

Flussbau und Ökologie

Flussbauliche Maßnahmen zur Erreichung
des gewässerökologischen Zielzustandes



Doris Eberstaller-Fleischanderl & Jürgen Eberstaller



MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH

Flussbau und Ökologie

Flussbauliche Maßnahmen zur Erreichung
des gewässerökologischen Zielzustandes

Doris Eberstaller-Fleischanderl & Jürgen Eberstaller
mit interaktiver DVD und Beitrag von Reinhard Wimmer (Kapitel 3)

Herausgegeben vom Amt der NÖ Landesregierung und dem
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Wien | 2014



Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 1010 Wien, Stubenring 1
Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserbau, 3109 St. Pölten, Landhausplatz 1

Autoren:

DI Doris Eberstaller-Fleischanderl, DI Dr. Jürgen Eberstaller
ezb, Technisches Büro Eberstaller GmbH
Schopenhauerstraße 82/12, 1180 Wien
www.ezb-fluss.at

DVD & Projektidee:

DI Reinhard Wimmer
orca, ZT-Büro für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft,
Lerchenfelder Straße 46/4/46, 1080 Wien
orca.wimmer@chello.at

Grafische Konzeption/Kreativ-Support:

DI Norbert Novak, www.media-n.at

Layout:

Dr. Harald Wintersberger

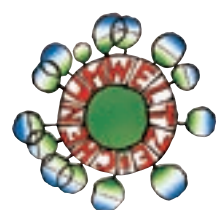
Druck:

AV+Astoria Druckzentrum GmbH, Faradaygasse 6, 1030 Wien

© 2014 BMLFUW und Amt der NÖ Landesregierung



Dieses Produkt stammt aus nachhaltig
bewirtschafteten Wäldern und
kontrollierten Quellen.



UZ24 „Schadstoffarme
Druckerzeugnisse“ UW 734

Danksagung

Wir bedanken uns bei Klaus-Peter Hanten, Heinz Stiefelmeyer, Drago Pleschko und Erich Czeiner für die engagierte fachliche Begleitung des Projektes und die gute Zusammenarbeit.

Für die fachliche Durchsicht des Berichtes sei gedankt: Veronika Koller-Kreimel, Gisela Ofenböck (BMLFUW), Bernhard Zeiringer (IHG, BOKU, Kap. Schwall) und den Personen des ÖWAV Arbeitsausschusses „Gewässerbetreuung“.

Für die Bereitstellung von Fotos und Grafiken bedanken wir uns bei:

Ulrich Dumont (Ingenieurbüro Floecksmühle), ezb TB Zauner GmbH, Christian Frangez, Jan Köck & Peter Pinka (ezb TB Eberstaller GmbH), Florin Florineth (BOKU), Rolf-Jürgen Gebler (Ing. Büro Dr. R-J. Gebler), Rudolf Hackl & TU Graz, Markus Haslinger (Extremfotos), Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (BOKU), Roswitha Renner (Verbund), Peter Rey (Hydra) und Georg Schramayr.

Amt für Umweltschutz (FL), BBL Leibnitz, büro blattfisch/Clemens Gumpinger, DonauConsult GmbH, Stephan Heimerl & Margit Hagmeyer, Paul Jäger & Andreas Zitek, Theo Kindle (FL), Rita Newman, Ökoteam, Oliver Rathschüler (freiland umweltconsulting), Kurt Seifert (BGNF), Benno Zarn (Hunziker, Zarn und Partner AG) und Maximilian Zauner.

Fotos Umschlag:

Cover: Revitalisierung Gurten-Mündung (© Clemens Ratschan)

Rückseite: Bau des neuen Flussbettes – LIFE+ Traisen (© ezb)

Aufweitung Winklarn/Ybbs – LIFE Projekt Mostviertel Wachau (© Haslinger extremfotos)

Koppe, Mur (© ezb, Clemens Ratschan)

Vertical Slot Pass – Machland (© ezb, TB Zauner)

Strukturierung mit Totholz – LIFE+ Traisen (© ezb)

Inhalt

1	Einleitung	13
2	Grundlagen	16
2.1	Europäische Wasserrahmenrichtlinie – EU-WRRL	16
2.2	Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan – NGP	17
2.2.1	Maßnahmenprogramme	17
2.3	Ökologischer Zustand	18
2.3.1	Beurteilung des ökologischen Zustands	18
2.3.2	Aktuelle Defizite	19
2.4	Förderungen	22
2.4.1	Umweltförderungsgesetz (UFG)	22
2.4.2	Wasserbautenförderungsgesetz (WBFG)	23
3	Gewässerökologische Grundlagen	25
3.1	Gewässertypen	25
3.1.1	Fischregionen	29
3.1.2	Morphologische Flusstypen	33
3.1.3	Linienführung	34
3.1.3.1	Gestreckte Fließgewässer	34
3.1.3.2	Pendelnde Fließgewässer	35
3.1.3.3	Gewundene Fließgewässer	36
3.1.3.4	Furkierende (verzweigte) Fließgewässer	37
3.1.3.5	Mäandrierende Fließgewässer	40
4	Durchgängigkeit	43
4.1	Allgemeines	43
4.2	Entfernen von Querbauwerken	46
4.3	Umbau von Querbauwerken in fischpassierbare Rampen	48
4.3.1	Aufgelöste Sohlrampen	48
4.3.2	Asymmetrische Rampen	55
4.3.3	Teilrampen	57
4.3.4	Steilstrecke	60
4.3.5	Raugerinne	61
4.4	Errichten von Fischaufstiegshilfen (FAHs)	63
4.4.1	Anforderungen an funktionsfähige FAHs	64
4.4.2	Entscheidungskriterien für die Wahl des am Standort effizientesten FAH-Typs	68

4.4.3	Naturnahe FAHs	69
4.4.3.1	Gewässertypische Umgehungsgerinne/arme	69
4.4.3.2	Naturnaher Beckenpass (Tümpelpass)	75
4.4.4	Technische FAHs	80
4.4.4.1	Schlitzpass (Vertical-Slot-Pass).....	80
4.4.4.2	Borstenpass	85
4.5	Bemessung von Fischaufstiegshilfen (FAHs) und Sohlrampen gem. FAH-Leitfaden BMLFUW (2012)	88
4.5.1	Bemessung der FAHs hinsichtlich Passierbarkeit.....	88
4.5.2	Anordnung des unterwasserseitigen FAH-Einstieges	91
4.5.3	Leitstromdotation – „Leitkorridor“	94
4.6	Maßnahmen an Zubringermündungen.....	95
4.6.1	Naturnahe, niveaugleiche Mündungsbereiche	96
4.6.2	Bau von fischpassierbaren Mündungsrampen	98
4.6.3	Verschleppte Mündungen	100
4.7	Durchlässe, überbaute Strecken und verrohrte Abschnitte ...	101
4.7.1	Grundsätze zur Gestaltung von Durchlässen.....	103
4.7.2	Durchlässe und Verrohrungen: Öffnen und Aufweiten	106
4.7.3	Durchlässe und Verrohrungen: Einstauen	106
4.7.4	Durchlässe und Verrohrungen: Strukturen/Sohlsubstrat einbringen	108
4.7.5	Verbesserung der Durchlichtung	108
5	Maßnahmen zur Reduktion von morphologischen Beeinträchtigungen.....	109
5.1	„Gewässerstrukturierungen“ – Kleinräumige Maßnahmen zur Habitatverbesserung im unmittelbaren Gewässerbett- und Uferbereich	111
5.1.1	Herstellen einer natürlichen Gewässersohle.....	111
5.1.2	Uferrückbau.....	113
5.1.3	Einbau von Strukturelementen	115
5.1.3.1	Störsteine	116
5.1.3.2	Wurzelstöcke (einzeln, Reihe).....	118
5.1.3.3	Raubäume	120
5.1.3.4	Kurzbuhnen, Sporne	123
5.1.3.5	Maßnahmen nach Viktor Schaubberger.....	124
5.1.3.5.1	<i>Sichelbuhne</i>	124
5.1.3.5.2	<i>Trichter</i>	126
5.1.3.5.3	<i>Schnecke</i>	127

5.1.4	Buhnen (Strömungslenker).....	129
5.1.4.1	Blocksteinbuhne	132
5.1.4.2	Pfahlbuhne	133
5.1.4.3	Wurzelstockbuhne.....	134
5.1.4.4	Stammuhne	135
5.1.4.5	Raubbaumuhnen	136
5.1.4.6	Dreiecks- oder Dreiecksflügeluhnen.....	138
5.1.4.6.1	<i>Dreiecksuhne aus Blocksteinen</i>	<i>138</i>
5.1.4.6.2	<i>Dreiecksuhne mit senkrechten Holzpählen ..</i>	<i>139</i>
5.1.4.6.3	<i>Dreiecks-Kastenuhne mit waagrechten Rundhölzern</i>	<i>140</i>
5.1.4.6.4	<i>Dreiecks-Flechtwerksuhne.....</i>	<i>141</i>
5.1.5	Strömungsteiler (Chevrons).....	141
5.1.6	Errichten einer NW-Rinne in überbreiten Regulierungsgerinnen.....	143
5.1.7	Furten schütten/Geschiebe einbringen (Regulierung/Stauwurzel).....	146
5.2	„Revitalisierungen“ – Großräumige Maßnahmen zur Habitatverbesserung	149
5.2.1	Wiederherstellung einer leitbildkonformen/ naturnahen Linienführung	149
5.2.1.1	Herstellung lokaler Flussbögen.....	150
5.2.1.2	Neuanlage eines gewunden/mäandrierenden Flussbettes.....	151
5.2.2	Aufweitungen des Gewässerbettes	154
5.2.2.1	Aufweitung des HW-Abflussprofils mit pendelndem MW-Bett	155
5.2.2.2	Anlage eines verzweigten Flussbettes (sohgleiche Aufweitung).....	158
5.2.3	Anlage von Seitenarmen	163
5.2.4	Initialmaßnahmen	165
5.2.4.1	Initiierung einer pendelnden Linienführung durch Seitenerosion.....	165
5.2.4.2	Initiierung von Aufweitungen beim verzweigten Flusstyp ...	168

