sie kann feinkörniger (Kies auf Fels oder Geröll) aber auch grobkörniger (Kies und Sand auf Lehm) als der Untergrund sein. Eine andersgeartete Sohle, deren Horizont sich noch in die Ufer- und Auebereiche hinein erstreckt, zeigt Skizze 2. Diese ist i.d.R. grobkörniger als das Ufermaterial. Sie ist vom Gewässer nur schwer erodierbar, weshalb das Gewässerbett in diese Schicht nicht oder nur wenig eingetieft ist. Es kann sich beispielsweise um eine im Pleistozän entstandene fluviale oder aus Hangschutt bestehende Ablagerung auf der Talsohle handeln, die im Uferbereich mit deutlich feineren sandigen oder lehmigen Deckschichten überlagert ist. Eine teilweise Überdeckung der Sohle mit Sand- oder Kiesbänken ist bei entsprechender Geschiebeanlieferung möglich. Skizze 4 zeigt einen vergleichbaren Aufbau. Dabei ist das Gewässer aber in der Lage, das Sohlmaterial zu erodieren. Das Bett ist deshalb deutlich in die Unterschicht eingetieft. Die gleichen Randbedingungen sind in Skizze 5 gegeben. Nur ist dort der Untergrund durch eine zusätzliche Geschiebeschicht überdeckt, die vergleichbar mit der Deckschicht sein kann, aber nicht sein muß. Besteht die Geschiebeschicht in Skizze 3 und 5 aus erheblich größerem Material als der Untergrund, dann kann sie diesen vor weiterer Erosion schützen (Deckschichtbildung). Ist dagegen das Geschiebe leicht beweglich und besteht aus größerem und härterem Material als der Untergrund, dann kann es diesen durch Abschleiß weiter erodieren (Beispiel in Kern 1994, S.15).

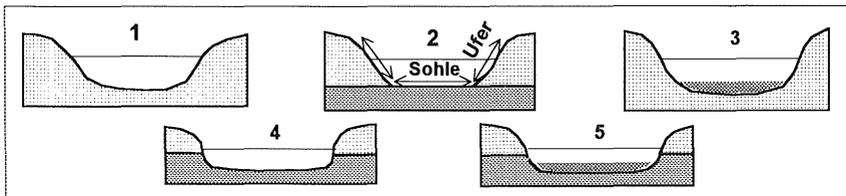


Abbildung 2.27: Gewässerbette mit homogenem (1) oder unterschiedlichem Bettmaterial (2 - 5); siehe Text

Mit zunehmender Entfernung von der Quelle wird das Gefälle eines Gewässers i.d.R. kleiner. Mit ihm nehmen auch die Strömungskräfte ab, und die Sedimentation immer kleinerer Fraktionen der herantransportierten Feststoffe wird möglich. Die Materialien, aus denen die Gewässerbette und insbesondere die Sohlen bestehen, können sich somit stromabwärts von Blöcken und Steinen über Kies, Sand bis hin zu Schluff, Lehm und Ton verändern. Diese kontinuierliche Abfolge von den größten zu den kleinsten Kornfraktionen ist aber nicht immer vorhanden. Sie hängt einerseits vom Verwitterungsverhalten des anstehenden Gesteins im Einzugsgebiet und andererseits von den wechselnden Gesteinen ab, die vom Gewässer durchschnitten werden.

Während diese Abfolge beispielsweise bei Bächen des Buntsandsteins nahezu in klassischer Weise vorhanden ist, sind bei im Granit entspringenden Gewässern im Oberlauf große Blöcke

vorherrschend, die aber schnell zu Grus (Kiesfraktion mit eckigen Körnern) zerfallen. Gewässerbereiche, in denen die Steinfraktion dominiert, sind deshalb weniger vorhanden. Im Muschelkalk, Löß oder Lettenkeuper ist das Verwitterungsprodukt Schluff und u.U. Sand. Größeres Geschiebe fehlt nahezu völlig. Deshalb bestehen die dortigen Gewässerbette vorwiegend oder ausschließlich aus feinen Materialien (*Briem in Forschungsgruppe Fließgewässer 1994*).

Grundsätzlich zu unterscheiden sind alluviale Gewässer, deren Bett vorwiegend aus Kies, Sand, Lehm oder Ton besteht, von nicht alluvialen Gewässern. Das Bettmaterial der nicht alluvialen Gewässer setzt sich im Grundgebirge oder Buntsandstein vorwiegend aus Fels, Blöcken und Steinen zusammen, während die Gewässer, z.B. des unteren Keupers in den durch Hangerosion in die Talsohlen eingeschwemmten schluffigen und tonigen Materialien liegen (*Forschungsgruppe Fließgewässer 1994, S.49*). Diese Materialien sind u.U. Auelehmen ähnlich, so daß den alluvialen Gewässern vergleichbare Bettformen eigen sein können.

Beim Einfluß des Bettmaterials auf das Breiten-Tiefen-Verhältnis eines Gewässerbettes ist es ausschlaggebend, ob die Gewässersohle und insbesondere die Ufer aus kohäsionslosem Material (Sand, Kies, Steine) oder aus kohäsivem Material bestehen. Modellversuche (*Friedkin 1945; Schumm & Khan 1972; Desheng & Schumm 1987*) und Untersuchungen an Fließgewässern (*Schumm 1960*) haben ergeben, daß Gewässer mit zunehmend bindigerem und somit erosions-resistenterem Ufermaterial zunehmend schmalere und tiefere, d.h. kompaktere, Querprofile besitzen.

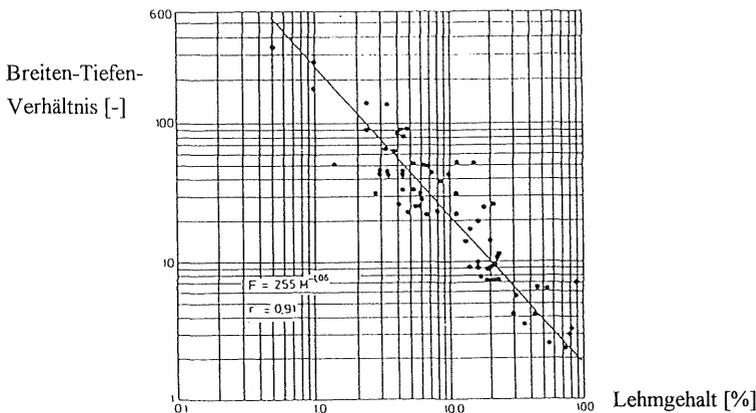


Abbildung 2.28: Abhängigkeit der Bettform (Breiten-Tiefen-Verhältnis) vom Bettmaterial entsprechend Gleichung 2.15 (aus *Schumm 1960*)

Nach *Schumm (1960)* ist das Verhältnis der Breite zur Tiefe bei bindigem Ufermaterial ($< 0,074$ mm) im wesentlichen vom Schluff- und Tonanteil M des Bettes abhängig. *Abbildung 2.28* macht deutlich, daß ein sehr großes Spektrum des Breiten-Tiefen Verhältnisses an Gewässern festzustellen ist, das von $b/h = 2$ bis über 300 reichen kann.

Aus Daten von Fließgewässern der Great Plains (USA) und New South Wales (Australien) hat sich folgende Abhängigkeit des Breiten-Tiefen-Verhältnisses vom Tonanteil des Gewässerbettes ergeben:

$$b/h = 255 M^{-1,08} \quad \text{Gl. 2.15}$$

Bei unterschiedlichem Ufer- und Sohlmaterial geht der Tonanteil der Ufer und der Sohle entsprechend ihrer Anteile am Bettumfang in die Berechnung von M ein.

Ob das Bettmaterial aus feinem oder grobem Substrat besteht, hängt bei alluvialen Gewässern wiederum von der Art der transportierten Feststoffe ab, die infolge der durch Sedimentationsprozesse erfolgten Auebildung das Bettmaterial bilden. Nach *Schumm* (1977, in *Nadolny* 1994) kann, ausgehend vom Anteil des Geschiebes am gesamten Feststofftransport, das Verhältnis von Breite zur Tiefe abgeleitet werden (Tab. 2.8). Mit zunehmendem Geschiebeanteil steigt danach das Breiten-Tiefen-Verhältnis an.

Tabelle 2.8: Abhängigkeit des Breiten-Tiefen-Verhältnisses vom Anteil des Geschiebes am Feststofftransport (nach *Schumm* 1977)

Art des Feststofftransportes	Anteil des Geschiebes am Feststofftransport	Breiten-Tiefen-Verhältnis im Gleichgewicht befindlicher Gerinne
reine Schwebstofffracht	< 3 %	< 10
gemischte Fracht	3 - 11 %	10 - 40
Geschiebe	> 11 %	> 40

Die den Gewässertypen von *Rosgen* (1996) zugeordneten Breiten-Tiefen-Verhältnisse (siehe Abb. 2.29) zeigen ebenfalls den Trend, daß mit feiner werdendem Sohlmaterial das mittlere Breiten-Tiefen-Verhältnis eines Gewässertyps leicht abnimmt. Die Streuung der Verhältniswerte einzelner Gewässer, die einem Gewässertyp zugehören, ist aber größer als die Abnahme der mittleren Werte. Vergleicht man dagegen die Verhältniswerte unterschiedlicher Gewässertypen mit gleichem Bettmaterial (gleiche Ziffern hinter den die Gewässertypen charakterisierenden Buchstaben) miteinander, so ist der Trend nicht mehr gegeben. Dies macht deutlich, daß in der Praxis die Abhängigkeit des Breiten-Tiefen-Verhältnisses vom Bettmaterial nicht die Bedeutung hat, wie es Gleichung 2.15 erwarten läßt. Vielmehr scheinen der Eintiefungsgrad, der Windungsgrad und das Gefälle, womit die Gewässertypen zusätzlich unterschieden werden, das Breiten-Tiefen-Verhältnis entscheidender als das Bettmaterial zu beeinflussen.

Interessant ist der Vergleich der Daten der Gewässertypen E und G. Obwohl G infolge von Tiefenerosion eingetiefte Gewässer sind, besitzen sie bei vergleichbaren Bettmaterialien und Gefälleverhältnissen keine deutlich von denen des Typs E abweichenden Werte. Das liegt in der Definition des bordvollen Niveaus begründet, das nach *Rosgen* nicht allein auf die Hohlform des Gerinnes bezogen wird, sondern auf die Wasserstände bettbildender Hochwässer, die bei eingetieften Gewässern unter der der bordvollen Hohlform liegen.

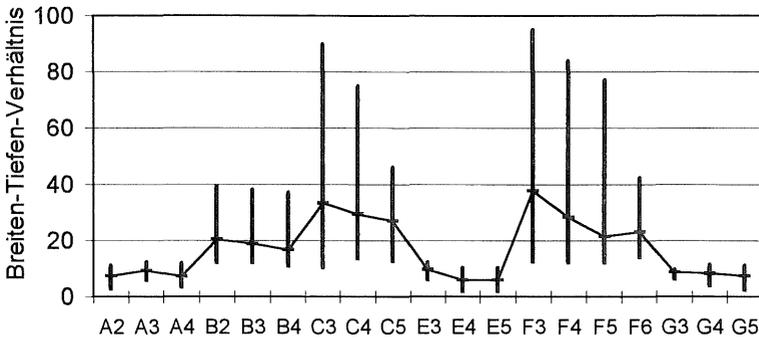


Abbildung 2.29: Spektren und Mittelwerte des Breiten-Tiefen-Verhältnisses unterschiedlicher Gewässertypen (siehe Anl. 1); die Zahlen hinter den Buchstaben präzisieren das Bettmaterial (1 Fels, 2 Blöcke, 3 Steine, 4 Kies, 5 Sand, 6 Schluff/Ton); nach Daten von Rosgen (1996)

Die aus Regimegleichungen abgeleiteten Gleichungen für das Breiten-Tiefen-Verhältnis (Tab. 2.9) zeigen ebenfalls die Tendenz, daß mit gröber werdendem Bettmaterial das Verhältnis der Breite zur Tiefe ansteigt. In den nach Lacey (1930), Blench (1969) und Kellerhals (1967) aufgestellten Beziehungen ist die Korngröße des Sohlmaterials maßgebend. Mit zunehmender Korngröße nimmt das Breiten-Tiefen-Verhältnis proportional mit $d^{0,12}$ bei Blench und $d^{0,167}$ bei Kellerhals zu. Nach den qualitativen Angaben von Simons & Albertson nimmt der Faktor a (in Tab. 2.9 = k_s) und somit das Breiten-Tiefen-Verhältnis von rein kohäsiven Betten, über Sandbette hin zu Kiesbette ebenfalls zu. Nur das Sandbett mit hoher Sandfracht fällt aus dem Rahmen und weist die kleinsten Werte auf. Erklärbar ist letzteres nur dann, wenn der Sand nicht als Geschiebe, sondern als Schwebstoff transportiert wird, sich auch auf den obersten Uferbereichen ablagern und somit ein kompaktes Bett ausbilden kann.

Das Breiten-Tiefen-Verhältnis hängt zudem auch vom bettbildenden bzw. bordvollen Abfluß ab, da die Breite generell entlang eines Gewässers (bei gleichbleibendem Bettmaterial) stärker zunimmt als die Tiefe. Dies geht ebenfalls aus den Gleichungen in Tabelle 2.9 hervor. Diese Abhängigkeit ist aber klein, da die Exponenten von Q zwischen 0,08 (nach Lacey 1930) und 0,167 (nach Blench 1969) liegen.

2.6.3 Änderung von Breite und Tiefe entlang eines Gewässers

Generelle Tendenzen

Viele Untersuchungen zeigen, daß die Breite und die Tiefe und mit ihnen die Querschnittsfläche eines Gewässers mit zunehmender Einzugsgebietsgröße und damit zunehmendem Abfluß ansteigt. Dabei gilt generell, daß die Gewässerbite bei gleichem bettbildendem Abfluß vom Bettmaterial abhängt. Bei tonreichen Betten ist die Breite am kleinsten und nimmt über

steinige, schluffige, kiesige bis zu reinen Sandbetten zu (siehe Abb. 2.30). Wenn infolge eines stark zunehmendem Schwebstofftransportes entlang des Gewässers die Kohäsivität insbesondere der Ufermaterialien ansteigt, kann die Zunahme der Breite u.U. stagnieren. Da das Breiten-Tiefen-Verhältnis mit der zunehmender Kohäsivität des Bettmaterials ansteigt, muß die Stagnation der Breite durch eine verstärkte Zunahme der Tiefe kompensiert werden. Dies geht aus folgender Abbildung hervor, in der die tendenzielle Zunahme der Breite mit dem Abfluß für verschiedene Bettmaterialien dargestellt ist.

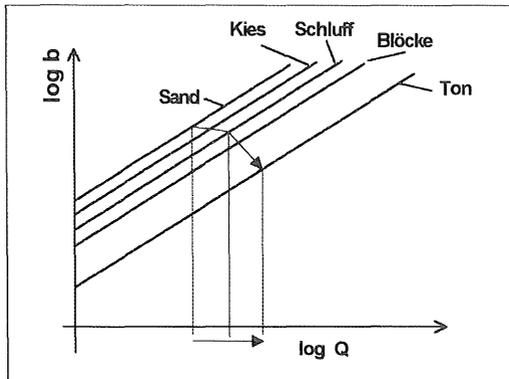


Abbildung 2.30: Tendenzielle Zunahme der Gewässerbreite mit dem Abfluß für unterschiedliche Bettmaterialien (nach Church 1992)

Würde sich das Bettmaterial stromab eines Gewässers mit zunehmendem Abfluß von Sand über Schluff zu Ton verändern, dann könnte theoretisch die Gewässerbreite konstant oder gar kleiner werden (siehe Pfeil in Abbildung 2.30). Hervorzuheben ist, daß nach Abbildung 2.30 von sandigen über schluffigen zu tonigen Gewässerbetten ein kontinuierlicher Trend zur geringeren Breite existiert, wogegen aber kiesige und stein- bzw. blockreiche Gewässer diesbezüglich eine Anomalie aufweisen. Diese besteht darin, daß mit zunehmender Korngröße die Breite wieder abnimmt. Dies läßt sich damit erklären, daß größere Steine und Blöcke im Gegensatz zu Kies eine große, die Ufer stabilisierende Wirkung besitzen.

Regime-Gleichungen

Unter der Annahme, daß ein Gewässer in einem dynamischen Gleichgewichtszustand, d.h. im Regime mit den unabhängigen Randbedingungen ist, können sogenannte Regime-Gleichungen aufgestellt werden, die die Abhängigkeit der Breite, der Tiefe und des Gefälles vom bettbildenden Abfluß aufzeigen. Die zuerst von Lacey (1930) aufgestellten Grundgleichungen wurden unter Zuhilfenahme weiterer Daten u.a. von Blench (1969) und Simons & Albertson (1960; in Chang 1988) derart verbessert, daß damit auch unterschiedliche Ufer- und Sohlmaterialien berücksichtigt werden konnten. Von Geomorphologen wurden diese Regime-Gleichungen

aufgegriffen und - teilweise durch weitere Parameter ergänzt - zur Analyse von natürlichen Gewässern verwendet (z.B. *Leopold & Maddok* 1953; *Kellerhals* 1967).

Die grundlegenden Regimeformeln für die Gewässerbreite (b) und -tiefe (h) sind die folgenden Potenzformeln:

$$b = a_1 Q^{c_1} \quad \text{Gl. 2.16}$$

$$h = a_2 Q^{c_2} \quad \text{Gl. 2.17}$$

Nach der hydraulischen Geometrie (*Leopold & Maddok* 1953) müssen die Faktoren und Exponenten dieser und der folgenden Gleichung für die mittlere Fließgeschwindigkeit

$$v = a_3 Q^{c_3} \quad \text{Gl. 2.18}$$

wegen der Kontinuitätsgleichung $Q = b \times h \times v$ folgende Gleichungen erfüllen:

$$a_1 \times a_2 \times a_3 = 1 \quad \text{Gl. 2.19}$$

$$c_1 + c_2 + c_3 = 1 \quad \text{Gl. 2.20}$$

Die Exponenten der Gleichungen für die Breite und Tiefe müssen folglich in ihrer Summe immer kleiner als 1 sein.

Die obigen Gleichungen können an ein und demselben Querschnitt angewendet werden, es handelt sich dann um die sogenannte "at a station" Geometrie, oder sie können die stromabgerichtete Veränderung der Bettmaße aufzeigen. Im ersten Fall, der für die hiesige Anwendung nicht von Bedeutung ist, wird von verschiedenen Abflüssen im Querschnitt ausgegangen, während bei der stromabgerichteten Analyse mit einem Abfluß bestimmter Häufigkeit und Dauer gearbeitet werden muß. Abfluß und somit Breite und Tiefe nehmen nach den obigen Gleichungen stromabwärts zu.

Da die absoluten Querschnittsgrößen durch den bettbildenden Abfluß geprägt sind, sollte als Bezugsgröße für die obigen Formeln auch der bettbildende Abfluß, d.h. der ihm nahekommende mittlere jährliche Hochwasserabfluß (MHQ), oder ein in seiner Größe vergleichbarer Abfluß verwendet werden. Da es aber meist darum geht, die Querschnittsgrößen an einem oder an vergleichbaren Gewässern untereinander zu vergleichen, wird oft der leichter zu ermittelnde mittlere Abfluß (MQ) herangezogen. Analysen der Breiten- und Tiefenänderung von *Leopold & Maddok* (1953) mit Abflüssen unterschiedlicher Häufigkeit haben gezeigt, daß der Exponent in den obigen Gleichungen sich auch bei deutlich unterschiedlichen Größenordnungen der Bezugsabflüsse (z.B. MQ anstatt MHQ) kaum verändert. (Diese Feststellung gilt aber nur für größere Gewässer, deren mittlere Abflüsse von der Einzugsgebietsgröße und nicht von der zufälligen Größe von Quellschüttungen abhängen.) Dagegen verändert sich mit einer anderen

oder bettbildenden Abflusses abhängt, besitzt somit eine gewisse Allgemeingültigkeit. Wie weiter unten noch gezeigt wird, weichen bestimmte Gewässersysteme geringfügig davon ab.

Die Faktoren der Regimeformeln für die Breite liegen zwischen 3,5 und 5. Geht man von den Faktoren von *Simons & Albertson* aus, dann besitzen sandige Gewässerbette die größte Breite, während Kiesbette die kleinste aufweisen. Der Faktor für kohäsive Bettmaterialien liegt dazwischen. Diese Einordnung der kohäsiven Bettmaterialien zwischen die der Kies- und Sandbette steht im Widerspruch zu den Angaben von *Church* (siehe Abbildung 2.30), der den kohäsiven Gewässerbetten die kleinste Breite zuordnet.

Der Exponent der Regime-Formeln für die Gewässertiefe liegt zwischen 0,47 und 0,33. Er ist kleiner als 0,5 und erfüllt somit das Kriterium der hydraulischen Geometrie nach Gleichung 2.20.

2.6.4 Anwendung und Ableitung von Regimegleichungen auf Bäche in Baden-Württemberg

Im folgenden werden Regimegleichungen anhand vorliegender Querschnittsdaten naturnaher Bäche in der Oberrheinebene (*Nadolny* 1994), im Buntsandstein-Odenwald (*Humborg* 1995) und im Keuper-Bergland (*Fittschen* 1995) auf ihre Anwendbarkeit überprüft, und die Exponenten und Faktoren der Regimegleichungen entsprechend Gleichung 2.16 und 2.17 durch Regression für unterschiedliche Fließgewässerlandschaften ermittelt.

Von den o.g. Autoren wurden an naturnahen Gewässerstrecken Vermessungen durchgeführt und daraus morphologische Kenngrößen ermittelt. Darauf aufbauend wurden von ihnen die bordvollen Abflüsse der Gewässerstrecken anhand geschätzter Rauheitswerte errechnet. Zur Analyse werden hier die Mittelwerte der bordvollen Breite, der mittleren und maximalen Tiefe der Gewässerbette und der bordvolle Abfluß der jeweiligen Gewässerstrecke verwendet.

Während alle untersuchten Gewässerstrecken im Keuper-Bergland dazu herangezogen werden, werden in der Oberrheinebene einige Rheinauebäche nicht berücksichtigt, und im Buntsandstein-Odenwald nur die Gewässer berücksichtigt, an denen mehrere Gewässerstrecken untersucht wurden.

Anwendung vorliegender Regimegleichungen für die Gewässerbreite

Liegen für eine Renaturierungsplanung keine Daten vergleichbarer natürlicher Gewässer vor, so stellt sich die Frage, ob anhand bekannter Regimegleichungen die naturnahe Gewässerbreite abgeschätzt werden kann. Ein Vergleich der mittleren bordvollen Gewässerbreiten naturnaher Bäche mit den mittels der Regimegleichungen berechneten soll dies beantworten.

Im **ersten Vergleichsschritt** wurde mit der Gleichung 2.16, dem Faktor $a = 3,26$ und dem Exponent $c = 0,5$, die nach *Kellerhals* (1967) für Kiesflüsse gültig sind, eine erste Abschätzung

durchgeführt. Dazu wurden die bordvollen Abflüsse der Gewässerstrecken herangezogen. Nur wenige der betrachteten Gewässer besitzen ein Kiesbett. Da es sich bei den Bergbächen des Keupers und Buntsandsteins vorwiegend um steiniges Bettsubstrat handelt, das der Breitenentwicklung Widerstand entgegengesetzt, wurde die Gleichung von *Kellerhals*, die einen relativ kleinen Faktor besitzt und somit relativ kleine Breitenwerte ergibt, verwendet.

Die Abweichungen der errechneten von den gemessenen Breitenwerten lagen bei den Keuperbächen bei maximal +15 % (Überschätzung) und -42 % (Unterschätzung). Ursachen für die Über- oder Unterschätzung konnten nicht an der Einzugsgebietsgröße festgemacht werden.

Bei den Odenwaldbächen lagen die Abweichungen zwischen -28 % und +54 %. Unter- und Überschreitungen hielten sich dort die Waage. Die beiden größten Abweichungen besaßen Muldentalbäche, wobei ebenfalls Über- und Unterschreitungen festzustellen waren.

Bei allen untersuchten Kerbtalbächen des Keupers und des Odenwaldes ergaben sich dagegen grundsätzlich zu große Breitenwerte bis zu +25 %. Dies ist vermutlich auf die ufernahen Talhänge zurückzuführen, die die Breitenentwicklung der Gewässer behindern können.

Bei den Bächen der Oberrheinebene waren Abweichungen von +20 % bis -42 % festzustellen. Dies ist im Vergleich zu den Bergbächen als geringe Abweichung einzustufen, da die Bettmaterialien der einzelnen Gewässer und dieser Gewässerlandschaft sehr unterschiedlich sind und von Lehm bis zu grobem Kies mit hohem Schotteranteil reichen.

Im **zweiten Vergleichsschritt** wurden nicht die bordvollen Abflüsse, sondern die mit Gleichung 2.3 und den für die Region spezifischen Werten nach Tabelle 2.2 errechneten mittleren Hochwasserabflüsse (MHQ) als Ersatz für den bettbildenden bzw. bordvollen Abfluß verwendet und in Gleichung 2.16 eingesetzt. Somit ergab sich folgende Gleichung:

$$b_b = a_1 (a A_E^c)^{c_1} \quad \text{Gl. 2.21}$$

mit der Einzugsgebietsgröße A_E und den regionalspezifischen Parametern a , a_1 und c .

Bei den Keuperbächen erhielt man damit erheblich bessere Vergleichswerte, die von den gemessenen nur um +0,7 % und -11 % abwichen und die Breite meist unterschätzten. Dabei ist der kleinste Bach, der mit +247 % Abweichung als Ausreißer angesehen werden muß, nicht berücksichtigt. Für die Keuperbergbäche können deshalb die Regimegleichungen auf der Basis der MHQ-Werte zur Abschätzung der Breite gut angewendet werden. Die Ergebnisse sind dabei deutlich besser, als bei der Verwendung des bordvollen Abflusses im ersten Vergleichsschritt.

Dagegen wurden die Odenwaldbäche meist in ihrer Breite überschätzt. Die Abweichungen lagen zwischen -11 % und +138 %. Vergleicht man die Abweichungen mehrerer Gewässerstrecken am selben Gewässer in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße, so ist der Trend festzustellen, daß mit zunehmender Einzugsgebietsgröße die Breite zunehmend unterschätzt wird. Dies deutet darauf hin, daß für die Odenwaldbäche der Exponent von 0,5 nicht gültig ist. Stark überschätzt werden dagegen die Sohlen- und Muldentalbäche mit Einzugsgebieten unter 5 km².

Sämtliche Bäche im Oberrheingebiet wurden in ihrer Breite unterschätzt. Die Abweichungen lagen dort zwischen 0 und - 44 %. Die Ursache liegt hier vermutlich am zu klein gewählten MHQ_{100} -Wert von $0,1 \text{ m}^3/\text{s km}^2$. Da die Gewässer meist Einzugsgebiete besitzen, die zum Teil im Bergland, im Hügelland und in der Ebene liegen (*Nadolny* 1994), ist eine Zuordnung zu adäquaten MHQ-Werten nur schwer möglich. Im Vergleich zu den Abweichungen bei Verwendung des bordvollen Abflusses im Oberrheingebiet und bei den beiden Bergländern ist das Spektrum der Abweichungen geringfügig kleiner in der Größenordnung aber vergleichbar.

Im **dritten Vergleichsschritt** wurde der Faktor a der Regimegleichung solange verändert, bis die Summe der prozentualen Abweichungen nahe 0 war. Unter Beibehaltung des Exponenten von 0,5 ergab sich beim bordvollen Abfluß als Berechnungsbasis der Faktor a der Regimegleichung bei den Keuperbächen zu ca. 3,6, bei den Odenwaldbächen zu 3,26 und bei den Bächen der Oberrheinebene zu 3,8. Bei Verwendung der MHQ-Werte als Berechnungsbasis ergaben sich dagegen folgende Werte für a : 3,39 für Keuperbäche, 2,14 für die Odenwaldbäche und 4,02 für die Bäche der Oberrheinebene. Dies ist ein Wertebereich für a , der sich - vom Wert 2,14 abgesehen - gut mit den Faktoren von *Kellerhals* und *Simons & Albertson* deckt (siehe Tab. 2.9).

Aufschlußreich sind noch die Spektren der Abweichungen unterschiedlicher Gewässerabschnitte am selben Gewässer nach der Anpassung des Faktors der Regimegleichung mit MHQ als Berechnungsbasis: Bei den kleinsten Gewässern (unter 5 km^2) sind immer noch erhebliche Abweichungen von bis zu 54 % festzustellen. Scheidet man diese aus der Betrachtung aus, so wird das Spektrum der Abweichungen entlang eines Gewässers relativ gering. Am Seebach fällt es dann von 51 % auf 14 %, am Trienzbach von 83 % auf 24 %; am Elzbach und Reisenbach, wo die kleinen Gewässer keine Rolle spielen, liegt es bei 28 % und 3 %.

Ermittlung gewässerspezifischer Regimegleichungen für Bettbreite und Bettiefe

Während im vorherigen Kapitel vorhandene Regimegleichungen angewendet wurden, sollen jetzt die anhand bekannter Breiten und Tiefen durch lineare Regression¹ ermittelten gewässerspezifischen Regimegleichungen in der Form von Gleichung 2.16 und 2.17 diskutiert werden. Die Faktoren und Exponenten der durch Regression ermittelten Gleichungen sind in Tabelle 2.10 für die drei oben behandelten Fließgewässerregionen, für einzelne Gewässer dieser Regionen, für naturnahe Gewässer im Westerwald (*Jacobi* 1994) und für Bäche im Grundgebirge des Schwarzwaldes (unveröffentlichte Daten, *Forschungsgruppe Fließgewässer*) aufgelistet.

Es fällt die sehr gute Korrelation und somit die geringe Streuung der Gewässerbreiten und -tiefen der Keuperbäche und der Bäche des Westerwaldes und Schwarzwaldes auf: Die Regressionskoeffizienten liegen dort meist deutlich über 0,9, während sie bei den Bächen der Oberrheinebene für die Breite auf der Basis der Einzugsgebietsgröße bei 0,72, auf der Basis

¹Bei der linearen Regression werden die logarithmierten Werte der Breiten oder Tiefen und der Bezugsgrößen Einzugsgebietsgröße, MHQ oder bordvoller Abfluß verwendet, um eine Regressionsfunktion in der Form von Gleichung 2.16 und 2.17 zu erhalten.

der MHQ-Werte bei 0,5 und für die Tiefe auf der Basis der Einzugsgebietsgröße nur noch bei 0,31 liegen.

Tabelle 2.10: Faktoren der durch lineare Regression ermittelten gewässerspezifischen Regimegleichungen in der Form $Y = a X^c$

Parameter der Regimegleichung	Breite = f (A_E)			Breite = f (MHQ)			mittl. Tiefe = f (A_E)			mittl. Tiefe = f (Q_b)			$Q_b = f (A_E)$		
	a	c	R	a	c	R	a	c	R	a	c	R	a	c	R
Fließgewässerregion															
Oberrhenebene (MHq = 0,1)	4,28	0,19	0,72	Q_b 5,3	0,29	0,5	0,53	0,08	0,31	0,37	0,44	0,77	2,81	0,11	0,26
Keuperbergland insgesamt (MHq = 0,25)	4,06	0,28	0,99	Q_b 4,81	0,45	0,88	0,2	0,42	0,92	0,35	0,32	0,88	1,21	0,56	0,73
nur große Keuperbäche	8,04	0,09	0,9	8,3	0,13	0,9	0,1	0,62	0,86	zu große Streuung			zu große Streuung		
Buntsandstein-Odenwald insges. (MHq=0,15 u. 0,25)	1,77	0,42	0,85	Q_b 3,16	1,57 0,56	0,72 0,98	0,18	0,27	0,56	0,29	0,34	0,88	0,45	0,64	0,7
nur Trienzbach und Elzbach	1,05	0,62	0,98	Q_b 3,63	0,53	0,98	0,23	0,23	0,81	0,37	0,19	0,81	0,11	1,13	0,96
nur Trienzbach	1,03	0,64	0,96	Q_b 3,64	0,53	0,96	0,23	0,24	0,72	0,36	0,21	0,75	0,12	1,11	0,94
nur Seebach	1,54	0,45	0,99	Q_b 3,48	0,94 0,57	0,78 0,97	0,2	0,21	0,99	0,29	0,27	0,99	0,25	0,76	0,99
Westerwald	3,27	0,32	0,93	Q_b 4,19	0,38	0,95	0,16	0,39	0,92	0,21	0,49	0,98	0,6	0,8	0,93
Grundgebirgsbäche im Schwarzwald	2,51	0,41	0,9	Q_b 4,07	0,38	0,99	0,13	0,13	0,9	0,22	0,42	0,99	0,28	1,05	0,9
	Die mit Q_b gekennzeichneten und abgesetzten Zahlenwerte sind auf der Basis der bordvollen Abflüsse und nicht der MHQ-Werte ermittelt. R = Regressionskoeffizient														

Die Korrelation der Gewässertiefen mit dem Einzugsgebiet, dem MHQ oder dem bordvollen Abfluß fällt, mit Ausnahme der Bäche des Westerwaldes und Schwarzwaldes, für die eine vergleichbar gute Korrelation festzustellen ist, immer deutlich schlechter aus, als die der Gewässerbreiten. Der Grund dürfte darin zu suchen sein, daß die Bestimmung der bordvollen Breite eindeutiger und mit geringeren Fehlern behaftet anhand der Querprofile möglich ist, als die der Tiefe.

Die errechneten Exponenten der Regimegleichungen für die Breite auf der Basis von MHQ oder Q_b weichen teilweise erheblich vom Faustwert 0,5 ab. Die auf der Basis von MHQ errechneten liegen meist höher (im Buntsandstein-Odenwald 0,72 und 0,78), während die auf der Basis von Q_b errechneten nahe bei 0,5 oder, wie für den Westerwald und Schwarzwald mit 0,38, deutlich darunter liegen.

Die Faktoren der auf der Basis des bordvollen Abflusses ermittelten Regimegleichungen liegen im Buntsandstein bei 3,2, im Westerwald und Schwarzwald bei 4,2 bzw. 4,1, im

Keuperbergland bei 4,8 und in der Oberrheinebene bei 5,3. Vergleicht man diese Werte mit denen der Regimegleichungen in Tabelle 2.9, so ergibt sich eine Vergleichbarkeit der Odenwaldbäche mit den Kiesflüssen von *Kellerhals* und die der Oberrheinebene mit den sandigen Gerinnen mit teilweise kohäsiven Ufern von *Lacey* und *Simons & Albertson*. Die Gewässer des Westerwaldes, Keuperberglandes und Schwarzwaldes nehmen eine Mittelstellung ein.

In Abbildung 2.31 sind die Gewässerbreiten von vier der Fließgewässerregionen gegenüber dem Einzugsgebiet aufgetragen. Die darin eingetragenen Regressionskurven zeigen bei den Keuperbächen eine relativ gute Anpassung im Gegensatz zu den Buntsandsteinbächen und insbesondere zu den Bächen der Oberrheinebene. Bei den beiden letzten Gruppen ist insbesondere die Streuung bei den kleinen Bächen mit Einzugsgebietsgrößen von kleiner 10 km² recht groß. Bei den Bächen des Westerwaldes ist eine mäßige Korrelation zu erkennen. Die bezüglich der Einzugsgebietsgröße nahe beieinander liegenden Punkte, die dennoch stark streuen, geben die bordvollen mittleren Breiten an denselben Gewässern aber an unterschiedlichen Abschnitten wieder.

Die Zunahme der Breite weist bei den Keuperbächen bei einer Einzugsgebietsgröße von ca. 20km² eine Unstetigkeit auf. Bei den vier größten Bächen steigt die Breite nur noch geringfügig mit der Einzugsgebietsgröße an. Drei dieser größten Bäche sind Sohlentalbäche, bei denen zumindest das Ufermaterial als alluvial bezeichnet werden kann. Vermutlich wird das Ufermaterial in diesem Bereich zunehmend feiner und verändert somit den Trend der starken Breitenzunahme bei den kleinen Gewässern. In solchen Fällen ist es angebracht, die Gewässer getrennt zu analysieren, wie es in Abbildung 2.31 e geschehen ist. Der Faktor der Regimeformel - mit dem Einzugsgebiet als Ersatz für den bordvollen Abfluß - verdoppelt sich für die großen Gewässer damit von 4 für alle Keuperbäche auf 8 für große Keuperbäche, während sich der Exponent stark von 0,28 auf 0,09 verringert.

Bei den Odenwaldbächen ist wegen der relativ großen Streuung keine Unstetigkeit der Breitenzunahme zu erkennen. Es wurde versucht, durch die Analyse nur direkt benachbarter Gewässer eine harmonischere Datengrundlage zu erhalten. Das Ergebnis zeigt Abbildung 2.31 f, in der die Breiten der direkt benachbarten Gewässer Trienzbach und Elzbach - die unterhalb der untersuchten Strecken ineinander einmünden - gegenüber dem Einzugsgebiet aufgetragen sind. Es zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung der Daten mit der Regressionskurve. Änderungen im Trend der Breitenzunahme sind im Gegensatz zu den Keuperbächen nicht zu erkennen. Der Faktor der ermittelten Regimeformel verringert sich bei der selektiven Analyse von 1,77 auf 1,05 und der Exponent erhöht sich von 0,42 auf 0,62.

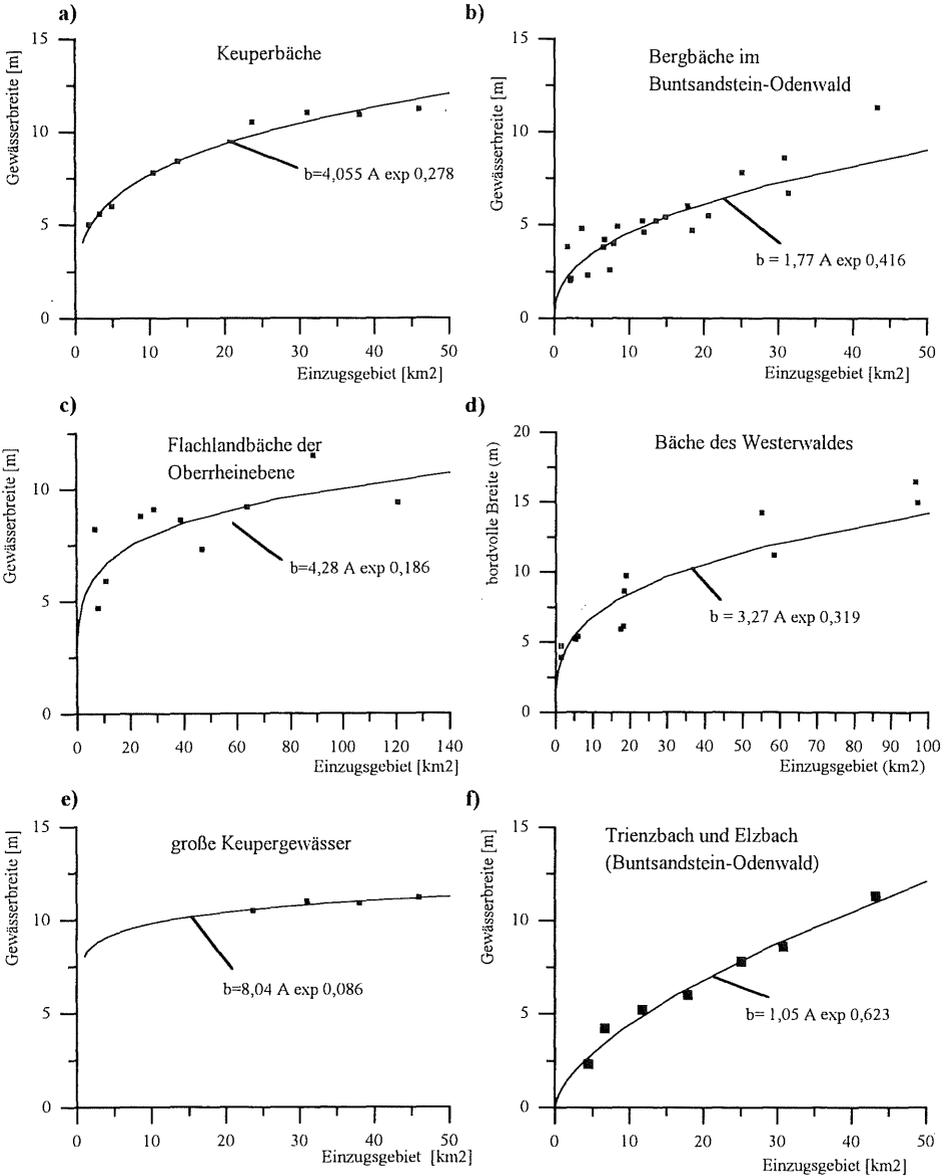


Abbildung 2.31 a) bis f): Abhängigkeit der Gewässerbreiten von der Einzugsgebietsgröße der Bäche a) des Keupers insgesamt; b) des Buntsandstein-Odenwalds insgesamt; c) der Oberrheinebene insgesamt; d) der Bäche des Westerwaldes; e) nur der großen Keuperbäche; f) nur zweier benachbarter Buntsandsteinbäche (Trienzbach und Elzbach)

Auf die Darstellung der errechneten bordvollen Abflüsse als Bezugsgröße wird hier verzichtet, da dabei generell kein anderer Trend festzustellen war. Allerdings wiesen die Breiten der Keuperbäche eine größere Streuung um die Regressionskurve und die der Bäche des Odenwaldes und Westerwaldes eine geringere Streuung auf, als es bei Verwendung der Einzugsgebietsgröße als Bezugsgröße der Fall war. Bei Verwendung nur der Daten der benachbarten Odenwaldgewässer war dagegen die Streuung beim bordvollen Abfluß und beim Einzugsgebiet als Bezugsgröße gleichermaßen gering. Bei den großen Keuperbächen war der Trend zur verringerten Breitenzunahme nicht so deutlich erkennbar.

Anhand der Exponenten der Regimegleichungen für die Breite und Tiefe bezüglich des bordvollen Abflusses kann aufgezeigt werden, ob eines der beiden Kriterien der hydraulischen Geometrie (Gleichung 2.19 u. 2.20) erfüllt ist: Die Summe der Exponenten sind sämtlich deutlich kleiner als 1, womit eines der beiden Kriterien erfüllt wird. Eine Überprüfung des zweiten Kriteriums bezüglich der Faktoren (Gleichung 2.19) ist nicht möglich, da der Faktor a_3 in Gleichung 2.18 kleiner oder größer 1 sein kann. Er konnte nicht ermittelt werden, da keine Geschwindigkeitsmessungen an den Gewässern stattgefunden haben.

In Abbildung 2.32 a sind die mittleren Tiefen der Gewässerregionen gegenüber der Einzugsgebietsgröße aufgetragen. Ein eindeutiger Trend der Tiefenzunahme mit größer werdendem Einzugsgebiet ist zu erkennen. Die Exponenten der ermittelten Regimegleichungen der Fließgewässerregionen auf der Basis des bordvollen Abflusses liegen zwischen 0,32 und 0,49, und somit gut im Spektrum, das von den in Tabelle 2.9 angegebenen Werten verschiedener Autoren aufgespannt wird. Dabei ist, wie bei den Gewässerbreiten, der Exponent für die Bäche der Oberrheinebene und des Schwarzwaldes eher den Gewässern mit sandiger Sohle und teils kohäsiven Ufern zugehörig, während die Exponenten der Keuper- und Odenwaldbäche eher den Kiesflüssen zuzurechnen sind. Dagegen fallen die Bäche des Westerwaldes mit einem relativ hohen Wert aus dem Rahmen. Die Exponenten der einzeln betrachteten Gewässer Trienzbach, Elzbach und Seebach liegen dagegen mit Werten um 0,23 sehr tief.

Bezüglich der absoluten Tiefenmaße wird aus Abbildung 2.32 a ersichtlich, daß selbst die größten Bäche mit Einzugsgebietsgrößen von bis zu 120 km² eine mittlere Tiefe von 1,1 m nicht überschreiten. Die mittlere Tiefe der Bäche zwischen 10 und 40 km² liegt nur bei ca. 0,7m., die der Bäche unter 10 km² meist weit unter 0,5 m. Dies macht deutlich, wie unnatürlich tief unsere Bäche meist ausgebaut wurden, wenn man bedenkt, daß selbst kleine Bäche Profiltiefen von bis zu einem Meter und mehr erhielten.

In Abbildung 2.32 b sind exemplarisch die mittleren und maximalen Tiefen der Keuperbäche gegenübergestellt. Dabei zeigt sich, daß die maximalen Tiefen nahezu immer um ca. 50 % größer sind als die mittleren Tiefen. Dies verdeutlicht die Abweichung der natürlichen Profilform vom flächengleichen Rechteckprofil, wie es in der Abbildung 2.25 veranschaulicht ist. Da es sich bei den Tiefen um Mittelwerte einer Gewässerstrecke handelt, in der Furt- und

Kolkquerschnitte vorhanden sind, können einzelne Querschnitte größere (im Kolkbereich) und kleinere (im Furtbereich) maximale Tiefen aufweisen.

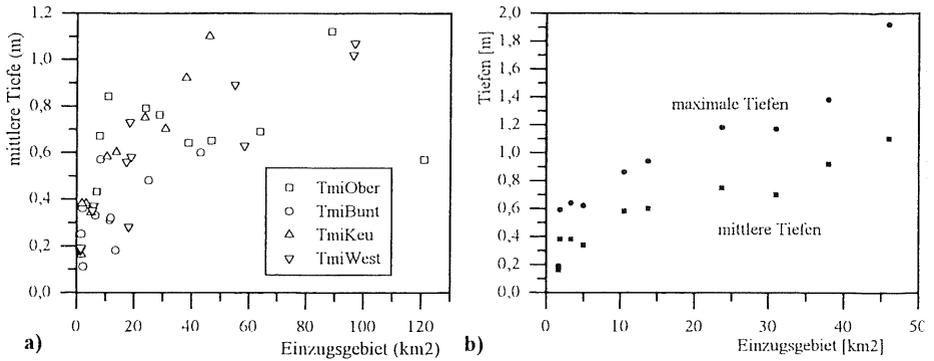


Abbildung 2.32: a) Mittlere Tiefen aller vier Gewässerregionen gegenüber der Einzugsgebietsgröße aufgetragen; b) Mittlere und maximale Tiefen der Keuperbäche gegenüber der Einzugsgebietsgröße aufgetragen

Insgesamt zeigen die Keuperbäche eine nahezu kontinuierlich ansteigende Tiefe mit der Einzugsgebietsgröße. Auch hier ist aber, wie bei der Breitenzunahme, eine Unstetigkeitsstelle am Übergang zu den großen Bächen zu erkennen. Deren Tiefe nimmt ab ca. 30 km² wieder deutlich stärker zu. Dieser Trend ist dem der Breitenzunahme gegenläufig (siehe Abb. 2.31 a). Damit sind die Gesetzmäßigkeiten der hydraulischen Geometrie erfüllt, die mit zunehmendem Abfluß eine Zunahme der Querschnittsfläche erforderlich machen. Wie bereits erläutert, kompensiert hier die stärker ansteigende Tiefe die Stagnation der Breite.

Für die Keuperbäche und die Bäche der Oberrheinebene sind in Abbildung 2.33 a und b die Breiten-Tiefen-Verhältnisse, errechnet aus der mittleren und der maximalen Tiefe, gegenüber dem Einzugsgebiet aufgetragen. Hier liegen selbstverständlich die Verhältniswerte der Breite zur maximalen Tiefe unter denen der Breite zur mittleren Tiefe. Während die Bäche der Oberrheinebene und die kleinen Keuperbäche (< 10 km²) noch einen leichten Trend zur Zunahme des Breiten-Tiefen-Verhältnisses mit der Einzugsgebietsgröße erkennen lassen, ist bei den großen Keuperbächen eine leicht abnehmende Tendenz festzustellen. Letztere Tendenz zeigen auch die b/h-Werte des Westerwaldes, die hier nicht dargestellt sind. Die nur geringe Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße und somit dem bettbildenden Abfluß ist auch aus den in Tabelle 2.9 angegebenen Exponenten für die Potenzfunktion des Breiten-Tiefen-Verhältnisses ersichtlich, der zwischen 0,08 und 0,14 liegt.

Das Breiten-Tiefen-Verhältnis liegt bei den Bächen der Oberrheinebene bei ca. 12 (b/h_m) bzw. ca. 8 (b/h_{max}), bei den Keuperbächen bei ca. 14 bzw. 9 und bei den Bächen des Westerwaldes bei ca. 17 bzw. 11. Das Verhältnis von maximaler zur mittleren Tiefe liegt somit in allen drei

Regionen bei ca. 1,5. Auf Grund des relativ konstant bleibenden Verhältnisses der maximalen zur mittleren Tiefe, kann die mittlere Tiefe, die nur rechnerisch ermittelt und nicht direkt gemessen werden kann, anhand der direkt meßbaren maximalen Tiefe abgeschätzt werden.

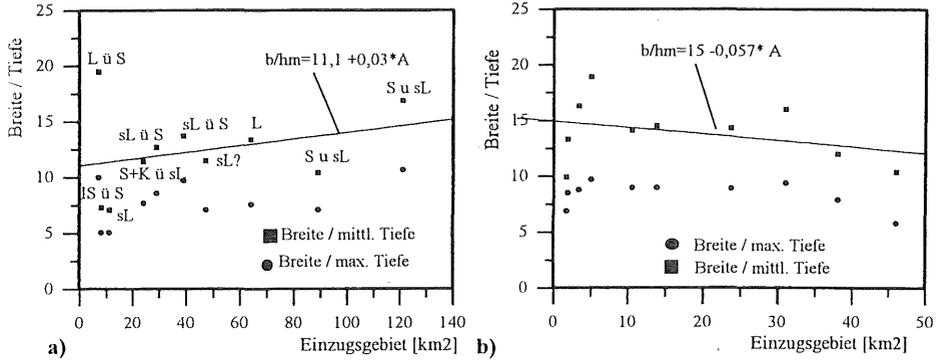


Abbildung 2.33: Breiten-Tiefen-Verhältnis gegenüber der Einzugsgebietsgröße aufgetragen: a) für die Bäche der Oberrheinebene; b) für die Keuperbäche

Bei den Bächen der Oberrheinebene wurde anhand der unterschiedlichen Bettmaterialien (Tab. 8.2 in *Nadolny* 1994) der jeweiligen Gewässer versucht, die große Streuung der Breiten-Tiefen-Verhältnisse zu erklären. Eine Abhängigkeit der kleinen Breiten-Tiefen-Verhältnisse zu eher kohäsiveren Bettmaterialien oder umgekehrt, wie sie Gleichung 2.15 erwarten läßt, war aber nicht möglich.

Schlußfolgerungen aus den durchgeführten Analysen

Aus den oben durchgeführten Vergleichsrechnungen und aufgestellten Regimegleichungen können folgende Schlüsse für die Analyse der Bettmaße und die Übertragung naturnaher Breiten- und Tiefenmaße auf Projektstrecken gezogen werden:

- Zur Abschätzung der Gewässerbreiten können durchaus die gängigen Regimegleichungen herangezogen werden. Als Faustwert kann der Exponent c mit 0,5 verwendet werden. Den Faktor a sollte man dagegen an einer oder mehreren naturnahen Gewässerstrecken möglichst des gleichen Gewässers eichen.
- Zur Abschätzung der Gewässerbreiten einer Fließgewässerregion kann in den gängigen Regimegleichungen als Ersatz für den bordvollen Abfluß der MHQ-Wert verwendet werden. Die Abweichungen der natürlichen von den errechneten Breiten sind dabei u.U. geringer als bei der Verwendung der bordvollen Abflüsse, da deren Ermittlung mit vielen Fehlern behaftet ist.
- Liegen weder bordvolle Abflüsse noch Daten zur Abschätzung der MHQ-Werte vor, so ist auch die Einzugsgebietsgröße eine sehr gute Bezugsbasis. Allerdings werden dann die Faktoren und Exponenten der Regimegleichungen stark von denjenigen abweichen, die auf bettbildende Abflüsse bezogen sind. Eine Vergleichbarkeit der Daten aus unterschiedlichen

Gewässerregionen ist aber nur beschränkt möglich, da die Abflußbildung regionsspezifisch ist.

- Liegen Daten von mehreren Referenzgewässern oder Referenzabschnitten einer Region vor, so ist es durchaus möglich, gewässerspezifische Regimegleichungen - bezogen auf das Einzugsgebiet, den MHQ oder bordvollen Abfluß - aufzustellen, wenn die Daten nicht zu sehr streuen. Eine Übertragung der naturnahen Daten ist dann mit hinreichender Genauigkeit möglich, wenn die Einzugsgebietsgröße der Projektstrecke von der des Referenzgewässers nicht zu stark abweicht.
- Je mehr die Größe der Referenzgewässer der Größe des Projektgewässers entspricht, und je näher Referenz- und Projektgewässer räumlich zueinander liegen, desto harmonischer und übertragbarer sind die Daten. Können nur wenige Referenzdaten erhoben werden, so sollte dies an benachbarten Gewässerabschnitten des gleichen Gewässers oder an Gewässern, die in direkt benachbarten Einzugsgebieten liegen, geschehen.
- Sind bei einem entsprechend großen Datensatz Unstetigkeiten bei der Zunahme von Breite und Tiefe zu erkennen, so sollten die Daten ober- und unterhalb der Unstetigkeitsstelle getrennt voneinander analysiert werden.

2.7 Vegetation und Gewässermorphologie

Die morphologische Wirkung der Vegetation auf die Struktur der Fließgewässer ist vielfältig: Sie kann Ufer, Inseln und Bänke durch ihr Wurzelsystem sichern; sie kann durch punktuell auftretende Meso- und Mikrostrukturen entstehen lassen und eine unregelmäßige Lauform bewirken; das durch Gehölze anfallende Totholz kann mobile oder zeitweise ortsfeste Strukturen mit ihren Folgewirkungen für die Ufer- und Sohlstruktur bilden; Totholzverklüngen können kontinuierliche und plötzliche Laufverlagerungen verursachen.

Vereinfachend ist festzustellen, daß die durch den Abfluß und das Gefälle bedingte, relativ regelmäßige Lauform und die durch das Bettmaterial bedingte, regelmäßige Querschnittsform durch das zufällige Vorhandensein der Vegetation (damit sind insbesondere Gehölze und weniger flächenhafte Röhrichtbestände oder Krautschichten gemeint) und von Totholz gestört ist. Dadurch entstehen zusätzliche, unregelmäßige und zufällige Strukturen und somit eine wesentlich höhere Strukturvielfalt, als dies bei gehölzfreien Gewässern der Fall wäre. Abbildung 2.34 soll diesen Sachverhalt veranschaulichen.

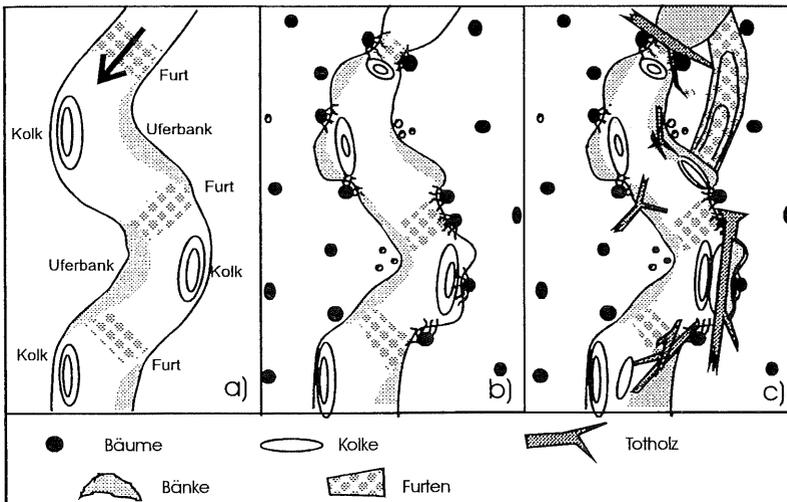


Abbildung 2.34: Zunahme der Vielfalt der Strukturen von a) nach c): a) ohne Gehölze nur laufbedingte Strukturen; b) mit weitständigen Ufergehölzen zusätzliche Ufer- und Sohlstrukturen; c) mit Totholz deutliche Zunahme von Lauf-, Ufer- und insbesondere Sohlstrukturen

Der Strukturreichtum von Waldbächen oder von mit Uferwald begleiteten Bächen ist dabei gegenüber gehölzfreien Bächen oder Bächen mit schmalen und dichten Ufergehölzstreifen signifikant erhöht. Mit zunehmender Breite des Gewässers, mit dem Übergang vom Bach zum Fluß, nimmt der Einfluß der Ufergehölze auf die Gewässerstruktur jedoch deutlich ab.

Im folgenden werden insbesondere die Auswirkungen von Ufergehölzen auf die Gewässerstruktur, die Uferwälder und ihre Gehölzarten, die wichtigsten Gehölzarten, ihre Standortpräferenzen und Verbreitungsstrategien, die Entstehungsursachen und die Wirkung von Totholz beschrieben. Darauf aufbauend wurden einige der in Kapitel 5 erläuterten Maßnahmen zur Gewässerentwicklung erarbeitet, mit denen naturgemäße Ufergehölzstrukturen und damit zusätzliche Gewässerstrukturen gefördert bzw. entwickelt werden können.

2.7.1 Einfluß der Gehölzvegetation auf Gewässerstrukturen

Einfluß auf Bettform, Breite und Tiefe

Wiesenbäche haben einen kompakteren Querschnitt, d.h. ein kleineres Breiten-Tiefen-Verhältnis, als durch Uferwald gesäumte Bäche (*Otto 1991, Bergeron & Roy 1985, Keller & Swanson 1979, Murgatroyd & Ternan 1983*). Durch einen Vergleich von Bachprofilen mit Erlensäumen und mit Wiesensäumen haben *Bergeron & Roy* festgestellt, daß die Profile der Erlenbäche um ca. 30 % breiter sein und eine um 20 % geringere Tiefe besitzen können. Nach den Untersuchungen von *Murgatroyd & Ternan* an mit Koniferen aufgeforsteten Gewässerabschnitten entwickelte sich innerhalb dieser Bestände eine bis zu doppelt so große Gewässerbreite als außerhalb dieser Bestände. Wie auch *Otto (1991)* erklärten sie diesen Sachverhalt mit der Beschattung infolge der Ufergehölze, die die krautige Vegetation unterdrückt und somit die flächenhafte Sicherung der Uferoberfläche verhindert. Dadurch entsteht eine größere Breitenentwicklung, wenn keine künstlich gepflanzten, dicht aneinanderstehenden Ufergehölze mit einem tief greifenden Wurzelwerk (das die oben erwähnten Koniferen nicht besitzen) die Ufer sichern. Stehen die ufersichernden Gehölzarten aber nur an der Wasserlinie, d.h. im unteren Böschungsbereich, dann entsteht infolge der bei höheren Abflüssen von den Baumstämmen verursachten Turbulenzen u.U. ein abgeflachtes oder bermenartiges Ufer (siehe Abb.2.35) und somit eine größere Bettbreite.

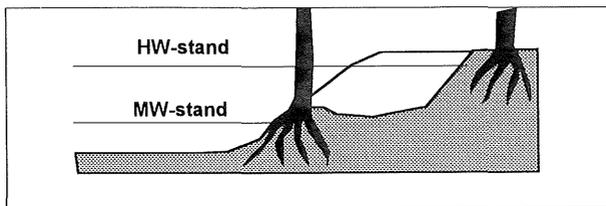


Abbildung 2.35: Entstehung bermenartiger Uferformen bei am Böschungsfuß stehenden Erlen

Bei Wiesenbächen ohne Gehölzsaum ist eine gegenläufige Tendenz festzustellen: Durch die dichte krautige Vegetation, die bei Hochwasser die Schwebstoffe aus der fließenden Welle herausfiltert, höhen sich die Ufer durch Sedimentation auf. Die Ufer werden steiler, und somit wird das gesamte Bett kompakter.

Krause (1988) hat an Waldbächen dort steile Ufer festgestellt, wo dichte Gehölzgalerien an der Wasserlinie ausgebildet sind, während die Ufer bei zurückverlagertem Gehölzbewuchs flacher sind. Dies ist damit zu erklären, daß bei zurückversetzten Gehölzen die erosionsfördernde Beschattung sich noch auswirkt, die Breitenentwicklung des Gewässers aber durch Wurzelgalerien nicht behindert wird. Insbesondere bei relativ kohäsionslosem Ufermaterial bilden sich dann flachere Ufer aus. Stehen die Gehölze dagegen direkt am Ufer, dann wird das Ufermaterial durch die Gehölzwurzeln vernetzt und kann auch bei Böschungsneigungen, die größer sind als der innere Reibungswinkel des Ufermaterials, standsicher sein.

- Ein breiter und standortgerechter Ufergehölzsaum oder Uferwald führt zu flacheren Uferböschungen und insgesamt zu breiteren Gewässerbetten. Stehen Gehölze direkt an der Uferkante und dringen deren Wurzeln bis an oder unter die Mittelwasserlinie vor, so können im Bereich der vorhandenen Wurzeln steilere Ufer auftreten.

Bittmann (1967) machte an Flüssen die Beobachtung, daß dort Ufergehölze jedweder Art grundsätzlich erosionsfördernd und nicht erosionsmindernd sind. Er begründet dies einerseits mit dem Dickenwachstum der Wurzeln, das den Boden lockert, und andererseits mit der Beschattung, die den sedimentationsfördernden Krautbewuchs unterdrückt. Diese Aussage, daß Gehölze die Ufererosion grundsätzlich fördern, trifft in dieser Konsequenz sicherlich nur auf Flüsse zu, da die dort i.d.R. hohen Ufer durch Gehölzwurzeln nur beschränkt stabilisiert werden können und die Gehölze den hohen Strömungskräften keine ausreichende Widerstandskraft entgegensetzen.

Die Aussage, daß Gewässer mit einem Uferwald breiter sind als ohne, gilt für Gewässer, deren Ufer bei fehlender Beschattung durch krautige Vegetation stabilisiert werden können. Bei Bächen mit hohen Strömungskräften und relativ hohen Ufern kann die Beseitigung der Ufergehölze zu starker, unnatürlicher Breitenerosion führen (*Rosgen* 1996), die nur durch einen Gehölzsaum und nicht durch eine krautige Vegetation verhindert werden kann.

Einfluß auf Lauf-, Ufer- und Sohlstrukturen

In diesem Kapitel werden einige Strukturen und deren Entstehungsmechanismen beschrieben, die insbesondere von Ufergehölzen verursacht werden. Die Kenntnis darüber hat der Autor vorwiegend bei der Bearbeitung einer Untersuchung über die eigendynamische Entwicklung ausgebauter Fließgewässer (*Scherer & Scherle* 1994) und einer Untersuchung über die Wirkung von Totholz auf die Gewässerstruktur (*Eckert et al.* 1996) gewonnen.

Die Uferlängsgliederung ist im Makrostrukturbereich bei vorhandener geschwungener oder gewundener Laufform durch den Wechsel von Gleithängen zu Prallhängen und im Mesostrukturbereich durch Uferbuchten geprägt. Uferbuchten entstehen infolge der Inhomogenität des Ufermaterials und - insbesondere an Bächen - vorwiegend infolge von Lücken in der Gehölzvegetation des Ufers (eigene Beobachtungen). Bei einem schmalen und dichten Ufergehölzsaum, der u.U. gepflanzt ist, sind sie nur schwach oder gar nicht ausgeprägt, während sich in einem

alten Uferwald, infolge der weit auseinanderstehenden Bäume, ausgeprägte Buchten ausbilden können (siehe Abb. 2.36).

Ausgeprägte gehölzbedingte Buchten sind auf drei Ursachen zurückzuführen: Eine natürliche Ursache ist die Dynamik des Gewässerlaufes. Die Außenufer der Krümmungen bewegen sich in den Ufergehölzbestand hinein, wonach die standsicheren Ufergehölze wie Erlen, Eschen oder Weiden mit der Zeit spornartig in das Gewässerbett hineinragen (siehe Abb. 2.36 a). Dagegen rücken die Innenufer der Krümmungen durch Anlandung in Richtung Gewässermitte und somit von den Gehölzen dieser Uferseite ab.

- Vorwiegend an den Prallufeln von Gewässern mit natürlicher Laufdynamik (Uferrückverlagerung) sind gehölzbedingte Uferbuchten zu finden.

Wenn das Gewässer dagegen nur geringe Verlagerungstendenzen besitzt, oder die Ufergehölze erst jung sind und eine geringe Standsicherheit aufweisen, sind Uferbuchten nur ansatzweise oder gar nicht festzustellen. Dies gilt auch für relativ kleine Waldbäche, deren Gewässerbreite nur ein Bruchteil der Baumabstände beträgt. Diese Gewässer schlängeln sich dann eher zwischen den Bäumen hindurch, als daß sie von ihnen gesäumt werden. Auch an Bergbächen, wo anstehender Fels oder Steine und Blöcke das vorherrschende Ufersubstrat bilden, sind gehölzbedingte Uferbuchten nur in geringer Zahl anzutreffen, da das grobe Ufersubstrat eine kontinuierliche Laufverlagerung verhindert (*Humborg* 1995).

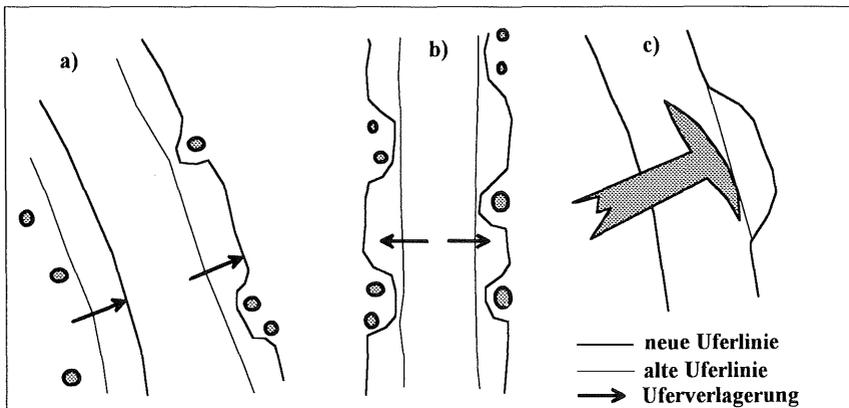


Abbildung 2.36: Uferbuchten bedingt durch Ufergehölze a) durch einseitige Laufverlagerung; b) durch beidseitige Breitenerosion; c) durch Sturzbäume und herausgehobelte Wurzelteller

Eine weitere natürliche Ursache von Uferbuchten sind umstürzende, ausgewachsene Uferbäume, bei deren Sturz der Wurzelteller herausgehoben wird (siehe Abb. 2.36 c). Die entstehende kleine Bucht, in der sich der Wurzelteller befand, ist dann vegetationslos der Strömung ausgesetzt. Verlegt der umgestürzte Baum zudem noch einen großen Teil des Gewässerquerschnittes, so kann sich nach und nach in der entstandenen Bucht ein Nebenarm ausbilden. Bei

Bächen, deren Breite in der Größenordnung des Wurzeltellers liegt, können durch Sturzbäume sogar ausgeprägte Bettweiten entstehen.

Die dritte und gleichzeitig anthropogene Ursache von gehölzbedingten Uferbuchten ist dann zu beobachten, wenn der Bach im Vergleich zum naturnahen Zustand schmal ausgebaut wurde (beispielsweise für die Flößerei) und infolge fehlender Unterhaltung die Tendenz zeigt, seine naturgemäße Breite durch Breitenerosion wieder zu erlangen. Bei beidseitiger Ufererosion und beidseitigem lückigen Gehölzbestand entstehen dann an beiden Uferseiten Buchten (siehe Abb. 2.36 b). Bei paarweise gegenüberstehenden Gehölzen erzeugen die Buchten aufeinanderfolgende Bachweiterungen, bei versetzt stehenden Gehölzen werden durch die wechselseitigen Buchten kurze aufeinanderfolgende Laufschwünge mit geringer Auslenkung erzeugt (eigene Beobachtungen an der Alb oberhalb von Ettlingen, Baden-Württemberg).

Theoretisch können Bäche durch standsichere Gehölze oder Gehölzgruppen "hindurchwandern": Die Gehölze stehen anfänglich noch in der Uferböschung, ragen dann spornartig ins Gewässer hinein, werden bei weiterer Uferückverlagerung im Gewässer als Bauminsel freigestellt und schließlich wieder vom anderen Ufer aufgenommen (Abb. 2.37). Dies ist allerdings nur dann möglich, wenn die Lebensdauer der Gehölze größer als der Zeitraum ist, den ein Gewässer für die laterale Laufverlagerung um eine Gewässerbreite benötigt. Für die Zeitdauer, in der sie sich losgelöst vom Ufer im Gewässerbett befinden, verursachen die Gehölze eine kleine Bauminsel und somit eine Bachspaltung.

- Uferbuchten oder Gehölzinseln, die durch weitständige und standsichere Gehölze verursacht werden, sind ein charakteristisches Strukturelement von dynamischen mittelgroßen und großen Bächen.

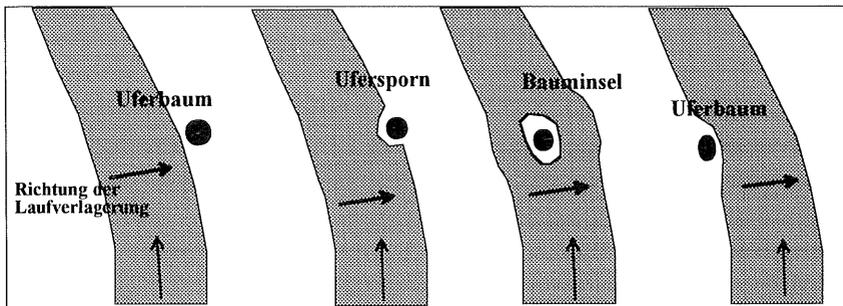


Abbildung 2.37: Gleitender Übergang eines standsicheren Baumes vom Ufergehölz, zum Ufersporn, zur Bauminsel und wieder zum Ufergehölz.

Wird bei entsprechend schräger Anströmung, beispielsweise an einer Außenkrümmung, eine Uferbucht immer tiefer oder bei Hochwasser eine Flutrinne hinter Ufergehölzen ausgebildet, so kann es nach und nach zu einer Umströmung der unterhalb der Bucht befindlichen Gehölze kommen, die dann als Insel zwischen dem neuen und alten Gewässerarm liegt (siehe Abb. 2.38).

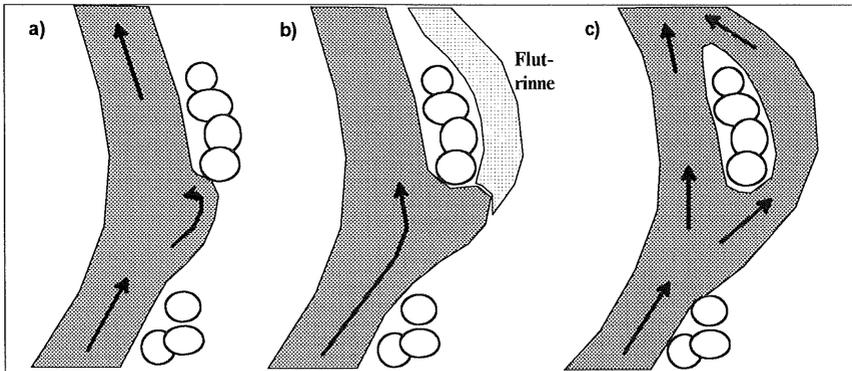


Abbildung 2.38: Entstehung einer Bachspaltung bzw. einer Insel: Eine Uferbucht zwischen Gehölzgruppen wird immer ausgeprägter (a), bis sich im Anschluß an die Uferbucht eine Flutrinne ausbildet (b), die sich zum eigenständigen Laufarm entwickelt und die Gehölzgruppe zur Insel werden läßt (c).

Die speziellen Eigenschaften der Weide, Strömungsturbulenzen zu fördern und die Strömung abzulenken, stellen *Bittmann* (1967) und *Grosse-Brauckmann* (1989) heraus. Während junge Weiden durch ihre dichte, buschartige Struktur noch sedimentationsfördernd sein können und insbesondere bei kleinen Bächen den Querschnitt einengen und somit die Strömung ablenken, sind ältere Weiden durch ihr weitgefächertes Astwerk, das sich oft horizontal über den Wasserspiegel erstreckt, ein großes Hindernis für den Hochwasserabfluß. Auf der gegenüberliegenden Uferseite kann dadurch Ufererosion verursacht werden.

Tief am Böschungsfuß beider Ufer wurzelnde Bäume, die sich direkt gegenüberstehen, können nach entsprechendem Dickenwachstum bei kleinen Bächen eine starke Einengung des Querschnittes verursachen. Diese führt zu einer Beschleunigung der Strömung und zur Entstehung eines Kolkes unterhalb des Baumpaars, bei schräger Stellung des Baumpaars zu einer Ablenkung der Strömung in Richtung Ufer, verbunden mit Ufererosion, bei zusätzlicher Verlegung der eng beieinanderstehenden Bäume mit Treibholz zu einem Aufstau oberhalb, der dort Ablagerungen verursacht und die Strömungskräfte unterhalb erhöht. Bei schmalen Bächen wachsen die Gehölzwurzeln vorwiegend von Erlen u.U. unter der Sohle hindurch und wirken wie eine Sohlsicherung. Infolge der Kolkbildung direkt unterhalb der Gehölze können Abstürze von nicht unbedeutender Höhe entstehen, die ein gestuftes Längsprofil verursachen.

Das unterschiedlich ausgebildete Wurzelsystem der Ufergehölze beeinflusst durch seine mehr oder weniger die Ufer stabilisierende Wirkung die Ufer- und Sohlstruktur: Das ausladende Wurzelgeflecht der Weide, aber insbesondere das der Erle, ragt oft weit in das Gewässerbett hinein und kann deshalb bei relativ kleinen Gewässern eine strömungsablenkende Wirkung haben, so daß bei wechselseitig stehenden Bäumen ein leicht geschwungenes Mittelwasserbett entsteht (siehe Abb. 2.39 links). Dagegen wird das Mittelwasserbett bei Gehölzarten, deren

Wurzelsystem nicht unter das Niveau des Mittelwasserstandes hinabreicht (z.B. Esche und Pappel), und die Wasserlinie auf diesem Niveau nicht beeinflusst. Auch bei Unterschneidungen der Ufer unterhalb des Wurzelniveaus bleibt bei diesen Gehölzen eine lineare Uferstruktur im Bereich des Mittelwasserspiegels weitgehend erhalten (siehe Abb. 2.39 rechts). Wird aber das Ufer unter einer Esche, die i. d. R. ihr Wurzelwerk über der Mittelwasserlinie horizontal ins Ufer hineinentwickelt, soweit unterschritten, daß sie balkonartig über den Wasserspiegel ragt und sich nicht mehr senkrecht halten kann, dann senkt sie sich und stützt sich auf Steinen oder der Gewässersohle ab. Sie bildet dann ein spornartiges Strömungshindernis am Ufer.

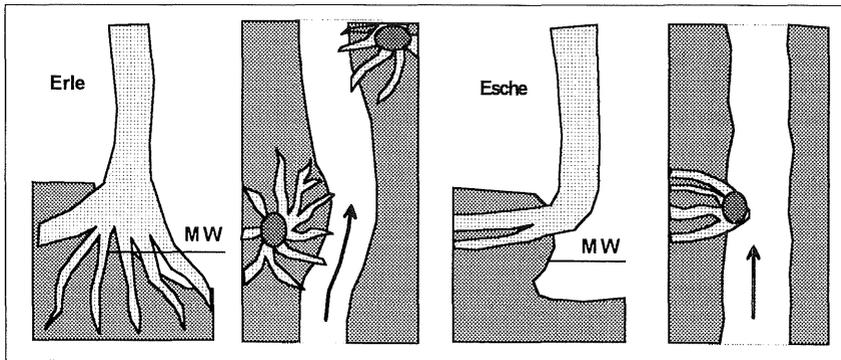


Abbildung 2.39: Unterschiedliche Wurzel Ausbildung und strömungsablenkende Wirkung von Erle und Esche

2.7.2 Totholz

2.7.2.1 Entstehung und Eintrag von Totholz ins Gewässer

Die Ursachen für die Entstehung von Totholz sind vielfältig: Es kann durch von außen auf die Gehölze einwirkende Kräfte, durch Krankheiten und Insektenbefall, durch Konkurrenz zwischen den Gehölzen oder durch Überalterung entstehen. Als Ursachen für äußere Krafteinwirkung sind Windkräfte, Schneelast, Hangrutschungen und die Ufererosion zu nennen, wodurch Zweige, Äste und Baumwipfel abgebrochen werden oder ganze Bäume umstürzen. Auch das nutzungsbedingte Fällen von Bäumen kann dazugezählt werden, wobei dann nur die nicht wirtschaftlich nutzbaren Äste, Baumkronen und Wurzelstöcke als Totholz anfallen, während die Stämme entnommen werden.

Während bei durch Krafteinwirkung verursachtem Totholz auch sofort Stämme in das Gewässer gelangen können, fallen bei den anderen Ursachen zuerst nur Zweige und Äste an, während der Stamm noch lange als "stehendes" Totholz im Ufergehölz oder Waldverband verbleibt und dem Gewässer als Strukturbildner nicht zur Verfügung steht. Erst wenn der Stamm morsch geworden ist, stürzt er und wird zu liegendem Totholz, das aber infolge seiner Morschheit sehr

schnell zerbrechen kann und deshalb trotz seiner Größe nicht in der Lage ist, als Ursache oder Stabilisator größerer Totholzstrukturen zu dienen.

Von besonderer Bedeutung für den Totholzanfall ist die Entwicklungsphase bzw. das Alter, in dem sich der Gehölzbestand befindet. Zu unterscheiden sind bei einem durch Nutzung und Pflege ungestörtem Wald die Verjüngungsphase, die Initialphase, die Optimalphase, die Altersphase und die Zerfallsphase (*Richter* 1989). Insbesondere bei zwei dieser Phasen kommt es in größerem Umfang zum Tod von Bäumen und somit zu Totholzanfall. Dies ist zum einen in der Zeit der Initialphase bis in die Optimalphase hinein der Fall, während der ein intensiver Konkurrenzkampf zwischen den jungen Gehölzen stattfindet, bei dem die hohe Baumzahl des Jungbestandes auf die des wesentlich geringeren Altbestandes reduziert wird. Die absterbenden Bäume, die in dieser Phase i.d.R. in Brusthöhe nicht stärker sind als 10 bis 25 cm, sind dabei die Unterlegenen im Kampf um den Kronen- (Licht) und Wurzelraum. Zum anderen beginnt in der Altersphase, in der die Vitalität der Bäume abnimmt, für die Totholzentstehung ein bedeutender Zeitabschnitt. Dadurch werden die Bäume anfälliger für Streßsituationen wie z.B. Trockenheit, Überflutung und Insektenfraß, weshalb die Sterblichkeit zunimmt. Während zur Totholzmenge am Ende der Optimalphase nur relativ wenige Stämme beitragen, steigt deren Anzahl in der Terminalphase (Alters- und Zerfallsphase) um ein Vielfaches an (*Richter* 1989; siehe auch Abb. 2.45). Sehr vielen toten Baumstämmen mit geringem Durchmesser in der Initialphase stehen wenige aber starke Stämme am Ende der Optimalphase und viele Stämme mit großem Durchmesser in der Terminalphase gegenüber.

Das Totholz gelangt bzw. fällt direkt in oder über das Gewässer, wenn die Gehölze direkt oder nahe am Ufer stehen. Stehen sie dagegen soweit entfernt, daß auch keine Äste über das Gewässer ragen, dann fällt das Totholz zuerst auf den Boden und wird u.U. erst anschließend bei Hochwasserereignissen, bei der die betreffende Fläche überströmt wird, in das Gewässer geschwemmt. An instabilen Talhängen, die von selbst oder infolge von Ufererosion in Bewegung geraten, können oft größere Mengen von Gehölzen in das Gewässer hineinstürzen.

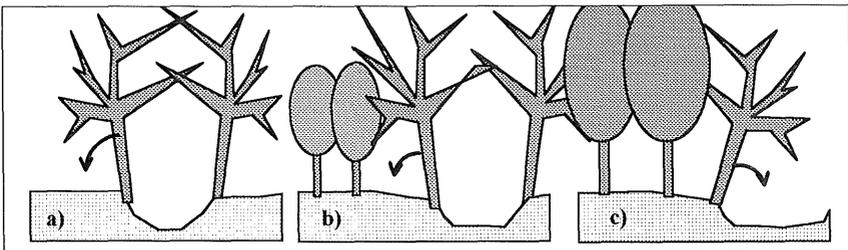


Abbildung 2.40: Fallrichtung umstürzender Ufergehölze in Abhängigkeit vom angrenzenden Uferwald: a) kein Uferwald; b) junger Uferwald; c) alter Uferwald

Die Häufigkeit von Uferbäumen, die als Sturzbäume in das Gewässer gelangen, hängt von der Standsicherheit der vorhandenen Baumarten, von der Erodierbarkeit der Ufer und der

Strömungskraft des jeweiligen Gewässers ab. Zudem ist die Zahl der Sturzbäume davon abhängig, ob hinter den Ufergehölzen ein alter oder noch junger Waldbestand oder kein Wald existiert, oder ob es sich um ein breites oder schmales Gewässer handelt: Handelt es sich um ein schmales Gewässer und ist hinter den Ufergehölzen kein Wald vorhanden, dann neigen sich die Gehölze, Licht suchend, vom Gewässer weg über die angrenzende Aue (Abb. 2.40 a). Werden die Gehölze durch Ufererosion oder andere Einwirkungen destabilisiert, so stürzen sie nicht ins Gewässer sondern auf die angrenzende Aue. Entsprechendes ist bei alten, relativ hohen Ufergehölzen und jungem, relativ niedrigem angrenzendem Uferwald zu beobachten (Abb. 2.40 b). Dagegen ist bei gleich altem Baumbestand im Ufergehölz und Uferwald die gegenteilige Tendenz zu beobachten (Abb. 2.40 c). Bei letzterem Fall ist deshalb mehr Totholz, das zudem aus großen Baumstämmen besteht, zu erwarten.

2.7.2.2 Durch Totholz gebildete morphologische Strukturen

Die ins Gewässer hineingefallenen größeren Äste und Stämme können in kleineren Gewässern - wegen der geringen Transportkräfte - nicht oder nur selten verfrachtet werden. Sie bilden deshalb, bis zu ihrer weitgehenden Zersetzung, ortsfeste Hindernisse. In großen Bächen und Flüssen können sie dagegen bei Hochwasser weitertransportiert werden und weiter unterhalb auf Bänke, auf dem Ufer oder gar in der Aue wieder abgelagert werden. Je mehr die Gewässerbreite der Größe des anfallenden Totholzes entspricht, desto stärker ist der Einfluß von Totholz auf die Lauf- und Bettstruktur des Gewässers. Während der Einfluß bei großen Flüssen weniger bedeutsam ist, kann er bei kleinen Bächen die gesamte Gerinnemorphologie bestimmen (*Keller & Swanson 1979*).

Von besonderer Bedeutung ist die Entstehung von Totholzansammlungen, die den Gewässerquerschnitt ganz oder teilweise zusetzen können. Von der Größe der Querschnittsverlegungen (Verbauungsgrad) hängt es ab, ob diese nur die Vielfalt der Bettstrukturen fördern oder gar die Laufstruktur verändern. Während kleinere Teilverlegungen die Entstehung von Kolken, Bänken, Buchten und kleine Laufkrümmungen bewirken, können bei größeren Querschnittsverlegungen bereits kleinere Hochwasserabflüsse zur Ausuferung gezwungen werden und ein neues Bett erodieren. Dadurch können Schlingen und Krümmungen abgeschnitten werden oder neu entstehen. *Keller & Swanson (1979)* geben für plötzliche Laufverlagerungen eindrucksvolle Beispiele.

Große, über die gesamte Bettbreite reichende Verklausungen dürften am meisten bei mittelbreiten Bächen (ca. 5-10 m Breite) auftreten, wenn ein Sturzbaum in das Gewässerbett fällt. Bei kleineren Bächen kommen Sturzbäume meist über den Gewässerbetten zu liegen, so daß dort Verklausungen seltener auftreten. Bei Gewässern mit sehr breiten Betten können Verklausungen wegen der schwer möglichen Verankerung des Totholzes an beiden Ufern kaum auftreten.

Untersuchungen über Gleichgewichtszustände an im Wald verlaufenden kleinen Bergbächen im Westen der USA führte *Heede* (1981) durch. Die von ihm festgestellten Sohlstufen waren zu 17 bis 63 % von Totholz gebildet. Während die Zahl der aus Schotter, Steinen oder Blöcken bestehenden Sohlstufen bzw. Querbänke mit zunehmendem Gefälle zunahm (siehe auch Kap. 2.3.1), blieb die Anzahl der Totholzstufen pro Bachlänge im Mittel konstant. Dies deutet darauf hin, daß der Wald nur eine gewisse Totholzmenge pro Gewässerlänge als Strukturbildner liefern kann. Oberhalb der Totholzbarrieren war die Gewässerbreite oft doppelt so groß wie die mittlere Breite.

Die hydraulische Rauheit und die Strukturvielfalt am South Fork Obion River in Tennessee untersuchten *Shields & Smith* (1992). Sie verglichen Bereiche, wo die Ufergehölze gerodet wurden, mit Bereichen, wo Ufergehölze und Uferwald und somit größere Mengen Totholz vorhanden waren. Es ergaben sich signifikant unterschiedliche hydraulische Rauheiten. Sie waren in den gehölzbestandenen Bereichen bei Niedrigwasser um das nahezu 4-fache und bei Mittelwasser bis Hochwasser um das 1,35-fache höher. Damit war die Strömungsgeschwindigkeit und infolgedessen die mittlere Korngröße des Sohlsedimentes verringert. Die nicht gerodeten Bereiche wiesen eine wesentlich höhere Tiefenvariabilität im Querschnitt und eine höhere Breitenvariabilität auf der Gewässerstrecke auf. Die Diversität (berechnet nach *Shannon*) der Breite und der Geschwindigkeit war dort um 48 % größer als in den gerodeten Bereichen.

- Totholz kann neben der Ufervegetation als wichtiger Strukturbildner im Meso- und Mikrostrukturbereich eines Bachbettes angesehen werden. Ohne einen ausreichend alten Uferwaldstreifen, dessen Gehölze nicht durch Pflegeeingriffe verjüngt sein dürfen, ist ein natürlicher Totholzeintrag nicht möglich. Ein Gewässer besitzt ohne Totholz erhebliche strukturelle Defizite, auch wenn es sich sonst in einem weitgehend anthropogen unbeeinflussten Zustand befindet.

Totholzstrukturtypen und ihre hydraulische und morphologische Wirkung

Die Vielfalt, in der sich Totholz im Gewässer anordnet, ist infolge seiner zufälligen Entstehung, seiner Umlagerung bei Hochwasser, seiner unterschiedlichen Größe und der Kombinationsmöglichkeit der einzelnen Holzelemente unendlich groß. Dennoch können Totholzstrukturen in Bächen in Anlehnung an *Gregory et al.* (1985) entsprechend ihrer Wirkung in die folgenden vier Strukturtypen unterteilt werden, wobei es unbedeutend ist, ob diese Strukturen aus Einzelelementen oder aus komplexen Strukturen bestehen, die aus mehreren Totholzteilen, Zweigen und Blattwerk zusammengesetzt sind (siehe Abb. 2.41):

- ♦ **Geschlossene Strukturen**, die über den gesamten Gewässerquerschnitt reichen, den Abfluß und den Geschiebetransport stark beeinflussen und eine Stufe im Längsprofil des Gewässers verursachen
- ♦ **Lückige Strukturen**, die zwar über den gesamten Gewässerquerschnitt reichen, wegen ihrer lückenhaften Struktur den Abfluß und den Geschiebetransport aber nur geringfügig beeinflussen und noch keine signifikanten Stufen im Längsprofil des Gewässers verursacht haben

- ♦ **Temporär wirkende Strukturen**, die zwar über den gesamten Querschnitt reichen, aber so hoch im Querschnitt angeordnet sind, daß sie erst bei kleinen oder gar seltenen Hochwasserereignissen die Strömung beeinflussen und somit keine oder eine nur geringe Wirkung auf die Bettmorphologie besitzen
- ♦ **Partielle Strukturen**, die nicht über den gesamten Querschnitt reichen, die - infolge ihrer sohnahen Lage - die Strömung ablenken, den Geschiebetransport aber nur geringfügig beeinflussen

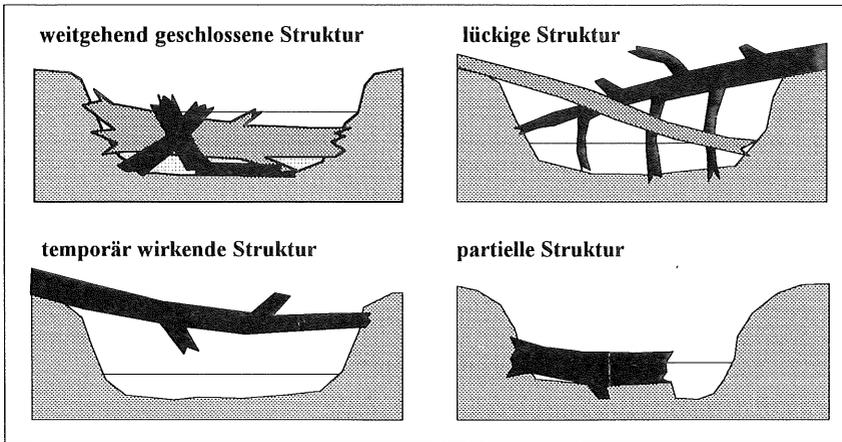


Abbildung 2.41: Querschnittsskizzen der unterschiedlichen Strukturarten.

Eine andere Unterscheidung der Totholzstrukturen wurde von *Eckert et al.* (1996) bei Erhebungen von Totholzstrukturen an Berg- und Flachlandbächen in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und im Elsaß getroffen. Sie unterschieden Sturzbäume, strömungsparallele Totbäume, Fänger mit und ohne Ansammlung, lockere Ansammlungen und Totholzbarrieren. Auf diese Weise sollten aus der Erhebung der Strukturen Rückschlüsse auf die Entstehung und das Zusammenwirken der Totholzelemente gezogen werden. Die Anzahl der unterschiedlichen Totholzstrukturen und deren Holzvolumen pro km der untersuchten Gewässerstrecken sind in den Abbildungen 2.42 und 2.43 dargestellt.

Aus Abbildung 2.32 ist ersichtlich, daß die Häufigkeit der Strukturarten sehr unterschiedlich ist. Dies spiegelt die unterschiedlichen Randbedingungen wie Baumarten, Waldbewirtschaftung und die Erodierbarkeit der Ufer wider. Bei fast allen Gewässern dominiert aber der Strukturtyp "Fänger", während Barrieren nur selten vorhanden sind.

In Abbildung 2.43 sind die strukturspezifischen Volumina pro km Gewässerlänge getrennt nach Berg- und Flachlandbächen dargestellt. Daraus wird deutlich, daß in Bergbächen, bezüglich des Totholzvolumens, die Strukturen wie Ansammlungen und Barrieren dominieren, die durch strömungsbedingte Akkumulation entstehen. In den untersuchten Flachlandgewässern sind dagegen Strukturen wie Sturzbäume und Fänger in der Überzahl, für die ursächlich

Ufererosion verantwortlich ist. Dieser Sachverhalt ist allerdings nicht generell auf Flachlandgewässer übertragbar, da die untersuchten Flachlandgewässer ein relativ hohes Gefälle und erodierbare Ufer besitzen.

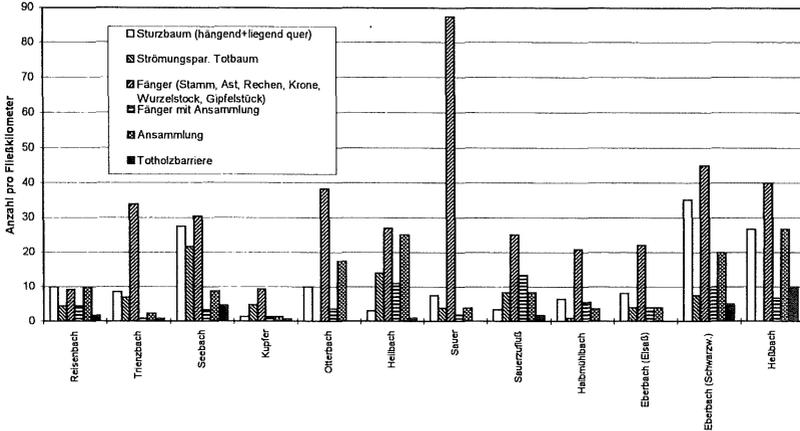


Abbildung 2.42: Anzahl der Strukturtypen pro km Gewässerslänge in Berg- und Flachlandbächen (Eckert et al. 1996)

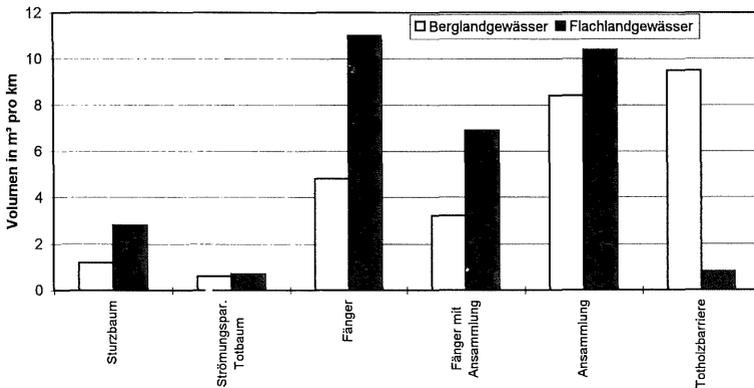


Abbildung 2.43: Totholzvolumen der jeweiligen Strukturtypen in Berg- und Flachlandgewässern (Eckert et al. 1996)

Das mittlere Totholzvolumen der untersuchten Gewässer lag bei ca. 50 m³ pro Hektar Gewässerfläche. Da die untersuchten Gewässer eine relativ häufiges, wenn auch ein noch nicht natürliches Vorhandensein von Totholzstrukturen zeigten, kann diese Totholzmenge als Anhaltswert für das gezielte Einbringen von Totholz in ein Gewässer zur Strukturentwicklung angesehen werden.

Hydraulische Wirkung von Totholzstrukturen

Bezüglich ihrer Wirkung auf die Strömung können die nach *Gregory et al. (1985)* definierten Strukturtypen folgenden hydraulischen Bauwerken zugeordnet werden (vergleiche *Robinson & Beschta 1989*):

- ♦ **festе Wehre** (geschlossene Strukturen ohne Sohlaufandung oberhalb), die den Wasserstand oberhalb aufstauen und über die das Wasser vornehmlich hinwegströmt
- ♦ **Abstürze** (geschlossene Strukturen mit Sohlaufandung oberhalb), über die das Wasser herabstürzt
- ♦ **Rechen** (lückige Strukturen), die den Wasserstand bei kleinen und mittleren Abflüssen oberhalb nur geringfügig aufstauen und durch die das Wasser vornehmlich hindurchströmt, während sie bei hohen Abflüssen durch- und gleichzeitig überströmt sein können
- ♦ **Schütze** (temporär wirkende Strukturen), die sich bei kleinen Abflüssen noch über dem Wasserspiegel befinden und somit den Abfluß und Wasserstand nicht beeinflussen, während sie bei höheren Abflüssen in den Wasserkörper eintauchen und den Wasserspiegel oberhalb anstauen, weshalb sie bei hohen Abflüssen gleichzeitig unter und überströmt werden können
- ♦ **Buhnen und Pfeiler** (partielle Strukturen), die seitlich in den Querschnitt hineinragen oder mitten im Querschnitt stehen und die Strömung einseitig ablenken oder aufspalten, und die somit umströmt werden

Alle diese Strukturen führen bei bestimmten Abflußverhältnissen zu punktuellen Energieverlusten, zu Rückstauwirkungen oberhalb und zur Beschleunigung der Strömung neben, über oder unter den Strukturen.

Morphologische Wirkung von Totholzstrukturen

Die Wirkung der Totholzstrukturen auf die Bettmorphologie besteht darin, daß sie die Strömungsverhältnisse in der oben erläuterten Weise beeinflussen und somit indirekt Kolke, Geschiebebänke, Sohlhebungen über die gesamte Gewässerbreite, Schwebstoff- und Detritusablagerungen, ein- oder beidseitige Betaufweitungen oder Laufverlagerungen verursachen können.

Kolke entstehen an den Stellen, wo die Strömung durch die Totholzstruktur abgelenkt wird (der Abflußquerschnitt somit eingengt wird) oder gezwungen ist, über sie hinwegzufließen (direkt unterhalb geschlossener Strukturen, unter temporär wirkenden oder lückigen Strukturen oder neben und seitlich unterhalb partiellen Strukturen).

Sohlhebungen, die sich über die ganze Gewässerbreite erstrecken, entstehen vornehmlich oberhalb geschlossener Strukturen, da dort der Wasserspiegel stark aufgestaut, die Strömungsgeschwindigkeit verringert und somit Feststoffe im Rückstaubereich abgelagert werden.

Geschiebebänke entstehen unterhalb oder oberhalb im Strömungsschatten der Strukturen. Auch können weiter unterhalb liegende Bänke indirekt durch den ausgelösten Feststoffeintrag infolge der Ufererosion und der Ausbildung der Kolke verursacht werden.

Bettaufweitungen können fünf Ursachen haben:

1. Durch die infolge von Totholz entstehenden, ufernahen Kolke werden die Ufer steiler und höher und verlieren somit ihre Standsicherheit.
2. Im Bereich überströmter Strukturen wird die Strömung stark beschleunigt, weshalb dort hohe Strömungskräfte am Ufer angreifen und diese erodieren.
3. Bei von geschlossenen Strukturen verursachtem hohem Rückstau werden höhere Uferpartien dauernd durchfeuchtet und verlieren durch den Auftrieb und durch Aufweichungsprozesse ihre Standfestigkeit.
4. Durch partielle Strukturen wird die Strömung in Richtung Ufer abgelenkt, wodurch dort ebenfalls hohe Erosionskräfte wirken.
5. Durch Sohlanhebungen infolge von Sedimentation verursachte Querschnittseinengung oberhalb der Strukturen wird durch Breitenerosion kompensiert.

Kontinuierliche Laufverlagerungen (kontinuierliche Ufererosionen) entstehen bei starker und dauerhafter Strömungsablenkung durch schräg zur Flußachse ausgerichteten, großen geschlossenen Strukturen und bei großen, einseitigen partiellen Strukturen.

Plötzliche Laufverlagerungen entstehen bei Strukturen aller Klassen, sofern sie den Querschnitt des Gewässers sehr stark verbauen und damit bei Hochwasser Ausuferungen und die Ausbildung eines neuen Laufes in der Aue verursachen.

Die oben erläuterten Ursache-Wirkungsbeziehungen, die u.U. sogar aufeinander aufbauen können (d.h. eine Wirkung zieht u.U. eine weitere Wirkung nach sich), zeigen, daß eine Totholzstruktur mehrere morphologische Veränderungen des Gewässerbettes verursachen kann. Die Größe und Ausprägung der entstehenden Kolke, Bänke etc. hängt stark davon ab, wie groß der Verbaugungsgrad, d.h. wie groß der von der Totholzstruktur beanspruchte Flächenanteil am Gesamtquerschnitt ist. Auch mit größerer Nähe zur Sohle u.U. der partiellen aber insbesondere der temporär wirkenden Strukturen nimmt ihre Wirkung zu, da dann die Strömung stärker und häufiger, d.h. auf längere Dauer beeinflusst wird.

Die entstehenden Bettstrukturen hängen außer von den Totholzstrukturen stark von der Erodierbarkeit des Ufer- und Sohlmaterials und somit vom Gewässertyp und vom Geschiebehaushalt ab. Handelt es sich z.B. um einen Kerbtalbach, dessen Sohle und Ufer aus Steinen oder gar Steinblöcken besteht, so werden durch das Totholz schwerlich tiefe Kolke und Bettweitungen verursacht werden können. In solch einem Fall werden vornehmlich Sohlstufen ausgebildet, die durch die Anlagerung von Geröllen an querliegenden Baumstämmen und Ästen entstehen. Ein anderes Extrem wäre z.B. ein geschiebearmer Leimbach. Bei ihm werden sich infolge von Totholz vor allem tiefe Kolke und unregelmäßige Uferstrukturen ausbilden. Ausgeprägte Bänke und Sohlanhebungen sind dort mangels Geschiebe nicht zu erwarten. Zwischen diesen Extremen wird ein Bergbach liegen, der eine kiesig-sandige Sohle und ein nur wenig kohäsives Ufer

besitzt. Bei ihm wird sich das gesamte Spektrum der oben beschriebenen morphologischen Wirkungen zeigen.

In der bereits oben angeführten Untersuchung zu Totholzstrukturen von *Eckert et al. (1996)* wurden die infolge des Totholzes entstandenen morphologischen Wirkungen erfaßt. Die pro Totholzstruktur mit einer breitenspezifischen Verbauung ($b_{\text{tot}}/b_{\text{ges}}$) entstandenen morphologischen Strukturen sind in Abbildung 2.44 dargestellt. Daraus ist erkenntlich, daß bestimmte morphologische und hydraulische Wirkungen sich erst deutlich einstellen, wenn der auf die Breite bezogene Verbauungsgrad eine gewisse Größe überschreitet.

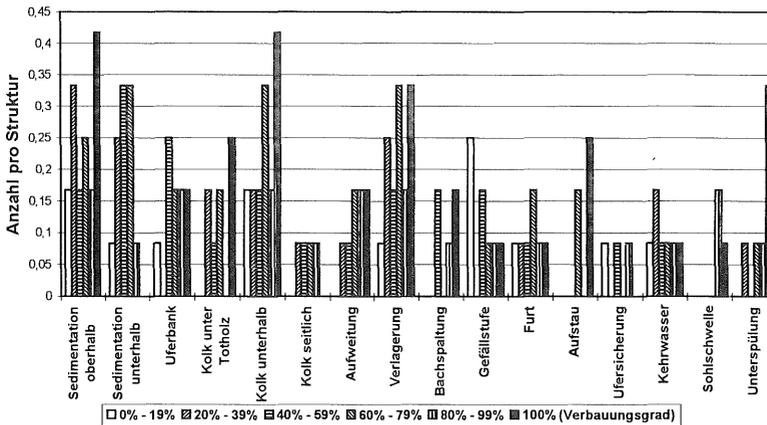


Abbildung 2.44: Die morphologische und hydraulische Wirkung von Totholzansammlungen und -barrieren (pro Totholzstruktur) und dem auf die Gewässerbite bezogenen Verbauungsgrad (aus *Eckert et al. 1996*)

Entstehung und Veränderung von Totholzstrukturen

Welche Totholzstrukturen entstehen oder in einem Bach dominieren, hängt von der Art und Größe (Länge und Durchmesser der Holzteile) bzw. der Größenverteilung des eingetragenen Totholzes, von der Verrottungsbeständigkeit und somit der Verweildauer der Strukturen im Gewässerbett, von der Strömungsenergie, von der Tiefe und insbesondere von der Breite des Gewässers ab.

Die Breite eines Gewässers ist dabei die bedeutendste Randbedingung: Bei einem Fluß, dessen Breite größer ist oder in der Größenordnung der Höhe der Uferbäume liegt, sind über die gesamte Gewässerbite reichende Strukturen kaum oder nicht möglich. Selbst komplett ins Gewässer gefallene Bäume werden, da sie sich nicht beidseitig am Ufer "festhaken" können, bei entsprechendem hohem Abflüssen verfrachtet und bei abnehmendem Wasserstand auf Bänken, am Ufer oder - sofern Ausuferungen stattgefunden haben - in der Aue abgelagert.

Bei Bächen ist i.d.R. nur eine Verfrachtung von Baumteilen wie Ästen und Stammstücken möglich, sofern sie kleiner als die Gewässerbreite sind. Größere Totholzstücke werden sich früher oder später im Querschnitt verklemmen oder an Steinen oder Uferbäumen, die ihnen als Widerlager dienen, anlagern. Bei Gewässern mit geringer Bettiefe werden Holzteile, die einen großen Durchmesser und somit ein hohes Gewicht oder noch ausladende Aststümpfe besitzen, auch dann nicht verfrachtet werden können, wenn sie kleiner als die Gewässerbreite sind, da sie auch bei Hochwasser nicht soweit ins Wasser eintauchen werden, daß sie aufschwimmen können.

Grundsätzlich gelangt Totholz als Einzelelement in das Gewässer. Ist das Einzelelement so lang, sperrig, schwer oder noch durch Wurzeln am Ufer verankert, daß es nicht oder nur bei seltenem Hochwasser verfrachtet werden kann, dann bleibt es an der Stelle des Eintrags liegen. Es verändert u.U. nur noch seine Orientierung. Kleinere Holzteile bleiben dagegen nur solange an der Eintragsstelle liegen, bis sie von einer Hochwasserwelle aufgenommen und abgeschwemmt werden. Sie werden dann soweit verfrachtet, bis sie sich an Hindernissen wie Uferbäumen oder größeren ortsfesten Totholzteilen, die dann als "Fänger" fungieren, anlagern. Auf diese Weise kann aus einem einzelnen ortsfesten Totholzelement ein großes gitterartiges Flechtwerk entstehen, das in der Lage ist, immer kleineres Schwemmgut wie Zweige und Blätter aus der fließenden Welle herauszufiltern. Die Totholzstruktur wird dadurch immer dichter und "wasserundurchlässiger", bis sie nicht mehr durchströmt sondern gänzlich überströmt ist.

Nach einer längeren hochwasserfreien Zeit sind deshalb viele aus Einzelelementen bestehende Totholzstrukturen zu erwarten, die zwar viele aber kleine strukturelle Veränderungen im Bachbett hervorrufen. Dagegen sind kurz nach einem Hochwasser große Teile des Bachbettes von Totholz "geräumt". Dafür ist eine Akkumulation des Totholzes auf relativ wenige Großstrukturen mit entsprechend größerer morphologischer Wirkung, festzustellen. Nach einem sehr großen Hochwasserereignis wird möglicherweise trotz Akkumulation des zuvor vorhandenen Totholzes die Zahl der Totholzstrukturen gleich bleiben oder u.U. größer werden, wenn ein zusätzlicher Totholzeintrag durch starke Ufererosion stattgefunden hat. Dagegen kann in Fällen, in denen im Vergleich zur Gewässerbreite nur kleines Totholz auftritt und somit "Fänger" im Bachbett fehlen, das Bachbett nach einem großen Hochwasser auch von Totholz nahezu gänzlich geräumt sein, weil das Totholz in die Aue verfrachtet wurde (eigene Beobachtungen an einem Bergbach im Odenwald).

Wie stark die Verfrachtbarkeit der einzelnen Totholzelemente von ihrer Größe abhängt, hat *Bilby* (1984) an einem Bergbach, der eine mittlere Breite von 11,5 m und ein Gefälle von 1,5 % besitzt, nachgewiesen. Während Totholz der Größenklasse von länger 10 m nur zu ca. 1% verfrachtet wurde, stieg der Anteil der verfrachteten Elemente in den Größenklassen 2,6 - 5 m und 5,1 - 10 m auf ca. 20 % an und erreichte in der kleinsten Klasse (0 - 2,5 m) einen Wert von 50 %. Eine Abhängigkeit der Verfrachtungsstrecke vom Durchmesser konnte aber nicht

festgestellt werden, alle verfrachteten Elemente wurden in einem Abstand von ca. 100 m wiedergefunden.

Ein nahezu kontinuierlicher Anstieg der Verfrachtungsrate war bei einer Einteilung der Einzelelemente mit abnehmendem Holzdurchmesser (unterschiedene Klassen: 15 - 25 cm; 26 - 50 cm; 51 - 75 cm und >75 cm) von 10 %, 14 %, 27 % auf bis zu 50 % zu verzeichnen. Mit zunehmendem Verankerungsgrad des Einzelelements am Ufer und an der Gewässersohle (eingeteilte Klassen: frei liegend; ein Ende oder eine Seite eingebettet, beide Enden oder ein Ende und eine Seite eingebettet, beide Enden und eine Seite eingebettet) war eine Abnahme der Verfrachtungsrate von ca. 90 %, 42 % nach 23 % festzustellen, während die nicht verankerten Elemente alle verfrachtet wurden.

Diese Ergebnisse können natürlich nur auf bezüglich Breite, Bettiefe und Gefälle vergleichbare Gewässer übertragen werden. Bei steileren Gewässern mit höherer Strömungsenergie werden höhere Verfrachtungsraten zu erwarten sein, wenn eine grobe, aus Steinblöcken bestehende Sohle dies nicht ins Gegenteil verkehrt. Bei Gewässern mit kleinerem Gefälle wird dagegen eine geringere Beweglichkeit festzustellen sein.

- Als generelle Tendenz kann gelten, daß Totholzelemente, deren Länge in der Größenordnung der Gewässerbreite und deren Durchmesser in der Größenordnung der Bettiefe liegen, nicht oder kaum verfrachtet werden, während Elemente, die in Relation zu den Bettmaßen klein sind, fast immer verfrachtet werden.
- Bei naturnahen Gewässerstrukturen sind selbst bei größeren Bächen die Verfrachtungsstrecken von Totholz bei Hochwasser relativ gering. Die Gefahr der Verklausung von Brücken ist somit ebenfalls geringer als gemeinhin befürchtet wird.

Die Lebens- oder Verweildauer einer Totholzstruktur im Gewässerbett hängt vornehmlich von der Dicke und dem "Zerfallswiderstand" desjenigen Einzelelementes ab, das die Struktur durch sein Eigengewicht hält oder im Gewässerbett verankert. Die Geschwindigkeit des Zerfalls ist vor allem durch biologische Prozesse aber auch durch vom Geschiebetransport verursachten Abrieb bestimmt. Je nach Baumart und Holzdicke konnten Verweilzeiten bis über hundert Jahre nachgewiesen werden (*Heede* 1981).

Durch den Kreislauf der Entstehung und Auflösung der Totholzbarrieren werden große Geschiebemengen in der Gewässerstrecke gebunden und nur langsam und schubweise weitertransportiert. Ohne die durch Totholz gebildeten sedimentationsfördernden Barrieren würden die Erosionskräfte direkt am gewachsenen Untergrund angreifen, und es würden tiefere Bachbetten entstehen. Die Tiefenerosion, insbesondere bei erodierbarem Untergrund und höherem Gefälle, würde viel schneller vonstatten gehen.

- Man kann davon ausgehen, daß insbesondere geschiebearme Lehmäbche, die heute ohne Totholz sehr kompakte und tiefe Bachbette besitzen, beim Vorhandensein von Totholz erheblich breitere Profile mit geringerer Tiefe besitzen würden.

2.7.3 Uferwälder und ihre Entwicklung

Es gibt nur wenige, an die hydrologischen Verhältnisse angepasste Gehölzarten, die infolge ihrer Standsicherheit im "lebenden" Zustand morphologische Strukturen im Gewässerbett verursachen können. Im folgenden werden deshalb die verschiedenen Uferwaldtypen beschrieben und die Möglichkeit ihres Aufbaus diskutiert.

Unterscheidung natürlicher Uferwälder

Der Begriff Uferwald wird hier als Überbegriff verstanden. Es sollen damit alle Waldarten bezeichnet werden, die entlang eines Fließgewässers vorkommen können, unabhängig davon, ob das Gewässer z.B. an einem Hang oder einer Flußterrasse entlangstreicht oder innerhalb einer ausgedehnten Aue liegt. Wälder werden anhand ihrer vorherrschenden Pflanzengesellschaften unterschieden, die die vorhandenen abiotischen Standortfaktoren widerspiegeln. Bei Uferwäldern sind als wesentliche Standortfaktoren die Überflutungsdynamik (Überflutungshäufigkeit, -dauer und -höhe), die Grundwasserstandsverhältnisse (Schwankungsbereich und mittlerer und niedrigster Grundwasserstand) und die Substratdynamik durch Erosion und Sedimentation zu nennen (*Gerken* 1988, *Leibundgut* 1993, *UM Ba-Wü* Heft 6)

Anhand der Überflutungsdynamik, die selbst die Grundwasserstandsverhältnisse und die Substratdynamik wesentlich prägt, ergibt sich folgende grundsätzliche Unterscheidung der hydrologischen und sedimentologischen Randbedingungen:

1. Der Hochwasserstand erreicht nicht oder nur einmal in Jahrzehnten für kurze Zeit das Geländeniveau des angrenzenden Waldes; Erosion und Sedimentation finden dann nur in unbedeutendem Maße statt; der Grundwasserstand wird nicht vom Gewässer beeinflusst oder liegt so tief, daß er für den Bewuchs nicht relevant ist; die bestimmenden Standortfaktoren sind nahezu unabhängig vom Gewässer.
Beispiele: Wald am Hang, auf Flußterrasse oder auf relativ steil ansteigendem Talboden
2. Der Hochwasserstand übersteigt nur ca. einmal im Jahr oder einmal innerhalb weniger Jahre für wenige Stunden oder Tage das Geländeniveau des angrenzenden Waldes; Erosion und Sedimentation finden dabei nur beschränkt statt; der mittlere Grundwasserstand ist maßgeblich vom mittleren Wasserstand des Gewässers beeinflusst.
Beispiele: Bäche begleitende Auewälder und Niedermoore
3. Der Hochwasserstand übersteigt einmal oder mehrmals im Jahr für mehrere Tage oder gar Wochen deutlich das Geländeniveau des angrenzenden Waldes; dabei findet starke Sedimentation und stellenweise Erosion statt; der mittlere Grundwasserstand und insbesondere die Grundwasserstandsschwankungen sind maßgebend vom Wasserstand im Gewässer bestimmt.
Beispiel: Auewälder von Flüssen

Diese Differenzierung anhand der abiotischen hydrologischen Randbedingungen macht insbesondere die grundsätzlichen Unterschiede zwischen Uferwäldern an einem Bach und denen eines Flusses deutlich: Während der 1. Fall dann an einem Bach oder Fluß vorhanden sein kann, wenn eine Aue nicht vorhanden ist oder der Gewässerlauf am Talhang oder am Rande der Aue

entlangstreicht, unterscheiden die Fälle 2 und 3 die unterschiedlichen Standortverhältnisse in einer typischen Bach- und Flußbaue. Dabei ist einschränkend zu beachten, daß Bäche und Flüsse, die bezüglich ihrer Größe kontinuierlich ineinander übergehen, alle zwischen diesen beiden Fällen einzuordnenden Verhältnisse besitzen können. Zudem ist zu berücksichtigen, daß das Geländeniveau eines Tales mehr oder weniger kontinuierlich vom tiefsten Punkt an ansteigt. Folglich sind genaugenommen alle Standortbedingungen (Fall 1 bis 3) an allen Gewässern vorzufinden.

Es existiert ein räumlicher Gradient bezüglich des Grundwasserflurabstandes und der Überflutungshäufigkeit. Dieser verursacht nach einer vereinfachten Modellvorstellung folgende Vegetationszonierung: Während das Gewässerbett bzw. die Aue bis auf das Niveau des mittleren Sommerwasserstandes gehölzfrei ist, schließt sich daran bis zum mittleren Hochwasserstand die Weichholzaue, bis zum maximalen Hochwasserstand die Hartholzaue und danach die vom Gewässer unbeeinflusste Waldgesellschaft an (*UM Ba-Wii* Heft 6). Bei Flüssen kann die jeweilige Vegetationszone eine relativ große Breite besitzen, wogegen bei Bächen insbesondere die Weichholzzone meist auf einen schmalen Uferbereich oder gar auf die in der Uferböschung stehende Gehölzreihe - sofern diese z.B. an einem Steilufer nicht völlig fehlt - beschränkt ist.

Jeder Uferwaldtyp besitzt eine unterschiedliche Artenzusammensetzung der Gehölze, wobei bestimmte Gehölze dominieren. In der folgenden Tabelle sind beispielhaft die in Baden-Württemberg an Fließgewässern vorkommenden Waldtypen und die dort dominierenden Baumarten (Sträucher sind dabei nicht angegeben) aufgeführt. Zudem sind in der zweiten Spalte die Überflutungstoleranzen in Tagen (nach *Späth* 1987) und in der dritten Spalte nach Klassen (*UM Ba-Wii* Heft 6), in der vierten Spalte die möglichen Standorte am Gewässer (m bedeutet an und M oberhalb der Mittelwasserlinie) und in der fünften Spalte die Zuordnung zur Hart- oder Weichholzaue angegeben.

Die Tabelle macht deutlich, daß Baumweiden natürlicherweise vorwiegend im Silberweidenauwald von Flüssen vorkommen und insbesondere die Silberweide die größte Überflutungstoleranz besitzt. In den anderen Waldarten treten Weidenarten nur vereinzelt auf und sind dort i.d.R. auf lichte Waldbereiche und Waldsäume beschränkt, da sie die von den anderen, höheren Baumarten verursachte Beschattung nicht verkraften.

Der Eichen-Ulmen-Hartholzauewald, der das größte Baumartenspektrum besitzt, kommt vorwiegend am Mittel- und Unterlauf größerer Flüsse vor. Er wird nur episodisch überflutet und liegt, bezogen auf den mittleren Wasserstand der Flüsse, so hoch, daß er nur selten Grundwasseranschluß besitzt. Dadurch erklärt sich sein großes Baumartenspektrum, das sowohl Arten mit relativ hoher als auch Arten mit geringer Überflutungstoleranz einschließt.

Bei den restlichen Waldarten, die vorwiegend Bächen zuzuordnen sind, dominieren vor allem die gewöhnliche Esche, Erle, Bergahorn, Stieleiche und die gewöhnliche Traubenkirsche. Esche und Schwarzerle, die den meisten Waldarten an Bächen ihren Namen geben, sind die

Gehölze, die die Strukturen von Bächen am stärksten beeinflussen können. Sie sind allerdings in den Wäldern von engen Kerbtälern und Flußterrassen oft nicht vertreten, da diese Uferbereiche auch von einem nicht gewässerspezifischen Wald bestockt sein können. Die Uferstrukturen der dortigen Gewässer werden folglich durch lebende Gehölze wenig beeinflusst.

Tabelle 2.11: Uferwaldtypen und ihre dominierenden Baumarten (*UM Ba-Wü* Heft 6)

Baumarten	Überflutungstoleranz / Standort				Auwälder						ohne ausgedehnte Auc			Nied.-Moor	
	Ü (d)	ü	S	Z	E-U	Siw	S-E	H-S	fG	tG	S-E-H	BE-E	A-E		SB
Silberweide	170	1	m	W		X	X								
Rotweide		1	m	W		X									
Korbweide	100	2	m	W		X									
Bruchweide		3	m			X		X							
Silberpappel	130	1	M	W	x										
Schwarzpappel	150	1	m	W	x	X				X					
Feldulme	130	1	m	H	X		X								
Flatterulme	130	1	m	H	x		X								
Bergulme			M					X	X				X		
Schwarzerle		3	m				X	X			X	X			X
Grünerle		3	m												
Grauerle	130	1	m	W					X	X					
Stieleiche	130	12	m	H	X		X	X		X	X				
Gew. Esche	100	2	M	H	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Eberesche	40	3	M					X							X
Hainbuche	80	2	M		x		X	X			X				
Bergahorn	~60	3	M		x			X	X		X	X	X		
Feldahorn	110	2	M		x						X				
Spitzahorn		3	M		x								X		
gew. Traubenkirsche		2	m		x		X	X	X		X				
Vogelkirsche	~20	3	M								X				
Winterlinde	~80	2	M		x						X		X		

E-U = Eichen-Ulmen-Auwald; Siw = Silberweidenauwald; S-E = Schwarzerlen-Eschen-Auwald; H-S = Hainmieren-Schwarzerlen-Auwald; fG = frischer Grauerlen-Auwald; tG = trockener Grauerlen-Auwald; S-E-H = feuchter und frischer Stelmieren-Eichen-Hainbuchenwald; BE-E = Bach-Erlen-Eschenwald; A-E = Ahorn-Eschen-Schluchtwald; SB = Schwarzerlenbruchwald

Die folgenden Untersuchungsergebnisse bestätigen diese Erkenntnisse:

- ♦ Die bezüglich der Häufigkeit herausragende Rolle der Schwarzerle, und - an zweiter und dritter Stelle - des Bergahorns und der Esche in den Ufergehölzen unterschiedlicher Waldgesellschaften konnte an Bächen des Buntsandstein-Odenwaldes nachgewiesen werden

(Forschungsgruppe Fließgewässer 1994; dort Vegetationstabelle 5). An Steilufern war nach dieser Untersuchung häufig die Hainbuche zu finden.

- ♦ An den Ufersäumen von Bächen in der Oberrheinebene ergab sich eine vergleichbare Dominanz der Schwarzerle, wobei hier in gleicher Häufigkeit die Esche vorzufinden war (Forschungsgruppe Fließgewässer 1994; dort Vegetationstabelle 6). Zudem wurde deutlich, daß an den untersuchten Bächen der Oberrheinebene Weiden (Silberweide, Bruchweide und Rotweide) nur in Gehölzsäumen von Wiesenbächen und nicht an Waldbächen auftreten. Eine Ausnahme ist die Silberweide, die an Rheinauebächen bestandsbildend sein kann.
- ♦ Eine vergleichbare Dominanz von Erlen und Eschen kann auch an Bächen anderer Naturräume in Deutschland angenommen werden. Aus den Leitbildern für Tieflandbäche in Nordrhein-Westfalen (NRW 1995; dort Tabelle 1.2) sind als potentiell natürliche Auevegetation aller Gewässertypen Waldarten angegeben, die von Erlen oder Eschen dominiert werden (Erlenbruchwald, Traubenkirschen-Erlen-Eschenwald, und Traubenkirschen-Erlen-Eichenwald).

Spezielle Eigenschaften der dominierenden Gehölzarten

Aus den obigen Ausführungen ergeben sich die Schwarzerle, die Esche und verschiedene Weidenarten als die wichtigsten einheimischen Baumarten, die die Bettstrukturen und somit die Gewässerentwicklung insbesondere von Bächen beeinflussen. Deshalb werden sie im folgenden bezüglich ihrer Eigenschaften näher beleuchtet. Sie unterscheiden sich in ihren Standortpräferenzen, ihrer die Ufer sichernden Wirkung und ihrer Wüchsigkeit:

Die **Schwarzerle** ist die am tiefsten wurzelnde einheimische Baumart (Köstler 1968), die als einzige ihre Wurzeln weit unter den Mittelwasserspiegel hinabsenkt. Durch ihr grobes und tief unter die Wasserlinie reichendes Wurzelwerk ist sie besonders geeignet, an und sogar in der Strömung zu stehen, diese vom Ufer abzulenken und die Ufer gegen Erosion zu sichern. Durch den hohen Anteil vertikaler Wurzeln (70 - 90 %), bei relativ geringem Feinwurzelanteil, werden palisadenartige Strukturen im Bereich der Mittelwasserlinie ausgebildet, die eine hohe Rauheit und ein großräumiges Lückensystem besitzen, das der Gewässerfauna als Unterstand dient. Die Wurzeln besitzen ein beträchtliches Tiefenwachstum von bis zu 3,8 m. (Köstler 1968). Die Wurzelstrukturen der Erle können somit die gesamte Uferhöhe auch größerer Bäche, die natürlicherweise selten höher als 1-2 m sind, beeinflussen. Bei kleinen Bächen wachsen sie sogar unter der Sohle hindurch und verhindern so nachhaltig Tiefenerosion.

Die **Esche**, die normalerweise auch einen hohen Anteil an Vertikalwurzeln besitzt, bildet bei hoch anstehendem Grundwasserstand ein ausgeprägtes Flachwurzelsystem aus (Köstler 1968). Deshalb kann sie die unteren Uferpartien nicht sichern und beeinflusst die Uferlinie im Mittelwasserbereich nicht oder nur geringfügig. Mit ihren horizontal ins Ufer hineinwachsenden Wurzeln kann sie sich gut stabilisieren und verliert auch bei Unterschneidungen der Ufer selten ihre Standsicherheit. Sie ragt u.U. balkonartig aus dem Ufer heraus.

Die **Weide** sichert durch ihr feineres Wurzelwerk sehr gut die äußeren Bodenschichten. Sie dringt nicht ganz so tief unter die Wasserlinie vor wie die Schwarzerle.

Sukzession und Waldentwicklung

Folgende generelle Abfolge bzw. Sukzession der Vegetation ist auf einem unbewachsenen Standort zu erwarten (*Begon et al.* 1991):

1. Stadium: einjährige Kräuter	=>	2. Stadium: krautige mehnjährige Pflanzen	=>	3. Stadium: Sträucher	=>	4. Stadium: frühe Bäume in der Sukzession	=>	5. Stadium: späte Bäume in der Sukzession
---	----	---	----	---------------------------------	----	---	----	---

Im Gegensatz zur Besiedelung von Bänken, die als Primär-Sukzession (Besiedelung von Rohböden) zu betrachten ist, liegt bei zuvor als Acker oder Wald genutzter Fläche eine Sekundär-Sukzession vor, da die vorausgehende Vegetation bestimmte Bodenverhältnisse geschaffen, d.h. den Rohboden vorbereitet hat. Während bei einer aufgelassenen Ackerfläche durch Samenanflug sich gleichzeitig krautige ein- und mehrjährige Pflanzen sowie Gehölze ausbreiten (sofern diese in der näheren Umgebung vorhanden sind), die untereinander um die Fläche konkurrieren, beginnt bei einer Wiesenbrache die Sukzession bereits mit dem zweiten Stadium, da mehrjährige Kräuter bereits bestandbildend sind. Sofern eine geschlossene und hohe Krautschicht vorhanden ist, macht es diese den Gehölzen schwer, sich anzusiedeln, da den vorhandenen Gehölzsamen von der Krautschicht das zum Keimen erforderliche Licht genommen wird. Über Jahre und Jahrzehnte hinweg kann dadurch die Sukzession im zweiten Stadium verharren und können Gehölze in einer Wiesenbrache fehlen. Folgende Untersuchungen bestätigen diesen Sachverhalt:

- ♦ Bei einer 15 Jahre dauernden Dauerbeobachtung der Sukzession auf Kalkrasen bei unterschiedlichen Randbedingungen stellte *Willems* (1985) fest, daß auf jährlich gemähten Flächen kleine Gehölze - vermutlich weil die Krautschicht durch die Mahd niedrig gehalten wurde - immer wieder in geringem Maß aufkommen konnten. Während sich bei ungedüngten Flächen die jungen Gehölze bereits nach 5 Jahren zeigten, traten sie bei weiterhin gedüngten Flächen erst nach zehn Jahren auf. Dagegen kamen im eingezäunten unbehandelten Kontrollfeld Gehölze bereits nach dem ersten Jahr auf und erreichten nach 14 Jahren einen Deckungsgrad von ca. 30 %. *Willems* betont, daß sofern sich die Gehölze nicht innerhalb der ersten drei Jahre nach der Nutzungsaufgabe ansiedeln, es sehr lange dauert, bis sie Fuß fassen können. Dies wird durch die Tatsache bestätigt, daß alle aufgekommenen Gehölze ein vergleichbares Alter von 12 bis 14 Jahren besaßen.
- ♦ Untersuchungen von einer in einem norddeutschen Naturschutzgebiet gelegenen aufgelassenen Weide (feuchte Weidelgras-Weißklee-Weide) auf Flachmoortorf führte *Runge* (1985) durch. Die Entfernung zu einem Erlenbruchwald betrug 20 m. Die Weide bewaldete sich bereits nach 2 Jahren mit Schwarzerlen, die nach 4, 16 und 21 Jahren eine Höhe von 1,5 m, 8 m und 10 m erreichten. Nach 5 bis 11 Jahren verschwanden die typischen Pflanzenarten der Weide völlig, aber erst nach 18 Jahren kamen die ersten typischen Pflanzen des Erlenbruches auf. Eine vergleichbare Weide zeigte dagegen selbst nach 17 Jahren keinerlei Gehölzaufkommen. *Runge* führt das auf die dort sehr hohe Krautschicht zurück.
- ♦ Auf sehr feuchten bis nassen Niedermoor-Standorten der Alb-Niederung in Baden-Württemberg haben sich auf Mädesüß-Hochstaudenfluren auch nach 10 Jahren keine Baum- oder Strauchkeimlinge gezeigt (*Schreiber & Schiefer* 1985).

Welche Gehölzarten sich bei fehlender oder schütterer Krautschicht schnell und bei dichter Krautschicht erst nach längerer Zeit ansiedeln, hängt von der in der Nähe befindlichen und für die Sukzessionsfläche standortgerechten Gehölzvegetation ab. In einer Fläche, der z.B. der Hainmieren-Schwarzerlenwald als potentiell natürliche Vegetation zuzurechnen ist, würde nach *Oberndorf* (1992) die Rohrglanzgras-Pestwurzflur vom Bruchweidenbuschwald abgelöst, aus dem sich dann erst die potentiell natürliche Dauergesellschaft entwickelt. Sind entsprechende Weidengehölze am Gewässer vorhanden, dann wird sich dieses Weidengebüsch- bzw. Weidenwaldstadium durchsetzen, auch wenn Eschen und Schwarzerlen im Ufersaum des Gewässers vorhanden sind. Fehlen dagegen Weiden, dann können sich die im angrenzenden Wald oder Gehölzsaum dominierenden Gehölze ausbreiten (siehe oben die von *Runge* beobachtete Entwicklung). Diese Entwicklungstendenzen konnten wie folgt beobachtet werden:

- ♦ Am Kleinen Sulzbächle, einem kleinen Bach in der Oberrheinebene bei Bühl, entwickelte sich auf dem nackten sandigen Lehmboden, der bei der Herstellung eines künstlichen, tief liegenden Bachvorlandes freigelegt wurde, schon nach wenigen Jahren ein flächendeckendes Weidengebüsch, obwohl im Vergleich zu Erlen und Eschen relativ wenige Weiden gepflanzt wurden. Die Weiden schoben sich auch vor die dicht an der Uferkante gepflanzten Erlen und legten die Uferböschung flächenhaft fest, so daß eine Uferstrukturierung oder Laufverlagerung durch Ufererosion in den ersten Jahren unterbunden wurde.
- ♦ An anderen Renaturierungsprojekten der Oberrheinebene bei Bühl stellten sich auf gewässerbegleitende Rohbodenflächen in den ersten beiden Jahren gleichzeitig mit Pionieren der Knöterich-Gänsefuß-Fluren mehrere Weidenarten (z.B. *Salix purpurea* und *rubens*) ein. Nach kurzer Zeit schlossen sich die Weiden zu einem dichten Gebüsch zusammen und verhindern, nach Meinung der Autoren, über viele Jahre das aufkommen anderer Gehölzarten (*INL* 1990-1993).

Die Dominanz bestimmter Weidenarten wird i.d.R. sehr lange anhalten, da sie neben der generativen Verbreitung und Verjüngung durch Samenflug oder Samenverfrachtung bei Hochwasser auch die Fähigkeit zur vegetativen Verbreitung und Verjüngung besitzen (siehe bezüglich Silberweiden *Kühn & Späth* 1993). Dabei bilden umgebrochene bzw. abgebrochene Stämme oder Äste, die an Ort und Stelle bleiben oder nach Verfrachtung an anderer Stelle liegen, aus den Ästen und Stämmen heraus Wurzelabsenker und Triebe. Die letztgenannte Verbreitungsweise befähigt bestimmte Weidenarten, eine Auefläche trotz eines dichten Bewuchses mit krautigen Pflanzen oder Röhrichten nach und nach zu erobern, während die auf die generative Verjüngung angewiesenen Baumarten sich dort nicht oder nur schwer ausbreiten können.

Wandern schließlich doch andere Gehölzarten wie Erle, Esche, Bergahorn oder Stieleiche in das Weidengebüsch ein, dann verdrängen diese mit der Zeit das Weidengebüsch, da sie diesem, infolge ihrer deutlich größeren Wuchshöhe, das Licht nehmen. Mit zunehmendem Lichtmangel werden mit der Zeit - sofern die Bodenverhältnisse es zulassen - die Arten dominieren, die sich auch im Schatten des Kronendaches verjüngen können. Auf diese Weise geht die eingangs erwähnte vierte Sukzessionsphase mit den "frühen Bäumen der Sukzession" in die Schlußphase mit den "späten Bäumen der Sukzession" über. Ist die Schwarzerle nicht durch feuchte

Bodenverhältnisse und bessere Lichtverhältnisse im Uferbereich breiter Gewässer stark begünstigt, kann sie u.U. in der Schlußphase der Uferwaldentwicklung verdrängt werden. Dies dürfte auch der Grund sein, warum die Erle als bachbegleitende Baumart, z.B. im Ahorn-Eschen-Schluchtwald, wegen der weit über der Erle liegenden Wuchshöhe des Bergahorn und der Esche (40 m zu 25 m; *DVWK* 11/1995), nicht oder nur selten vertreten ist (siehe Tabelle 3.1 und *Forschungsgruppe Fließgewässer* 1994, dort Vegetationstabelle 5).

In dichten, forstlich genutzten Uferwäldern, die durch Anpflanzung oder selektive Gehölzentnahme eine nicht standortgerechte Baumartenzusammensetzung besitzen, hat die Schwarzerle - auch wenn sie dort standortgerecht wäre - infolge der Beschattung kaum eine Chance natürlich aufzukommen. Erst durch Baumentnahme entstehende, kleine Lichtungen dürften ihr eine Entwicklungsmöglichkeit geben, insofern ein entsprechendes Samenpotential vorhanden ist. In solchen Wäldern sind deshalb Gewässerstrukturen, die durch lebende Gehölze verursacht sind, selten. Dagegen können Sturzbäume, die durch Ufererosion "gefällt" werden, dort häufiger auftreten als in Uferwäldern, in denen die Erle dominiert, da den Gehölzen die entsprechende Standsicherheit, d.h. Wurzel Ausbildung fehlt. Dies gilt insbesondere für mit Nadelgehölzen aufgeforstete Uferbereiche (*IWK* 1991 unveröffentlicht).

Hat sich die potentiell natürliche Gehölzvegetation des Uferwaldes durch Sukzession oder Anpflanzung etabliert, so findet mit der Zeit eine starke Veränderung der Baumdichte, der Biomasse und des Totholzansfalls statt, die ebenfalls für die Gewässerstrukturentwicklung von Bedeutung ist (Abb. 2.45).

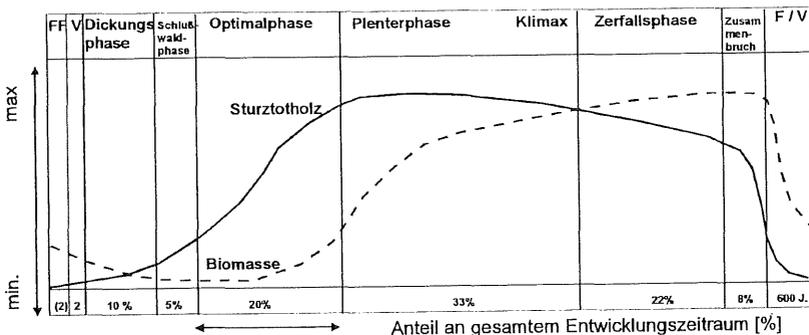


Abbildung 2.45: Phasen der Waldentwicklung und die zeitliche Veränderung von Biomasse und Totholz (nach *Scherzinger* 1996)

Können sich auf einer Brachfläche sofort Waldbäume - ohne das Übergangsstadium der Verbuschung - etablieren, dann entsteht auf größerer Fläche ein Wald, der aus gleich alten Individuen besteht. Dieser Wald wird, ausgehend von der Dickungsphase, über die Optimalphase und Klimaxphase in die Zerfallsphase übergehen. Kann ein solcher Uferwald auf größerer Gewässerslänge zur gleichen Zeit aufgebaut werden, dann treten entlang dieses Gewässers sehr monotone

gehölzbedingte Strukturen innerhalb der jeweiligen Entwicklungsphasen auf: Während der **Dickungsphase** sind die Gehölzabstände sehr gering und lassen folglich der Entwicklung von Uferstrukturen wenig Raum. In der **Optimalphase** sind die Gehölze weitständig und lassen wenig Unterholz aufkommen. Es herrschen jetzt optimale Bedingungen für die gehölzbedingte Uferstrukturentwicklung. Erst in der **Klimax-Phase**, in der sukzessive ein Teil der Gehölze durch Naturverjüngung ersetzt wird, entstehen kleinflächig unterschiedliche Waldstrukturen. In der **Zerfallsphase** können größere Lichtungen mit dichter beieinanderstehendem Jungbestand entstehen.

Diese idealisierte Entwicklung eines Urwaldes wird durch meist kleinflächig auftretende Schäden, z.B. infolge Insektenbefall oder Sturmwurf, unterbrochen oder gestört, so daß bereits vor Erreichen des Klimaxstadiums eine höhere Strukturvielfalt auftreten kann. Da diese Schäden aber rein zufällig sind, ist die Förderung der Gewässerstruktur durch einen Uferwald über Jahrzehnte hinweg nicht in der wünschenswerten Weise gegeben.

Mindestbreite eines Uferwaldes

Soll langfristig ein Waldklima und eine waldartige Vegetation mit relativ großen Baumabständen um das Gewässer erreicht werden, in dem infolge von Lichtmangel nur eine typische schüttere Waldbodenvegetation und wenig Unterholz vorhanden ist, dann muß eine Mindestbreite des Uferwaldes gewährleistet sein. Geht man alleine von der Anschauung aus (Abb. 2.46), dann kann man von einem Uferwald erst sprechen, wenn er zumindest eine Breite von drei Kronenbreiten besitzt, d.h. drei gewässerparallele Reihen von Waldbäumen vorhanden sind.

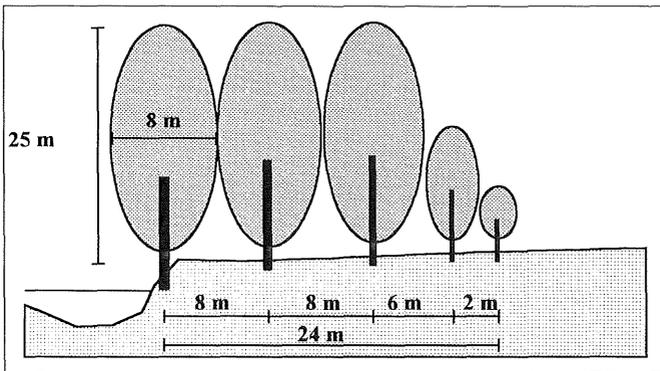


Abbildung 2.46: Sich aus den Baumabständen von Waldbäumen ergebende Mindestbreite eines Uferwaldes

Um die seitliche Sonneneinstrahlung zu verhindern, muß zudem ein stufiger Waldtrauf vorhanden sein. Berücksichtigt man die Kronenbreite, z.B. von 25 m hohen Erlen mit 8 m (DVWK 11/1995), dann ergibt sich eine Uferwaldbreite inklusive Waldtrauf von ca. 24 m. Überlegungen bezüglich der Gewässerbeschatung und eines abgestuften Gehölzsaumpfiles führen zu

einer Mindestbreite für den Uferstreifen von 15 m (*DVWK* 11/1995), wobei der Anspruch, eine waldartige Struktur zu erreichen, nicht vorhanden ist. Das oben abgeleitete Maß ist folglich deutlich größer als das für abgestufte Gehölzsäume genannte Maß.

Bei relativ kleinen Gewässern, bei denen die Größe der Gewässerbite nur ein Bruchteil der o.g. Uferwaldbreite ist, kann der Uferwald beiderseits des Gewässers als Einheit betrachtet werden. Sieht man in diesem Fall beiderseits des Gewässers zwei Baumreihen und einen Waldtrauf als erforderlich an, dann ergibt sich bei einer Gewässerbite von 8 m eine Breite des Waldes, in dem das Gewässer liegt, von 40 m, bei einer einseitigen Uferwaldbreite von jeweils 16 m (siehe Abb. 2.47). In diesem Fall kommt also die erforderliche Uferwaldbreite der nach *DVWK* genannten Breite des Gehölzsaumes ziemlich nahe.

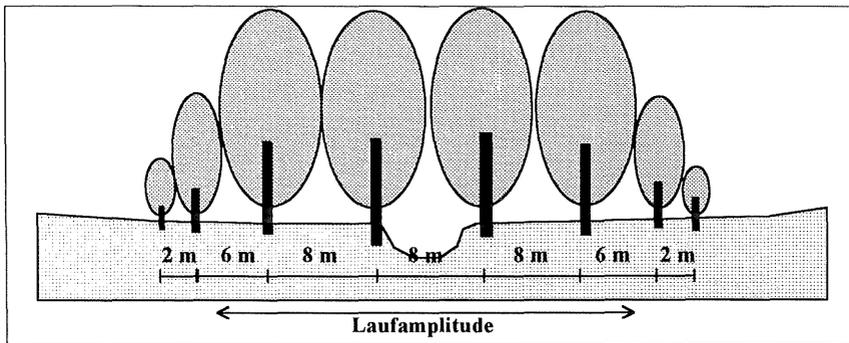


Abbildung 2.47: Sich aus den Baumabständen ergebende Breite des bei kleinen Gewässern als Einheit anzusehenden Uferwaldes

Diese Betrachtungsweise berücksichtigt nicht die Lauform eines Gewässers. Bei einer einseitigen Uferwaldbreite von ca. 24 m, die für breite Gewässer anzusetzen ist, ist die Lauform nicht von Bedeutung, da der Uferwald die Krümmungen des Laufes begleitet. Bei kleinen Gewässern mit geschwungenem oder gewundenem Lauf ist dagegen deren Wellenlänge in der Größenordnung der gesamten Waldbreite, weshalb der Uferwald dem Lauf nicht mehr folgen kann, sondern das Gewässer im Wald hin und her pendelt. Geht man beispielsweise von einer mittleren Laufamplitude in der Größenordnung der vierfachen Breite aus, dann würde ein Gewässerlauf mit 8 m Bettbreite innerhalb eines gestreckten Waldstreifens von 40 m Breite vom linken zum rechten Waldtrauf hin und her pendeln, diesen aber nicht durchstoßen. Während dabei die streckenweise Nähe zum Waldtrauf hingenommen werden kann, da nur kurze Strecken des Laufes an den Außenkrümmungen den Waldtrauf tangieren, sollte bei größerer Bettbreite bzw. größerer Amplitude die gesamte Waldbreite auf das Maß von Amplitude und zweifacher Waldtraufbreite vergrößert werden.

2.7.4 Schlußfolgerungen für die Vegetation an Gewässern

Folgende Grundsätze und Empfehlungen können aus den oben gewonnenen Erkenntnissen abgeleitet werden:

- Nur ein standortgemäßer Uferwald kann einen nicht unerheblichen Teil von Gewässerstrukturen verursachen. Er ist deshalb, neben anderen wichtigen Gründen, nicht waldartigen Vegetationseinheiten vorzuziehen.
- Nahe des Prallufers sollten Gehölze weitständig - entsprechend den Baumabständen in der Optimalphase eines Waldes - angeordnet sein, damit eine gewässertypische Breitenentwicklung stattfindet und Uferbuchten entstehen können.
- Eine vorhandene krautige Vegetation kann das Aufkommen von Gehölzen über Jahrzehnte hinweg verhindern, weshalb in bestimmten Fällen eine Gehölzpflanzung oder ein Verletzen der Grasnarbe, um das Keimen zu ermöglichen, erforderlich wird.
- Um eine schnelle Beschattung und somit Unterdrückung der erosionshemmenden krautigen Vegetation und ein entsprechendes Klima zu erreichen, sind standortgerechte Gehölze im Nahbereich des Gewässers zu fördern.
- Nahe am Gewässer stehende Ufergehölze sind möglichst nicht zu bewirtschaften und zu pflegen. Sie sollten sich bis zur "Zerfallsphase" weiterentwickeln können, damit ein gewässertypischer Totholzeintrag stattfinden kann. Nur dann werden sich auch vielfältige Waldstrukturen (bez. Baumarten, Alter etc.) entlang eines Gewässers entwickeln können.
- In den ersten Jahrzehnten nach der Gehölzpflanzung oder in der Verjüngungs- und Initialphase eines Uferwaldes, die einen relativ geringen Totholzeintrag mit sich bringen, sollten größere Totholzelemente zur Förderung der Gewässerstrukturen gezielt in gewässertypischer Menge in das Gewässer eingebracht werden. Eine Förderung des Totholzeintrages kann auch durch gezieltes Absterben-lassen vorhandener, zu dicht stehender Gehölze erfolgen.

2.8 Morphologisch orientierte Typisierung von Fließgewässer

Es können grundsätzlich limnologisch und morphologisch orientierte Typisierungsansätze von Fließgewässern unterschieden werden. Eine Zusammenstellung der vorwiegend limnologischen Ansätze ist in *Braukmann (1987)* und *Forschungsgruppe Fließgewässer (1994)* zu finden. Eine eindeutige Trennung dieser limnologischen von den morphologischen Ansätzen ist nicht möglich, da sich die limnologischen Ansätze zwangsweise auch an gewissen morphologischen Randbedingungen, die die Limnologie eines Gewässers stark mitbestimmen, orientieren müssen.

Bei den im folgenden dargestellten Typisierungsansätzen sind die morphologischen und geologischen Aspekte die wesentlichen oder einzigen Unterscheidungsmerkmale der jeweiligen Gewässertypen. Sie werden hier vorgestellt, da sie die oben erläuterten morphologischen Unterschiede von Fließgewässern in einen nach unterschiedlichen Gesichtspunkten geordneten Zusammenhang bringen und in unterschiedlicher Weise für Renaturierungsplanungen zur Einordnung der Projektgewässer und zum Auffinden geeigneter naturnaher Referenzgewässer nutzbar sind.

2.8.1 Bachtypensystematik nach Otto & Braukmann

Otto & Braukmann (1983) haben unterschiedlichste Bäche, Gebirgsbäche bis hin zu Flachlandbächen, in Deutschland untersucht und ihre charakteristischen Merkmale in einer Typenreihe zusammengestellt. Bei dieser Typenreihe werden Bäche in allgemeine regionale Grundtypen, den Gebirgsbach, den Bergbach und den Flachlandbach, untergliedert. Diese Grundtypen werden nochmals entsprechend ihrer Höhenlage in je zwei "höhenzonale" Subtypen unterteilt. Zudem werden die Bäche nach ihrem geochemischen Untergrund, d.h. nach dem Chemismus des Gesteins im Einzugsgebiet, in Silikat- und Karbonatbäche unterschieden. Durch diese Gliederung ergeben sich somit 12 unterschiedliche Bachtypen.

Mit dieser Typenreihe, die von den Hochgebirgsbächen bis zu den Tieflandbächen reicht, ist gleichsam eine morphologische und klimatische Charakterisierung verbunden: Die Abflußspende und die Abflußdynamik, das Gefälle und somit die Fließgeschwindigkeit, die Geschiebeführung und die Korngröße des Sohlssubstrates nehmen mehr oder weniger kontinuierlich vom Hochgebirge hin zum Tiefland ab, während die Wassertemperatur und deren Amplitude, die Dichte des Wasserpflanzenbewuchses und die Laufentwicklung der Gewässer zunehmen.

Diese Typisierung geht wenig auf die konkrete Lauf- und Bettform der Gewässertypen ein. Sie läßt diesbezüglich nur tendenzielle Aussagen zu.

2.8.2 Unterscheidung von Bergbächen anhand Talform und Geologie

Aufbauend auf die obige Untersuchung, konzentriert sich *Otto* (1991) auf eine Unterscheidung der Mittelgebirgsbäche anhand der Talform und der Aue, die wesentlich die Lauf- und Bettform beeinflussen. Die von ihm unterschiedenen Arten von Talbächen und Auebächen sind aus folgender Abbildung (grau unterlegter Bereich) ersichtlich, und in einer allgemeingültigen Fließgewässersystematik eingeordnet.

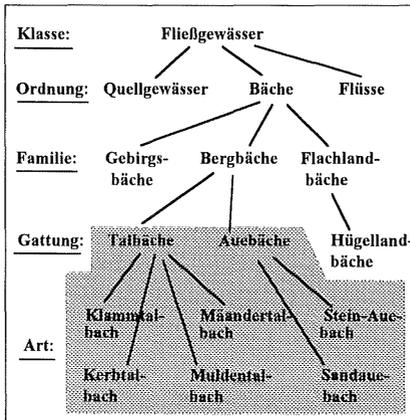


Abbildung 2.48: Die morphologischen Bergbachtypen und ihre gewässertaxonomische Einordnung in die allgemeine Gewässersystematik (aus *Otto* 1991)

Den unterschiedlichen Talformen können, wegen ihren spezifischen Entstehungsmechanismen, meist bestimmte Eigenschaften der sie prägenden Substrate zugeordnet werden (z.B. blockreiches, steiniges Substrat in Kerbtalbächen). Deshalb sind auch indirekt aus der Talform gewisse Rückschlüsse auf die vorherrschende Lauf- und Bettform möglich.

Auch bei dieser Typologie gilt aber, daß daraus nur Trends abgeleitet werden können, von denen im Einzelfall die gewässertypische Lauf- und Bettform erheblich abweicht. Dies insbesondere deshalb, weil keine geologische Differenzierung und keine vertiefte Betrachtung der Strukturen der Talsohle und der Relation von Gewässerbreite zur Talsohlenbreite erfolgt.

Briem et al. (1992) bauen auf dem Grundgedanken von *Otto*, daß die Talform die Gewässerstruktur prägen kann, auf. Sie untersuchten die nach geologischen Gesichtspunkten unterschiedenen Fließgewässerlandschaften Baden-Württembergs. Es wurden das anstehende Gestein, der Gesteinszerfall, die Talbildungsprozesse, die Abfolge der Talformen, das Bettmaterial, der Feststofftransport und die Bett- und Lauform der Gewässer in groben Zügen beschrieben. Aus Anlage 2, in der die wesentlichen Aussagen zu den Gewässern dieser Fließgewässerlandschaften zusammengefaßt sind, wird deutlich, daß nicht nur die Talform, sondern das

Tabelle 2.12: Definition der Gewässertypen nach *Brice* (nach *Kern* 1994)

Typ	Gewässertypen	Gefälle	Sediment	Morphodynamik
1	gestreckter, geflochtener Lauf (Wildflußcharakter; nonsinuuous braided)	steil	sehr viel Grobgeschiebe, sehr geringer Feinanteil	mäßige laterale Erosion, gelegentlicher Wechsel des Hauptgerinnes, keine Krümmungsbänke, sehr breites und flaches Bett
2	geschwungener, geflochtener Lauf (Wildflußcharakter; sinuous braided)	weniger steil	viel Grobgeschiebe, geringer Feinanteil	starke laterale Erosion, rascher Wechsel des Hauptgerinnes, Krümmungsbänke, breites und flaches Bett
3	geschwungener bis gewundener Gleituferfluß (sinuous point bar)	relativ flach	Sand und Kies	starke laterale Erosion, hohe Breitenvarianz, breite Krümmungsbänke, mäßig breites Bett
4	stark geschwungener bis gewundener Auelehmlufluß (sinuous canaliform)	flach	vorwiegend Sand und Schluff, auch Kies möglich	geringe laterale Erosion aufgrund kohäsiver Ufermaterialien, schmales kompaktes Bett mit gleichmäßiger Breite, schmale Gleitufer

Diese Gewässertypologie ist von Gewässern mit Einzugsgebietsgrößen von 300 km² und mehr, d.h. von Flüssen abgeleitet. Dennoch ist der gedankliche Ansatz und sind die Tendenzen der sich mit den Typen verändernden Parameter zumindest auf alluviale Bäche übertragbar. Für nicht alluviale Gewässer, wie z.B. die Oberläufe unserer Berg- und Gebirgsbäche, die im Fels oder in steinigem und blockreichem Substrat liegen, ist allerdings kein adäquater Gewässertyp beschrieben.

Verzweigte und geflochtene Gewässer

Nanson & Knighton (1996) haben anhand von Literaturstudien sechs Typen verzweigter Gewässer unterschieden, die erheblich unterschiedliche hydrologische und morphologische Randbedingungen besitzen und in Bereichen von großem und geringem Gefälle und somit hoher und niedriger Strömungsleistung (siehe Kapitel 3.2.3.2; Gl. 3.2) liegen können.

In Tabelle 2.13 sind die Randbedingungen und Mechanismen der Verzweigung für die verschiedenen Verzweigungstypen zusammengefaßt. Charakteristische Vertreter des letzten Verzweigungstyps sind unsere meist steinig und blockreichen Bergbäche. Die dort des öfteren festzustellenden Bachspaltungen sind folglich als eine verzweigte Laufform aufzufassen. Da bei Typ 6 die Totholzverklausung als Ursache hervorgehoben wird, ist das häufige Fehlen solcher verzweigter Laufformen vermutlich wesentlich auf fehlendes Totholz zurückzuführen.

Der Typ 5 ist charakteristisch für Wildbäche und -flüsse, in deren Talgründen ein ausreichender lateraler Spielraum zur Ausbildung von Nebenarmen vorhanden ist.

Dem Typ 4 vergleichbare Gewässer wurden nur in Australien gefunden. Er kann deshalb für den europäischen Raum als nicht relevant betrachtet werden. Vermutlich ist das seltene Zusammentreffen von hohen Sandfrachten mit einer daran angepaßten Primärvegetation für diese Verzweigungsform verantwortlich.

Tabelle 2.13: Verzweigungstypen nach *Nanson & Knighton* (1996), ihre Randbedingungen und Bildungsmechanismen

Typ	vergleichb. Typen nach Brice	Strömungsleistung (W/m^2) (siehe Gl. 3.2)	Bettmaterial	Laufdynamik/ Uferstabilität	Verzweigungsmechanismen
1	4	< 8	organisch o. organoklastisch o. schlammig	stabile Ufer	plötzliche Verlagerung
2		4 - 8	Sand	stabile Ufer	plötzliche Verlagerung oder Bankbildung
3	3	50 bis 5 - 10	Kies, Sand, Schluff	hohe Lateralbewegung; kurzlebige Verzweigung	plötzliche Verlagerung
4	2	15 - 35	Sand	stabile Ufer	Bankbildung
5	2	30 - 100	Kies	hohe Lateralbewegung	Bankbildung; weniger plötzliche Verlagerung
6		100 - 300	Kies, Steine, Blöcke	stabile Ufer	plötzliche Verlagerung weniger Bankbildung

Der Typ 1 ist in drei Untertypen, den organischen, den organoklastischen und den schlammigen Substrattyp unterteilt. Für verzweigte Gewässer mit vornehmlich aus organischem Material bestehendem Gewässerbett gibt es einen vergleichbaren Bachtyp bei den Tieflandbächen in Nordrhein-Westfalen. Dort wurden in vertorften Auetälern naturnahe Bäche, deren Bettsubstrat fast ausschließlich aus organischem Material besteht, mit unregelmäßig verzweigtem Lauf festgestellt (*MfURL NRW* 1995).

Die drei Verzweigungstypen 1, 2 und 3 können anhand des Grenzgefälles (Gleichung 2.10), das tendenziell gewundene von geflochtenen Laufformen unterscheidet, dem Bereich der gewundenen Laufform und die Typen 4, 5 und 6 den geflochtenen zugeordnet werden. Mit dieser Zuordnung erfolgt gleichzeitig eine Unterteilung in energiearme und energiereiche verzweigte Gewässer.

Allen sich verzweigenden Gewässern ist danach eine hohe Stabilität der Ufer gemeinsam, die durch unterschiedliche Ursachen, wie erosionsresistente Ufermaterialien, Vegetation oder geringe Strömungskräfte, verursacht sind. Nach *Nanson & Knighton* ist diese Uferstabilität bzw. die Inkompetenz der verzweigten Gewässer ihre Ufer zu erodieren eine der wesentlichsten Bedingungen für Verzweigungen, da andererseits sich ein Gewässer bei instabilen Ufern durch Breitereosion an erhöhte Abflüsse und an einen erhöhten Feststofftransport anpassen könne. Bei stabilen Ufern dagegen, passe sich ein Gewässer durch die Ausbildung zusätzlicher Gerinne inner- oder außerhalb des Gewässerbettes an veränderte Randbedingungen an. Während Gewässer mit geschwungenem und gewundenem Lauf ihr Gefälle durch Verringerung des Windungsgrades an erhöhten Abfluß und Geschiebetransport anpassen müssen, besitzen sich verzweigende Gewässer den Vorteil, diese Anpassung bei Erhalt des Gefälles erreichen zu können. In Fällen, in denen eine Gefälleerhöhung zur Anpassung nicht möglich ist, weil z.B. bereits

ein gestreckter Lauf existiert, ist die Bildung mehrerer schmaler und tiefer Gerinne ein effektives Mittel zur Erhöhung der Transportkapazität.

2.8.4 Gewässertypen nach *Rosgen*

Ein sehr detailliertes Konzept zur Typisierung von Fließgewässern, das nahezu alle bisher diskutierten Aspekte berücksichtigt und für große und kleine Gewässer gleichermaßen anwendbar ist, hat *Rosgen* (1994) erarbeitet. Es soll hier ausführlicher vorgestellt werden, da seine Anwendung auch auf mitteleuropäische Gewässer nützlich und erfolgversprechend erscheint. Es wird in der wasserbaulichen Praxis von Nordamerika bereits angewendet. Wie bei der Typisierung von *Brice* wird auch darin dem Bettmaterial eine herausragende Rolle zugeschrieben. Diesem übergeordnet sind alle wesentlichen Lauf- und Querschnittsparameter sowie das Gefälle.

Die einzelnen Kriterien zur Differenzierung der Gewässertypen wurden anhand der Datensätze von 418 Gewässern in Kanada, den USA und Neuseeland abgeleitet und getestet. Eine Anwendung für die Gewässer der BRD ist - wie die später aufgeführten Beispiele zeigen - grundsätzlich möglich. U.U. ist es aber erforderlich, die zur typologischen Einordnung festgelegten Bereichsgrenzen der Schlüsselparameter an die hiesigen Verhältnisse anzupassen. Während die grundsätzlichen morphologischen Prozesse allgemeine Gültigkeit besitzen, dürfte insbesondere infolge der unterschiedlichen, vom Klima abhängenden Vegetationsverhältnisse und Verwitterungsprozesse in Mitteleuropa Differenzen auftreten.