5.3	Maßnahmen im Auenniveau.....	170
5.3.1	Neuanlage/Reaktivierung von Altarmen und Augewässern, Anbindung von Augewässern	170
5.3.1.1	Reaktivierung von Altarmen 1. Ordnung.....	172
5.3.1.2	Reaktivierung und Anbindung von Altarmen 2. Ordnung...	173
5.3.1.3	Neuanlage/Reaktivierung von Nebenarmen.....	175
5.3.1.4	Bauformen zur Anbindung von Alt- und Nebenarmen....	177
	5.3.1.4.1 Rohrdurchlass.....	177
	5.3.1.4.2 Kastendurchlass	177
	5.3.1.4.3 Offene Anbindung – Flutmulde	178
5.3.2	Erhalt/Sicherung und Erweiterung natürlicher Überflutungsbereiche.....	179
6	Ufer- und Böschungssicherung.....	185
6.1	Allgemeines.....	185
6.1.1	„Glatte“ und „raue“ Bauweisen.....	186
6.1.2	Ingenieurbiologie	187
6.2	Maßnahmen zur Ufer- und Böschungssicherung.....	188
6.2.1	Böschungsbegrünung	188
6.2.2	Erosionsschutz durch Geotextilien	189
6.2.3	Spreitlagen	191
6.2.4	Blockwurf	194
6.2.5	Pfahlwände.....	197
6.2.6	Rangenverbau (Stangenverbau)	200
6.2.7	Senkfaschinen.....	202
6.2.8	Faschinenreihen	202
6.2.9	Faschinenwände	205
6.2.10	Krainerwände	207
6.2.11	Astpackung/Packwerk	209
6.2.12	Wurzelstöcke als Böschungfußsicherung	210
6.2.13	Raubäume zur Stabilisierung von Pralluferbereichen	212
6.2.14	Versteckte Ufersicherungen	215
7	Maßnahmen zur Reduktion der Staubelastung	217
7.1	Maßnahmen am Querbauwerk.....	220
7.1.1	Teilabsenkung.....	221
7.1.2	Variables Stauziel.....	221

7.2	Stauwurzelstrukturierungen	223
7.2.1	Strukturierung der Ufer	223
7.2.1.1	Schüttung von Schotterbänken	223
7.2.1.2	Einbau von Strukturelementen/Uferrückbau	225
7.2.2	Kleinräumige Aufweitungen (mit Nebengerinnen)	226
7.2.3	Furtaufhöhungen.....	228
7.3	Maßnahmen im zentralen Stau.....	232
7.3.1	Stauraumverfüllung.....	233
7.3.2	Strukturierung Ufer mit Buchten, Flachwasserbereichen, Totholz	234
7.4	Schaffung Ersatzlebensraum bzw. Anbindung	237
7.4.1	Anlage von Umgehungsgerinnen	237
7.4.2	Nebengewässervernetzung.....	239
7.4.3	Wiederanbindung Zuflüsse.....	240
7.5	Oberflächen-/Tiefenwasserentnahme (Temperaturregime) ...	241
8	Maßnahmen zur Reduktion der Restwasserbelastung.....	243
8.1	Entfernung Querbauwerk/Ausleitung.....	244
8.2	Abgabe ökologisch ausreichender Mindestabfluss	245
8.3	Strukturierungen des NW-Betts, Errichten einer Niederwasser-Rinne	248
9	Maßnahmen zur Reduktion der Belastung durch Schwall	254
9.1	Maßnahmen zur Schwalldämpfung	257
9.1.1	Anpassung des Kraftwerksbetriebes	257
9.1.2	Koordination mehrerer Speicher-KWs	258
9.1.3	Schwalldämpfungsbecken	258
9.1.4	Schwallreduktion durch Schwallausleitung	259
9.2	Gestaltungsmaßnahmen.....	261
9.2.1	Wiederanbindung & Aufwertung Zuflüsse	261
9.2.2	Flusstypspezifische Umgestaltung des Gewässers	261
10	Maßnahmen zur Verbesserung des Feststoffhaushaltes	265
10.1	Förderung Geschiebeeintrag.....	266
10.1.1	Geschiebemobilisierung im Einzugsgebiet	266
10.1.2	Förderung der Seitenerosion.....	267
10.1.3	Gezielte Geschiebezugabe	267

10.2 Erhöhung Geschiebetransport im Bereich von Querbauwerken	267
10.2.1 Entfernen des Querbauwerks, ursprüngliches Gefälle herstellen.....	267
10.2.2 Absenken Oberkante Querbauwerk bzw. Absenken HW-Spiegel	268
10.2.3 Umbau Querbauwerk für (dosierten) Geschiebetransport ...	269
10.3 Erhöhung Geschiebetransport im Bereich von Stauräumen...	269
10.3.1 Stauraumentlandungen („Spülungen“)	269
10.3.2 Bühnen und Leitwerke im Stauraum	271
10.4 Erosionsmindernde Maßnahmen im Gewässer	272
10.4.1 Gefällsreduktion durch Querbauwerke	272
10.4.2 Aufweitungen	274
10.4.3 Gefällsreduktion durch Laufverlängerung.....	274
11 Maßnahmen zur Förderung & Pflege der Ufervegetation	275
11.1 Ufergehölze	277
11.1.1 Kriterien zur Artenwahl	277
11.1.2 Anordnung am Gewässer	278
11.1.3 Pflanzmaterial: Anzucht, Vermehrung und Ankauf	279
11.1.3.1 Gehölzsaat.....	280
11.1.3.2 Stecklinge und Steckhölzer.....	280
11.1.3.3 Pflanzware aus der Baumschule.....	282
11.1.3.4 Verpflanzte Wurzelstöcke.....	284
11.1.4 Gehölzpflege.....	285
11.1.4.1 Abschnittspezifische Pflegekonzepte	286
11.1.4.2 Ortsstrecken	287
11.1.4.3 Übergangsstrecken.....	288
11.1.4.4 Naturstrecken und Gewässerabschnitte in Schutzgebieten	290
11.1.5 Pflegemaßnahmen	291
11.1.5.1 Behandlung von abflussbehindernden Gehölzbeständen.....	291
11.1.5.2 Differenzierung der Alters-/Höhenstruktur des Bestandes	297
11.1.5.3 Bestandesumwandlungen, standortgerechte Ersatzpflanzungen	298

11.1.6	Steckbriefe ausgewählter Gehölzarten.....	301
11.1.6.1	Strauchförmig wachsende Gehölze	301
11.1.6.2	Baumförmige Gehölze	306
11.2	Anlage und Pflege von Wiesenböschungen	310
11.2.1	Standortgerechtes Saatgut	310
11.2.2	Begrünungsverfahren	311
11.2.2.1	Trockensaat	311
11.2.2.2	Hydrosaat	312
11.2.2.3	Auftrag von Oberboden.....	313
11.2.2.4	Begrünung mit Rasensoden oder Vegetationsstücken....	313
11.2.2.5	Röhrichtbepflanzungen	314
11.2.3	Pflegemaßnahmen	315
11.2.3.1	Mahdintervalle	317
11.3	Standortuntypische Vegetation und Neophyten.....	319
11.3.1	Götterbaum (<i>Ailanthus altissima</i>)	322
11.3.2	Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	325
11.3.3	Eschen-Ahorn (<i>Acer negundo</i>)	327
11.3.4	Drüsen-Springkraut (<i>Impatiens glandulifera</i>)	329
11.3.5	Flügel-Knöterich (<i>Fallopia japonica</i> , <i>F. bohemica</i> , <i>F. sachalinensis</i>).....	331
11.3.6	Orientalisches Zackenschötchen (<i>Bunias orientalis</i>).....	334
11.3.7	Bärenklau (<i>Heracleum mategazzianum</i>).....	336
11.3.8	Goldrute (<i>Solidago gigantea</i> , <i>S. canadensis</i>).....	338
11.4	Totholzanreicherung	342
12	Verzeichnisse	345
12.1	Fotoverzeichnis	345
12.2	Abbildungsverzeichnis.....	352
12.3	Tabellenverzeichnis	357

Legende



Information



Planungs-, Bauhinweise



Hinweis, zu beachten



Vor-, Nachteile



Technische-, ökologische Bewertung



Bepflanzungshinweis, standortgerechte Pflanzen



standortfremde Pflanzen, Neophyten



Kostenangaben



Quellen, Links, Literatur

1 Einleitung

Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie und des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes (NGP) haben sich auch die Vorgaben für den Flussbau gewandelt. Neben ursprünglich rein schutzwasserwirtschaftlichen Zielvorgaben ist nun auch die Erreichung und Erhaltung eines guten ökologischen Zustands oder Potentials der Oberflächengewässer ein wesentliches und auch gefordertes Ziel. Die Planung und Umsetzung von flussbaulichen Maßnahmen zur Erreichung dieser gewässerökologischen Zielzustände gemäß Wasserrechtsgesetz stellt daher neue, anspruchsvolle Anforderungen an alle am Flussbau beteiligten Personen.

Die zukünftige Gewässerbewirtschaftung muss sowohl die Durchgängigkeit für die aquatische Fauna als auch den Erhalt oder die Wiederherstellung eines gewässertypischen Lebensraumes gewährleisten. Um dem Vorbild naturnaher Fließgewässer zu entsprechen, sind bei Baumaßnahmen am Gewässer eine an die Gewässercharakteristik angepasste Strukturvielfalt und eine natürliche Gewässerdynamik zu fördern. Gerade Letztere ist wesentlich für die langfristige Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit, erfordert aber auch das Zulassen von Umlagerungen, lokalen Auflandungen und Eintiefungen im Flussbett. Um diese ohne Beeinträchtigungen der meist vielfältigen Nutzungen am Gewässer und in seinem Umland tolerieren zu können, sind entsprechende Übergangszonen zwischen Gewässer und Umland vorzusehen, auch um die Hochwasserabfuhrkapazität nicht nachteilig zu verändern. Im Optimalfall kann dazu ein Teil des Umlandes in den Gewässerraum mit einbezogen werden und dadurch, vor allem bei Tieflandflüssen, die ökologische Funktionsfähigkeit deutlich verbessert werden. Zumindest ist eine gewässertypische Ufervegetation zu fördern, die bereits bei der Planung in den HW-Abflussberechnungen berücksichtigt werden muss.

Mit vorliegendem Arbeitsbehelf samt DVD soll ein kompaktes Nachschlagewerk geschaffen werden, das einen Überblick über flussbauliche Maßnahmen zur Erreichung des gewässerökologischen Zielzustandes gibt. Neben einer anschaulichen Darstellung der Maßnahmen werden auch Hinweise für die Planung und eine erfolgreiche Umsetzung gegeben. Insbesondere werden auch die Wirkungen und die Verbesserungen beschrieben, die durch flussbauliche Maßnahmen für Gewässerökologie und Naherholung erreichbar sind.

Die Gliederung der Maßnahmentypen entspricht der Struktur des „Beitrag zum Maßnahmenkatalog gemäß §55e Abs. 3, WRG, Bereich Hydromorphologie “ entsprechend den Belastungsgruppen Durchgängigkeit, Morphologie, Stau, Restwasser und Schwall. Aufgrund der flussbaulichen Bedeutung wird auf ökologisch optimierte Ufersicherungsmaßnahmen besonders eingegangen, ebenso auf eine dem Gewässertyp angepasste Pflege der Ufervegetation.