Die einzelnen Gewässertypen werden an Hand der folgenden, hierarchisch geordneten Schlüsselparameter unterschieden:

1. in Ein- oder Mehrbettgerinne
2. nach starker, mäßiger oder nur schwacher Eintiefung des Einbettgerinnes in die Aue oder den Talboden (siehe Kap. 2.2.5.2; bei Mehrbettgerinnen kann grundsätzlich von keiner bzw. nur leichter Eintiefung ausgegangen werden)
3. in ein sehr großes, mäßiges und kleines Breiten-Tiefen-Verhältnis des Gewässerbettes
4. in einen sehr großen, großen, mäßigen und kleinen Windungsgrad
5. in verschiedene Bereiche des Sohlgefälles ($> 10\%$; $4-10\%$; $< 4\%$; $< 2\%$; $< 0,5\%$)
6. in unterschiedliches Material, aus dem das Gewässerbett besteht (Fels, Blöcke, Steine, Kies, Sand und Schluff / Ton)

Werden die Parameter schrittweise von 1 bis 4 durchlaufen, so ergeben sich 8 Grundtypen, die in Anlage 1 charakterisiert werden. Nach dem oben aufgeführten Differenzierungsschritt 5, bei dem die Gewässer in Gefällebereiche unterteilt werden, ergeben sich 18 Untertypen. Werden zudem entsprechend Differenzierungsschritt 6 die Bettmaterialien präzisiert, dann ergeben sich 94 mögliche Gewässertypen. Dabei ist zu beachten, daß naturgemäß das Bettmaterial der Grundtypen D und E nicht aus Fels oder Steinblöcken und des Grundtyps DA zudem nicht aus

Steinen bestehen kann (siehe Tabelle 2.15). Entsprechend dem vorherrschenden Bettmaterial erhält der Grundtyp einen Index von 1 (Fels) bis 5 (Schluff/Ton).

Den Grundtypen sind die in Tabelle 2.14 aufgelisteten spezifischen Gefällbereiche zugeordnet.

Tabelle 2.14: Die Grundtypen und ihre spezifischen Gefällbereiche

Grundtyp	A	B	C	D	DA	E	F	G
Gefällebereich	0,04-0,099	0,02-0,039	0,001-0,02	0,001-0,02	<0,005	<0,02	<0,02	0,02-0,039

Kann ein Gewässer einem Grundtyp zugeordnet werden und liegt sein Gefälle innerhalb des spezifischen Gefällbereichs, so wird es nur mit dem Buchstaben des Grundtyps (A bis G), ergänzt durch den Index für das Bettmaterial, bezeichnet (z.B. B2). Liegt dagegen das Gefälle außerhalb des spezifischen Bereiches, so wird ein weiterer Index hinzugefügt: Liegt das abweichende Gefälle innerhalb der Bereiche der Grundtypen A, B und C, dann ergibt sich der Index zu a, b oder c (z.B. B2a). Ist das Gefälle größer als die Bereichsgrenzen der Grundtypen A bis C, d.h. größer als 0,04, so wird der Index a- hinzugefügt, ist es dagegen kleiner als 0,001, dann wird c hinzugefügt.

Tabelle 2.15: Bestimmungsschlüssel zur Unterscheidung der Gewässertypen nach Rosgen (1996)

1	Einbettgerinne													Mehrbettgerinne					
2	Eintiefung $b_T(z_b)/b_T(\theta_b)$	stark (<1,4)						mäßig (1,4-2,2; +0,2)			gering (<2,2)			nicht relevant					
3	b_v / h_{max}	klein (<12)			mäßig bis groß (>12)			mäßig (>12)			sehr klein (<12)		mäßig bis groß (>12)		sehr groß (>40)		<40		
4	Windungsgrad	klein (<1,2)		mäßig (>1,2)		groß (>1,4)		mäßig (>1,2)			sehr groß (>1,5)		groß (>1,4)		klein		kl. bis groß		
Grundtyp	A		G		F		B			E		C		D		DA			
5	Gefällbereich (%)	<10	4-9,9	2-3,9	2	2-3,9	<2	4-9,9	2-3,9	<2	2-3,9	<2	2-3,9	0,1-2	<0,1	2-3,9	0,1-2	<0,1	<0,5
6	Fels	A1a+	A1	G1	G1c	F1b	F1	B1a	B1	B1c			C1b	C1	C1c-				
	Blöcke	A2a+	A2	G2	G2c	F2b	F2	B2a	B2	B2c			C2b	C2	C2c-				
	Steine	A3a+	A3	G3	G3c	F3b	F3	B3a	B3	B3c	E3b	E3	C3b	C3	C3c-	D3b	D3		
	Kies	A4a+	A4	G4	G4c	F4b	F4	B4a	B4	B4c	E4b	E4	C4c	C4	C4c-	D4b	D4	D4	DA4
	Sand	A5a+	A5	G5	G5c	F5b	F5	B5a	B5	B5c	E5b	E5	C5b	C5	C5c-	D5b	D5	D5	DA5
	Schluff / Ton	A6a+	A6	G6	G6c	F6b	F6	B6a	B6	B6c	E6b	E6	C6b	C6	C6c-	D6b	D6	D6c-	DA6

Die Nutzung dieser Gewässertypologie ist vielfältig. Mit ihrer Hilfe

- ♦ kann beurteilt werden, in welche Richtung, d.h. zu welchem Gewässertyp, sich ein Gewässer bei veränderten Randbedingungen entwickelt (siehe Kap. 3.1.3),
- ♦ kann abgeschätzt werden, wie empfindlich ein Gewässer auf veränderte Randbedingungen reagiert und welches Rückentwicklungspotential ein Gewässer besitzt,

- ♦ können hydraulische und morphologische Parameter besser beurteilt und strukturiert werden.

Die Empfindlichkeit der unterschiedlichen Gewässertypen auf Störungen, ihr Rückentwicklungspotential, die Erodibilität der Ufer und die Einflüsse der Vegetation sind in der im Anhang befindlichen Tabelle (Anl. 4) beurteilt. Während viele der in der Tabelle zu findenden Beurteilungen plausibel sind (z.B. daß sich bei den Gewässertypen A1 und A2 infolge des wenig erodiblen Bettmaterials Störungen kaum auswirken, die Vegetation eine vernachlässigbare Rolle spielt und die Feststoffzufuhr gering ist), können andere nicht nachvollzogen werden (z.B. daß die gewundenen Gewässer mit geringem Gefälle und Bettmaterial aus Schluff und Ton (E6) eine große Empfindlichkeit gegenüber Störungen und ein hohes Rückentwicklungspotential besitzen sollen). Dies ist nur damit erklärbar, daß hier eine spezifische zielgerichtete Definition der Begriffe erfolgt ist, und die Ziele nicht mit denen der Gewässerentwicklung deckungsgleich sind.

Eine weitere Nutzung der Typologie zeigt *Rosgen* (1993) für die Analyse hydraulischer und morphologischer Daten auf. Anhand der Analyse von Rauheitswerten unterschiedlicher Gewässertypen macht er deutlich, daß gewässerübergreifende Analysen bestimmter Parameter wegen der erheblichen Streuung der Werte meist schwer möglich sind. Nach einer Ordnung der Daten entsprechend den Gewässertypen werden die Daten einer sinnvollen Analyse zugänglich, und die Ergebnisse können danach wiederum zielgerichtet auf bestimmte Gewässertypen angewendet werden. *Rosgen* (1993) hat dieses Vorgehen beispielhaft bezüglich der Zuordnung von Rauheitswerten dargestellt.

Exemplarische Anwendung der Rosgen-Typologie auf Gewässer der BRD

Wie bereits angedeutet, ist u.U. eine Anpassung bestimmter Bereichsgrenzen der Schlüsselparame-ter erforderlich, um eine allgemeingültige Anwendung der Typologie auf Gewässer der BRD zu ermöglichen. Anhand von vier Gewässern, einem kleinen Fluß und drei Bächen wurde die nicht aus Daten mitteleuropäischer Gewässer aufbauende Typologie getestet.

Tabelle 2.16: Anwendung der Rosgen-Typologie auf Gewässer in Baden-Württemberg

Gewässername	Gewässertyp	Eintiefungsgrad	Breite/Tiefe	Windungsgrad	Gefälle [%]	Typ nach Rosgen	Einpassung
Schobbach (Nadolny 1994)	Schwemmfächerbach	> 2,2	13	1,36	0,28	C4	in Toleranz
Kammbach (Nadolny 1994)	Flachlandaubach	> 2,2	8	1,24	0,07	E5 - E6	leicht außer Toleranz
Trienzbach 1 (Scherer & Scherle 1994)	Bergbach	< 1,4	< 12	~ 1	1,5	G3c	in Toleranz
Trienzbach (Humborg 1995)	Bergbach	< 2,2	~ 10	~ 1	1,08	G3c	problematisch
Wiese (Scherle et al. 1995)	kleiner Wildfluß	> 2,2	40	~ 1	0,5	D3 - D4	gut

Die Ausgangsdaten und der typologische Vergleich sind in Tabelle 2.16 aufgelistet. Die Beispiele zeigen, daß einige Gewässer sich durchaus schlüssig in die von *Rosgen* aufgestellte Typologie einordnen lassen. Allerdings müssen meist die von *Rosgen* zugelassenen Toleranzen bemüht werden. Es wäre deshalb wünschenswert, wenn diese Typologie an die Verhältnisse der BRD angepaßt und entsprechende Anwendung finden würde.

2.8.5 Nutzung von Typologien bei der Gewässerentwicklung

Gewässertypologien helfen dabei, sich in der immensen Vielfalt der morphologischen Ausprägung unserer Gewässer zurechtzufinden und den Blick auf das Wesentliche zu richten. Für eine morphologisch orientierte Gewässerentwicklungsplanung sind insbesondere die Typologien hilfreich, die nicht nur Tendenzen beschreiben, sondern die auch durch Maßzahlen die Gewässermorphologie präzisieren. Insoweit kann die Typologie von *Rosgen* als eine der differenzier-testen angesehen werden.

Die vorliegenden Typologien berücksichtigen nicht in ausreichendem Maße die Ufervegetation und ihre Wirkung auf die Gewässermorphologie. Ebenso werden die Bettmaterialien nicht ausreichend nach denen des Ufers, des Untergrundes (unter einer Sohlendeckschicht) und der Sohle differenziert. Dieser Mangel besitzt auch in gewissem Maße die Typologie von *Rosgen*, die die Ufervegetation als Unterscheidungskriterium nicht heranzieht und das Bettmaterial nicht präzise dem Ufer, Untergrund oder der Sohle zuordnet.

Da bei der Entwicklungsplanung das Leitbild anhand von noch naturnahen Gewässerabschnitten oder naturnahen Referenzgewässern abgeleitet werden sollte, geht es weniger darum, daß eine Typologie konkrete Maßzahlen für den Einzelfall bereitstellt. Sie soll vielmehr die Methode der Erfassung, Aufbereitung und Analyse der morphologischen Daten aufzeigen.

Jede Typologie ist zwangsweise verallgemeinernd. Hat man ein Projektgewässer typologisch richtig eingeordnet und ihm ein vergleichbares naturnahes Referenzgewässer zugeordnet, so kann die Leitbildfindung damit noch nicht beendet sein. Es ist vielmehr zu prüfen, ob abschnittsspezifische Eigenheiten vorhanden sind, auf die die Typologie nicht eingeht, die bei der Leitbilderstellung aber dennoch berücksichtigt werden müssen.

3. Anthropogen bedingte Veränderungen der Gewässerstruktur

3.1 Veränderung durch anthropogene Nutzung

Nutzungen können danach unterschieden werden, ob sie sich unmittelbar oder mittelbar auswirken. Als unmittelbare Auswirkungen sollen hier Veränderungen der Gewässermorphologie verstanden werden, die durch direkte Eingriffe verursacht sind. Die Veränderungen finden bei der Herstellung von Bauwerken, die einer Nutzung dienen, und beim Ausbau des Gewässers, bei dem dem Gewässer eine bestimmte, dem Ausbauzweck entsprechende Form gegeben wird, statt. Mittelbare Auswirkungen auf die Gewässermorphologie haben Nutzungen dagegen dann, wenn die Größe und Dauer der Abflüsse, unabhängig oder abhängig von diesen der Feststofftransport oder die Abfluszustände verändert werden.

Meist sind mit baulichen Maßnahmen an einer Gewässerstrecke neben den unmittelbaren auch mittelbare Auswirkungen verbunden: Bauwerke wie Dämme, Brücken oder Wehre verursachen dauernd oder - vom Überschreiten einer bestimmten Abflußgröße an - einen Rückstau. Dies führt zu verringerten Strömungskräften und zur Sedimentation von Feststoffen oberhalb des Bauwerks. Stauanlagen mit entsprechender Retentionswirkung verringern die Hochwasserabflüsse unterhalb; ausgebaute Gewässerabschnitte, die eine Überflutung der Aue im Ausbaubereich verhindern, erhöhen dagegen die Hochwasserabflüsse unterhalb (siehe auch *Scherle* 1996).

Nutzungen im weiteren Einzugsgebiet eines Gewässers haben immer mittelbare Auswirkungen, die durch veränderte Abflüsse oder einen veränderten Feststofftransport verursacht werden. Nutzungen in der Aue haben dagegen neben mittelbaren auch unmittelbare Auswirkungen, da zu ihrem Schutz oder ihrer Optimierung ein bestimmter Ausbauzustand des Gewässers und dessen Erhalt erforderlich ist. Direkte Nutzungen des Gewässers, für die Bauwerke im Gewässer errichtet werden müssen, besitzen zwangsweise unmittelbare Auswirkungen und, je nach Bauart und Betriebsweise, auch mehr oder weniger starke mittelbare Auswirkungen ober- oder / und unterhalb der Bauwerke.

In Tabelle 3.1 sind die häufigsten Nutzungen aufgeführt und ihre wichtigsten unmittelbaren oder mittelbaren Auswirkungen benannt. Von diesen Nutzungen sind bezüglich einer Gewässerrenaturierung insbesondere diejenigen bedeutsam, die an unseren Gewässern auf längeren Strecken eine deutliche Veränderung der Gewässermorphologie und Strukturdefizite verursacht haben. Dies sind die landwirtschaftliche Nutzung, Siedlungen und der lineare Gewässer Ausbau, der zu deren Schutz durchgeführt wurde.

Dabei gilt es zu unterscheiden, ob infolge der Nutzungen und Ausbaumaßnahmen

1. unnatürliche morphologische Zustände hergestellt wurden,
2. eine Degradierung (z.B. durch Tiefenerosion) der Gewässermorphologie stattfindet,
3. nicht umkehrbare Zustände und Randbedingungen (z.B. Auelehmdeckschichten) eingetreten sind,
4. die Gewässer sich zwar morphologisch verändert haben, diese Veränderung aber noch innerhalb eines natürlichen, gewässertypischen Spektrums liegt.

Tabelle 3.1: Nutzungen und ihre Wirkungen auf Abfluß und Gewässermorphologie

Wirkungen Nutzungen	unmittelbar	mittelbar		wesentliche Wirkungen	1	2	3	4
		oberh.	unterh.					
Landwirtschaft								
im Einzugsgebiet			X	erhöhter Abfluß und Feststofftransport; Auelehmabildung; Tiefenerosion		?	?	?
in der Aue	X		X	wie oben, zudem Eingriffe in die Gewässermorphologie durch Vertiefung, Profilierung, Begrädigung des Bettes und Gehölzbeseitigung	+	?		
Siedlung u. Verkehr								
im Einzugsgebiet			X	erhöhter Abfluß, selten erhöhter Feststofftransport		?		?
in der Aue	X		X	erhöhter Abfluß, Einschränkung der Laufentwicklung, Ausbau, Gehölzbeseitigung	+	?		?
Hochwasserschutz								
Hochwasserrückhaltebecken	x	x oder X	X	Rückstau und Feststoffrückhalt im Hochwasserfall oberhalb; u.U. stark reduzierter bettbild. Abfluß und stark verminderte Aueüberflutung unterhalb		?	?	?
linearer Gewässerausbau	X		X	starke Veränderung der Gewässermorphologie auf Ausbaustrecke, Erhöhung HW-Abflüsse unterhalb	+	?		
Wasserkraftnutzung								
Speicherkraftwerke	x	X	X	Beseitigung des Gewässers im Speicherraum; stark verringerter Hochwasserabfluß und Feststofftransport	+	+		?
Laufkraftwerke	x	X	X	Rückstau; u.U. Feststoffrückhalt; stark erhöhte kurzzeitige Abflußschwankungen; u.U. Restwasserstrecke		?	?	?
Trinkwassergewinnung und Bewässerung								
nur Wasserentnahme			X	verringerte Abflüsse				?
Wasserspeicher		X	X	Beseitigung des Gewässers im Speicherraum; stark verringerter Hochwasserabfluß und Feststofftransport	+	+		?
Fischteiche								
in der Aue	x		x	geringfügig verringerte Abflüsse				?
im Gewässer	x	X	X	Beseitigung d. Gew. im Teich; Feststoffrückhalt	+	?		

x nur kleine Auswirkung oder Eingriff mit geringer Längenausdehnung;

X große Auswirkung oder baulicher Eingriff mit großer Längenausdehnung; bez. Spalte 1,2,3,4 siehe Text

In den letzten vier Spalten von Tabelle 3.1 sind die Nutzungen danach beurteilt.

Im **1. Fall** sind die Strukturdefizite meist so groß, daß eine Renaturierung durchgeführt werden sollte, wenn die Nutzung ohne den Erhalt des Ausbaustandes gewährleistet oder aufgegeben werden kann. Im **2. Fall** sind, beispielsweise durch Tiefenerosion des Gewässerbettes, so große strukturelle und funktionale Defizite entstanden, daß eine Renaturierung erforderlich ist. Dies ist dann aber i.d.R. ohne Verringerung der Nutzungen oder der die Degradierung auslösenden Wirkungen nicht möglich oder sinnvoll. Im **3. und 4. Fall** müssen oder können die Veränderungen als unbedeutende Abweichungen vom natürlichen Zustand hingenommen werden.

Nutzungen, die sich nur auf kurzen Gewässerstrecken negativ auswirken oder auf absehbare Zeit nicht aufgegeben werden, wie Wasserkraftanlagen, Wasserspeicher, Hochwasserrückhaltebecken oder Fischteiche, sollen hier - des Umfangs der Arbeit wegen - nicht weiter behandelt werden. Generell kann bei Nutzungen, die erst durch entsprechende Bauwerke möglich werden, durch die Wahl einer bestimmten Bauwerksart oder Betriebsweise eine deutliche Minderung der negativen Auswirkungen erzielt werden (*Scherle* 1996).

3.1.1 Veränderung infolge von Ausbaumaßnahmen

Die wesentlichen Gründe, die zu Ausbaumaßnahmen an kleineren Fließgewässern geführt haben und heute noch führen, sind der Hochwasserschutz für Siedlungen und landwirtschaftlich genutzte Flächen sowie der Bau von Verkehrswegen in der Aue. Die Ausbaumaßnahmen können nach der Schwere der von ihnen verursachten Veränderung bzw. Eingriffe folgendermaßen unterschieden werden in:

- ♦ Ufersicherungsmaßnahmen zur Verhinderung von unerwünschten oder schädlichen Laufverlagerungen
- ♦ Beseitigung von Ufergehölzen und Herstellung eines Regelprofils zur Erhöhung der Abflußleistung, zur Erleichterung der Unterhaltung und zur Beseitigung der Beschattung angrenzender Nutzflächen
- ♦ Bau von Dämmen bzw. Deichen zur Begrenzung der Ausuferung bei Hochwasser
- ♦ Verbreiterung des Gewässerbettes zur Erhöhung der Abflußleistung
- ♦ Vertiefung des Gewässerbettes zur besseren Entwässerung angrenzender Nutzflächen und / oder zur Erhöhung der Abflußleistung
- ♦ Laufbegradigungen zur Erhöhung der Abflußleistung und Laufverlegungen zur optimaleren Nutzung der Aueflächen und zum Bau von Siedlungen und Verkehrswegen

Diese Maßnahmen werden und wurden oft miteinander kombiniert ausgeführt. Sie können einander bedingen, wenn, beispielsweise erst nach einer Laufbegradigung, verstärkt Ufererosion einsetzt, weshalb nachträglich die Ufer gesichert werden.

Die Verbreiterung, Vertiefung oder Begradigung eines Gewässers kann als eine sprunghafte Veränderung der Gewässermorphologie angesehen werden, in deren Folge das Gewässer von einem gleichförmigen in einen dynamischen Gleichgewichtszustand (im Sinne der Geomorphologie) übergeht und die Tendenz zeigt, sich zum ursprünglichen Zustand zurückzuentwickeln

(siehe Kapitel 2.1 und Abb. 2.1). Die Rückentwicklung zum potentiell natürlichen Zustand wird nach einer künstlichen Eintiefung oder nach Tiefenerosion meist auf tieferem Niveau stattfinden, d.h. die Gewässersohle wird nicht mehr ihre natürliche Höhenlage zurückgewinnen. Dagegen sind die veränderten Abfluß- und Feststofftransportverhältnisse, deren Auswirkungen auf die Gewässermorphologie im nächsten Kapitel behandelt werden, meist eine dauerhafte oder zumindest für längere Zeit anhaltende Veränderung der Randbedingungen, die nicht zu einer sprunghaften, sondern zu einer kontinuierlichen Veränderung (ebenfalls dynamisches Gleichgewicht) der Lauf- und Bettform führen, bis diese den neuen Randbedingungen wieder entsprechen.

Die Wirkung von linearen Gewässerausbauten sind vielfältig: Sie wirken sich unmittelbar auf die Gewässermorphologie und mittelbar auf die Strömungsverhältnisse im Gewässerbett, die angrenzende Aue und die Abflußverhältnisse unterhalb der Ausbaustrecke aus.

Ufersicherungen verhindern die natürliche Laufverlagerung und führen durch den damit unterbundenen Geschiebeeintrag zu einem Geschiebedefizit im Ausbaubereich und unterhalb der gesicherten Strecke. Breitenerosion und / oder Tiefenerosion können die Folge sein.

Allein die **Beseitigung von Ufergehölzen** und die Herstellung eines **Regelprofils** (ohne Vergrößerung des Querschnittes und ohne Laufbegradigung) können bei kleineren schmalen Gewässern zu einer deutlich erhöhten Fließgeschwindigkeit im Hochwasserfall und somit zu einer deutlich erhöhten bordvollen Abflußkapazität führen. Viele Fließgewässer, die in ihrem natürlichen Zustand jährlich einmal ausgeferrt sind, ufern nach solchen "moderaten" Ausbaumaßnahmen u.U. nur noch einmal in zehn Jahren aus. Die hydrologisch bedingte Auedynamik ist damit schon weitgehend unterbunden. Die erhöhte Strömungsgeschwindigkeit kann bei leicht erodierbarem Sohlsubstrat zur Tiefenerosion führen.

Der Bau von **Dämmen** bzw. Deichen entlang eines Gewässers (siehe Abb. 3.1, Skizze 1 u. 2) dient allein dem Hochwasserschutz. Mit diesen Maßnahmen werden meist auch Bettprofilierungen und Ufersicherungsmaßnahmen durchgeführt. Grundsätzlich kann aber bei dieser Art des Hochwasserschutzes auf Eingriffe in das Gewässerbett nahezu verzichtet werden, sofern die Dämme durch Laufverlagerungen nicht gefährdet werden. Durch die Einschränkung oder Beseitigung der Aueüberflutung erhöht sich der Wasserstand bei Hochwasserabflüssen, die größer als der bordvolle Abfluß sind. Damit steigen die Strömungskräfte bei seltenem Hochwasser an. Dies führt u.U. zu Tiefenerosion oder - bei gemischtkörnigem Sohlmaterial - zumindest zur Ausbildung einer gröberen Sohlendeckschicht. Die Gefahr der Tiefenerosion nimmt mit kleiner werdendem Abstand der Dämme zum Ufer, d.h. mit sich verringernder Überflutungsfläche, zu. Die ausgedeichte Aue wird nicht mehr überflutet, u.U. aber im Hochwasserfall teilweise noch durch Grund- und Qualmwasser, das über das Aueniveau ansteigt, überstaut. Sedimente werden in die ausgedeichte Aue nicht mehr eingetragen und Stoffe durch Erosion nicht mehr ausgetragen.

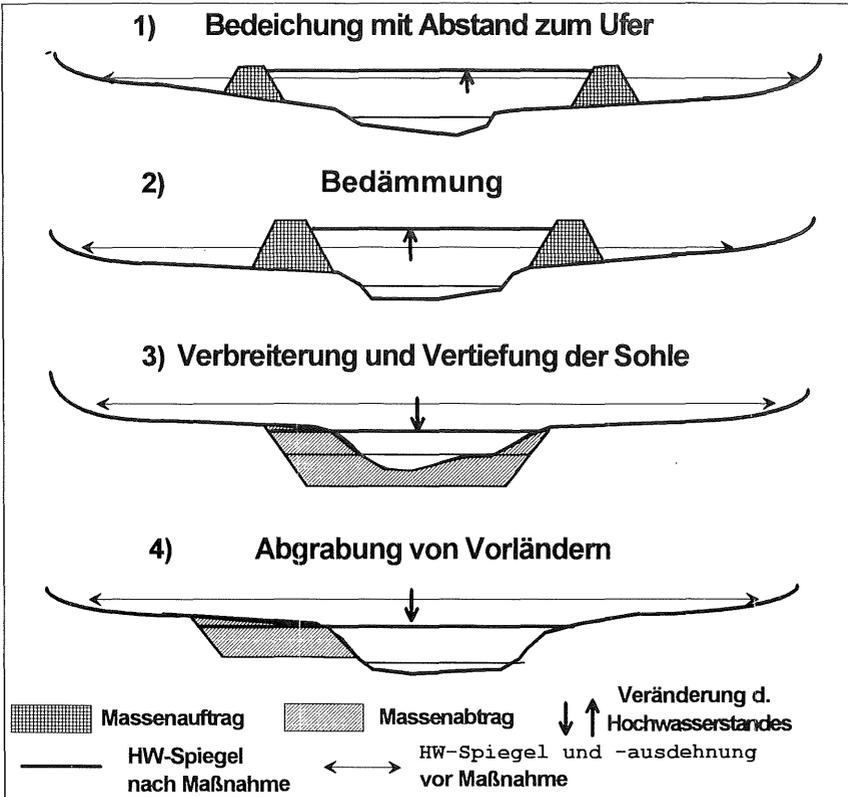


Abbildung 3.1: Talquerschnitte zur Veranschaulichung der unterschiedlichen linearen Ausbauarten

Eine **Verbreiterung** und Profilierung des Gewässerbettes (siehe Abb. 3.1, Skizze 3) ist zwangsweise mit einer teilweisen Beseitigung von Ufergehölzen und mit der Herstellung eines strukturarmen Gewässerbettes verbunden. Die o.g. Auswirkungen - von der Tiefenerosion abgesehen - treten auch hier auf. Da infolge des breiteren Profils bei vergleichbaren Abflüssen geringere Wasserstände erreicht werden, verringern sich die Schleppkräfte, was zur Auflandung der Sohle führen kann. Regelmäßige Baggerungen zur Erhaltung des Ausbauquerschnitts können die Folge sein. Sohlstrukturen werden möglicherweise durch die Sedimentation nivelliert. Um diese negativen Auswirkungen zu reduzieren, wurden in den letzten Jahren oft Verbreiterungen der Gewässerbettes nicht mehr auf dem Sohlenniveau durchgeführt. Vielmehr wurde der Hochwasserabflußquerschnitt vergrößert, indem künstliche Vorländer (siehe Abb. 3.1, Skizze 4) abgegraben wurden. Bei niedrigen oder mittleren Abflüssen werden dadurch die Strömungsverhältnisse nicht verändert. Erst wenn der Wasserstand das Niveau der künstlichen Vorländer überschreitet, vermindern sich im Vergleich zum ursprünglichen Zustand die Strömungskräfte.

Vertiefungen des Gewässerbettes führen zu einem kompakteren Profil. Auch wenn die Strukturrauheit der Ufer nicht verändert wird, und somit die Strömungsgeschwindigkeit sich nur minimal erhöht, nehmen die Schleppkräfte an der Sohle bei bordvollem Abfluß nahezu linear mit der Tiefe des Bettes zu. Zusätzlich zur künstlichen Eintiefung kann deshalb eine weitere Eintiefung der Sohle stattfinden. Der tiefer liegende mittlere Wasserstand führt zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels in der angrenzenden Aue. Damit sind die hydrologischen Verhältnisse der Aue nicht allein durch die selteneren Überflutungen verändert.

Bei der **Laufbegradigung** wird meist auch ein regelmäßiges Gewässerprofil hergestellt. Die oben genannten Auswirkungen infolge eines Regelprofils werden durch die Laufverkürzung verstärkt. Linear mit der Laufverkürzung steigt das Sohlgefälle an. Die Strömungsgeschwindigkeit wird dadurch nicht nur bei höheren Abflüssen, sondern auch bei mittleren und niedrigen Abflüssen vergrößert. Die Tendenzen zur Tiefen- und Breitenerosion sind entsprechend größer als bei Ausbaumaßnahmen ohne Laufbegradigung. Infolge des geradlinigen Laufes sind erheblich geringere Sekundärströmungen vorhanden, weshalb die Sohlstrukturen vereinheitlicht sind. Tiefenkolke, wie sie an Laufkrümmungen entstehen, sind nur noch bei ausgeprägter wechselseitiger Uferbankbildung zu erwarten.

In Tabelle 3.2 sind die unmittelbaren Wirkungen linienhafter Ausbaumaßnahmen auf die Abflußzustände und die Lauf- und Bettform der ausgebauten Gewässerstrecke qualitativ angegeben. Dabei sind die Wirkungen auf die Abflußverhältnisse anhand des bordvollen Abflusses und der Strömungsgeschwindigkeit, die ein Maß für die entstehenden Strömungskräfte sind, beurteilt. Die Anzahl der angegebenen Minus - und Pluszeichen gibt darin die Stärke der Veränderung durch den Ausbau an.

Bei bestimmten Ausbauarten ergibt sich eine deutliche Erhöhung der bordvollen Abflüsse. Während diese bei naturnahen Gewässern den bettbildenden Abflüssen vergleichbar sind, ist dies bei ausgebauten Gewässern nicht mehr der Fall. Die bordvollen Abflüsse bzw. die Bemessungsabflüsse der Ausbaumaßnahme treten wesentlich seltener als die ursprünglichen Abflüsse auf. Da, wie in Kapitel 2.1.2 ausgeführt ist, die Häufigkeit des Auftretens eines von mehreren Kriterien für den bettbildenden Abfluß ist, wird der bettbildende Abfluß nach einem Gewässer Ausbau zwischen dem ehemaligen und dem durch den Ausbau erreichten bordvollen Abfluß liegen. Vereinfachend kann auch für ausgebaute Gewässer der mittlere Hochwasserabfluß als bettbildender Abfluß herangezogen werden, wenn es darum geht, Entwicklungszustände zu beurteilen.

Während die in Tabelle 3.2 angegebenen Veränderungen der Lauf- und Bettform und der hydraulischen Verhältnisse unmittelbar durch den Ausbau entstehen, ist die sich verändernde Korngröße und teilweise auch die Diversität des Sohlsubstrats (Spalte d_{30} und D_s) eine mittelbare Folge der unmittelbaren Veränderungen. Mit der Zeit können sich insbesondere auch die Tiefe und das Gefälle infolge des Ausbaus weiter verändern.

Tabelle 3.2: Veränderung der Gewässermorphologie und der Abflußverhältnisse auf Ausbaustrecken mit unterschiedlichen Ausbautarten

	Maßnahmen	morphologische Verhältnisse							hydraul. Verhältnisse				
		b _s	h _b	b _v /h _b	W	I	E	d ₅₀	D _s	Q _b	v _{MQ}	v _b	v _{HHQ}
A	Entf. v. Ufergehölzen	o	o	o	o	o	o	o	-	+	o / +	+	+
B	A + Regelprofil	o	o	o	o	o	o	o / +	--	++	+	++	++
C	Bedämmung in Aue	o	o	o	o	o	o	o / +	o	o	o	o	o / +
D	A + Bedämmung am Ufer	o	+	+	o	o	+	+	-	++	o	+	+++
E	Vorland-Abgrabung	o	o	++	o	o	o	o	o	+++	o	+	++
F	A + Sohlverbreiterung	+	o	+	o	o	o	-	---	+++	-	+++	+++
G	A + Sohlvertiefung	o	+	-	o	o	+	o	o	+++	o	+++	+++
H	A + B + Begradigung	o	o	o	-	+	o	+	---	+++	++	++++	++++
I	A + B + F + Begradigung	+	o	+	-	+	o	?	---	++++	-	++++	++++
J	A + B + G + Begradigung	o	+	-	-	+	+	+	---	++++	++	++++	++++

E Eintiefungsgrad; D_s Diversität des Sohlsubstrats; v_{HHQ} bzw. v_{MQ} Strömungsgeschwindigkeit im Gewässerbett bei Wasserständen über Aueniveau und bei MQ; Index b für bordvoll; + Zunahme; - Abnahme; ? Zu- oder Abnahme möglich; o keine Veränderung gegenüber natürl. Verhältnissen;

3.1.2 Veränderung infolge mittelbarer Auswirkungen der Landnutzung und der Ausbaumaßnahmen

Die wohl gravierendste Veränderung unserer Gewässerlandschaft hat neben dem Gewässerausbau die Waldrodung zur Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzfläche mit sich gebracht, die in unserem Raum bereits zur Römerzeit begonnen und dann wieder im Mittelalter aufgenommen wurde (*Kern* 1994). In deren Folge sind durch verstärkte Flächenerosion und somit erhöhten Schwebstofftransport z.T. mehrere Meter mächtige Auelehmdeckschichten entstanden, die die Bett- und die Laufform der Bäche und Flüsse stark verändert haben. Daß die Auelehmabildung auch noch im letzten Jahrhundert infolge der landwirtschaftlichen Nutzung stark vorangeschritten ist und mit Sicherheit heute noch weitergeht, weist *Vollrath* (1976) an der Rott bei Coburg nach, wo erst innerhalb der letzten 100 Jahre 2/3 der gesamten Auelehmdecke entstanden ist.

Zum erhöhten Sediment- und Schwebstofftransport kommt der erhöhte Abfluß aus der landwirtschaftlich genutzten und aus der durch Siedlungen und Verkehrswege versiegelten Fläche, die zu einer Veränderung des Abflußregimes führt. Das Abflußregime eines Gewässers weicht umso stärker vom natürlichen Zustand ab, je größer der genutzte bzw. versiegelte Anteil der Einzugsgebietsfläche und je kleiner das Gewässer im Vergleich zu den punktuell aus Siedlungen eingeleiteten Abflußmengen ist.

Die aus versiegelten Flächen zufließenden Abflüsse führen i.d.R. nur wenig Feststoffe mit sich. Der gleich bleibende Feststofftransport im Gewässer entspricht somit nicht mehr den erhöhten Abflüssen. Die Folge ist ein Defizit beim Feststofftransport an den Gewässerstrecken unterhalb der Einleitungsstellen, das das Gewässer durch Betterosion auszugleichen sucht.

Die Landnutzung führt folglich zu einem veränderten Abfluß und Feststofftransport. In Tabelle 3.3 sind die grundsätzlich möglichen Veränderungen von Abfluß und Feststofftransport den dadurch entstehenden Veränderungen an der Gewässerstruktur gegenübergestellt.

Tabelle 3.3: Die Wirkung veränderter Abfluß- und Geschiebetransportverhältnisse auf die Gewässermorphologie; Wirkungen in Zeile 3 - 7 nach Santos-Cayudo & Simons (1972; in Nunnally 1985), in Zeile 8 und 9 nach Schumm (1969; in Brookes & Gregory 1988) und den Gleichungen 2.5 bzw. 2.6 und in Zeile 10 nach Gleichung 2.4

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	Abfluß	Q+	Q-			Q+	Q++	Q+	Q-	Q--	Q-	Q+	Q-
2	Geschiebetransport			S+	S-	S+	S+	S++	S-	S-	S--	S-	S+
3	Breite	+	-	+	-	+	+	+	-	-	-	?	?
4	Tiefe	+	-	-	+	?	+	-	?	-	+	+	-
5	Breite / Tiefe	+	-	+	-	+	+	+	-	-	-	-	+
6	mittl. Korndurchm. d_{50}	+	-	-	+	?	+	-	?	-	+	+	-
7	Sohlgefälle	-	+	+	-	?	-	+	?	+	-	-	+
8	Wellenlänge	+	-	+	-	+	+	+	-	-	-	?	?
9	Windungsgrad	?	?	-	+	-	-	-	+	+	+	+	-
10	Amplitude	+	-	+	-	+	+	+	-	-	-	?	?

+ Zunahme, - Abnahme, ? keine Wirkung oder Zu- oder Abnahme möglich

Die darin angegebenen Wirkungen auf die Gewässermorphologie sind Tendenzen, die aus Modellversuchen und Naturuntersuchungen abgeleitet werden konnten. Sie sind i.d.R. nur für alluviale Gewässer gültig, die sich bezüglich Breite, Tiefe und Laufform frei entwickeln können, und die sich vor der Störung in einem morphologischen Gleichgewichtszustand befanden. Zudem dürfen diese Gewässer nicht zu stark durch Grenzwertmechanismen in ihrer Entwicklung beeinflusst sein, bei denen beim Überschreiten gewisser Grenzwerte eine sprunghafte morphologische Veränderung eintritt. Vielmehr muß die Größe ihrer morphologischen Reaktion der Größe der Veränderung der Randbedingungen bzw. einer oder mehrerer unabhängigen Variablen entsprechen. Sind Grenzwertmechanismen wirksam, so kann u.U. eine Veränderungen zu klein sein, als daß Grenzwerte überschritten werden. Das Gewässersystem reagiert dann auf die Veränderung der Randbedingungen nicht. Verändern sich zuviele Randbedingungen, so kann die Veränderung schwer vorhersehbar sein, da sich die Wirkungen bzw. Reaktionen gegeneinander aufheben bzw. überlagern können (Nunnally 1985).

Insbesondere bei ursprünglich nicht im Gleichgewicht befindlichen Gewässerabschnitten ist deshalb eine Einzelfallstudie erforderlich, bei der alle historischen Daten zum Gewässerlauf und zur Landnutzung im Einzugsgebiet ausgewertet und die Gültigkeit der in Tabelle 3.3 genannten Tendenzen beurteilt werden.

Da sich die Breite und Tiefe eines Gewässerbettes erheblich schneller an den veränderten Abfluß und / oder Feststofftransport anpaßt als das Sohlgefälle und die Laufform (Wellenlänge, Windungsgrad und Amplitude), verändert sich die Laufform nicht nur direkt infolge der veränderten Abfluß- (entsprechend Gleichung 2.5) und Feststofftransportverhältnisse, sondern auch indirekt mit der sich vergrößernden oder verringernden Bettbreite.

Folgende Ursachen für einen veränderten Abfluß und Sedimenttransport und deren Wirkungen auf die Gewässermorphologie können unterschieden und den Spalten in Tabelle 3.3 zugeordnet werden (siehe auch *Nunnally* 1985):

- ◆ Jede Veränderung im Einzugsgebiet eines Gewässers, bei der die Vegetation zerstört oder die Vegetationsbedeckung verringert wird, führt zu den in Spalte 7 angegebenen Veränderungen. Werden die Veränderungen, z.B. durch Aufforstung, Umwandlung von Acker- in Grünland oder schonende landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen wie Zwischenfruchtanbau, ganz oder zumindest teilweise rückgängig gemacht, so findet eine umgekehrte morphologische Entwicklung (Rückentwicklung) gemäß Spalte 10 statt.
- ◆ Die Flächenversiegelung durch die Siedlungsentwicklung führt zu häufigeren und größeren Hochwasserabflüssen (Spalte 1). Kurz nach einer großflächigen Bebauung, wenn noch viele Rohbodenflächen in der Siedlung vorhanden sind, kann auch noch zusätzlich zu den erhöhten Abflüssen ein mäßiger Sedimenteintrag stattfinden (Spalte 6). Dies führt zur Tiefen- und Breitenerosion und zu einer Vergrößerung des Sohlmaterials. Bei einem Sohlsubstrat mit entsprechender Kornverteilung und Größe kann sich eine Deckschicht an der Gewässersohle ausbilden, die eine weitere Tiefenerosion vorerst verhindert. Werden die erhöhten Zuflüsse durch Rückhaltemaßnahmen (z.B. Regenrückhaltebecken) wieder deutlich verringert, so kann u.U. die in Spalte 2 angegebene Umkehrung der morphologischen Entwicklung stattfinden.
- ◆ Wasserableitungen zur Brauch- und Trinkwassergewinnung oder zur Bewässerung führen insbesondere in Verbindung mit Wasserspeichern zu verminderten Abflüssen und gegebenenfalls auch des Sedimenttransportes, so daß die Wirkungen aus Spalte 2 oder 9 auftreten können. Da der Abfluß in diesen Fällen meist deutlicher verringert wird als der Sedimenttransport, sind Ablagerungen in den Gerinnen die Folge. Werden die Abflüsse vor der Ableitung allerdings in Speicherbecken gefaßt, in denen das Sediment nahezu völlig zurückgehalten wird, dann wird u.U. der Sedimenttransport stärker vermindert als der Abfluß, so daß die Wirkungen aus Spalte 10 auftreten.
- ◆ Wie im vorigen Kapitel angedeutet, werden bei Ausbaumaßnahmen oft Ufersicherungen durchgeführt. Dadurch wird die naturgemäße Laufverlagerung eines Gewässers verhindert. Die Quelle eines nicht unerheblichen Teils der transportierten Sedimente in einem Gewässer ist die bei der Laufverlagerung wirkende Ufererosion. Unterhalb solcher Ausbaustrecken ist deshalb der Sedimenttransport verringert, weshalb dort die Wirkungen entsprechend Spalte 4 zu erwarten sind.
- ◆ Bei Ausbaumaßnahmen zum Hochwasserschutz wird die Abflußkapazität der ausgebauten Gewässerstrecke deutlich erhöht. Die natürlicherweise bei Hochwasser stattfindende Abflußretention wird dadurch stark verringert oder ganz unterbunden. Unterhalb der Ausbaustrecke ist deshalb der Hochwasserabfluß erhöht. Die in Spalte 1 angegebenen Wirkungen sind für die Gewässerstrecke direkt unterhalb der Ausbaustrecke zu erwarten, wie sie auch *Brookes* (1987 b; siehe unten) nachweisen konnte. Kommt zudem noch ein durch

Ufersicherungsmaßnahmen stark verminderter Sedimenteintrag hinzu, so können die Wirkungen nach Spalte 11 maßgebend werden, wobei dann nicht die Breiten- sondern die Tiefenerosion dominiert.

Abfluß und Sedimenttransport sind nicht immer derart verändert, daß die Wirkung auf einen morphologischen Parameter in der gleichen Richtung erfolgt: Obwohl sich in Spalte 5 und 8 der Abfluß und der Sedimenttransport in gleicher Weise verändert, verursacht dies keine eindeutige Tiefenänderung. Dies erklärt sich anhand der Wirkungen in Spalte 1 und 3 und Spalte 2 und 4, in denen sich Abfluß und Sedimenttransport jeweils alleine verändern. Bei einer Abflußzunahme ergibt sich eine größere Tiefe, während eine Zunahme des Sedimenttransportes eine kleinere Tiefe verursacht (und umgekehrt). Bei gleichzeitiger Zu- oder Abnahme beider Einflußgrößen hebt sich deshalb deren Wirkung auf die Tiefe nahezu auf. Die Wirkung auf die betreffenden morphologischen Parameter ist deshalb nicht eindeutig zu beurteilen.

Verändert sich dagegen der Abfluß oder Sedimenttransport deutlich stärker als der jeweils andere Parameter (z.B. in Spalte 6, 7, 9, 10), dann bestimmt der Parameter mit der stärkeren Veränderung die "Richtung" der Wirkung. Beispielsweise sind in Spalte 5 keine eindeutigen Wirkungstendenzen für Tiefe, mittlere Korngröße und Sohlgefälle angegeben. Sie können sich unter diesen Bedingungen verringern, gleich bleiben oder vergrößern. In Spalte 6 dagegen, wo der Abfluß deutlich stärker zunimmt als der Sedimenttransport, ist die Wirkung eindeutig angegeben und entspricht der in Spalte 1, wo nur der Abfluß erhöht ist.

Die Zunahme der Gewässerbreite, die nach Tabelle 3.3 bei erhöhtem Sedimenttransport prognostiziert wird, kann sich ins Gegenteil verkehren, wenn sehr feine Sedimente, die zuvor im Bettmaterial nicht oder nicht in der Menge vorhanden waren, z.B. durch landwirtschaftliche Tätigkeit mobilisiert werden. Es entsteht dann mit der Zeit u.U. ein kohäsiveres Bettmaterial (Auelehm), das ein kleineres Breiten-Tiefen-Verhältnis entstehen läßt (siehe Kapitel 2.6.2). Das kohäsivere Bettmaterial wird vermutlich auch mit der Zeit zu einem höheren Windungsgrad des Laufes führen (siehe Gl. 2.7). Bei Gewässern mit nicht alluvialem, nahezu unbeweglichem Sohlmaterial wird sich das Gewässer nicht oder nur schwer eintiefen können. Obwohl nach Tabelle 3.3 in vielen Fällen eine Vergrößerung von Tiefe und Breite zu prognostizieren ist, wird an solchen Gewässern keine oder kaum eine Tiefenerosion, um so mehr aber eine Breitereosion zu erwarten sein.

Bei vielen Ausbaumaßnahmen wurden die Gewässer begradigt. Wie im vorigen Kapitel bereits erläutert, führte dies direkt zu einem höheren Sohlgefälle. Die folgende, von Lane (1955) aufgestellte Proportionalitätsbeziehung, in der allerdings die Breite und Tiefe nicht enthalten sind, ist zur Beurteilung von mittelbaren Auswirkungen einer Begradigung hilfreich:

$$Q \times I_s \sim Q_s \times d_{50} \qquad \text{Gl. 3.1}$$

mit dem Abfluß Q , dem Sedimenttransport Q_s , der mittleren Korngröße des Sohlsediments d_{50} und dem Sohlgefälle I_s

Danach ist das Produkt aus Abfluß und Gefälle proportional zum Produkt aus Sedimenttransport und mittlerer Korngröße des Sohl-sediments. Das Produkt aus Abfluß und Gefälle ist proportional zur Strömungsleistung, die ein Maß für die Fähigkeit des Gewässers ist, Feststoffe zu transportieren. Wenn der Abfluß und die von oberstrom eingetragene Sedimentmenge unverändert bleiben, und das Gefälle beim Ausbau erhöht wurde, kann Gleichung 3.1 nur dann erfüllt werden, wenn sich der Feststofftransport auf der Ausbaustrecke erhöht. Da die von oben eingetragene Feststoffmenge aber gleich bleibt, muß die erhöhte Transportkapazität durch Erosion des Gewässerbettes befriedigt werden. Umgekehrt wird beispielsweise bei einer Verringerung des Gefälles durch Laufverlängerung (erhöhter Windungsgrad) oder durch einen Rückstau, z.B. verursacht durch eine Wehranlage, die Transportkapazität des Gewässers vermindert, weshalb das von oben eingetragene Sediment zur Ablagerung kommt.

Die in Tabelle 3.2 prognostizierte Erhöhung der mittleren Korngröße d_{50} des Sohl-sediments bei vergrößertem Sohlgefälle läßt sich anhand Gleichung 3.1 erklären: Das höhere Gefälle führt zu größerer Strömungsgeschwindigkeit und somit zu Sohlerosion. Bei der Erosion werden zuerst die kleineren Sedimentanteile bis zu der Korngröße erodiert, die der größeren Strömungskraft widerstehen können. Ist aber nicht nur das Gefälle sondern auch die Bettbreite vergrößert, kann dieser Effekt wieder aufgehoben oder ins Gegenteil verkehrt werden, d.h. ein Sohlsubstrat mit gleichbleibendem oder kleinerem Korn kann sich ausbilden (siehe Tabelle 3.2, Zeile I und H).

Der erhöhte Sedimenttransport, im Fall der Betterosion infolge der Gefällserhöhung, kann nur auf einer ausgebauten Gewässerstrecke aufrechterhalten werden. Ist auf der nicht ausgebauten Gewässerstrecke unterhalb noch die ursprüngliche Transportkapazität vorhanden, dann lagert sich dort das in der Ausbaustrecke erodierte Material wieder ab. Eine solch gegenläufige Tendenz an unterschiedlichen Gewässerabschnitten kann beispielsweise auch unterhalb einer Siedlung, die erhöhte Abflüsse verursacht, auftreten: Während direkt unterhalb der Siedlung Betterosion stattfindet, die einen erhöhten Sedimenttransport verursacht, ist weiter stromabwärts der erhöhte Abfluß durch Retentionswirkung kaum noch vorhanden. Das erodierte Material kommt deshalb dort wieder zur Ablagerung und führt zu den in Tabelle 3.3, Spalte 3 genannten Wirkungen.

Wie stark die morphologische Reaktion im Einzelfall ist, hängt insbesondere von der bordvollen Strömungsleistung des Gewässers, vom Abstand der die Störung verursachenden Einwirkung zur fraglichen Gewässerstelle und von der Gewässergröße im Vergleich zur Einwirkungsgröße ab. Je größer z.B. die Siedlungsabflüsse im Vergleich zum bordvollen Abfluß des Gewässers sind, desto größer sind die morphologischen Reaktionen. Ab der Mündung entsprechend großer Nebengewässer mit entsprechendem Zufluß und Feststofftransport können die Auswirkungen wieder stark vermindert und gegebenenfalls vernachlässigbar sein.

Die folgenden Untersuchungen belegen einige der genannten Entwicklungstendenzen:

- ♦ *Park* (1977) hat morphologische Veränderungen an Fließgewässern in Devon (GB) unterhalb von Siedlungen erfaßt: Die Abflußzunahme durch eine Siedlung hat am River Deer (Einzugsgebietsgröße 30 - 48 km²) unterhalb der Einleitungsstelle eine Zunahme des mittleren Abflußquerschnittes auf 143 %, der Breite auf 106 % und der Tiefe des Bettes auf 136 % verursacht, während bei einem im Vergleich zur Siedlungsfläche kleineren Gewässer bei Woodbury mit einer Einzugsgebietsgröße von 6 - 10 km² eine Querschnittsvergrößerung auf 261 %, eine Breitenvergrößerung auf 140 % und eine Tiefenvergrößerung auf 180 % festzustellen war. Diese Unterschiede verdeutlichen die Abhängigkeit der Wirkung von der Gewässergröße.
- ♦ *Brooks* (1987) hat die Auswirkung von 46 Gewässerausbaumaßnahmen auf die Gewässerstrecken unterhalb von Ausbaumaßnahmen in England und Wales untersucht. Im wesentlichen waren unterhalb der Ausbaustrecke Querschnittsvergrößerungen festzustellen. Von 14 untersuchten Abschnitten mit Querschnittsvergrößerung entstand diese bei 7 durch Breitenerosion, bei 3 durch Tiefen- und Breitenerosion (wobei die Breitenerosion dominierte) und bei den restlichen 4 Abschnitten war die Tiefenerosion vorherrschend. Die größte festgestellte Querschnittsvergrößerung lag bei 53 %. Laufverlagerungen waren nur an einem Gewässer zu beobachten. Gewässer, die keine Querschnittsveränderungen aufwiesen, waren meist Flachlandgewässer mit einer geringen Strömungsleistung unter 25 W/m², während die Gewässer mit nachgewiesener Querschnittsvergrößerung größere Gefälle und somit eine höhere Strömungsleistung von 25 - 500 W/m² besaßen. Als Ursache für die Querschnittsvergrößerung konnte eine Zunahme des Hochwasserabflusses infolge der durch den Ausbau verringerten nutzbaren Überflutungsfläche ausgemacht werden. Tiefenerosion war vornehmlich direkt unterhalb der Ausbaustrecken mit relativ geringer Längenerstreckung zu verzeichnen.

3.1.3 Konsequenzen für die Nutzung natürlicher Leitbilder

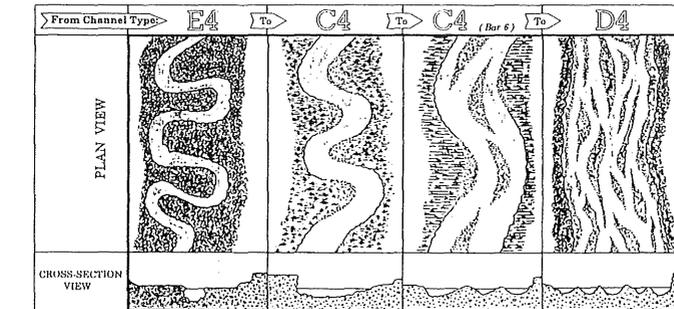
Um die Natürlichkeit vorhandener Gewässerstrukturen beurteilen zu können, und um für die Gewässerentwicklung oder Umgestaltung gewässertypische Leitbilder zu erstellen, müssen aus noch natürlichen Gewässerabschnitten die gewässertypischen Strukturen abgeleitet werden (siehe Kap. 1.3.2). Es stellt sich dabei aber die Frage, ob die Strukturen natürlicher, anthropogen noch relativ unbeeinflusster Gewässer auf anthropogen mittelbar beeinflusste Gewässerabschnitte übertragen werden können, wenn die Randbedingungen, die die Gewässerstruktur beeinflussen, durch nicht verzichtbare Nutzungen (z.B. Siedlungen und Landwirtschaft) dauerhaft verändert sind, oder die stattgefundenen Veränderungen trotz aufgegebener Nutzungen noch sehr lange vorhanden sein werden (z.B. trotz aufgegebener Landwirtschaft und Wiederbewaldung noch Auelehmschichten vorhanden bleiben).

Rosgen (1993) gibt für die Veränderung der Gewässerstruktur zwei aufschlußreiche Beispiele (siehe Abb. 3.2):

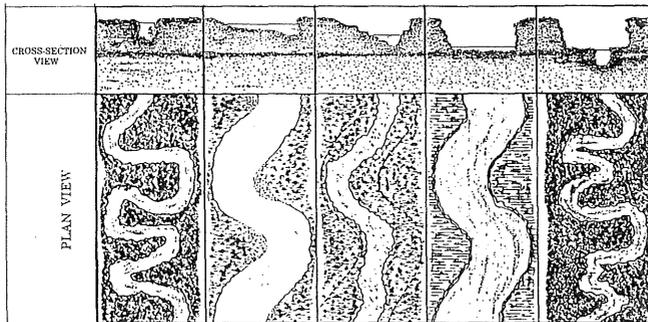
1. Durch deutlich erhöhten Geschiebetransport oder die Beseitigung der Ufervegetation setzte an einem geschwungenen Gewässerlauf starke Breitenerosion ein. Das Breiten-Tiefen-Verhältnis nahm dadurch erheblich zu und der Windungsgrad nahm mit zunehmendem

Sohlgefälle ab. Mit zunehmender Breite wurde die Bankbildung angeregt, und ließ einen Wildflußcharakter, d.h. eine geflochtene Laufform entstehen.

- Das anfängliche Entwicklungsstadium eines anderen Gewässers war ebenfalls Breitereosion. In der weiteren Entwicklungsphase wurde der Lauf gestreckter und es setzte Tiefenerosion ein. Auf einem tieferen Sohlenniveau angelangt, fand erneut Breitereosion statt. In deren Folge entstand auf tieferem Niveau eine schmale Aue, innerhalb der sich eine dem ursprünglichen Lauf vergleichbare Laufstruktur ausbildete, bis das Gewässer seinen alten Gleichgewichtszustand wiedererlangt hat.



a)



b)

Abbildung 3.2 : Veränderungen des Gewässerlaufes und der Bettform infolge veränderter Randbedingungen; a) Entwicklung zu einem anderen Gewässertyp (vom geschwungenen Gleitfließ zum Wildfluß) nach dauerhaft veränderten Randbedingungen; b) Rückkehr zum ursprünglichen Gewässertyp auf tieferem Niveau nach Wiederherstellung der ursprünglichen Randbedingungen (Rosgen 1993).

Sind im ersten Beispiel durch einen ständig erhöhten Geschiebetransport oder eine klimabedingte Vegetationsveränderung die Randbedingungen dauerhaft verändert, so wird der Gewässerlauf auf Dauer einem völlig anderen Gewässertyp zuzuordnen sein. Ist die Entwicklung dagegen durch eine nicht klimabedingte Vegetationsveränderung verursacht, so kann sie z.B.

durch Stabilisierung der Ufer durch Neuanpflanzung von Gehölzen umgekehrt werden, d.h. aus dem entstandenen Wildfluß kann wieder ein geschwungener Gleituferfluß entwickelt werden.

Im zweiten Beispiel sind dagegen die Randbedingungen nur zeitweilig verändert. Die Rückentwicklung zur ursprünglichen Laufform ist deshalb möglich. Allerdings fand die Laufentwicklung nach Tiefenerosion auf einem tieferen Niveau statt. Da das Gewässer auf dem tieferen Niveau seinen alten Gleichgewichtszustand wiedererlangt hat, wird es von seiner ursprünglichen Aue abgekoppelt bleiben. Die Überflutungsdynamik der Aue bleibt somit stark vermindert und der Grundwasserflurabstand vergrößert. Nur durch eine künstliche Sohlanhebung könnten die alten hydrologischen Verhältnisse der Aue und der ursprüngliche Eintiefungsgrad wieder geschaffen werden.

Aus diesen Beispielen und aus den oben erläuterten Veränderungen der Randbedingungen läßt sich folgendes für die Übertragbarkeit natürlicher Gewässerstrukturen ableiten:

- Sind die Veränderungen der Randbedingungen so moderat, daß der Gewässertyp noch erhalten bleibt, und sich somit die Maßzahlen, wie Breite, Tiefe oder Windungsgrad, nur geringfügig ändern, dann können die Gewässerstrukturen aus natürlichen Vergleichsgewässern abgeleitet werden.
- Sind dagegen die Randbedingungen so stark verändert, daß diese einen anderen Gewässertyp verursachen, dann sind Übertragungen nicht oder nur sehr eingeschränkt möglich.
- Können die veränderten Randbedingungen nach einer erfolgten Tiefenerosion wieder auf die ursprünglichen zurückgeführt werden, so ist eine gewisse Übertragbarkeit der Gewässermorphologie gegeben. Die Auemorphologie ist aber dann nicht übertragbar, wenn Tiefenerosion stattgefunden hat und das Gewässer durch Sedimentation nicht zum ursprünglichen Sohlniveau zurückfinden kann.

3.2 Laufveränderung nach Begradigung

Nach *Brookes & Gregory* (1988) ist grundsätzlich bei nicht stattfindenden Unterhaltungsmaßnahmen zum Erhalt des ausgebauten Gewässerzustandes eine Rückentwicklung zu naturnahen Gewässerstrukturen möglich. Es gibt aber noch keine genügende Zahl von Fallbeispielen, um eine genauere Vorhersage über die Rückentwicklung nach Ausbaumaßnahmen machen zu können. Nach *Brookes & Gregory* ist die Rückentwicklung ein sehr langsamer Prozess, der in Zeiträumen zwischen 10 und mehreren 100 Jahren abläuft. Entsprechende Zeiträume nennt auch *Kern* (1994).

Im folgenden werden Erkenntnisse aus den wenigen, in der Literatur zu findenden Rückentwicklungsbeispielen, aus einer Untersuchung von *Brookes* (1987a) an dänischen Bächen und aus eigenen Untersuchungen dargestellt und diskutiert.

3.2.1 Rückentwicklungsbeispiele

Im folgenden werden einige der wenigen in der Literatur dokumentierten Beispiele für Rückentwicklungen begradigter Gewässer hin zu natürlicheren Laufstrukturen aufgeführt:

Borum Møllebaek, Dänemark

Der in Abbildung 3.3 dargestellte Bach, der in den 80er Jahren des letzten Jahrhunderts begradigt wurde, hat nach Untersuchungen von *Brookes* (1987a) eine natürlichere Laufstruktur wiedererlangt. Die entstandene grobe Sohllendeckschicht deutet darauf hin, daß sich der Bach nicht mehr eintiefen, sondern nur noch lateral weiterentwickeln kann.

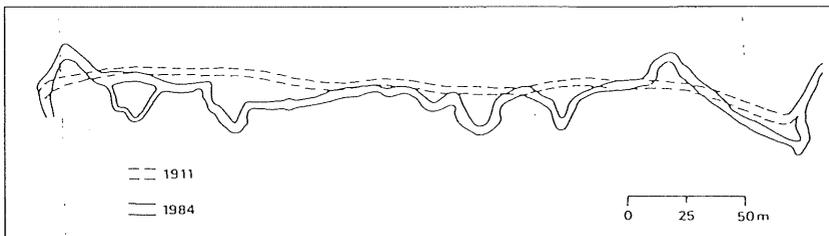


Abbildung 3.3: Rückentwicklung des vor ca. 110 Jahren begradigten Borum Møllebaek, Dänemark (*Brookes* 1987 a)

Bei den Felduntersuchungen von 1984 war immer noch eine starke Ufererosion festzustellen. Dies macht deutlich, daß selbst 110 Jahre nach der Begradigung die Rückentwicklung noch nicht abgeschlossen sein dürfte.

Big Pine Creek Ditch, Indiana, U.S.A.

Barnard & Melhorn (1982) beschreiben den Fall des Big Pine Creek, der 1932 begradigt und ausgebaut wurde, um die Entwässerung der umliegenden Felder zu verbessern. Der Bach

besitzt im begrädigten Abschnitt ein Einzugsgebiet von ca. 25 km². Er entspringt in und durchfließt Moränenablagerungen der Wisconsin-Eiszeit (entspricht der Würm-Eiszeit).

Die Eckdaten des Gewässers vor und direkt nach dem Ausbau sind im folgenden gegenübergestellt:

Parameter	vor Ausbau	nach Ausbau	nach 33 Jahren
Windungsgrad	1,42	1	1,1 - 1,2
mittleres Gefälle	0,12 %	0,16 %	
Mäanderwellenlänge	30 -135 m (Mittelw. 100 m)		
Mäanderamplitude	22,5-90 m (Mittelw. 45 m)		
Laufverkürzung		4,7 km d.h. 30 %	

Die Rückentwicklung nach dem Ausbau konnte auf Luftbildern der Jahre 1938, 1963 und 1971 festgestellt werden. Sie erfolgte zu verschiedenen Zeiten und in verschiedenen Raten. Manche Abschnitte zeigten keine bis geringe Abweichung vom Ausbauzustand, andere zeigten ausgeprägte Mäanderentwicklung mit Furt-Kolk-Sequenzen. Ufererosion und sie begleitende Bankbildung wurde häufig beobachtet. Der Windungsgrad erreicht heute in einigen Bereichen wieder Werte von 1,2. Ein Trend in Richtung des Zustands vor dem Ausbau ist zu erkennen.

Eine Zuordnung der wieder entstandenen Windungsgrade zum Gefälle unterschiedlicher Abschnitte ergab, daß die Laufentwicklung mit steigendem Gefälle und somit größerer Strömungsleistung schneller voranschreitet. Abschnitte mit einem Gefälle von ca. 0,1 bis 0,2 % hatten nach 33 Jahren erst Windungsgrade von ca. 1,1 wiedererlangt, während bei 0,3 % Gefälle bereits Windungsgrade von 1,2 erreicht wurden.

Mit Hilfe von Berechnungen der Strömungsleistung (stream power) aus hydrologischen Daten und dem bisher erreichten Windungsgrad konnte eine Rückentwicklungsrates abgeschätzt werden. Danach ergäbe sich nach vorsichtiger Schätzung erst nach 165 Jahren der Entwicklung ein Zustand wie vor dem Ausbau.

Elkhorn River, Nebraska USA

Der Elkhorn River mit einem Einzugsgebiet von 5850 km² hat innerhalb von 30 Jahren aus einem relativ gestreckten Lauf heraus wieder ausgeprägte Laufschwünge entwickelt (Abb. 3.4).

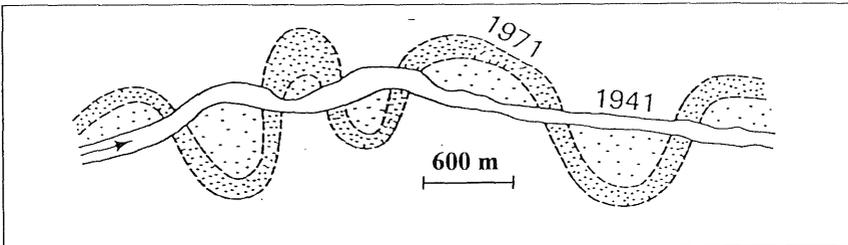


Abbildung 3.4: Laufentwicklung des Elkhorn River, Nebraska USA (Brice 1983)

Da sich die Untersuchung von *Brice* (1983) auf eine Kartenanalyse beschränkte, konnten weitere Angaben über die Ursache des gestreckten Laufes nicht gemacht werden. Der Flußtyp wird als geschwungener Gleituferfluß bezeichnet. Als Ursache für die entstandenen Windungen sieht *Brice* das Wachstum der in der oberstromigen Streckenhälfte bereits 1941 andeutungsweise vorhandenen Laufschrüngen an.

3.2.2 Rückentwicklungsformen

Eine Untersuchung über die Entwicklung ausgebauter Gewässer führte *Brookes* (1987b) an dänischen Fließgewässern durch. Er beschrieb die an Gewässern nach deren Begradigung stattfindenden Veränderungen und unterschied die im folgenden erläuterten Entwicklungsformen, die in Abbildung 3.5 dargestellt sind:

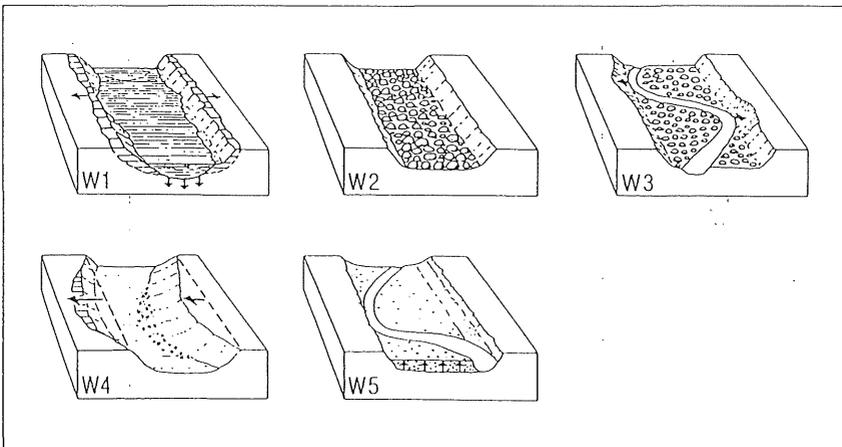


Abbildung 3.5: Prinzipielle Typen von Entwicklungsformen an begradigten Fließgewässern in Dänemark; aus *Brookes* (1987a)

W1 Tiefen- und / oder Breitenerosion des Bettes, verursacht durch höheres Gefälle infolge des verkürzten Laufes; durch das erhöhte Gefälle ist eine höhere Transportkapazität, als durch zugeführtes Geschiebe befriedigt wird, vorhanden; um das Geschiebedefizit auszugleichen, wird durch Betterosion Geschiebe zugeführt; Tiefenerosion ist bei vielen Gewässern durch Betonfixierungen oder durch entstehende Sohlpanzerung begrenzt.

W2 Entstehen einer Sohlpanzerung aus Grobkies oder Steinen, die meist als Folge einer Tiefenerosion auftritt; die Gewässer mit diesen Erscheinungen haben eine relativ hohe Strömungsleistung und ein hohes Gefälle; in Gewässern mit Sandbett sind Kiesaussonderungen festzustellen, wobei die Anreicherung des Kieses an der Basis der Geschiebeschicht stattfindet, die mit Sandriffel und Sanddünen bedeckt ist.

W3 Ausbildung eines geschwungenen Talwegs innerhalb des geradlinigen Bettes mit Tendenzen zur Eintiefung und Sohlpanzerung; laterale Erosion ist dort vorhanden, wo der geschwungene Lauf einer im breiten Bett entstandenen Niedrigwasserinne ans Ufer des Gesamtbettes stößt; dieser Zustand stellt eine beginnende Entwicklung zum voll ausgebildeten geschwungenen Lauf dar; er wurde an Gewässern mit hohem Gefälle und mit einer künstlich hergestellten übergroßen Gewässerbreite festgestellt.

W4 Wiederentstehen eines geschwungenen Laufes; die Mäanderamplitude wächst kontinuierlich, bis die entstehende Lauflänge und die Bettrauheit soviel überschüssige Energie dissipiert, daß eine weitere Veränderung nicht mehr möglich ist; festgestellt an Gewässern mit hohem Gefälle.

W5 Entwicklung eines geschwungenen Laufes durch Sedimentation; Ablagerungen von Sand und Schluff, wodurch ein Niedrigwassergerinne ausgebildet wird; bei Gewässern mit hohem Feststofftransport und relativ geringem Talgefälle festzustellen; die Ablagerungen sind über einen großen Abflußbereich stabil, wobei die Stabilisierung durch Pflanzen verursacht wird.

Eine Unterscheidung der Gewässerabschnitte anhand der Bettmaterialien wurde von *Brookes* nicht durchgeführt, da die Gewässer diesbezüglich vergleichbar waren. Es wurden die Gewässer nach Gefälle und Strömungsleistung pro Gewässerbreite unterschieden. Dazu wurde die spezifische Strömungsleistung bei bordvollem Abfluß ermittelt. Es war festzustellen, daß stabile und instabile Gerinne durch Linien gleicher Strömungsleistung unterschieden werden konnten (siehe Abb. 3.6).

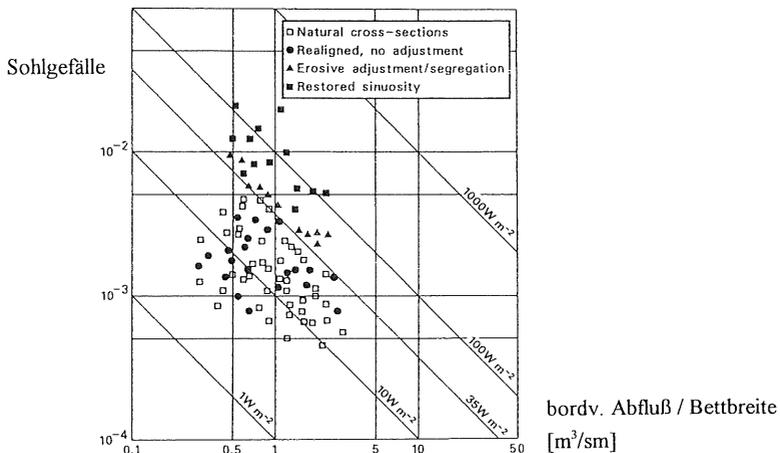


Abbildung 3.6: Entwicklungstendenzen dänischer Fließgewässer in Abhängigkeit von der Strömungsleistung; aus *Brookes* (1987 b)

Der Grenzwert lag bei ca. 35 W/m^2 . Für natürliche Querschnitte mit geschwungenem Lauf liegen die Strömungsleistungen unter 35 W/m^2 . Auch begradigte Gewässer mit erhöhtem Gefälle, die Werte unter 35 W/m^2 besitzen, zeigen keine Erosionserscheinungen; Gewässer, die Erosionen aufweisen (W1) und /oder eine Sohlpanzerung ausbilden (W2), liegen über dem Grenzwert oder nahe daran.

3.2.3 Rückentwicklungstendenzen an Bächen in Baden-Württemberg

Im folgenden werden die Untersuchungsergebnisse eines Projektes dargestellt, das bisher nur als Zwischenbericht (*Scherer & Scherle* 1994) veröffentlicht wurde. Dieses Projekt war der erste Baustein dieser Arbeit und lieferte weitere Anregungen. Angestrebtes Ziel dieses Projektes war es, auftretende Rückentwicklungsformen und die Entwicklungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von den vorhandenen Randbedingungen zu erfassen.

3.2.3.1 Erhebung und Auswahl der Gewässer

Die Erhebung der in Rückentwicklung befindlichen Gewässer fand mittels Umfragebögen statt, die an verschiedene Institutionen des Landes Baden-Württemberg geschickt wurden. Bei der Umfrage wurde nach Gewässerabschnitten mit folgenden Rückentwicklungszuständen gesucht:

- A Breitenerosion**, bei der entweder nur der Böschungsfuß des Ufers erodiert ist, die Erosionserscheinungen aber noch innerhalb des hergestellten Gewässerbettes bleiben, oder das Ufer bereits ins angrenzende Gelände hinein verlagert ist.
- B Zufällige Laufstrukturen**, die durch im Gewässerbett stehende Gehölze, umgefallene Bäume oder herabgefallene Äste verursacht sind.
- C Beginnende Laufverlagerung**, die durch einen mehr oder weniger regelmäßigen, innerhalb des Gewässerbettes pendelnden Lauf des Mittelwasserbettes charakterisiert ist und durch regelmäßige oder unregelmäßige wechselseitige Ufererosion entsteht, die durch entstandene Uferbänke unterstützt sein kann.
- D Fortgeschrittene Laufverlagerung**, die Weiterentwicklung der beginnenden Laufverlagerung, bei der sich die Ufer schon wechselseitig ins angrenzende Gelände hinein verlagert haben.
- E Ausgeprägte Laufform**, bei der die Laufentwicklung schon soweit fortgeschritten ist, daß das künstlich ausgebildete Bachbett nicht mehr oder nur noch ansatzweise erahnt werden kann. Durch relativ starke Erosionserscheinungen an den Prallufern ist aber zu erkennen, daß der Bachlauf noch nicht seinen natürlichen Zustand, d.h. noch keinen Gleichgewichtszustand, wiedererlangt hat.
- F Weitere Laufausprägung nach mäßiger Renaturierung**; bei der Renaturierung wurde ein zu gestreckter, nicht gewässertypischer Lauf angelegt, weshalb eine weitere Laufentwicklung stattfindet.

Der Umfragebogen enthielt zusätzlich Fragen nach der Länge der Gewässerstrecke mit entsprechenden Entwicklungen, vorhandenen Ufersicherungen, vorhandenen Ufergehölzen, der

angrenzenden Landnutzung, den Dimensionen des Gewässers, dem Jahr und der Art des Ausbaus und der geographischen Lage des Gewässers.

Insgesamt wurden 101 Gewässer gemeldet. Sämtliche Fließgewässerregionen Baden-Württembergs waren durch die gemeldeten Gewässer vertreten. Hinsichtlich der Größenordnung der Gewässer wurden sowohl kleinste Wiesenbäche als auch Bäche mit relativ großem Einzugsgebiet gemeldet. Es waren erstaunlich viele Bäche darunter, die bereits aktiv renaturiert worden sind. Ebenso wurden einige Gewässer gemeldet, denen jegliche Rückentwicklungstendenzen fehlten.

Von den gemeldeten Gewässern wurden 74 im Rahmen des Projekts vor Ort begutachtet. Die wesentlichen Daten der hier im Text mit Name und lfd. Nummer erwähnten Gewässer sind in Anlage 5 aufgelistet. Hinsichtlich der Rückentwicklungszustände traten bei vielen Bächen Differenzen zwischen beobachteten und gemeldeten Erscheinungen auf. Dabei wurden die gemeldeten Rückentwicklungserscheinungen durchgehend zu positiv dargestellt.

Die Begehung der Gewässer ermöglichte es, einen Überblick über die Gewässer des Landes zu erhalten. So stellte sich heraus, daß die landwirtschaftliche Nutzung und damit auch die Instandhaltung der Gewässer immer noch bedeutend ist. "Vernachlässigte" Gewässer oder Landwirtschaftsbrachen in Gewässernähe waren, entgegen der ursprünglichen Annahme, kaum vorhanden.

In Abbildung 3.7 ist die Anzahl der gemeldeten Gewässer mit den oben definierten Rückentwicklungserscheinungen dargestellt. Daraus ergibt sich, daß die meisten der Gewässer Breitereosion aufwiesen. Wesentlich seltener traten beginnende Laufverlagerung und zufällige Laufstrukturen auf.

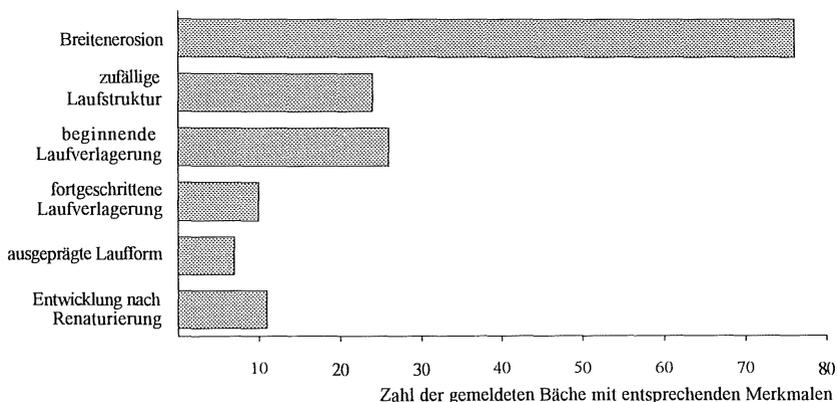


Abbildung 3.7: Zahl der gemeldeten Erscheinungen. (Die Gesamtzahl der Gewässer ist größer als die Anzahl der gemeldeten Gewässer, da Mehrfachnennungen bei den Entwicklungserscheinungen möglich waren.)

Fortgeschrittene Laufverlagerung war nur bei zehn Gewässern festzustellen. Wobei an sieben dieser zehn Gewässer die genannten ausgeprägten Laufformen nicht durch eigendynamische Rückentwicklung, sondern durch aktive Renaturierung entstanden sind. Sie wurden in Verbindung mit der Weiterentwicklung nach der Renaturierung gemeldet.

Von den begangenen Gewässern wurden ca. 20 Gewässer für eine differenziertere Untersuchung ausgewählt. Auswahlkriterien waren:

- ♦ **Fließgewässerlandschaften:** Es wurde versucht, möglichst viele geologische Einheiten abzudecken.
- ♦ **Gewässergröße:** Innerhalb eines Naturraums sollten Gewässer mit unterschiedlicher Einzugsgebietsgröße repräsentiert sein.
- ♦ **Entwicklungszustände:** Durch die Untersuchung von Gewässern mit unterschiedlichen Rückentwicklungszuständen sollte es möglich werden, in Abhängigkeit von der Gewässergröße und der Geologie nicht nur Entwicklungsdauern, sondern auch Änderungen der Entwicklungsgeschwindigkeit während des Entwicklungsprozesses erfassen zu können.

3.2.3.2 Untersuchungs- und Auswertungsmethode

Erfassung der Morphologie

Die jeweils festgelegte Gewässerstrecke wurde differenziert vermessen. Dabei wurden je 10-20 Querprofile in Abständen von jeweils 3-5 m und der Grundriß mit einem Tachymeter aufgenommen. Von den Strecken zwischen den Profilen wurden Feldskizzen angefertigt, in der die maßgeblichen Bettstrukturen und die Ufergehölze festgehalten wurden.

Den Gewässern wurde Geschiebe entnommen. Dabei handelte es sich um Mischproben der Kies- und Sandfraktionen des Sohlmaterials. Ufermaterial wurde an einer repräsentativen Stelle der Uferböschung mittels Stechzylindern entnommen, um sie im Labor weiter untersuchen zu können.

Ermittlung der hydrologischen und hydraulischen Kenndaten

Als bettbildender Abfluß wurde der mittlere Hochwasserabfluß (MHQ) angenommen. Um die hydraulischen Daten, wie Fließgeschwindigkeit, Schleppspannung oder Wasserstände, beim bettbildenden Abfluß berechnen zu können, wurde der MHQ-Wert ermittelt. An 6 der untersuchten Gewässer waren Abflußpegel vorhanden, so daß deren Abflußdaten über die Relation der Einzugsgebietsgröße auf die untersuchte Gewässerstrecke übertragen werden konnten. Für die anderen Gewässer wurde mittels eines Regionalisierungsverfahrens (*Lfu* 1988 a u. b) und durch Vergleich der Pegeldata benachbarter Gewässer der mittlere Hochwasserabfluß für die betreffende Gewässerstrecke abgeschätzt.