Die für das Erreichen des guten ökologischen Zustandes erforderlichen Tier- und Pflanzenarten und die für deren Vorkommen notwendigen Lebensräume unterscheiden sich zwischen den einzelnen Gewässertypen teilweise beträchtlich. Dieselbe Baumaßnahme kann an einem Gebirgsfluss erfolgreich, an einem Tieflandfluss aber nicht zielführend oder sogar mit negativen Folgen verbunden sein. Die Entwicklung und der Einsatz flusstypspezifisch angepasster Bautypen zählen daher zu einer wichtigen Aufgabe des modernen Flussbaues. Ein besonderer Schwerpunkt liegt daher auf der Ausweisung, welche Maßnahmen am besten der jeweiligen natürlichen Gewässercharakteristik entsprechen und somit die größte ökologische Wirkung entfalten. Behandelt werden alle Gewässertypen in Österreich (ausgenommen „Große Flüsse“), die auch in Kapitel 3 überblicksweise dargestellt sind.

Ein besonderes Anliegen ist dem Autorenteam der Hinweis auf die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Maßnahmentypen bzw. zwischen der Gewässerbettgestaltung, dem Abflussverhalten und dem Feststoffhaushalt. Überblicksweise werden auch Maßnahmen zur Verbesserung des Feststoffregimes entsprechend dem Maßnahmenkatalog Hydromorphologie angeführt, da ein intakter Feststoffhaushalt eine wesentliche Voraussetzung für die langfristige Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer darstellt. Viele Strukturierungsmaßnahmen und gerade großräumige Revitalisierungen verändern Gefälle und Geschiebetransportkapazität des Gewässers, wodurch Sohlauflandungen oder Sohlerosion in der umgestalteten Strecke selbst, aber auch flussauf oder flussab verursacht werden können. Diese müssen bereits bei der Planung berücksichtigt werden, um langfristig negative Auswirkungen zu vermeiden oder zu minimieren. Eine detaillierte interdisziplinäre Bearbeitung dieser Fragestellung war in vorliegendem Projektrahmen nicht möglich. Eine zukünftige intensive Bearbeitung dieses Themas ist aber seitens des BMLFUW bereits in Vorbereitung.

Der vorliegende Arbeitsbehelf richtet sich an die Verwaltung, an Planer und Planerinnen, Wasserverbände, Gemeinden sowie an andere Interessensvertretungen und ausführende Firmen. Die Erstellung erfolgte in enger Abstimmung mit dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion IV und dem Land Niederösterreich, Abteilung Wasserbau. Bereits vorliegende Leitfäden des BMLFUW wurden eingearbeitet (Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen, Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer/ Biologische Definition des guten ökologischen Potentials, Beitrag zum Maßnahmenkatalog gemäß §55e Abs. 3, WRG, Bereich Hydromorphologie).

Für einen raschen Überblick ist auch eine interaktive DVD beigelegt, in der die Inhalte plakativ zusammengefasst sind. Zwecks besserer Übersichtlichkeit wurde teilweise bewusst auf detaillierte Fachausführungen verzichtet. Arbeitsbehelf und DVD ersetzen daher keinesfalls entsprechende Fachbücher und Fachplaner.



2 Grundlagen

2.1 Europäische Wasserrahmenrichtlinie – EU-WRRL

Die im Dezember 2000 (2003 umgesetzt im österr. Wasserrechtsgesetz) in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) dient der nachhaltigen Bewirtschaftung der Gewässer und dem übergeordneten Ziel, einen „guten chemischen und guten ökologischen Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ für alle Oberflächengewässer zu erreichen und zu erhalten. Als weitere Vorgabe darf sich der Zustand der Wasserkörper nicht verschlechtern (Verschlechterungsverbot).

Mit Umsetzung der Richtlinie soll in den Oberflächengewässern bis zum Jahr 2015 bzw. bei Gewährung einer möglichen Fristerstreckung bis 2027 ein „guter ökologischer“ und ein „guter chemischer“ Zustand erreicht werden. Für die Erreichung dieses geforderten Zielzustands wurden im Jahr 2009 konkrete Maßnahmenprogramme entwickelt, die unter Berücksichtigung der Kosteneffizienz die ökologisch wirksamsten Maßnahmen für die jeweiligen Oberflächengewässer ausweisen. Diese bilden die Basis für den Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP).

2.2 Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan – NGP

Der „Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan“ (NGP) ist eine flussgebietsbezogene Planung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie, die auf einem integrierten Ansatz zum Schutz, zur Verbesserung und zur nachhaltigen Nutzung der Gewässer basiert. Auf Basis einer umfassenden IST-Bestandsanalyse werden die signifikanten Gewässernutzungen und die zu erreichenden Erhaltungs- und Sanierungsziele sowie die dafür erforderlichen Maßnahmen festgelegt. Der NGP wird alle sechs Jahre vom BMLFUW veröffentlicht.

Die Gewässerbewirtschaftungsplanung selbst erstreckt sich über drei Planungsperioden bis zum Jahr 2027. Prinzipiell gilt, dass bis 2015 die nötigen Sanierungen erfolgt sein sollen. Aufgrund der hohen Anzahl an notwendigen Sanierungen können aber nicht alle Maßnahmen zeitgleich umgesetzt werden. Deshalb wird besonders sensiblen Gewässern im ersten Planungszyklus der Vorrang gegeben. Wenn nicht alle Umweltziele bis 2015 erreicht werden können, besteht die Möglichkeit der stufenweisen Zielerreichung bis 2021 bzw. 2027.

2.2.1 Maßnahmenprogramme

Als Teil des ersten Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans wurde das Maßnahmenprogramm erlassen. Das Maßnahmenprogramm gibt Auskunft über die geplante Umsetzung, die stufenweise Zielerreichung sowie über den voraussichtlichen Kostenrahmen der entsteht, um unsere Gewässer in einen „guten Zustand“ zu bringen. Die ausgewählten Maßnahmen müssen eine Kosteneffizienzprüfung durchlaufen, d. h. bei mehreren möglichen Maßnahmen darf nur die kosteneffizienteste Variante festgeschrieben werden. In Maßnahmenprogrammen sind auch Maßnahmen zur Förderung der wasserwirtschaftlichen Entwicklung enthalten. In diesen Bereich fällt z. B. die Wasserkraftnutzung, als erneuerbare Energie.

Im Maßnahmenprogramm werden drei Maßnahmentypen unterschieden:

- Erhaltungsmaßnahmen, die eine Verschlechterung des Gewässerzustands verhindern sollen,
- Sanierungsmaßnahmen, die die schrittweise Herstellung des „guten Zustands“ gewährleisten sollen und
- Maßnahmen zur Förderung der wasserwirtschaftlichen Entwicklung, die die oft sehr unterschiedlichen (Nutzungs-) Ansprüche an Gewässer harmonisieren sollen.





2.3 Ökologischer Zustand

Der ökologische Zustand spiegelt die Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer, in Verbindung mit Oberflächengewässern stehender, Ökosysteme wider. Zur Beurteilung des ökologischen Zustands sind gemäß der Wasserrahmenrichtlinie allgemein chemisch-physikalische, biologische und hydromorphologische Komponenten heranzuziehen. Wichtige Zielkriterien sind dabei eine möglichst naturnahe Gewässerstruktur, möglichst von künstlichen Wanderbarrieren freie Gewässer und eine möglichst naturnahe Wasserführung.

2.3.1 Beurteilung des ökologischen Zustands

Mit der Übernahme der WRRL in nationales Wasserrecht (2003) ergaben sich für die Gewässerbewertung methodische Neuerungen. Der ökologische Zustand wird anhand der biologischen, hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten für einzelne Wasserkörper (Gewässerabschnitte gleicher Charakteristik) bewertet. Die Bewertung erfolgt in 5 Stufen. Sie erfolgt typspezifisch und basiert auf dem Grad der Abweichung des Gewässerzustandes vom natürlichen, von Menschenhand weitgehend unberührten Zustand (Referenzzustand).

In der im Jahr 2010 in Kraft getretenen Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer werden Werte für die biologischen, hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten des sehr guten, guten, mäßigen, unbefriedigenden und schlechten ökologischen Zustandes von Oberflächengewässern festgelegt.

Die Festlegungen erfolgen typspezifisch, d. h. gesondert für Fließgewässertypen und Seentypen, die sich durch naturräumliche und biotische Faktoren zum Teil erheblich voneinander unterscheiden. Weiters enthält die Verordnung Festlegungen über den Umgang mit den Qualitätszielen im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren sowie darüber, welche Qualitätskomponenten bei welcher Art von Belastungen bzw. Einwirkungen zur Beurteilung des ökologischen Zustandes heranzuziehen sind.

Untersucht werden:

- Biologische Komponenten: Zusammensetzung und Abundanz von Gewässerflora (Algen und Makrophyten); benthischer wirbelloser Fauna (Makrozoobenthos); sowie Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna.

- Hydromorphologische Komponenten: Wasserhaushalt, Abfluss und Abflussdynamik, Verbindung zu Grundwasserkörpern, Durchgängigkeit des Flusses, Morphologische Bedingungen, Tiefen- und Breitenvariation, Struktur und Substrat des Flussbetts, Struktur der Uferzone).
- Physikalisch-chemische Komponenten: Wassertemperatur, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Versauerungszustand, Nährstoffe, Schadstoffe.

Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial

In Österreich gibt es 2.194 Fließgewässer, deren Einzugsgebiet (EZG) größer als 10 km² ist. Diese haben eine Länge von insgesamt ca. 31.466 km. 88 % dieser Fließgewässer sind natürlich. Den restlichen Anteil bilden künstliche, d. h. von Menschenhand geschaffene Wasserkörper, und erheblich veränderte Gewässer, die durch Eingriffe des Menschen in ihrem Wesen maßgeblich verändert wurden. Diese können, ohne die Nutzung aufzugeben, nicht in den „guten ökologischen Zustand“ gebracht werden. Für sie gilt als Qualitätsziel das „gute ökologische Potenzial“. In „mäßig oder schlechter“ werden die darunter liegenden Werte zusammengefasst.

2.3.2 Aktuelle Defizite

Die im Rahmen des Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplanes (NGP 2009) durchgeführte Ist-Bestandsaufnahme der Fließgewässer gem. § 55d Wasserrechtsgesetz dokumentiert die Belastungen der Gewässer Österreichs. Während der größte Teil der Fließgewässer hinsichtlich des chemischen Zustandes und der Wasserqualität (Biologische Gewässergüte) bereits den Zielzustand erreicht haben, sind in Österreich vor allem Defizite bei der Hydromorphologie, d. h. vor allem bei der Durchgängigkeit der Fließgewässer, der Gewässerstruktur und bei den Abflussverhältnissen festgestellt worden.

14 % der Fließgewässer befinden sich in einem „sehr guten“, 21 % in einem „guten“ ökologischen Zustand, d.h. es gibt nur geringfügige Abweichungen vom unbelasteten Zustand. Knapp die Hälfte der Gewässer (44 %) sind als „mäßig“ anzusprechen, 8 % als „unbefriedigend“ und 2 % als „schlecht“. 2 % sind in einem „guten und besseren“ ökologischen Potenzial, 9 % befinden sich in einem „mäßigen und schlechteren“ ökologischen Potenzial (vgl. Tab. 2.2 und Abb. 2.1).



Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial der Fließgewässer >10 km ²	
ÖKOLOGISCHER ZUSTAND	in Prozent
Sehr gut	14
Gut	21
Mäßig	44
Unbefriedigend	8
Schlecht	2
ÖKOLOGISCHES POTENZIAL	
Mäßiges ökologisches Potenzial oder schlechter	9
Gutes ökologisches Potenzial oder besser	2

Tab. 2.2: Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial – Prozentanteile. Berücksichtigt wurden Gewässer mit einem Einzugsgebiet >10 km² und mit einer Gesamtlänge von insgesamt 31.466 km. (© NGP 2009)

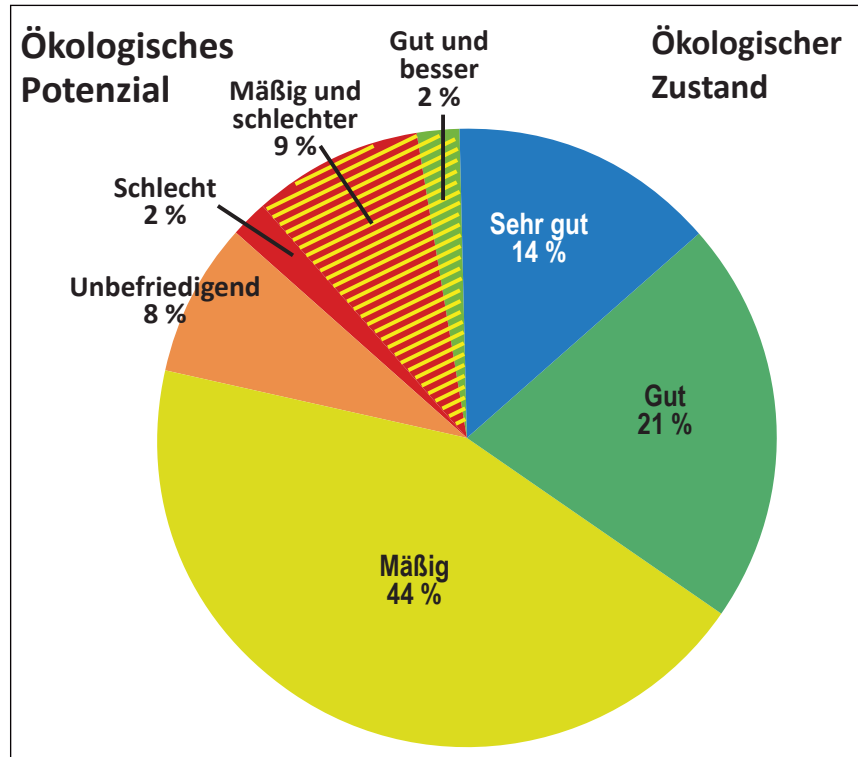


Abb. 2.1: Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial, Prozentanteile. (© BMLFUW)



Der hohe Prozentsatz an ökologisch beeinträchtigten Gewässerabschnitten ist einerseits auf die intensive Nutzung der österreichischen Gewässer zur Energiegewinnung und andererseits auf die notwendigen Eingriffe zum Zweck des Hochwasserschutzes zurückzuführen. Vor allem bei den größeren Fließgewässern, die von Wanderfischen bewohnt werden, ist der Fischbestand in den letzten Jahrzehnten signifikant beeinträchtigt worden, sodass an vielen Gewässerabschnitten von Donau, Inn und Drau viele und wesentliche gewässertypische Arten fehlen.

Zusammenfassend gibt es in Österreich **drei zentrale Herausforderungen, für die in den nächsten Jahren Maßnahmen ergriffen werden sollen:**

- **Gewässerdurchgängigkeit:** Wehranlagen von Wasserkraftwerken und andere Wanderhindernisse müssen wieder durchgängig gemacht werden, damit Fische zu ihren Laichplätzen wandern können und Lebensräume vernetzt werden. Dies kann z. B. mit der Errichtung von Fischaufstiegshilfen oder dem Bau von Rampen anstelle von Absturzanlagen geschehen. Weiters sollen Flüsse mit ihren Seitenbächen verbunden werden.
- **Strukturen und Vernetzung:** Geradlinig verbaute Ufer sollen aufgeweitet ihren ursprünglichen Charakter erhalten, wodurch die Lebensraumvielfalt steigt. Außerdem können so Räume für den HW-Rückhalt nutzbar gemacht werden. Maßnahmen in diesem Bereich sind z. B. die Entfernung von harten Uferverbauungen, Aufweitungen der Ufer, Ermöglichen verschiedener Wassertiefen und Vernetzung der Flüsse.
- **Wassermenge und Wasserdynamik:** Bei Stauwerken/Ausleitungen muss eine ökologisch entsprechende Restwassermenge im Fluss bleiben, die jedes Gewässer für seine typische ökologische Struktur braucht. Die erforderliche ökologische Restwassermenge muss sichergestellt werden.

2.4 Förderungen

Die Sektion Wasser im BMLFUW gewährt Förderungen in den Bereichen Siedlungswasserwirtschaft, Gewässerökologie und Hochwasserschutz. Rechtsbasis dafür bildet einerseits das Umweltförderungsgesetz (UFG), für den Bereich Hochwasserschutz das Wasserbautenförderungsgesetz (WBFG).

2.4.1 Umweltförderungsgesetz (UFG)

Der Bereich UFG-Förderung Wasserwirtschaft besteht aus den folgenden drei Förderschwerpunkten:

- Siedlungswasserwirtschaft
- Betriebliche Abwassermaßnahmen
- Gewässerökologie

Die Förderung Gewässerökologie soll dazu beitragen, die zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie notwendigen ökologischen Maßnahmen an den österreichischen Fließgewässern ohne langwierige Verwaltungsverfahren rechtzeitig, zielorientiert und unter der Prämisse des effizienten Einsatzes der verfügbaren Förderungsmittel umzusetzen.

Die Konkretisierung der Förderung Gewässerökologie erfolgt durch zwei Förderungsrichtlinien, einerseits für kommunale FörderungswerberInnen (Gemeinden, Verbände) und andererseits für WettbewerbsteilnehmerInnen (E-Wirtschaft, sonstige Betriebe) auf Basis der Vorgaben des EU-Wettbewerbsrechts. Die Förderung erfolgt generell in Form von Investitionszuschüssen.

Förderfähig sind Maßnahmen

- zur Verbesserung der Durchgängigkeit
- zur Restrukturierung morphologisch veränderter Fließgewässerstrecken
- zur Minderung der Auswirkungen von Ausleitungen
- zur Minderung der Auswirkungen von Rückstau
- zur Minderung der Auswirkungen des Schwall



2.4.2 Wasserbautenförderungsgesetz (WBFG)

Das Wasserbautenförderungsgesetz 1985 (WBFG) regelt die Gewährung von Bundesmitteln (unter der Voraussetzung der Verfügbarkeit entsprechender Landes- und Interessentenmittel) für schutzwasserwirtschaftliche Maßnahmen.

Nach den Bestimmungen des Wasserbautenförderungsgesetzes (WBFG) können Bundesmittel für Herstellungs-, Instandhaltungs- und Betriebsmaßnahmen zwecks

- Verbesserung des Wasserhaushaltes,
- Schutz gegen Wasserverheerungen (Hochwasserschutz),
- Sicherung und Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer bereit gestellt werden, soweit die oben genannten Ziele miterfüllt werden.

Das WBFG gibt lediglich eine Ermächtigung zur Finanzierung durch den Bund und normiert weder eine Verpflichtung des Bundes zur Förderung eines bestimmten Vorhabens noch bildet es die Grundlage für einen Rechtsanspruch Dritter auf eine Förderung. Im WBFG werden die Gewässer, insbesondere bezüglich des Ausmaßes der möglichen Förderungen, in Bundesflüsse, Grenzgewässer und Interessentengewässer unterschieden; weiters werden die Wildbäche sowie die Donau darin gesondert behandelt.

Maßnahmen zur Sicherung und Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer (§ 26 Abs. 8 WBFG) können, unter der Voraussetzung, dass die Ziele des Hochwasserschutzes oder der Verbesserung des Wasserhaushaltes miterfüllt werden, analog zu den Förderungssätzen für Schutz- und Regulierungsmaßnahmen aus Bundesmitteln gefördert werden. Darüber hinaus müssen diese Maßnahmen auf einem Grundsatzkonzept (Gewässerbetreuungskonzept) oder auf einem generellen Projekt beruhen. Eine Förderung von Rückbaumaßnahmen, die mit einer Verringerung des Schutzgrades für die Anlieger verbunden sind, wird in der Regel auszuschließen sein.





Quellen

EU-WRRL (OKTOBER 2000): Europäische Wasserrahmenrichtlinie. – Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und Rates vom 23.10. 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

GZÜV (DEZEMBER 2006): Gewässerzustandsüberwachungsverordnung. – Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern, BGBl. II Nr. 479/2006.

NGP 2009 (MÄRZ 2010): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009. – Textdokument und Anlagen (Tabellen, Wasserkörpertabellen und Karten), veröffentlicht auf der Internetseite des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft unter <http://ngp.lebensministerium.at> mit der Dokumentnummer BMLFUW-UW.4.1.2/0011-I/4/2010

NGPV 2009 (MÄRZ 2010): Nationale Gewässerbewirtschaftungsplan VO 2009. – Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft mit der einerseits die Veröffentlichung des Planungsdokumentes zum Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan bekannt gegeben wird und andererseits ein Maßnahmenprogramm sowie Prioritätensetzungen und die Ausweisung von Gewässerabschnitten als erheblich veränderte oder künstliche Oberflächenwasserkörper im Zusammenhang mit dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan erlassen werden, BGBl. II Nr. 103/2010.

QZV CHEMIE OG (OKTOBER 2007): Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer. – Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 96/2006 idF BGBl. II Nr. 267/2007.

QZV ÖKOLOGIE OG (MÄRZ 2010): Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer. – Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 99/2010.

WRG 1959: Wasserrechtsgesetz 1959 BGBl. Nr. 215/1959, zuletzt geändert durch die Wasserrechtsgesetznovelle 2011, BGBl. I Nr. 14/2011.

3 Gewässerökologische Grundlagen

3.1 Gewässertypen

Mit dem Inkrafttreten der **EU-Wasserrahmenrichtlinie** ist in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union die Zuordnung des Gewässernetzes zu „Typen“ ein fixer Bestandteil der methodischen Vorgaben: die Beurteilung der Gewässerqualität ist an einem möglichst **naturnahen Referenzzustand**, dem sehr guten ökologischen Zustand ausgerichtet, die biologischen Leitbilder werden typbezogen formuliert (nach MOOG et al., 2001).