Zur Ermittlung der hydraulischen Daten wurde ein im IWK entwickeltes Wasserspiegelprogramm verwendet, das es zuläßt, neben dem Abfluß verschiedene, die Querschnittsform beschreibende Parameter sowie die Sohlschubspannung zu ermitteln. Eingangsdaten für die

Berechnung waren die eingemessenen Querschnittsdaten des Gewässerbettes und die geschätzte Bettraueheit. Zur Ermittlung des bordvollen Abflusses wurde der Wasserspiegel auf ein Niveau eingestellt, von dem an Ausuferungen beginnen.

Die Rückentwicklungserscheinungen ausgebauter Gewässer in Dänemark konnte *Brookes* (1987) gut mit der Größe der breitenspezifischen Strömungsleistung bei bordvollem Abfluß korrelieren (siehe Kap. 3.2.2). Die breitenspezifische Strömungsleistung wurde deshalb auch hier zur Beurteilung der Rückentwicklung bzw. der Entwicklungsfähigkeit der Gewässer herangezogen. Die Strömungsleistung P ergibt sich zu

$$P = \rho g Q I / b = \tau v = \rho g h I v \quad \text{Gl. 3.2}$$

$$P [\text{Watt/m}^2] = 9807 \times Q [\text{m}^3/\text{s}] \times I [-] / b [\text{m}]$$

wobei Q der Abfluß, I das Gefälle und b die Gewässerbreite ist. Die Strömungsleistung ist gleich dem Produkt aus der Sohlschubspannung τ und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit v (*Bagnold* 1977). Sie ist somit nicht nur proportional zur Sohlschubspannung, sondern auch zur Strömungsgeschwindigkeit.

Ermittlung der gewässermorphologischen Daten

Aus den Wasserspiegelberechnungen für den bordvollen Abfluß ergaben sich die Breiten, Tiefen und Flächen der einzelnen Abflußquerschnitte. Durch Mittelwertbildung wurde dann die mittlere bordvolle Tiefe, Breite und Querschnittsfläche der vermessenen Gewässerstrecken ermittelt. Aus der mittleren Breite und Tiefe konnte dann das Breiten-Tiefen-Verhältnis der Gewässerstrecke errechnet werden.

Die Parameter Windungsgrad, Amplitude und Wellenlänge des heutigen Zustands sollten aus den Lageplänen der Vermessung ermittelt werden. Tatsächlich war aber nur in den wenigsten Fällen eine deutliche Laufverlagerung vorhanden, weshalb auf die Ermittlung dieser Parameter verzichtet wurde.

Zum Vergleich des heutigen mit dem natürlichen bzw. naturnahen Zustand wurden ältere topographische Karten sowie Luftbilder herangezogen. Als Interpretationsgrundlage diente der Zustand zur Zeit der ersten flächendeckenden Vermessungen in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts, der topographischen Karten des Maßstabs 1:10.000 (Baden) bzw. 1:25.000 (Württemberg) entnommen werden konnte. Zu diesem Zeitpunkt waren mehrere der untersuchten Gewässer offensichtlich bereits ausgebaut.

Es wurde der Windungsgrad, die mittlere Wellenlänge, Amplitude und Mäandergürtelbreite des historischen Gewässerlaufes bestimmt. Bei den kleinen und kleinsten Bächen waren aus Maßstabsgründen oft nur ungenaue Aussagen möglich. Waren in den Karten die Gewässer mit geradem Lauf eingezeichnet, so kann davon ausgegangen werden, daß sie zur Zeit der Kartenerstellung bereits begradigt waren. Die Laufparameter wurden dann nicht analysiert.

3.2.3.3 Diskussion der Ergebnisse

Erosionsbeginn der Ufer

Die anhand des Ufermaterials ermittelten kritischen Schubspannungen für beginnende Ufererosion liegen weit unter den errechneten Sohlschubspannungen bei bordvollem Abfluß. Da die ermittelten Erosionsraten dennoch gering sind, kann davon ausgegangen werden, daß die in der Literatur genannten kritischen Schubspannungswerte zwar den Erosionsbeginn anzeigen, aber bei weitem keinen Aufschluß darüber geben, wie stark die Erosionsrate des betreffenden Böschungsmaterials ist.

Bewegungsbeginn des Geschiebematerials

Die Sohlschubspannung bei bordvollem Abfluß liegt bei den meisten Gewässern um ein Vielfaches über der kritischen Sohlschubspannung für den sandig-kiesigen Anteil des Sohlsubstrats. Es kann deshalb bei allen Gewässern davon ausgegangen werden, daß mehrmals im Jahr Abflüsse auftreten, die grundsätzlich eine die Laufentwicklung fördernde Bankbildung im Gewässerbett ermöglichen, insofern das Gewässer keine unnatürlich geringe Sohlbreite infolge eines Gewässerausbaus besitzt und ein entsprechender Geschiebeeintrag stattfindet.

Bei geschiebearmen Gewässern mit kohäsiven Ufern besteht das Sohlsediment oft aus Bodenaggregaten (Lehm- oder Tonpartikel), die infolge des Verwitterungsprozesses von der Uferböschung auf die Gewässersohle fallen. Dort wirken sie zunächst wie Geschiebe. Mit zunehmender Transportdauer lösen sie sich auf bzw. werden aufgerieben. Auch wenn dieses Geschiebematerial schnell zerrieben wird, so ist es doch in der Lage, Bänke und sogar Furten zu bilden, die die Laufentwicklung unterstützen. Beobachtet wurde dieses Phänomen bei Ammer (27), Prim (28), Walkersbach (36) und Jagst (58).

Die bei der Verwitterung der kohäsiven Ufermaterialien entstehenden Bodenaggregate besitzen die Form von Prismen oder Polyedern. Die Bodenart spielt dabei eine wichtige Rolle. Ein gewisser Tonanteil ist Voraussetzung für eine Aggregatbildung. Schluffreiche Lößböden, wie z.B. beim Kohlbach (35), bilden ein Kohärentgefüge aus, das schnell wieder in seine Einzelteile zerfällt. Vergleichbare Bodenaggregate und somit ein entsprechender Geschiebeersatz werden deshalb dort nicht gebildet.

Querschnittsmaße und Querschnittsform

Zur Beurteilung der Laufentwicklung ist es wichtig zu wissen, ob das Gewässer noch im Stadium der Breitenerosion ist oder bereits eine Breite erreicht hat, die wechselseitige Bankbildung und somit eine Laufentwicklung zuläßt. Daten der Bettiefe und -breite von noch natürlichen Gewässern lagen für den Buntsandstein-Odenwald und die Oberrheinebene vor (*Forschungsgruppe Fließgewässer* 1994). Es konnten deshalb nur für die Alb, den Trienzbach, den Reutenbach sowie für den Steinbach und den Sandbach "naturnahe" Vergleichsdaten für die Gewässerprofile abgeschätzt werden. Für den Schwammerich und die Schiltach, die in anderen

geologischen Bereichen liegen, die nur ansatzweise mit denen des Buntsandstein-Odenwaldes verglichen werden können, wurden versuchsweise ebenfalls die Vergleichsdaten des Odenwaldes herangezogen.

In Tabelle 3.4 sind die festgestellten Breiten und Tiefen und die Breiten-Tiefen-Verhältnisse sowie die Vergleichsdaten naturnaher Fließgewässer, die aus den Daten der oben genannten gewässertypologischen Untersuchung abgeleitet wurden, aufgelistet. Daraus wird deutlich, daß die Alb (5) eine nahezu naturnahe Profilbreite und -tiefe besitzt, und, was die festgestellte Breitenerosion deutlich macht, nur noch zu einer geringfügig größeren Breite tendiert; daß der Reutenbach (10) eine noch zu kleine Bettbreite besitzt, den natürlichen Maßen aber schon sehr nahekommt; daß der Trienzbach (8) fast doppelt so tief wie im naturnahen Zustand ist, seine Breite aber schon natürliche Ausmaße angenommen hat; daß der Schwammerich (4) ebenfalls doppelt so tief wie die Referenzgewässer ist, seine Breite aber schon dem vermeintlichen naturnahen Zustand nahekommt; daß die Schiltach (2) ebenfalls noch etwas zu schmal ist, aber eine kleinere Betttiefe besitzt als die Referenzdaten erwarten lassen.

Für den Steinbach (96), einen Schwemmfächerbach, und den Sandbach (94), einen Flachlandbach, die beide in der Oberrheinebene liegen und deren Haupteinzugsgebiet im Schwarzwald liegt, lassen sich nach der o.g. Untersuchung für naturnahe Gewässer Bettiefen von 0,9 bis 1 m und Breiten-Tiefen-Verhältnisse von 7 bzw. 9 zuordnen. Das ausgebaute Bett des Steinbaches ist somit zu tief, und das naturnah ausgebaute geschwungene Mittelwasserbett (im Hochwasserbett) des Sandbaches ist bezüglich seiner Breite und Tiefe zu klein.

Tabelle 3.4: Mittlere Querschnittsmaße einzelner untersuchter Gewässer mit naturnahen Vergleichsdaten aus gewässertypologischen Untersuchungen des Buntsandstein-Odenwaldes und der Oberrheinebene (*Forschungsgruppe Fließgewässer 1994*)

Gewässer	Einzugsgebiet (km ²)	Ist- Zustand			naturnaher Vergleichszustand		
		Tiefe (m)	Breite(m)	B / T	Tiefe (m)	Breite (m)	B / T
Alb (5)	80	1,04	10,1	9,71	1,17	12	10,2
Trienzbach (8)	35	1,68	7,46	4,44	0,8	7,5	9,4
Reutenbach (10)	2,5	0,71	2,5	3,52	0,77	3,1	4
Schwammerich (4)	12	0,99	4,7	4,75	0,6	5	8,3
Schiltach (2)	21,6	0,59	4,5	7,63	0,7	6,9	9,9
Steinbach (96)	20	1,24	7,8	6,29	0,95	6,6	7 (10)
Sandbach (94)	110	0,61	3,02	4,95	0,95	8,5	9 (12)

In Ermangelung gewässertypologischer Vergleichsdaten wurde für den Kohlbach (35), den Flügelaubach (49), den Talbach (25) und den Walkersbach (36) zur Beurteilung ihrer Profile das Breiten-Tiefen-Verhältnis nach *Schumm* (1960; siehe Gleichung 2.15) herangezogen. Während danach der Flügelaubach und der Talbach ihrem Bettmaterial entsprechende

Breiten-Tiefen-Verhältnisse von knapp über 2 besitzen, sind die vorhandenen Verhältniswerte von Flügelaubach und Walkersbach schon wesentlich größer, als es die vom Bettmaterial abgeleiteten Werte erwarten lassen. Danach hätten Talbach und Kohlbach trotz ihres kompakten Querschnittes bereits eine relativ natürliche Bettform. Beim Flügelaubach, der infolge der Sohl-schalen ein wenig eingetieftes, flaches Bett besitzt, könnte ohne Sohlsicherung ein tieferes und kompakteres Bett erwartet werden.

Abflußkapazität

Unter der Annahme, daß die natürliche bordvolle Abflußkapazität der Gewässer nahe dem mittleren Hochwasserabfluß liegt, kann der Gewässerzustand durch den Vergleich der vorhandenen Abflußkapazität mit dem mittleren Hochwasserrabfluß (MHQ) beurteilt werden. Die Abflußkapazität von Schiltach (2), Rötensbach (45) und Schlechtbach (46) war erheblich kleiner als das MHQ, während insbesondere der Trienzbach (8), die Prim (28), der Krähenbach (60), der Flügelaubach (49) und die Radolfzeller Aach (87) eine ca. doppelt so große Abflußleistung besitzen (siehe Anlage 5.2).

Zu kleine Abflußkapazitäten, die zu mehrmaligen Ausuferungen im Jahr führen, sind nicht außergewöhnlich. Die vorhandene Breitenerosion, insbesondere beim Schlechtbach und Rötensbach, deutet aber darauf hin, daß sich das Bett noch zu vergrößern versucht und eine größere Abflußkapazität anstrebt. Die sehr hohen Abflußkapazitäten insbesondere beim Trienzbach, der Prim und beim Krähenbach sind auf die unnatürlich tiefen Bachbette zurückzuführen. Zumindest beim Trienzbach ist die Tiefe nachweislich doppelt so groß wie bei vergleichbaren natürlichen Bachbetten. Als Sonderfall kann die Radolfzeller Aach mit ihrer über doppelt so großen Abflußkapazität angesehen werden, da sie Zuflüsse aus der Donau-Versinkung erhält und dadurch einen im Vergleich zum Einzugsgebiet sehr hohen Mittelwasserabfluß besitzt, der u.U. schon bettbildend wirkt. Obwohl ihr Mittelwasserabfluß kleiner als ihr mittlerer Hochwasserabfluß ist, kann er ein breiteres Gewässerbett verursachen als der mittlere Hochwasserabfluß, da er nicht nur Stunden oder wenige Tage, sondern die größte Zeit des Jahres andauert.

Obwohl die Berechnung der MHQ-Werte sowie der bordvollen Abflußleistung mit relativ großen Ungenauigkeiten behaftet sind, können durch den Vergleich der beiden Werte unnatürlich große Abflußquerschnitte erkannt und können Tendenzen zur Bettvergrößerung begründet bzw. vorausgesehen werden.

Laufentwicklung

Ein Vergleich der festgestellten Laufentwicklung mit der ursprünglichen, natürlichen Laufform eines Gewässers kann grundsätzlich aufzeigen, ob das Gewässer bereits einen gewissen Gleichgewichtszustand wiedererlangt hat, oder ob es sich noch in Rückentwicklung befindet. Die festgestellten Rückentwicklungszustände waren aber alle in einem so frühen Stadium und zeigten so unregelmäßige oder zufällige Laufstrukturen, daß ein Vergleich der vorhandenen

Wellenlänge, der Amplitude oder des Windungsgrades des Laufes mit denen der natürlichen Laufform nicht möglich bzw. sinnvoll war.

3.2.3.4 Festgestellte Formen der Rückentwicklung

Anhand der beobachteten Gewässerentwicklungen konnten die folgenden Entwicklungsformen unterschieden werden:

Plötzliche Laufverlagerung

Nach der plötzlichen Laufverlagerung wurde bei der Erhebung der in Rückentwicklung befindlichen Gewässer nicht gefragt. Kurz vor Beendigung des Projektes wurde eine Rückentwicklung gemeldet, die den Fall einer plötzlichen Laufverlagerung dokumentiert.

Es handelt sich um den Sasbach (0), ein Nebengewässer der Murg (Schwarzwald) mit einer Einzugsgebietsgröße von ca. 12 km². Der Sasbach liegt in einem Kerbtal mit nur schmaler Talsohle, die traditionell als Mähwiese genutzt wird. Um die Wiesenflächen einigermaßen wirtschaftlich nutzen zu können, wurde der Bach über dem Niveau der Talteufe am Talrand angelegt und mit Lesesteinwällen in dieser Lage künstlich fixiert. An einer ca. 1 km oberhalb der Mündung in die Murg gelegenen Stelle, an der sich die Tiefe des Gewässerbettes plötzlich von 1,5 m auf 1 bis 0,5 m verringert, hat der Sasbach erstmals bei einem Hochwasser im Jahre 1991 und erneut beim Winterhochwasser 1993/94 die künstliche Berandung durchbrochen und zwei weitere parallele Abflurrinnen (B und C) ausgebildet, die untereinander wieder verbunden sind und den ganzen Talboden einnehmen (Abb. 3.8). Während das Gerinne B heute ein bereits ausgeprägtes Bett besitzt, das mit einer Breite von 2 m nur ca. 1 m schmaler als das Hauptgerinne ist, ist das Gerinne C1 nur einen knappen Meter breit. Die Verlängerung C2 des Gerinnes C1 besitzt dagegen nur ein schwach ausgeprägtes Bett, das noch nicht völlig von mit Gras durchwurzelten Erdschollen freigespült ist. Bei Gerinne C3 ist kein Bett mehr ausgebildet, sondern die Wiese wird dort konzentriert überströmt, bis sich der Abfluß in der anschließenden Geländemulde verliert. Es ist eine Frage der Zeit, bis auch dort ein zwar kleines, aber ausgeprägtes Bachbett entstehen wird.

Das gemessene Talbodengefälle sowie das Gefälle der Gerinne liegt bei ca. 6 bis 9 % und somit weit über dem Gefälle der anderen untersuchten Gewässer. Die mittlere Hochwasserabflussspende liegt mit ca. 1,4 m³/s km² ebenfalls weit über den anderen Gewässern, so daß trotz des relativ kleinen Einzugsgebietes ein mittlerer jährlicher Hochwasserabfluß von 12,6 m³/s abgeschätzt werden kann. Unter der Annahme, daß dieser Abfluß im Bett oberhalb der Ausbruchsstelle in bordvollem Zustand abgeführt wird, ergibt sich mit einer bordvollen Breite von ca. 3,5 m ein breitenspezifischer Abfluß von ca. 3,3 m³/sm. Mit einem Gefälle von 8 % besitzt der Sasbach eine außerordentlich hohe spezifische Strömungsleistung von weit über 1000 W/m² (siehe Abb. 3.11).

Aus diesen Feststellungen kann gefolgert werden, daß - von Gewässern mit Totholzverkläunungen abgesehen - auch Gewässer, die an den Talrand verlegt wurden und ein relativ hohes Gefälle besitzen, neue Lauf- und Bettstrukturen durch plötzliche Laufverlagerung ausbilden können. Dazu zählen u.U. auch Gewässer mit geringerem Gefälle, die streckenweise nur noch als Mühlkanal am Talrand existent sind und die deutlich über dem Niveau des Taltiefpunktes liegen.

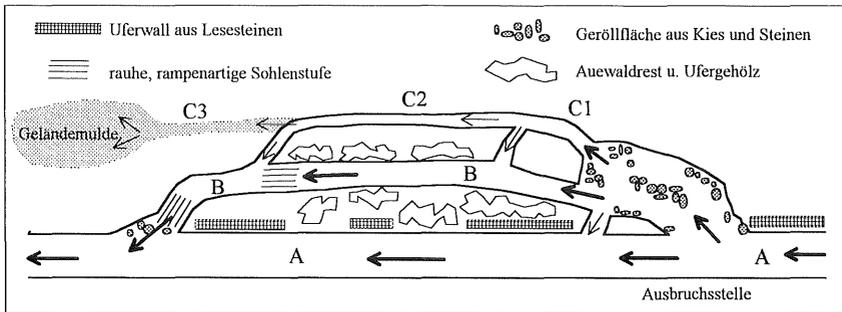


Abbildung 3.8: Skizze der "plötzlichen" Laufverlagerung des Sasbaches; siehe Text

Tiefenerosion

Begradigte Gewässer mit erodierbarer Sohle und wenig Geschiebe neigen u.a. zu Tiefenerosion. Charakteristisch für Gewässer mit zu tiefen Bachbetten, innerhalb derer nach entsprechender Breitenerosion wieder Sohl- und - wenn auch eingeschränkt - Laufstrukturen entstanden sind oder voraussichtlich entstehen werden, sind z.B. das Steinbächlein (9), die Jagst (58), der Schweizerbach (32), der Buchenbach (30) und der Feuerbach (15).

Breiten- und Tiefenerosion bei begradigten Wiesenbächen in Muldentälern

Den vorgefundenen Wiesenbächen in Muldentälern gemeinsam ist ein relativ kleines Einzugsgebiet von kleiner ca. 12 km² und somit ein relativ kleines Bachbett. Eine der Begradigung nachfolgende Tiefenerosion verursachte einen kompakten Querschnitt mit relativ steilen Ufern. Sie zeigen eine beginnende bis leicht fortgeschrittene unregelmäßige Laufentwicklung. Die wesentliche Ursache der Laufentwicklung ist das punktuelle Abrutschen und Herunterbrechen von Ufermaterial (Skizze 2 in Abb. 3.9), das durch Beweidung oder Befahren der Uferänder und / oder durch strömungsbedingte Böschungsunterschneidungen verursacht ist.

Die herabgefallenen und gerutschten Erdschollen sind noch stark von Gräsern durchwurzelt und deshalb im Vergleich zu den nicht bewurzelten unteren Uferpartien relativ erosionsresistent. Die auf der Gewässersohle liegenden Erdschollen lenken die Strömung zum gegenüberliegenden Ufer hin ab, wodurch dort verstärkte Strömungserosion einsetzt, was wiederum zu Massenbewegungen führen kann. Bei sehr kleiner Bettbreite liegen die Erdschollen oft in der Mitte des Betts und werden wie eine Insel umströmt, wodurch beidseitige Ufererosion

verursacht wird, die zu einer leichten Bachweitung führt. Diese Strukturen sind zufälliger Natur, weshalb ein sehr unregelmäßig sprunghafter oder leicht geschwungener Lauf entsteht.

Nach größeren Hochwasserereignissen können die relativ stabilen und ortsfesten Erdschollen wieder abgetragen werden. Die entstandenen Laufstrukturen werden dadurch im Bereich des Mittelwasserbettes wieder monotoner und der Lauf gestreckter. Das Gewässerbett wird aber zusehends breiter, bis Sedimentation einsetzen kann, die die Laufentwicklung unterstützt. Im derzeitigen Zustand dieser Gewässer wurden aber noch keine oder nur wenige sedimentationsbedingte Bankbildungen festgestellt. Die Breite der Gewässersohle dürfte dafür noch nicht groß genug sein, oder das fehlende bzw. geringe Geschiebe läßt naturgemäß eine Bankbildung nicht zu.

Diese Entwicklungsform scheint unabhängig von der Bodenart der Böschung zu sein. Die festgestellten Bodenarten variieren zwischen sandig-lehmigem und tonig-lehmigem Material. Charakteristisch für diesen Gewässertyp sind der Reutenbach (10), der Talbach (25), der Schlechtbach (46), der Aischbach (52), der Mühlbach (84) und der Reichenbach (86).

Die oben geschilderten Strukturen sind nur in gehölzfreien Abschnitten vorhanden. In gehölzbestandenen Abschnitten ist oft der Fließquerschnitt infolge der Ufergehölze deutlich breiter. Bei vorhandenem Gehölzbestand ist zudem eine wesentlich geringere Tiefe des Bettes zu beobachten, vermutlich weil eine höhere Bettrauheit und stellenweise eine durchwurzelte und somit erosionsstabile Gewässersohle existiert. Bei punktuell im Gewässerbett wachsenden, einzelnen jungen Weiden (Skizze 1 in Abb. 3.9) sind oft sichelförmige Uferbuchten an den gegenüberliegenden Ufern festzustellen, die durch die strömungsablenkende Wirkung der Weidenäste bei erhöhten Abflüssen entstanden sind.

Ansatzweise ist dieser Entwicklungstyp dem Typ W1 (Breiten- und Tiefenerosion) nach der Klassifikation von *Brookes* (1987) zuzuordnen. *Brookes* hat den Typ W1 (siehe Abb. 3.5) als den am häufigsten vorkommenden Typ in Dänemark beobachtet. Auch auf Baden-Württemberg trifft diese Beobachtung zu.

Breitenerosion bei ausgebauten kleinen Wiesenbächen

Die hierunter zählenden Bäche sind von der Größenordnung her nur geringfügig größer als die oben genannten. Diese Bäche weisen aber als Erosionsform eine geringe Breitenerosion und nahezu keine Tiefenerosion auf. Sie wurden in der Form eines Trapezprofils ausgebaut, dessen Böschungen relativ flach und mit Gras bewachsen sind. Bei der Erosion des Böschungsfußes können kaum Erdschollen ins Gewässer rutschen oder herabbrechen, da auf Grund der geneigten Böschung nur kleine Überhänge entstehen können, die zudem durch die geringe Auflast relativ stabil sind (Skizze 3 in Abb. 3.9). Charakteristisch für diese Gewässer sind deshalb die leicht unterschrittenen Uferböschungen auf Höhe des Mittelwasserspiegels, auf denen die krautige Vegetation der Uferböschung nicht vorhanden oder nicht ausgeprägt ist und somit

keinen Erosionsschutz bietet. Die oft vorhandene Böschungfußsicherung in Form von Holzverbauungen ist meist auf der gesamten Länge hinterspült.

Diese Entwicklungserscheinungen zeigen Erlenbach (12), Berolzheimer Graben (18), Dainbach (19), Walkersbach (36), Reichenbach (40), Krebsbach (41), Riedbach (43), Gschwender Rot (48), Hülbenbach (53), Ernsbach (54) und Brühlbach (61).

Breitenerosion bei größeren Gewässern

Auf längeren Strecken vorkommende Breitenerosion ohne Laufverlagerung war, neben den oben aufgeführten, bei folgenden größeren Gewässern vorhanden: Trienzbach (8), Alb (5), Röhlinger Sechta (56), Krähenbach (60) und Reichenbach (59).

Die Randbedingungen waren sehr unterschiedlich: Meist war beim Ausbau ein Trapezprofil angelegt worden, dessen Böschungfuß erodiert wurde, so daß nach und nach relativ steile bis nahezu senkrechte Böschungen entstanden sind (Trienzbach u. Röhlinger Sechta). Sofern Ufersicherungen vorhanden waren, die von der Strömung nicht beseitigt werden konnten, haben sich Hochflutbermen oder parallele Rinnen hinter der Ufersicherung ausgebildet (Alb u. Röhlinger Sechta; Skizze 4 in Abb. 3.9)

Die beim Ausbau hergestellte Sohlbreite war in diesen Fällen kleiner als die naturgemäße Sohlbreite. Der Bach nähert sich durch die Breitenerosion einem natürlicheren Breiten-Tiefen-Verhältnis an. Für Sedimentationserscheinungen war bei der Röhlinger Sechta die Breitenerosion schon ausreichend weit fortgeschritten, so daß die Laufverlagerung beginnen konnte. Dagegen war beim Trienzbach und der Alb Bankbildung noch nicht zu beobachten, obwohl die Breite relativ groß erscheint.

Erosion und Sedimentation (beginnende und fortgeschrittene Laufverlagerung)

Ufererosion und gleichzeitige Sedimentation bzw. Bankbildung konnte bei folgenden Gewässern beobachtet werden: Ammer (27), Radolfzeller Aach (87), Prim (28), Morre (7), Jagst (58), Rems (100), Flügelaubach (49) und Schweizerbach (32).

Beim Flügelaubach, der Radolfzeller Aach und der Prim beschränkt sich die Bankbildung auf kurze Abschnitte, an denen die Gewässer bereits eine sehr große Sohlbreite entwickelt haben (Skizze 5 in Abb. 3.9). Bei den anderen Gewässern hat eine wechselseitige Uferbankbildung ein unregelmäßig geschwungenes Mittelwasserbett verursacht, das sich bei der Jagst, der Morre und dem Schweizerbach bereits ins angrenzende Gelände hineingearbeitet hat. Die Erscheinungsform entspricht den Typen W3 und W4 nach *Brookes*.

Sedimentation im überbreit ausgebauten Querschnitt

Diese Erscheinung wurde beim Steinbach (96), Sandbach (94.2) und bei der nicht gemeldeten und nicht aufgeführten Restwasserstrecke an der Donau bei Erbach beobachtet. Im überbreit ausgebauten, nicht gegliederten Profil hat sich dort durch die Ablagerung von Bänken ein

unregelmäßig geschwungener Mittelwasserlauf ausgebildet (Skizze 6 u. 7 in Abb. 3.9), der immer wieder an die Bettberandung (Ufersicherung) stößt.

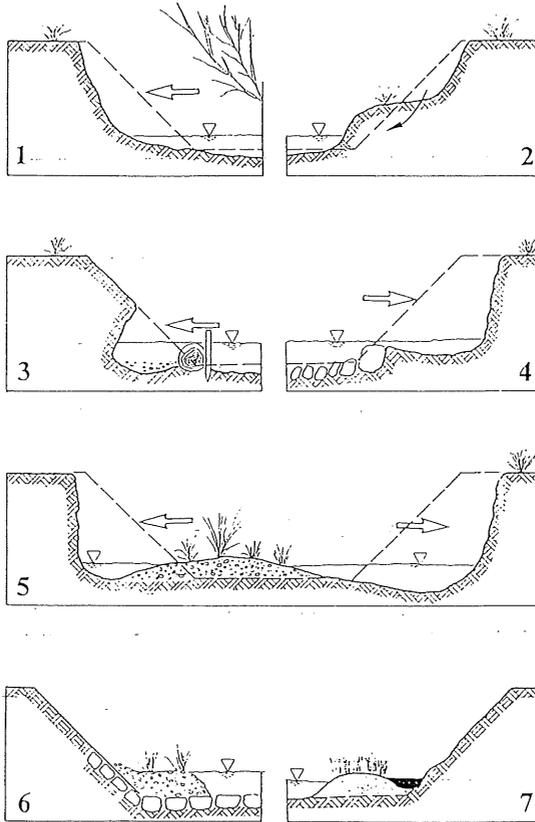


Abbildung 3.9: Vorherrschend festgestellte Entwicklungsstrukturen an Ufer und Sohle

Die beim Steinbach nur teilweise über den Mittelwasserspiegel herausragenden Kiesbänke haben innerhalb von drei bis vier Jahren nach der letzten Sohlräumung eine Höhe von ca. 22 cm über der gepflasterten Sohle erreicht. Die Sohle ist aber nicht durchgehend mit Geschiebe bedeckt. Die Kiesbänke werden von Unterwasser- und Überwasservegetation fixiert.

Der Sandbach (94.2) im Ausbaubereich von Halberstung, dessen Querschnitt nahezu auf das Doppelte verbreitert wurde, hat infolge der hohen Sandführung Mitten- und Uferbänke ausgebildet (Abb. 3.9 / 7). Die Bänke wurden rasch durch Vegetation fixiert. Aus den Mittenbänken wurden bzw. werden bei weiterer Anhöhung, die durch die Vegetation noch unterstützt wird, stabile Inseln.

Diese Entwicklungsform würde bei vielen vergleichbaren Gewässern auftreten, wenn eine Sohlräumung unterbliebe. Sie entspricht dem Typ W5 nach *Brookes*.

3.2.3.5 Rückentwicklungsgeschwindigkeit

Erosionsraten

Die für die Rückentwicklung interessante Erosionsrate ergibt sich aus dem Quotienten des lateralen Erosionsmaßes und dem dazugehörigen Entwicklungszeitraum. Die laterale Erosion wurde entweder durch Messung des Abstands der Überreste der beim Ausbau hergestellten Ufersicherungen von der heutigen Uferböschung, oder - sofern Querprofilaten des Ausbaustandes oder von späteren Zwischenzuständen vorhanden waren - durch Vergleich der Ausbauprofile mit den eingemessenen Querprofilen ermittelt. Diese Abstände wurden im Bereich des mittleren Wasserspiegels, d.h. im unteren Drittel des Gewässerprofils, gemessen. Bei den so ermittelten Erosionsraten handelt es sich um Maximalwerte, d.h. es wurden die Querschnitte mit der größten lateralen Verlagerung gewählt.

Die Gewässer, an denen Erosionsraten ermittelt werden konnten, sind mit den entsprechenden Daten in Tabelle 3.5 aufgeführt. An den übrigen Gewässern konnte die Erosionsrate nicht bestimmt werden, da alte Ufersicherungen fehlten bzw. der Ausbaustand nicht bekannt war. Es wurde - falls nicht anders erwähnt - eine kontinuierliche Erosion über den gesamten Entwicklungszeitraum angenommen.

Tabelle 3.5: Laterale Erosion, Erosionszeitraum und Erosionsrate

Gewässer	Entwicklungszeitraum[Jahre]	laterale Erosion [m]	Erosionsrate [mm/Jahr]	Sohlbreite [m] vorher/nachher	Zunahme der Breite [%]
Trienzbach (8)	26	1,5	58	4 / 5,5	38
	n. HW Dez. 93	2	135	5,5 / 7,5	36
Ammer (27)	85	3,2	37	2,2 / 5,4	145
Walkersbach (36)	60	0,8	13	1,5 / 2,3	45
Rötenbach (45)	30	0,7	20	1,1 / 1,8	63
Schlechtbach (46)	35	0,6	17	1,5 / 2,1	40
Gschw. Rot (48)	35	0,5	15	1,5 / 2	33
Flügelaubach (49)	25	1,25	50	1 / 2,25	123
Radolf. Aach (87)	5	6,8	1.400	15 / 21,8	45

Besondere Verhältnisse bezüglich der Erosionsraten lagen am Trienzbach (8) und an der Radolfzeller Aach (87) vor: Am Trienzbach fand Ende Dezember 1993 ein starkes Hochwasser statt, dessen Auswirkungen mit dem Zustand im Monat November verglichen werden konnte. Die Erosion infolge dieses Hochwassers war stärker als in den ganzen 26 Jahren zuvor. Erosion fand praktisch nur am rechten Ufer, zur angrenzenden Aue hin statt.

Auslöser für eine Rückentwicklung der Radolfzeller Aach war dagegen ein Wehrbruch im Jahre 1988. Querprofilvermessungen liegen vom Oktober 1988 vor. Zu beachten sind die

Dimensionen (Breite 15-20 m) des Flusses. Erosion war wechselseitig an beiden Ufern aber nur auf einer begrenzten Strecke unterhalb des Wehres festzustellen. Ob sie sich weiter flußabwärts fortpflanzen wird, bleibt abzuwarten. Die hauptsächlichliche Erosion fand kurz nach dem Wehrbruch statt.

In Abbildung 3.10 sind die oben ermittelten Erosionsraten denen aus der Literatur, die allerdings für die Laufverlagerung naturnaher Gewässer stehen, gegenübergestellt. Dabei wird deutlich, daß die meisten hier ermittelten Erosionsraten am unteren Rand der Werteskala aus der Literatur liegen. Die Ursache dafür ist wahrscheinlich darin zu suchen, daß bei den hier ermittelten Erosionsraten der Zeitraum der Erosion zu groß angesetzt wurde, da nicht genau festzustellen war, wann die Unterhaltung eingestellt bzw. wann eine vorhandene Ufersicherung weitestgehend zerstört worden war und eine ungehinderte Erosion zugelassen hat. Ein weiterer Grund für die geringen Erosionsraten sind die nur gering entwickelten Laufkrümmungen.

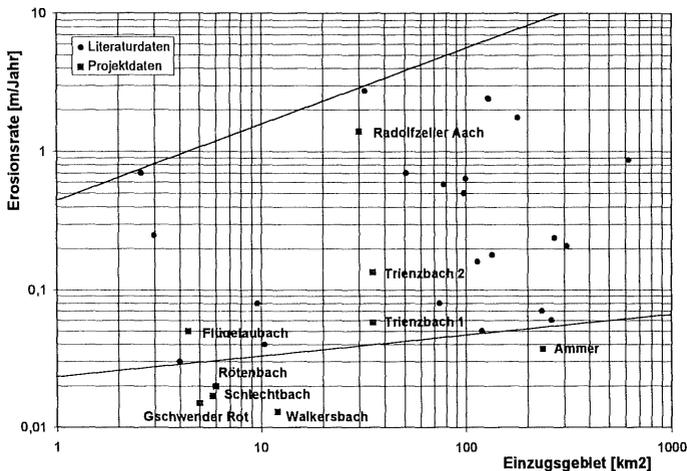


Abbildung 3.10: Erosionsraten in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße; ermittelte Werte im Vergleich zu den in der Literatur genannten Werten

Eine Ausnahme stellt die Radolfzeller Aach dar, bei der die Ursache der Erosion ein Wehrbruch und somit ein untypisches "Katastrophenereignis" war. Ihre Erosionsrate liegt im oberen Bereich der in der Literatur angegebenen Werte. Die stattgefunden Laufentwicklung ist eher als "plötzliche" und weniger als "kontinuierliche" Entwicklung einzustufen. Im mittleren Bereich der in der Literatur angegebenen Werte liegt nach dem Dezemberhochwasser 1993 der Trienzbach.

Die Tendenz einer Zunahme der Erosionsrate mit der Einzugsgebietsgröße der Gewässer, die die beiden Geraden in Abb. 3.10 zeigen, von denen die Literaturdaten eingehüllt werden, ist bei den hier ermittelten Daten nicht festzustellen. Dies liegt an der geringen Datenzahl, den nur

wenigen Daten von Gewässern mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km² und an der grundsätzlich hohen Streuung der Werte.

Rückentwicklungszeit zum Erreichen einer naturnahen Laufform

Die Zeitdauer, die bis zur Entstehung einer naturnahen Laufform nötig ist, konnte über die laterale Erosionsrate und die Amplitude des naturnahen Laufes vor der Begradigung abgeschätzt werden. Dies war allerdings nur für diejenigen Gewässer möglich, von denen alte Karten existierten, auf denen noch natürliche Laufstrukturen festzustellen waren. Bei den ermittelten Amplituden handelt es sich um Mittelwerte eines größeren Gewässerabschnitts. Einzelne, früher vorhandene, größere Krümmungsamplituden werden also noch später erreicht werden.

In Tabelle 3.6 sind die Zeiträume angegeben, die für eine mögliche Rückentwicklung des Laufes abgeschätzt wurden. Bei der Schätzung wurde nicht von plötzlicher Laufverlagerung, sondern von quasi kontinuierlicher Verlagerung des Betts durch Erosion des Prallufers und Sedimentation des Gleitufers, d.h. von der in Kapitel 2.2.4 erläuterten Extentionsbewegung des Laufes, ausgegangen. Desweiteren wird vereinfachend angenommen, daß Hochwasserereignisse mit großer Erosionsrate häufig genug und nahezu gleichmäßig im Entwicklungszeitraum verteilt vorkommen. Die bei Hochwasser entstandene "plötzliche" Erosion wird somit als gleichmäßig über die Zeit verteilt angesehen.

Tabelle 3.6: Prognostizierte Rückentwicklungszeit

Gewässer	Einzugsgebiet [km ²]	mittl. halbe Amplitude [m]	Erosionsrate [mm/a]	Rückentwicklungszeitdauer [Jahre]			
				A	B	C	D
Schiltach (2)	21,6	11,2	~0		5	37	320
Schwammerich (4)	12	8	?		5	62	242
Trienzbach (8)	35	11,5	58	198	4	35	311
Ammer (27)	217	37,5	37	1.013	5	63	781
Walkersbach (36)	12	16,3	13	1.253	9	125	494
Rötenbach (45)	6	5,2	20	260	4	24	173
Flügelaubach (49)	4,4	2	50	40	2	9	74
Radolfzeller Aach (87)	(30)	67,5	1.400	48	(22)	193	(1780)

A: ermittelt nach Erosionsrate in Tab. 3.5, Spalte 4;
 B / C / D: ermittelt nach maximaler, mittlerer und minimaler Erosionsrate aus Literaturdaten (siehe Abb. 3.10)

Zur Berechnung der Entwicklungszeit wurden verschiedene Erosionsraten herangezogen: Mit der tatsächlich für das jeweilige Gewässer ermittelten Erosionsrate ergibt sich die Entwicklungszeit in Spalte A. Mit Erosionsraten aus der Literatur wurden die Zeiträume in den Spalten B, C, D ermittelt. Dabei handelt es sich um Werte entsprechend der die Erosionsdaten einhüllenden Geraden (Maximum und Minimum) und der Regressionsgeraden (Mittelwert) in Abbildung 4.3. Die ermittelten Zeiträume variieren je nach Ansatz erheblich. Es wird deutlich, daß die Zeitspannen bis zum Erreichen einer natürlichen Laufform beträchtlich sind, sieht man von den Zeiten in Spalte B ab, bei der die maximalen Erosionsraten zugrundegelegt wurden. Diese

können aber angesichts der festgestellten Erosionsraten als unrealistisch angesehen werden. Dagegen sind die Rückentwicklungszeiten bei den minimalen (Spalte D) und bei den festgestellten Erosionsraten (Spalte A) in der Größenordnung von mehreren hundert Jahren außerordentlich groß. Ausnahmen sind der Flügelaubach (49) und die Radolfzeller Aach (87). Die mit den mittleren Erosionsraten aus der Literatur ermittelten Entwicklungszeiten (Spalte C) besitzen für eine Gewässerentwicklung vertretbare Größenordnungen.

Eine eindeutige Abhängigkeit vom Ufermaterial auf die Erosionsrate ist nicht festzustellen, da ihr Einfluß meist durch andere Randbedingungen überdeckt wird. Die hohe Erosionsrate bei der Radolfzeller Aach entspräche dem nicht-kohäsiven Ufermaterial, wenn die Ursache der Erosion nicht untypisch wäre. Bei der Schiltach, die auch weitgehend keine kohäsiven Ufermaterialien besitzt, ist dagegen praktisch keine Erosion festzustellen. Dort sind die Ufer so niedrig, daß sie vollständig von Gras durchwurzelt sind und somit einer Erosion einen hohen Widerstand entgegensetzen. Das am stärksten kohäsive Material weist der Flügelaubach auf. Dennoch ist die Erosionsrate im Vergleich zu Gewässern mit weniger kohäsiven Ufern groß.

Einfluß der Strömungsleistung

Die Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässers kann gut mit der bordvollen Strömungsleistung der Gewässer beurteilt werden. In Abbildung 3.11 ist die Strömungsleistung der untersuchten Gewässer dargestellt.

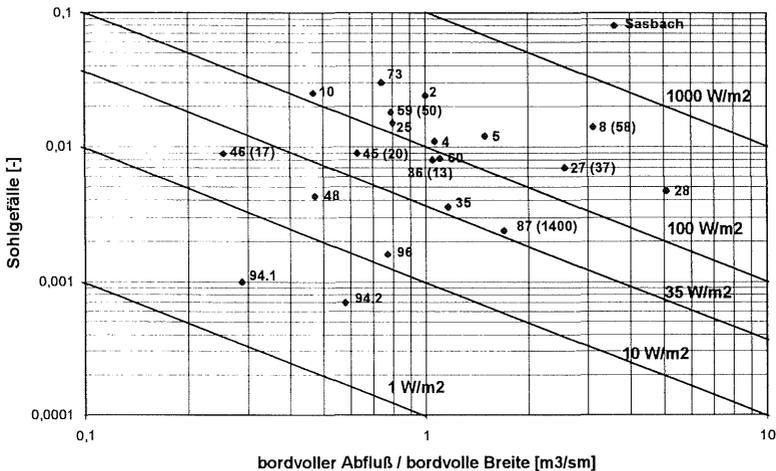


Abbildung 3.11: Strömungsleistung in W/m^2 der untersuchten Gewässer; die Zahlen hinter den Wertepunkten geben die Gewässernummer wieder, die in Klammer stehenden Zahlen die festgestellte Erosionsrate in mm pro Jahr; die eingetragenen Geraden sind Linien gleicher Strömungsleistung in $Watt/m^2$

Während die Gewässer, wie Röttenbach (45), Schlechtbach (46) und Gschwender Rot (48), mit Strömungsleistungen unter 100 W/m^2 nur Erosionsraten von 15 bis 20 mm pro Jahr bei nahezu nicht vorhandener Laufverlagerung aufweisen, besitzen Trienzbach (8), Ammer (27) und Flügelglaubach (49) mit Strömungsleistungen weit über 100 W/m^2 deutlich höhere Erosionsraten von 37 bis 58 mm pro Jahr. Der Trienzbach weist allerdings unter Berücksichtigung der Erosionen beim Jahrhunderthochwasser vom Dezember 1993 eine erheblich höhere mittlere Erosionsrate von 135 mm pro Jahr auf.

Die Radolfzeller Aach (87) fällt mit einer Erosionsrate von 1400 mm pro Jahr bei einer Strömungsleistung von ca. 40 W/m^2 aus dem Rahmen. Da aber nicht die bordvolle Strömungsleistung, sondern extreme Strömungsverhältnisse beim Wehrbruch mit wesentlich höherer Strömungsleistung im Wehrbereich für die Erosion verantwortlich sind, sind die Verhältnisse der Radolfzeller Aach mit den anderen Gewässern nicht vergleichbar. Erst weitere Untersuchungen der Laufverlagerung nach dem Wehrbruch würden eine von diesem unabhängige Einordnung zulassen. Für den Sasbach gilt vergleichbares, da er seinen Lauf plötzlich und nicht kontinuierlich verlagert hat. Er besitzt eine außergewöhnlich hohe Strömungsleistung von weit über 1000 W/m^2 .

Die zwei Abschnitte des Sandbaches (94/1 und 94/2) liegen weit unter 10 W/m^2 , und der Steinbach (96), der wie der zweite Abschnitt des Sandbaches im überbreiten Ausbauquerschnitt Sedimentation aufweist, liegt nur knapp über 10 W/m^2 . Daraus kann man folgern, daß größere Sedimentationserscheinungen im Gewässerbett mit entsprechend kleiner Strömungsleistung einhergehen, und weniger Laufverlagerungen infolge Ufererosion zu erwarten sind.

Wenn auch die zugrundegelegten hydraulischen Daten und die Erosionsdaten große Unschärfen beinhalten, so kann doch eine tendenzielle Zunahme der Erosionsrate mit der Strömungsleistung festgestellt werden.

3.2.3.6 **Schlußfolgerungen**

Das angestrebte Ziel der Untersuchung, die Geschwindigkeit einer Laufentwicklung eindeutig auf vorhandene Randbedingungen zurückzuführen, und Unterschiede bei der Entwicklungsgeschwindigkeit unterschiedlicher Entwicklungsstadien ermitteln zu können, war nur ansatzweise möglich. Dies lag am Entwicklungszeitraum, der nur bei wenigen Gewässern und dann nur unscharf ermittelt werden konnte, an den festgestellten Entwicklungsstadien, die nur bei sehr wenigen Gewässern über unregelmäßige Laufstrukturen hinausgingen, und an den sehr vielen nur schwer zu gewichtenden Randbedingungen, die eine Gewässerentwicklung beeinflussen.

Folgende Ergebnisse bzw. Schlußfolgerungen können festgehalten werden:

- Zu Anfang einer Entwicklung entstehen meist sehr unregelmäßige Laufstrukturen. Zumindest eine Steuerung der gewässertypischen Laufentwicklung ist deshalb angebracht.

-
- In den Anfangsstadien ist bei nicht überbreit ausgebauten Betten meist Breitereosion festzustellen, während bei überbreit ausgebauten Gewässern mit geringem Gefälle die Laufentwicklung infolge von Sedimentation stattfindet.
 - Die Entwicklungsgeschwindigkeit der Gewässer - definiert anhand der Ufererosion - zeigt den Trend, mit zunehmender (breitenspezifischer) Strömungsleistung anzusteigen. Eine hohe Strömungsleistung ist folglich ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit.
 - Die festgestellten Ufererosionsraten liegen meist im unteren Bereich des Spektrums der in der Literatur angegebenen Werte. Nur die Erosionsraten der Gewässer, deren Entwicklung durch seltene Hochwasser beeinflusst waren, lagen im mittleren Bereich. Dies deutet darauf hin, daß die morphologische Entwicklung vorwiegend während Hochwasserereignissen stattfindet.
 - Nur die Radolfzeller Aach, der ein unnatürliches Katastrophenereignis für die Ufererosion zugrunde liegt, erreicht eine Erosionsrate im oberen Bereich der in der Literatur angegebenen Werte.

4. Prozesse, Geschwindigkeit und Fördermöglichkeit der Laufentwicklung

4.1 Mechanismen und Geschwindigkeit der kontinuierlichen Laufverlagerung

4.1.1 Erosionsmechanismen

Die eigendynamische Entwicklung eines begradigten Fließgewässers hin zu natürlicher Laufstruktur geschieht meist durch eine quasi kontinuierliche Verlagerung der Uferlinie infolge von Erosions- und Sedimentationsvorgängen. Daneben sind noch plötzliche Laufverlagerungen möglich, bei denen im Laufe von größeren Hochwasserereignissen ein neues Gewässerbett in der angrenzenden Aue erodiert wird. Solch plötzliche Laufverlagerungen sind vorwiegend in steilen Lagen und / oder bei mit viel Totholz versorgten Gewässern festzustellen. Sie spielen in den folgenden Ausführungen keine Rolle, da hier die Mechanismen der mehr oder weniger kontinuierlichen Laufverlagerung vorgestellt werden.

Neben Erosionen infolge nutzungsbedingter Einwirkungen, wie Trittschäden durch Weidevieh, ist nach *Knighton* (1987) die Ufererosion von folgenden Faktoren abhängig :

- ♦ **Abflußregime:** Größe und Häufigkeit des Abflusses, Größe und Verteilung der Fließgeschwindigkeit und der Sohlschubspannung
- ♦ **Klima:** Intensität und Dauer des Niederschlags, Frostdauer und -häufigkeit
- ♦ **Ufermaterial:** Korngröße und Korngrößenverteilung, Kohäsivität, Schichtung
- ♦ **Untergrundbedingungen:** Grundwasserstand und -strömung, Bodenfeuchtigkeit
- ♦ **Gerinnegeometrie:** Breite und Tiefe des Bettes, Höhe und Neigung der Ufer, Laufkrümmung
- ♦ **Biologie:** Wurzelstruktur und -dichte, Vegetationsbedeckung, Tierbauten
- ♦ **künstliche Ufersicherung:** Steindeckwerk, Totholzverbau, Lebendverbau

Die Vielfalt und die Komplexität dieser Faktoren macht deutlich, daß die an einem Gewässer festgestellte Erosionsrate nur schwer den entsprechenden Faktoren zugeordnet werden kann. Da das Klima, die Abflußverhältnisse und das Ufermaterial i.d.R. die wesentlichen Faktoren sind, sollen dazu im folgenden nähere Ausführungen gemacht werden. Dabei wird die Erosion nach den sie verursachenden Mechanismen unterschieden in:

- ♦ direkte Strömungserosion
- ♦ Uferversagen (Massenbewegung)
- ♦ Schwächung und Verwitterung

Während bei der direkten Strömungserosion der strömungsbedingte Erosionsprozess der einzige Erosionsmechanismus ist, sind die beiden letztgenannten Mechanismen nur als Vorbereitung für die nachfolgende Strömungserosion anzusehen. Bei der direkten Strömungserosion kann man davon ausgehen, daß nur soviel Feststoffe erodiert werden, wie die Strömung auch abtransportieren kann. Dagegen stellt sich bei den anderen Mechanismen die Frage, ob die durch sie verursachte Feststoffzulieferung größer ist, als die Transportkapazität der Strömung. Es können drei Fälle unterschieden werden (*Knighton 1987*):

1. Verwitterung und Massenbewegungen liefern mehr Material als die Strömung abtransportieren kann. Dann entsteht am Böschungsfuß des Ufers ein Massendepot, das erst nach und nach durch direkte Strömungserosion abgearbeitet werden muß. Die Transportkapazität bestimmt in diesem Fall die Ufererosion.
2. Das durch Verwitterung und Massenbewegung gelieferte Material entspricht der Transportkapazität, d.h. Zulieferung und Transportkapazität sind im Gleichgewicht und bestimmen gleichermaßen die Ufererosion.
3. Die Transportkapazität ist höher als die Massenlieferung durch Verwitterung und Massenbewegung, weshalb die letzteren Mechanismen für die Geschwindigkeit der Ufererosion verantwortlich sind.

Strömungserosion

Die strömungsbedingte Erosion wird durch die Strömungskräfte verursacht, die der bewegte Wasserkörper auf die Bettberandung ausübt. Die Strömungskräfte werden durch die Schubspannung und die Fließgeschwindigkeit charakterisiert. Von den Eigenschaften des Ufermaterials (Korngröße, Kohäsivität) hängt es ab, von welchem Grenzwert der Strömungskraft an das Ufermaterial transportiert wird und somit die strömungsbedingte Erosion einsetzt.

Der Beginn der Geschiebebewegung in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit und der Teilchengröße (siehe Abb. 4.1) macht deutlich, daß bei kohäsionslosem Material mit zunehmender Korngröße größere Strömungskräfte für die Erosion erforderlich sind, während bei kohäsivem Material (< 0,074 mm) dies bei kleiner werdender Korngröße der Fall ist. Zu erklären ist dies damit, daß mit kleiner werdendem Korndurchmesser (zunehmendem Tonanteil) die Kohäsion zunimmt.

Bei Niedrig- und Mittelwasserabflüssen kann - von großen Flüssen abgesehen - davon ausgegangen werden, daß keine maßgeblich strömungsbedingte Erosion stattfindet. Erst bei höheren Abflüssen und somit höheren Wasserständen werden die Grenzwerte für den Erosionsbeginn überschritten. Die Geschwindigkeit einer Uferverlagerung infolge von Strömungserosion hängt deshalb wesentlich von der Häufigkeit, Dauer und Größe von Hochwasserabflüssen ab.

Unterschieden werden kann die Strömungserosion nach *Thorne (1982)* in:

- ♦ direkter Strömungsangriff am Ufer und Abtransport des gewachsenen oder durch Verwitterung aufgelockerten Ufermaterials

- ♦ Unterschneiden der Uferböschung oder Auskolken des Böschungsfußes, wodurch das Ufer durch den entstehenden Überhang oder die größere Böschungshöhe (bis zum Kolkteiefpunkt) instabil wird und Rutschungen und Gleitbrüche entstehen
- ♦ Abtransport des durch Verwitterung vorbereiteten oder durch andere Versagensmechanismen von oberen Uferpartien heruntergeglittenen oder -gefallenen Materials.

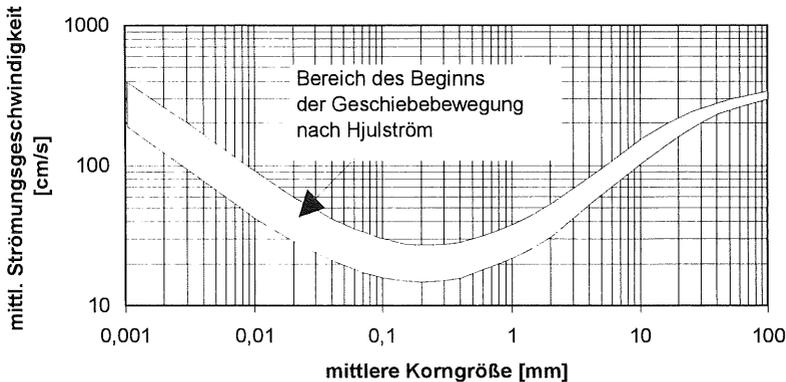


Abbildung 4.1: Bewegungsbeginn eines Materials bestimmter Korngröße in Abhängigkeit von der mittleren Strömungsgeschwindigkeit nach *Hjulström* (aus *Zanke* 1982)

Die strömungsbedingte Erosion am anstehenden Ufermaterial findet vorwiegend im unteren Uferbereich oder durch Kolkentwicklung am Böschungsfuß statt, da dort die größte Schubspannung vorhanden ist. Dadurch nimmt die Neigung der unteren Böschung zu, was zu Instabilitäten der darüberliegenden Böschungsbereiche und zu Massenbewegungen, wie Gleitbrüchen und Rutschungen führt (*Thorne* 1982; *Turnbull & Krimitzky* 1966). Das am Böschungsfuß angelangte Material wird dann durch die Strömung nach und nach abtransportiert, bis das gewachsene Ufermaterial wieder dem Strömungsangriff ausgesetzt ist, und der Kreislauf von neuem beginnt. Ein Sonderfall liegt bei kombiniertem Ufermaterial, d.h. bei einem Ufer mit übereinanderliegenden kohäsiven und kohäsionslosen Schichten vor. Da die Erosionsresistenz bindiger Ufer erheblich größer als die von kohäsionslosen Ufern ist, wird im folgenden in kohäsionslose, kohäsive und geschichtete Ufer unterschieden.

Kohäsionsloses Ufermaterial: Bei kohäsionslosem Ufersubstrat und unbewachsenem Ufer würde sich eine relativ flache, konkave Uferform einstellen, die von der Strömungskraft, der Korngröße und der inneren Reibung des Materials abhängt. Der Böschungsteil, der über dem Hochwasserspiegel häufiger Hochwässer liegt, besitzt - keine Stabilisierung durch Wurzeln vorausgesetzt - eine Neigung, die dem inneren Reibungswinkel des Materials entspricht, während mit zunehmender Tiefe eine kontinuierliche Abnahme der Neigung vorhanden ist, da die Schubspannung mit der Wassertiefe zunimmt (*Chow* 1959; *Leopold et al.* 1964), und sich deshalb nur bei verringerter Neigung ein stabiler Zustand einstellen kann.

Der Erosionsvorgang findet am Einzelkorn statt. Sofern die Grenzgeschwindigkeit überschritten ist, wird das Korn aus der Oberfläche herausgelöst, gleitet oder rollt die Böschung herunter und wird an der Gewässersohle als Geschiebe weitertransportiert. Bei einer im Verhältnis zur Strömungskraft kleinen Korngröße können die erodierten Partikel auch sofort, d.h. ohne daß sie zuerst zur Sohle hinabrollen, als Schwebstoff abtransportiert werden.

Bei gemischtkörnigen Böden mit breiter Kornverteilung kann der Grobkornanteil sich am Böschungsfuß ansammeln und infolge seiner Größe nicht mehr oder nur sehr selten weitertransportiert werden. So kann sich zeitweise eine schützende Deckschicht am Fuß der Uferböschung ausbilden. Ist das Ufer durchwurzelt, so können sich je nach der Durchwurzeltiefe und dem Standort der Vegetation steilere Uferpartien ausbilden.

Kohäsives Ufermaterial: Bei kohäsivem Ufermaterial können die inneren Bindungskräfte infolge der Kohäsion so groß sein, daß nahezu senkrechte Ufer vorhanden sind, deren Stabilität nur durch die Uferhöhe begrenzt ist.

Bei der flächenhaften Erosion der über dem Mittelwasser liegenden Uferpartien werden entweder verwitterte oder - infolge des temporär angestiegenen Wasserspiegels - aufgeweichte Oberflächenschichten von der Strömung abgetragen, während bei ständig oder meistens unter Wasser befindlichen Uferpartien nur die direkte Strömungserosion wirksam ist.

Letzteres wurde von *Zimmermann* (1992) in Laborgerinnen an der Gerinnesohle untersucht. Für die Versuche wurde ein festgelagerter Lehm in die Sohle einer Versuchsrinne eingebaut. Da bei kohäsivem Material für die Oberflächenerosion die Uferneigung eine geringe Rolle spielt, können die bei diesen Untersuchungen festgestellten Erosionsvorgänge an der Gerinnesohle auch auf Ufer übertragen werden. Es konnte eine flächenhafte Erosion von einer Massenerosion unterschieden werden. Während die reine Oberflächenerosion bei Versuchsdauern von ungefähr einem Monat nur Bruchteile eines Millimeters betrug, wurde bei der gleichzeitig stattfindenden Massenerosion Bruchstücke von mehreren Millimetern Dicke aus der Oberfläche herausgelöst. Diese Massenerosion wird damit erklärt, daß sich strömungsbedingte Schwingungen in der Sohle fortpflanzen, die in einer bestimmten Tiefe unter der Oberfläche Grenzflächen mit geringeren Bindekräften verursachen. Deshalb werden bis zur ersten Grenzfläche Bruchstücke herausgelöst.

Nach jeweils 800 Stunden Versuchsdauer wurden bei einer Strömungsbelastung von maximal 7N/m^2 und $1,6\text{ m/s}$ - von Ausreißern abgesehen - nicht mehr als eine mittlere Schichtstärke von 3 mm erodiert, wobei in diesem Wert die Massenerosion flächengemittelt enthalten ist.

Da vergleichbare Strömungsgeschwindigkeiten bei Gewässern mit kohäsiven Ufern meist nur bei höherem Sohlgefälle (im Prozentbereich und größer) oder bei höheren Abflüssen auftreten, und das verwendete Bodenmaterial als festgelagerter Lehm eingestuft wurde, dürfte für entsprechende kohäsive Ufermaterialien, die ständig vom Wasser benetzt sind, eine Erosionsrate infolge direktem Strömungsangriff von maximal $2\text{ bis }3\text{ cm}$ pro Jahr möglich sein. Eine größere

Erosionsrate ist dagegen an den nicht ständig mit Wasser benetzten oberen Uferpartien zu erwarten, da dort Verwitterungsprozesse stattfinden, die den kohäsiven Boden bis in größere Tiefe unter der Oberfläche lockern. Bei temporär ansteigendem Wasserstand findet dann eine Erosion bis auf die durch die Verwitterung nicht betroffene Schicht statt.

Ein weiterer Erosionsvorgang ist die Abrasion (*Knighton* 1987), die durch die Schleifwirkung der mitgeführten Sedimente am kohäsiven Sohlmaterial verursacht wird (*Kern* 1994). Dadurch in der Gewässersohle entstandene Transportrinnen konnten vom Autor an Bächen des Kraichgauer Hügellandes (Baden-Württemberg) mit seinen Lößlehmablagerungen festgestellt werden. Während die Sedimentschicht, die diese Transportrinnen verursacht, sich an der Sohle fortbewegt und somit einen ständigen Kontakt mit der Gerinnewandung hat, sind die als Schwebstoff transportierten Partikel im Wasserkörper verteilt und treffen nur selten und ohne die zusätzliche Wirkung infolge des Eigengewichts auf die Gerinnewandung. Schwebstoffpartikel dürften deshalb für die Ufererosion eine geringe oder keine Bedeutung besitzen, weshalb auch der Abrasionsvorgang für die Ufererosion nicht relevant sein dürfte.

Geschichtete Ufer: Geschichtete Ufer besitzen oft im Böschungsfußbereich eine kohäsionslose Schicht aus Kies oder Sand, die von einer kohäsiven Auelehmschicht überlagert ist. Die leichter erodierbare, kohäsionslose Unterschicht wird von der Strömung relativ leicht abgetragen, wodurch die Deckschicht unterschritten wird und somit überhängende Böschungen entstehen. Die Unterschneidung schreitet soweit fort, bis der Überhang zu schwer wird und herunterbricht.

Eine entsprechende, quasi geschichtete Situation ist bei homogenem Ufermaterial gegeben, wenn die obere Bodenschicht stark durchwurzelt ist und somit die obersten Dezimeter des Ufers durch die Wurzeln "armiert" sind. In solch einem Fall können sich bei Gewässern mit geringer Tiefe auch bei kohäsionslosen Ufermaterialien relativ steile Uferpartien und überhängende Böschungen ausbilden.

Verwitterung und Aufweichung

Unter Verwitterung und Aufweichung sind Prozesse zu verstehen, die eine Veränderung des Bodengefüges und eine Schwächung der inneren Bindekräfte vorwiegend des kohäsiven Ufermaterials verursachen. Sie bereiten das Ufer für die nachfolgende Strömungserosion vor und bewirken Massenbewegungen.

Thorne (1982) beschreibt die unterschiedlichen Prozesse wie folgt :

- ♦ Lang anhaltende Niederschläge, Schmelzwasser und Uferdurchfeuchtung bei Hochwasser mit anschließender Wasserspiegelabsenkung führen zu einer Zunahme des spezifischen Gewichts und einer Verringerung der inneren Bindungskräfte, wodurch eine Instabilität des Ufers entsteht.
- ♦ Dem Gewässer zuströmendes Grundwasser führt zu einer Ausspülung feinsten Bodenbestandteile, wodurch die Kohäsion des Materials verringert werden kann.

- ♦ Eine durch Temperaturwechsel bedingte Änderung der Bodenfeuchte führt zu Schrumpfung und Quellung, wodurch Schwundrisse und Spalten entstehen können.
- ♦ Frost führt zu einer Ausdehnung des Poren- und Kluftwassers, die eine Lockerung des Gefüges in der Oberflächenschicht verursacht.

Während die ersten drei Prozesse zu Uferversagen, d.h. zu Massenbewegungen führen, ist die Frosteinwirkung im Vergleich zur Austrocknung bei bindigem Ufermaterial vermutlich der wesentlich vorbereitende Prozeß für die oberflächliche Strömungserosion. Die folgenden Untersuchungsergebnisse belegen dies:

- ♦ *Leopold et al.* (1964) untersuchten über zwei Jahre hinweg einen Bach in Maryland mit kohäsivem Ufer und einer Einzugsgebietsgröße von ca. 11 km². Dabei konnte festgestellt werden, daß die wesentliche Ufererosion von ca. 15 bis 35 cm pro Jahr nur in den Wintermonaten stattfand. Bei einem großen Hochwasserereignis im Sommer konnte dagegen keine wesentliche Erosion verzeichnet werden.
- ♦ Detailliertere Untersuchungen führte *Lawler* (1987) am Ilsten in Wales durch: Dort wurde die Ufererosion an einem Bachabschnitt mit Uferhöhen von 1,5 m und einem Einzugsgebiet von 6,75 km² ebenfalls über zwei Jahre hinweg untersucht. Der Erosionsprozess durch reine Frosteinwirkung im obersten Uferbereich hatte einen Anteil von maximal 9 % an der gesamten Ufererosion, was einer Erosionsrate von 6 mm pro Jahr entspricht (*Lawler* erwähnt, daß *Thorne* am Severn Erosionsraten von 12 bis 31 mm pro Jahr feststellen konnte). Die Frosteinwirkung und die Eisnadelentstehung wurden als die wesentlichen Prozesse erkannt, die das Ufer an der Oberfläche für die Strömungserosion vorbereiten. Über 50 % der Erosionsrate konnte auch hier in den Monaten Januar und Februar verzeichnet werden.

Bezüglich der Frosteinwirkung auf den kohäsiven Uferbereich konnten von *Lawler* (1987) vier Höhenzonen des Ufers unterschieden werden:

1. den obersten, nahezu vertikalen Uferbereich, von dem der Frost ca. 5 mm große Partikel absprengte
2. den darunterliegenden, flacheren Bereich, auf dem sich die abgesprengten Partikel ansammeln
3. den anschließenden, ebenfalls relativ flachen Bereich, der eine höhere Feuchtigkeit besitzt, und dessen Oberfläche deshalb durch die Bildung von Eisnadeln aufgelockert wurde
4. den wieder relativ steilen Bereich nahe des Wasserspiegels, an dem nur geringe Frost- und Tauenwirkung - infolge des die Temperaturextrema dämpfenden Wasserkörpers - festzustellen war

Uferversagen

Die bereits oben genannten Ursachen, die zum Uferversagen, d.h. zu Massenbewegungen führen, treten vorwiegend bei kohäsiven Ufern auf. *Thorne* (1982) hat diese Prozesse und verschiedene Versagensformen beschrieben und *Osman & Thorne* (1988) haben Stabilitätsanalysen für entsprechend steile Ufer durchgeführt. Unterschieden werden können (siehe Abb 4.2)

- ♦ die Oberflächenrutschung,
- ♦ der Rotationsbruch,

- ♦ der ebene Gleitbruch,
- ♦ der durch Spalten und Risse verursachte Gleitbruch,
- ♦ der Abbruch eines entstandenen Überhangs.

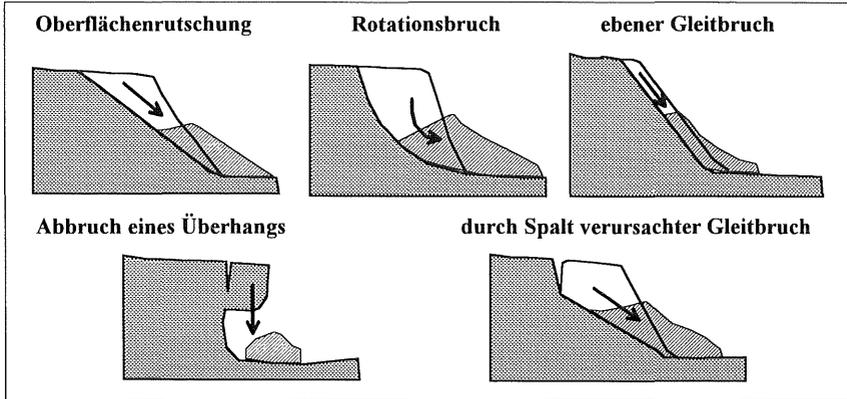


Abbildung 4.2: Versagensformen an Ufern nach *Thorne* (1982)

Der Rotationsbruch ist hauptsächlich an mehrere Meter hohen Ufern mit stark kohäsivem Material festzustellen. Er ist bei Bächen, die i.d.R. Uferhöhen von nicht wesentlich mehr als 1m besitzen, nicht von Bedeutung. Die Oberflächenrutschung findet an steifem, rissigem, schwächer kohäsivem und kohäsionslosem Ufer statt, und Gleitbrüche sind vorwiegend an niedrigen aber steilen Ufern vorzufinden. Schichtgrenzen bei geschichtetem Ufer sowie Risse und Spalten sind dabei die Ansatzpunkte der Gleitfugen. Der Abbruch eines Überhangs ist die Folge der oben erläuterten Unterschneidung des Ufers durch direkte Strömungserosion, die insbesondere bei geschichteten Ufern vorkommt.

4.1.2 Erosionsraten

Einige Autoren haben versucht, die Abhängigkeit der Erosionsrate von diversen Parametern zu ermitteln. *Hooke* (1980) und *Brice* (1983) haben festgestellt, daß die Erosionsrate mit der Einzugsgebietsgröße zunimmt. Dabei hält es *Hooke* für möglich, daß sich bei einer besseren Datenlage eine Abhängigkeit von der Quadratwurzel des Einzugsgebietes herausstellen wird. Dies würde bedeuten, daß die Erosionsrate mit der Größe von Hochwasserabflüssen korreliert, die - zumindest in kleineren Einzugsgebieten (siehe Tab. 2.2) - ebenfalls näherungsweise mit der Quadratwurzel des Einzugsgebietes ansteigen.

In Abbildung 4.3 sind ermittelte Erosionsraten aus Literaturrecherchen und aus Untersuchungen verschiedener Autoren für Einzugsgebietsgrößen bis zu 1000 km² aufgetragen. Daraus wird deutlich, daß die Erosionsraten auch bei gleicher Einzugsgebietsgröße außerordentlich

stark streuen. Dies ist nicht verwunderlich, da die Gewässer, an denen die Erosionsdaten ermittelt wurden, unterschiedlichen Klimaten zuzuordnen sind und unterschiedliche Bettmaterialien und Windungsgrade besitzen. Eine Abhängigkeit der Erosionsrate von der Quadratwurzel der Einzugsgebietsgröße ist danach nur an Gewässern mit großen Erosionsraten festzustellen (siehe Gleichung der Obergrenze der Erosionsraten in Abbildung 4.3).

Die Erosionsraten streuen nicht nur bei dem Vergleich verschiedener Fließgewässer untereinander, sondern auch entlang eines Fließgewässers selbst, da sich nicht nur die Einzugsgebietsgröße und somit der bettbildende Abfluß, sondern auch das Ufermaterial und die Strömungskraft entlang eines Gewässers verändern. Die große Streuung der Erosionsraten von Bächen einer Fließgewässerlandschaft konnte bei den Untersuchungen von *Hooke* (1980) im wesentlichen auf den unterschiedlichen Schluff-Ton-Anteil im Ufermaterial zurückgeführt werden.

Eine wesentliche Rolle für die Größe der Erosionsrate spielt auch die Häufigkeit erosiver Abflußereignisse. *Hooke* (1980) hat die Häufigkeit und Dauer von Hochwasserereignissen den ermittelten Erosionsraten zugeordnet und konnte feststellen, daß die anteilige Erosion von Abflüssen nahe des bordvollen Abflusses am größten ist. Die Erosion stieg bei den einzelnen Hochwasserereignissen mit zunehmender Abflußgröße an. Bei den von *Hooke* ermittelten Daten muß allerdings berücksichtigt werden, daß die von ihr untersuchten Gewässer meist einen bordvollen Abfluß besaßen, der weit unter dem zweijährlichen Hochwasserabfluß lag, d.h. Hochwasser relativ häufig auftrat.

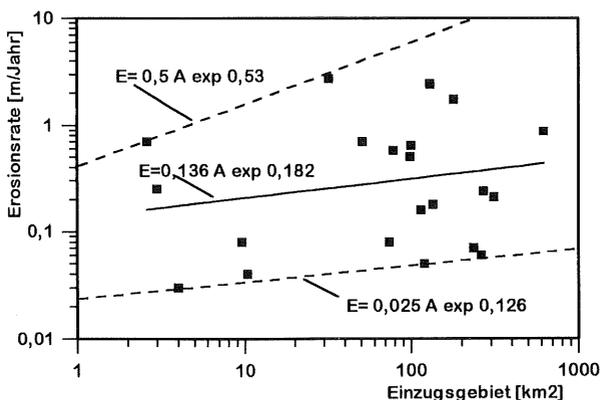


Abbildung 4.3: Ufererosionsrate in Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße mit Daten aus *Brice* (1983), *Hooke* (1980) und *Zeller* (1967)

Diese Feststellungen machen deutlich, daß Erosionsraten unbedingt in bezug zu den Hochwasserabflußereignissen, die während des Untersuchungszeitraums stattgefunden haben, gesetzt werden müssen. Anderenfalls sind die ermittelten Werte nicht repräsentiv für längere Zeiträume.

Beim Vergleich verschiedener Gewässer oder Gewässerabschnitte untereinander muß die mittlere Erosionsrate in Ansatz gebracht werden, da die Erosionsrate von Querschnitt zu Querschnitt stark variieren kann, insbesondere wenn es sich um ein Gewässer mit einer unregelmäßigen, geschwungenen oder gewundenen Laufform handelt. Erosionsraten am Prallhang eines Mäanderbogens sind erheblich größer als am Krümmungswendepunkt.

Bei der Erosionsrate spielt somit die Laufform eine große Rolle. *Brice* (1983) hat eine Zuordnung der Erosionsraten zu den von ihm definierten Flußtypen (siehe Kapitel 2.8.3) durchgeführt und festgestellt, daß Flüsse mit gewundenem kanalartigem Flußlauf die geringsten, gewundene und geschwungene Gleituferflüsse mittlere und geschwungene Wildflüsse die größten Verlagerungstendenzen aufweisen. Wenn man sich aber bewußt macht, daß vom kanalartigen Flußlauf hin zum Wildfluß die Ufermaterialien kohäsionsloser und somit erodierbarer werden, so kann daraus nicht abgeleitet werden, daß die zunehmende Erosionsrate von der Laufform alleine abhängt. Vielmehr ist das Ufermaterial für die Verlagerungstendenz des Laufes zumindest mitverantwortlich.

Dagegen können bei nahezu gleich bleibendem Bettmaterial präzisere Schlußfolgerungen bezüglich der Abhängigkeit der Erosionsrate von den Laufparametern Windungsgrad und Krümmungsradius abgeleitet werden. Von *Hooke* (1987) wurde am Fluß Dane in Cheshire an einem Abschnitt mit einem 152 km² großen Einzugsgebiet die Erosionsrate durch Kartenanalyse ermittelt. Eine Auftragung der Erosionsraten in Bezug zum Krümmungsverhältnis des Laufes (definiert durch das Verhältnis von Kurvenradius zur Gewässerbreite, r/b) zeigt die Tendenz, daß die Erosionsrate bereits bei schwacher Krümmung mit abnehmendem r/b stark ansteigt, bei $r/b = 1,7$ bis $1,2$ ein Maximum erreicht und dann wieder abnimmt. Entsprechendes ist bezüglich des Windungsgrades festzustellen. Auch da steigt die Erosionsrate bis zu einem Windungsgrad von $1,2$ bis $1,4$ stark an und nimmt mit weiter zunehmendem Windungsgrad wieder ab. Bei einer mathematischen Modellierung der Laufentwicklung auf der Grundlage der Potentialtheorie hatte *Holtorff* (1989) auf theoretischem Wege eine zunehmend laterale Erosionsgeschwindigkeit bis zu Windungsgraden von ca. $1,5$ erhalten.

Zeller (1967) berichtet von einer russischen Untersuchung, in der nicht die Erosionsrate sondern die Wachstumsgeschwindigkeit einer Mäanderschlinge, d.h. die zeitliche Veränderung des Zentriwinkels in Abhängigkeit vom Windungsgrad dargestellt ist (Abb. 4.4). Die zeitliche Winkeländerung nimmt bis zu einem Windungsgrad von ca. $1,7$ stark zu und danach wieder ab, wobei sie bei Windungsgraden von $2,5$ bis $3,5$ zur Ruhe kommt.

Untersuchungsergebnisse von *Hickin* (in *Morisawa* 1985) machen die Ursachen dafür deutlich: Mit zunehmender Krümmung (abnehmendes r/b) nimmt die Geschwindigkeit an der Gewässer-sole und somit die dort wirkenden Strömungskräfte bis zu einem Krümmungsverhältnis von $4,0$ bis $3,0$ am Gleitufer kontinuierlich ab und am Prallufer zu. Mit weiter ansteigender

Krümmung steigt dann die Geschwindigkeit am Gleitufer wieder an und nähert sich einem konstanten Wert, während sie sich am Prallufer kontinuierlich verringert.

Die sehr verschiedenen Krümmungen, die *Hickin* ($r/b \sim 3,5$) und *Hooke* ($r/b \sim 1,5$) bei maximaler Erosionsrate festgestellt haben, dürften gewässerspezifischer Natur sein. Dagegen liegen die in den meisten Untersuchungen festgestellten Windungsgrade bei maximaler Erosionsrate im Bereich von 1,2 bis 1,8.

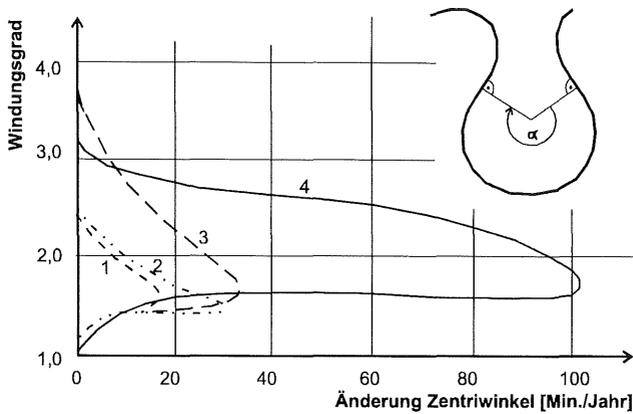


Abbildung 4.4: Änderungsgeschwindigkeit des Zentriwinkels in Abhängigkeit vom Windungsgrad (aus *Zeller* 1967)

Messungen der Schubspannungen in Krümmungen von Trapezprofilen (*Ippen & Drinker* 1962; in *Chang* 1988) zeigen dagegen eine kontinuierliche Zunahme der Schubspannung am Außenufer von Krümmungen mit abnehmendem Krümmungsverhältnis, was nicht auf ein Maximum hindeutet. Bedenkt man aber die bei dieser Untersuchung nicht berücksichtigte Zunahme der Lauflänge mit zunehmendem Windungsgrad und somit die Abnahme der Fließgeschwindigkeit mit zunehmend gekrümmtem Lauf, so kann dies die Ursache für diesen Widerspruch sein.

Dagegen ist der scheinbare Widerspruch, daß die Erosionsrate hin zum gestreckteren Wildfluß zunimmt aber ebenso mit zunehmendem Windungsgrad ansteigt, damit zu erklären, daß die Analysen der Abhängigkeit der Erosionsrate vom Windungsgrad an denselben Flußtypen durchgeführt wurden, während die o.g. Untersuchung von *Brice* an unterschiedlichen Flußtypen erfolgte.