Die höchste in der WRRL vorgegebene Hierarchieebene für Gewässertypen stellt die Zugehörigkeit zu einer **Ökoregion** nach ILLIES (1978) dar.

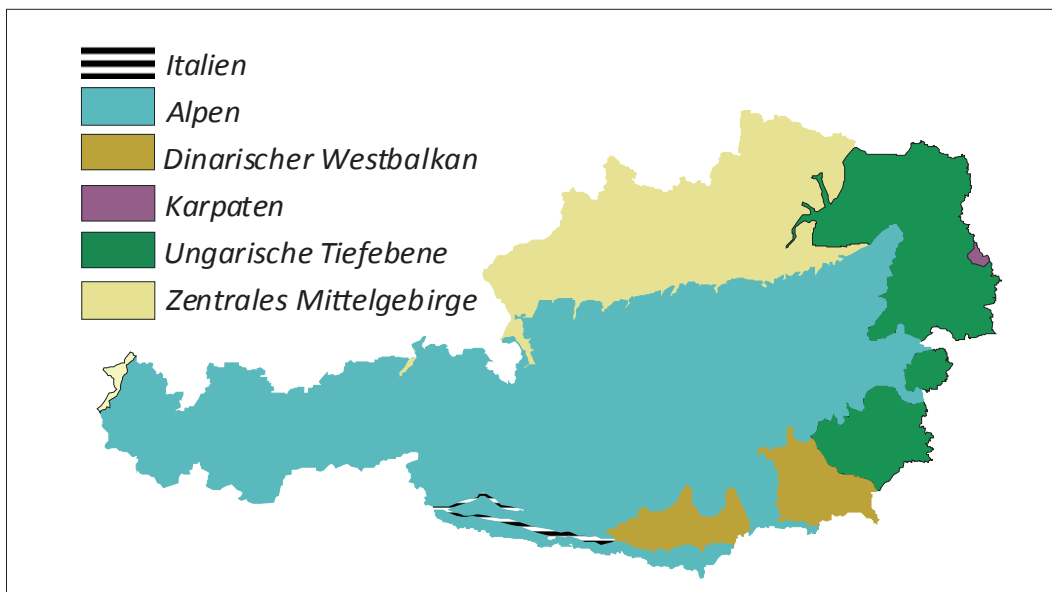


Abb. 3.1: Ökoregionen Österreichs (nach MOOG, ET. AL., 2001).

Auf der Grundlage geökologischer Faktorenkombinationen werden die Anteile und Grenzverläufe der Ökoregionen im Österreichischen Gebiet ermittelt und nach **Fließgewässer-Naturräumen** (FINK et al., 2000) unterschieden. Die Fließgewässer-Naturräume stellen eine wesentliche Basis zur Klassifikation der Fließgewässer dar.

Die Abgrenzung der naturräumlichen Gliederung richtet sich vorwiegend nach Ökoregion, geologischem Untergrund, Klimafaktoren, Relief (physiogeografische und geomorphologische Aspekte, Höhenerstreckung, Landschaftsform), Einzugsgebiet, hydrologischer Charakteristik (Abflussregimetyp) und vegetationskundlichen Höhenstufen.

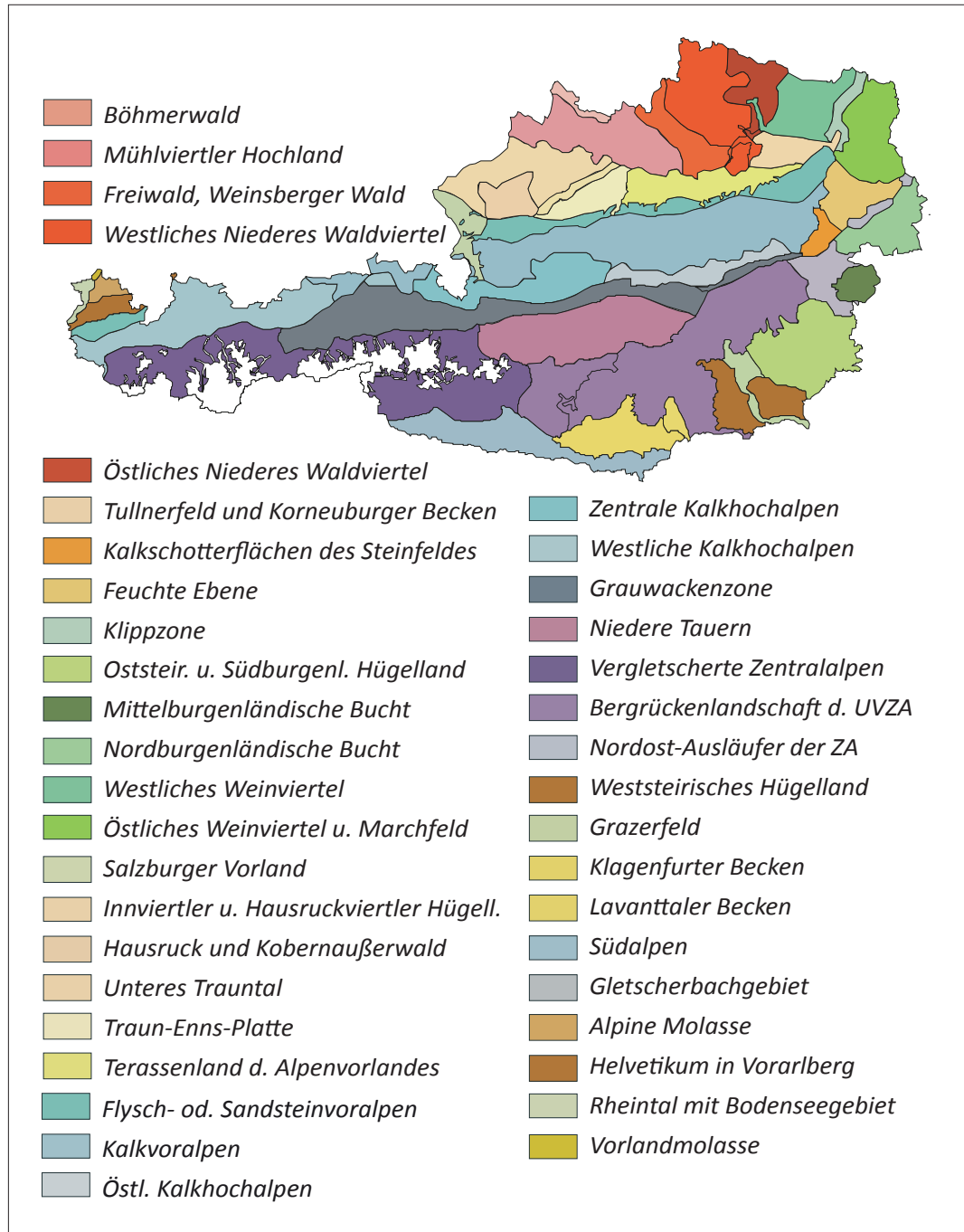


Abb. 3.2: Fließgewässer-Naturräume Österreichs (nach FINK, ET. AL., 2000).

Die Fließgewässer-Naturräume werden unter Verwendung von System A und B Kriterien der WRRL zu 17 Fließgewässer-Typregionen und 9 „großen Flüssen“ zusammengefasst. Laut WRRL (Annex II; System A und B) kann nach zwei verschiedenen Systemen zur typologischen Charakteristik vorgegangen werden: Gemäß System A sind Fließgewässer zuerst der Ökoregion nach ILLIES (Anhang XI, EU WRRL) zuzuordnen. Für Fließgewässer sind die Höhenlage, die Einzugsgebietsgröße und die Grobgeologie für die Typenfindung heranzuziehen. System B ist ein erweiterter Ansatz, bei dem zusätzlich auch andere, das Fließgewässer und seine typischen



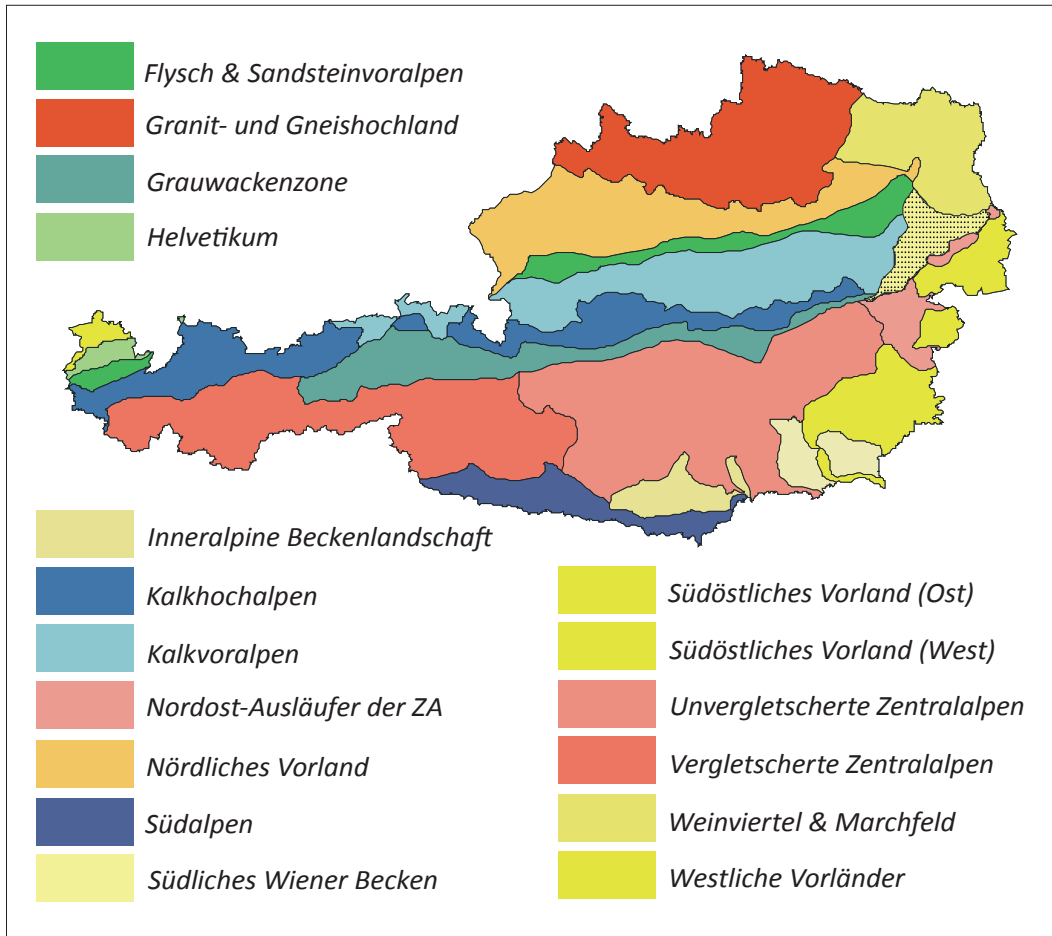


Abb. 3.3: Fließgewässer-Typregionen (nach WIMMER & CHOVANEC, 2000).

Lebensgemeinschaften prägende Faktoren für die Typenbildung verwendet werden können. Da die ausschließliche Verwendung von System A eine sinnvolle Charakterisierung der sehr heterogenen österreichischen Fließgewässer nicht zulässt, wurde festgelegt, bei der abiotischen Typisierung nach System B vorzugehen (nach MOOG et al., 2001).

Die abiotische Typisierung wurde anhand von biologischen Daten (Makrozoobenthos, Fische, Algen und Makrophyten) überprüft. Dies führte zu einer Einteilung in 15 Fließgewässer-Bioregionen, die sich eindeutig durch ihre aquatischen Biozönosen voneinander unterscheiden lassen.

Im letzten Schritt der Typisierung wurde innerhalb der Bioregionen für alle biologischen Qualitätselemente eine längenzonale Untergliederung in Gewässertypen vorgenommen. Diese Unterteilung basiert auf saprobiellen und trophischen Grundzuständen bzw. auf der Einteilung der Gewässer in Fischregionen. Zusätzlich wurden einige spezielle Gewässertypen bzw. Typausprägungen (wie z. B. große Flüsse, Seeausrinne, Gletscherbäche, Wasserfälle, ...) ausgewiesen.

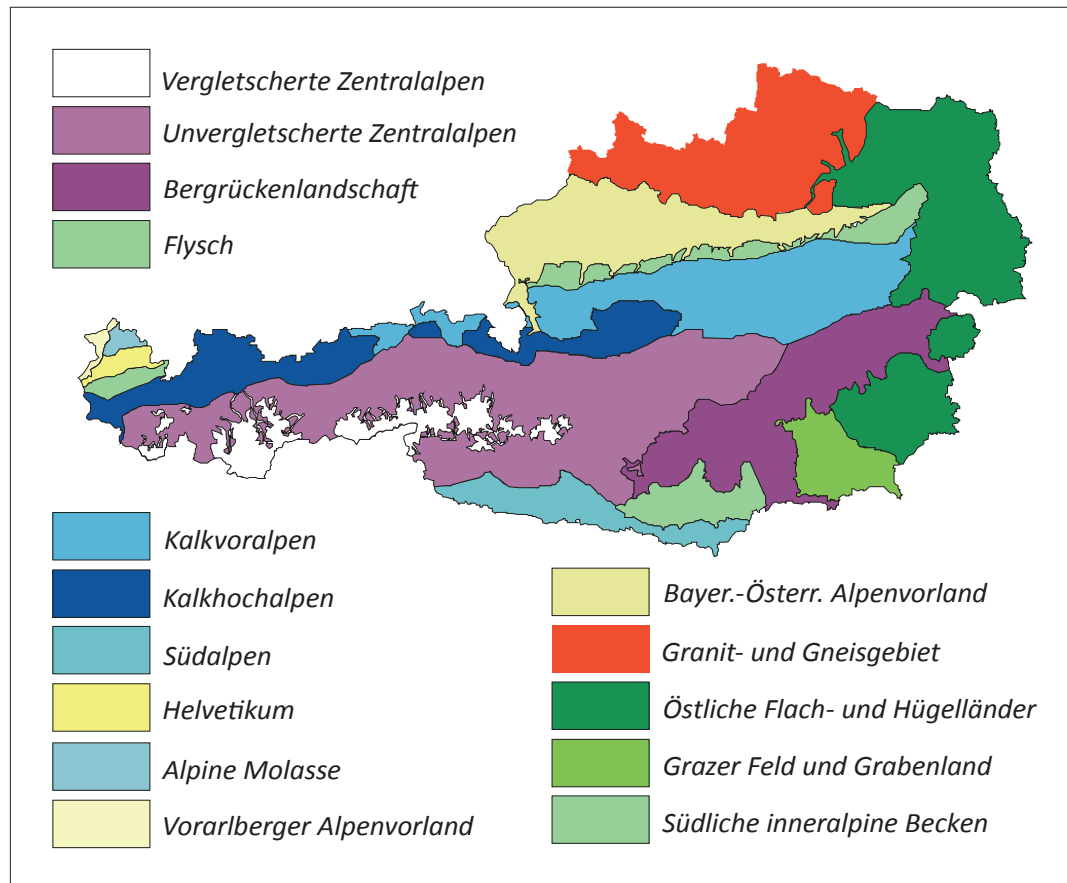


Abb. 3.4: Bioregionen Österreichs (nach WIMMER & CHOVANEC, 2000).

Quellen

FINK, M. H.; MOOG, O. & R. WIMMER (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs – eine Grundlage zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Monographien des Umweltbundesamtes Nr. 128, Wien.

ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea. Fischer, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger, Amsterdam.

MOOG, O.; SCHMIDT-KLOIBER, A.; OFENBÖCK, T. & J. GERRITSEN (2001): Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos – Zönosen. Wasserwirtschaftskataster, BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

STUBAUER, I. & O. MOOG (2003): Saprobielle Grundzustände österreichischer Fließgewässer. Wasserwirtschaftskataster, BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

WIMMER, R. & A. CHOVANEC (2000): Fließgewässertypen in Österreich im Sinne des Anhangs II der EU-WRRL. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

3.1.1 Fischregionen

Im Längsverlauf eines Flusses ändern sich die Artengemeinschaft und Abundanz/Biomasse der Fische in charakteristischer Weise. Als Typologiekriterium für das Qualitätselement Fische wurde daher die Einteilung der Gewässer in Fischregionen herangezogen.

HUET (1949) beschrieb die Einteilung der Fischafauna von der Forellenregion bis zur Kaulbarsch-Flunder-Region, die dem System der Biozönotischen Regionen nach ILLIES & BOTOSANEANU (1963) ähnlich ist. In Österreich treten unter den Biozönotischen Regionen die Obere und Untere Forellenregion, die Äschenregion, die Barben- und die Brachsenregion auf. Letztere ist nur mit der March und der Thaya vertreten, vor allem die March wird dabei stark von der Donau, die der Barbenregion zuzuordnen ist, beeinflusst.

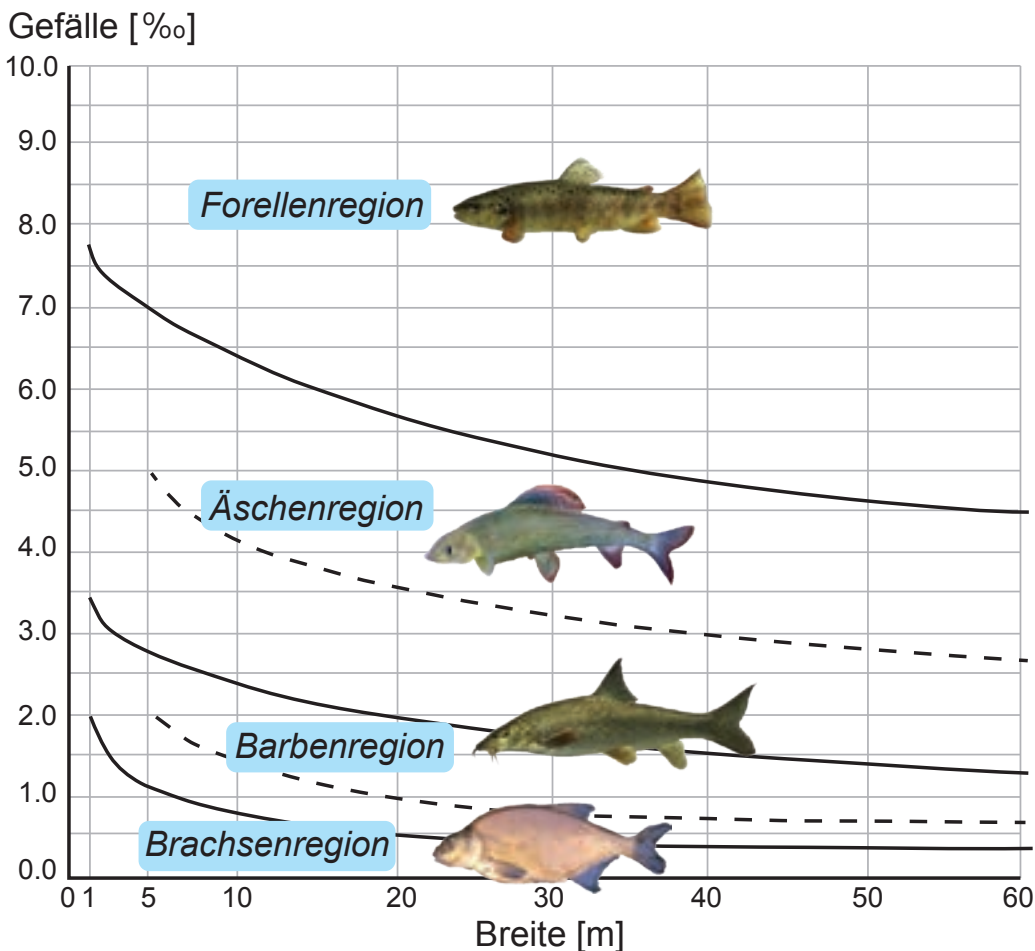


Abb. 3.5: Fischregionen als Funktion von Gefälle und Breite des Fließgewässers (nach HUET, 1949).


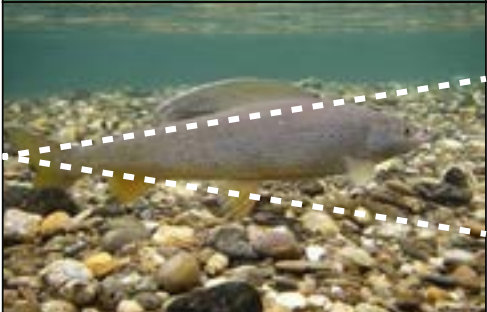
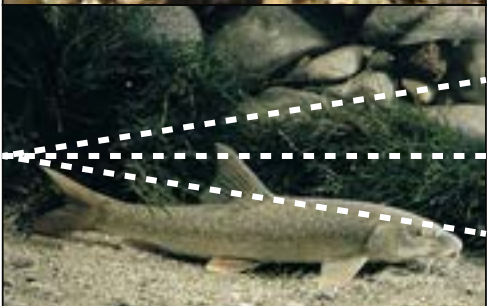
Epirhithral		Obere Forellenregion
Metarhithral		Untere Forellenregion
Hyporhithral		Kleine Äschenregion
		Große Äschenregion
Epipotamal		Kleine Barbenregion (< 3 m Breite)
		Mittlere Barbenregion (< 25 m Breite)
		Große Barbenregion (> 25 m Breite)

Abb. 3.6: Längszonierung nach HUET (1949) – biozönotische Regionen, angepasst an österreichische Verhältnisse.