- Für begradigte Fließgewässer, die sich in Rückentwicklung befinden und natürlicherweise einen geschwungenen oder gewundenen Lauf besitzen, kann aus diesen Feststellungen geschlossen werden, daß die anfängliche Erosionsrate bei noch gestrecktem Lauf relativ gering ist, dann stark bis zu Windungsgraden von ca. 1,5 zunimmt und zum Endzustand der Laufentwicklung hin, d.h. mit der Annäherung an die potentiell natürliche Laufform, langsam wieder relativ gering wird.

Ein besonderer Aspekt bezüglich der Erosions- und Laufverlagerungstendenzen soll hier nochmals hervorgehoben werden: Ufergehölze können bei kleineren Fließgewässern die Ufer sehr stark stabilisieren, d.h. Erosionen und somit Laufverlagerungen nahezu unterbinden (*Otto* 1991). Aussagen über die Gehölzvegetation sind bei den meisten Literaturangaben nicht zu finden, was vermutlich daran liegt, daß viele Erosionsraten oft nicht vor Ort gemessen, sondern durch Kartenanalyse ermittelt worden sind oder, daß die vor Ort untersuchten Gewässer keinen entsprechenden Gehölzsaum besaßen. Letzteres würde auf unnatürlich hohe Erosionsraten an den entsprechenden Gewässern hindeuten.

4.1.3 Entwicklungsdauer von Gewässerstrukturen

Bis Strukturdefizite behoben sind, müssen die für eine Struktur spezifischen Entwicklungszeiten durchlaufen werden. Grundsätzlich verringern sich die Entwicklungszeiten sehr stark mit abnehmender Strukturgröße: Während die Entwicklung eines gewundenen Laufes Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte benötigt, kann sich eine naturgemäße Bettform u.U. bereits nach wenigen jährlichen Hochwasserereignissen entwickeln und können sich Sohlenformen bereits nach einem kleineren Hochwasser regenerieren (*Kern* 1994; Tabelle 4.1).

Die im Kapitel 3.2.1 aufgeführten Beispiele der Laufentwicklung nach Begradigung zeigen, daß Rückentwicklungszeiten von 30 Jahren bei sehr entwicklungsfreudigen Flüssen wie dem Elkhorn River und bis zu 165 Jahren bei Bächen wie dem Big Pine Creek mit relativ geringem Gefälle zu erwarten sind, bis die ursprüngliche Laufform nahezu wieder erreicht wird. Für sehr kleine Bäche mit zudem geringer Strömungsleistung und für in Auelehm liegende Flachlandgewässer dürften die Rückentwicklungszeiten sogar bei mehreren hundert Jahren liegen, wie die Abschätzungen in Tabelle 3.6 für Bäche in Baden-Württemberg zeigen.

Die u.U. zuerst erforderliche Breitenentwicklung, bis Uferbänke entstehen können, die dann rasche Zunahme der wechselseitigen Ufererosion mit ansteigendem Windungsgrad und die schließlich wieder geringer werdende Ufererosion bei Windungsgraden über ca. 1,5 (siehe Kap. 4.1.2), läßt die in folgender Abbildung skizzierte quantitative Zunahme des Windungsgrades während der Rückentwicklungszeit für ein Gewässer mit einem ursprünglich geschwungenen und einem gewundenen Lauf erwarten.

Ausgeprägte gehölzbedingte Uferstrukturen werden insbesondere an Bächen erst 50 bis 150 Jahre nach der Begründung eines Gehölzbestandes zu erwarten sein, da sich erst dann ein weitständiger Uferwald mit ausgeprägtem Wurzelsystem entwickelt hat. Sind dagegen weitständige Ufergehölze bereits vorhanden, dann werden sich dazwischenliegende Uferbuchten bereits nach Jahren oder wenigen Jahrzehnten ausgebildet haben. Entsprechendes gilt für Sohl- und Uferstrukturen, die infolge von Totholz im Gewässerbett entstehen, sofern das Totholz nicht künstlich in das Gewässerbett eingebracht wird. Gehölzbedingte Strukturen können somit von

ihrer Entstehungsdauer her in der Größenordnung der Laufstrukturen bei Gewässern mit mäßiger Entwicklungsfreudigkeit liegen.

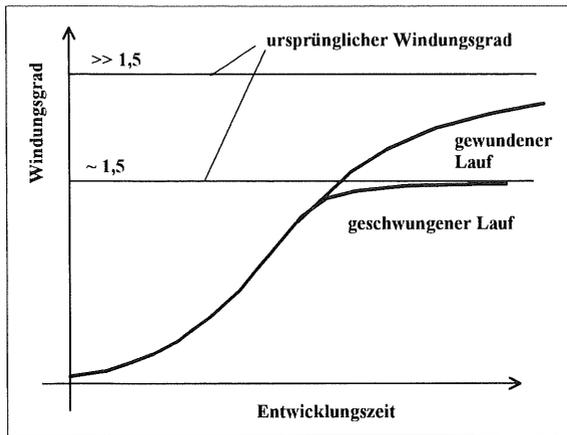


Abbildung 4. 5: Veränderung des Windungsgrades während der Rückentwicklungszeitdauer eines ursprünglich geschwungenen und eines gewundenen Laufes

Die von der Strukturgröße abhängenden Entwicklungszeiten sind dann nicht ausschlaggebend, wenn übergeordnete Strukturdefizite (z.B. bei der Laufstruktur) vorhanden sind, die eine Entstehung der untergeordneten, abhängigen Strukturen (z.B. Kolke und Furten in Flachlandgewässern mit feinem Sohlsubstrat) verhindern. Dann werden die abhängigen Strukturen erst entstehen können, wenn die übergeordneten Strukturen vorhanden sind. Ist die Entwicklungszeit der übergeordneten Strukturen größer als die der untergeordneten Strukturen, so ist erstere maßgebend. Der Entwicklungszeitraum bis zum naturnahen Zustand wird somit von der wiederherzustellenden Struktur mit der höchsten Entwicklungsdauer abhängen.

Die Zeiträume, innerhalb derer Gewässerstrukturen und deren Randbedingungen (z.B. Talgefälle) sich entwickeln bzw. verändern werden, hat Kern (1994) aus natürlichen geomorphologischen Prozessen abgeleitet. Er unterteilt dabei nach der Größe der zu betrachtenden Raumeinheit in ganze Flußgebiete, Gewässerabschnitte, Gewässerstrecken, Bettstrukturen und Mikrohabitate. Für die Gewässerstrecken und die Bettstrukturen, die bei einer Entwicklungsplanung relevant sind, werden in Tabelle 4.1 die von Kern angegebenen Entwicklungszeiträume aufgelistet. Der danach u.U. sehr große Entwicklungszeitraum von bis zu 1000 Jahren, bis eine naturnahe Laufform aus einem begrädigten Lauf wieder eigendynamisch entstanden ist, ist zu lang, als daß er in einem Entwicklungskonzept bzw. einer -planung berücksichtigt werden könnte. Ein solcher Planungszeitraum wäre nicht mehr überschaubar. In solchen Fällen ist eine Umgestaltung des Gewässerlaufes sinnvoll.

Tabelle 4.1: Entwicklungsdauer von Gewässerstrukturen auf einer Gewässerstrecke und deren Überschwemmungsaue; in Anlehnung an Kern (1994)

zu entwickelnde Strukturen	Räumliche Ausdehnung der Strukturen	Äußere Einwirkungen	Entwicklungszeiträume [Jahre]	
			von Bächen	von Flüssen
Laufstrukturen (n. Kern: Gewässerstrecke)	50 m - 5 km bei Bächen 50 m - 50 km bei Flüssen	5 - 500 jährliche Hochwasserereignisse; Hangrutschungen; Treibholz- oder Eisabgänge	5 - 1000	5 - 1000
Uferstrukturen und Bettform (n. Kern: Bettstrukturen)	0,5 m - 50 m bei Bächen 5 - 500 m bei Flüssen	1-jährliche bis 50-jährliche Hochwasserereignisse, Treibholz, Uferabbrüche	0,5 - 50	5 - 500
Sohlstrukturen (n. Kern: Bettstrukturen)	wie bei Uferstrukturen	wie bei Uferstrukturen	wie bei Uferstruk.	wie bei Uferstruk.
Uferwald	> 50 m	Wachstumsphase	50 - 500	50 - 500
Mikrostrukturen (n. Kern Mikrohabitate)	5 cm - 5 m bei Bächen 5 cm - 50 m bei Flüssen	alle Abflüsse	Wochen - 5 Jahre	Wochen - 5 Jahre

Bei einer Umgestaltung werden nur die groben naturnahen Strukturen der Gewässermorphologie, wie die dem Gewässer näherungsweise entsprechende Laufform, Bettbreite und -tiefe, hergestellt werden können. Unregelmäßigkeiten im Lauf, die Ausformung des Bettes, differenzierte Ufer- und Sohlstrukturen müssen dem Gewässer selbst zur Ausformung überlassen bleiben. Die Entwicklungszeiten der endgültigen Lauf- und Bettform werden deshalb durch eine Umgestaltung - die immer nur eine Teilumgestaltung sein wird - gegenüber der reinen Lauf- und Bettentwicklung erheblich verkürzt. Mit der Umgestaltung überspringt man sozusagen die langwierige Entwicklung der übergeordneten Strukturen.

Nach einer Umgestaltung werden insbesondere bei Bächen die gehölzbedingten Strukturen die größten Entwicklungszeiten besitzen und folglich maßgebend für die naturnahe Strukturentwicklung eines Gewässers sein. Sie liegen bei 50 bis 150 Jahren, einem Zeitraum, der innerhalb einer Planung noch überschaubar ist.

4.2 Eigendynamische und geförderte Laufentwicklung

Das vorige Kapitel hat deutlich gemacht, daß die eigendynamische Entstehung einer gewässertypischen Laufentwicklung aus einem begradigten Lauf heraus an den meisten Gewässern ein sehr zeitraubender Prozess ist. Es wird deshalb notwendig werden, diesen Prozess zu fördern, oder gar - wenn die Uferstabilität so hoch bzw. die Strömungskräfte so gering sind, daß eine Laufentwicklung nicht einsetzen kann - eine Umgestaltung des Laufes ins Auge zu fassen.

In den folgenden Kapiteln werden die Theorien der Mäanderentstehung diskutiert, um den Prozessen nachzuspüren, die eine eigendynamische Laufentwicklung möglich machen, werden Erkenntnisse aus Modellversuchen anderer Autoren zusammengestellt und die Ergebnisse eigener Modellversuche vorgestellt, bei denen durch Einbauten im Gewässerbett eine Laufentwicklung erzwingen wurde.

4.2.1 Theorien zur Mäanderentstehung

Es existiert eine Vielzahl von Theorien zur Entstehung mäandrierender Laufformen. Eine allgemein anerkannte Erklärung für die Entstehung von Mäandern existiert aber bis heute nicht. Dennoch beinhalten die meisten diese Erklärungsversuche ein Körnchen Wahrheit, da sie auf vorhandene Erscheinungen, Mechanismen oder physikalische Grundprinzipien aufbauen, die mit Sicherheit einen Einfluß auf die Entstehung der geschwungenen und gewundenen Laufformen haben. Sie geben Hinweise darauf, unter welchen Randbedingungen mit großer Wahrscheinlichkeit diese natürlichen Laufformen an einem begradigten Gewässerlauf von selbst entstehen können (eigendynamische Rückentwicklung), und mit welchen impulsgebenden Maßnahmen die Laufentwicklung angefacht und unterstützt werden kann.

Die für die Gewässerentwicklung relevanten Theorien können vereinfachend in vier Hauptrichtungen unterteilt werden. Zu unterscheiden sind Theorien, die die Entstehung von Mäandern begründen durch

- ♦ örtliche Störungen bzw. Inhomogenitäten,
- ♦ Diskrepanzen zwischen Gleichgewichtsgefälle und Talgefälle,
- ♦ Minimalprinzipien,
- ♦ dynamische Instabilitäten der Strömung.

Örtliche Störungen bzw. Inhomogenitäten

Die Annahme von örtlichen Störungen und Inhomogenitäten als Ursachen für die Mäanderentstehung gehören neben der Corioliskraft, die als Begründung eindeutig nicht standhält, zu den ältesten Erklärungsversuchen. Dabei geht man bei örtlichen Störungen davon aus, daß die Strömung durch Hindernisse wie Felsen, Bäume oder Verklausungen infolge von Totholz und Eis abgelenkt wird. Dadurch wird einseitige Ufererosion verursacht, in deren Folge sich eine Laufkrümmung ausbildet. Die durch die Krümmung angefachte Sekundärströmung verursacht

unterhalb der Krümmung erneut Ufererosion, somit Massenumlagerungen und weitere Laufkrümmungen, bis insgesamt ein geschwungener oder gewundener Lauf ausgebildet ist.

Eine vergleichbare Begründung ergibt sich aus der Beobachtung von punktuellen Ufererosionen, die auf Inhomogenitäten im Ufermaterial zurückzuführen sind. An den Stellen, an denen das Ufer aus erodierbarerem Material besteht oder die stabilisierende Vegetation fehlt, wird das Ufer durch den Strömungsangriff zurückverlagert und somit Feststoff ins Gewässer eingetragen. Dieser lagert sich wieder an anderer Stelle als Bänke ab, wodurch wiederum die Strömungsverhältnisse und die Bettmorphologie, wie bei den örtlichen Störungen, beeinflusst wird.

Diese Theorien, die in punktuellen Störungen die Auslösung von periodisch sich fortpflanzenden Deformationen des Wasserspiegels, somit der Strömung und der Sohle sehen (oder umgekehrt, zuerst eine Deformation der Sohle und in deren Folge eine Deformation der Strömung), berücksichtigen nicht den Sachverhalt, daß diese Störungen infolge der strömungsbedingten Energieverluste einer Dämpfung unterliegen und nach einer gewissen Lauflänge wieder abklingen müssen. Die infolge von Störungen oder Inhomogenitäten entstehenden Laufkrümmungen müßten deshalb eine nach unterstrom abnehmende Amplitude aufweisen und in einen geraden Lauf übergehen, es sei denn, erneute Störungen und Inhomogenitäten führen zu erneuten Laufkrümmungen.

Die in der Natur und in Modellversuchen festzustellenden regelmäßigen Laufformen, die keine abnehmenden Amplituden der hintereinander liegenden Laufkrümmungen aufweisen, zeigen, daß diese Erklärungsversuche für eine Begründung der Mäanderentstehung nicht hinreichend sind. Sie gehen zwar von Phänomenen wie der Sekundärströmung oder einer regelmäßig auftretenden Sohlendeformation (z.B. wechselseitige Uferbänke) aus, die unbestreitbar wichtige Mechanismen innerhalb des Entstehungsprozesses eines Mäanderlaufes sind, können deren Ursachen aber nicht stichhaltig erklären.

Anhand von Modellversuchen kann aber abgeleitet werden, daß z.B. mit einem schräg zur Gerinneachse orientiertem Zulauf (*Friedkin* 1945), mit strömungsablenkenden Einbauten wie Buhnen oder schräg zur Gerinneachse stehenden Wehren (siehe Kap. 4.3) die Entwicklung einer geschwungenen Laufform aus einem geraden Lauf heraus beschleunigt werden kann. Auch können mit solchen impulsgebenden Maßnahmen überhaupt erst mäandrierende Laufformen initiiert werden, wenn das Gefälle bzw. die Strömungskraft eines begradigten Gewässers unter einem bestimmten Schwellenwert liegt und / oder sehr erosionsstabile Ufer eine Laufentwicklung verhindern (siehe Kap. 2.2.3).

Diskrepanz zwischen Gleichgewichtsgefälle und Talgefälle

Bei diesem Erklärungsansatz berücksichtigt man den Sachverhalt, daß das Sohlgefälle eines Gewässers von den heutigen Verhältnissen des Abflusses und des Feststoffeintrages bestimmt bzw. kontrolliert wird und somit als von diesen Größen abhängige Variable angesehen werden kann. Dagegen ist das Gefälle der Talsohle eine unabhängige Größe, da eine Änderung

derselben nur in geologischen Zeiträumen möglich ist. Unter den heutigen Bedingungen kann nun das Sohlgefälle eines Gewässers, das sich im dynamischen Gleichgewicht befindet, kleiner oder gleich dem Talgefälle sein. Aus physikalischen Gründen ist ein größeres Sohlgefälle grundsätzlich nicht möglich, es sei denn, daß Gefällebrüche unterhalb der betrachteten Strecke eine Tiefen- bzw. rückschreitende Erosion zulassen.

Ist das Gleichgewichtsgefälle identisch mit dem Talgefälle, dann stellt sich ein nahezu gerader Lauf ein. Ist das Gleichgewichtsgefälle dagegen kleiner, dann muß das Gewässer seinen Lauf verlängern, was nur möglich ist, wenn der Lauf über die Falllinie hinweg hin und her pendelt.

Mit dieser in *Chang* (1988) ausführlich erläuterten Begründung ist zumindest für Gewässer, die ein kleineres Gleichgewichtsgefälle als das Talgefälle besitzen, die Notwendigkeit eines entsprechend hohen Windungsgrades erklärt. Sie erklärt auch das Vorhandensein gestreckter Laufformen für Gewässer mit Gleichgewichtsgefällen, die nahe dem Talgefälle liegen. Dagegen erklärt sie die oft regelmäßig geschwungene oder gewundene Laufform und den auch in gestreckten Gewässerbetten auftretenden geschwungenen Talweg nicht.

Minimalprinzipien

Unter Minimalprinzipien werden hier die Erklärungstheorien verstanden, die von der Annahme ausgehen, daß ein Gewässer zu dem Zustand hin tendiert, bei dem ein bestimmter Zustandsparameter ein Minimum erreicht.

Als Grundlage der auf energetischen Betrachtungen beruhenden Theorien kann ein Extremalprinzip der theoretischen Physik gesehen werden, das besagt, daß in einem physikalischen System Prozesse in der Art ablaufen, daß mit kleinstem Aufwand die größte Wirkung erzielt wird (*Meyers Lexikon* 1990). Nimmt man in einem Gewässersystem für den Aufwand die einem Gewässer zur Verfügung stehende potentielle Energie und für die Wirkung die Fähigkeit an, im Gewässerbett den dominierenden Abfluß und die eingetragenen Feststoffe zu transportieren, dann muß sich nach diesem Prinzip eine Gewässermorphologie ausbilden, die bei kleinstmöglichem Energieaufwand pro Längen- oder Zeiteinheit die größtmögliche Transportkapazität besitzt.

Das wohl wichtigste dieser Minimalprinzipien ist das der "minimal unit stream power" (*Yang* 1971). Bei diesem wird davon ausgegangen, daß ein Gewässer denjenigen Zustand bezüglich Lauf- und Bettform anstrebt, bei dem der kleinstmögliche Energieverbrauch pro Zeiteinheit stattfindet. Notwendige Bedingung für diesen Zustand ist aber, daß der dominierende Abfluß und Geschiebetransport bei diesem Zustand bewältigt werden kann, d.h. daß das Gerinne bezüglich Querschnitt und Gefälle sich in einem Gleichgewichtszustand befindet. Dieses Minimalprinzip ist gleichbedeutend mit dem der "minimalen Erosionsenergie" bzw. der "maximalen Geschiebetransportkapazität" (*Ramette* 1980).

In beiden Ansätzen ergibt sich dann ein Gewässerlauf mit einem höheren Windungsgrad als 1, wenn das sich aus dem Minimalprinzip ergebende Gleichgewichtsgefälle kleiner als das des Talsohlengefälles ist. Insoweit präzisieren diese Minimalprinzipien nur den im Kapitel "Diskrepanz von Gleichgewichtsgefälle und Talgefälle" erwähnten dynamischen Gleichgewichtszustand des Gewässers. Sie sind aber grundsätzlich unter die oben genannte Erklärungsrubrik einzuordnen (siehe auch *Jäggi* 1983).

Ein weiteres Minimalprinzip, das sich primär nicht auf eine energetische Betrachtung stützt, ist das der "minimalen Varianz" (*Leopold & Langbein* 1966). Bei diesem Prinzip wird angenommen, daß ein Gewässer eine Laufform anstrebt, deren Quadratsumme der Richtungsänderungen pro Einheit der Lauflänge ein Minimum besitzt. Dies ist dann gegeben, wenn der Gewässerlauf einer sogenannten sinus-generierten Kurve entspricht. Analysen natürlicher regelmäßig geschwungener oder gewundener Gewässerläufe zeigen gute Übereinstimmungen mit diesen theoretisch abgeleiteten Kurvenformen. Da mit diesem Prinzip nur die wahrscheinlichste Form eines Gewässerlaufes erklärt wird (zur Präzisierung des Laufes müssen Längen und Winkelmaße vorgegeben werden), sich aber bei Annahme bestimmter Längen und Winkelmaße auch ein gerader Lauf ergeben kann, ist mit diesem Prinzip allein die Entstehung von geschwungenen oder gewundenen Laufformen nicht erklärt. Erst in Verbindung mit einer vorhandenen Diskrepanz zwischen dem Gleichgewichtsgefälle und dem Talgefälle, d.h. in Verbindung mit den o.g. Prinzipien, ergibt sich eine schlüssige Erklärung für eine unter bestimmten Umständen entstehende geschwungene oder gewundene Laufform.

Dynamische Instabilität der Strömung

Die meisten der unter diese Rubrik zu zählenden Theorien gehen von punktuellen Störungen aus und können - wie oben schon erläutert - keine hinreichenden Begründungen für die ursächliche Entstehung von Mäandern bieten. Eine hinreichende Erklärung für das Mäanderphänomen kann (neben der oben erläuterten Diskrepanz des Gleichgewichtsgefälles mit dem Talgefälle in Kombination mit dem Prinzip der minimalen Varianz) nur dann gelingen, wenn nachgewiesen werden kann, daß der Strömung selbst eine dynamische Instabilität bzw. eine periodisch wiederkehrende Störung innewohnt, die nicht durch von außen einwirkende Zufälligkeiten bestimmt ist.

Die Abhängigkeit der Wellenlänge von der Gerinnebreite, die über 7 Zehnerpotenzen des Größenmaßstabes hinweg mit und ohne Feststofftransport ihre Gültigkeit behält (*Zeller* 1967), und die im Alluvium wie in Festgestein auftretenden mittleren Abstände von Kolken und Furten (*Keller & Melhorn* 1978) deuten darauf hin, daß eine von äußeren Störungen unbeeinflusste periodische Störung der Strömung existiert, aus der heraus sich die Entstehung von regelmäßigen Mäanderformen künftig erklären lassen wird.

Ergebnisse der Turbulenzforschung zeigen, daß sich Makrowirbel in der Strömung ausbilden, die Störungen im Geschwindigkeitsprofil in der Größenordnung der Furt- bzw. Kolkabstände

verursachen (Yalin 1992). Diese können folglich als Ursache für regelmäßig auftretende Kolke und wechselseitige Uferbänke gelten, die als Ausgangspunkt für die Entwicklung wechselseitiger Krümmungen und somit mäandrierender Laufformen erkannt worden sind.

Schlußfolgerungen

Zusammenfassend kann folgendes festgehalten werden:

- Ein deutlich mäandrierender Gewässerlauf kann nur dann entstehen, wenn das Gleichgewichtsgefälle eines Gewässers kleiner als das Talgefälle ist.
- Ist das Gleichgewichtsgefälle nahe dem Talgefälle, so wird sich ein gestreckter Lauf ausbilden, der durch örtliche Störungen und Inhomogenitäten verursachte Unregelmäßigkeiten besitzen kann.
- In der Strömung selbst entwickeln sich vermutlich periodisch wiederkehrende Störungen, die auch in einem geraden Lauf für regelmäßig auftretende Sohlendeformationen verantwortlich sind, die wiederum Ausgangspunkt für die Entstehung von wechselseitigen Uferbänken, Furten, Kolken und somit Laufkrümmungen werden.
- Die Strömung ablenkende Einbauten im Gewässerbett können die Laufentwicklung hin zu einem mäandrierenden Lauf beschleunigen und bei entwicklungsträgen Gewässern, mit geringen Strömungskräften und erosionsresistenten Ufern, möglicherweise erst bewirken.

4.2.2 Modellversuche zur Initiierung der Laufentwicklung mit strömungsablenkenden Einbauten

Erfahrungen darüber, wie mit Einbauten im Gewässer die Laufentwicklung gefördert werden kann, liegen bisher nicht vor. Es gibt Vorschläge einzelner Autoren (z.B. Hey 1990 u. 1992), die auch vereinzelt schon in der Praxis eingesetzt wurden. Systematische Auswertungen der dadurch verursachten morphologischen Veränderungen sind aber noch nicht publiziert.

Um dieses Defizit etwas zu verringern, wurden im Theodor-Rehbock-Laboratorium der Universität Karlsruhe zwei Versuchsreihen in einem mobilen Sandbettgerinne durchgeführt (Papenburg 1996 und Daniel 1996). Mit zwei Typen von Einbauten, schräg eingebauten Wehren und Einzelbuhnen, sollte im gerade hergestellten Sandgerinne die Strömung einseitig auf das Ufer gelenkt werden, so daß Ufererosion und Materialumlagerung stattfindet und sich ein geschwungener Lauf unterhalb der Einbauten entwickelt.

Da nur sehr beschränkte Mittel zur Verfügung standen, konnten die Versuchsreihen weder von der Anzahl noch vom Meßaufwand her so durchgeführt werden, daß wesentliche quantitative Erkenntnisse daraus gezogen werden konnten. Die qualitativen Erkenntnisse waren dagegen bezüglich der Einsatzmöglichkeit und der morphodynamischen Prozesse aufschlußreich.

4.2.2.1 Versuchsstand und Versuchsanordnung

Die Versuche wurden in einer 17 m langen und 1,5 m breiten Betonrinne durchgeführt, in der auf 10 m Länge ein ca. 20 cm dickes Sandbett eingebaut wurde. In das mit einem Gefälle von 2

bzw. 4 ‰ abgezogene und verdichtete Sandbett wurde dann mit einer Profillehre das Gerinneprofil eingegraben. Dieses Profil war trapezförmig mit einer Sohlbreite von 20 cm und einer Profiltiefe von 10 cm und besaß - in Anlehnung an die übliche Ausbaupraxis - eine Böschungsneigung von 1:1,5, so daß sich eine Bettbreite von 50 cm ergab. Da rechts und links des Gerinnes noch jeweils 50 cm Freiraum bis zur Wand der Versuchsrinne bestand, war theoretisch die Entwicklung eines leicht geschwungenen Laufes mit einem Windungsgrad von ca. 1,1 möglich.

Da davon auszugehen war, daß die gewählte Profilform und -größe nicht dem bettbildenden Abfluß (= Versuchsabfluß) entspricht, mußte während des Versuches mit morphologischen Anpassungsprozessen bei der Breite und Tiefe des Gerinnes gerechnet werden. Die Versuchsergebnisse sollten hauptsächlich die hydraulische und morphologische Wirkung der Einbauten aufzeigen. Damit die o.g. Anpassungsprozesse diese Wirkungen nicht zu stark überdecken, wurde bewußt eine Korngröße für das Material des Sandbettes gewählt, das beim vorherrschenden Versuchsabfluß bzw. Gefälle gerade nicht oder nur in geringer Menge in Bewegung gerät. Rechnerische Abschätzungen ergaben für diese Randbedingung eine Korngröße von ca. 1 mm. Das Kornspektrum des eingebauten Sandes war sehr schmal und lag zwischen 0,6 und 1,4 mm. Das schmale Körnungsband hatte den Vorteil, daß entstehende Inhomogenitäten im Sandbett infolge von Entmischungsvorgängen und nachfolgender Wiederherstellung des Anfangszustandes nur sehr geringe Auswirkungen haben konnten. Das Bettmaterial kann deshalb bei den Versuchen als nahezu identisch und homogen angenommen werden.

Als Abflußmeßgeräte dienten ein Meßwehr und zudem ein im Zuflußrohr eingebautes Induktionsmeßgerät. Zu Beginn der Versuche wurde der Abfluß nur sehr langsam bis zum Soll-Abfluß gesteigert, damit einerseits keine Wellenfront entstand, die hohe Erosionskräfte verursacht, und andererseits Luftblasen, die das Erosionsverhalten beeinflussen können, aus dem Sandbett ausgetrieben wurden.

Eine Versuchsserie wurde mit bühnenartigen Einbauten (Index B) und eine mit wehrartigen Einbauten (Index W) durchgeführt. Die Bühnen wurden - von einem ergänzenden Versuch abgesehen, dessen Ergebnisse hier nicht behandelt werden - als nicht überströmbar ausgebildet. Während die meisten Versuche mit modellhaften Elementen, bei den bühnenartigen Einbauten mit Holzbrettern und bei den wehrartigen Einbauten mit Zylindern, durchgeführt wurden, wurde jeweils ein zusätzlicher Versuch mit Bühnen und Wehren aus Steinschüttungen gefahren, um die Wirkung entsprechend rauher Einbauten zu erfassen.

Die Versuche mit Bühnen wurden mit einem Abfluß von ca. 6,6 l/s und die mit Wehren mit einem Abfluß von 4,5 l/s durchgeführt. Das Sandgerinne wurde entweder mit 2 ‰ oder 4 ‰ Gefälle hergestellt. Die Versuche wurden entweder mit dem neu bzw. dem wieder hergestellten Gerinne oder mit dem aus dem vorangegangenen Versuch entstandenen "entwickelten" Gerinne durchgeführt. Letzteres geschah insbesondere dann, wenn die Wirkung von zugegebenem Geschiebe oder die Wirkung des Entfernens der Einbauten auf die Gewässermorphologie

erfaßt werden sollte. Bei grundsätzlich neuer Anordnung der Einbauten wurde dagegen das gerade Sandgerinne mit dem o.g. Regelprofil hergestellt. In Tabelle 4.2 sind die einzelnen Versuche und ihre Randbedingungen aufgelistet.

Tabelle 4.2: Durchgeführte Versuche und ihre Randbedingungen

Nr.	Ver-such	Einbauten	Gef. [%o]	Q [l/s]	Sand-zuga-be.	neues Bett
1	B 1	Holzbrett als Buhne im Profil 8 m; senkrecht bis Bettmitte	2	6,3		+
2	B 2	2 Holzbretter als Buhne im Profil 8 u. 6 m; 45° bis Bettmitte	2	6,4		+
3	B 2	2 Holzbretter als Buhne im Profil 8 u. 6 m; 45° bis Bettmitte	2	6,6	+	
4	B 2	Ausbau der Bühnen	2	6,6		
5	B 2	Ausbau der Bühnen	2	6,6	+	
6	B 3	2 Bühnen aus Steinen im Profil 8 m u. 6 m; 45° bis Bettmitte	2	6,5		+
7	B 3	2 Bühnen aus Steinen im Profil 8 m u. 6 m; 45° bis Bettmitte	2	6,4	+	
8	B 4	2 Bühnen aus Steinen im Profil 8 m u. 6 m; 45° bis Bettmitte	4	6,4		+
9	W 1	rundkroniges Wehr im Profil 8 m; 45° zum Ufer	2	4,5		+
10	W 1	rundkroniges Wehr im Profil 8 m; 45° zum Ufer	2	4,5	+	
11	W 2	2 rundkronige Wehre im Profil 8 m u. 4 m; 45° zum Ufer	2	4,5		+
12	W 2	2 rundkronige Wehre im Profil 8 m u. 4 m; 45° zum Ufer	2	4,5	+	
13	W 2	Ausbau der Wehre	2	4,5	+	
14	W 3	2 rundkronige Wehre im Profil 9,5 m u. 5,5 m; 45° zum Ufer	4	4,5		+
15	W 3	2 rundkronige Wehre im Profil 9,5 m u. 5,5 m; 45° zum Ufer	4	4,5	+	
16	W 3	Ausbau der Wehre	4	4,5	+	
17	W 4	Wehr als rauhe Steinrampe im Profil 9,5 m; 45° zum Ufer	4	4,5		+
18	W 4	Wehr als rauhe Steinrampe im Profil 9,5 m; 45° zum Ufer	4	4,5	+	
19	W 4	Ausbau der Steinrampe	4	4,5	+	

4.2.2.2 Versuchsergebnisse und Diskussion

Bei einem ersten Kontrollversuch ohne Einbauten mit 2 ‰ Gefälle und einem Abfluß von 4,4 l/s zeigte sich anfänglich ein deutlicher Sandtrieb an der Gerinnesohle. Nachdem durch die strömungsbedingte Massenumlagerung das Rechteckprofil in ein muldenförmiges Profil umgeformt war (wobei im oberen Drittel der Strecke die Bettbreite von 50 cm erhalten blieb, während sie sich unterhalb um 3,5 bis 6,5 cm vergrößerte), war nach 4 Stunden Versuchszeit nur noch im unteren Drittel geringfügiger Sandtrieb festzustellen. Ansätze von wechselseitiger Ufererosion und somit von einem geschwungenen Lauf waren nicht zu erkennen. Ein Großteil der Strukturentwicklung bei den Versuchen mit Einbauten kann folglich auf die Einbauten und nur zu einem geringeren Teil auf Anpassungsprozesse zurückgeführt werden.

Nach dem Erscheinungsbild, das das Gerinne am Ende der Versuche mit Einbauten zeigte, könnte bezüglich des Gewässertyps von einem leicht geschwungenen Gleituferfluß (siehe Kap. 2.8.3) gesprochen werden, der relativ zum Mittelwasserbett breite Uferbänke besitzt. Das Breiten-Tiefen-Verhältnis des Gerinnes bei Ende der verschiedenen Versuche lag, bezogen auf die mittlere Wassertiefe (ca. 3 cm) beim jeweiligen Versuchsabfluß, in einem Wertebereich von 15 bis 40.

Wellenlänge

Die während der jeweiligen Versuche entstandenen Wellenlängen des Gerinnes konnten nur unterhalb der Einbauten beurteilt werden, da die Wellenlänge zwischen zwei Einbauten durch diese erzwungen wurde, d.h. sich nicht frei ausbilden konnte. Die Wellenlänge war anhand des Wechsels des Talweges von einer zur anderen Uferseite, anhand der wechselseitigen maximalen Uferrückverlagerung oder anhand der Schwerpunktsverlagerung des durchflossenen Querschnittes erfassbar. In den Versuchen, in denen ein zweiter Einbau in der unteren Hälfte des Gerinnes zu liegen kam, war die Beurteilung der Wellenlänge problematisch, da sie größer war als die unterhalb des Einbaus verbleibende "freie" Gerinnenstrecke. Die entstandene Wellenlänge konnte dort nur grob geschätzt werden.

In der Tabelle 4.3 sind die erfaßten Wellenlängen, die mittleren Gewässerbreiten im Bereich der Furten und das Verhältnis der Wellenlänge zu diesen mittleren Breiten am Ende der Versuche aufgelistet. Daraus wird ersichtlich, daß das Verhältnis der Wellenlänge zur Gewässerbreite im Bereich von 6,6 und 12,1 liegt. Dieser Wertebereich entspricht den in der Literatur genannten Werten.

Tabelle 4.3 : Entstandene absolute und breitenspezifische Wellenlängen

Nr.	Versuch	Wellenlänge [cm]	Breite [cm]	Wellenlänge / Breite	Gefälle [%o]	Sandzugabe
1	B 1	550	65	8,5	2	
2	B 2	760	69	11	2	
3	B 2	800	80	10	2	+
4	B 2	600	80	7,5	2	
5	B 2	600	80	7,5	2	+
6	B 3	700	65	10,8	2	
7	B 3	700	75	9,3	2	+
8	B 4	1.000	100	10	4	
9	W 1	600	53	11,3	2	
10	W 1	600	60	10	2	+
11	W 2	(400)	63	6,3	2	
12	W 2	(400)	67	6	2	+
13	W 2	550	67	8,2	2	+
14	W 3	550	71	7,8	4	
15	W 3	600	90	6,7	4	+
16	W 3	800	100	8	4	+
17	W 4	750	62	12,1	4	
18	W 4	750	68	11	4	+
19	W 4	750	70	10,7	4	+

Vergleicht man die Verhältniswerte mit und ohne Geschiebezugabe, so wird deutlich, daß die Werte bei den Versuchen ohne Geschiebezugabe meist hoch sind und sich mit Geschiebezugabe geringfügig verringern. Dies ist damit begründbar, daß bei den Versuchen mit Geschiebezugabe meist eine starke und schnelle Breitenerosion festzustellen ist. Die u.U. adäquate Verlängerung der Wellenlänge hinkt der Breitenentwicklung deutlich hinterher und war vermutlich beim Abbruch der Versuche, die insbesondere von einer nicht mehr stattfindenden Ufererosion

abhängig gemacht wurde, noch nicht beendet. Diese Tendenz der Vergrößerung der Wellenlänge war am deutlichsten bei den Versuchen Nr. 2 und 3 und Nr. 14 und 15 zu erkennen, bei denen mit Beginn der Geschiebezugabe eine Verlagerung der Furt unterhalb der letzten Einbauten stromabwärts festzustellen war.

Der Versuch Nr. 1, der in Abbildung 4.6.a in Form einer vereinfachten 3-D-Darstellung veranschaulicht ist, zeigt eine interessante Abfolge der Laufentwicklung unterhalb der Buhne: Während direkt unterhalb der Buhne sich eine sehr kurze Laufkrümmung ausgebildet hat, deren Länge ca. einem Viertel der Wellenlänge entspricht, besitzt die nachfolgende Gegenkrümmung schon die doppelte Länge. Die dieser nachfolgenden Gegenkrümmung ist schon weniger ausgeprägt, was am Verlauf des eingetragenen Talwegs und an der geringeren Uferückverlagerung zu erkennen ist. Sie besitzt aber annähernd die gleiche Länge wie die Krümmung davor. Der durch die Buhne verursachte Impuls zur Laufentwicklung ist vermutlich bei der dritten Krümmung bereits soweit gedämpft, daß eine deutliche Laufverlagerung nicht mehr möglich ist.

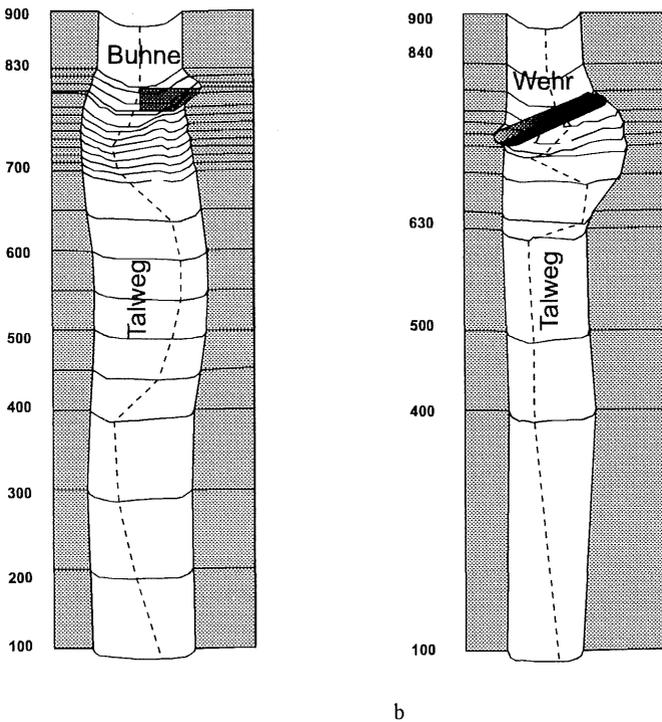


Abbildung 4.6: 3-D-Darstellung des Gerinnes nach Ende des Versuches Nr. 1 (a) und Nr. 10 (b)

Diese Abfolge der Krümmungslängen macht deutlich, daß noch nicht die dem Einbau nachfolgende erste Krümmung, sondern nur die darauffolgende zur Abschätzung der sich ausbildenden Wellenlänge herangezogen werden darf.

In Abbildung 4.6 ist dem Versuch Nr.1 mit einer Buhne der Versuch Nr. 10 mit einem Wehr gegenüber gestellt. Die entstehenden Wellenlängen sind bezüglich ihrer Größe vergleichbar. Es ist aber deutlich zu erkennen, daß die Krümmungen beim Versuch mit dem Wehr nicht so deutlich und harmonisch ausgebildet sind. Dies liegt zum Teil am geringeren Abfluß des Versuches, bedeutender dürfte aber die Querschnitts- bzw. Kolkausprägung direkt unterhalb der Einbauten sein. Während die Buhne einen tiefen Kolk erzeugt, der sich mit zunehmendem Abstand zur Buhne weiter zum Ufer hin verlagert, verursacht das Wehr zwar eine starke, aber nur sehr "flache" Uferückverlagerung mit geringer Kolkausbildung. In den nachfolgenden Krümmungen ist die Schiefe der Querschnitte und somit die vorhandene Sekundärströmung nicht so stark ausgebildet als beim Versuch mit der Buhne. Erkennbar ist dies an den Profilen bei ca. 4 m.

Breitenentwicklung und Profilform

Die nach Ende der jeweiligen Versuche entstandenen Gewässerbreiten sind in der folgenden Tabelle 4.4 aufgeführt. Diese Breiten wurden vorwiegend an den Furten gemessen, da in den Krümmungen, deren Gleitufer mangels Feinsubstrat und Abflußdynamik nicht mit den Pralluferrn lateral mitwandern können, keine repräsentativen Werte zu ermitteln sind. Die angegebenen Breitenwerte müssen in Relation zur Ausgangsbreite von 50 cm bzw. zur entstandenen Breite beim Versuch ohne Einbauten bei 2 ‰ von ca. 55 cm gesehen werden.

Tabelle 4.4 : Breitenentwicklung (in cm) der einzelnen Versuche mit gleichen Einbauten, aber mit und ohne Geschiebezugabe sowie nach dem Ausbau der Einbauten

Nr.	Vers.	ohne G.	mit G.	Ausbau ohne G.	Ausbau mit G.	Gefälle [‰]
1	B 1	65				2
2-5	B 2	69	80	80	80	2
6-7	B 3	65	75			2
8	B 4	100				4
9-10	W 1	53	60			2
11-13	W 2	63	67		67	2
14-16	W 3	71	90		100	4
17-19	W 4	62	68		70	4

Bei den vergleichbaren Versuchen Nr. 1, 9 und 17 mit nur einer Buhne bzw. einem Wehr ergaben sich Breiten von 65, 53 und 62 cm. Der Vergleich von Versuch 1 und 9, die beide mit 2‰ Anfangsgefälle durchgeführt wurden, zeigt eine geringere Wirkung der wehrartigen Einbauten auf die Gewässermorphologie. Eine mit 62 cm ähnliche Breite ergibt sich beim wehrartigen Einbau erst beim Versuch Nr. 17 mit höherem Gefälle.

Eine deutliche Zunahme der Breite ist bei allen Versuchen nach erfolgter Geschiebezugabe (ohne Ausbau der Einbauten) festzustellen. Diese wird insbesondere durch Geschiebeablagerungen auf den entstandenen Uferbänken verursacht, wodurch die Hauptströmung zum

gegenüberliegenden Ufer gedrängt wird und dort eine weitere Erosion der Ufer bewirkt (siehe Abb. 4.7).

Die vergleichbaren Versuche mit zwei Buhnen (Nr. 2 und 8) und zwei Wehren (Nr. 11 und 14) und unterschiedlichem Gefälle zeigen ebenfalls eine Breitenzunahme, die eindeutig auf das höhere Gefälle zurückgeführt werden kann. Sie fällt aber bei den Wehren mit 18 cm deutlich geringer als bei den Buhnen mit 35 cm aus. Dies ist ein Indiz dafür, daß die Effizienz von Buhnen für die Laufentwicklung mit zunehmendem Gefälle stärker zunimmt als die von Wehren, was sich beim Vergleich der entstandenen Amplituden des Talweges dieser Versuche ebenfalls bestätigt (siehe Tab. 4.5).

Nach Ausbau der Buhnen oder Wehre nimmt die Gerinnebreite trotz Geschiebezugabe nur noch bei höherem Gefälle mäßig zu (Versuchsserie W3 und W4), während bei 2 ‰ Gefälle keine Zunahme mehr festzustellen ist (B2 und W2). Dies dürfte auf den mit dem Ausbau beseitigten Strömungsimpuls zurückzuführen sein.

Die entstehende Gerinneform im Bereich der Krümmungen ist als schiefer Querschnitt mit mehr oder weniger deutlichem Prallufer, ufernahem Gerinnetiefpunkt (Kolk) und Gleituferbank zu charakterisieren. Dabei ist das Gleitufer in eine breite und flache Uferbank mit noch deutlich davon abgesetzter Uferböschung gegliedert. Mit zunehmendem Abstand von den Einbauten nach unterstrom sind Prallufer und Uferbank weniger ausgeprägt und nimmt die Schiefe der Querschnitte ab. Während das oberstromige Ende der Uferbank meist in die Uferböschung übergeht, ist im mittleren und unteren Bereich der Bank zwischen Bank und Uferböschung eine Rinne ausgebildet, die aber bei niedrigen Wasserständen nicht durchströmt ist (siehe Abb. 4.7 und 4.8). Die Rinne zwischen den Uferbänken und der Uferböschung verlandet während der Versuche mit Geschiebezugabe nach und nach.

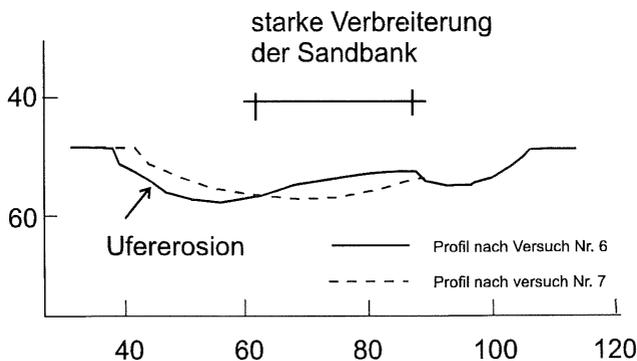


Abbildung 4.7: Vergleich der Querschnitte bei Profil 7 m aus den Versuchen Nr. 6 und 7 ohne und mit Geschiebezugabe; die bei Versuch Nr. 6 nur ansatzweise entstandene Uferbank (gestrichelte Linie) wurde beim Versuch Nr. 7 durch Geschiebeablagerungen weiter erhöht (durchgezogene Linie) und das Prallufer weiter zurückverlagert.

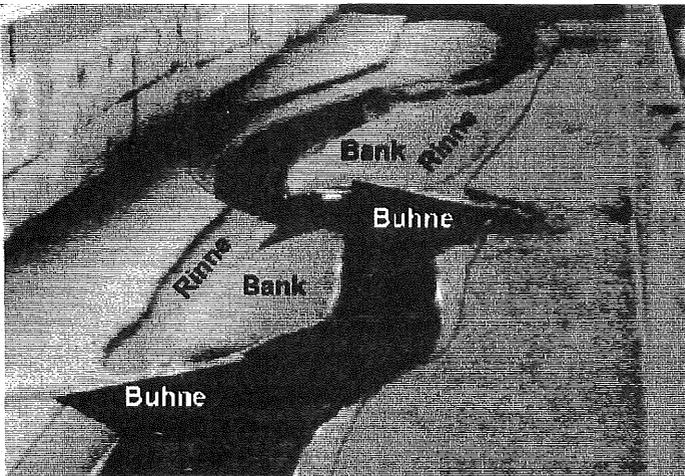


Abbildung 4.8: Gerinne nach Versuch Nr.3; Uferbänke mit zwischen Bank und Ufer verlaufender Rinne kommen bei niedrigem Abfluß zum Vorschein; die wesentlich größere Uferückverlagerung unterhalb der zweiten Buhne ist deutlich erkennbar.

Amplitude von Mäander und Talweg

Da bei den Versuchen nur eine leicht geschwungene Laufform entstanden ist, die einen nur kleinen Windungsgrad um die 1,1 besitzt, ist der Windungsgrad kein geeignetes Maß zur Beurteilung der Laufentwicklung. Es wird deshalb dafür die Laufamplitude herangezogen, die anhand der eingemessenen Querschnitte einfach ermittelt werden kann. Unterschieden wird hierbei die Amplitude des Mäanders und des Talwegs. Die Mäanderamplitude ist dabei als die Summe der Abstände der Uferoberkanten mit den größten Auslenkungen zur Gerinneachse des Ausgangsprofils in zwei aufeinanderfolgenden Krümmungen definiert. Bei den Versuchen mit Wehren wurden dazu allerdings nicht die Querprofile mit der größten Uferückverlagerung in der ersten Krümmung unterhalb der Wehre verwendet, sondern die mit der größten Nähe des Talwegs zum Ufer, da der Talweg direkt unterhalb der Wehre weit vom Ufer entfernt verläuft. Die Amplitude des Talweges ergibt sich sinngemäß aus der Summe der Abstände des Gerinnetiefpunktes mit der größten Auslenkung zweier aufeinanderfolgender Krümmungen. Die Abstände wurden jeweils unterhalb der letzten Einbauten gemessen.

Die entstandenen Amplituden sind für die jeweiligen Versuche in der folgenden Tabelle aufgelistet. Die Amplituden werden vergleichbar, wenn man die Mäanderamplitude um die Gerinnebreite vermindert. Vermindert man die Mäanderamplituden der jeweiligen Versuche nur um die Breite des Ausgangsgerinnes von 50 cm und vergleicht das Ergebnis mit den jeweiligen Amplituden des Talweges, so wird deutlich, daß letztere immer größer sind. Dies ist zwingend, da der Talweg von Krümmung zu Krümmung über die Gerinnemitte hinweg pendelt.

Von der Mäanderamplitude des Versuches Nr. 2 mit 98 cm abgesehen, weisen alle Amplituden der bei 4 ‰ Gefälle durchgeführten Versuche (ohne Ausbau der Einbauten) eine deutlich größere Amplitude auf, als die mit 2 ‰ Gefälle. Dies macht deutlich, daß das Gefälle und somit die Strömungsgeschwindigkeit bei der Effektivität der Einbauten eine große Rolle spielt.

Bei den vergleichbaren Versuchen Nr. 1, 9 und 17 mit nur einer Buhne bzw. einem Wehr ergaben sich Mäanderamplituden von 79, 60 und 93 cm und Talwegamplituden von 41, 24 und 79 cm. Der Vergleich von Versuch 1 und 9, die beide mit 2 ‰ Anfangsgefälle durchgeführt wurden, zeigt eine deutlich geringere Wirkung der wehrartigen Einbauten auf die Gewässermorphologie. Eine mit 93 bzw. 79 cm deutlich größere Amplitude ergibt sich dagegen beim Versuch Nr. 17 mit 4 ‰ Gefälle. Auch bei den Versuchen mit zwei Buhnen (Nr. 2 und 8) und zwei Wehren (Nr. 11 und 14) und unterschiedlichem Gefälle verursachen die Buhnen größere Mäanderamplituden als die Wehre. Bei den Talwegamplituden ist diese Tendenz nicht immer gegeben.

Eine deutliche Zunahme der Amplituden ist bei allen Versuchen mit Einbauten nach erfolgter Geschiebezugabe (ohne Ausbau) festzustellen. Dagegen stagniert die Mäanderamplitude nach Ausbau der Buhnen bei der Versuchsreihe B2 trotz der Geschiebezugabe. Allerdings nimmt die Amplitude des Talweges bei dieser Versuchsreihe nach Ausbau und mit Geschiebezugabe noch deutlich auf 86 cm zu. Dies deutet darauf hin, daß zwar keine laterale Ufererosion an den Außenkrümmungen mehr stattfindet, daß sich aber die Uferbänke noch aufhöhen und den Profiltiefpunkt weiter zum Prallufer hin verlagern, d.h. daß das Profil sich weiter ausformt. Eine gleichsinnige Entwicklung der Amplituden des Mäanders und des Talweges ist dagegen bei der Versuchsserie W3 zu erkennen. Bei W4 dagegen nimmt die Amplitude des Talweges nach Ausbau und Geschiebezugabe von 79 auf 60 cm ab, während die Mäanderamplitude infolge von Ufererosion weiter ansteigt. Die Gewässermorphologie war bei den vorangegangenen Versuchen dieser Serie vermutlich noch nicht so deutlich ausgeprägt worden, daß sich der Talweg auch ohne die Einbauten erhalten konnte.

Tabelle 4.5: Entwicklung der Amplitude des Mäanders und des Talweges der einzelnen Versuche mit gleichen Einbauten aber mit und ohne Geschiebezugabe und nach dem Ausbau der Einbauten

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Nr.	Vers.	ohne G.	mit G.	Ausbau ohne G.	Ausbau mit G.	ohne G.	mit G.	Ausbau ohne G.	Ausbau mit G.	Gefälle [%0]
Mäanderamplitude [cm]					Talwegamplitude [cm]					
	1 B 1	79				41				2
	2-5 B 2	98	110	112	112	50	64	66	86	2
	6-7 B 3	67	87			33	42			2
	8 B 4	139				90				4
	9-10 W 1	60	78			24	45			2
	11-13 W 2	87	89		94	59	61		42	2
	14-16 W 3	95	112		125	63	75		90	4
	17-19 W 4	93	105		112	60	79		60	4

Kolkausbildung

Die Tiefe der entstehenden Kolke war an den Bühnenköpfen und direkt unterhalb der Wehre am größten. Sie ist dort besonders von Interesse, weil sie die Standsicherheit der Einbauten gefährden kann. Die Kolktiefe in den Krümmungen unterhalb sind dagegen ein Maß für die morphologische Ausprägung des Gerinnes.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Kolkiefen nach den jeweils ersten Einbauten und in den Krümmungen nach den letzten Einbauten angegeben. Die Kolktiefe ist hier definiert als der Höhenunterschied des Talwegs im Kolk und im nächsten, stromab gelegenen Hochpunkt (Furt). Die so definierten Kolkiefen sind Relativwerte und geben deshalb nicht die absolute Tiefenlage der Kolke unter dem Sohlenniveau des Anfangsgerinnes an. War kein höher liegender Furt unterhalb des Kolkes mehr festzustellen, so sind keine Kolkiefen angegeben.

Ein Vergleich der Kolkiefen an bzw. direkt unterhalb der Einbauten bei den Versuchen mit den Einbauten und ohne Geschiebezugabe (dritte Spalte) zeigt, von Versuch Nr. 1 abgesehen, eindeutig tiefere Kolke bei den Bühnen als bei den Wehren (siehe Spalte 3). Nur Versuch Nr. 1 fällt aus dem Rahmen. Dort wären ebenfalls tiefere Kolke entstanden, wenn nicht die Sandschicht zu dünn gewesen wäre und deshalb die Betonsohle der Versuchsrinne eine weitere Kolkausbildung verhindert hätte (siehe Abb. 4.6 a).

Tabelle 4.6: Entstandene Kolkiefen der einzelnen Versuche mit gleichen Einbauten aber mit und ohne Geschiebezugabe und nach dem Ausbau der Einbauten

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Nr.	Vers.	ohne G.	mit G.	Ausbau ohne G.	Ausbau mit G.	ohne G.	mit G.	Ausbau ohne G.	Ausbau mit G.	Gefälle [‰]
		Kolkiefe am ersten Einbau [cm]				Kolkiefe in Krümmung unterhalb letztem Einbau [cm]				
1	B 1	5,7				1,5				2
2-5	B 2	13	11,8	4	5,3	1,6		1,2	1,4	2
6-7	B 3	8,4	3			0,7	0,4			2
8	B 4	13,4					0,5			4
9-10	W 1	6,4	6,9			1	2,5			2
11-13	W 2	5,8	5,8		4,5					2
14-16	W 3	5,2	6		4,3	0,4	0,2		0,4	4
17-19	W 4	0,5	1		2	1,1	2		0,4	4

Während bei Versuchen mit Geschiebezugabe die Kolkiefe an den Wehren weitgehend erhalten bleibt, nimmt sie bei den Bühnen deutlich ab (vergl. Spalte 3u.4). Dies ist damit zu erklären, daß der Geschiebetransport an den Bühnen durch den schmalen Kolk am Bühnenkopf hindurch stattfindet, während er bei den Wehren stärker über den Querschnitt verteilt ist (Abb. 4.9).

Der Kolk am Bühnenkopf bei Versuch Nr. 6 besitzt eine geringere Tiefe als die Kolke bei Versuch Nr. 2 und 8. Dies liegt daran, daß bei diesem Versuch Bühnen aus Steinschüttungen eingebaut waren, die im Gegensatz zu den Bühnen aus Holzbrettern in den beiden anderen

Versuchen nicht so "scharfkantig" waren, und der Bühnenkopf zudem eine Neigung besaß. Dies war auch mit die Ursache der starken Verringerung der Kolkentiefe bei Geschiebezugabe. Nach dem Ausbau der Bühnen bzw. Wehre stellen sich dann vergleichbare Kolkstiefen bei Wehren und Bühnen ein (siehe Spalte 6).

Die Tiefen der Krümmungskolke unterstrom der Bauwerke betragen nur noch einen Bruchteil der Bauwerkskolke (vergleiche Spalte 3 und 7 bzw. 4 und 8). Signifikante Unterschiede bei den Tiefen der Krümmungskolke zwischen den einzelnen Versuchen können nicht festgestellt oder bestimmten Ursachen zugeordnet werden.

Bei den starren Einbauten waren im Gegensatz zu den Einbauten, die aus Schottersteinen hergestellt waren (Versuchsreihe B3 und W4), des öfteren Unterspülungen an den Bühnen und Wehren zu beobachten, die bei den Wehren durch Zugabe von Kies beseitigt wurden. Dies macht deutlich, daß, z.B. bei der Verwendung von Baumstämmen als Wehr auf eine gute Einbindung in die Gewässersohle, u.U. mit Hinterfüllung von grobem Geschiebematerial geachtet werden muß. Nur damit kann die Wirkung der Einbauten auf längere Zeit gewährleistet werden.

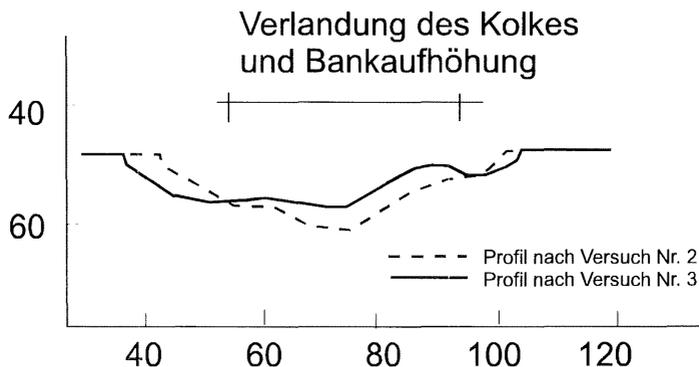


Abbildung 4.9: Verlandung des Kolkes bzw. Verringerung der Kolkentiefe direkt unterhalb der obersten Bühne nach Geschiebezugabe, wobei neben dem dominierenden Mittenkolk ein zweiter Kolk am Prallufer entsteht (Profil 7,2 m im Versuch Nr. 2 und 3)

Hervorgehoben werden muß hier noch die unterschiedliche Kolk- und somit Profilform, die direkt unterhalb von Bühnen und Wehren entsteht (siehe Abb. 4.11). Wie in Abbildung 4.9 erkennbar ist, entstehen nach Geschiebezugabe direkt unterhalb der Bühnen oft zwei nebeneinander liegende Kolke. Der meist tiefere Kolk befindet sich in Verlängerung des Bühnenkopfes und ein Zweiter am Prallufer, der sich weit ins Unterwasser erstreckt und als Krümmungskolk bezeichnet werden kann. Während dieser zweite Kolk ohne Geschiebezugabe an der obersten von zwei Bühnen nicht vorhanden oder kaum ausgeprägt ist (siehe Abb. 4.11 a), ist er an der nachfolgenden Bühne immer deutlich festzustellen. Dieser zweite ufernahe Kolk unterstützt stark die Ufererosion, weshalb die Maänderamplitude der Krümmung unterhalb der zweiten

Buhne deutlich größer ist als die der Krümmung unterhalb der ersten Buhne (Abb. 4.11 a). Erklären läßt sich dies mit dem von der oberen Buhne ausgehenden Impuls, der an der zweiten Buhne noch wirksam ist - deshalb den zweiten ufernahen Kolk ausbildet - und von dieser dann verstärkt wird. Zudem dürfte die Entstehung des zweiten Kolkes durch das am ersten Kolk mobilisierte Geschiebematerial unterstützt werden. Für die Praxis kann daraus geschlossen werden, daß zwei direkt hintereinander und wechselseitig angeordnete, buhnenartige Einbauten einen sehr starken Impuls zur Laufentwicklung ausüben.

Bei den Wehren sind die Kolke dagegen anders ausgebildet: Der Kolk verläuft dort parallel zum Wehrrücken und direkt unterhalb des Wehres (siehe Abb. 4.11 b). Die Gerinnesohle steigt dort zum Ufer hin nur allmählich an, weshalb das Ufer direkt unterhalb des Wehres - trotz seiner großen Rückverlagerung - nicht als Prallufer bezeichnet werden kann. Die Strömungsverhältnisse im Foto (Abb. 4.10) zeigen dies. Wie in Abbildung 4.11 b ebenfalls zu erkennen ist, entsteht unter dem Bauwerkskolk eine über die gesamte Sohlbreite reichende Bank, die danach erst in einen relativ schwach ausgeprägten Krümmungskolk übergeht.

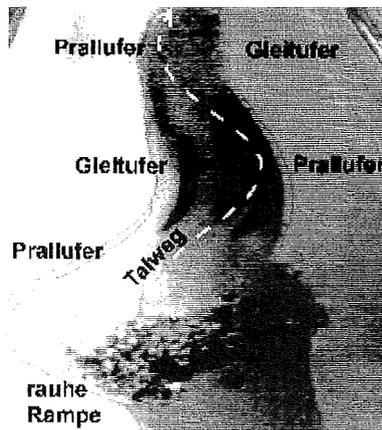


Abbildung 4.10: Kolkausbildung und Strömungsverhältnisse bei Versuch Nr. 17; das sehr stark zurückverlagerte linke Ufer unterhalb des Wehres besitzt keinen ufernahen Kolk.

Es kann daraus geschlossen werden, daß Wehre einen deutlich geringeren Impuls zur Laufentwicklung geben als Buhnen. Eine Verstärkung der Wirkung durch gleichsinnig hintereinander liegende Wehre ist ebenfalls nicht zu erkennen, da die Uferrückverlagerung direkt unterhalb des oberen und unteren Wehres nahezu gleich groß war (siehe Abb. 4.11 b).

Wie Versuch Nr. 15 gezeigt hat, besteht bei relativ hohem Gefälle und Geschiebetransport am unteren von zwei Wehren die Gefahr, daß es mit dem am oberen Wehr durch Ufer- und Sohl-erosion mobilisierten Geschiebe überdeckt wird und somit seine Wirkung nahezu völlig verlieren kann.

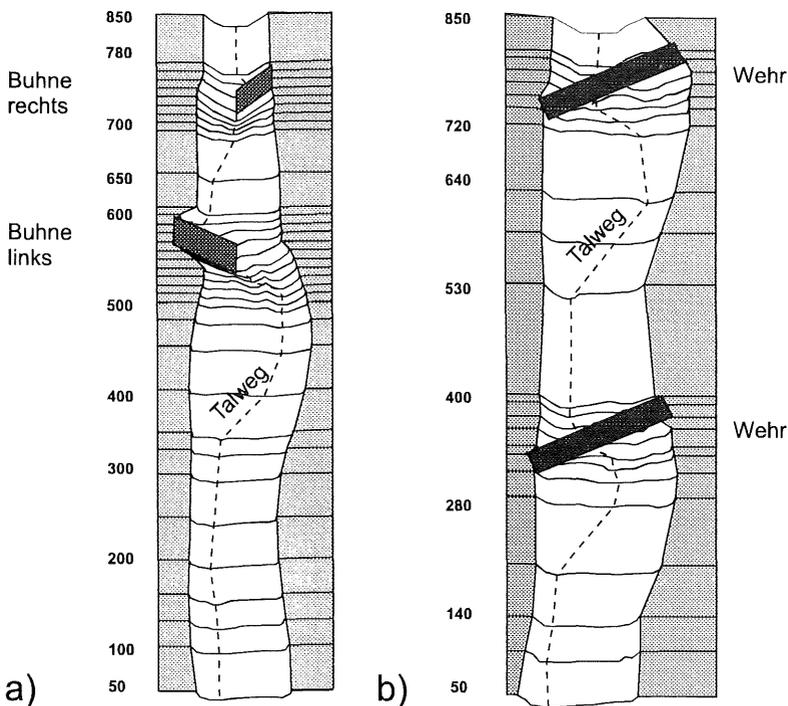


Abbildung 4.11: Lageplan und 3D Darstellung der Gerinnemorphologie von Versuch Nr. 2 (a) und Nr. 11 (b)

Übertragbarkeit der Ergebnisse

Bei den Versuchen haben sich vergleichbare Lauf- und Bankformen gebildet, wie z.B. bei den Versuchen von *Ackers* (1982). Sie weichen aber bezüglich der Bankformen und der Kompaktheit der Querschnitte von Versuchen ab, die mit Zugabe von bindigen Materialien (*Schumm & Kahn* 1972) oder mit geschichteten Ufern (bindiges Material über Sand; *Desheng & Schumm* 1987) durchgeführt wurden. Diese Versuche ergaben kompaktere Profile mit homogeneren Übergängen von den Uferbänken zu den angrenzenden Uferböschungen.

In der Natur bestehen die Ufermaterialien alluvialer Gewässer oft aus deutlich feinerem Substrat mit bindigen Anteilen. Die Ufererosion wird dort relativ langsam vonstatten gehen und es wird nur ein Teil des erodierten Materials zu einem erhöhten Geschiebetransport und somit zur Ausbildung von Bänken beitragen.

Das Modellgerinne kann am ehesten mit Kiesbächen oder Kiesflüssen im Hügel- und Bergland (2 bzw. 4 ‰ Gefälle) verglichen werden, deren Ufermaterial dem der Sohle vergleichbar ist und deren Ufer nur spärlich durch Vegetation stabilisiert sind.

Für einen Größenvergleich der Korngröße des Geschiebes im Modellgerinne und in Bächen in der Natur, kann die gewählte Korngröße des Sandbettes proportional mit der Bettgröße hochgerechnet werden. Dies ist näherungsweise erlaubt, da die Kornreynoldszahl der Versuche mit ca. 30 sich dem Bereich nähert, wo die für den Bewegungsbeginn maßgebende dimensionslose kritische Schubspannung konstante Werte annimmt. Geht man davon aus, daß die bei den Versuchen vorhandene mittlere Wassertiefe von 3 cm dem bordvollen Abflußzustand entspräche, und ginge man in der Natur von einer Bettiefe von 50 cm (mittlerer Bach) bzw. 100 cm (kleiner Fluß) aus, dann ergäben sich mittlere Korngrößen in der Natur von 17 bzw. 33 mm (mittlerer Kies). Die Breiten vergleichbarer natürlicher Gewässer lägen danach zwischen 9 und 17 m bzw. 18 und 33 m. Dabei ist zu beachten, daß sich bei bindigen Ufermaterialien und durchwurzelten Ufern kleinere Breiten als bei einem homogenen, lockeren Kiesbett ausbilden werden.

4.2.2.3 Erkenntnisse für die Anwendung strömungsablenkender Einbauten bei der Gewässerentwicklung

Folgende Erkenntnisse können aus den Versuchsergebnissen bzw. aus den Beobachtungen während der Versuche für die mit strömungsablenkenden Einbauten initiierte Laufentwicklung begradigter Gewässer abgeleitet werden:

- Anhand der Abstände der entstehenden Furten und Uferbänke unterhalb der Einbauten kann annähernd die naturgemäße Wellenlänge eines Gewässerlaufes abgeschätzt werden.
- Um die Einbauten in einem für das Gewässer adäquaten Abstand herzustellen, d.h. daß ihre Wirkung der naturgemäßen Laufform nicht widerspricht, sollte zuerst nur ein strömungsablenkendes Element eingebaut werden. Zeigt sich, daß nach unterstrom der Impuls zur Laufentwicklung stark abnimmt, kann anhand der entstehenden Furten und Uferbänke der adäquate Standort weiterer Einbauten festgelegt werden. Dabei sind Wehre an den entstandenen Furten und Buhnen in der Mitte der entstandenen Uferbänke einzubauen.
- Sofern die Unterschicht der Gewässersohle und das Ufer aus geschiebeähnlichem Material besteht, geht von der direkt unterhalb der Einbauten initiierten Ufer- und Sohlerosion (Kolkbildung) ein erhöhter Geschiebetransport aus. Das Geschiebe lagert sich hauptsächlich in Form von wechselseitigen Uferbänken ab, was die wesentliche Ursache für die wechselseitige Ufererosion und somit Laufentwicklung ist.
- Ist bei Hochwasser ein Geschiebeeintrag von oberstrom vorhanden, so werden die infolge der Einbauten entstandenen Uferbänke sich weiter aufhöhen, die Strömung ans gegenüberliegende Ufer verlagern und somit die Laufentwicklung lateral und stromabwärts in Gang halten.
- Buhnenartige Einbauten fördern die Laufentwicklung effektiver als wehrartige Einbauten. Der Einbau von Buhnen sollte deshalb dem von Wehren vorgezogen werden, wenn nicht bereits Wehre bzw. Abstürze vorhanden sind. Zur Beseitigung solcher "Wanderhindernisse"

könnten diese so umgestaltet werden, daß sie eine Strömungsablenkung in Richtung Ufer verursachen.

- Während sich die Wirkung hintereinander liegender Buhnen im Vergleich zur Einzelbuhne erhöht, wird die Wirkung nahe beieinander liegender wehrartiger Einbauten infolge Rückstau und Geschiebetransport im Vergleich zu der eines einzelnen Wehres vermindert. Wehrartige Einbauten sollten deshalb nur in größeren Abständen von mehreren Wellenlängen eingebaut werden.
- Können Buhnen nicht so hoch ausgeführt werden, daß sie nur selten überströmt werden, dann sollten sie nach oberstrom abgewinkelt eingebaut werden. Andernfalls entstehen bei der Überströmung der Buhne Strömungsimpulse, die der Laufentwicklung entgegenwirken.
- Wehre sollten nicht in einem kleineren Winkel als 45° zur Flußachse eingebaut werden, da sonst die Ufererosion zu nahe am Wehr stattfindet und eine harmonische Laufentwicklung nicht entsteht.
- Wehre und Buhnen müssen ausreichend weit ins Ufer und in die Sohle eingebunden werden, um eine Um- oder Unterläufigkeit infolge von Ufer- bzw. Sohlerosion am Bauwerk zu verhindern. Insbesondere an wehrartigen Einbauten ist, infolge der am Wehrrücken beschleunigten Strömung, eine starke beidseitige Ufererosion festzustellen. Da mit zunehmender Überfallbreite der Strömungsimpuls stark abnimmt, sollte eine Vergrößerung der Überfallbreite über die Bettbreite hinaus durch entsprechende Ufersicherungen verhindert werden. Beim Einsatz von Baumstämmen zur Herstellung einer Buhne oder eines Wehres ist eine entstehende Unterläufigkeit durch die Schüttung von Grobkies oder Steinen insbesondere oberhalb des eingebauten Stammes zu unterbinden.
- Ein Ausbau strömungsablenkender Einbauten sollte erst dann geschehen, wenn sich die Bänke unterhalb ausreichend aufgehöhht und u.U. vegetativ stabilisiert haben. Andernfalls besteht die Gefahr, daß nach dem Ausbau - wenn der Strömungsimpuls nicht mehr vorhanden ist - die Bänke wieder abgetragen werden und der Lauf sich wieder streckt. Dies ist insbesondere bei geschiebearmen Fließgewässern zu befürchten.

4.3 Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässers bezüglich der Laufentwicklung

Grundsätzlich sind an allen ausgebauten Gewässern alle Renaturierungsmethoden anwendbar. Dennoch sollte anhand der gewässerspezifischen Entwicklungsfreudigkeit eine fachlich begründete Entscheidung getroffen werden, welche Methode dem jeweiligen Gewässer gerecht wird. Die dazu erforderlichen Erfahrungen sind noch sehr gering. Es ist deshalb dringend erforderlich, die Rückentwicklungszeiträume unterschiedlicher Gewässertypen zu ermitteln und ihren Ursachen zuzuordnen, um künftige Entscheidungen auf eine gesichertere Grundlage stellen zu können. Die hier vorgeschlagene Beurteilungsweise kann nur grobe Anhaltswerte liefern und ergibt sich aus den in Kapitel 2 bis 4 gewonnenen allgemeinen Erkenntnissen.

Die wesentlichen Kriterien, die zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit bezüglich der Laufentwicklung und somit zur Wahl der Renaturierungsmethode herangezogen werden können, sind

- ♦ die breitenspezifische Strömungsleistung,
- ♦ die Abflußdynamik, die insbesondere bei kleinen Gewässern durch die Belastung durch Siedlungsabflüsse erhöht sein kann,
- ♦ die Erosionsresistenz des Ufermaterials, die durch die Bodenart, ihre Lagerungsdichte und die vorhandene Durchwurzelung charakterisiert ist und durch die Frosteinwirkung beeinflusst sein kann,
- ♦ der Feststofftransport, der durch Bankbildung die Laufentwicklung fördern kann.

Da eine Gewichtung der einzelnen Kriterien für eine Gesamtbewertung bei heutigem Kenntnisstand nur schwer möglich ist, muß auf eine skalare Bewertung aller Parameter vorerst verzichtet werden: Einige Parameter, wie beispielsweise die Strömungsleistung, könnten skalar bewertet werden, andere aber, wie der Feststofftransport, lassen dies, zumindest bei der hier vorgeschlagenen Beurteilungsweise, nicht zu.

Zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit wird hier folgendes einfache Bewertungsverfahren vorgeschlagen: Je nach Ausprägung der einzelnen Kriterien werden keine oder entsprechend viele Bonuspunkte vergeben, deren Summe dann über die Entwicklungsfreudigkeit des Gewässers Auskunft gibt. Anhand der Gesamtpunktzahl wird dann eine bestimmte Renaturierungsmethode favorisiert. Die Grundlagen der Bewertung und die zu vergebende Punktzahl der jeweiligen Kriterien wird im folgenden Kapitel erläutert.

4.3.1 Kriterien und deren Bewertungsgrundlage

Strömungsleistung

Die Strömungsleistung ist ein Maß für die erosiven Strömungskräfte und somit für die Kompetenz eines Gewässers, Ufer zu erodieren und den Gewässerlauf zu verlagern. Da die

Strömungsleistung nach Gleichung 3.2 von der Abflußgröße abhängt, muß ein maßgebender bzw. bettbildender Abfluß definiert werden. Da der bettbildende Abfluß naturnaher Gewässer meist dem mittleren Hochwasserabfluß (MHQ) nahekommt und dieser, als einer der Hauptwerte der Pegeldata, leicht verfügbar ist und mittels Regionalisierungsverfahren auf Gewässerabschnitte übertragen werden kann (siehe Kap. 2.1.2), soll der MHQ zur Berechnung der Strömungsleistung verwendet werden.

Das Gefälle und die Breite sind Größen, die sich bei der Gewässerentwicklung verändern können. Die mit Gleichung 3.2 errechnete Strömungsleistung verändert sich deshalb mit der Laufentwicklung und wird sich mit zunehmendem Windungsgrad (d.h. kleiner werdendem Gefälle) und breiter werdendem Gewässer verringern. Sie ist folglich vom Zeitpunkt der Datenerhebung abhängig. Die Strömungsleistung verändert sich dabei aber i.d.R. nicht so gravierend, daß die Gewässer nach der Entwicklung einer anderen Strömungsleistungs-Klasse angehören würden.

Bei der Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit wird - in Anlehnung an die Ergebnisse von *Brookes* (1987 b) - bei einer Strömungsleistung von weniger als 10 W/m^2 die Strömungsleistung als nicht maßgebend angenommen, bei einer von 10 bis kleiner gleich 35 W/m^2 wird ein Bonuspunkt, bei einer zwischen 35 und kleiner gleich 100 W/m^2 werden zwei Bonuspunkte und bei mehr als 100 W/m^2 drei Bonuspunkte in Tabelle 4.9 angerechnet.

Abflußdynamik

Bei der Laufentwicklung von Gewässern interessiert hauptsächlich die spezifische Abflußdynamik im Bereich der Abflüsse, die die Größenordnung der mittleren Hochwasserabflüsse besitzen. Geeignete Maßzahlen, die diese Abflußdynamik im Hinblick auf die Gewässerentwicklung beschreiben, müßten die Häufigkeit und Dauer der Hochwasserereignisse und die relative Größe der Hochwasserspitzen im Vergleich zu mittleren Abflüssen sowie die Steilheit der Hochwasserwelle, d.h. die Geschwindigkeit der Abflußzunahme und -abnahme, charakterisieren. Zudem müßten die maßgeblichen Hochwasser über einem gewissen Schwellenwert liegen, ab dem merkliche Erosionserscheinungen einsetzen. Entsprechende Maßzahlen liegen bisher nicht vor und müssen noch wissenschaftlich fundiert entwickelt werden.

Da der mittlere Hochwasserabfluß bereits bei der Berechnung der Strömungsleistung eingeht, wird die relative Größe des Hochwasserabflusses zum Gewässerbett bereits berücksichtigt. Unter dem Aspekt Abflußdynamik soll hier - in Ermangelung geeigneter Maßzahlen - nur folgender, einfach zu ermittelnder Sachverhalt in die Beurteilung eingehen: Bekannt ist, daß Siedlungsabflüsse das Abflußregime eines Gewässers stark verändern können. Während diese zusätzlichen Abflüsse bei seltenen und länger andauernden Hochwasserereignissen eine untergeordnete Rolle spielen, weil der Abflußbeiwert des unbebauten Einzugsgebietsteiles sich dem des bebauten annähert, werden sie bei häufigen Ereignissen bedeutsam. Insbesondere in trockenen Jahreszeiten, in denen bei kurzen Starkniederschlägen die Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet

gering bleiben, können Siedlungsabflüsse kleine, kurze Hochwasserwellen verursachen, die natürlicherweise nicht auftreten würden. Als Einzelereignis sind diese für die Gewässerentwicklung zwar nicht so bedeutend wie lang anhaltende Abflußereignisse mit gleicher Abflußspitze aus dem natürlichen Einzugsgebiet, sie können aber - wegen ihrer größeren Häufigkeit - die Laufentwicklung durchaus fördern. Ihre Wirkung ist aber nur im Nahbereich unterhalb der Siedlungen maßgebend, da die Hochwasserwelle aus der Siedlung i.d.R. eine geringe Fülle besitzt, weshalb ihre Abflußspitze sich durch die Retentionswirkung des Gerinnes stromabwärts schnell vermindert.

Um die Wirkung von Siedlungsabflüssen bei der Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässers zu berücksichtigen, soll hier der versiegelte Anteil des Einzugsgebietes folgendermaßen, ohne weitere Untermauerung, berücksichtigt werden: Bei einem Siedlungsflächenanteil von kleiner 5 % wird davon ausgegangen, daß die Siedlungsabflüsse sich nicht merklich auswirken. Bei einem Anteil zwischen 5 und 25 % wird der zu beurteilenden Projektstrecke ein Bonuspunkt und bei einem Anteil von größer 25 % zwei Bonuspunkte zuerkannt.

Da i.d.R. nur bei relativ kleinen Einzugsgebieten ein Anteil der Siedlungsflächen von mehr als 5% zu erwarten ist, wird dieser Aspekt vorwiegend bei kleinen Gewässern ausschlaggebend für deren Entwicklungsfreudigkeit sein, sofern keine Rückhaltebecken zur Dämpfung der Siedlungsabflüsse gebaut werden können oder sollen.

Erosionsresistenz des Ufermaterials

Ufer können vereinfachend in kohäsive, nicht kohäsive und geschichtete Ufer (kohäsive Schichten über kohäsionslosen oder umgekehrt) unterteilt werden. Wie bereits in Kapitel 4.1.1 ausgeführt wurde, sind kohäsive Ufermaterialien sehr erosionsresistent. Bei lehmigen und tonigen Ufermaterialien dominiert u.U. die Verwitterung insbesondere infolge von Frost den Erosionsprozess gegenüber dem reinen Strömungsangriff. Ufermaterialien aus Sand und Kies sind dagegen relativ leicht erodierbar, wenn sie nicht durch Wurzelgeflechte zusammengehalten werden.

Um den Aufwand zur Bestimmung und Bewertung der Ufermaterialien gering zu halten, können einfache Feldmethoden zur Anwendung kommen (s. z.B. *Schlichting & Blume* 1966; *Arbeitsgruppe Bodenkunde* 1982). Nach Durchführung entsprechender Felduntersuchungen ergibt sich die entsprechende Bodenart. Schluff, sandiger Schluff, schluffiger Sand, Sand und Kies sind als nicht kohäsives Ufermaterial einzustufen, während die übrigen Ufermaterialien als kohäsiv anzusehen sind.

Da die Stabilität des Ufermaterials nicht nur von der Bodenart, sondern auch von der Lagerungsdichte abhängt, sollte auch diese erfaßt werden. Sie kann ebenfalls durch einfache Feldmethoden oder durch Laboranalysen ermittelt werden. Die Lagerungsdichte ist je nach der Bodenart unterschiedlich zu beurteilen. Unterschieden werden die Klassen der Lagerungsdichte in sehr dicht, dicht, mäßig dicht, gering und sehr gering (siehe Tab. 4.7).

Tabelle 4.7: Klassifizierung der Lagerungsdichte in Abhängigkeit vom Ufermaterial und dessen spezifischem Gewicht

Klasseneinteilung der Lagerungsdichte	spezifisches Gewicht des Ufermaterials (g/cm ³)		
	Sand, Schluff	Lehm	Ton
sehr dicht	> 1,9	> 1,8	> 1,6
dicht	1,8	1,6	1,4
mäßig dicht	1,6	1,4	1,2
gering	1,4	1,2	1
sehr gering	1,2	< 1,0	-

Kohäsionslose Ufermaterialien: Kohäsionslose Ufer bestehen zum größten Teil aus nicht aggregierten Einzelteilen der Sand- und Kiesfraktion. Das heißt nicht, daß keine Schluff- und Tonanteile vorhanden sind. Sie üben lediglich keinen zusammenhaltenden Einfluß auf den Bodenverband aus. Es liegt deshalb i.d.R. ein Einzelkorngefüge vor.

Je dichter die Lagerung (je geringer das Porenvolumen) desto erosionsresistenter ist das Ufer. Um diesen Sachverhalt in die Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit eingehen zu lassen, werden bei weitgehend kohäsionslosem Ufermaterial und sehr geringer bis mäßiger Lagerungsdichte drei Bonuspunkte und bei dichter und sehr dichter Lagerung zwei Bonuspunkte in Tabelle 4.9 angesetzt. Da bei einer entsprechenden Durchwurzelung das kohäsionslose Ufermaterial erosionsresistenter wird, wird bei starker bis extrem starker Durchwurzelung kein Bonuspunkt und bei keiner bis schwacher Durchwurzelung ein Bonuspunkt vergeben.

Kohäsive Ufermaterialien: Zur Charakterisierung der Erosionsresistenz kohäsiver Materialien kann neben der Lagerungsdichte auch die Porenzahl als geeignetes Maß herangezogen werden, über die sich eine kritische Schubspannung für den Erosionsbeginn ermittelt läßt (DIN 19661 T2; Zimmermann 1992). Da die Resultate je nach Ansatz aber stark variieren, können damit nur wenig präzise Aussagen gemacht werden, insbesondere wenn man berücksichtigt, daß selbst ein biologischer Oberflächenfilm die Erodierbarkeit noch um ein Vielfaches verringern kann.

Bei der Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit wird deshalb sehr vereinfachend davon ausgegangen, daß kohäsive Ufermaterialien generell sehr widerstandsfähig sind. Nur bei sehr geringer Lagerungsdichte (siehe Tab. 4.7) wird in Tabelle 4.9 ein Bonuspunkt angesetzt, andernfalls wird keiner vergeben. Die **Durchwurzelung** des Ufers wird bei kohäsiven Böden als nicht stabilisierend angesehen, da die Korngrößen des kohäsiven Materials wesentlich kleiner als die Feinwurzeln sind.

Bei der temperaturbedingten Verwitterung kohäsiver Ufermaterialien ist insbesondere der **Frosteinfluß** von Bedeutung (siehe Kapitel 4.1.1). Die Frosterosion kann deshalb - insbesondere bei kleinen Gewässern mit geringer Strömungsleistung - die maßgebliche Ursache der Uferverlagerung und somit der Laufentwicklung sein. Die Frostverwitterung ist an kreuz und

quer verlaufenden Rissen auf der Oberfläche der Lehmabstürzungen, deren Abstände und Tiefen im Zentimeterbereich liegen, zu erkennen.

Bei an steinig-kiesigem Geschiebematerial armen Gewässern mit kohäsivem Ufermaterial kann beobachtet werden, daß die durch Frost von der Uferoberfläche abgesprengten Aggregate, deren Durchmesser im Zentimeterbereich liegt, als Geschiebematerial auf der Sohle transportiert werden und u.U. Bänke und Riffel bilden (eigene Beobachtung). Die Frosteinwirkung ist deshalb möglicherweise strukturfördernd, auch wenn die Lehmteilchen nach relativ kurzer Wegstrecke auf der Gewässersohle zerrieben werden.

Während in tiefen Lagen und klimatisch milden Regionen die Zahl der Frosttage gering ist, steigen sie mit zunehmender Höhenlage und Exposition des Tales an. In Klima-Atlanten der Länder sind die Bereiche nach ihren mittleren jährlichen Frosttagen unterschieden. Um die unterstützende Wirkung der Frostverwitterung bei Gewässern mit bindigen Ufermaterialien zu berücksichtigen, sollen die mittleren jährlichen Frosttage des Gebietes, in dem das Gewässer liegt, eingehen. Dabei sollen zwei Klassen unterschieden werden: Bereiche mit größer und gleich 120 Frosttagen im Jahr und Bereiche mit kleiner 120 Frosttagen im Jahr. Gewässer die im Bereich mit 120 Frosttagen und mehr liegen, erhalten in Tabelle 4.9 einen Bonuspunkt.

Diese Unterscheidung ist nur aus wenigen Beobachtungen abgeleitet und deshalb nicht ausreichend abgesichert. Das Vorhandensein der Frostverwitterung an zu beurteilenden Gewässern sollte deshalb immer dokumentiert werden, um künftig die oben vorgenommene grobe Einteilung präzisieren zu können.

Geschichtete Ufer: Die Eigenschaften geschichteter Ufer sind vergleichbar denen ihrer verschiedenen Einzelkomponenten. Es sind zwei Idealzustände zu unterscheiden:

- ♦ kohäsive über nicht kohäsiver Schicht
- ♦ nicht kohäsive über kohäsiver Schicht

Diese Abfolge kann sich grundsätzlich auch mehrmals wiederholen. In der Natur sind allerdings die Übergänge von Schicht zu Schicht oft fließend und auch entlang eines Gewässerabschnittes wechseln die Verhältnisse.

Je nach Schichtanordnung ergeben sich folgende Konsequenzen: Im ersten Fall ist die untenliegende, bis auf das Sohlniveau herabreichende kohäsionslose Schicht leichter erodierbar als die darüberliegende kohäsive Schicht, weshalb eine Uferunterschneidung möglich ist. Im zweiten Fall liegt die erosionsresistentere kohäsive Schicht im Bereich des Mittelwasserspiegels, weshalb eine Unterschneidung der Böschung nur bei sehr weichen Materialien stattfinden kann. Dagegen wird u.U. bei Hochwasserereignissen die kohäsionslose Deckschicht erodiert. Im ersten Fall ist deshalb nur die leichter erodierbare Unterschicht zu beurteilen, da diese den Erosionsprozeß kontrolliert, während im zweiten Fall beide Schichten von Interesse sind.

Ufersicherungen: Ufersicherungen aus gesetztem Steinwerk oder Steinschüttungen aus entsprechend großen Flußbausteinen oder Steinblöcken können grundsätzlich als nicht erodierbar angesehen werden und müssen deshalb, bei zulässiger Strukturentwicklung, beseitigt werden. Eine Beurteilung ihrer Erodierbarkeit kann deshalb unterbleiben. Solche Ufersicherungen werden hier bei der Bewertung der Entwicklungsfreudigkeit nicht berücksichtigt.

Feststofftransport

Aus dem Vorhandensein von Geschiebe und seinem Deckungsgrad der Sohle läßt sich schließen, ob ein Geschiebedefizit oder annähernd ein Geschiebegleichgewicht vorhanden ist und ob künftig, bei größerer Bettbreite und beginnender Laufentwicklung, eine Bankbildung möglich wird, die die Laufverlagerung unterstützen kann. In Tabelle 4.8 sind die visuell feststellbaren Geschiebeverhältnisse und die daraus zu ziehenden Schlüsse aufgelistet.

Bezüglich der Entwicklungsfreudigkeit ist insbesondere zu unterscheiden, ob Bänke bereits vorhanden sind, ob sie sich erst mit großer Wahrscheinlichkeit bei ausreichender Bettbreite und Ufererosion ausbilden können oder ob eine die Laufentwicklung unterstützende Bankbildung nicht zu erwarten ist. Besteht das Ufermaterial zumindest im unteren Bereich teilweise oder gänzlich aus Materialien, die nach ihrer Erosion nicht als Schwebstoffe, sondern als Geschiebe weitertransportiert werden, dann werden bei der Laufentwicklung zudem die Ufer als Geschiebequellen dienen. Auch wenn das Gewässer im Zustand mit gesicherten Ufern keine deutlichen Geschiebeablagerungen aufweist, sind diese bei entsprechenden Ufermaterialien mit der Uferückverlagerung zu erwarten.

Zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit werden Bonuspunkte folgendermaßen vergeben: Drei Bonuspunkte werden vergeben, wenn im Gewässerlauf eine deutliche Uferbankbildung vorhanden ist. Zwei Punkte erhält ein Gewässer mit Ufern, die als Geschiebequellen dienen, auch wenn im Zustand ohne Ufererosion Geschiebedefizit vorhanden ist. Ebenfalls zwei Punkte ergeben sich bei einer völlig mit Geschiebe bedeckten Sohle, sofern die Sohlbreite des Gewässers deutlich zu klein ist und nach einer ausreichenden Breitenentwicklung mit einer Bankbildung gerechnet werden kann. Ist dagegen eine natürliche Sohlbreite vorhanden, ohne daß Uferbänke zu erkennen sind, dann wird nur ein Bonuspunkt vergeben, da sich, nachdem leichte Krümmungen entstanden sind, zumindest Gleituferbänke ausbilden werden.

Ebenfalls einen Bonuspunkt erhält eine vorhandene Deckschicht, wenn deren kritische Schubspannung kleiner als die bei einem mittleren Hochwasser auftretende Schubspannung ist. Es ist dann zu erwarten, daß die Deckschicht nahezu jährlich aufreißt und ein deutlicher Geschiebetransport einsetzt. Ist die kritische Schubspannung dagegen deutlich größer als die beim MHQ auftretende, dann wird dem Geschiebe keine die Laufentwicklung fördernde Wirkung zuerkannt, da ein Aufreißen der Deckschicht nur selten zu erwarten ist. Das gleiche gilt, wenn kein Geschiebe oder nur ansatzweise Geschiebe festzustellen ist, das nur in schmalen Geschieberinnen transportiert wird oder nur in sehr strömungsarmen Bereichen zu finden ist.

Tabelle 4.8: Schlußfolgerungen aus den Geschiebeverhältnissen und Ufermaterialien

Feststellung	Schlußfolgerung
Geschiebe bedeckt ganze Sohle und bildet Ufer- oder Mittenbänke	Geschiebegleichgewicht oder Geschiebeüberschuß vorhanden; Laufentwicklung wird gefördert; keine Tiefenerosionstendenz
Geschiebe bedeckt die gesamte Sohle flächenhaft, wobei keine dominierenden Ufer- oder Mittenbänke ausgebildet sind	Geschiebegleichgewicht oder Geschiebeüberschuß vorhanden; Bankbildung bei größerer Gewässerbreite und Laufentwicklung wahrscheinlich; keine Tiefenerosionstendenz
eine größere Sohlendeckschicht ist ausgebildet	Geschiebedefizit und latente Tiefenerosion; Bankbildung u.U. erst bei größeren Hochwasserereignissen möglich, wenn Deckschicht aufreißt
Sediment bedeckt Sohle nur in strömungsarmen Bereichen	Geschiebemangel; Bankbildung unwahrscheinlich
Geschiebe nur in schmalen Transportrinnen des lehmigen Untergrundes	Geschiebemangel; Bankbildung unwahrscheinlich; Tiefenerosion durch schleifende Wirkung bei Geschiebetransport
Ufer bestehen aus dem Geschiebe vergleichbaren Materialien; wenig Geschiebe vorhanden oder eine größere Deckschicht ist ausgebildet	Geschiebemangel wird durch Ufererosion bei der Laufentwicklung verringert oder kompensiert, so daß Bankbildung wahrscheinlich ist.

Zur Beurteilung der Deckschicht und ihrem Verhalten bei mittlerem Hochwasser muß deren maßgebender Korndurchmesser und mittels Wasserspiegelberechnung die beim MHQ auftretende Schubspannung ermittelt bzw. berechnet werden. Die kritischen Schubspannungen der Deckschicht sind mit einschlägigen Methoden (*Jäggi 1979; Dittrich 1998*) mit der maßgebenden Korngröße zu errechnen und der Schubspannung beim MHQ gegenüberzustellen.

4.3.2 Entwicklungsfreudigkeit und Wahl der Renaturierungsmethode

In Tabelle 4.9 sind die oben aufgeführten Bewertungskriterien mit ihren Einzelparametern aufgeführt. Nach Addition der vergebenen Punkte kann aus der Gesamtpunktzahl auf die Entwicklungsfreudigkeit geschlossen werden. Die mögliche Gesamtpunktzahl schwankt zwischen minimal 0 und maximal 12 Punkten. Je höher die erreichte Punktzahl ist, desto schneller wird das Gewässer wieder einen naturnahen Zustand erreichen.

Folgende vorläufige Empfehlung wird für die Wahl der Renaturierungsmethode entsprechend der nach Tabelle 4.9 erreichten Punktzahl gegeben:

- ♦ Eigendynamische Rückentwicklung mit Steuerung der Entwicklung bei mehr als 8 Punkten
- ♦ Eigendynamische Rückentwicklung mit starken, impulsgebenden Maßnahmen bei 5 bis einschließlich 7 Punkten
- ♦ Umgestaltung des Gewässerlaufes bei 0 bis einschließlich 4 Punkten.

Tabelle 4.9: Bewertungsschema zur Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit eines Gewässers mit einer beispielhaften Bewertung des Kraichbaches (Kraichgau; Baden-Württemberg)

Kriterien	Randbedingungen	Parameter	Beurteilung der Parameter	mögl. Punktzahl	Kraichbach Oberlauf	Kraichbach Unterlauf	
Strömungskräfte		Strömungsleistung (siehe Gleichung 3.2)	>100 W/m ²	+++	+++		
			35 - 100 W/m ²	++			
			10 - 35 W/m ²	+		+	
			< 10 W/m ²	0			
Abflußdynamik	Einzugsgebietsgröße < 10 km ²	Anteil der Siedlungsfläche am gesamten Einzugsgebiet	> 25 %	++			
			25 - 5 %	+			
			< 5 %	0	0	0	
Erosionsresistenz des Ufermaterials,	Ufer oder dessen Unterschicht kohäsionslos; Bodenarten: Kies, S, uS, IS, U	Lagerungsdichte L	L sehr gering bis mäßig	+++			
			L dicht bis sehr dicht	++			
		Durchwurzelung D	D nicht bis schwach vorh.	+			
			D stark bis extrem stark	0			
Frosteinwirkung	Ufer oder dessen Unterschicht kohäsiv Bodenart: tS, sL, IU, uL, sL, sT, tL, IT, IT, T	Frosteinwirkung	> 120 Frosttage / Jahr	+			
			< 120 Frosttage / Jahr	0	0	0	
			Lagerungsdichte L	L sehr gering	+		
Feststofftransport	Geschiebebedeckung der Sohle	völlige Bedeckung der Sohle ohne Bankbildung	Breite < B nat	++			
			Breite = B nat	+			
		Ufer- und / oder Mittenbänke vorhanden		+++	+++	+	
	Ufermaterial	Geschiebeschicht besitzt größere Deckschicht	Geschiebeschicht besitzt größere Deckschicht	$\tau_{krit} < \tau_{MHQ}$	+		
				$\tau_{krit} > \tau_{MHQ}$	0		
			Geschiebe nicht oder nur in strömungsberuhigtem Bereich vorh.		0		0
				Ufermaterialien bestehen aus dem Geschiebe vergleichbaren Materialien		++	+
Gesamtpunktzahl					7	2	

Diese Beurteilung der Entwicklungsfreudigkeit und die Zuordnung zu den Renaturierungsmethoden sind auf den Fall der quasi kontinuierlichen Laufverlagerung beschränkt. Für den Fall der plötzlichen Laufverlagerung und der Laufentwicklung durch Sedimentation im überbreiten

ausgebauten Gewässerbett ist dieses Verfahren nur dann anzuwenden, wenn der Lauf bereits seine neue Lage eingenommen hat und sich dort weiter entwickeln soll, bzw. wenn die Laufentwicklung durch Sedimentation bereits so weit fortgeschritten ist, daß der Lauf sich anschickt, das überbreit ausgebaute Gewässerbett zu verlassen. Erst dann muß das Gewässer seine Ufer für eine weitere Laufentwicklung erodieren.

Mit dem in Tabelle 4.9 gegebenen Beispiel soll die Anwendung erläutert werden: Zugrundegelegt sind Daten des Kraichbaches, einem charakteristischen Gewässers des Kraichgaus in Baden-Württemberg, das bereits bezüglich der Unterteilung in homogene Gewässerabschnitte (Abbildung 1.2) und bezüglich der Laufformanalyse exemplarisch behandelt wurde. Unterschieden wird der kurze, relativ steile Oberlauf vom deutlich längeren Unterlauf vor seinem Eintritt in die Oberrheinebene.

Während sich für den relativ steilen Oberlauf eine hohe Strömungsleistung von nahe 200 W/m^2 ergibt, sind auf dem langen Unterlauf nur noch Strömungsleistungen von ca. 20 W/m^2 zu verzeichnen. Der Anteil der Siedlungsfläche am Einzugsgebiet ist weder am Oberlauf noch am Unterlauf größer als 5 %. Die Ufermaterialien sind durchweg kohäsiv. Während im Oberlauf im kohäsiven Material des unteren Uferbereichs noch dem Geschiebe vergleichbare Partikel eingebettet sind, die bei der Ufererosion mobilisiert werden, fehlen diese im Unterlauf. Im milden Klima des Kraichgaus ist keine die Uferverlagerung fördernde Frosteinwirkung zu erwarten. Während im Oberlauf noch deutliche Ufer- und Mittenbänke aus Geschiebematerialien zu erkennen sind, lassen sich im Unterlauf nur Ansätze von Uferbänken aus Sand feststellen.

Danach ergibt sich für den Oberlauf eine Gesamtpunktzahl von 7 und für den Unterlauf von maximal 2. Die Laufentwicklung eines begradigten Gewässerabschnittes im Oberlauf sollte deshalb mit Hilfe schwacher, impulsgebender Maßnahmen gefördert werden. Im Unterlauf dürfte dagegen die eigendynamische Laufentwicklung keine geeignete Methode sein. Die Umgestaltung eines begradigten Abschnittes ist dort voraussichtlich unumgänglich. Nach einer Laufumgestaltung ist aber auch dort das Gewässer der eigendynamischen Weiterentwicklung zu überlassen.

5. Renaturierungsmaßnahmen

5.1 Zu unterscheidende Strukturdefizite und daraus abzuleitende Maßnahmen

Um die richtige Abfolge der Maßnahmen einer Renaturierung planen zu können, müssen die strukturellen Defizite hierarchisch bzw. nach Prioritäten geordnet werden. Die Defizite, deren Beseitigung die Voraussetzung für die Behebung anderer Defizite ist, sind als übergeordnet anzusehen und müssen zuerst angegangen werden.

Vereinfacht kann folgende Hierarchie der strukturellen Defizite abgeleitet werden:

1. zu große Gewässertiefe
2. zu geringe Gewässerbreite
3. fehlende Grundform des Laufes
4. fehlende Unregelmäßigkeit des Laufes
5. zu gering ausgeprägte Sohlstrukturen
6. zu geringe Breitenvarianz

In dieser Hierarchie fehlen die Ufergehölze. Sie können bei ihrem Nicht-Vorhandensein zum Fehlen gehölzbedingter Bett- und Laufstrukturen führen. Bei entsprechender Ursache-Wirkungsbeziehung kann deshalb die Ufergehölzstruktur diesen Defiziten hierarchisch übergeordnet sein.

5.1.1 Maßnahmen zur Behebung einer zu großen Bettiefe

Um die richtigen Maßnahmen zum Erreichen einer naturnahen Gewässertiefe zu ergreifen, muß anhand des Gewässerzustandes und der stattgefundenen Veränderungen versucht werden zu beurteilen, ob

- ♦ Tiefenerosion noch stattfindet,
- ♦ eine latente Tiefenerosion vorhanden ist, d.h. sich eine Sohlendeckschicht aus größerem Geschiebmaterial ausgebildet hat, die bei einem seltenen Hochwasserereignis aufreißen kann, so daß die Tiefenerosion einsetzt,
- ♦ sich ein Gleichgewichtszustand auf tieferem Sohlenniveau eingestellt hat,
- ♦ die Gewässersohle nach erfolgter Tiefenerosion oder künstlicher Profileintiefung wieder auflandet.

Eine visuelle Beurteilung dieser Sachverhalte allein, die bei einer Gewässerentwicklungsplanung vom Aufwand her gerechtfertigt ist, kann mit großen Unsicherheiten verbunden sein. Folgende Merkmale können entsprechende Hinweise geben: Eine **aktive Tiefenerosion** ist bei vorhandenen Gehölzen im Gewässerbett daran zu erkennen, daß Gehölzwurzeln von tief

stehenden älteren Erlen und Weiden freigespült sind und über dem mittleren Wasserspiegel hängen. Da die Tiefenerosion immer mit einem Geschiebedefizit verbunden ist, sind auch vergleichsweise wenige Geschiebebänke oder sonstige Ablagerungen an der Sohle zu erwarten. Bei bindigem Sohlmaterial und nur teilweise mit Geschiebe bedeckter Sohle kann eine Tiefenerosion an geschiebeführenden schmalen Rinnen erkannt werden, die schmaler als die Sohlbreite sind und vom Geschiebe ausgeschliffen wurden.

Bei einer **latenten Tiefenerosion** kann die Sohlenlage dagegen schon seit Jahren oder gar wenigen Jahrzehnten stabil sein, so daß sie an unterspülten jüngeren Gehölzen nicht unbedingt erkennbar ist. Ihr Merkmal kann eine grobe Geschiebedeckschicht sein, deren mittlerer Korndurchmesser deutlich größer als die der Unterschicht und der Bänke ist. Diese Deckschicht bedeckt meist nur die Gewässersohle und führt nicht unter Uferböschung und Aue weiter. Bei einer lateralen Rückverlagerung der Ufer im Zuge der Laufentwicklung kann die Sohle deshalb neben der Deckschicht erodieren, da sich eine schützende Deckschicht auf der durch lateralerosion neu gebildeten nackten Lehmsohle nicht schnell genug ausbreiten kann.

Während ein **Gleichgewichtszustand** am Fehlen der o.g. Merkmale und am Vorhandensein der dem Leitbild entsprechenden Strukturausprägung zu erkennen ist, sind **starke Auflandungserscheinungen** meist anhand flächenhafter, nahezu strukturloser Ablagerungen zu erkennen. Entweder ist bei Mittelwasserabfluß die ganze Sohle überströmt, oder es ist eine schmalere Mittelwasserrinne in der Ablagerungsschicht ausgebildet (vergleichbar Abb. 2.12 b). Im letzten Fall ist es sehr schwer zu beurteilen, ob sich nur Bermen bzw. eine schmale Sekundäraue im überbreiten Profil ausbildet, die Gewässersohle aber ihre tiefe Lage beibehält, oder ob tatsächlich eine eigendynamische Sohlanhebung stattfindet.

Eine selbsttätige Sohlanhebung kann nur dann stattfinden, wenn ein überbreit ausgebautes Bett und Geschiebetransport vorhanden ist, oder durch Breitenerosion oder Laufentwicklung mehr Geschiebe eingetragen wird, als zur Kompensation des Geschiebedefizites erforderlich ist. Maßnahmen zur Anhebung der Sohle müssen dann u.U. nicht ergriffen werden.

Ist das Gewässer bezüglich seiner Sohlenlage in einem Gleichgewichtszustand und muß wegen fehlender Laufstruktur eine Laufentwicklung eingeleitet werden, dann ist bei Gewässern mit sandig-kiesigem Ufermaterial zu erwarten, daß im Zuge der Laufentwicklung schnell große Geschiebemengen mobilisiert werden. Das Gewässer besitzt dann während der Laufentwicklung einen Geschiebeüberschuß, der nicht weitertransportiert werden kann und zur Sohlanhebung führt. Mit der Laufentwicklung kann in diesen Fällen automatisch eine zu große Bettiefe beseitigt werden. Bei Gewässern mit kohäsivem Ufermaterial dürfte dagegen der größte Teil des bei der Laufentwicklung freigesetzten Ufermaterials als Schwebstoff aus der Projektstrecke ausgetragen werden, weshalb sich dort die Gewässertiefe mit großer Wahrscheinlichkeit nicht verringern wird.

Bei vorhandener und latent vorhandener Tiefenerosion ist ein Geschiebedefizit vorhanden, das, nur wenn es infolge der mobilisierten Geschiebemengen bei der Laufentwicklung überkompensiert wird, zur Sohlanhebung führt. Deshalb muß bei nicht überkompensierbarem Geschiebedefizit oder bei Gewässern mit kohäsivem Ufermaterial die Sohlanhebung unterstützt, erzwungen oder gar "hergestellt" werden.

Dazu sind folgende fünf Methoden denkbar:

1. Im Gewässer werden in gewissen Abständen Querriegel, die aus Baumstämmen oder Steinschüttungen bestehen, hergestellt. Diese führen zu einem Rückstau und zur Ablagerung von Geschiebe.
2. Auf der Gewässersohle wird flächenhaft, d.h. mehr oder weniger gleichmäßig verteilt Totholz eingebracht. Dies führt zu großer Sohlrauheit und somit zu geringeren Strömungsgeschwindigkeiten, wodurch sich Geschiebe punktuell und flächenhaft ablageren wird.
3. Das Gewässer wird an der Sohle soweit aufgeweitet, daß die Schleppkräfte deutlich abnehmen, und das von oberstrom eingetragene Geschiebe nur zum Teil weitertransportiert werden kann. Geeignetes, bei der Aufweitung anfallendes Material wird flächenhaft oder als Bänke ins Gewässerbett eingebaut.
4. An strömungsexponierten Stellen wie Außenkrümmungen und Furten oder in Form einer Geschiebebank (siehe Kap. 5.2.2) wird soviel Geschiebe zugegeben, daß das Geschiebedefizit überkompensiert wird und der Geschiebeüberschuß zur Sohlanhebung führt.
5. Die Sohle des Gewässers wird soweit mit dem Geschiebe vergleichbarem Material aufgefüllt, bis die naturgemäße Bettiefe erreicht ist.

Die drei ersten Methoden haben zwei bedeutende Nachteile. Einerseits halten sie das in die Projektstrecke eingetragene Geschiebe anfangs ganz oder teilweise zurück. Auf der Gewässerstrecke unterhalb entsteht somit ein Geschiebedefizit, das dort zur Tiefenerosion führen kann. Andererseits werden insbesondere beim Einsatz der Querriegel auch feinere Schwebstoffe im Rückstaubereich abgelagert, die bei kiesiger Gewässersohle das Interstitial und somit die Lebens- und Rückzugsräume der Benthosorganismen zusetzen. Diese negativen Effekte können bei der **ersten Methode** vermindert werden, wenn nur relativ niedrige Querriegel eingebaut werden. Bei sehr großer Diskrepanz von vorhandenem und natürlichem Sohlenniveau ist es dann nach erfolgter Verlandung erforderlich, weitere Querriegel einzubauen, um die Sohle nach und nach auf das natürliche Niveau zu bringen. Durch dieses schrittweise Vorgehen werden Eingriffe, Aufwand und Entwicklungsdauer deutlich größer.

Die **zweite Methode** ist insbesondere bei kleineren Bächen geeignet, wo nur geringe Sohlanhebungen erforderlich sind. Sie ist die natürlichste Methode und verursacht schnell eine vielgestaltige Sohlstruktur.

Die **dritte Methode** ist besonders geeignet bei energiereichen Kiesflüssen bzw. -bächen, die u.U. in Form eines Doppeltrapezprofils ausgebaut sind und ein unnatürlich schmales Mittelwasserbett besitzen. Die Bettaufweitung kann dabei auch nach Beseitigung der Ufersicherungen der Breitenerosion überlassen bleiben. Durch diese wird zusätzliches Geschiebematerial eingetragen. Bei abschnittsweiser und wechselseitiger Beseitigung der Ufersicherung können gleichzeitig Impulse zur Laufentwicklung gegeben werden. Entsprechende Maßnahmen zur Stabilisierung und Anhebung der Gewässersohle und zur Gewässerentwicklung wurden, z.B. für die Emme in der Schweiz (*Zarn* 1992) und für die Wiese in Baden-Württemberg (*Scherle u. A.* 1995), vorgeschlagen und an der Emme auf einer Pilotstrecke bereits durchgeführt.

Die **vierte Methode** hat bei vorhandener defizitärer Laufstruktur den Vorteil, daß durch die Geschiebezugabe gleichzeitig Impulse für eine Laufentwicklung gegeben werden können. Dabei wird durch indirekte oder direkte Bildung von Bänken die Strömung wechselseitig abgelenkt. Eine Geschiebezugabe kann auch indirekt stattfinden, wenn sich die Gewässerstrecke oberhalb bereits in Entwicklung befindet, und von dort Geschiebe in die unterhalb liegende Projektstrecke eingetragen wird.

Der Vorteil der **fünften Methode** besteht darin, daß die Entstehung des natürlichen Sohlenniveaus nicht erst abgewartet werden muß. Vielmehr kann schnell nach der Teilverfüllung des Bettes die erforderliche weitere Strukturentwicklung eingeleitet werden. Da dabei das vorhandene belebte Sohlsubstrat überdeckt wird, ist es sinnvoll, vor der Sohlanhebung die obere Geschiebeschicht auszuheben und nach der Einbringung des noch unbelebten Materiales diesem wieder zuzugeben. Dadurch ist eine schnelle Wiederbesiedelung der Sohle gewährleistet. Entsprechend wurde bei der Verlegung eines Bachlaufes bei Bühl in Baden-Württemberg verfahren.

Bei den beiden letzten Methoden ist darauf zu achten, daß das in das Gewässer eingebrachte Material bezüglich Korngröße, Kornverteilung und Gesteinsart weitgehend dem vorhandenen Geschiebematerial entspricht.

Handelt es sich um ein begradigtes und entwicklungsträges Gewässer, dessen naturgemäßer Lauf durch Umgestaltung erreicht werden muß und nicht durch eigendynamische Prozesse entwickelt werden kann (siehe Kap. 4.3), dann erübrigen sich die o.g. Methoden zur Sohlanhebung. In solch einem Fall wird ein völlig neues Gewässerbett mit natürlichem Sohlenniveau hergestellt. Das vorhandene, zu tiefe Gewässerbett wird verfüllt oder als Stillgewässer der Verlandung überlassen. Wird das alte Bett nicht verfüllt, dann müssen an den Stellen im alten Bett, an denen das alte Gewässerbett vom Neuen gekreuzt oder tangiert wird, Querriegel eingebaut werden, damit der Abfluß im neuen Bett verbleibt. Die im alten Gewässerbett herzustellenden Querriegel sollten aber etwas stromab von den Kreuzungspunkten des alten mit dem neuen Lauf hergestellt werden, damit bei einer Translationsbewegung des Laufes in Richtung zum

Querriegel dieser nicht plötzlich vom neuen Gewässerlauf "überschritten" werden kann. Ein solches Vorgehen wurde an der Donau bei Blochingen gewählt. Dort wurde eine Sohlanhebung erforderlich, da aufgrund einer früher durchgeführten Laufbegradigung eine Tiefenerosion von über einem Meter stattgefunden hat (Kern 1994; S. 216).

5.1.2 Maßnahmen zur Behebung defizitärer Laufstruktur

Das Maß der erforderlichen Laufverlagerung zum Erreichen des naturnahen Zustandes nimmt grundsätzlich mit der Größe des Gewässers, der Größe der Laufamplitude und mit der Reihenfolge der in Kapitel 1.3.3 und Abb. 1.4 aufgeführten Fälle von Begradigungen zu. Während bei beseitigter Laufunregelmäßigkeit nur auf kurzen Strecken eine laterale Verlagerung von meist nicht mehr als ein oder zwei Bettbreiten erforderlich wird, muß bei völliger Begradigung erst wieder eine Grundform des Laufes initiiert werden.

Wie in Kapitel 1.1 bereits angedeutet wurde, sind als grundsätzliche Methoden zur Wiederherstellung einer naturnahen Lauform die Umgestaltung und die Laufentwicklung zu unterscheiden. Bei der Laufentwicklung muß zudem unterschieden werden, ob das Gewässer so entwicklungsfreudig ist, daß die Laufentwicklung nahezu sich selbst überlassen bleiben kann und nur bei vorhandenen räumlichen Einschränkungen gesteuert werden muß, oder ob zu deren Einleitung und Förderung steuernde und/oder impulsgebende Maßnahmen benötigt werden.

Die Art der impulsgebenden Maßnahmen richtet sich u.a. danach, ob das Gewässer zu **quasi kontinuierlicher Laufverlagerung** oder zu **plötzlicher Laufverlagerung** neigt. Während bei der kontinuierlichen Laufverlagerung zur Laufentwicklung Maßnahmen geeignet sind, die die Strömung ablenken und punktuelle Ufererosion sowie die Entstehung von Bänken unterstützen oder erzwingen, müssen die Maßnahmen zur plötzlichen Laufverlagerung eine verstärkte punktuelle Ausuferung fördern, die neben dem Gewässer Nebenrinnen oder gar ein neues Bett entstehen läßt. Letztere sind den Ursachen und Mechanismen vergleichbar, die für die Entstehung verzweigter Gewässer verantwortlich sind (Kap. 2.8.3).

War der Grad der Begradigung nur gering, d.h. muß nur eine laterale Verlagerung in der Größenordnung von ein bis zwei Gewässerbreiten erreicht werden, so ist grundsätzlich die Gewässerentwicklung der Umgestaltung vorzuziehen. Weicht der begradigte Lauf bezüglich seiner Amplitude dagegen deutlich um mehrere Gewässerbreiten vom ehemaligen bzw. p.n. Lauf ab, und ist das Gewässer sehr entwicklungsträge, dann ist meist eine Umgestaltung erforderlich.

Umgestaltung des Gewässerlaufes

Da man bei der Umgestaltung dem Gewässer einen neuen Lauf vorgibt, ist es erforderlich, den alten naturnahen Lauf zu rekonstruieren oder einen naturnahen Lauf zu "planen". Da der rekonstruierte oder geplante Lauf dem Gewässer immer nur näherungsweise entsprechen kann, wird

das Gewässer mit großer Wahrscheinlichkeit den ihm bei der Umgestaltung vorgegebenen Lauf weiter nach seinen "Bedürfnissen" umformen. Nach der Umgestaltung muß dem Gewässer deshalb eine gewisse Anpassungszeit zugestanden werden, bevor durch Bepflanzungsmaßnahmen die Entwicklungsfreiheit - insbesondere bei kleineren Gewässern - vermindert wird. Auch sollte - entgegen der bisherigen Praxis - auf die Herstellung von Sohl- und Uferstrukturen bei der Umgestaltung des Laufes verzichtet werden, da diese nur kurzlebige Kunstprodukte sein werden, wenn sie nicht sehr spezifisch auf die Strömungs- und Substratverhältnisse abgestimmt sind.

Bei der Umgestaltung bestehen mehrere Möglichkeiten, wie mit dem vorhandenen Gewässerbett und vorhandenen Auestrukturen verfahren werden kann (siehe Abb. 5.1):

1. Der vorhandene Gewässerlauf wird verfüllt und der neue Lauf daneben oder auf der gleichen Trasse neu angelegt (Abb. 5.1 a + b).
2. Der vorhandene Lauf wird teilweise in den neuen Lauf integriert. Wo beide nicht deckungsgleich sind, wird der alte Lauf verfüllt (Abb. 5.1 c, oberer Teil).
3. Der vorhandene Lauf wird dort, wo er mit dem neuen Lauf nicht deckungsgleich ist, als Altarm erhalten (Abb. 5.1 c, unterer Teil).
4. Der neue Lauf wird vornehmlich dadurch geschaffen, daß noch vorhandene Altarme oder Altwasser durch Anbindung und / oder Ausbaggerung reaktiviert werden, während Teile des vorhandenen Laufes verfüllt oder zu Altarmen gemacht werden (Abb. 5.1 d).

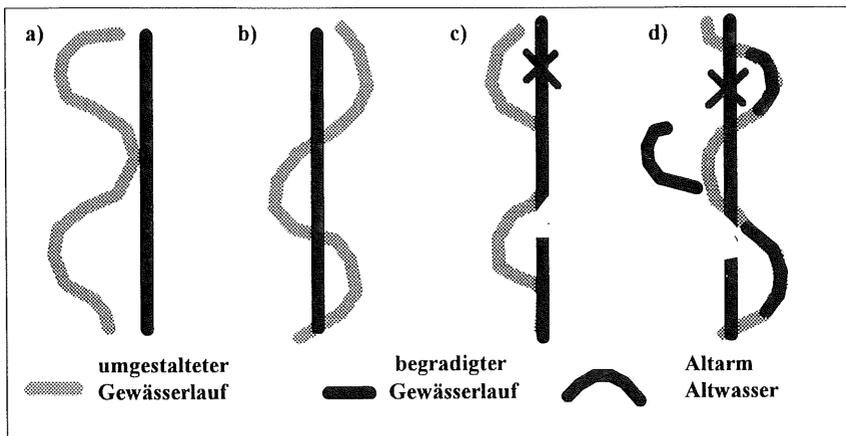


Abbildung 5.1: Die Möglichkeiten der Lage des umgestalteten Gewässerlaufes: 1. neben dem ausgebauten Lauf; 2. über den ausgebauten Lauf hinweg; 3. Integration von Teilen des ausgebauten Laufes; 4. Integration von Altarmen

Je besser die sonstigen morphologischen Strukturen des vorhandenen, begradigten Gewässerlaufes sind, desto mehr seiner Abschnitte sollten in den neuen Lauf integriert werden. Bei vorhandenen Altarmen und Altwasser sollte nicht generell eine Reaktivierung angestrebt werden. Je mehr ein Altarm oder Altwasser bereits durch Verlandung vom Gewässer abgekoppelt ist, desto größer dürfte der Eingriff und Verlust der entstandenen Biotopstrukturen bei der Reaktivierung zum Fließgewässer sein. Eine Neuanlage des Laufes neben den Altarmen und Altwasser ist gegebenenfalls einer Reaktivierung vorzuziehen.

Bei der Planung des neuen Gewässerlaufes ist die potentiell natürliche Laufform mit ihren der Gewässergröße entsprechenden Maßzahlen (insbesondere die Mäanderwellenlänge und Mäanderamplitude (siehe Kap. 2.2.1)), wie sie im potentiell natürlichen Leitbild abschnittsweise präzisiert wurden, zu berücksichtigen. Gewässertypische Unregelmäßigkeiten des Laufes können eingeplant oder der weiteren Laufentwicklung überlassen bleiben.

Eigendynamische Laufentwicklung

Sehr entwicklungsfreudige, dynamische Gewässer können der Eigenentwicklung überlassen bleiben. Da diese dynamischen Gewässer aber meist eine massive Ufersicherung aus Steinen besitzen, müssen zuvor diese Ufersicherungen entfernt oder soweit aufgelockert werden, daß sie für die Laufentwicklung nur noch ein unbedeutendes Hindernis darstellen. Es wird dann eine beidseitige oder wechselseitige Ufererosion einsetzen, die den Feststofftransport auf der Entwicklungsstrecke deutlich erhöht. Entsprechend dem Entwicklungsmodell von *Keller* (1972; siehe Kapitel 2.3.4 und Abbildung 2.19) werden verstärkt Uferbänke, Furten und Kolke entstehen, die die Laufentwicklung von alleine voranschreiten lassen, bis ein gewässertypischer Endzustand, d.h. die p. n. Laufform erreicht ist.

Das Entwicklungsmodell von *Keller* gilt vor allem für Gewässer, deren Ufermaterial aus fluvialen Sedimenten besteht. Besteht das Ufermaterial dagegen aus von der Strömung nur schwer erodierbaren glazialen Sedimenten oder aus Hangschutt, dann werden Laufveränderungen nur bei sehr seltenen Hochwasserereignissen zu erwarten sein, die u.U. sprunghafte Laufverlegungen und weniger kontinuierliche Laufverlagerungen verursachen.

Ein besonderer Zielkonflikt besteht, wenn das begradigte Gewässer durch einen vitalen standortgerechten Gehölzsaum in seiner Laufentwicklung behindert ist. Dann ist abzuwägen, ob die erzielbare Strukturverbesserung die Beseitigung zumindest eines Teils des Gehölzsaumes rechtfertigt. Ist dies nicht eindeutig zu beantworten, dann sollte abgewartet werden, bis der Gehölzsaum altersbedingt zusammenbricht. Durch den dadurch entstehenden Totholzfall werden u.U. ausreichend Impulse für eine eigendynamische Laufentwicklung entstehen.

Steuerung der Eigenentwicklung (Entwicklungspflege)

Eine Steuerung der Eigenentwicklung kann einerseits erforderlich werden, wenn in Gewässernähe Bauwerke stehen, die nicht gefährdet werden dürfen, oder wenn das Gewässer total begradigt wurde, und zu Beginn der Laufentwicklung eine Grundstruktur erzeugt bzw. angeregt werden soll.

Zur Steuerung der Entwicklung können folgende Maßnahmen unterschieden werden:

1. **präventive Ufersicherungen**, die in einem gewissen Abstand von der vorhandenen Uferlinie nahe der zu schützenden Bauwerke hergestellt werden. Sie kommen erst dann zum tragen, wenn die Uferlinie sich den Bauwerken genähert hat und die Laufverlagerung von den Sicherungen gestoppt wird (siehe Kapitel 5.2.7)
2. die streckenweise **Beseitigung von Ufersicherungen** oder dichten Gehölzsäumen an dem Ufer, das sich durch Erosion zurückverlagern soll
3. Belassen der **Ufersicherung** oder - bei nicht vorhandener Ufersicherung - Pflanzung eines dichten Gehölzsaumes zur Stabilisierung derjenigen Uferseite, die sich nicht zurückverlagern und durch Anlandung im Zuge der Laufentwicklung zum Gleitufer entwickeln soll
4. Unterdrückung bzw. **Beseitigung aufkommender Gehölze** im Bereich des Prall- bzw. Erosionsufers, damit eine unbehinderte und schnelle Laufentwicklung stattfinden kann
5. gezielte **Teilentkrautung** in überbreiten Flachlandgewässern mit starker Verkrautungstendenz in den Querschnittsteilen, die nicht verlanden sollen (siehe Abb. 5.4)

Bei all diesen Maßnahmen ist kein direkter Eingriff in die Gewässersohle erforderlich. Ein Eingriff findet nur bei der Beseitigung der Ufersicherung und von Gehölzen im Uferbereich statt. An welchen Uferbereichen Ufersicherungen oder Ufergehölze beseitigt werden müssen, veranschaulicht die folgende Abbildung.

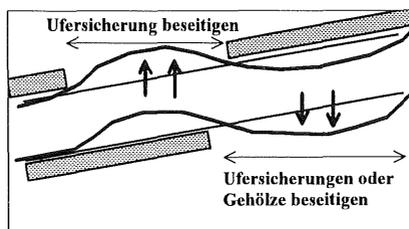


Abbildung 5.2: Die Beseitigung von Ufersicherungen und von die Ufer stabilisierenden Gehölzen zur Steuerung der Laufentwicklung

Impulsgebende Maßnahmen zur Forcierung der Laufentwicklung

Um eine naturgemäße Lauform schneller zu erreichen, sind Maßnahmen zur Forcierung der Laufentwicklung insbesondere an Gewässern mit geringer Entwicklungsfreudigkeit

einzusetzen. Im Gegensatz zu den die eigendynamische Laufentwicklung steuernden Maßnahmen, erfordern die impulsgebenden Maßnahmen meist Eingriffe in die Gewässersohle. Sie lenken direkt oder indirekt die Strömung auf eine Uferseite und verursachen dort eine punktuelle Ufererosion.

Folgende Maßnahmen sind denkbar:

1. **Pflanzung von Gehölzen** im Gewässerbett, zur Einengung des Bettquerschnittes und zur Strömungsablenkung (insbesondere bei kleinen Bächen von 1- 2 m Sohlbreite)
2. **Geschiebezugabe** an stark angeströmten oder überströmten Bereichen, wodurch die Ablagerung von Bänken unterhalb unterstützt wird, die die Strömung an das gegenüberliegende Ufer lenken (indirekte Wirkung).
3. **Herstellung von Mitten- und Uferbänken** mit einem dem Grobanteil des Geschiebes vergleichbaren Material zur Ablenkung der Strömung in Richtung Ufer (direkte Wirkung)
4. **Strömungsablenkende Einbauten** im Gewässerbett, die aus Steinen oder Holz bestehen (direkte Wirkung)

Die letzten zwei Maßnahmen müssen dann mehrmals nacheinander an einer Stelle durchgeführt werden, wenn die Laufentwicklung nach einer gewissen Entwicklungszeit wieder erlahmt, obwohl die naturgemäße Lauform (Amplitude) noch nicht erreicht ist (siehe Abb. 5.3).

Die Lage bzw. die Abstände dieser Impulse für die Laufentwicklung sollten sich an der im Leitbild präzisierten Wellenlänge des Laufes orientieren, um keine gewässeruntypischen d.h. dem Entwicklungstrend entgegengesetzten Impulse zu setzen.

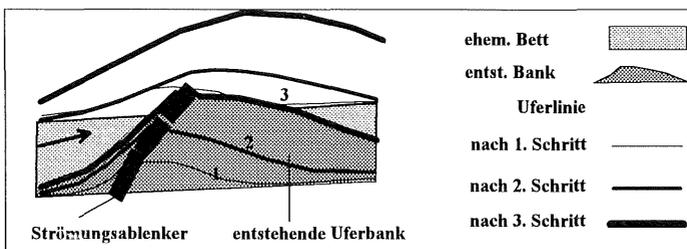


Abbildung 5.3: Sukzessive Verlängerung eines Strömungsablenkers in drei Schritten, jeweils nachdem die Laufentwicklung vor Erreichen der p.n. Lauform erlahmt ist

Maßnahmen zur Unterstützung der plötzlichen Laufverlagerung

Eine plötzliche Laufverlagerung, bei der ein neues Gerinne auf kurzer (wenige Gewässerbreiten lang) oder längerer Strecke neben dem Gewässer in der Aue entsteht, kann durch Maßnahmen unterstützt werden, die die Abflußkapazität an einer Stelle derart mindern, daß oberhalb davon eine häufigere Ausuferung bei Hochwasser stattfindet. Es können auf diese Weise

Bachspaltungen, Inseln, sowie Laufverlagerungen vom Talrand in den Talteufpunkt verursacht werden.

In Anlehnung an natürliche Ursachen können folgende Maßnahmen unterschieden werden:

1. **Pflanzung** schnell wachsender Gehölze mit dichtem Astwerk (vorwiegend Weiden) im Gewässerbett
2. **Einbringen von Totholz** ins Gewässerbett (über die gesamte Breite reichende große Holzstücke als "Fänger" und kleinere Holzteile, die sich bei Hochwasser an den größeren Holzteilen verfangen können und den Querschnitt plötzlich einengen; siehe Kap. 2.7.2.2)
3. **Herstellen von Lücken** bis auf das Aueniveau in kleinen künstlichen Uferdämmen oder natürlichen Uferwällen

Laufentwicklung bei zu großer Bettbreite

Künstlich verbreiterte Gewässerbette neigen dazu, durch laterale Anlandungen ihre gewässertypische Breite wieder zu erlangen. Werden Räumungen nicht mehr durchgeführt, so werden sich - sofern die gewässertypische Tiefe und kein Geschiebedefizit vorhanden ist - Uferbänke bilden, die sich nach und nach durch weitere Sedimentation bis auf das Uferniveau aufhöhen. Dabei können grundsätzlich drei Fälle unterschieden werden (vergleiche Tabelle 2.5):

1. Die gewässertypische Laufamplitude ist kleiner als die vorhandene Gewässerbettbreite, während die Mäandergürtelbreite dieser entspricht.
2. Die gewässertypische Laufamplitude ist gleich der vorhandenen Gewässerbettbreite, die Mäandergürtelbreite ist größer als diese.
3. Die gewässertypische Laufamplitude ist größer als die vorhandene Gewässerbettbreite.

Im **ersten Fall** wird sich automatisch mit der Uferbankbildung der gewässertypische Lauf innerhalb des Bettes ausbilden, wobei sich auch gewisse Unregelmäßigkeiten im Lauf entwickeln können. Eine zusätzliche Flächeninanspruchnahme ist für die Laufentwicklung nicht erforderlich.

Dagegen reicht im **zweiten Fall** das überbreite Gewässerbett gerade dazu aus, daß sich die grundsätzliche Laufstruktur ausbilden kann. Eine unregelmäßige Laufstruktur in Form einzelner Schwünge oder Schlingen mit einer über dem Mittelwert liegenden größeren Laufamplitude ist nur möglich, wenn der sich entwickelnde Lauf die Grenzen des vorhandenen Bettes überschreitet. Die Ufersicherungen sollten an den Stellen beseitigt werden, wo einzelne Krümmungen an die Berandung des überbreiten Bettes stoßen, damit diese sich ungehindert ausbilden können. Der Fall 1 und 2 wird nur bei gestreckten oder leicht geschwungenen Laufformen auftreten, da beim Gewässerausbau das Gewässerbett kaum über die zweifache natürliche Breite hinaus aufgeweitet wird. Fall 1 ist dem in Tabelle 2.5 aufgeführten Einschränkungsgesetz 0

(nicht eingeschränkt) zuzuordnen, während Fall 2 dem Einschränkungsgrad 2 (Lauf beidseitig schwach eingeschränkt) entspricht.

Im **dritten Fall** entsteht ein stark eingeschränkter Lauf, der dem Einschränkungsgrad zwischen 3 und 4 zuzuordnen ist. Die Außenkrümmungen des Laufes streichen entweder an den Ufern des überbreiten Bettes entlang (bei großer Translationsgeschwindigkeit) oder erodieren lateral in die Ufer hinein, wodurch eine größere Amplitude entsteht, als es die vorhandene Bettbreite zulassen würde. In Abhängigkeit vom verbleibenden Laufdefizit und der Entwicklungsfreudigkeit sind weitere Maßnahmen zu ergreifen.

In Gewässern des Flachlandes, in denen u.U. starke Verkräutung und Ablagerungen vorherrschen, kann eine Laufentwicklung gefördert werden, indem die Mahd und Entkräutung nur wechselseitig und immer wieder an den den gleichen Bettbereichen durchgeführt wird. Anlandungen finden dann vorwiegend in den nicht gemähten und nicht entkräuteten Bereichen statt, bis sich letztendlich ein schmalerer geschwungener Lauf im überbreiten Bett entwickelt hat (Abb. 5.4). Wird danach eine Beschattung durch Gehölzvegetation erreicht, kann die auf das schmalere Bett konzentrierte Strömung eine weitere Verlandung und Verkräutung verhindern.

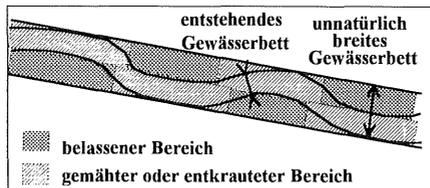


Abbildung 5.4: Gezielte Mahd und Entkräutung an Flachlandgewässern zur Förderung der Laufentwicklung und Breitenvarianz.

5.1.3 Maßnahmen bei unnatürlicher Bettform und zu großer oder zu kleiner Bettbreite

Maßnahmen bei zu großer Bettbreite

Ist ein ausreichender Feststofftransport vorhanden, dann neigen Gewässer mit zu großer Bettbreite zu Anlandungen, wodurch bei unterbleibender Räumung in wenigen Jahren ein Gewässerbett mit natürlicher Breite und Form von selbst entstehen kann. Maßnahmen müssen deshalb i.d.R. nicht ergriffen werden.

Zu Beginn der Entwicklung kann eine flächenhafte Sedimentation einsetzen, die zu einem relativ strukturlosen Bett und einer zu geringen Betttiefe führt. Mit zunehmender Verlandung werden dann aber Uferbänke oder Mittenbänke entstehen, die zur Bildung konzentriert durchströmter Abflußrinnen mit gewässertypischer Tiefe führen.

Die Ablagerung des eingetragenen Geschiebes auf der Projektstrecke führt auf Gewässerstrecken unterhalb, sofern diese nicht ebenfalls zur Anlandung neigen, zu einem Geschiebedefizit. Kann dies nicht hingenommen werden, so sollte zur Unterstützung der Breitenverringeringerung Geschiebmaterial zugegeben werden.

Maßnahmen bei zu schmaler Gewässersohle

Gewässer mit unnatürlich schmaler Gewässersohle neigen dazu, durch Breitenerosion ihre natürliche Breite und Bettform wieder zu erlangen. Sofern diese Entwicklung durch Ufersicherungen behindert ist, müssen diese generell entfernt werden, wenn sie nicht bereits infolge fehlender Unterhaltung in Auflösung begriffen sind.

Die Breitenentwicklung wird i.d.R. - im Gegensatz zur Laufentwicklung - relativ schnell, d.h. bereits nach wenigen bettbildenden Hochwasserereignissen, zum Abschluß kommen. Auch bei entwicklungsträgen Gewässern sollte deshalb eine Umgestaltung in Form von Uferabgrabungen, wechselnder Uferneigungen etc. nicht durchgeführt werden. Während der Breiten- und Profilentwicklung können aber durch punktuelle Gehölzpflanzungen im Uferbereich Fixpunkte geschaffen werden, die gehölzbedingte Uferbuchten entstehen lassen. Ist das Gewässer zudem begradigt, so sind gleichzeitig mit der Breitenentwicklung je nach der Entwicklungsfreudigkeit Maßnahmen zur Unterstützung der Laufentwicklung durchzuführen.

Bei künstlichen **Trapezprofilen**, deren Bettbreite nahe der natürlichen Breite ist und deren Sohlbreite deutlich darunter liegt, wirkt sich die Breitenerosion erst in der Schlußphase der Breitenentwicklung auf den obersten Teil der Uferböschung aus, da zuerst der Böschungsfuß der Ufer zurückverlagert werden muß. Aus dem Trapezprofil entwickelt sich ein eher rechteckförmiges Profil mit Uferböschungen, deren Steilheit vom Ufermaterial und dem Durchwurzelungsgrad abhängt. Nur an hohen Ufern mit großer Materialzufuhr und an den Gleitufeln von Krümmungen sind flachere Uferneigungen, insbesondere im unteren Böschungsbereich, zu erwarten. Die Uferböschungen werden während der Breitenentwicklung nahezu unbewachsen sein. Gegen Ende der Entwicklung, wenn die Ufererosion sich langsam auf ein natürliches Maß verringert, werden die sich stabilisierenden Uferböschungen wieder, von den Prallhängen abgesehen, von krautigen Pflanzen oder von Röhricht besiedelt.

Bei in Mittelwasserbett und Vorländer **gegliederten Profilen** sind folgende drei Fälle zu unterscheiden, die es zu erkennen gilt, um die adäquate Vorgehensweise planen zu können:

1. Die Vorländer liegen auf dem Niveau der Aue und sind von der übrigen Auefläche durch Dämme abgegrenzt. Zudem befindet sich die Gewässersohle auf natürlichem Niveau, weshalb eine natürliche Bettiefe existiert. Es handelt sich deshalb morphologisch um ein nur scheinbar gegliedertes Profil, wenn man die Profilgrenzen auf der Höhe des Aueniveaus definiert (Abb. 5.5 a).

2. Gewässersohle und Vorländer wurden beim Ausbau um das gleiche Maß eingetieft, so daß eine naturgemäße Betttiefe nur relativ zu den Vorländern vorhanden ist (Abb. 5.5b).
3. Die Gewässersohle wurde nicht oder nur um ein geringeres Maß als die Vorländer eingetieft, weshalb das Mittelwasserbett relativ zu den Vorländern eine unnatürlich kleine Betttiefe besitzt (Abb. 5.5 c).

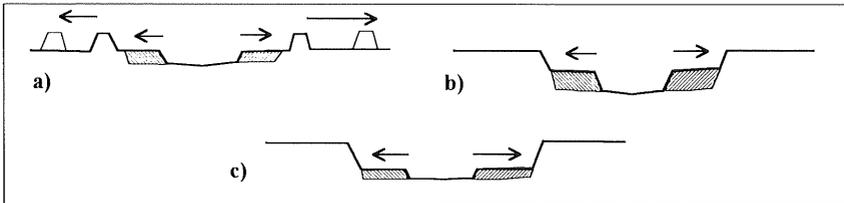


Abbildung 5.5: Bettveränderungen bei den drei im Text genannten Fällen von zu schmaler Sohle in gegliederten Profilen

Der **erste Fall** ist dem eines trapezförmigen Profiles vergleichbar. Wenn möglich, sollten die Dämme beseitigt oder soweit zurückverlegt werden, daß wieder naturgemäße Wasserstände und Strömungskräfte bei ausuferndem Hochwasser erreicht werden. Damit können Tiefenerosionstendenzen u.U. beseitigt werden.

Der **zweite Fall** ist dann dem ersten vergleichbar, wenn es wegen Nutzungen der Aue ausgeschlossen ist, daß die Sohle wieder auf ein natürliches Niveau gebracht werden kann. Ist die natürliche Breite des Gewässers nahe der Breite des gesamten gegliederten Profiles, so wird nach der Breitenentwicklung eine um das Maß der beim Ausbau durchgeführten Eintiefung vergrößerte Betttiefe vorhanden sein, sofern der durch Ufererosion erhöhte Geschiebeeintrag keine Sohlhebung verursacht.

Bei den vorhandenen niederen Vorländern im **dritten Fall**, wird nach Beseitigung der Ufersicherungen des Mittelwasserbettes eine relativ schnelle Breitenerosion einsetzen, da die Ufer häufig überströmt werden und eine geringere Masse erodiert werden muß, als in den oben genannten Fällen.

5.1.4 Maßnahmen zur Entwicklung von Sohl- und Uferstrukturen

Wie in Kapitel 2.3.6 dargelegt wurde, ist die Furt-Kolk-Abfolge eine Sohlstruktur, die in gestreckten und mäandrierenden Gewässern gleichermaßen vorhanden ist. Nur die Ausprägung der Kolke und Furten wird zudem durch die Laufform beeinflusst. Wechselseitige Uferbänke treten dagegen erst auf, wenn eine Mindestbreite der Gewässersohle und ein entsprechender Geschiebetransport existiert. Ortsfeste und ausgeprägte Krümmungsbänke entstehen dagegen

bei entsprechend gekrümmtem Lauf (Kap. 2.3.3). Ist eine gewässertypische Breite und Laufform erreicht, dann entstehen die gewässertypischen Sohlstrukturen folglich von alleine. Es sind also keine speziellen Maßnahmen dazu erforderlich.

Entsprechendes gilt für Sohlstrukturen, die infolge von Totholz entstehen. Da es aber sehr lange dauert, bis ein Uferwald entstanden ist, der ausreichend Totholz produziert, kann es sinnvoll sein, in der Übergangsphase Totholz gezielt zur Entwicklung weiterer Sohlstrukturen ins Gewässerbett einzubringen.

Spezielle Maßnahmen zur Förderung von Sohlstrukturen sind dann sinnvoll, wenn die gewässertypische Laufform oder Gewässerbreite mangels Raum nicht entwickelt werden kann, wie möglicherweise in Ortslagen. Dann können durch kleinere, strömungswirksame Einbauten im Gewässerbett (z.B. Störsteine oder Buhnen) differenziertere Sohlstrukturen erzwungen werden.

Für Uferstrukturen gilt weitgehend das Gleiche. Erst mit den Laufstrukturen wird der großräumige Wechsel von Gleit- und Prallufem entstehen. Erst mit älteren Ufergehölzbeständen werden Uferbuchten und ausgeprägte Wurzelstrukturen vorhanden sein. Hergestellte Uferstrukturen werden deshalb ohne diese Randbedingungen nur von kurzer Dauer sein. Ihre künstliche Herstellung ist folglich nicht sinnvoll. Maßnahmen müssen sich deshalb auf die Schaffung der für die Uferstrukturen notwendigen Randbedingungen konzentrieren.

5.1.5 Maßnahmen zur Entwicklung eines Uferwaldes

Da ein Uferwald nur dort begründet werden kann, wo eine ausreichend freie unbebaute Fläche zur Verfügung steht, wird hier von Gewässern ausgegangen, die außerhalb von Siedlungsflächen liegen. Grundsätzlich zu unterscheiden sind die an das Gewässer angrenzenden Nutzungen in Wald, Wiese und Acker, da diese unterschiedliche Randbedingungen für die Begründung eines gewässertypischen Uferwaldes mit sich bringen.

Bei einem im forstlich genutzten Wald liegenden Gewässer reicht der auf die Nutzung ausgerichtete Gehölzbestand meist bis an die Ufer, so daß auch im gewässernahen Bereich oftmals keine standorttypischen Gehölze vorherrschen. Der Schattendruck des Waldes und die forstliche Nutzung verhindern oder beeinträchtigen die Entwicklung gewässertypischer Uferwaldbestände. Bei in Wiesen verlaufenden Gewässern verhindert die dichte Grasnarbe und die relativ hohen Stauden u.U. über Jahrzehnte hinweg ein Aufkommen der Gehölze (siehe Kap. 2.7.3 und *Eckert u.A.* 1997), während an Gewässern, die zwischen Ackerflächen liegen, die gelenkte Gehölzsukzession und somit die Entwicklung von Uferwald unproblematisch ist.

Bei den Gewässerstrukturen ist zu unterscheiden, ob das Gewässer begradigt wurde, und somit eine Laufentwicklung angestrebt werden muß, ob das Gewässer noch eine natürliche Laufform

besitzt, aber durch massive Sicherungen in seiner Laufdynamik behindert ist und somit naturgemäße Uferstrukturen fehlen, oder ob überhaupt und in welcher Dichte Ufergehölze vorhanden sind, die zwar Wurzelstrukturen ausbilden, aber größere Uferstrukturen wie Buchten verhindern. In Tabelle 5.1 sind die danach unterschiedenen Fälle und die strukturellen Defizite aufgelistet, für die es gilt, entsprechend unterschiedliche Vorgehensweisen zu erarbeiten.

Tabelle 5.1: Maßnahmen zur Entwicklung eines Uferwaldes in Abhängigkeit von den vorhandenen Strukturdefiziten und land- und forstwirtschaftlichen Nutzungen

Fall	Struktur		Nutzungen			Defizite	Handlungen					
	Laufbe- gradi- gung	Uferge- hölze	Wald	Wiese	Acker		reduzierter Waldbau	Gehölze auslichten	typ. Uferg. pflanzen	Gehölz- aufkom. verhindern	Uferwald pflanzen	Uferwald entwickeln
1	-	X	X			uG	X		X			
2	-	X	X			U; uG	X	(X)	X			
3	X	X	X			L; uG	X					
4	X	X	X			L; U; uG	X	(X)				
5	-	X		X		U; W		X			X	
6	-	-		X		U; G; W			X		X	
7	X	X		X		L; W		X		X	X	
8	X	X		X		L; U; W		X		X	X	
9	X	-		X		L; U; G; W			(X)	X	X	
10	-	X			X	U; W		X				X
11	-	-			X	U; G; W			X			X
12	X	-			X	L; U; G; W			(X)	X		X
13	X	X			X	L; U; W		X		X		X
14	X	-			X	L; U; G; W			(X)	X		X

Defizite: L = Laufdefizit; U = Uferstrukturdefizit; uG = standortfremde Ufergehölzarten; G = Mangel an Ufergehölzen; W = fehlender Uferwald;
Handlungen: X = Maßnahme durchführen; (X) = Maßnahme u.U. nicht erforderlich

Wenn eine Laufentwicklung erforderlich wird, ist der schnelle Aufbau eines Uferwaldes ein konkurrierendes Ziel, da vor allem bei kleineren Gewässern Ufergehölze die Laufentwicklung stark behindern oder unmöglich machen können. Bei noch vorhandener oder wieder hergestellter naturgemäßer Laufform können gepflanzte oder von selbst aufgekommene, dicht beieinanderstehende Ufergehölze die Entstehung von größeren Uferstrukturen vorerst verhindern. In beiden Fällen ist es deshalb erforderlich, Strategien zu entwickeln, die gleichzeitig der strukturellen Gewässerentwicklung und dem möglichst schnellen Aufbau eines Uferwaldes gerecht werden.

Die gehölzbedingte Uferstruktur hat je nach Gewässertyp eine unterschiedliche Bedeutung. Bei Bergbächen in relativ engen Tälern, die keine alluvialen Sedimente an der Talsohle besitzen, sind die Bettstrukturen stark vom anstehenden, groben Gesteinsmaterial geprägt.

Gehölzbedingte Uferstrukturen sind dort nur von geringer Ausprägung (Humborg 1995). Die Entwicklung eines weitständigen Ufergehölzsaumes ist deshalb bei Bergbächen von geringer Bedeutung und kann anderen Zielen gegenüber, wie dem einer schnellen Gewässerbeschattung, untergeordnet werden.

Eine große Bedeutung besitzen größere gehölzbedingte Uferstrukturen bei Fließgewässern, die eine mittlere bis hohe Laufdynamik infolge eines relativ hohen Gefälles, einer mittleren bis hohen Abflußdynamik und eines mittel bis leicht erodiblen Ufermaterials besitzen. Eine weitständige Gehölzstruktur, wie sie in einem Wald vorzufinden ist, sollte zumindest an den Prallufern dieser Gewässer beim Aufbau eines Uferwaldes möglichst schnell entwickelt werden. Dazu sollte durch geeignete Maßnahmen die anfängliche Entwicklungsphase von dicht beieinanderstehenden jungen Gehölzen übersprungen werden.

Aus den obigen Ausführungen lassen sich folgende Maßnahmen bzw. Unterlassungen zur Begründung eines Uferwaldes ableiten:

- ♦ **Reduzieren der forstwirtschaftlichen Nutzung** oder die völlige Nutzungsaufgabe im Nahbereich des im Wald liegenden Gewässers bis in 16 bis 24 m Entfernung zum Ufer mit dem Ziel, natürliche Wald- und Totholzstrukturen entstehen zu lassen
- ♦ **Auslichten** eines zu dichten Gehölzsaumes am Gewässer, damit eine waldartige, weitständige Gehölzstruktur entsteht, die Lücken für Uferbuchten freiläßt
- ♦ **Ersatzpflanzungen mit standorttypischen** Ufergehölzen, wenn die vorhandenen standortfremden Gehölze abgängig sind oder forstwirtschaftlich genutzt wurden
- ♦ **Verhindern von Gehölzaufkommen** auf der Fläche, über die hinweg sich der Lauf verlagern soll bzw. zu der er Verlagerungstendenzen zeigt
- ♦ **weitständige Pflanzung von Gehölzen** im Bereich des Uferstrandstreifens von ca. 16 bis 24 m Breite (5 bis 10 m Abstand der Gehölze untereinander, mehrreihig auf Lücke versetzt), damit eine zu dichte Gehölzstruktur verhindert wird aber gleichzeitig eine schnelle Beschattung des Gewässers entsteht
- ♦ **Entwicklung eines Ufer- bzw. Auwaldes** durch Initialpflanzungen, sofern keine standortgerechten Gehölze im Nahbereich als Samenspender vorhanden sind, durch Aufreißen der Vegetationsnarbe, wenn die Wiesenvegetation oder die Hochstaudenflur ein Keimen von Gehölzen auf längere Dauer verhindert

Wie aus Tabelle 5.1 hervorgeht, sind je nach den vorhandenen Randbedingungen und Entwicklungsbedürfnissen des Gewässers diese Einzelmaßnahmen miteinander zu kombinieren. Aus folgender Abbildung ist beispielhaft ersichtlich, wo welche Maßnahmen bei einem Gewässer, das seinen Lauf in eine Ackerfläche hinein entwickeln soll, durchzuführen sind.

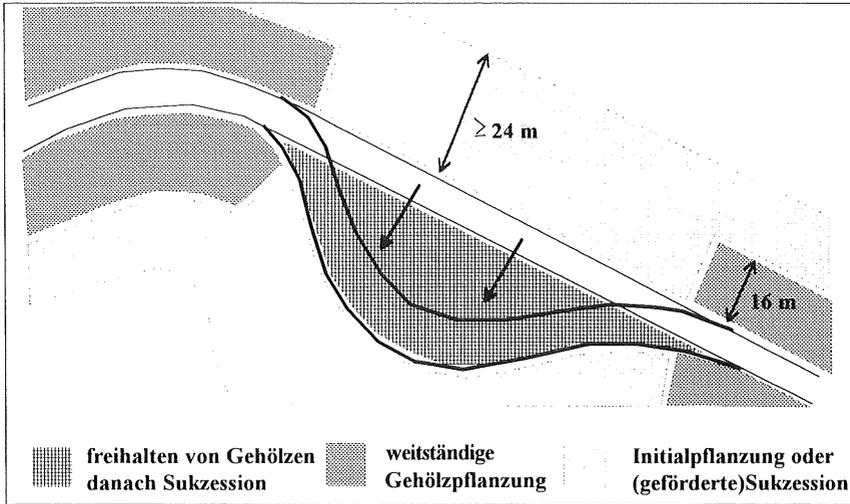


Abbildung 5.8: Maßnahmen zur Uferwaldbegründung an einem Gewässer, dessen Lauf sich abschnittsweise entwickelt

5.2 Maßnahmen zur Förderung der Gewässerentwicklung, ihre Wirkung und ihr Einsatzbereich

Aus den an naturnahen und in Rückentwicklung befindlichen Gewässern festgestellten Elementen, aus den von ihnen verursachten strukturbildenden Mechanismen und den in Kapitel 5.1 anhand der einzelnen Defizite diskutierten Maßnahmen lassen sich sechs Maßnahmengruppen für die Gewässerstrukturentwicklung ableiten:

- ♦ gezielte punktuelle **Beseitigung von Ufergehölzen und "toten" Ufersicherungen** bei Gewässerabschnitten mit monotonem und den Gewässerlauf fesselndem Ufergehölz und Ufersicherungen, die die Lauf- und Bettentwicklung behindern
- ♦ **Geschiebezugabe** bei vorhandenem Geschiebedefizit infolge stark verbauter Abschnitte oder Geschieberückhaltungen oberhalb des zu entwickelnden Abschnittes und zur Sohlenerhebung bei zu tiefen Gewässerbetten
- ♦ **Unterdrückung der von selbst aufkommenden Gehölze** an Stellen, wo eine Laufverlagerung vorgesehen oder prognostiziert wird und Uferstrukturen entstehen sollen
- ♦ **gezielte Gehölzpflanzungen und Gehölzentwicklung** bei gehölzfreien Bachabschnitten, bei gehölzarmen oder monoton beplantzten Abschnitten und bei fehlendem Uferwald
- ♦ **Einbauten im Gewässerbett** bei nicht vorhandenem Altholzbestand und somit fehlendem Totholzanteil und bei Gewässern mit erosionsresistenten Ufern
- ♦ **präventive Ufersicherungen** zum Schutz von Bauwerken, wodurch eine freie Laufentwicklung innerhalb des noch vorhandenen Freiraumes ermöglicht wird

Im folgenden werden die zur Förderung der Gewässerstrukturentwicklung geeigneten Maßnahmen bezüglich ihrer Wirkung und ihrer möglichen Anwendung näher beschrieben:

5.2.1 Beseitigung der Ufersicherung

Der Umfang der Beseitigung der Ufersicherung muß danach unterschieden werden, welche Defizite das Gewässer bezüglich der Laufstruktur, der Breite und der Uferstruktur besitzt und welche Art der Ufersicherung (Steinwerk, Holzverbau oder dichter Gehölzbewuchs) vorherrscht. Die Uferbereiche, an denen Ufersicherungen zur Lauf- und Uferstrukturentwicklung zu beseitigen sind, veranschaulicht Abbildung 5.2.

Beseitigung der Ufersicherung bei vorhandener Lauf- aber fehlender Uferstruktur

Die Beseitigung vorhandener Ufersicherungen aus Steinwerk und totem Holz ist bei Gewässern mit grundsätzlich vorhandener Laufstruktur generell durchzuführen, damit sich eine naturgemäße Gewässerbreite und eine vielfältige Uferstruktur ausbilden kann. Sie kann nur dann unterbleiben, wenn die vorhandene Sicherung infolge fehlender Unterhaltung in Auflösung begriffen ist und bereits heute oder in kurzer Zeit der Strukturentwicklung nur wenig Widerstand

entgegensetzt. Ist allerdings die Sicherung mit den Wurzeln der Ufergehölze durchsetzt, so sollte sie nur dann entfernt werden, wenn auch Ufergehölze entfernt werden müssen.

Um den Eingriff zu minimieren, sollte die Gehölzbeseitigung nur sparsam und gezielt zur Auflockerung und Strukturierung der direkt am Ufer stehenden Gehölzreihe eingesetzt werden. Vitale und große Bäume sollten grundsätzlich nicht beseitigt werden. Erst wenn sie abgängig sind, sollten sie u.U. mitsamt ihren Wurzeln beseitigt und u.U. als Totholz ins Gewässerbett eingebracht werden.

Beseitigung der Ufersicherung bei fehlender Laufstruktur

Die Entfernung von Steinwerk, Holzverbauungen und Ufergehölzen muß bei einer erforderlichen Laufstrukturentwicklung zwingend nur an dem Ufer durchgeführt werden, das sich zurückverlagern soll. Am gegenüberliegenden Ufer kann die Sicherung verbleiben, da sie mit der Laufverlagerung anfänglich von Uferbänken und später von Aueböden überdeckt wird. Bei Gewässern mit starker talabwärts gerichteter Laufverlagerung werden die verbleibenden Ufersicherungen aber mit der Zeit freigelegt. Es ist dann im Einzelfall zu entscheiden, ob sie nach und nach entfernt werden, insbesondere wenn sie die weitere Laufentwicklung zu stark stören, oder ob sie im Bett verbleiben sollen, weil sie eine wünschenswerte unregelmäßige Laufform verursachen.

Ist bei einem begrädigten Gewässer eine geschwungene oder mäandrierende Laufform von Grund auf neu zu entwickeln, dann muß eine durchgehende Ufersicherung bis auf ca. 50 % der Uferlänge beseitigt werden. Entsprechendes gilt bei Gewässerbetten mit zu geringer Breite, an denen sich zumindest eine Uferseite zurückverlagern können muß. Dagegen ist bei Gewässern, an denen nur Laufunregelmäßigkeiten beseitigt wurden, auf deutlich kürzeren Strecken eine Beseitigung insbesondere von Ufergehölzen erforderlich.

Bei relativ kleinen Gewässern mit einem wertvollen Gehölzsaum ist u.U. eine Teilumgestaltung des Gewässerbettes der umfangreicheren Beseitigung von Ufergehölzen vorzuziehen. Dann reicht das Schließen kleiner Lücken im Gehölzsaum aus, um den Lauf hindurchzuführen und streckenweise hinter dem Gehölzsaum neu anzulegen.

5.2.2 Geschiebezugabe

Die Geschiebezugabe kann in folgender Weise durchgeführt werden (siehe auch Abb. 5.9).

Vorratsschüttung in ausgebaggerten Ufernischen

Das in dafür hergestellte Ufernischen (siehe B1 in Abb. 5.9) eingefüllte und bei Bedarf ergänzte Material wird durch die Strömung nach und nach ausgetragen, wobei die durch die Nische entstehenden Turbulenzen die Geschiebeaufnahme unterstützen. Unterhalb der Nische wird das Material als Bank abgelagert, die die Strömung am gegenüberliegenden Ufer konzentriert und

dort Ufererosion verursacht. Die Geschiebezugabe über Uferbänke hat den Vorteil, daß wiederholte Eingriffe in den Ufer- oder Sohlbereich vermieden werden und ohne großen Aufwand eine nahezu kontinuierliche Geschiebezugabe möglich ist.

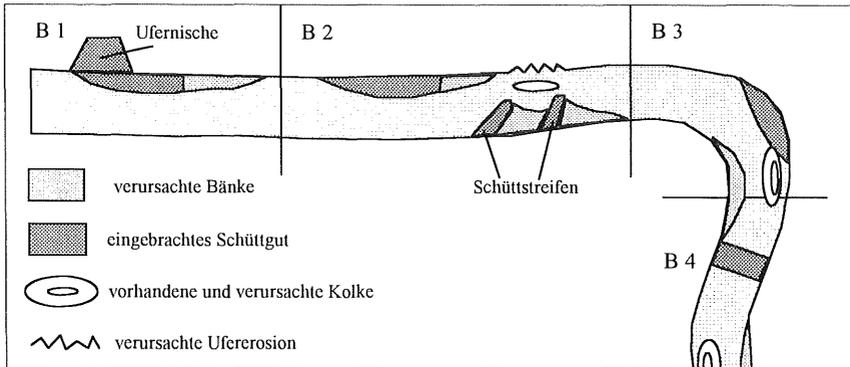


Abbildung 5.9: Möglichkeiten zur Einbringung von Geschiebematerial

Schüttung von Uferbänken und Schüttstreifen

Während bei der Vorratsschüttung in Nischen Uferbänke indirekt entstehen, werden sie bei dieser Maßnahme direkt durch Schüttungen ins Gewässerbett hergestellt (siehe B2 in Abb. 5.9). Die geschüttete Bank oder die Schüttstreifen - letztere sind eine nur zu Teilen angelegte Bank in der Art von dicht hintereinanderliegenden Buhnen - verursachen sofort eine Ablenkung der Strömung ans gegenüberliegende Ufer mit entsprechenden Erosionserscheinungen. Die Uferbank wird durch die Strömung umgelagert, indem sie an ihrem oberen Ende erodiert wird. Das erodierte Material wird zum Teil am unteren Ende wieder angelagert. Das weitertransportierte Material bildet zusammen mit den Erosionsmassen aus dem gegenüberliegenden Ufer weitere Uferbänke unterhalb aus. Die Schüttstreifen werden ebenfalls umgelagert, verursachen aber auch eine Ablagerung des von oberhalb herantransportierten Geschiebes zwischen den Schüttstreifen, wodurch die Uferbank vervollständigt wird.