HUET (1959) zeigte einen Zusammenhang zwischen der Breite eines Gewässers und dem Gefälle auf. Fischarten haben für diese abiotischen Merkmale meist Präferenzen. Andere Parameter wie z. B. die Wassertemperatur sind im Schema HUET (1959) jedoch so gut wie nicht berücksichtigt. Ungeachtet solcher Einschränkungen (AARTS & NIENHUIS, 2003) hat sich das Fischregionskonzept bzw. Biozönotische

Tab. 3.1: Abgrenzungen der Fischregionen in Österreich. (HAUNSCHMID et al., 2006)

Fischregion	Abfluss MQ	Breite
Epirhithral	Keine Begrenzung	Keine Begrenzung
Metarhithral	Keine Begrenzung	Keine Begrenzung
Hyporhithral klein	$\leq 2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	$\leq 5 \text{ m}$
Hyporhithral groß	$> 2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	$> 5 \text{ m}$
Epipotamal klein	$\leq 1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	$\leq 3 \text{ m}$
Epipotamal mittel	$1\text{--}20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	$3\text{--}25 \text{ m}$
Epipotamal groß	$> 20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	$> 25 \text{ m}$
Metapotamal	Keine Begrenzung	Keine Begrenzung

Regionskonzept vielfach bewährt. Nach VERNEAUX (1981) und LELEK (1987) eignet sich die Fischzonierung sehr gut als Leitbild für Revitalisierungen.

Für jede Bioregion und biozönotische Region wurde aus historischen Quellen, aktuellen Daten (Referenzstrecken) und Expertenmeinung ein Artenleitbild definiert (HAUNSCHMID et al., 2006). Dem Leitbild wurde zudem eine Klassifikation nach Leitarten, typischen Begleitarten und seltenen Begleitarten hinzugefügt (GAUMERT, 2001).

Leitarten: Fischarten, die auf jeden Fall in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit hoher relativer Häufigkeit vorkommen müssen.

Typische Begleitarten: Fischarten, die auf jeden Fall in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit mittlerer relativer Häufigkeit vorkommen müssten.

Seltene Begleitarten: Fischarten, die auf jeden Fall in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit geringer relativer Häufigkeit vorkommen könnten.

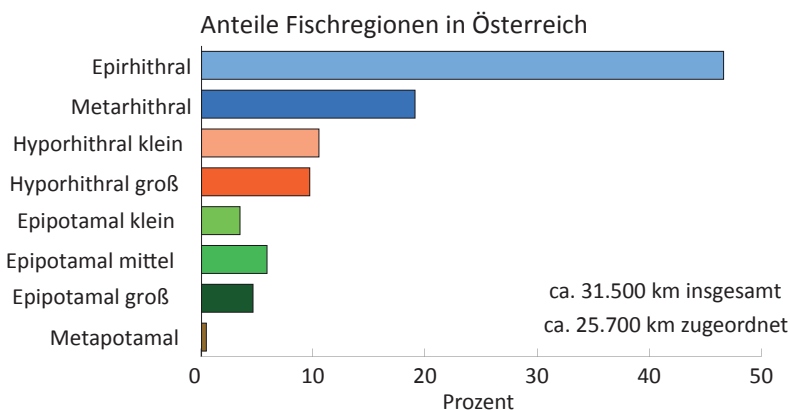


Abb. 3.7: Prozentuelle Anteile der Fischregionen in Österreich. (nach BMLFUW, 2009)

Ausgehend von bestehenden typologischen Ansätzen erfolgte zunächst eine Festlegung auf Bioregionen aus fischökologischer Sicht. Unter den 17 abiotischen Typregionen wurden 9 Bioregionen als fischökologisch relevant definiert. Weiters erfolgte die Einbindung der longitudinale Zonierung, die das System nach HUET (1949) als Basis hatte. Aufgrund der unterschiedlichen geomorphologischen Bedingungen zwischen West- und Ostösterreich sowie der Unterschiede der gewässer-spezifischen Fischgemeinschaften wurde das System HUET (1949) und ILLIES & BOTOSANEANU (1963) abgeändert. Bei Gewässern des Hyporhithrals (Äschenregion) und des Epipotamals (Barbenregion) erfolgte nach der Abflussmenge und Breite des Gewässers eine Aufsplittung in zwei bzw. drei Regionen.

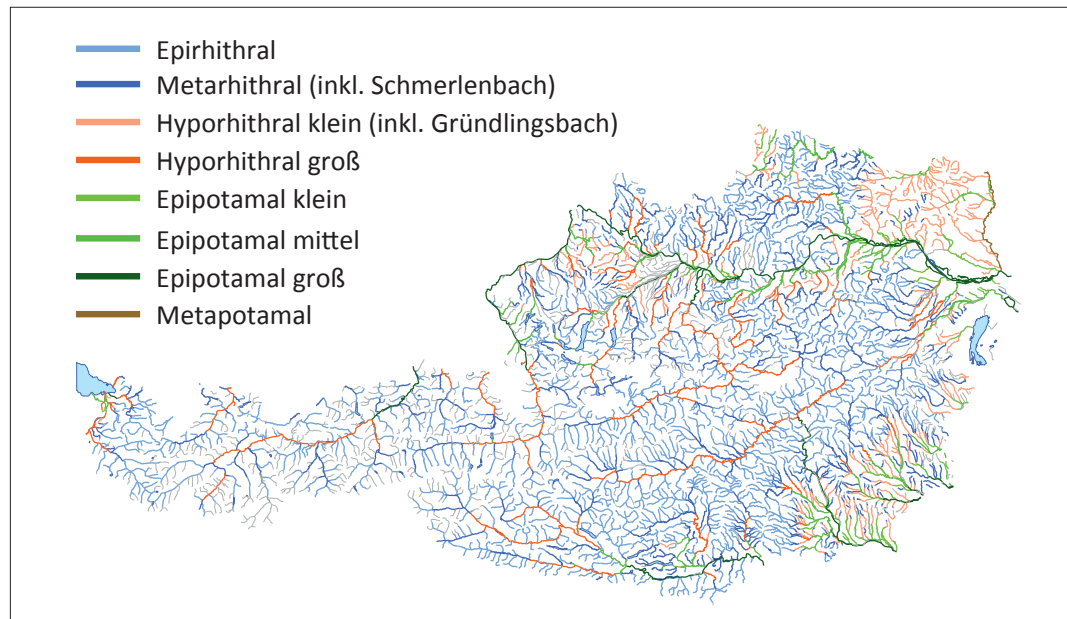


Abb. 3.8: Fischregionen in Österreich. (nach BMLFUW, 2009; siehe auch <http://wisa.bmlfuw.gv.at>)

Quellen

AARTS, B. G. W. & P. N. NIENHUIS (2003): FISH ZONATIONS AND GUILDS AS A BASIS FOR ASSESSMENT OF ECOLOGICAL INTEGRITY OF LARGE RIVERS. *HYDROBIOLOGIA* 500: 157–178.

BMLFUW (2009): Karte O-Typ 2, Gewässertypologie von Oberflächengewässern, Fische. Gis-Bearbeitung / Kartographie Umweltbundesamt GmbH.

GAUMERT, T. (2001): HINWEISE ZUR DURCHFÜHRUNG DER ICHTHYOFAUNISTISCHEN BEWERTUNG VON FLIESSGEWÄSSERN IN DEUTSCHLAND. – LAWA TAGUNG IN MÜNCHEN 11. – 12. 6. 01.

HAUNSCHMID, R.; WOLFRAM, G.; SPINDLER, T.; HONSIG-ERLENBURG, W.; WIMMER, R.; JAGSCH, A.; KAINZ, E.; HEHENWARTER, K.; WAGNER, B.; RIEDMÜLLER, R.; IBEL, G.; SASANO, B. & N. SCHOTZKO (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fischgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW Band 23, Wien.

HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz Z. Hydrol.* 11: 333–351.

HUET, M. (1959): Profiles and Biology of Western European Streams as Related to Fish Management. *Trans. Am. Fish. Soc.* 88 (3): 155–163.

ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU (1963): Problemes et methods de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 12: 1–57.

LELEK, A. (1987): *The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 9: Threatened Fishes of Europe.* AULA Verlag, Basel.

VERNEAUX J. (1981): Les poissons et la qualite des cours d' eau. *Annales Scientifiques de l'Universite de France-Comte. Besancon, Biologie Animale, 4eme serie, fasc. 2:* 33–41.

3.1.2 Morphologische Flusstypen

Basis für die Entwicklung typspezifischer Maßnahmen stellt die Kenntnis des ursprünglichen morphologischen Flusstyps (Leitbild) dar. Dies ermöglicht die Bewertung des Ist-Zustandes, die Ermittlung der Defizite sowie die Formulierung von Hydromorphologischen Leitbildern. Sind natürliche Gewässerabschnitte erhalten, können diese zur Charakterisierung des Referenzzustandes herangezogen werden.

Da aufgrund der Regulierungen oft keine naturnahen Referenzstrecken vorliegen, können historische Karten aus dem 19. Jahrhundert oder Luftbilder aus Zeiten vor Durchführung der Regulierungen herangezogen werden, um den weitgehend von menschlichen Nutzungen unbeeinflussten Gewässerzustand darzustellen.

Die Morphologie eines Fließgewässers wird durch das Zusammenwirken vieler abiotischer Parameter, wie Geologie des Einzugsgebietes, Gefälle, Abflussregime, Feststofftransport, Substratverhältnisse etc. bestimmt.

Es werden Gewässer mit gestrecktem, verzweigtem, pendelndem, gewundenem und mäandrierendem Lauf unterschieden. Tendenziell nimmt der Windungsgrad vom gestreckten zum mäandrierendem Gewässertyp zu, Gefälle, Geschwindigkeit der Laufverlegung sowie Korndurchmesser der transportierten Feststoffe ab (WIMMER et al., 2012).