Werden mehrere Uferbänke geschüttet, so sollten diese entsprechend den mittleren Abständen von festgestellten Bänken bzw. der ermittelten halben natürlichen Mäanderwellenlänge positioniert werden. Damit die meisten Bänke natürlich entstehen, ist möglichst nur jede dritte oder vierte Bank zu schütten, während die Bänke dazwischen infolge der durch die geschütteten Bänke verursachten Strömungsimpulse und Ufererosion indirekt entstehen sollten.

Schüttungen an Prallhängen

Bei geschwungenen und gewundenen Gewässerläufen treten die stärksten Erosionskräfte am Außenufer von Krümmungen oder Laufknicken auf. Das am Prallufer erodierte Material wird vorwiegend vom Prallufer zum nächsten Gleitufer bzw. zur nächsten Uferbank auf der gleichen

Seite transportiert, wie die Modellversuche von *Friedkin* (1945; siehe Kap. 2.3.4) eindrucksvoll gezeigt haben. Es ist deshalb sinnvoll, diese Transportmechanismen auszunutzen und Geschiebe an den Außenufern von singulären Knicken und Krümmungen zuzugeben (siehe B3 in Abb. 5.9).

Schüttungen auf Furten

Wie in Kapitel 2.3.1 ausgeführt wurde, sind auch in gestreckten Gewässerläufen Kolk-Furt-Sequenzen an der Gewässersohle festzustellen. Während sich die Furten in Gewässern mit relativ kleinem, leicht beweglichem Geschiebekorn bei Hochwasser aufhohen, werden sie bei Mittel- und Niedrigwasser wieder teilweise abgetragen. Diese Erscheinung kann auch bei der Geschiebezugabe ausgenutzt werden, indem auf den ansatzweise festzustellenden Furten das Geschiebe aufgebracht wird (siehe B4 in Abb. 5.9). Dabei sollten aber nur relativ dünne Lagen im Dezimeterbereich eingebaut werden, damit kein unnatürlich starker Rückstau verbunden mit unerwünschter Sedimentation in den oberhalb befindlichen Kolken entsteht. Die Schüttung hat vom Hochpunkt der Furt an abwärts zu erfolgen, da dort die größten Strömungskräfte vorhanden sind, die auch den Weitertransport und die Verteilung des zugegebenen Materials gewährleisten.

Flächenhaftes Einbringen von Geschiebematerial

Werden Sohlsicherungen beseitigt, oder soll die Sohle eines eingetieften Gewässers wieder auf ein gewässertypisches Niveau gebracht werden, so kann das flächenhafte Einbringen einer gleichmäßig starken Geschiebeschicht sinnvoll sein. Die Schichtstärke richtet sich dann nach der Dicke der entfernten Sohlsicherung oder der Höhendifferenz zwischen dem vorhandenen und dem gewässertypischen Sohlenniveau. Die Kornverteilung des verwendeten Materials muß dem natürlichen Kornspektrum des Sohlenmaterials entsprechen. Bei einem für den Transport des Geschiebekorns maßgeblichen Abfluß wird dann eine eigendynamische Restrukturierung der Sohle stattfinden.

5.2.3 Unterdrückung und Beseitigung von Gehölzen

Rodung vorhandener Ufergehölze

Am Ufer, das sich bei der Laufentwicklung zurückverlagern soll, sind vorhandene Ufergehölze möglichst mit ihren Wurzelstöcken zu beseitigen. Erreicht das sich verlagernde Ufer vorhandene Gehölzstreifen in der Aue, dann sind u. U. auch diese zu beseitigen, sofern sie die weitere Laufverlagerung behindern.

Verhindern von Gehölzaufkommen

Die zuvor als Wiese oder Ackerland genutzte Auefläche, die der Gewässerentwicklung zur Verfügung gestellt wird, muß in einer Weise behandelt werden, die sich an der geplanten bzw.

vorausgesagten Laufverlagerung orientiert. Die Flächen zwischen dem vorhandenen und zukünftigen Lauf sind durch das Entwickeln einer dichten Krautschicht (bei einem Acker als Ausgangszustand) oder eine regelmäßige Mahd von Gehölzen freizuhalten.

5.2.4 Gezielte Gehölzpflanzungen und geförderte Gehölzsukzession

Unter gezielten Gehölzpflanzungen soll hier die Pflanzung von standortgerechten Einzelgehölzen, Gehölzgruppen und von Uferwald verstanden werden. Dagegen kommen Gehölze bei der geförderten Gehölzsukzession von alleine aus dem im Boden und der Umgebung vorhandenen Samenpotential auf. Nur das Keimen der Samen wird durch entsprechende Maßnahmen unterstützt.

Die zum Einsatz kommenden Gehölzarten sind in Abhängigkeit von ihrem naturräumlichen Vorkommen und ihren Standortansprüchen auszuwählen. Als die wichtigsten Baumarten sind hier die Erle, die Esche und verschiedene Weidenarten zu nennen. Sie sollen hier mit unterschiedlichen Zielen eingesetzt werden:

- ◆ zur punktuellen und linearen Ufersicherung
- ◆ zur Ablenkung der Strömung und zur Einengung des Abflußquerschnittes
- ◆ zur Stabilisierung von strömungsablenkenden Einbauten im Gewässerbett
- ◆ zur Beschattung der Ufer, damit die Krautschicht unterdrückt und Erosion gefördert wird
- ◆ als Totholzlieferanten

Bei den ersten drei Einsatzarten ist die unterschiedliche Wurzel Ausbildung und somit die ufersichernde Wirkung bzw. die unterschiedliche erosionsfördernde Wirkung der einzelnen Gehölzarten zu beachten (siehe Kap. 2.7.3). Die folgenden gezielten Pflanzmaßnahmen sind zu unterscheiden:

Pflanzung am und im Ufer zur Entwicklung von Uferbuchten

Schwarzerlen werden als Einzelgehölze oder als Gruppe in Abständen von ca. 8-10 m nahe der Wasserlinie in die Uferböschung gepflanzt. Dazwischen werden auf dem Ufer oder etwas zurückversetzt Eschen gepflanzt, um eine durchgehende Beschattung ohne Ufersicherung zu erreichen. Die Erlen entwickeln ein tief hinabreichendes grobes Wurzelwerk und sichern das Ufer; die Eschen lassen die Entstehung von Buchten und das Unterschneiden der Ufer zwischen den Erlen zu.

Um punktuelle Querschnittsaufweitungen (sich gegenüberliegende Buchten) entstehen zu lassen, sind Pflanzungen spiegelbildlich auf beiden Ufern durchzuführen, die von gehölzfreien Bereichen unterbrochen sind; um kurze Schwünge des Niedrigwasserbettes zu erzeugen, sind die Pflanzungen versetzt durchzuführen (siehe Abb. 5.10).

Pflanzung zur Strömungsablenkung bei höheren Abflüssen

Weiden bilden in den ersten Jahren nach der Pflanzung ein sehr dichtes Buschwerk, das - insbesondere wenn sie in relativ tiefen und relativ schmalen Gewässerbetten nahe der Mittelwasserlinie gepflanzt sind - bei höheren Wasserständen die Strömung stark zum gegenüberliegenden Ufer ablenkt. Dadurch wird dort die Ufererosion gefördert.

Mit der Pflanzung von Einzelgehölzen und eng stehenden Gruppen nahe der Mittelwasserlinie wird bei einem zur Breitereosion neigenden Gewässer eine Zurückverlagerung des gegenüberliegenden Ufers erreicht. Bei wechselseitiger Pflanzung kann insbesondere bei Bächen mit geringer Breite ein geschwungener Lauf entwickelt werden.

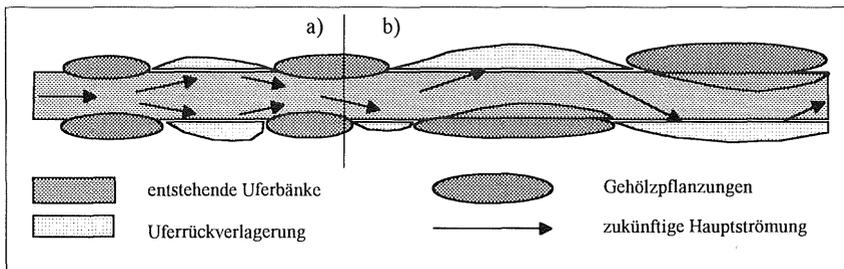


Abbildung 5.10: a) Spiegelbildliche Pflanzung von Gehölzgruppen zur Erzeugung von Bachweiterungen; b) wechselseitige Pflanzung von Gehölzgruppen zur Laufentwicklung

Pflanzungen zur Erzeugung von Engstellen im Gewässerbett

In kleinen Bächen, deren Breite in der Größenordnung der Stammdurchmesser ausgewachsener Bäume liegt, können alte, gegenüberstehende Bäume im Gewässerbett eine Engstelle erzeugen. Um diese in der Natur zufällige Erscheinung gezielt zu erzeugen, können Erlen und auch Weiden als Einzelgehölze oder eng stehende Gruppen auf beiden Seiten an der Wasserlinie eingepflanzt werden. Damit die Gehölze im Jungstadium der Strömung widerstehen können, werden oberstrom der Gehölze Pfähle vertikal eingeschlagen, an denen sie befestigt werden. Nach entsprechendem Dickenwachstum oder nach Anlagerung von Geschwemmsel wird der Abfluß insbesondere bei Hochwasser eingeschnürt und beschleunigt. Unterhalb entsteht deshalb ein Kolk (siehe Abb. 5.11 a).

Werden die Gehölze nicht senkrecht zur Gewässerachse sondern schräg dazu angeordnet, so wird die Strömung unterhalb der Pflanzung auf eine Uferseite gerichtet und das Ufer verstärkt erodiert (siehe Abb. 5.11 b).

Die relativ nahe gegenüberstehenden Ufergehölze schmalen Gewässers können ihre Wurzeln an der Gewässersohle ineinander verzahnen, so daß im Bereich der Gehölze das Sohlniveau festgelegt, d.h. stabilisiert sein kann. Eine vorhandene Tiefenerosion wird somit auf längere Zeit oberhalb davon unterbunden sein. Direkt unterhalb entsteht oft eine kleine Sohlstufe.

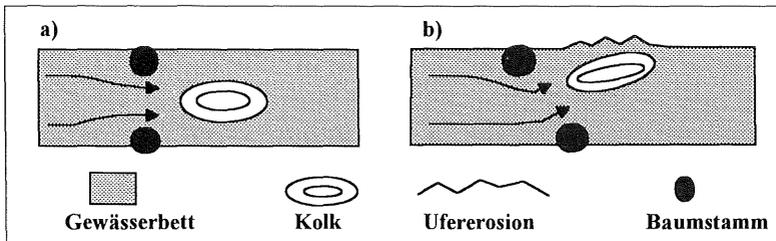


Abbildung 5.11: Paarweise Pflanzung von Einzelgehölzen zur Erzeugung von Engstellen im Gewässerbett; Anordnung senkrecht zur Gewässerachse zur Erzeugung von Kolken a); Anordnung schräg zur Gewässerachse zur Erzeugung von wechselseitiger Ufererosion b)

Pflanzungen zur Stabilisierung der in Kap. 5.2.5 erläuterten Einbauten

Zur dauerhaften Stabilisierung von strömungsablenkenden Einbauten aus Kies oder Steinen können auf das ins Gewässerbett geschüttete Material Weiden oder Erlen gepflanzt werden. Dazu ist insbesondere bei Erlen eine Durchmischung des Pflanzbettes mit Erdmaterial erforderlich, während Weiden sich auch auf sandigem, nährstoffarmem Substrat entwickeln können. Auch aus Baumstämmen bestehende Wehre und Buhnen können zur besseren Verankerung im Uferbereich mit Erlen und Weiden umpflanzt werden.

Pflanzung zur Uferstabilisierung

An Uferabschnitten, die sich bei der Laufentwicklung nicht zurückverlagern sollen oder dürfen (spätere Gleitufer), können ufersichernde Pflanzungen (Ingenieurbiologische Ufersicherung) erfolgen. Dadurch wird bei der Breitenerosion das nicht beplanzte, gegenüberliegende Ufer umso mehr erodiert und zurückverlagert. Bei wechselseitiger Anordnung der vegetativen Sicherung wird ein leicht geschwungener Lauf entstehen. Bei zunehmendem Windungsgrad des Bachlaufes wird sich die Uferlinie nach und nach von dieser Schutzpflanzung entfernen.

5.2.5 Einbauten im Gewässerbett

Um das Gewässer als Lebensraum für die Fischfauna zu verbessern, werden schon seit Jahren zur Strukturierung der Gewässersohle ausgebauter Gewässer Einbauten im Gewässerbett vorgeschlagen und realisiert (Wesche 1985; Jungwirth 1988). Zur Förderung der Laufentwicklung wurden bisher solche Einbauten nur selten verwendet. Jüngste Veröffentlichungen (Hey 1990 und 1992; Gordon et al. 1992) versuchen zur Planung und Bemessung solcher Einbauten verstärkt die morphologischen und hydraulischen Erkenntnisse mit einzubeziehen.

Die möglichen Grundformen der Einbauten zur Entwicklung von Sohlstrukturen sind grundsätzlich die gleichen, wie diejenigen zur Entwicklung von Laufstrukturen. Sie können sich aber darin unterscheiden, wie stark sie die Strömung - insbesondere bei höheren Abflüssen -

beeinflussen. Es kann bei einem Entwicklungsprojekt, bei dem eine größere Laufverlagerung angestrebt wird, davon ausgegangen werden, daß eine größere Fläche der Aue zur Verfügung gestellt wird, die auch dem Hochwasserabfluß dient. Bei den folgenden Maßnahmenvorschlägen wird deshalb wenig Rücksicht auf die Abflußkapazität des Gewässerbettes genommen. In Fällen, wo der Gewässerlauf weitgehend beibehalten wird und der Hochwasserschutz gewährleistet bleiben muß, kann es somit nur um die Entwicklung von Ufer- und Sohlstrukturen gehen. Die Wirkung der Einbauten als Abflußhindernis muß dann berücksichtigt werden. Gegebenenfalls sind dann Beschränkungen bezüglich der Größe der Einbauten, d.h. des durch sie verursachten Verbauungsgrades, erforderlich.

Die Einbauten haben entweder die Aufgabe, eine Sekundärströmung zu erzeugen oder zu verstärken, die ihrerseits Verlagerungen des Ufer- und Sohlmaterials und damit eine Laufverlagerung bewirkt, oder die Strömung so stark zu konzentrieren und auf eine Uferseite zu lenken, daß dort starke lokale Ufererosion stattfindet.

Hey (1992) unterscheidet vier Typen von Einbauten: Wehre, Querdämme, Strömungsablenker und Leitwerke. Da diese Unterteilung nach hydraulischen und baulichen Gesichtspunkten sinnvoll ist, soll sie im folgenden beibehalten werden.

Querdämme aus grobem Sohlsubstrat und Steinen

Unter Dämmen aus Kies oder Steinen sind hier geschüttete Querbauwerke zu verstehen, die sich über die gesamte Gewässerbreite erstrecken. Sie sind so hoch über der Sohle aufzuschütten, daß sich über ihnen nicht nur bei Niedrig- und Mittelwasserabflüssen, sondern auch bei kleinen Hochwasserabflüssen ein Strömungswechsel einstellt. Oberhalb entsteht dadurch ein Rückstau, der die Fließgeschwindigkeit erheblich herabsetzt und Sedimentation verursacht.

Um einen Impuls zur Laufentwicklung zu geben, ist der Querdamm in einem Winkel von kleiner 70° zur Strömungsrichtung anzuordnen. Durch den Aufstau wird Strömungsenergie gewonnen. Die über dem Dammkörper stark beschleunigte Strömung wird auf das Ufer gelenkt, wo sie zu erhöhter Ufererosion führt. Die Dämme sind im Bereich von festgestellten Furten oder geplanten Wendepunkten des Laufes zu schütten. Die Krone der Dämme sollte nur so hoch sein, daß der Rückstau den oberhalb gelegenen oder entstehenden Krümmungskolk nicht mehr oder nur geringfügig einstaut (siehe Abb. 5.12).

Da die hier vorgeschlagenen Maßnahmen sich an gewässertypischen Strukturen und Materialien orientieren sollen, sollten solche Dämme nur an Gewässern mit relativ hohem Gefälle und grobem Sohlsubstrat eingesetzt werden (Bergbäche). Da ein solcher Steindamm relativ große Veränderungen der Strömung mit sich bringt, sollte er nur zur Laufentwicklung an Gewässern mit erosionsresistentem Ufermaterial und nicht allein zur Entwicklung der Sohl- und Uferstruktur eingesetzt werden. Damit die Dämme längere Zeit ihren Zweck erfüllen, sind sie nach den

Kriterien für raue Schüttsteinrampen für ein ca. 10-jährliches Hochwasserereignis zu bemessen und ausreichend in die Ufer einzubinden. Damit kein oder nur ein geringes Wanderhinder- nis für die Fischfauna entsteht, ist die Krone und der anschließende Dammrücken muldenförmig auszurunden. Damit entsteht eine Lockströmung und eine größere Wassertiefe.

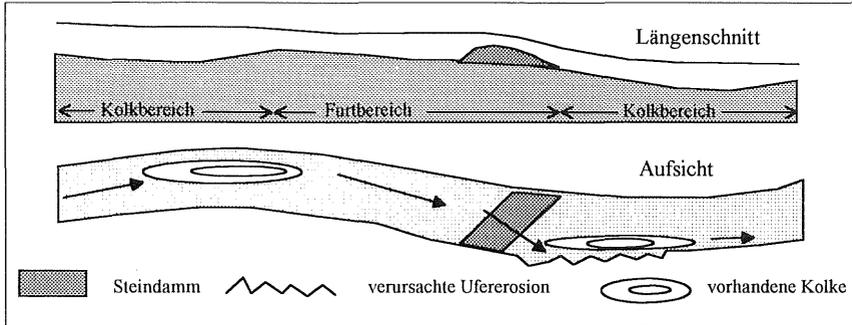


Abbildung 5.12: Anordnung eines Steindammes im Gewässerlauf

Baumstamm-Wehr

In Anlehnung an durch umgestürzte Bäume verursachte Hindernisse wird hier - als Alternative zum Steindamm - ein aus einem oder mehreren Baumstämmen gebildetes Wehr vorgeschlagen. Dieses Wehr besitzt die gleichen hydraulischen und somit morphologischen Wirkungen wie der aus Kies oder Steinen geschüttete Querdamm. Das Wehr ist entsprechend anzuordnen. Es ist für Berg- und Flachlandgewässer gleichermaßen geeignet. Die beim Damm genannten Einschränkungen der Anwendung gelten auch hier. Um bei entsprechenden Wehrhöhen die Wirkung als Wanderhinderung zu verringern, ist in der Wehrkrone eine Scharte auszusparen; um Umläufigkeiten zu vermeiden, sind die Baumstämme ausreichend tief in die Ufer einzubinden; um Unterläufigkeit zu vermeiden, ist gröberes Sohlssubstrat an die Oberseite des Wehres zu schütten. Reicht bei breiteren Gewässern die Einbindung in die Ufer zur Stabilisierung nicht aus, so sind die Stämme zusätzlich mit in die Gewässersohle gerammten Stahlstangen oder Pfählen zu sichern (Abbildung 5.13).

Schüttung von Furten (Querbänke)

Bei natürlicherweise vorhandenen Furtstrukturen ist die Herstellung oder Verstärkung von Furten ein geeignetes Mittel zur Strukturentwicklung. Furten können als Querdämme von geringer Höhe angesehen werden. Zu ihrer Herstellung sind Steinarten und Steingrößen zu wählen, die im Sohlssubstrat anzutreffen sind. Um geschüttete Furten längere Zeit zu erhalten, ist - im Unterschied zur Geschiebezugabe auf Furten - die Schüttung mit Kies oder Steinen, die dem Grobkorn des Sohlssubstrates entsprechen, durchzuführen. Wie bei den Dämmen und

Wehren sind die Hochpunkte der Furten zur Entwicklung einer Laufstruktur schräg zur Strömungsrichtung anzulegen, damit die Strömung zu einem Ufer hin abgelenkt wird.

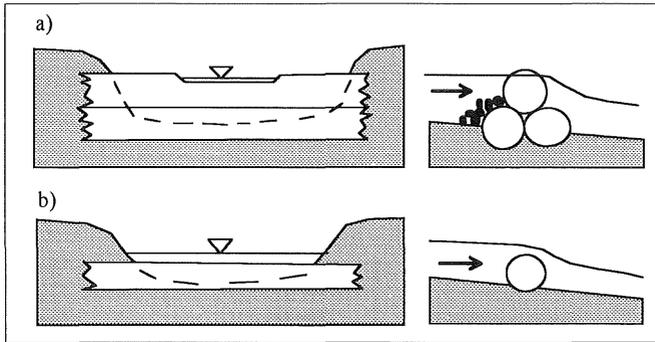


Abbildung 5.13: Aus Baumstämmen gebildete Wehre; Wehr aus mehreren Stämmen gebildet a); Wehr aus einem Stamm b)

Sollen bei natürlicherweise gestrecktem Gewässerlauf nur Sohl- und Uferstrukturen erzeugt werden, so kann die Furt nach oben oder unten gekrümmt angelegt werden (siehe Abb. 5.14). Im ersten Fall führt dies zu einer Konzentrierung der Strömung in der Bettmitte (konvergente Strömung), wodurch im Anschluß an die Furt in der Bettmitte ein Kolk verursacht wird; im zweiten Fall ist die Strömung divergent und führt an beiden Uferseiten zu Kolken, die zur Bettverbreiterung führen können. In der Bettmitte entsteht gegebenenfalls eine Bank.

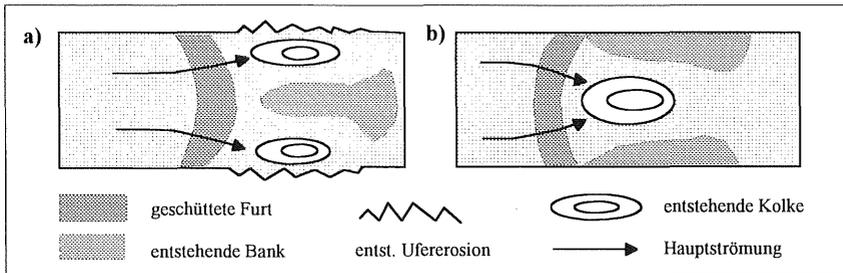


Abbildung 5.14: Schüttung von Furten zur Erzeugung von Uferstrukturen und zur Verstärkung von Sohlstrukturen; nach Unterstrom gewölbt erzeugen sie Zwillingskolke und beidseitige Ufererosion a); nach Oberstrom gewölbt erzeugen sie Mittenkolke und u.U. symmetrisch angeordnete Uferbänke b)

Strömungsablenker

Strömungsablenker erstrecken sich im Gegensatz zu den Wehren, Querdämmen und Furten nicht über die gesamte Gewässerbite. Der Rückstauereffekt und Ablagerungen oberhalb sind deshalb gering. Der Geschiebedurchgang und die Durchwanderbarkeit für die Fischfauna bleibt

gewährleistet. Von Hochwasserständen abgesehen, ragt die Konstruktion teilweise oder auf ganzer Länge aus dem Wasser. Die Strömungsablenker können aus Steinen geschüttet sein (Anwendung nur bei Bergbächen mit steinigem Sohlsubstrat) oder aus Baumstämmen (Anwendung in Berg- und in Flachlandbächen) bestehen. Die möglichen Anordnungen im Gewässerbett sind in Abb. 5.15 dargestellt.

Zur Entwicklung von Laufstrukturen sollten die Strömungsablenker vom Ufer ausgehend mindestens bis zur Bettmitte ins Gewässerbett hineinragen. Die Strömung wird dadurch auf der gegenüberliegenden Seite konzentriert und führt dort zu verstärkter Ufererosion. Durch die Strömungskonzentration wird unterhalb des Ablenkers an der gegenüberliegenden Uferseite ein Kolk erzeugt, der die Ufererosion unterstützt. Im Strömungsschatten des Ablenkers bildet sich bei entsprechender Geschiebeführung eine Uferbank aus. Der Winkel, den der Ablenker zur Uferlinie bildet, sollte zwischen 90 und 45° liegen.

Zu unterscheiden sind lineare und dreiecksförmige Ablenker. Sie unterscheiden sich in ihrer Wirkung, sobald sie bei höheren Abflüssen überströmt werden. Während der dreiecksförmige Ablenker die Strömung zur Gewässermitte hin orientiert, wird beim linearen Ablenker - sofern er nicht stromaufwärts gerichtet ist - die über ihn hinweggehende Strömung auf das eigene Ufer gelenkt (siehe Abb. 5.15 a). Den dreiecksförmigen Ablenkern entsprechende Strömungsablenkungen zeigen dagegen stromaufwärts gerichtete lineare Ablenker (Abb. 5.15 b u. c)

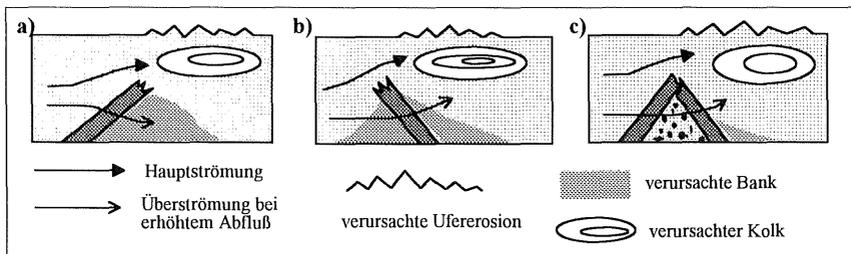


Abbildung 5.15: Strömungsablenker und ihre Anordnung zur Förderung der Laufentwicklung; in Strömungsrichtung geneigt a); gegen die Strömung geneigt b); dreiecksförmiger Ablenker c)

Sofern nur Sohl- oder Uferstrukturen entwickelt werden sollen, können auch symmetrisch angeordnete Strömungsablenker Anwendung finden. Zu unterscheiden ist der beidseitig vom Ufer ins Bett hineinragende V-förmige Typ, der die Strömung beschleunigt und in der Bettmitte konzentriert, wodurch ein Mittenkolk und im Strömungsschatten jeweils eine Uferbank entstehen, vom A-förmigen Typ (vergleichbar Abb. 5.16 c), der in der Gewässermitte eingebaut ist, die Strömung aufspaltet und auf beide Uferseiten lenkt, wodurch eine Aufweitung des Profils und im Strömungsschatten eine Mittenbank entsteht.

Überströmte Leitwerke

Diese Leitwerke sind den Strömungsablenkern vergleichbar, besitzen aber bezogen auf die Wassertiefe bei kleinen Abflüssen eine so geringe Höhe, daß sie nahezu immer überströmt werden. Da sie eine wesentliche Beeinflussung der Strömung nur bei kleineren Abflüssen bewirken, sind sie hauptsächlich zur Entwicklung von Sohl- und Uferstrukturen geeignet. Das Leitwerk lenkt die sohlnahe Strömung in eine andere Richtung ab als die Oberflächenströmung: Die sohlnahe Strömung gleitet am Leitwerk entlang; die Oberflächenströmung wird beim Überströmen senkrecht zum Leitwerk abgelenkt (siehe Abb. 5.16). Die über das Leitwerk hinwegströmende Oberflächenströmung verursacht einen Kolk, während die geschiefbeführende sohlnahe Strömung direkt unterhalb des Leitwerks Bänke ausbilden kann. Beim asymmetrischen Fall, bei dem sich ein ufernaher Kolk ausbildet, kann die Ufererosion indirekt durch diesen gefördert werden.

Die Leitwerke können aus Schüttsteinen oder Baumstämmen bestehen. Die Wahl dieser Baumaterialien hat sich wie bei den Strömungsablenkern an den Substratverhältnissen der Gewässersohle zu orientieren. Die Anordnung der Einbauten im Gewässerbett sind denen der Strömungsablenker vergleichbar. Durch ihre niedrigere Bauart verursachen sie aber andere Strömungsmuster und Entwicklungsimpulse (vergleiche Abb. 5.15 und 5.16).

Die dargestellten Anordnungen stellen nur einen kleinen Teil der Möglichkeiten dar. Der Gestaltungsvielfalt sind prinzipiell keine Grenzen gesetzt, wenn man die Zufälligkeiten der natürlicherweise durch Totholz gebildeten Hindernisse als Vorbild nimmt. Um die Einbauten zu fixieren, können einfache Mittel wie Pflöcke, Leinen etc. verwendet werden. Auch eine gewisse Beweglichkeit der Einbauten kann zugelassen werden.

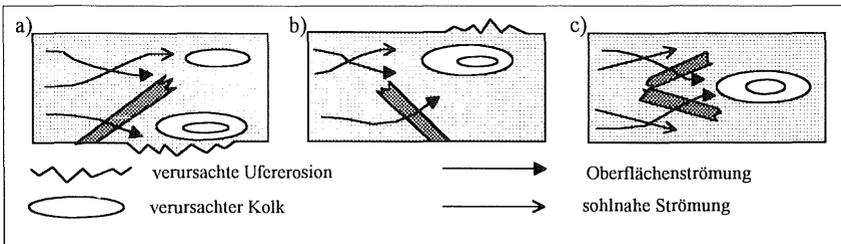


Abbildung 5.16: Überströmte Leitwerke; einseitig in Strömungsrichtung angeordnet a); einseitig entgegen der Strömung angeordnet b); symmetrisch angeordnet c)

Einbringen von Totholz

Im weiteren Sinne ist der Einbau von Strömungsablenkern und Leitwerken, die aus Baumstämmen oder Ästen bestehen, als eingebrachtes Totholz zu bezeichnen. Hier wird darunter aber das ungeordnete Einbringen von Totholz verstanden. Wie in der Natur soll dabei das Totholz

ungeordnet und zufällig ins Gewässer gelangen und erst durch die Strömung eine gewisse Umlagerung und Anordnung erfahren, wodurch wiederum unvorhersehbare Ufer- und insbesondere Sohlstrukturen entstehen können.

Einbringen von Totholz ist nur dort durchzuführen, wo kein oder ein noch junger Gehölzbestand existiert und somit kein oder nur wenig und kleinstückiges Totholz vorhanden ist oder in absehbarer Zeit entstehen kann. Auch ist Totholz ungeordnet nur dann einzubringen, wenn eine natürliche Laufform bereits erreicht oder vorhanden ist, und deshalb nicht die Gefahr besteht, daß die Wirkung von zielgerichtet eingebrachten Strömungsablenkern oder Leitwerken durch zufällig entstehende Totholzstrukturen gestört wird.

Wie bereits in Kapitel 5.1.1 ausgeführt, ist auch das Einbringen von Totholz zur Förderung der Sohlanhebung geeignet. Dazu können bei kleineren Gewässern mit entsprechend hohem Geschiebetransport insbesondere Äste rasterförmig über die gesamte Fläche der Gewässersohle verteilt eingebaut werden.

5.2.6 Präventive Ufersicherung

Unter einer "präventiven" Ufersicherung soll hier eine Sicherung verstanden werden, die nicht im Gewässerbett, sondern in der Aue zwischen einem zu schützenden Objekt und dem Gewässer eingebaut wird. Sie übt ihre sichernde Wirkung erst dann aus, wenn ein Gewässer im Zuge der Laufentwicklung oder seiner natürlichen Laufdynamik seine Ufer in Richtung des zu schützenden Objektes verlagert hat und das Erosionsufer auf die Sicherung trifft. Im weiteren Sinne kann eine solche präventive Ufersicherung als Steuerung der Laufentwicklung bezeichnet werden. Da sie aber nicht positiv in Richtung größerer Naturnähe auf die Laufentwicklung einwirkt, sondern dieser die notwendigen Grenzen vorgibt, wird sie hier gesondert behandelt.

Entwickelt bzw. vorgeschlagen wurden vergleichbare Sicherungsmethoden an sehr entwicklungsfreudigen Kiesflüssen, der Wiese in Süddeutschland und der Emme in der Schweiz (*Zarn* 1992; *Scherle* et al. 1995) und für den Ganges in Indien (*Inglis* 1949). Dabei ging es darum, die laterale Erosion der Gewässer zum Schutz von Dämmen oder Brücken zu beschränken. Da entweder ein Einbau von Ufersicherungen bis auf die erforderliche Tiefe bei großen Gewässern aus technischen oder finanziellen Gründen nicht möglich war, oder eine gewisse Breitenentwicklung zugelassen werden sollte, konnte eine Ufersicherung in endgültiger Lage nicht eingebaut werden. Am Ganges und an der Wiese wurde eine auf dem Vorland horizontal eingebaute Steinschleppe konzipiert. Diese sollte dann, wenn sich das Ufer verlagert, unterschritten werden und sich nach und nach schützend auf das Ufer legen, bis eine weitere Uferverlagerung verhindert ist (siehe Abb. 5.17). Dagegen hat man an der Emme und alternativ auch an der Wiese ein tief unter das Aueniveau reichendes Steinwerk vorgesehen, das in einigem Abstand zum Ufer eingebaut wurde bzw. werden soll. Erst nach erfolgter Breiten- und mäßiger

Laufentwicklung des Gewässers soll dadurch eine Laufverlagerung über bestimmte Grenzen hinaus verhindert werden.

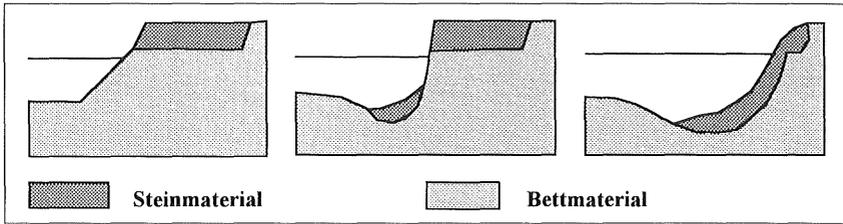


Abbildung 5.17: Umlagerung einer auf das Vorland eingebrachten Steinschicht (präventive Ufersicherung), die sich mit fortschreitender lateraler Uferverlagerung schützend auf die Uferböschung legt und eine weitere Verlagerung verhindert

Im Vergleich zu herkömmlichen Ufersicherungsbauweisen, die ein Gewässerufer an Ort und Stelle festlegen, läßt die präventive Sicherung dem Gewässerlauf einen vorgegebenen Entwicklungsraum. Erst wenn der Gewässerlauf Flächen beanspruchen will, die anderweitigen Nutzungen vorbehalten sind, wird die Laufentwicklung gestoppt. Dabei werden bei geschwungenen oder mäandrierenden Laufformen nur die Außenkrümmungen mit der präventiven Sicherung in Kontakt kommen (siehe Abb. 5.18). Es entsteht dann eine eingeschränkte (confined) Laufform, wie sie auch von natürlichen Randbedingungen, beispielsweise von Talrändern, verursacht sein kann (siehe Kap. 2.2.5).

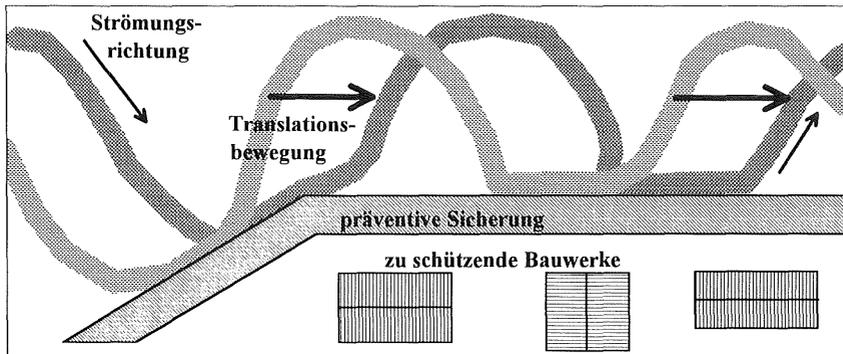


Abbildung 5.18: Laufentwicklung bzw. Verlagerung, die an den Außenkrümmungen durch die präventive Ufersicherung gestoppt wird. Es kann deshalb nur eine eingeschränkte Laufform entstehen.

Wie bei den Ufersicherungsbauweisen (siehe z.B. *UM Ba-Wü* 1993) sind ingenieurbioologische Sicherungsbauweisen von Steinwerken zu unterscheiden. Bei Gewässern, deren Ufer wegen ihrer relativ geringen Tiefe und ihrer mäßigen Erosionskräfte mit Ufergehölzen stabilisiert

werden können, sollte die präventive Ufersicherung durch vorausschauende Pflanzung von Gehölzsäumen vor dem zu schützenden Objekt erfolgen. Sofern ein ausreichender Abstand zum Gewässer vorhanden ist, werden die Gehölze, bis der Gewässerlauf an sie herangerückt ist, so groß sein und eine so ausreichende Wurzelmasse ausgebildet haben, daß die Laufentwicklung durch sie gestoppt werden kann. Ist der Abstand dagegen klein und kann sich das Gewässer bereits innerhalb eines Hochwasserereignisses bis an die zulässige Grenze verlagern, so sollten sicher dimensionierte Steinwerke zum Einsatz kommen.

Es können grundsätzlich drei präventive Sicherungsbauweisen unterschieden werden (siehe Abb. 5.19):

1. Die Pflanzung von Gehölzstreifen an Gewässern mit mäßiger und geringer Laufverlagerungsgeschwindigkeit und mäßigen Bett- und Kolkttiefen (zusammen kleiner ca. 1,5 m). Die verwendeten Gehölzarten sollten ein tiefgreifendes Wurzelwerk ausbilden können.
2. Der Einbau von Steinwerk in dafür ausgehobene Gräben, die bis unter die Gewässersohle reichen (endgültige Lage der Sicherung), an Gewässern mit hoher Laufverlagerungsgeschwindigkeit und Bett- und Kolkttiefen wie unter 1.
3. Der Einbau von Steindepots in dafür ausgehobene Gräben oder als eine auf der Aue geschüttete Steinschicht über dem Niveau der Gewässersohle bzw. der Kolke (weshalb eine Umlagerung der Steine stattfindet, sobald das Ufer die Steindepots erreicht), an relativ tiefen Gewässern mit hoher Laufverlagerungsgeschwindigkeit.

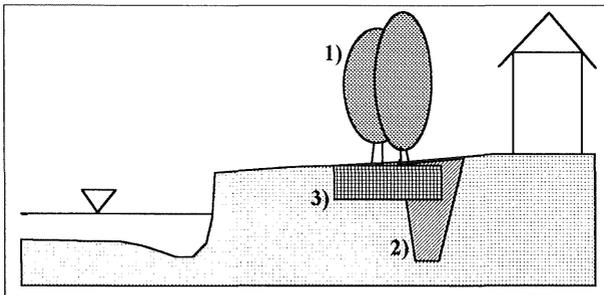


Abbildung 5.19: Die drei Möglichkeiten der präventiven Ufersicherung: 1) die Pflanzung von Ufergehölzsäumen, 2) der Einbau von Steinwerk in endgültiger Tiefe, 3) der Einbau von Steinen als Steindepot auf höherem Niveau

Die präventiven Sicherungen aus Steinen verursachen relativ hohe Kosten, da wegen der u.U. stattfindenden Umlagerung größere Steinmassen notwendig werden, als bei direkter Ufersicherung, und da zu ihrem Einbau u.U. erst ein Grabenaushub erforderlich ist. Sie ist deshalb, und weil dem Gewässer möglichst viel Entwicklungsraum gegeben werden soll, auf die unbedingt erforderliche Länge zu beschränken und möglichst nah am zu schützenden Objekt herzustellen.

Da bei den relativ tiefen Gewässerbetten bei der dritten Sicherungsbauweise große Steinmassen erforderlich werden können, sollte an Gewässern mit mäßiger und geringer Laufverlagerungsgeschwindigkeit auf eine präventive Sicherung zu Beginn einer Laufentwicklung verzichtet werden. Erst wenn sich der Gewässerlauf dem zu schützenden Objekt mit der Zeit angenähert hat, d.h. erst wenn eine weitere Laufverlagerung unterbunden werden muß, sollten Sicherungsmaßnahmen ergriffen werden. Da die genaue Lage der Außenkrümmungen dann bereits ersichtlich ist, können die Sicherungen gezielt und auf das unbedingt erforderliche Maß beschränkt eingebaut werden.

Die Steine sind generell so zu dimensionieren, daß sie nach einer gewissen Umlagerung nicht mehr vom Bemessungshochwasserabfluß weitertransportiert werden können. Bei hoch liegenden Steindepots ist bei der Festlegung der Steinmasse ein gewisser Umlagerungsverlust zu berücksichtigen.

5.2.7 Einsatzbereich der Maßnahmen

Für den Einsatz der einzelnen Maßnahmen ist weniger der Gewässertyp, sondern sind vielmehr die funktionellen Randbedingungen von Bedeutung. Die Einsatzbereiche der Maßnahmen sind nach den mit ihnen zu erreichenden Gewässerstrukturen, nach ihrer naturgemäßen Art bzw. ihrer Unnatürlichkeit und nach ihrer Effektivität beim Erreichen der Ziele festzulegen. In Tabelle 1.10 sind die Maßnahmen den Zielen, dem gewässertypischen Sohlsubstrat, der Uferresistenz, den Strömungskräften und der Größe des Gewässers zugeordnet. Aus der Tabelle sowie aus den oben zu den Maßnahmen gegebenen Erläuterungen können die folgenden Grundsätze für deren Einsatz abgeleitet werden:

- ♦ Die Maßnahmen sind zuallererst nach den zu erreichenden Zielen entsprechend den Strukturdefiziten auszuwählen.
- ♦ Die zur Verwendung kommenden Materialien (Gehölzarten, Steine oder Holz) sind am vorherrschenden Sohlsubstrat zu orientieren.
- ♦ Bei erosionsresistentem Ufer, geringer Strömungsleistung und breitem Gewässer sind Maßnahmen einzusetzen, die eine stärkere strömungsablenkende und beschleunigende Wirkung haben als bei leicht erodierbarem Ufer, hoher Strömungsleistung und schmalen Gewässer.
- ♦ Bei vorherrschender Sedimentation sollten Geschiebezugaben und über die gesamte Gewässerbreite reichende Einbauten wie Dämme und Wehre vermieden werden, während sie bei vorhandener Tiefenerosion geeignet sind, diese zu verringern oder zu unterbinden.
- ♦ Gehölzpflanzungen sind so einzusetzen, daß sie die Gewässerstrukturentwicklung nicht behindern, sondern gezielt fördern.

Da noch wenige Erfahrungen beim Einsatz der impulsgebenden Maßnahmen vorliegen, sind die Angaben in Tabelle 1.10 nur als grobe Leitlinie zu verstehen.

6. Abflußleistung sich entwickelnder und renaturierter Fließgewässer

Die Abflußleistungen naturnaher und ausgebauter Gewässer weichen i.d.R. erheblich voneinander ab, da die meisten Ausbaumaßnahmen mit dem Haupt- oder Nebenziel Hochwasserschutz durchgeführt worden sind. Während die bordvollen bzw. bettbildenden Abflüsse naturnaher Gewässer meist nahe dem mittleren Hochwasserabfluß (MHQ) liegen (siehe Kap. 3.1.2), hängt die Abflußkapazität ausgebauter Gewässer von dem beim Ausbau zugrundegelegten Bemessungsabfluß, d.h. dem Hochwasserschutzgrad, ab. Dieser kann entsprechend den einschlägigen Normen zwischen einem 5- und 100-jährlichen Abflußereignis liegen (*DVWK* 1991; DIN 19700 Teil12). Da bei Ausbaumaßnahmen zwischen Bemessungswasserstand und bordvollem Wasserspiegelniveau meist noch ein sogenannter Freibord von bis zu 0,5 m berücksichtigt wird, liegen die bordvollen Abflüsse ausgebauter Gewässer oft noch deutlich über den Bemessungsabflüssen. Die Zunahme der Abflußkapazität durch Ausbaumaßnahmen wird durch das Verhältnis des Bemessungshochwassers HQ_x zum natürlichen bordvollen Abfluß \sim MHQ deutlich, das bei einem Ausbau für zehnjährliche Hochwasserabflüsse ca. bei 2 und bei hundertjährigen ca. bei 3,5 liegt (siehe Tab. 6.2). Die gewässertypischen Werte können je nach Höhenlage, Geologie, Landnutzung und Gewässertyp deutlich von den genannten abweichen.

Die Ursachen der unnatürlich hohen Abflußkapazitäten ausgebauter Fließgewässer können auf die morphologischen Defizite zurückgeführt werden. Ursächlich zu unterscheiden sind:

- ♦ eine **verringerte Oberflächenrauheit** durch relativ glatte Baustoffe wie Steinsatz, Steinpflaster, Ufermauern etc. (siehe *DVWK* 1/1996 Teil 1) an Ufer und Sohle
- ♦ eine **verringerte Strukturrauheit** infolge nicht vorhandener oder gering ausgeprägter Sohl-, Ufer-, Gehölz- und Totholzstrukturen
- ♦ **unnatürlich große Gewässerquerschnitte** durch künstliche Bettaufweitung oder Betteintiefung
- ♦ ein **verkürzter Gewässerlauf** und somit fehlende Krümmungen

All diese, von natürlichen Zuständen abweichenden Verhältnisse verringern die Energieverluste und erhöhen somit die Abflußkapazität.

Gemeinhin wird insbesondere die Tiefenerosion im wesentlichen auf die Begradigung von Gewässerläufen zurückgeführt. Im folgenden soll u.a. deutlich gemacht werden, daß insbesondere bei kleineren Gewässern Laufbegradigungen nur einen vergleichsweise geringen Anteil an der Erhöhung der Abflußkapazität haben können. Die auf letzteres zurückzuführende Tiefenerosionstendenz ist deshalb in solchen Fällen insbesondere von fehlender Uferstruktur verursacht.

Schutzbedürftige Nutzungen in der Aue, die einen Hochwasserschutz erforderlich machen, sind

den Ausbaumaßnahmen vorausgeeilt oder nachgefolgt. Es ist deshalb vor der Renaturierung von Fließgewässern wichtig zu wissen, welche hydraulischen Wirkungen die angestrebten naturnahen Gewässerstrukturen nach sich ziehen. Da mit Gewässerstrukturen immer eine Verminderung der Abflußkapazität und somit eine Erhöhung der Hochwasserstände einhergeht, kann durch entsprechende hydraulische Berechnungen ermittelt werden, ob mit der Renaturierung

- ♦ Nutzungen in der Aue aufgegeben oder eingeschränkt werden müssen,
- ♦ zusätzliche Hochwasserschutzmaßnahmen wie Vorland- oder Binnendeiche erforderlich werden,
- ♦ Einschränkungen bei der Renaturierung selbst erforderlich werden d.h. auf die Gewässerstrukturen verzichtet werden muß, die die Abflußkapazität unvertretbar stark herabsetzen.

Im folgenden soll beispielhaft für fiktiv ausgebaute Bergbäche und einen Flachlandbach versucht werden, durch schrittweises "Hinzufügen" natürlicher Strukturelemente, deren abflußmindernde Wirkung zu identifizieren. Das schrittweise Hinzufügen der Strukturen soll dabei der bei der Gewässerentwicklung (ausgehend von einem unterhaltenen und begradigten Fließgewässer) ablaufenden Reihenfolge entsprechen.

6.1 Durch Gewässerstrukturen verursachte Rauheiten

6.1.1 Die Rauheit bestimmter Strukturen und ihre Ermittlung

Die physikalisch begründete *Darcy-Weisbach*-Formel zur Berechnung des Abflusses lautet

$$Q = A \times \sqrt{\frac{8g}{\lambda}} \times \sqrt{R \times I} \quad \text{Gl. 6.1}$$

Diese Abflußformel ist für gleichförmigen Abfluß, d.h. bei gleichbleibender Querschnittsform und -größe, konstantem Gefälle und gleichverteilter Rauheit gültig.

Der Widerstandbeiwert λ hängt u.a. von der Reynoldszahl und dem Rauheitsverhältnis (k/R ; mit der äquivalenten Sandrauheit k) ab und ist genaugenommen nur iterativ zu ermitteln. Es hat sich deshalb in der Praxis folgende *Manning-Strickler*-Abflußformel eingebürgert, die sich durch Einsetzen des Näherungsansatzes für den Widerstandsbeiwert im vollkommen rauhen Bereich $1/\sqrt{\lambda} = 2,33 \times (k/4R)^{-1/6}$ in Gleichung 6.1 zu

$$Q = A \times k_{Str} \times R^{2/3} \times I^{1/2} \quad \text{Gl. 6.2}$$

ergibt (*Schröder* in *DVWK* 1990). Mit dieser Formel läßt sich der Abfluß direkt ermitteln, da der Rauheitswert k_{Str} als unabhängige Größe eingeht.

Im englischsprachigen Raum wird meist der *Manning*-Wert n verwendet, der identisch mit dem Kehrwert des k_{str} -Wertes ist. Eine umfangreiche Sammlung von Rauheitswerten sind in *Chow* (1959), *Schewior & Press* (1954) und *Wallisch* (in *DVWK* 1990) zu finden.

Setzt man Gleichung 6.1 und 6.2 gleich, so ergibt sich die Beziehung zwischen den unterschiedlich definierten Rauheitswerten zu

$$k_{Str} = \frac{1}{n} = \sqrt{\frac{1}{\lambda} \times \frac{8g}{R^{1/3}}} \quad \text{Gl. 6.3}$$

die es ermöglicht, bei bekannten k_{st} - oder n -Werten einen Widerstandsbeiwert λ zu errechnen. Die drei in Gleichung 6.3 gegenübergestellten Rauheitswerte sind kombinierte Rauheitswerte, die alle Wirkungen von Gewässerstrukturen, die Strömungsverluste verursachen, integrieren.

Nach dem Überlagerungskonzept von *Einstein & Banks* (*Naudascher* 1987) kann λ in eine Oberflächen- und eine Formrauheitskomponente unterteilt werden. Während mit der Oberflächenrauheit die Energieverluste infolge der Korngröße des Substrates an der Bettoberfläche berücksichtigt werden, werden durch die Formrauheit die Energieverluste infolge größerer Oberflächenstrukturen wie Bänke oder vegetationsbedingte Strukturen wie Wurzeln erfaßt.

Da mit der Formrauheit sehr verschiedene strömungswirksame Strukturen eingehen, ist eine weitere Unterteilung erforderlich. *Shields & Gippel* (1995) unterscheiden z.B. die Komponenten der Formrauheit infolge Bettform, Laufkrümmung und Totholz, so daß sich für den Widerstandsbeiwert folgende Gleichung ergibt:

$$\lambda = \lambda_{Oberfl.} + \lambda_{Bettform} + \lambda_{Krümmung} + \lambda_{Totholz} \quad \text{Gl. 6.4}$$

Bei diesem Ansatz wird vereinfachend vernachlässigt, daß die einzelnen Formrauheiten sich gegenseitig beeinflussen, d.h. in ihrer Wirkung vermindern oder gar verstärken können.

Das Energieliniengefälle ergibt sich aus Gleichung 6.1 oder 6.2 mit $Q=A \cdot v$ zu

$$I_E = \frac{\Delta H}{L} = \lambda \times \frac{1}{4R} \times \frac{v^2}{2g} = \frac{8g}{k_{Str}^2} \times \frac{1}{R^{\frac{1}{3}} \times 4R} \times \frac{v^2}{2g} = \frac{f}{L} \times \frac{v^2}{2g} \quad \text{Gl. 6.5}$$

Aus Gleichung 6.5 wird ersichtlich, daß die Aufteilung des Widerstandsbeiwertes einer Aufteilung des Energieliniengefälles gleichkommt (*Naudascher* 1987).

Eine einfache, wenn auch nicht dem allgemein gültigen Fließgesetz (Gl. 6.1) entsprechende und somit physikalisch nicht korrekte Methode zur Berechnung der kombinierten Rauheit eines Gerinnes hat *Cowan* (in *Chow* 1959) aufgestellt. Aus ihr lassen sich die unterschiedlichen Gewässerstrukturen, die die Strömungsverluste in einem Gewässerbett verursachen, ableiten. Der Rauheitswert nach *Strickler* kann aufbauend auf *Cowan* mit folgender Bestimmungsgleichung ermittelt werden:

$$k_{Str} = \frac{1}{n} = \frac{1}{(n_0+n_1+n_2+n_3+n_4) \times m} \quad \text{Gl. 6.6}$$

Dabei gehen mit den Werten für n_i und m folgende Rauheitselemente in die Berechnung des mittleren Rauheitswertes nach Gleichung 6.6 ein:

n_0 : der **Basiswert**, der bei einem geraden Lauf mit regelmäßigem Querschnitt von der Oberflächenrauheit der Sohle und des Ufers verursacht wird und insbesondere von der Korngröße des anstehenden Bettmaterials abhängt

n_1 : Summand, der die **Unregelmäßigkeit der Bettoberfläche** erfaßt, die z.B. durch Wurzelstrukturen im Uferbereich oder infolge unterschiedlich großer, die Sohle bedeckender singulärer Steine bzw. Blöcke verursacht sein kann

n_2 : Summand, der die **Variabilität** der Form und Größe **des Querschnittes** berücksichtigt, die z.B. durch wechselseitige Uferbänke (Form) oder Bettweitungen verursacht sein kann

n_3 : Summand, der einzelne, im Bett befindliche **größere Hindernisse** wie Steinblöcke, Totholzelemente und größere Bäume berücksichtigt

n_4 : Summand, der die flächenhaft oder räumlich **wirkende Vegetation** erfaßt

m : Faktor, der Strömungsverluste infolge des **Windungsgrades** und somit die Krümmungsverluste berücksichtigt

Sofern Werte für n und m bekannt sind, läßt sich die bordvolle Abflußleistung mit Gleichung 6.2 bestimmen.

Ein Nachteil der Methode von *C'owan* ist, daß zur Festlegung der Summanden n_0 bis n_4 z.B. das Verhältnis von Wassertiefe zur Größe des Rauheitselementes, den Verbauungsgrad von Hindernissen oder die Häufigkeit der Strukturen pro Gewässerlänge nicht berücksichtigt wird. Dagegen wird die Strukturausprägung verbal beschrieben, diese in schwach, mittel, stark und sehr stark ausgeprägt eingeteilt und danach bestimmten Werten bzw. Wertebereichen zugeordnet, die aus bekannten Abfluß- und Wasserspiegeldaten von Fließgewässern ermittelt wurden.

6.1.2 Rauheit des Bettsubstrates (Oberflächen- oder Kornrauheit)

Zu unterscheiden sind Gewässerbette,

- ♦ die aus Lehm und Ton bestehen und deshalb eine sehr glatte Oberfläche besitzen, nach Erosions- oder Verwitterungsprozessen aber auch eine dem Feinkies vergleichbare Rauheit aufweisen können,
- ♦ die vorwiegend aus Sand oder Feinkies bestehen und ebenfalls eine relativ geringe Rauheit besitzen, wobei sich bei sandigen Sohlen und entsprechenden Abflußzuständen aber

Riffel, Dünen oder gar Antidünen ausbilden können, die erheblich höhere Rauheiten verursachen (Naudascher 1987; Chang 1988),

- ♦ die aus grobem Kies und Steinen bestehen und deshalb bereits erhebliche Rauheit aufweisen, insbesondere wenn die Tiefe des Bettes nicht groß ist
- ♦ die aus Steinen mit eingestreuten Steinblöcken bestehen und deshalb eine extrem hohe Rauheit besitzen, die insbesondere, da diese Bettsubstrate meist mit hohen Gefälleverhältnissen einhergehen, zu großen Energieverlusten führen,
- ♦ wo auf Teilflächen des Gewässerbettes eine oberflächennahe krautige Vegetation vorhanden ist, die das Bettsubstrat überdeckt und für die Oberflächenrauheit bestimmend ist. Sie kann die Rauheit vermindern, wenn sie sich bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten flach auf einem rauhen Untergrund umlegt (siehe Bild 6.17 in Naudascher 1987).

Auch Gehölzvegetation kann vereinfachend an größeren Gewässern als Oberflächenrauheit angesehen werden, wenn sie so dicht ist, daß nur eine sehr geringe Durchströmung der bewachsenen Querschnittsflächen möglich ist. Dann kann der Gehölzbereich als nicht durchflossen und die Gehölzberandung als fiktive Gerinneberandung mit entsprechend hoher Rauheit angenommen werden.

Der k_{sr} -Wert für Sohle und Ufer kann bei bekannter Korngröße des Substrates mit Gleichung 6.3 abgeschätzt werden. Wallisch (in DVWK 1990) weist darauf hin, daß in der Literatur sehr unterschiedliche Werte zur Berechnung von k aus einem charakteristischen Wert für die Korngröße angegeben werden. Das Spektrum reicht von $k_{d_{50}}$ bis $k_{3d_{90}}$, was ca. dem Fünf- bis Sechsfachen des d_{50} entsprechen kann. Die folgende, von Jäggi (1983) modifizierte Formel von Strickler soll bei der in Kapitel 6.3 durchgeführten Abflußberechnungen zur Ermittlung der Sohlrauheiten verwendet werden:

$$k_{St} = 21,1/d_{90}^{1/6} = 21,1/d_m^{1/6} \quad \text{gültig für } h/d_{90} > 10 \quad \text{Gl. 6.7}$$

mit dem Korndurchmesser und d_m der Deckschicht, sofern eine solche vorhanden ist, und d_{90} der Unterschicht.

Den Gleichungen 6.3 und 6.7 liegt die Annahme eines logarithmischen Geschwindigkeitsprofils zugrunde. Kommt der Korndurchmesser des Sohlmaterials in die Größenordnung der Wassertiefe bzw. des hydraulischen Radius, so entsteht infolge der höheren Turbulenzen eine über die Wassertiefe gleichbleibende Geschwindigkeit. Der Widerstandskoeffizient λ kann dann eher durch eine Potenzfunktion als durch eine logarithmische Funktion angenähert werden. Eine von Bathurst entwickelte Formel für den Widerstandskoeffizient (in Sieben 1993), die für steinige Bergbäche angewendet werden kann, sofern die Steine der Gewässersohle noch deutlich überströmt werden, soll hier wiedergegeben werden:

$$\lambda = 0,27 \times \frac{d_{84}^{1,2}}{R^{1,2}} \quad \text{Gl. 6.8}$$

Bei Fließgewässern mit einer Sohle aus Sand oder feinem Kies können bei entsprechenden Abflußzuständen zusätzlich zur Oberflächenrauheit durch Riffel, Dünen oder Antidünen verursachte Formrauheiten auftreten. Besteht dagegen die Sohle aus größerem Kies oder aus noch größerem Material, so können diese Formrauheiten nicht entstehen (Mertens 1990). Anhand der bei bordvollem Abfluß entstehenden Fließgeschwindigkeit und der mittleren Korngröße des Sohlsubstrates (Abb. 6.1) kann geprüft werden, ob durch Riffel oder Dünen verursachte Formrauheiten bei den hier betrachteten bordvollen Abflüssen zu erwarten sind.

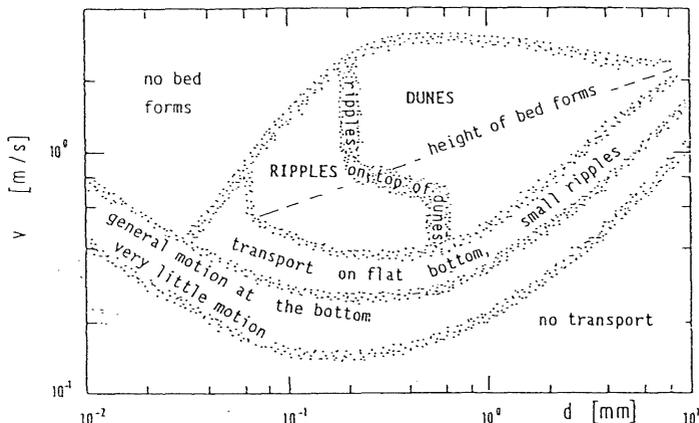


Abbildung 6.1: Entstehungskriterien der Sohlenformen (aus Mertens 1986)

Auf durch Riffel und Dünen verursachte Rauheitswerte wird im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter eingegangen. Formeln zur Bestimmung der Formrauheit von Riffel und Dünen sind z.B. in Naudascher (1987) und Mertens (1986) zu finden.

Da natürliche Gerinne entlang des benetzten Umfanges ihrer Querschnitte unterschiedliche Oberflächenrauheiten besitzen können, ist es erforderlich, einen "kombinierten" Widerstandsbeiwert bzw. Rauheitswert für die gesamte Oberflächenrauheit des Gewässerbettes zu ermitteln. Für kompakte Querschnitte, d.h. Querschnitte, die nicht in unterschiedliche Querschnittsteile gegliedert sind oder die keine sehr flachen Ufer (kleiner 1:5; nach HEC-2 Handbuch 1992) besitzen, kann nach Horton bei unterschiedlicher Rauheit von Sohle und Ufer die kombinierte Rauheit des Gewässerbettes nach folgender Formel ermittelt werden:

$$k_{Str} = \left[\frac{l_{ges}}{\frac{l_{Ul}}{k_{Ul}^{3/2}} + \frac{l_S}{k_S^{3/2}} + \frac{l_{Ur}}{k_{Ur}^{3/2}}} \right]^{2/3} \quad Gl. 6.9$$

Darin sind l die Anteile des benetzten Umfanges des Gewässerbettes und k die ihnen

zuzuordnenden Rauheitswerte nach Strickler, unterschieden für das linke und rechte Ufer und die Sohle anhand der Indizes l_l , l_r und S .

Die entsprechende Berechnungsformel ergibt sich nach *Naudascher* (1987) für den Widerstandsbeiwert zu

$$\sqrt{\frac{1}{\lambda}} = \left[\frac{l_{ges}}{l_{Ul}\lambda_{Ul} + l_{S}\lambda_S + l_{Ur}\lambda_{Ur}} \right] \quad \text{Gl. 6.10}$$

Mit diesem Berechnungsansatz kann der Sachverhalt, daß mit zunehmender Bettbreite die abflußmindernde Wirkung rauher Ufer weniger ins Gewicht fällt und sich die kombinierte Bettrauheit derjenigen der Sohle (k_s) annähert, erfaßt werden.

6.1.3 Energieverluste von Uferbuchten und Bettweitungen

Unter einer Bettweitung ist eine beidseitige Zurückverlagerung der Ufer auf einer relativ kurzen Strecke zu verstehen, deren Länge eine oder mehrere Bettbreiten betragen kann. Eine Uferbucht dagegen ist eine einseitige Zurückverlagerung nur eines Ufers. Diese Strukturen führen infolge der plötzlichen oder allmählichen Querschnittsaufweitung am Beginn der Uferbucht bzw. Bettweitung zu einem Aufweitungsverlust und an deren Ende wieder zu einem Einengungsverlust. Da sich insbesondere am Anfang dieser Strukturen Rückströmungsbereiche und Totwasserzonen ausbilden, lagert sich dort meist Geschiebe oder Schwebstoff ab. Die Zunahme des Abflußquerschnittes kann deshalb als "allmählich" eingestuft werden. Die Abnahme des Abflußquerschnittes am Ende der Struktur ist dagegen eher zwischen "allmählich" und "plötzlich" zu beurteilen. Bei den folgenden rechnerischen Ansätzen wird deshalb der Energieverlustfaktor für die Aufweitung mit 0,3 und für die nachfolgende Einengung ebenfalls mit 0,3 angenommen. Die Energieverlusthöhe von Aufweitungen und Einengungen wird gemeinhin mit folgender Gleichung errechnet

$$\Delta H = C_{A/E} \left| \frac{v_u^2 - v_o^2}{2g} \right| \quad \text{Gl. 6.11}$$

mit dem Verlustfaktor C'_E bei einer Einengung und C_A bei einer Aufweitung und der Fließgeschwindigkeit v_o vor der Aufweitung bzw. Einengung und v_u nach der Aufweitung bzw. Einengung.

Geht man vereinfachend von einer mittleren Querschnittsfläche A aus, um den das Querschnittsmaß um $\Delta A/2$ in den Weitungen bzw. Buchten und den dazwischenliegenden "eingengen" bzw. normalen Abschnitten schwankt, so kann mit

$x = \Delta A/A$, $v_E = Q/(A - \Delta A/2)$, $v_A = Q/(A + \Delta A/2)$ und $v = Q/A$ folgende Formel für die Gesamtverlusthöhe einer Weitung aus Gleichung 6.11 abgeleitet werden:

$$\Sigma \Delta H = \lambda_{A/E} \times \frac{L}{4R} \times \frac{v^2}{2g} = \left(\frac{1}{1-x} - \frac{1}{1+x} \right) (C_A + C_E) \frac{v^2}{2g} \quad \text{Gl. 6.12}$$

Geht man dagegen davon aus, daß der mittlere Gewässerquerschnitt A ist und die Querschnitte in den Buchten bzw. Weitungen um ΔA vergrößert sind, dann ergibt sich die folgende Bestimmungsgleichung für den Energieverlust infolge einer Weitung

$$\Sigma \Delta H = \lambda_{A/E} \times \frac{L}{4R} \times \frac{v^2}{2g} = \left(1 - \frac{1}{1+2x+x^2} \right) (C_A + C_E) \frac{v^2}{2g} \quad \text{Gl. 6.13}$$

Bei einem angenommenen regelmäßigen Abstand der Bettweitungen von L erhält man das anteilige Energiehöhengefälle zu

$$I_{A/E} = \Sigma \Delta H / L \quad \text{Gl. 6.14}$$

Die Häufigkeit von Bettweitungen in einem naturnahen Gewässer hängt stark von der Gehölzstruktur und der Homogenität des Ufermaterials ab. Werden diese Strukturen durch im Gewässerbett stehende Bäume nur scheinbar gebildet, d.h. besitzt das Gewässer von den Standorten der Einzelbäume abgesehen die Querschnittsfläche $A + \Delta A$, dann berücksichtigen die mit Gleichung 6.13 ermittelten Verluste infolge von Einzelgehölzen die Verluste dieser scheinbaren Uferbuchten in ausreichender Weise.

6.1.4 Energieverluste infolge von Laufkrümmungen

Entwickelt sich aus einem begradigten Gewässerlauf wieder ein mäandrierender Lauf, so entsteht zum einen wieder ein längeres Gewässerbett, und zum anderen eine verstärkte Sekundärströmung in den Krümmungen.

Die Verminderung der Abflußkapazität durch die Entstehung einer größeren Lauflänge und somit eines höheren Windungsgrades geht nicht über das Maß der Laufverlängerung, sondern über das dadurch verminderte Gefälle I in Gleichung 6.1 oder 6.2 ein.

Für das bei höherem Windungsgrad W entstehende Gefälle I gilt:

$$I_{neu} = I_{alt} \times \frac{W_{alt}}{W_{neu}} \quad \text{Gl. 6.15}$$

mit dem jeweiligen Windungsgrad und Gefälle vor (alt) und nach (neu) der Laufentwicklung.

Die Energieverluste infolge der verstärkten Sekundärströmung müssen dagegen entsprechend Gleichung 6.4 als anteiliger Widerstandskoeffizient oder entsprechend Gleichung 6.5 als Energieverlusthöhe erfaßt werden. Über die Stärke der Energieverluste in Krümmungen gibt es sehr unterschiedliche Aussagen. Dies liegt insbesondere bei deren Ableitung aus Versuchsergebnissen darin begründet, daß Modellversuche mit nur einer oder mit mehreren Krümmungen durchgeführt wurden, und die Krümmungen entweder starr vorgegeben waren oder sich in einem

mobilen Bett entsprechend den Randbedingungen selbst ausbilden konnten. Bei nur wenigen Krümmungen und bei vorgegebener Bett- und Laufform haben sich meist höhere Energieverluste ergeben als bei mehreren, harmonisch ineinander übergehenden Krümmungen, insbesondere wenn sie sich in beweglichem Bettmaterial entsprechend den Ansprüchen der Strömung selbst ausbilden konnten. Bei großen natürlichen Gewässern, die ihre Lauf- und Bettform meist ohne große Zwänge harmonisch ausbilden können, wodurch Ablösezone und somit erhöhte Energieverluste vermieden werden, kann deshalb ein geringerer Krümmungsverlust angenommen werden als bei kleinen Gewässern, deren mäandrierende Laufform durch Hindernisse stark gestört und somit unregelmäßig sein kann.

In Empfehlungen zur Ermittlung der Abflußkapazität von Gewässern (*Wallingford* 1988) wird die Anwendung eines einfachen Verfahrens zur Berücksichtigung der Krümmungsverluste aufgezeigt, das für kleinere Froude-Zahlen, unter einem kritischen Wert, anwendbar ist. Ist die Froude-Zahl größer, dann können durch Strömungsablösungen erheblich höhere Verluste auftreten.

Die Berechnung beginnt mit der Ermittlung des Energiehöhen-Verlustfaktors f_R infolge der Reibung bzw. der Betrauheit für ein vergleichbar gerades Gerinne anhand

$$f_R = \Delta H \times \frac{v^2}{2g} = \frac{2g L}{k_{St}^2 R^{4/3}} \quad \text{Gl. 6.16}$$

worin L die Länge der betrachteten Gewässerstrecke ist. Anschließend wird mit der bekannten Wasserspiegelbreite b und dem in Gewässermitte gemessenen Krümmungsradius r_M das Krümmungsverhältnis b/r_M berechnet. Das Verhältnis des Energieverlustes infolge der Krümmung zu dem infolge der Rauheit (bei nicht gekrümmten Lauf) hängt vom Verhältnis der Wasserspiegelbreite zum Krümmungsradius (b/r_M) nach *Leopold et al.* (1960) in folgender Weise ab

$$f_K/f_R = 2,625 \frac{b}{r_M} - 0,525 \quad \text{Gl. 6.17}$$

Mit Hilfe dieser Beziehung wird mit dem Verlustfaktor f_R der Verlustfaktor f_K berechnet. Wie aus Gleichung 6.5 abgeleitet werden kann, ist bei gleich bleibenden Abflußverhältnissen das Verhältnis der Verlustfaktoren identisch zum Verhältnis der Widerstandsbeiwerte für die Reibung und die Krümmung, so daß - bei bekanntem Widerstandsbeiwert λ_R - mit Gleichung 6.17 auch direkt, ohne den Umweg über Gleichung 6.16, der anteilige Widerstandsbeiwert λ_K errechnet werden kann.

Aus der Gleichung 6.17 wird ersichtlich, daß bereits mit b/r_M gegen 0,2 das Verhältnis f_K/f_R gegen Null geht, d.h. f_K , und somit der Energieverluste infolge der Krümmung bei kleinem b/r_M vernachlässigbar klein wird. Bei unregelmäßigen Laufformen, bei denen sich gestreckte, geschwungene und stärker gekrümmte Abschnitte abwechseln, führen vornehmlich die stärker

gekrümmten Abschnitte l_{ki} zu Energieverlusten. Betrachtet man eine längere Gewässerstrecke L , so können die Abschnitte mit und ohne Krümmungsverluste durch folgende Abminderung des mittleren Verlustfaktors f_{km} der Krümmungen in die Abflußberechnung für die gesamte Strecke eingehen:

$$f_{Kges} = \frac{Z_K}{L} \times f_{Km} \times l_{Km} = \frac{\sum f_{ki} l_{ki}}{L} \quad \text{Gl. 6.18}$$

Darin ist Z_K die Anzahl und l_{km} die mittlere Länge der Krümmungen innerhalb der betrachteten Gewässerstrecke L .

Der Widerstandsbeiwert λ_K ergibt sich mit Gleichung 6.5 und 6.18 zu

$$\lambda_K = f_k \times \frac{4R}{L} = \frac{4R}{L^2} \times Z_K \times f_{Km} \times l_{Km} = \frac{4R}{L^2} \times \sum f_{ki} l_{ki} \quad \text{Gl. 6.19}$$

Bei regelmäßig gekrümmtem Lauf kann dann der Verlustfaktor f_k und bei unregelmäßig gekrümmtem Lauf der Verlustfaktor f_{kges} mit dem Verlustfaktor f_R zum Gesamtverlustfaktor f addiert werden. Entsprechendes gilt für den Widerstandsbeiwert.

Während bei Verwendung von Gleichung 6.1 mit dem Gesamt-Widerstandsbeiwert die Abflußkapazität errechnet werden kann, muß bei Verwendung von Gleichung 6.2 zuerst der Gesamt-Rauheitswert nach *Strickler* mit folgender Gleichung ermittelt werden:

$$k_{St} = \sqrt{\frac{2gR}{fR^{4/3}}} \quad \text{Gl. 6.20}$$

6.1.5 Rauheit durch Totholz

Eine Methode zur Berechnung des Rauheitsanteils, der durch Totholzstrukturen verursacht wird, haben *Schields & Gippel* (1995) entwickelt. Sie gehen dabei davon aus, daß ein einzelnes Totholzelement die in Gl. 6.21 definierte Widerstandskraft W_{Ti} entgegen der Strömungsrichtung auf den Wasserkörper ausübt.

$$W_{Ti} = \frac{C_{Ti} \times \gamma \times v^2 \times A_{Ti}}{2g} \quad \text{Gl. 6.21}$$

mit dem Widerstandskoeffizient C_{Ti} , der Projektionsfläche des Totholzelementes in Strömungsrichtung A_{Ti} , der Anströmgeschwindigkeit v , der Wichte des Wassers γ und der Erdbeschleunigung g . Da Lücken zwischen den Gehölzteilen eines Totholzelementes durch Gezweig und Blattwerk meist zugesetzt sind oder bei Hochwasser zugesetzt werden, kann für A_{Ti} die gesamte Projektionsfläche einer Struktur angesetzt werden.

Unter der Annahme, daß die Totholzstrukturen gleichmäßig über die Gewässerlänge verteilt

sind, kann der Rauheitseinfluß aller Totholzelemente einer Gewässerstrecke als flächenhaft verteilte Rauheit aufgefaßt werden. Der von ihnen verursachte Anteil am Energieverlust und somit am Energieliniengefälle läßt sich deshalb entsprechend Gleichung 6.5 folgendermaßen definieren:

$$I_T = \frac{\sum W_{T_i}}{\gamma A L} = \frac{\lambda_T v^2}{8 g R} \quad \text{mit der Gewässerabschnittslänge } L \quad \text{Gl. 6.22}$$

Mit Gleichung 6.21 und 6.22 ergibt sich der Widerstandsbeiwert infolge der Totholzstrukturen einer Gewässerstrecke L zu

$$\lambda_T = \frac{4R}{A \times L} \times \sum_{i=1}^n C_{T_i} A_{T_i} \quad \text{Gl. 6.23}$$

Unter der Annahme einer mittleren Totholzstruktur mit einem mittleren Widerstandskoeffizienten und einer mittleren Projektionsfläche, die mehrmals (Z_T) innerhalb einer Gewässerstrecke auftritt, ergibt sich der Widerstandsbeiwert für das Totholz zu

$$\lambda_T = \frac{4R}{A \times L} \times Z_T \times C_{T_m} \times A_{T_m} \quad \text{Gl. 6.24}$$

Der Widerstandskoeffizient C_T der Totholzstruktur kann im unendlich ausgedehnten Medium näherungsweise mit 0,6 angenommen werden. Mit der von *Gippel et al.* (1991) mittels Modellversuchen ermittelten Abhängigkeit des wirksamen Widerstandskoeffizienten C_T vom Verbauungsgrad infolge des Totholzes, ergibt sich der im Gewässer wirksame Widerstandskoeffizient einer Totholzstruktur beliebiger Form näherungsweise zu

$$C_{T_i} = 0,6 \left[1 - \frac{A_i}{A} \right]^{-2,06} \quad \text{Gl. 6.25}$$

Mit Gleichung 6.23 oder 6.24 und Gleichung 6.25 kann somit der durch das Totholz einer Gewässerstrecke verursachte Anteil des Gesamt-Widerstandsbeiwertes berechnet werden, sofern die Projektionsflächen der in der Strecke befindlichen Totholzstrukturen vor Ort gemessen oder visuell abgeschätzt werden. Nach Überlagerung der einzelnen Komponenten des gesamten Widerstandsbeiwertes mit Gleichung 6.4 ist dann eine Berechnung der Gesamtabflußkapazität möglich, in der der Totholzeinfluß berücksichtigt ist.

6.1.6 Rauheit durch Ufergehölze

In den beiden letzten Jahrzehnten, in denen sich ökologische Verbesserungsmaßnahmen an Gewässern oft auf die Pflanzung von Gehölzen beschränkten, wurden verschiedene Berechnungsansätze aus Modellversuchen oder Naturmessungen abgeleitet, die den Einfluß des Gehölzbewuchses berücksichtigen. Dabei ging man meist nicht von einem Uferwald mit weitständigen Gehölzen und von Gewässern mit naturgemäß geringer Bettiefe aus, sondern von eng beieinanderstehenden Ufergehölzen mit dichtem Astwerk. Zudem wurden dabei relativ tief und

kompakt ausgebaute Querschnitte zugrundegelegt, die u.U. künstlich in Mittelwasserbett und Vorländer gegliedert waren.

Viele dieser Berechnungsansätze werden den Verhältnissen kleinerer im Uferwald liegender Gewässer nicht gerecht. Zum einen werden bei bordvollen Abflüssen an kleineren Fließgewässern mit einer Tiefe bis zu 1,5 m meist nur die Baumstämme der Ufergehölze (von Weiden abgesehen) von der Strömung erfaßt und nicht das Astwerk, zum anderen stehen die Bäume in größeren Abständen von 5-10 m und verursachen somit keine flächenhaften Rauheitsstrukturen, sondern stellen punktuelle Hindernisse oder, bei sehr kleinen Bächen, örtliche Querschnittseinengungen dar. Zur hydraulischen Erfassung von Übergangs- bzw. Entwicklungszuständen, während denen ein junges und dichtes Gebüsch im Uferbereich vorhanden sein kann, können diese Berechnungsansätze aber sinnvoll angewendet werden. Für natürliche Verhältnisse sind sie dagegen oft ungeeignet.

Die in *DVWK* (1991) empfohlenen Berechnungsverfahren nach *Mertens* oder *Pasche* werden dagegen den Abflußverhältnissen im gewässernahen Uferwald und den interaktiven Strömungsprozessen zwischen dem Gewässerbett und der gewässernahen Aue gerecht. Da bei der Betrachtung hier nur die bordvollen Abflüsse interessieren, bei denen entsprechende Strömungsverhältnisse noch nicht auftreten, kann auf diese aufwendigen Berechnungsverfahren verzichtet werden.

Die gehölzbedingten Strömungsverluste in naturnahen Gewässern mit schon älterem Uferwald, an denen in größeren Abständen Bäume mit relativ großem Stammdurchmesser im Ufer oder gänzlich im Gewässerbett stehen, können eher als aneinandergereihte Bauwerke, wie in Ufernähe stehende Brückenpfeiler, angesehen und entsprechend rechnerisch erfaßt werden. Das Verfahren zur Erfassung von Energieverlusten durch Totholzstrukturen im Gewässer (siehe Kap. 6.1.5) kann zur Berechnung dieser gehölzbedingten Energieverluste herangezogen werden. Für den Anteil des Widerstandsbeiwertes durch Ufergehölz ergibt sich analog zu Gleichung 6.23 folgender Ansatz

$$\lambda_G = \frac{4R}{L \times A} \times \sum_{i=1}^n C_G (d_i h_i) \quad \text{Gl. 6.26}$$

Darin ist d der Durchmesser und h die Höhe des im Wasser stehenden Stammteiles.

Geht man dagegen von einer mittleren Größe und von einer mittleren Höhe der im Wasser stehenden Baumstämme aus, von denen auf einer Gewässerstrecke L eine Anzahl Z_G vorhanden ist, so ergibt sich der Widerstandsbeiwert zu

$$\lambda_G = \frac{4R}{L \times A} \times Z_G \times C_G \times d_m \times h_m \quad \text{Gl. 6.27}$$

Der Widerstandskoeffizient C_G kann anhand von Versuchsergebnissen mit rauen Zylindern mit ca. 0,9 angenommen werden (*Naudascher* 1987), sofern die Reynoldszahl über 10^5 liegt. In

DVWK (1991) wird dagegen ein Wert von 1,5 für überschlägige Berechnungen vorgeschlagen. Da der Verbauungsgrad i.d.R. unter 10% liegt, kann er in seiner Wirkung auf den Widerstandskoeffizienten vernachlässigt werden. Nimmt man einen Baumabstand von im Mittel 8 m, einen mittleren Stammdurchmesser von 0,3 m (ältere Baumbestände), einen C_G -Wert von 1,5 und in beiden Ufern stehende Gehölze an, so ergibt sich mit Gleichung 6.27 und mit näherungsweise $B=A/R$

$$\lambda_G = 0,45 h / B \qquad \text{Gl. 6.28}$$

Eine erhöhte Rauheit durch Wasservegetation ist vor allem in kleinen Flachlandbächen mit fehlenden Ufergehölzen oder in breiten Flachlandgewässern gegeben, wo die Ufergehölze keine ausreichende Beschattung zur Unterdrückung der Wasserpflanzen mehr verursachen können. Die von ihr verursachte Rauheit ist jahreszeitlich bedingt und nimmt in der Vegetationsperiode stark zu. Da hier vor allem von Bächen und kleinen Flüssen die Rede ist, die innerhalb von Uferwäldern liegen, kann von einer Unterdrückung umfangreicher krautiger Wasservegetation ausgegangen werden.

6.2 Abflußkapazität und Gewässerentwicklung

Wenn man von einem begrädeten Gewässer ausgeht, das den Windungsgrad 1 und ein Regelprofil besitzt, das durch Unterhaltung und Ufersicherung in seinem Zustand erhalten wird, und das infolge von Wasserqualität und Beschattung keinen wesentlichen krautigen Bewuchs aufweist, dann kann die Gewässerstrukturentwicklung vereinfacht in folgenden Schritten ablaufen:

1. Am Entwicklungsbeginn ist ein nahezu vegetationsfreies und strukturloses Gewässerbett vorhanden, dessen Rauheit von der Oberflächenrauheit des Bettmaterials bestimmt ist.
2. Nach Einstellung der Gewässerunterhaltung und Beseitigung der Ufersicherung entsteht insbesondere durch Ufererosion ein Bett mit einer unregelmäßigen Oberfläche.
3. Durch unterschiedliche Ufervegetation und Inhomogenitäten des Bettmaterials entstehen durch Erosion und Anlandung wechselnde Querschnittsformen und -größen (Uferbuchten, Weitungen, Bänke, Ufergehölzstrukturen etc.).
4. Nach längerer Zeit entwickelt sich wieder die ursprüngliche Laufform mit Krümmungsverlusten und einer größeren Lauflänge (erhöhter Windungsgrad).
5. Ein Uferwald entsteht, der sich selbst überlassen bleibt. Mit der Zeit gelangt Totholz ins Gewässer, das Strömungshindernisse bildet und weitere Bettstrukturen verursacht.

Nimmt man an, daß die Querschnittsgröße bei der Strukturentwicklung gleich bleibt, d.h. der ausgebaute Querschnitt dem des natürlichen in seiner Größe entspricht, dann kann mit Gleichung 6.1 oder 6.2 die sich mit der Strukturentwicklung verändernde Abflußkapazität alleine mit dem Rauheitswert und mit dem einstellenden Gefälle abgeschätzt werden.

In Tabelle 6.1 sind die Eingangsdaten und Ergebnisse einer solchen Abschätzung mit dem Verfahren von Cowan (siehe oben) durchgeführt. Das Beispiel macht deutlich, daß sich die Abflußkapazität eines Gewässers mit zunehmender Strukturrauheit erheblich reduzieren kann - in diesem Fall auf nahezu 1/5 des ursprünglichen Wertes. Obwohl hier ein relativ hoher Windungsgrad von 1,6 angesetzt wurde, liegt die abflußmindernde Wirkung infolge der naturnahen Laufform anteilig nur bei ca. 20 %.

Tabelle 6.1: Abschätzung der Abflußkapazitätsverminderung bei der Strukturentwicklung eines ausgebauten Gewässers nach Cowan (in Chow 1959)

Entw-zustand	Annahmen (entsprechend Angaben in Chow 1959)	$k_{St} (I_{neu}/I_{alt})^{0,5}$ [m ^{1/3} / s]	% des urspr. Abflusses
1	$n_0=0,024$ (Feinkies)	41,66	100
2	+ $n_1=0,01$ (unregelmäßige Gerinneoberfläche)	29,4	70,7
3	+ $n_2=0,01$ (häufiger Querschnittswechsel)	22,7	54,5
4	$\times m_3=1,3$ (Windungsgrad=1,6); $I_{neu}=I_{alt}/1,6$	13,8	33
5	+ $n_3=0,025$ (starke Auswirkung von Totholzhindern.)	8,81	21,1

Dies zeigt, daß insbesondere bei kleinen Gewässern, bei denen die Gesamtrauheit des Bettes weniger von der Rauheit der Sohle bestimmt wird, die reine Laufbegradigung u.U. nur eine untergeordnete Rolle bei der Erhöhung der Abflußkapazität durch den Ausbau bzw. bei der Kapazitätsverminderung bei der Renaturierung spielt. Die Begradigung von Fließgewässern kann folglich bei weitem nicht als die alleinige Ursache der danach stattfindenden Tiefenerosion gelten.

Im folgenden werden die in Kapitel 6.1 erläuterten und entwickelten Ansätze zur Erfassung von Rauheiten verwendet, um die abflußkapazitätsmindernde Wirkung von bei der Rückentwicklung entstehenden Gewässerstrukturen für vier naturnahe Gewässer - zwei Bergbäche, einen Schwemmfächerbach und einen Flachlandbach - aufzuzeigen. Dabei werden die natürlichen morphologischen Daten bzw. Maßzahlen, die von Nadolny (1994) und Humborg (1995) erhoben wurden, zugrundegelegt.

In Abbildung 6.2 sind die Ergebnisse der Berechnung dargestellt. Die Berechnungsdaten und die Berechnungsergebnisse sind in Anlage 6 aufgelistet. Die Abflußkapazität bei den in den jeweiligen Entwicklungsstadien vorhandenen Strukturen ist als Bruchteil der Kapazität im Ausbauzustand aufgetragen. Vereinfachend wurde angenommen, daß beim Ausbau ein Hochwasserabfluß gewählt wurde, der nur so groß war, daß die Begradigung und Profilierung des Bettes beim Ausbau gerade ausgereicht hat, um den Abfluß bordvoll im Profil abzuführen. Eine Querschnittsvergrößerung wurde folglich nicht erforderlich, weshalb bei der Berechnung der Abflußminderung bereits mit der naturgemäßen Querschnittsgröße begonnen wurde.

Beim Vergleich der unterschiedlichen Gewässer untereinander kann folgendes festgestellt

werden: Während bei den steilen Bergbächen mit geringem Windungsgrad die naturnahe Laufstruktur nur einen geringen Einfluß auf die Abflußkapazität zeigt, wirkt sie sich beim geschwungenen Schwemmfächer- und Flachlandbach deutlich aus. Auch nach dieser Berechnung besitzt die beim Ausbau der Bäche verlorengegangene naturgemäße Betrauheit gegenüber der Laufbegradigung einen zumindest gleich großen ursächlichen Anteil an der Zunahme der Abflußkapazitäten.

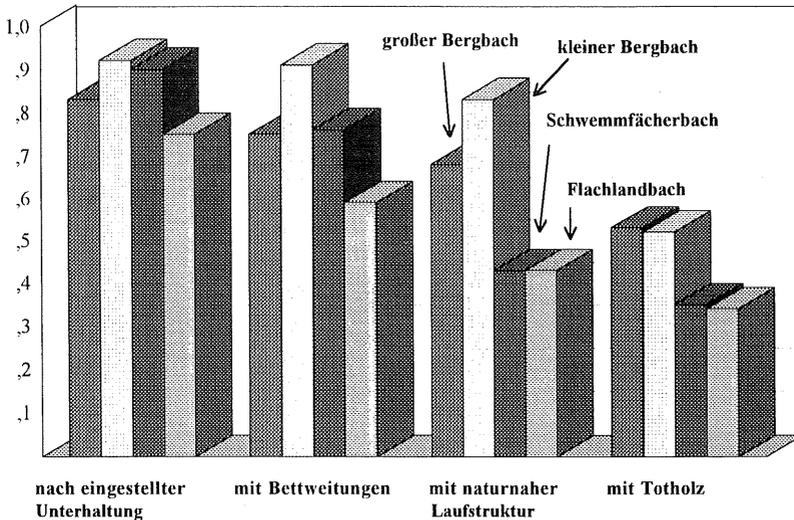


Abbildung 6.2: Abnahme der Abflußkapazität bei der Gewässerentwicklung (siehe Text)

Was bei der Berechnung für den Flachlandbach nicht eingegangen ist, ist die meist sehr starke Verkrautungstendenz ausgebauter und unbeschatteter Flachlandbäche gegenüber denen, die im Wald liegend. Dieser Sachverhalt kann den Trend der Abflußminderung mit der Strukturentwicklung - eine sich mit den Ufergehölzen entwickelnde starke Beschattung vorausgesetzt - stark dämpfen.

Die oben erläuterten Ansätze und das durchgeführte Berechnungsschema zur Abschätzung der verminderten Abflußkapazität infolge einer Gewässerrenaturierung erscheinen dem Autor als durchaus praxistaugliches Mittel für kleinere Fließgewässer. Differenziertere Wasserspiegelberechnungen sind allerdings dann erforderlich, wenn die Hochwasserstände für ausufernde Abflußzustände ermittelt werden müssen.

6.3 Naturnahe Abflußkapazität und Hochwasserschutz

Die meist deutliche Reduzierung der bordvollen Abflußkapazität nach einer Renaturierungsmaßnahme erfordert ein Umdenken bei der Bemessung von Hochwasserschutzmaßnahmen. Während viele nur unterhaltene oder mäßig ausgebaute Gewässer bereits einen 10-jährlichen Hochwasserabfluß in ihrem Bett abführen können, reduziert sich dieser nach der Renaturierung auf ca. MHQ, das ca. nur halb so groß wie HQ_{10} ist (siehe Tab. 6.2). Durch Totholz entstehen weitere Unwägbarkeiten, weil durch Verkläusungen bereits bei kleineren Hochwasserabflüssen (unter MHQ) stellenweise Ausuferungen eintreten können. Ein Uferwald verringert zudem die Abflußkapazität der gewässernahen Aue.

Geht man davon aus, daß eine zu schützende Straße oder Siedlung am Rande einer bei Hochwasser überfluteten Aue liegt, so sind Schutzmaßnahmen oder administrative Vorgaben für die Höhenlage der Bauwerke gemeinhin an den Wasserstände von 50- bis 100-jährlichen Hochwasserereignissen auszurichten. Diese besitzen im Vergleich zum MHQ im Bodensee-, Rhein- und Maingebiet die 2,25- bis 4-fachen Abflußspitzen, wie die nachfolgende Tabelle zeigt.

Tabelle 6.2: Hochwasserabflüsse im Bodensee-, Rhein- und Maingebiet in Baden-Württemberg (LfU 1988)

HQ _x /MHQ der Region	I	II	III	IV
x=10 Jahre	1,7	1,95	2,1	2,4
x=20 Jahre	1,95	2,25	2,55	2,9
x=50 Jahre	2,25	2,7	3,05	3,5
x=100 Jahre	2,5	3	3,5	4

Bei einem verbleibenden Abfluß im Gewässer von nur MHQ muß folglich ein Vielfaches davon in der Aue abgeführt werden. Insbesondere bei Gewässern mit natürlichen bordvollen Abflußkapazitäten unter MHQ (Auebäche im Bergland), die in Regionen mit hohem HQ_x /MHQ -Verhältnis (Mittelgebirge und zur Hauptwindrichtung exponiertes Hügelland) liegen, kann der Abflußanteil eines seltenen Hochwassers, der im Gewässerbett abfließt, nahezu vernachlässigt werden. Deshalb muß das Hauptaugenmerk beim Hochwasserschutz an naturnahen oder renaturierten Bächen auf der Abflußkapazität der Aue liegen. Auf präzise Berechnungen der Abflußkapazität des Gewässerbettes kann dagegen verzichtet werden. Bei Bächen mit entsprechend breiter Aue (verfügbare Auenbreite ca. $> 3 b_p$) reichen vereinfachte Wasserspiegelberechnungen mit der Aue als Abflußprofil, innerhalb der das Gewässerbett als Hohlform nicht berücksichtigt ist, aus, um Bemessungshochwasserstände zu ermitteln.

Müssen Hochwasserstände wegen vorhandener Bebauungen niedrig gehalten werden, so muß es das Ziel sein, die Aue so freizuhalten, daß der kritische Hochwasserstand erreicht bzw. unterschritten wird. Notfalls sind dann Einschränkungen beim Bewuchs, d.h. bei der Breite des

angestrebten Uferwaldes, erforderlich.

Besonders zu beachten ist der Übergang von außerorts zu innerorts liegenden Gewässerabschnitten. Die nach einer Renaturierung höhere und somit breitere Überflutung der Aue oberhalb einer Ortslage birgt die Gefahr in sich, daß der über die Aue der Ortslage zuströmende Abflußanteil nicht rechtzeitig vor der Ortslage wieder im Gewässerbett konzentriert wird (siehe Abb. 6.3). Es müssen deshalb u.U. Leitdämme geplant werden, die eine unkontrollierte Überflutung eines Ortes verhindern. Durch diese wird der Abflußanteil der Aue vor den Ortslagen in das Gewässerbett zurückgeführt, das in den Ortslagen i.d.R. eine deutlich höhere Abflußkapazität als MHQ besitzen.

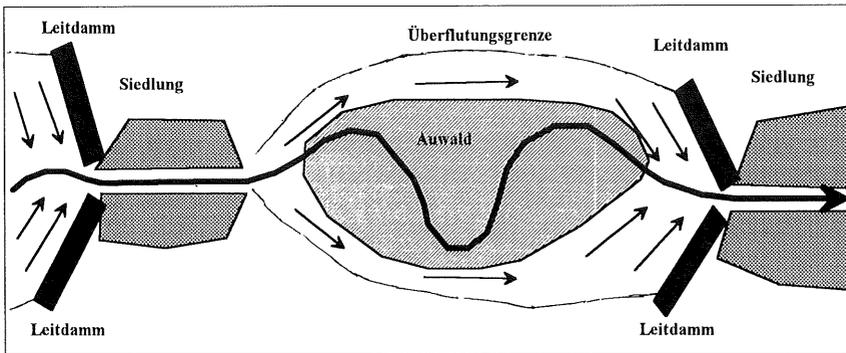


Abbildung 6.3: Bereiche der Aue mit den größten Abflußkapazitäten bei renaturierten Gewässern und die Anordnung von Leitdämmen zum Schutz von Siedlungen

Literatur

- ACKERS, P. (1982): "Meandering channels and the influence of bed material". In: Hey, R.D., J.C. Bathurst & C.R. Thorne (eds.): *Gravel-bed Rivers*. John Wiley & Sons Ltd., S.389-421.
- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): "Bodenkundliche Kartieranleitung." Herausgeber: Arbeitsgruppe Bodenkunde, Hannover, 1982.
- BAGNOLD, R. A. (1977): "Bed load transport by natural rivers." In: *Water Resources Research* Vol. 13, No. 2, April 1977.
- BAKKER B., H. VERMAAS, A.M. CHOUDRI (1989): "Regime theories updated or outdated." Delft Hydraulics, Publication Nr. 416
- BARNARD, R. S. & W. N. MELHORN (1982): "Morphologic and morphometric response to channelization: The case history of Big Pine Creek Ditch, Benton County, Indiana." In: Craig, R.G. & J.L. Craft (eds.): *Applied Geomorphology*. S. 224-239.
- BEGON, M., J. L. HARPER, C. R. TOWNSEND (1991): "Ökologie". Birkenhauer Verlag, Basel 1991
- BERGERON, N. & A. G. ROY (1985): "Le role de la vegetation sur la morphologie d'un petit cours d'eau." *Geographie physique et Quaternaire*, 1985, Vol. 39, Seite 323-326.
- BESCHTA, R. L. & W. S. PLATTS (1986): "Morphological Features of small Streams: Significance and Function." *Water Resources Bulletin*, Vol. 22, No.3, June 1986, S.369-379.
- BIEDENHARN, D. S., N. K. RAPHELT, C.A. MONTAGUE (1983): "Long term stability of the Ouachita River". In: Elliott, C.M. (ed.): *River meandering, Proceedings of the Conference of rivers 1983*, S. 126-137.
- BILBY, R. E. (1981): "Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed". *Ecology*, 62(5), pp. 1234-1243.
- BILBY, R. E. (1984): "Removal of woody debris may affect stream channel stability." *Journal of Forestry*; Vol. 82; 1984
- BILBY, R. E. & G. E. LIKENS (1980): "Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems". *Ecology*, 61(5), pp. 1107-1113.
- BITTMANN, E. (1967): "Uferbewuchs und Uferform". IASH Publikation 75-76, S. 297-308, Koblenz.
- BLENCH, T. (1969): "Mobile bed fluviology - a regime theory treatment of canals and rivers." The University of Alberta press
- BLUCK, B. J. (1976): "Sedimentation in some Scottish rivers of low sinuosity." *The Royal Society of Edinburgh, Transactions*, Vol. 69; Nr. 18, 1976
- BORCHARDT, D. (1992): "Wirkung stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließgewässerorganismen." *Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft* Nr. 10, Gesamthochschule Kassel.
- BORCHARDT, D. (1993): "Effects of flow and refugia on drift loss of benthic macroinvertebrates: implications for habitat restoration in lowland streams." *Freshwater Biology* 29, S. 221-227
- BÖTTGER, K. (1990): "Ufergehölze - Funktion für den Bach und Konsequenzen ihrer Beseitigung, Ziele eines Fließgewässerschutzes." *Natur und Landschaft*, 65.Jg. (1990) Heft2

- BRAUKMANN, U. & A. OTTO (1983): "Gewässertypologie im ländlichen Raum." Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A, Heft 288, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- BRAUKMANN, U. (1987): "Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie - Ergebnisse der Limnologie." Archiv für Hydrobiologie, Beiheft 26, 1-355, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- BRAY, D. I. (1975): "Representative discharges for gravel-bed rivers in Alberta, Canada." *Journal Hydrology*; 27/28, 1975/76.
- BRAY, D. I. (1982): "Regime equations for gravel-bed rivers." In: Hey, R.D., J.C. Bathurst, C.R. Thorne (eds.): *Gravel-bed Rivers*. John Wiley & Sons Ltd.
- BRICE, J. C. (1983): "Planform Properties of Meandering Rivers." In: Elliott, C.M. (ed.): *River Meandering*. Proc. Oct. 24-26 Rivers '83 Conf., ASCE, New Orleans.
- BRIEM, E., K. KURSAWE, H. J. ZYLKA (1992): "Tal- und Gewässermorphologische Übersichtskarte von Baden-Württemberg ." 1 : 500.000; Karlsruhe.
- BROOKES, A. (1987 a): "The distribution and management of channelized streams in Denmark."; *Regulated Rivers*, Nr. 1 , S. 3-16; John Wiley & Sons Ltd.
- BROOKES, A. (1987 b): "River channel adjustment downstream from channelization works in England and Wales." *Earth surface processes and landforms*, Vol. 12, 337-351; John Wiley & Sons, Ltd.
- BROOKES, A. & GREGORY, K. (1988): "Channelization, River Engineering and Geomorphology." *Geomorphology in Environmental Planning*; edited by J.M. Hooke, John Wiley & Sons Ltd.
- BRUSCH, L. M. (1961): "Drainage basins channels and flow characteristics of selected streams in central Pennsylvania." *Geological survey professional paper 282-F*, Washington
- BÜDEL, J. (1943): "Die morphologische Wirkung des Eiszeitklimas im gletscherfreien Gebiet." *Geologische Rundschau* Nr. 34, S. 482-519
- BÜDEL, J. (1972): "Typen der Talbildung in verschiedenen klimamorphologischen Zonen." *Z. Geomorph. N. F., Suppl. Bd. 14*, S. 1-20, Berlin-Stuttgart, Sept. 1972.
- BÜDEL, J. (1981): "Klima-geomorphologie." *Gebrüder Borntraeger - Berlin - Stuttgart*
- CHANG, H. H. (1988): "Fluvial processes in river engineering." John Wiley & Sons, Inc.
- CHARLTON, F. G. (1975): "Design of meandering alluvial channels." In: *Science, technology and environmental management*; edited by R. D. Hey and T.D. Davies, saxon house / Lexington books.
- CHOW, V. T. (1959): "Open Channel Hydraulics." International Student Edition. Mc Graw-Hill Book, Tokyo.
- CHURCH, M. (1992): "Channel morphology and typology." In: *The river handbook*, Blackwell scientific publications, Oxford
- CROSATO, A. (1990): "Simulation of meandering river processes." *Communications on hydraulic and geotechnical engineering*; Report No. 90-3, Faculty of Civil Engineering, Delft University of Technology, December 1990
- DANIEL, M. (1996): "Modellversuche zur Untersuchung der Wirkung schräg zur Gerinneachse eingebauter Sohlschwellen bei der Remäandrierung begradigter Fließgewässer." *Vertieferarbeit am Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe*

- DESHENG, J. & A.S. SCHUMM (1987): "A new technique for modelling river morphology". In: Gardiner, V. (ed.): International Geomorphology 1986 Part 1, S.681-690, John Wiley & Sons Ltd.
- DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH (1992): "Rheingebiet, Teil I, Hoch- und Oberrhein, Abflußjahr 1988." herausgegeben von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
- DIN 19661 T2 (Vornorm) (1978): "Sohlenbauwerke - Abstürze, Schußrinnen, Sohlgleiten, Absturztreppe, Stützwälle, Sohlschwelle, Grundschwelle". Deutsches Institut für Normung, (Zurückgezogen).
- DIN 18122 T1 (1976): "Zustandsgrenzen (Konsistenzgrenzen), Bestimmung der Fließ- und Ausrollgrenze." Deutsches Institut für Normung.
- DITTRICH, A. (1998): "Wechselwirkung Morphologie/Strömung." Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, Heft 198/1998, Herausg.: F. Nestmann
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (1991): "Hochwasserrückhaltebecken." Merkblätter zur Wasserwirtschaft Nr. 202/1991; Paul Parey Verlag
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (1991): "Hydraulische Berechnung von Fließgewässern." Merkblätter zur Wasserwirtschaft Nr. 220/1991; Paul Parey Verlag
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (1990): "Hydraulische Methoden zur Erfassung von Rauheiten. - Teil I: R.C.M. Schröder: Bestimmung von Rauheiten. - Teil II: S. Wallisch: Äquivalente Rauheiten und Strickler-Beiwerte fester und beweglicher Strömungsberandungen"; DVWK-Schriften Nr. 92; Paul Parey Verlag
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (11.1995): "Uferstreifen an Fließgewässern - Funktion, Gestaltung und Pflege", Entwurf zu Merkblätter zur Wasserwirtschaft
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (1996a): "Fluß und Landschaft - ökologische Entwicklungskonzepte"; Merkblätter zur Wasserwirtschaft Nr. 240/1996; Paul Parey Verlag
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (1996b): "Wirkung wasserbaulicher Maßnahmen auf abiotische und biotische Faktoren - Arbeitsmaterialien zur ökologischen Wirkungsanalyse - Teil I: Wirkung wasserbaulicher Maßnahmen auf die abiotischen Faktoren (J. Scherle) - Teil II: Wirkung wasserbaulicher Maßnahmen auf die biotischen Faktoren (O. Moog, U. Grasser)"; DVWK-Materialien
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (4.1997): "Maßnahmen an Fließgewässern - umweltverträglich planen"; Entwurf zu Merkblätter zur Wasserwirtschaft
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau) (Bulletin Nr. 17): "Sediment transport in open channels - calculation procedures for the engineering practice." Paul Parey Verlag
- DURY, G. H. (1964): "Principles of underfit streams". U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 452-A.
- ECKERT, S., M. HUG, J. SCHERLE, F. NESTMANN, V. SPÄTH (1996): "Totholzanfall in Fließgewässern und dessen Auswirkung auf die Gewässerstrukturentwicklung in Abhängigkeit von Baumarten, Waldgesellschaft, Alters- und Waldstruktur auf Ufer und

- Uferrandstreifen." Projekt - Angewandte Ökologie, 4. Statuskolloquium, Veröff. PAÖ, 16, 255-284, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Herausg.) Karlsruhe
- EDGAR, D. G. (1983): "The role of geomorphic thresholds in determining alluvial channel morphology". In: Elliott, C.M. (ed.): River Meandering, Proc. Conf. on Rivers 1983, ASCE.
- FELKEL, K. (1960): "Gemessene Abflüsse in Gerinnen mit Weidenbewuchs." Mitteilung der Bundesanstalt für Wasserbau, Heft 15, Karlsruhe.
- FITTSCHEN, I. (1995): "Die Querprofilform naturnaher Bergbäche im Keuper und vergleichende Betrachtungen mit Bergbächen im Buntsandstein-Odenwald." Vertiefungsarbeit im Fach Bauingenieurwesen, Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER (1994): "Fließgewässer, Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene." ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER (1997): "Fließgewässer, Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Keuper und Grundgebirgs-Schwarzwald." unveröffentlicht
- FRIEDKIN, J. F. (1945): "Meandering of alluvial rivers, a laboratory study." U.S. waterways experiment station, Vicksburg, Mississippi.
- GERKEN, B. (1988): "Auen - verborgene Lebensadern der Natur." Freiburg
- GEYER, O.F.; M.P. GWINNER (1991): "Geologie in Baden-Württemberg." Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- GIPPEL, C. J., B. N. FINLAYSON & I. C. ONEILL (1991): "The hydraulic basis of snag management." Challenges for sustainable development. Internat. Hydrology and Water Resources Symp. 1991, Perth, 2 - 4 Oct. 1991
- GIPPEL, C. J., I. C. ONEILL, B. L. FINLAYSON & I. SCHNATZ (1994): "Hydraulic guidelines for the reintroduction and management of large woody debris in degraded lowland rivers." Proceedings of the 1st International Symposium on Habitat Hydraulics: Aug. 18-20, 1994, Trondheim
- GIPPEL, C. J. (1995): "Environmental hydraulics of large woody debris in streams and rivers." Journal of environmental engineering; may 1995
- GIESSÜBEL, J. (1993): "Erfassung und Bewertung von Fließgewässern durch Luftbildauswertung." -Schriftenreihe f. Landschaftspflege u. Naturschutz 37; Bonn-Bad Godesberg
- GORDON, N. D., T. A. McMAHON & B. L. FINLAYSON (1992): "Stream Hydrology." An Introduction for Ecologists, John Wiley & Sons
- GREGORY, K.; A. GURNELL, C. HILL (1985): "The permanence of debris dams related to river channel processes." Hydrological Science Journal 30, S.3-9
- GREGORY, K.J. (1992): "Vegetation and river channel process interactions." In: Boon, P.J., Petts, G.E. (eds.): River Conservation and Management 16, S. 255-269
- GROSSE-BRAUCKMANN, G. (1989): "Die natürliche Flora an und in den mitteleuropäischen Bächen." Wasserbauliche Mitteilungen der Technischen Hochschule Darmstadt Nr. 29.

- HARMON, M. E. et.al. (1996): "Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems." *Adv. Ecol. Res.* 15, S. 133 - 302
- HEEDE, B. H. (1981): "Dynamics of selected mountain streams in the Western United States of America". *Zeitschrift für Geomorphologie N. F.* Bd. 25, Heft 1.
- HEY, R. D. (1992): "River mechanics and habitat creation." In: O'Grady, K.T., A.J.B. Butterworth, P.B. Spillet & J.C.T. Domaniewski (eds.): *Fisheries in the year 2000*. Inst. of Fisheries Management, Nottingham, S.271-285.
- HEY, R. D. (1990): "Environmental river engineering." *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*; Vol. 4, No. 4, 9.1990.
- HEY, R. D. (1978): "Determinate hydraulic geometry of river channels." *Journal of the Hydraulic Division*, Vol. 104, NO.HY6, ASCE, June 1978, S. 869-885.
- HICKIN, E. J. (1983): "River channel changes: retrospect and prospect." *Spec. Publ. Int. Ass. Sediment* 6, S. 61-83.
- HOLTORFF, G. (1989): "Die natürliche Gestalt des Fließgerinnes." *Wasserbau-Mitteilungen der TH Darmstadt*, Nr. 29/1989.
- HOOKE, J. M. (1987): "Changes in meander morphologie." In: Gardiner, V. (ed.): *International Geomorphology 1986, Part I*, John Wiley & Sons Ltd.
- HOOKE, J. M. (1980): "Magnitude and distribution of rates of river bank erosion." *Earth Surface Processes*, Vol. 5, S.143-157, John Wiley & Sons, Ltd.
- HUMBORG, G. (1995): "Typologische und morphologische Untersuchung an Bergbächen im Buntsandstein-Odenwald." *Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe*, Heft 192, Herausgeb.: F. Nestmann
- IKEDA, H. (1989): "Sedimentary controls on channel migration and origin of point bars in sand-bedded meandering rivers." *American Geophysical Union; Water Resources Monograph* 12; River meandering. Editors: S.Ikeda und G. Parker.
- INGLIS, C. C. (1949): "Falling Aprons." In: *The behavior and control of rivers and canals*. Research Publication Nr. 13 of Central Waterpower, Irrigation and Navigation Research Station, Poona, S. 349-374
- INL (Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz Bühl) (1990-1993): "Untersuchung zur Spontanbesiedelung der Ufer naturnah ausgebauter Abschnitte von Sandbach und Kleinem Sulzbächle." Unveröffentlichtes Gutachten i. A. des Zweckverbandes Hochwasserschutz Raum Baden-Baden/Bühl
- IWK (Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe) (1991): "Auswirkung von Fichtenbeständen in der Bachau auf die aquatische Fauna und Ufermorphologie." (unveröffentlicht)
- JACOBI, M. (1994): "Leitbilder für Renaturierungsvorhaben am Mittelgebirgsbach Gelbach / Westerwald." Diplomarbeit im Fach Geoökologie am Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe
- JÄGGI, M. (1983): "Alternierende Kiesbänke." Mitteilung Nr. 62 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.
- JÄGGI, M. (1979): "Die Bildung von alternierenden Kiesbänken". Mitteilung Nr. 36 der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.

- JUNGWIRTH, M. (1988): "Rekultivierung von Fließgewässern - Die Varianz der Maximaltiefen als morphometrisches Kriterium." *Das Wertermittlungsforum, Vierteljahresschrift für Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Gartenbau, Landespflege, Weinbau, Binnenfischerei*; 3/1988.
- KELLER, E. A. & W. N. MELHORN (1978): "Rhythmic spacing and origin of pools and riffles." *Geological Society of America Bulletin*, v. 89, S. 723-730
- KELLER, E. A. (1972): "Development of Alluvial Stream Channels: A Five-Stage Model." *Geol. Society of America Bulletin*, Vol.83, S. 1531-36.
- KELLER, E. A. & F. J. SWANSON (1979): "Effects of large organic material on channel form and fluvial processes." *Earth surface processes*, Vol. 4, S.361 - 380; John Wiley & Sons.
- KELLERHALS, R. (1967): "Stable channels with gravel-paved beds." *J. Watrwy. Div., ASCE*. 93(1). 63-84.
- KELLERHALS, R., M. CHURCH, I.D. BRAY (1976): "Classification of river processes." *Journal of the Hydraulics Division, ASCE* 102, HY7, S. 813-29.
- KERN, K. (1991): "Grundsätze naturgemäßer Gewässergestaltung - Erfahrungen aus Baden-Württemberg." *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe*, Heft 180, Herausgeb.: P. Larsen
- KERN, K. (1992): "Restoration of lowland rivers: the german experience." In: *Lowland Floodplain rivers: Geomorphological perspectives*. Edited by P.A. Carling and G. E. Petts; John Wiley & Sons Ltd
- KERN, K. (1994): "Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung - geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern." Springer Verlag
- KINSINGER, C. & E. W. LÖFFLER (1995): "Die Bedeutung der Gewässerstruktur und -morphodynamik beim Fließgewässerschutz." In: *Magazin Forschung der Universität des Saarlandes*, 2/1995
- KNIGHTON, I. D. (1987): "Fluvial Forms and Processes." Reprint, by E. Arnold (Publishers) London.
- KÖSTLER, J. N. et al. (1968): "Die Wurzeln der Waldbäume". Verlag Paul Parey, Hamburg.
- KOUKOLITSCHKE, U. (1997): "Erarbeitung der morphologischen und hydrologischen Grundlagen für ein Gewässerentwicklungskonzept des Kraichbaches oberhalb Ubstadt." Diplomarbeit am Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe
- KRAUSE, A. (1988): "Waldbäche und Waldflüsse - naturnahe Vorbilder für die Umgestaltung ausgebauter Wasserläufe." *Natur und Landschaft*, 63. Jg. Heft 9.
- KRAUSE, A. (1985): "Ufergehölzpflanzungen an Gräben, Bächen und Flüssen im Flachland." *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, Heft 17, Bonn-Bad Godesberg.
- LACEY, G. (1930): "Stabel channels in alluvium." *Minutes of Proc. of the Inst. of Civil Eng.*, Vol. 229, Paper No. 4736
- LANE, E.W. (1955): "Design of stable channels." *Transactions of the Am. Soc. of Civil Eng.*, No. 120, S. 1234-1279.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1981): "Grundzüge der Nutzen-Kosten-Untersuchung.", Bremen

- LAWLER, D.M. (1987): "Bank Erosion and Frost Action: An Example from South Wales." In: Gardiner, V. (ed.): *International Geomorphology 1986 Part 1*, S. 575-590, John Wiley & Sons Ltd.
- LEIBUNDGUT, H. (1993): "Europäische Urwälder: Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft." Bern,; Stuttgart; Wien : Haupt , 1993.
- LEOPOLD, L. B. & T. MADDOCK (1953): "The hydraulic geometry of stream channels and some physiographic implications." *Geolog. Survey Prof. Paper 252*, 1-57
- LEOPOLD, L. B. & M. G. WOLMAN (1957): "River channel patterns: braided, meandering and straight." *Geolog. Survey Prof. Paper 282-B*
- LEOPOLD, L. B. & M. G. WOLMAN (1960): "River meanders." *Geological Society of America, Bulletin* , Vol. 71, S. 769-794
- LEOPOLD, L. B., R. A. BAGNOLD, M. G. WOLMAN, L. M. BRUSH (1960): "Flow resistance in sinuous or irregular channels." *United States Geolog. Survey Prof. Paper 282-D*, 1960, S. 111-134
- LEOPOLD, L. B., M. G. WOLMAN, J. P. MILLER (1964): "Fluvial Processes in Geomorphology." San Francisco: W.H. Freeman.
- LEWIN, J. & B. J. BRINDLE (1977): "Confined Meanders." In: *River channel changes*. Gregory (Hrsg.), Chapter 14, 221-233.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1983): "Hochwasserabflüsse in Baden-Württemberg, Donaugebiet". *Handbuch Wasserbau* ; Herausg.: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1988a): "Hochwasserabflüsse in Baden-Württemberg, Bodensee- und Rheingebiet." *Handbuch Wasserbau* ; Herausg.: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1988b): "Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch; Abflußjahr 1988."
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1992): "Gewässerentwicklungsplanung - Leitlinien." *Handbuch Wasser 2*, Stuttgart.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1994): "Übersichtskartierung des morphologischen Zustands der Fließgewässer in Baden-Württemberg 1992/93."
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1995): "§-24a-Kartierung Baden-Württemberg, Kartieranleitung." *Materialien und Nachrichten zum Naturschutz in Baden-Württemberg Nr. 6*
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1996): "Gewässerentwicklungsplanung." *Handbuch Wasser 2*, Entwurf
- LISLE, T. E. (1986): "Stabilisation of a gravel channel by large streamside obstructions and bedrock bends, Jacoby Creek, northwestern California." In: *Geological Society of America Bulletin*, Vol. 97, August 1986.
- LYLE, W.M. & E.T. SMERDON (1965): "Relation of Compaction and other Soil Properties to Erosion and Resistance of Soil." *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, No.3.
- MANGELSDORF, J. & K. SCHEUERMANN (1980): "Flußmorphologie - ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure." Oldenbourg Verlag, München, Wien

- MERTENS, W. (1986): "Erosion und Akkumulation beim naturnahen Ausbau von Fließgewässern". Mitteilung des Inst. für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen, Heft 60.
- MfURL NRW (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen) (1995): "Leitbilder für Tieflandbäche in Nordrhein-Westfalen - Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen im Flachland."
- MIALL, A. D. (1996): "The geology of fluvial deposits." Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1996.
- MILNE, J.A. (1982): "Bed-material size and riffle-pool sequence." *Sedimentology* (1982) 29, 267-278
- MOCK, J., H.W. BOHLE et al. (1993): "Mindestabfluß in Ausleitungsstrecken und Durchgängigkeit von Fließgewässern." Technische Hochschule Darmstadt, Institut für Wasserbau, unveröffentlicht
- MORISAWA, M. (1985): "Rivers." Longman Group Limited.
- MORISAWA, M & E. LAFLURE (1979): "Hydraulic geometry, stream equilibrium and urbanisation." In: Rhodes D. D. & G. P. Williams (Hrsg.): Adjustment of the fluvial system. Proceeding volume of the tenth annual geomorphology symposia series held in Binghamton, New York, Sept.21-22, 1979
- MOSELMAN, E. (1989): "Theoretical investigations on discharge-induced river-bank erosion." Communications on hydraulic and geotechnical engineering; Report No. 89-3, Faculty of Civil Engineering, Delft University of Technology, July 1989
- MURGATROYD, A. L. & J. L. TERNAN (1983): "The impact of afforestation on stream bank erosion and channel form." *Earth surface processes and landforms*, Vol. 8, 1983
- MUF RHEINLAND-PFALZ (1995): "Aktion Blau - Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz." Herausg.: Ministerium für Umwelt und Forsten
- NADOLNY, I. (1994): "Morphologie und Hydrologie naturnaher Flachlandbäche unter gewässertypologischen Gesichtspunkten." Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, Heft 189/1994
- NANSON, G. C. & E. J. HICKIN (1983): "Channel migration and incision on the Beaton River." *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 109, No. 3, 1983
- NANSON, G. C. & E. J. HICKIN (1984): "Lateral migration rates of river bends." *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 110, Nr. 11, 1984.
- NANSON G., A. D. KNIGHTON (1996): "Anabranching rivers: their cause, character and classification." *Earth surface processes and landform*, Vol. 21, 217-239 (1996)
- NAUDASCHER, E. (1987): "Hydraulik der Gerinne und Gerinnebauwerke." Springer-Verlag Wien, New York
- NUNNALLY, N.R. (1985): "Application of Fluvial Relationships to Planning and Design of Channel Modifications." *Environmental Management*, Vol. 9, No. 5, S. 417-426.
- ONTARIO MNR (Ontario Ministry of Natural Resources) (1993): "Guidelines for natural channel systems." Draft for Review
- OSMAN, A.M. & C.R. THORNE (1988): "Riverbank stability analysis. Part 1: Theory." *Journal of hydraulic engineering*, Vol.114, No.2, S. 134-173.

- OTTO, A. (1990): "Ökologische Zielsetzung in Wasserwirtschaft und Flurbereinigung - Möglichkeiten, Grenzen und Erfordernisse bei der Renaturierung von Fließgewässern." In: Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK), Heft 4/1990
- OTTO, A. (1991): "Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche." Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, Heft 180, Herausg.: P. Larsen
- OTTO, A. (1992): In: "Naturnaher Wasserbau - Projekt Holzbach". Herausg.: Kreisverwaltung Neuwied.
- PAPENBURG, A. (1996): "Modellversuche zur Untersuchung der Wirkung buhlenartiger Einbauten im Gewässerbett bei der Remäandrierung begradigter Fließgewässer." Vertiefungsarbeit am Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe
- PARK, C. C. (1977) : "Man-induced changes in stream channel capacity." In: Gregory, K.J. (ed.): River channel changes. S. 121-144, John Wiley & Sons.
- PETIT, F. & C. DAXHELET (1989): "Determination du debit a pleins bords et de sa recurrence dans differentes rivières de Moyenne et Haute Belgique." Bulletin de la Societe Geographique de Liege, 1989, 25: 69 - 84
- PRINZ, A.; M. VRIES (1971): "On dominant discharge concepts for rivers." International Association for Hydraulic Research: Proceedings of the 14th Congress Paris, 1971, Vol. 3
- RAMETTE, M. (1981): "Morphological laws and meanders calculations."
- REMMERT, H. (1988): "Naturschutz." Berlin/Heidelberg
- RICHARDS, K.S. (1976): "Channel width and riffle-pool sequence." Geol. Soc. Amer. Bull. 87, S. 883-890.
- RICHARDS, K. S. (1979): "Channel adjustment to sediment pollution by the china clay industry in Cornwall, England." in Rhodes, D. D. & G. P. Williams (Hrsg.): Adjustment of the fluvial system. Proceeding volume of the tenth annual geomorphology symposia series held in Binghamton, New York, Sept.21-22, 1979
- RICHARDS, K. S. (1982): "Rivers - form and process in alluvial channels." Methuen, London und New York
- RICHTER, J. (1989): "Wälder - naturnahe Ökosysteme unserer Umwelt." LÖLF-Mitteilungen, 3/1989
- ROBINSON, E. G., BESCHTA, R. L. (1990): "Coarse woody debris and channel morphology interactions for undisturbed streams in Southeast Alaska." USA Earth Surf. Proc. Landf 15, S. 149-156
- ROSGEN, D.L. (1993): "A Classification of Natural Rivers." Draft 3/1/93 (in review - submitted to Catena), 85 S.
- ROSGEN, D. (1996): "Applied River Morphology." ISBN: 96-60962
- RUNGE, F. (1985): "21-, 10-, und 8- jährige Dauerquadratuntersuchungen in aufgelassenen Grünländereien." In: Sukzession auf Grünlandbrachen. Herausg.: K.F. Schreiber ; Münster-sche geographische Arbeiten S.43-50
- SCHÄLCHI (1991): siehe A. Sieben (1993)
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1989): "Lehrbuch der Bodenkunde." Herausg.: Schachtschnabel, P., Blume, H. P., Brümmer, G., Hartge, K. H., Schwertmann, U., 12. Auflage, Enke, Stuttgart.

- SCHERER, M. & J. SCHERLE (1994): "Erhebung und Beschreibung ausgebauter Bäche in Baden-Württemberg, die sich in eigendynamischer Rückentwicklung in einen naturnäheren Zustand befinden, und Erarbeitung von Empfehlungen zur Wahl der Renaturierungsmethode." Abschlußbericht des gleichnamigen Projektes - Angewandte Ökologie - der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg; unveröffentlicht
- SCHERLE, J. et al. (1995): "Entwicklungskonzept für naturnahe Gewässerstrukturen der Wiese." Bericht des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe im Auftrag des Amtes für Wasserwirtschaft und Bodenschutz Waldshut - Außenstelle Lörrach; unveröffentlicht
- SCHERLE, J. (1996): "Wirkung wasserbaulicher Maßnahmen auf abiotische und biotische Faktoren - Arbeitsmaterialien zur ökologischen Wirkungsanalyse - Teil I: Wirkung wasserbaulicher Maßnahmen auf die abiotischen Faktoren." Materialien des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau
- SCHERZINGER, W. (1996): "Naturschutz im Wald." Ulmer-Verlag, Stuttgart
- SCHLICHTING, R. & H. P. BLUME (1966): "Bodenkundliches Praktikum." Parey Verlag, Hamburg, 1966.
- SCHMUTZ, S., R. WIMMER, G. ZAUNER (1993): "Fischökologische Erhebung - Modelle und ihre Aussagen." Landschaftswasserbau Nr.15; Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Techn. Univers. Wien.
- SCHREIBER, K-F., J. SCHIEFER (1985): "Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg." In: Sukzession auf Grünlandbrachen. Hrsg.: K.F. Schreiber ; Münstersche geographische Arbeiten S.35-43
- SCHUMM, A. S. (1960): "The shape of alluvial channels in relation to sediment type." In: U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 352-B, S. 17-30.
- SCHUMM, A. S. (1963): "Sinuosity of alluvial rivers on Great Plains." Geological Society of America Bulletin, v. 74, p. 1089-1100, Sept. 1963.
- SCHUMM, A. S. (1973): "Geomorphic thresholds and complex response of drainage systems." In: Morisawa, M. (ed.): Fluvial Geomorphology, Part 4, Chapter 13, S. 299-310.
- SCHUMM, A. S. (1977): "The fluvial system." John Wiley & Sons Ltd.
- SCHUMM, A. S. & H. R. KHAN (1972): "Experimental studys of channel patterns." Geological Society of America Bulletin, v. 83, p. 1755-1770, June 1972.
- SHIELDS, F. D. & C. J. GIPPEL (1995): "Prediction of effects of woody debris removal on flow resistance." Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 121, No. 4, April, 1995.
- SHIELDS, F. D. & R. H. SMITH (1992): "Effects of large woody debris removal on physical characteristics of a sand-bed river." Aqatic conservation: Marine and freshwater ecosystem, Vol. 2, 145 -163; John Wiley & Sons, Ltd.
- SHIELDS, F. D. & N. R. NUNNALLY (1984): "Environmental aspects of clearing and snagging." Journal of environmental engineering, Vol. 110, No. 1, Feb. 1984.
- SIEBEN, A. (1993): "Hydraulics and morphology of mountain rivers: a literature survey." Delft University of Technology; Communications on hydraulic and geotechnical engineering, january 1993
- STATZNER, B. (1986): "Fließgewässerökologische Aspekte bei naturnaher Umgestaltung." Beiträge zum wasserbaulichen Kolloquium am 14.2.1986 in Karlsruhe, Institut für

- Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe, Mitteilung 174, S.55-95, Herausg.: P. Larsen
- STRAHLER, A.N. (1957): "Quantitative analysis of watershed geomorphology." Trans. Am. Geophys. Union 38, S. 913-920.
- THORNE, C. R. (1982): "Processes and mechanisms of river bank erosion." In: Hey, R.D., J.C. Bathurst & C.R. Thorne (eds.): Gravel-bed Rivers. John Wiley & Sons Ltd., S.389-421.
- TREPL, L. (1987): "Natur im Griff - Landschaft als Ökoparadies." In: Garten und Landschaft Nr. 3, S. 37-44.
- TROMMER, G. (1994): "Didaktisch differenzierte Leitbilder - ein Drei-Umwelten-Modell zum pädagogischen Umgang mit Natur und Landschaft." Tagungsband zum Workshop: Ökologische Leitbilder, Seite S. 57-62, Aktuelle Reihe 6/94 der Fakultät Umweltwissenschaft und Verfahrenstechnik der Technischen Universität Cottbus
- TÜXEN, R. (1956): "Die heutige potentiell natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung." Angewandte Pflanzensoziologie 13: S5 -42. Stolzenau/W.
- TURNBULL, W.J. & E.L. KRINITZSKY (1966): "Bank Erosion in Soils of the Lower Mississippi Valley." Journ. of the Soil Mechanics and Foundation Division, ASCE, SM1, Jan.1966, S.121-136.
- UM Ba-Wü (Umweltministerium Baden-Württemberg) (Heft 2): "Naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern." Handbuch Wasserbau Heft 2; Herausg.: Umweltministerium Baden-Württemberg
- UM Ba-Wü (Umweltministerium Baden-Württemberg) (Heft 5): "Naturgemäße Bauweisen - Ufer- und Böschungssicherungen." Handbuch Wasserbau Heft 5; Herausg.: Umweltministerium Baden-Württemberg
- UM Ba-Wü (Umweltministerium Baden-Württemberg) (Heft 6): "Gehölze an Fließgewässern - Gehölzverwendung für die Entwicklung naturnaher Ufergehölzsäume." Handbuch Wasserbau Heft 6; Herausg.: Umweltministerium Baden-Württemberg
- VOLLRATH, H. (1976): "Grundzüge einer Typisierung und Systematisierung der Flußauen nach Beispielen aus Bayern." Die Erde 1976/4, S. 237-299.
- WAHRIG, G. (1991): "Deutsches Wörterbuch." Verlag Bertelsmann
- WALLINGFORD (1988): "Assessing the hydraulic performance of environmentally acceptable channels." Hydraulics Research Wallingford, Report EX 1799, Sept. 1988
- WALTER, H. (1979): "Allgemeine Geobotanik." Stuttgart
- WESCHE, T. A. (1985): "Stream channel modifications and reclamation structures to enhance fish habitat." In: The restoration of rivers and streams; Butterworth Publishers.
- WILLEMS, J.H. (1985): "Growth from spectra and species diversity in permanent grassland plots with different management." In: Sukzession auf Grünlandbrachen; Herausg.: K.F. Schreiber; Münstersche geographische Arbeiten S.35-43
- WHITTAKER, G. & JÄGGI N. R. (1982): "Origin of step-pool systems in mountain streams." Journal of the hydraulics division Vol. 108 No. HY6 1982
- YALIN, M.S..(1992): "River Mechanics." S. 168, Pergamon Press 1992
- ZANKE, U. (1982): "Grundlagen der Sedimentbewegung." Springer, Berlin.
- ZARN, B. (1992): "Lokale Gerinneaufweitung: Eine Maßnahme zur Sohlstabilisierung der Emme bei Utzenstorf." VAW Mitteilung Nr 118

- ZELLER, J. (1967): "Flußmorphologische Studie zum Mäanderproblem". Geogr. Helvet. 22.
- ZIMMERMAN, R.C. , J.C. GOODLETT & G.H. COMER (1967): "The influence of vegetation on channel form of small streams." International Association. of Scientific Hydrology, Publ. 75, S.174-186.
- ZIMMERMANN, E. (1992): "Phänomenologische Untersuchungen bei der Erosion einer kohäsiven Fließgewässersohle." Wasserbau Mitteilungen TH Darmstadt, Nr. 37.

Definition der von Rosgen (1993, 1996) grundsätzlich unterschiedenen Gewässertypen
(siehe auch Tabelle 2.15)

Grundtyp A: Steile bis sehr steile, eingetieft und eingengegte Gewässer mit Sohlstufen und beckenartigen Kolken als dominierende Bettmorphologie. Das Gewässerbett liegt im anstehenden Fels oder in nicht-alluvialen Ablagerungen. Die Breite des Talbodens ist gleich groß oder nur geringfügig größer als die Gewässerbreite. Eine Aue ist somit nicht vorhanden.

Grundtyp B: Gewässer mit mäßigem Gefälle, mäßigem Breiten-Tiefen-Verhältnis, mäßigem Windungsgrad und mäßiger Eintiefung. Die Gewässermorphologie ist von Schnellen und Kolken mit ungleichen Abständen geprägt. Stabile Bänke sind vorhanden. Diese Gewässer liegen in engen und sanft geneigten Tälern mit kolluvialen Ablagerungen oder anstehendem Material.

Grundtyp C: Gewässer mit geringem Gefälle, stark geschwungenem Lauf, Krümmungsbänken und Furt-Kolk Strukturen. Sie liegen im eigenen Alluvium und besitzen breite, gut ausgebildete Auen, in die sie nur gering eingetieft sind.

Grundtyp D: Gewässer mit Wildflußcharakter, mit sehr flachen und breiten Betten, die durch Längs- und Querbänke gegliedert sind. Sie liegen in breiten Tälern mit alluvialen und diluvialen Ablagerungen, die in den Eiszeiten gebildete Strukturen besitzen.

Grundtyp DA: Verzweigte Gewässer mit kompakten, d.h. engen und tiefen Gerinnen, die in feinkörnigem Alluvium liegen. Infolge des feinkörnigen Materials und der dichten Vegetation sind Ufer und gegebenenfalls vorhandene Inseln stabil. Die Aue ist gut bewachsen und besitzt Feuchtgebiete. Das Tal ist breit und hat nur ein geringes Gefälle.

Grundtyp E: Stark geschwungene bis gewundene Gewässer mit geringem Gefälle und durch Furten und Kolke strukturiertem Bett. Die Laufamplitude ist im Vergleich zur Gewässerbreite groß. Das Gewässerbett ist eng und weist deshalb nur wenige Ablagerungen auf. Infolge eines dichten Bewuchses sind die Ufer stabil. Sie liegen in breiten Tälern mit alluvialer Aue.

Grundtyp F: Stark eingetieft aber dennoch stark geschwungene Gewässer mit durch Furten und Kolken strukturiertem Bett und mäßig bis großem Breiten-Tiefen-Verhältnis. Sie sind in stark verwittertes Material eingetieft. Die Ufer sind instabil und leicht erodierbar.

Grundtyp G: Eintieft Gewässer mit rückschreitender Erosion und mäßigem Gefälle. Das relativ enge Bett besitzt eine durch Stufen und Kolke strukturierte Sohle. Diese Gewässer liegen in engen Tälern oder sind tief in alluvialen oder kolluvialen Ablagerungen eingeschnitten. Ihre Ufer sind instabil und leicht erodierbar.

Fließgewässerlandschaften Baden Württembergs (Briem et al. (1992))

Fließgewässerlandschaft	Gesteinsaufschluß	Geschiebe	Schwebstofffracht	Bettform	Bettmaterial und Rauheit	Talformen	Laufform	Auebildung
Bergbäche des granitischen Grundgebirges	Zerfall in Grus und Restblöcke; Grus zerrieben zu Sand	gering; vorw. Sand u. Kies; starke Sandtriffl	gering	schmal u. tief; steile Ufer	U: steil, standfester Grus, S: Anstehendes oder Blöcke R: hoch	1': Kerbtäler 2': Kerbtäler 3': Kerbsohlentäler; u.U. mit Terrassen	1': gestreckt 2': gestreckt 3': geschwungen	1': keine 2': keine 3': gering
Bergbäche des metamorphen Grundgebirges	Zerfall in plattigen Schutt und kantige Blöcke	gering; vorw. Sand u. Kies	gering	flacher und breiter als im Granit	U: Schutt in sandiger Matrix S: plattiges grobes Deckwerk R: hoch	1': Kerbtäler 2': Kerbtäler 3': Kerbsohlentäler; u.U. mit Terrassen	1': gestreckt 2': gestreckt 3': geschwungen	1': keine 2': keine 3': gering
Bergbäche des Buntsandsteins	Zerfall in gröbere Blöcke, eckige Platten, Sand	hoch Sand, Kies, selten Grobmaterial	gering	0': schmal 1': mäßig 2-3': mehr breit als tief	U: im Schutt S: eckige Blöcke, plattiger Schutt u. Sand R: hoch	0': Muldentälchen 1': Kerbtäler 2': Kerb- u. Kerbsohlentäler 3': Kerbsohlentäler	1': geschwungen bis gewunden 2': gestreckt bis geschwungen 3': geschwungen bis gewunden	1': keine 2': sehr gering 3': gering
Flach- u. Hügel- landbäche des Muschelkalk, Löß u. Lettenkeupers	vorh. Schwemmböden an Talsohle	sehr gering, oft fehlend; wenig Feinsand	hoch	schmal und tief mit untersch. Ufern	U: Lehm S: Schluff, teilw. plattige Gerölle R: sehr gering, glatt	1': Muldentäler o. asymmetrische Kerbtäler 2-3': flache Muldentäler	1': geschwungen bis gewunden 2': II 3': II	teilweise vorhanden
Bergbäche des Keupers	Mergel: zu feinplattigen Schutt, bei Trans. zu Ton zerr. Dolomit: in plattigen Schutt Schiffsandstein: zu Lehm zerrieben; Keupersandst.: zu Sand u. teilw. Kies	gering; 1': Sand, Kies Feingeröll oft kein Geschiebe 2': Sand und Schluff, Sandschliff 3': oft fehlend	hoch	mehr tief als breit, unterschrittene Ufer	U: oft Lehm S: 1' Grobschutt 2' Schluff und Sand R: 1' groß 2' u. 3' gering	1': Kerb- u. vereinzelt Muldentäler 2': Kerb- u. breite Kerbsohlentäler 3': breite Kerbsohlentäler	1': gestreckt bis gewunden 2': geschwungen bis gewunden 3': gewunden	vorhanden
Hügelland- u. Bergbäche des Lias u. Dogger	Lias: toniger Kalkst. Dogger: feinsandiger Kalkstein Talboden besteht aus Ton und plattigem Material	hohe Sedimentfracht; durchgeh. bedeckte Sohle mit plattigen Gesteinsbruchst.	hoch	so breit wie tief; glatte steile Ufer	U: Ton mit plattigem Gesteinsbruch S: plattige Gesteinsbruchst. R: mäßig	1': Kerb- u. vereinzelt Muldentäler 2': Kersohlen- u. Kastentäler 3': Kastentäler	geschwungen bis gewunden	vorhanden
Hügel- u. Berg- landbäche des Malm	Talboden besteht aus grobem Kalkschutt u. tonig-humösen Böden	mäßig; Sohle völlig bedeckt mit feinem Schutt u. größeren Platten	gering	etwas breiter als tief	U: oft tonig mit Kalkschutt S: Kalkschutt angereichert R: mäßig	weite, tiefe Mulden- oder Kastentäler	geschwungen bis gewunden	vorhanden
Hügel- und Flach- landbäche des Alt- moränen-, Ter- rassens-, tertiär, Hügellands	Terrasse u. Niederterrasse best. aus glaz. fluvialen groben Schottern Rißkante ist lößbedeckt	hoch; in Muldent.: viel Geschiebe, weniger Schotter in Kerbt.: Sohle mit Schotter bedeckt	gering	in Muldent.: kastenförmig in Kerbt.: breit und flach	R: gering bis mäßig groß	Muldentäler Kerbtäler an Terrassenränder flache Mulden in Niederterrasse	geschwungen bis gewunden gestreckt geschwungen bis gewunden	fast immer keine fast immer

Hügel- u. Flachlandbäche des Jungmoränenlands		hoch; in Muldent.: wenig feine Sande in Sohlent.: tonig sandiger Schluff in Kerbt.: hohe Schotterfr.	hoch	in Muldent.: U-förmig in Kerbt.: flach und breit	R: gering gering bis mäßig hoch	flache Muldentäler bei Grundmoräne u. Schmelzwassergeg.; Sohlentäler bei lehmigen Auengew.; steile Kerbtäler an Endmoränendurchbrüchen	gewunden geschwungen gestreckt	vorhanden bei Grundmoränen u. Schmelzwassergewässern
Flachlandgewässer der jungquartären Schotterflächen		gering; Sand u. Kies	mäßig	b-h ist mäßig	U: S: R: gering	nur wenig in Schotter eingetieft	gestreckt bis geschwungen	vorhanden z.T. Torfbildung
Flachlandgewässer der holozänen Aufschüttungen; Auegewässer		gering	hoch	b-h ist mäßig	U: S: R: mäßig	nur wenig eingetieft oder auf eigenen Aufschüttungen fließend	geschwungen bis gewunden	vorhanden

U: Ufermaterial; S: Sohlmaterial; R: Rauheit

Charakterisierung der sechs Verzweigungstypen nach *Nanson & Knighton (1996)*

(siehe auch Tab. 2.13):

1. Typ: Dieser Typ repräsentiert die verzweigten Gewässer mit organischem, organo-klastischem oder kohäsivem Sediment, die bisher als anastomosierende Gewässer bezeichnet wurden. Er besitzt eine sehr geringe Strömungsleistung ($< 8 \text{ W/m}^2$), zeigt nahezu keine kontinuierliche Laufverlagerung und besitzt meist ein schmales und kompaktes Bett. Er entspricht somit Typ 4 nach *Brice*. Er bildet seine Nebenarme durch plötzliche Laufverlagerung bei Hochwasser aus.
2. Typ: Dieser Typ ist ein durch Sand dominiertes Gewässer. Seine sandigen und kohäsionslosen Ufer bleiben nur infolge seiner geringen Strömungsleistung von 4 bis 8 W/m^2 stabil. Er kann deshalb weder einen geschwungenen oder gewundenen Lauf, noch einen geflochtenen Lauf als Anpassungsprozess für Veränderungen der Randbedingungen ausbilden. Es ist nicht bekannt, ob die Inseln dieses Gewässertyps sich aus Bänken entwickelt haben oder aus der Aue durch plötzliche Laufverlegung "herausgeschnitten" wurden.
3. Typ: Dieser Typ ist ein durch einen gemischten Feststofftransport geprägtes Gewässer, das eine aktive Lateralbewegung zeigt. Seine Verzweigungen sind deshalb nur kurzlebig. Der einzelne Gewässerarm "verkümmert" nach und nach zu einem für den Transport immer ineffektiveren geschwungenen Lauf. Damit nimmt die Strömungsleistung stetig bis zu $5 - 10 \text{ W/m}^2$ ab. Der neue Lauf, der infolge Ausuferungen bei Hochwasser entsteht, besitzt dann anfänglich wieder eine Strömungsleistung von 50 W/m^2 .
4. Typ: Auch dieser Typ ist wie Typ 2 ein durch Sand dominiertes Gewässer, dessen Strömungsleistung mit $15 - 35 \text{ W/m}^2$ aber deutlich höher ist. Seine Ufer sind durch anstehendes Gestein oder Lehm relativ stabil. Er verzweigt sich, indem er lange, schmale und steil geböschte Inseln innerhalb des Profils ausbildet. Dadurch entstehen nah und parallel beieinanderliegende gleichförmige Arme. Die Inseln treten in gekrümmten wie in gestreckten Streckenabschnitten auf. Ursache für die Inseln sind im Gewässerbett aufkommende Bänke, in deren Strömungsschatten sich Sandbänke bilden, die dann wiederum von Bäumen besiedelt werden. Auf diese Weise entwickeln sich langgestreckte, in Strömungsrichtung ausgerichtete und mit Gehölzen bewachsene Inseln.
5. Typ: Zu diesem Typ gehören durch Kies geprägte Gewässer mit höherer Strömungsleistung ($30 - 100 \text{ W/m}^2$) und somit hoher lateraler Verlagerungsgeschwindigkeit. Er ist dem Typ 2 nach *Brice* vergleichbar. Die Verzweigungen werden durch größere Bankablagerungen verursacht, die sich durch Vegetation stabilisieren und zu Inseln weiterentwickeln. Sie spalten den Lauf in Haupt- und Nebenarme auf. Periodisch wiederkehrende Totholz- und Eisverkläuerungen fördern den Prozeß.
6. Typ: Diese Gewässer werden ebenfalls von Kies dominiert, besitzen aber ein sehr hohes Gefälle und somit eine sehr hohe Strömungsleistung von $100 - 300 \text{ W/m}^2$. Ihr Einzugsgebiet ist meist klein und steil, weshalb Starkniederschläge schnell ansteigende Hochwasserabflüsse verursachen. Diese sind neben Totholzverkläuerungen und Massen- bzw. Geschiebestaue die wesentlichen Ursachen für die Verzweigungen. Die Inseln bestehen aus gut durchwurzeltem Kies oder Steinblöcken. Ein blockreiches oder gut durchwurzeltes, kiesiges Ufermaterial gewährleistet eine hohe Uferstabilität. Der wesentliche Verzweigungsmechanismus ist die plötzliche Laufverlagerung und weniger die Bankbildung.

Gewässertypen nach *Rosgen* und ihre Veränderungsdynamik (Rosgen 1993)

Gewässertyp	Empfindlichkeit auf Störungen	Rückentwicklungspotential	Ufererosionspotential	Einfluß der Vegetation	Feststoffzufuhr vom Bett und angr. Hängen
A1	sehr gering	exzellent	sehr gering	vernachlässigbar	sehr gering
A2	sehr gering	exzellent	sehr gering	vernachlässigbar	sehr gering
A3	sehr hoch	sehr gering	hoch	vernachlässigbar	sehr hoch
A4	extrem	sehr gering	sehr hoch	vernachlässigbar	sehr hoch
A5	extrem	sehr gering	sehr hoch	vernachlässigbar	sehr hoch
A6	hoch	gering	hoch	vernachlässigbar	hoch
B1	sehr gering	exzellent	sehr gering	vernachlässigbar	sehr gering
B2	sehr gering	exzellent	sehr gering	vernachlässigbar	sehr gering
B3	gering	exzellent	gering	mäßig	gering
B4	mäßig	exzellent	gering	mäßig	mäßig
B5	mäßig	exzellent	mäßig	mäßig	mäßig
B6	mäßig	exzellent	gering	mäßig	mäßig
C1	gering	sehr hoch	gering	mäßig	sehr gering
C2	gering	sehr hoch	gering	mäßig	gering
C3	mäßig	hoch	mäßig	sehr hoch	mäßig
C4	sehr hoch	hoch	sehr hoch	sehr hoch	hoch
C5	sehr hoch	mäßig	sehr hoch	sehr hoch	sehr hoch
C6	sehr hoch	hoch	hoch	sehr hoch	hoch
D3	sehr hoch	gering	sehr hoch	mäßig	sehr hoch
D4	sehr hoch	gering	sehr hoch	mäßig	sehr hoch
D5	sehr hoch	gering	sehr hoch	mäßig	sehr hoch
D6	hoch	gering	hoch	mäßig	hoch
DA4	mäßig	hoch	gering	sehr hoch	sehr gering
DA5	mäßig	hoch	gering	sehr hoch	gering
DA6	mäßig	hoch	sehr gering	sehr hoch	sehr gering
E3	hoch	hoch	mäßig	sehr hoch	gering
E4	sehr hoch	hoch	hoch	sehr hoch	mäßig
E5	sehr hoch	hoch	hoch	sehr hoch	mäßig
E6	sehr hoch	hoch	mäßig	sehr hoch	gering
F1	gering	mäßig	mäßig	gering	gering
F2	gering	mäßig	mäßig	gering	mäßig
F3	mäßig	gering	sehr hoch	mäßig	sehr hoch
F4	extrem	gering	sehr hoch	mäßig	sehr hoch
F5	sehr hoch	gering	sehr hoch	mäßig	sehr hoch
F6	sehr hoch	mäßig	sehr hoch	mäßig	hoch
G1	gering	hoch	gering	gering	gering
G2	mäßig	mäßig	mäßig	gering	mäßig
G3	sehr hoch	gering	sehr hoch	hoch	sehr hoch
G4	extrem	sehr gering	sehr hoch	hoch	sehr hoch
G5	extrem	sehr gering	sehr hoch	hoch	sehr hoch
G6	sehr hoch	gering	hoch	hoch	hoch

Daten der im Text des Kapitels 3.2.3 erwähnten Gewässer aus *Scherer & Scherle 1994*

lfd. Nr.	Gewässername	Gemeinde	Fließgewässerlandschaft (Briem 1994)	Talform	Laufform	Ufermaterial	Sohlmaterial
0	Sasbach		Gneis	Kerbsohlerent.	gerade		
2	Schiltach	Tennenbronn	Bunts., Granit	Kerbsohlerent.	gerade	sL, kiesig	Ki
4	Schwammerich	Weitenau	Bunts., Granit	Kerbsohlerent.	gestreckt	tL-usL	Sa, Ki, Sch
5	Alb	Marxzell-Neur.	Buntsandstein	Kerbsohlerent.	gerade	sU	Sa, Ki, Sch
7	Morre	Bernau-Innerl.	Buntsandstein	Sohlerent.	eing.geschw.	inhom.	Ki, Sch
8	Trienzbach	Dallau	Buntsandstein	Kerbsohlerent.	gerade	sU, grusig	Ki, Blöcke
9	Steinbächlein	Buchen	Buntsandstein	Sohlerent.	gestreckt	IS	Sa, Ki, Sch
10	Reutenbach	Hardt	Buntsandstein	Mulderent.	l. geschw.	S	L, Ki
12	Erlenbach	Krauthheim	Muschelkalk	Mulderent.	gerade	L	L
15	Feuerbach	Egringen	Jungquartär, Löß	Sohlerent.	ger./gestr.	L	L
18	Berolz. Graben	Berolzheim	Muschelkalk	Mulderent.	gerade	L	Sa, Ki
19	Dainbach	Dainbach	Muschelkalk	Mulderent.	gestreckt	uL-tL	Ki, Sch
25	Talbach	Ottmarshheim	Muschelk., Keu.	Kerbsohlerent.	gerade/gestr.	IT-utL	L, Ki
27	Ammer	Tübingen	Keuper, Lias	Kerbsohlerent.	gerade/gestr.	SL	L, Sa, Ki
28	Prim	Rottweil	Keuper, Lias	Kerbsohlerent.	gestr./geschw	uL	L, Sa, Ki
30	Buchenbach	Berglen	Keuper, Lias	Mulderent.	gerade	uL, Steine	Ki, Sch
32	Schweizerbach	Lorch	Keuper, Lias	Kerbsohlerent.	geschwungen	sT-L	Ki, Sch, Bl
35	Kohlbach	Zaisenhausen	Keuper, Löß	Kerbsohlerent.	gerade/gestr.	U	L, Sa, Ki
36	Walkersbach	Weitmars	Keuper, Lias	Kerbsohlerent.	gerade	sL-stL	Sa, Ki, Sch
40	Reichenbach	Leinfelden	Keuper, Dogger	gerade	gerade	sL-T	Sa, Ki, Sch
41	Krebsbach	Hemmendorf	Keuper, Dogger	Mulderent.	gerade	L	L, Sa, Ki
43	Riedbach	Pleidelsheim	Keuper	Mulderent.	gerade	L	Ki
45	Rötenbach	Wielandsweiler	Keuper	Kerbsohlerent.	gerade/gestr.	sU-suL	Sa, Ki
46	Schlechtbach	Schlechtbach	Keuper, Lias	Mulderent.	ger./geschw.	S	Sa, Ki
48	Gschwender Rot	Gschwend	Keuper, Lias	Mulderent.	gerade	sL	Sa, Ki, Sch
49	Flügelglaubach	Güglingen	Keuper, Löß	Mulderent.	ger./geschw.	T	L, Sa, Ki
52	Aischbach	Karntal-Mün.	Keuper Löß	Mulderent.	ger./geschw.	L	L, Ki
53	Hülbenbach	Sittenhardt	Keuper	Mulderent.	ger./gestr.	TL	L, Sa, Ki
54	Ernsbach	Obersontheim	Keuper	Mulderent.	gerade	tL	L, Sa, Ki
56	Röhlinger Sechta	Rainau	Lias, Dogger	Sohlerent.	gerade		
58	Jagst	Lauchheim	Malm, Dogger	Sohlerent.	unregelmäßig	L ü. Schu.	L, Ki, Sch
59	Reichenbach	Reutlingen	Lias, Löß	Mulderent.	gerade	L	Betonscha.
60	Krähenbach	Eßlingen	Malm, Dogger	Kerbsohlerent.	gerade	IT	Sa, Ki, Sch
61	Brühlbach	Erbstätten	Lias Löß	Mulderent.	gestreckt	tL-IT	Sa, Ki, Sch
73	Tiefentalbach	Eßlingen	Malm, Dogger	Kerbtal	ger./geschw.	sT, grusig	Sa, Ki
84	Mühlbach	Aßmannshardt	Altmoränen	Mulderent.	gerade	sL	Ki, Sch
86	Reichenbach	Steig	Altmoränen	Mulderent.	gestreckt	uL, Sands	Sa, Ki, Sch
87	Radolfz. Aach	Beuren	Jungmoränen	Sohlerent.	gerade	L, kiesig	Ki, Sch
94	Sandbach	Weitenung	jungquartäre	Sohlerent.	geschw.	L	L, Sa
94	Sandbach	Halberstung	Schotterflächen	Sohlerent.	gerade	L	l, Sa
96	Steinbach	Weitenung		Schwemmf.	Gerade	L, Steine	Sa, Ki, Sch

Daten der im Text des Kapitels 3.2.3 erwähnten Gewässer aus *Scherer & Scherle 1994*

lfd. Nr.	Gewässername	Einzugsgebiet [km ²]	Tal-/Sohlgefälle [%o]	bordv. Breite [m]	bordv. Tiefe [m]	MHQ/ Q _b [m ³ /s]
0	Sasbach	12				
2	Schiltach	21,6	22/24	4,5	0,59	9,5/4,9
4	Schwammerich	12,0	22/11	4,7	0,99	5,8/5
5	Alb	79,7	8,3/12	10,1	1,04	16/15,1
7	Morre	40,9	8	6-8	1	
8	Trienzbach	34,9	13/14	7,5	1,56	11/23,4
9	Steinbächlein	21,0	19	4	1,5-2	
10	Reutenbach	2,5	18/25	2,5	0,71	1,4/1,17
12	Erlenbach	19,4		2-3	1	
15	Feuerbach	42,0		6	2	
18	Berolzh. Gra.	15,7		1,5-2	1	
19	Dainbach	13,3	13	2-4	1	
25	Talbach	5,5	13,3/15	1,9	0,97	2,2/1,52
27	Ammer	217,0	/7	6,3	1,4	18,2/16,2
28	Prim	143,8	4,0/4,7	14,2	2,39	33,8/72,3
30	Buchenbach	62,1	35	9	4	
32	Schweizerbach	28,4		4-8	1-2	
35	Kohlbach	13,0	4,5/0,36	3,1	1,34	2,3/3,6
36	Walkersbach	12,0	10/8,2	4,1	1,2	4,2/4,3
40	Reichenbach	7,3		4	1,5-2	
41	Krebsbach	7,0		5	2	
43	Riedbach	6,7		4	1,8	
45	Rötenbach	6,0	13,3/9,2	2,7	0,87	3,7/1,68
46	Schlechtbach	5,8	7,7/8,9	2,2	0,8	2,4/0,56
48	Gschw. Rot	5,0	9,1/4,3	3,6	0,81	2/1,7
49	Flügelaubach	4,4	18/18	4,3	0,85	1,2/3,4
52	Aischbach	4,2		1	0,7	
53	Hülbenbach	3,3		2	1	
54	Ernsbach	1,2		1	0,7	
56	Röhl. Sechta	90,2		9	2,5-3	
58	Jagst	53,2		10	2-2,5	
59	Reichenbach	26,3		4	1	
60	Krähenbach	24,3	11,1/8,2	9,7	1,81	5,7/10,7
61	Brühlbach	2,5	10	3	1,2	
73	Tiefentalbach	4,0	44,4/30	3,1	/0,89	2,3/2,3
84	Mühlbach	11,3	8	4-5	1,5	
86	Reichenbach	7,3	5	1,5-2	1	
87	Radolfz. Aach	[30,0]	4,5/2,4	20,7	1,13	19/34,9
94	Sandbach	110	/1	7,26	0,61	10/2,1
94	Sandbach	110	/0,7	17,3	1,14	10/10
96	Steinbach	20,0	/1,6	7,8	1,24	6/6

Minderung der Abflußkapazität unterschiedlicher Gewässertypen bei der Gewässerentwicklung (siehe Kap. 6.3; Abb. 6.2)

Entwicklungszustand	verwendete Gleichung	Parameter	Bergbäche		Flachlandbäche	
			Finkenbach	Steinbach	Schobach	Kammach
naturnahe Daten aus <i>Humborg</i> (1994) und <i>Nadolny</i> (1994)		A_E	63	2,5	29	64
		Q_b	5,2	0,7	7,2	4,4
		$I_{S,nat}$	0,01	0,06	0	0
		W	Ann. 1,1	Ann. 1,1	1,36	1,24
		b_M	-	-	18	23
		l_M	116	120	54	66
		r_M	Ann.: = $2b_b$ = 13,8	Ann.: = $2b_b$ = 6,4	10	18
		b_b	6,9	3,2	9,1	9,2
		h_b	0,68	0,21	0,76	0,69
		d_m [m]	0,15	0,3	0,03	(1 mm)
1. Ausbauzustand begradigt mit Regelprofil (vereinfachend Rechteckprofil) aber mit natürlichen Bettmaßen	n. Gl. 6.7 u. 6.8 u. geschätzt	k_{str_f} k_{str_u}	n. Gl. 6.7 29 gesch. 40	n. Gl. 6.8 20 gesch. 40	n. Gl. 6.7 38 gesch. 37	gesch. 45 gesch. 45
	Gl. 6.4	$\lambda_{1,ges}$	0,1	0,3	0,06	0,04
	Gl. 6.15	$I_f = I_{nat} \times W$	0,01	0,06	0	0
	Gl. 6.1	Q_{b1}	7,6	1,17	12,12	12,41
	2. Rauheitserhöhung infolge eingestellter Unterhaltung; Lauf- und Profilform bleibt erhalten	geschätzt	k_{str_f} k_{str_u}	25 25	19 25	35 30
Gl. 6.4		$\lambda_{2,ges}$	0,15	0,36	0,08	0,07
Gl. 6.1		Q_{b2} Q_{b2}/Q_{b1}	6,28 0,83	1,08 0,92	10,94 0,90	9,34 0,75
3. Bettweitungen Bettweitungen mit $b_b + \Delta b$ in regelmäßigen Abständen von 16 m und $C_A + C_E = 0,6$; beim Steinbach wird wegen seines groben, steinigen Substrates von kleineren Bettweitungen ausgegangen		Annahme	Δb_b	2	1	2
	Gl. 6.13	$\lambda_{A/E}$	0,03	0,01	0,03	0,04
	Gl. 6.4	$\lambda_{3,ges}$	0,19	0,37	0,11	0,11
	Gl. 6.1	Q_{b3} Q_{b3}/Q_{b1}	5,67 0,75	1,06 0,91	9,19 0,76	7,38 0,59
	4. natürlicher Laufform wobei sich das Gefälle entsprechend dem Windungsgrad verringert, und die Strömungsverluste infolge der wirksamen Krümmungen auf der anteiligen Länge l_K erhöhen		L	58	16	37
		l_K	0,1 L	0,1 L	2/3 L	2/3 L
		r	Ann.: $2 b_b$	Ann.: $2 b_b$	10	18
Gl. 6.17		λ_K	0,02	0,03	0,14	0,06
Gl. 6.4		$\lambda_{4,yto}$	0,2	0,4	0,25	0,18
Gl. 6.15		$I_{nat} = I_K / W$	0,01	0,06	0	0
Gl. 6.1		Q_{b4} Q_{b4}/Q_{b1}	5,18 0,68	0,97 0,83	5,23 0,43	5,34 0,43

5. Totholzstrukturen alle 6 m ein über gesamte Breite liegender Ast bzw. Stamm mit der Dicke d;		d_T	0,2	0,1	0,2	0,2
	Gl. 6.23 u. 6.25	λ_T	0,14	0,7	0,13	0,1
	Gl. 6.4	$\lambda_{s,ges}$	0,34	1,04	0,38	0,27
	Gl. 6.1	Q_{b6}	4,0	0,61	4,24	4,27
		Q_{b6}/Q_{b2}	0,53	0,52	0,35	0,34

Lebenslauf

Name	Jürgen Otto Scherle geboren am 11.2.1952 in Karlsruhe	
Schulbildung	1959 - 1964	Volksschule in Karlsruhe
	1964 - 1972	Gymnasium in Karlsruhe
	1972	Abitur
Studium	1973 - 1980	Universität Karlsruhe Fachrichtung: Bauingenieurwesen
	1980	Diplom
Berufstätigkeit	1981 - 1991	Wasserwirtschaftsamt Karlsruhe
	1991 - 1996	Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe
	seit 1996	Gewässerdirektion Nördlicher Oberrhein, Karlsruhe

ISSN 0176 - 5078