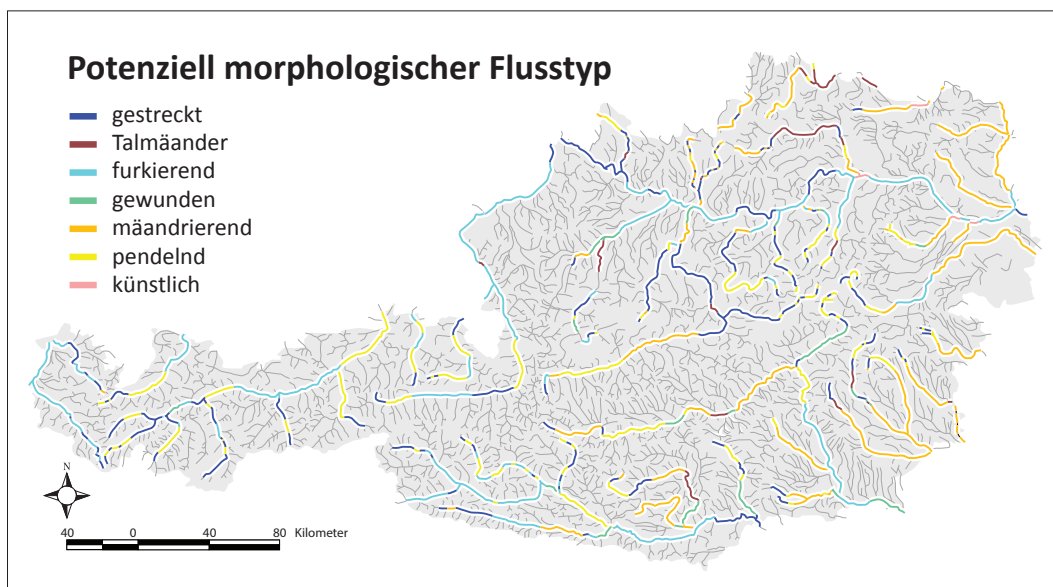


Abb. 3.9: Ausweisung typspezifisch erhaltener FG-Abschnitte in Österreich (nach MUHAR ET AL., 1998).

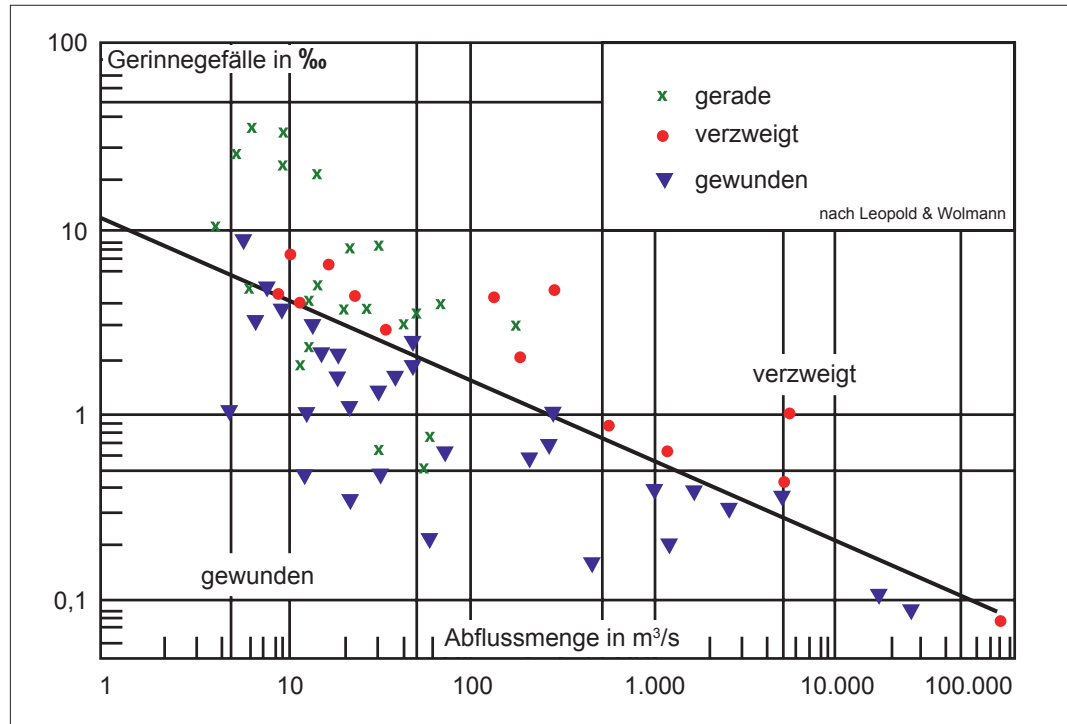


Abb. 3.10: Zusammenhang zwischen Gefälle, Abfluss und verschiedener Flusstypen (nach LEOPOLD & WOLMAN, 1957).

Diese Darstellung drückt jedoch die Vielzahl unterschiedlichster Ausprägungen nur unzureichend aus. So kann sich z. B. in gering aufgeweiteten Kerbtälern bereits eine leicht gewundene/pendelnde Linienführung an Stelle der gestreckten einstellen. Ähnliches ist auch durch sehr weiches anstehendes Material der Talflanken möglich, in das sich dann der Gewässerlauf hineinerodieren kann. Auch mäandrierende Gewässerabschnitte in Verebnungsflächen alpiner Lagen sind keine Seltenheit.

3.1.3 Linienführung

3.1.3.1 Gestreckte Fließgewässer

Natürliche gestreckte Gewässerläufe finden sich vor allem in den Oberläufen der alpin-montanen Region (Runsen, vegetationsfreie Erosionsflächen), in Grabenstrecken (Schluchten, Klammern) und in Unterläufen von Seitenzubringern der großen Längstäler. Auch in alluvialen Sohlentälern können bei geringem Geschiebetrieb kurze gestreckte Fließgewässerabschnitte entstehen. Dieser Gewässertyp ist aufgrund der geomorphologischen Verhältnisse durch eine geringe Breitenvariabilität bestimmt. Ausschlaggebend für die Ausbildung einer gestreckten Linienführung ist die Tiefenerosion:

- hohe Schleppspannung durch großes Gefälle
- geringe/keine Geschiebefracht im Flachland



Foto 3.1: Gestreckter Verlauf. (© orca)

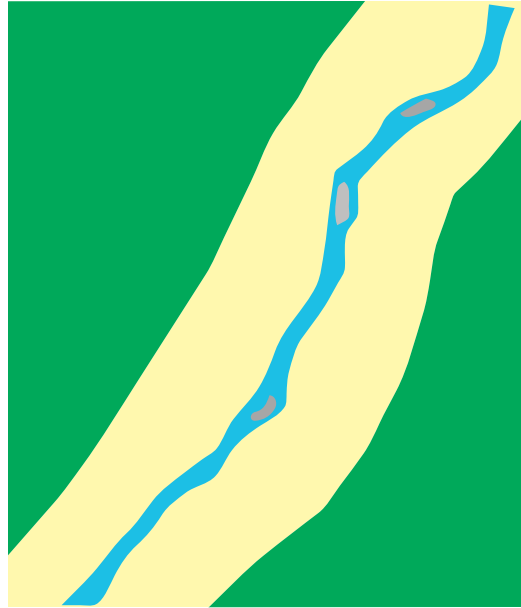


Abb. 3.11: Gestreckter Verlauf. (© orca)

Bei gestreckten Flüssen ist das Feststofftransportvermögen nicht ausgelastet. Gestreckte Gewässerläufe sind vielfach auch durch Baumaßnahmen entstanden, Geschiebesperren unterbinden den den Feststofftransport in die Unterläufe. Ebenso führten die Anlage von Ausleitungsstrecken und Speicherseen im Zuge der Wasserkraftnutzung im Unterlauf zur Bildung von gestreckten Flüssen, da sich das Geschiebe in den Staubereichen ablagert. In weiterer Folge erodiert die Strömung das fehlende Geschiebe aus dem Flussbett, dies führt zur Eintiefung und Streckung des Flusslaufes.

Charakteristik

- Gerinne, die über kürzere/längere Strecken nur geringe Flussentwicklung aufweisen.
- Gerinneform ist durch hohes Gefälle und Tal-Einengung bedingt.
- Häufig scharfe Richtungsänderungen – Knicke im Grundriss.
- Stromstrich kann kleinräumig pendeln, wodurch es zu alternierenden Ablagerungen kommt. Tritt zumeist bei den Talformen Klamm, Kerbtal und Sohlenkerbtal auf.

3.1.3.2 Pendelnde Fließgewässer

Kleine Bäche (Breite unter 5 m) des Hügellandes haben oft bereits im Oberlauf eine pendelnde Linienführung, da das Gefälle für die Ausbildung eines gestreckten Laufabschnittes bereits zu gering ist.



Foto 3.2: Pendelnder Gebirgsbach. (© orca)

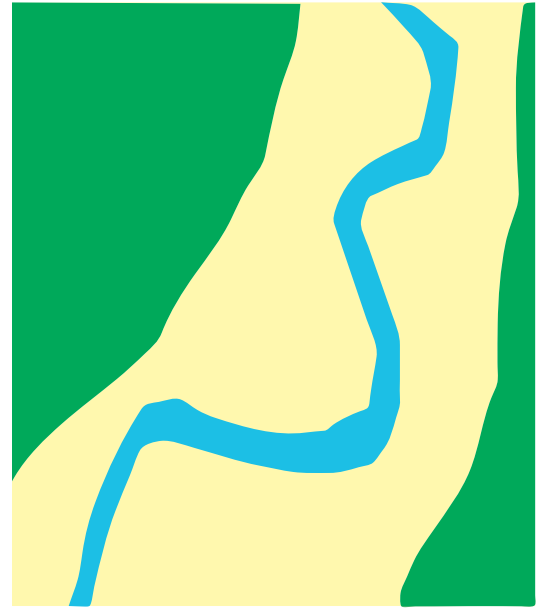


Abb. 3.12: Pendelnder Verlauf. (© orca)

Unter „pendelnd“ ist das Ausnutzen der gesamten Talsohlbreite für den Gewässer- verlauf zu verstehen. Das Gewässer pendelt von einer Talflanke zur anderen, ohne Bogen auszubilden, da dafür das Gefälle noch zu steil ist und für einen gewunden- nen Verlauf nicht genügend Raum zur Verfügung steht.

Charakteristik

- Im Talboden besteht Raum für pendelndes Abweichen des Flusses von der Talli- nie unter Ausbildung von prall- und gleituferähnlichen Situationen.
- Richtungsänderungen zumeist durch Talflanken, Schwemmkegel oder Terras- sensysteme bedingt.
- In der Regel relativ geringer Geschiebetrieb in Kombination mit für Mäanderbil- dung noch zu hohem Gefälle.

3.1.3.3 Gewundene Fließgewässer

Dieser Begriff gilt auch für kleinere Bäche (Breite unter 5 m) des Hügellandes. Der Unterschied zum pendelnden Flusstyp stellt die Breite des Talbodens dar, der nicht mehr von Talflanke zu Talflanke durchmessen wird, sondern einen bogigen Verlauf im Talboden ausbildet.

Der gewundene Flusstyp bildet sich vor allem in Sohlen- oder Muldentälern aus. Die Bögen zeichnen sich dadurch aus, dass sie im Gesamtverlauf eine halbkreisfö- rige Krümmung nicht übersteigen.



Foto 3.3: Gewundener Gebirgsbach. (© orca)

Abb. 3.13: Gewundener Verlauf. (© orca)

Charakteristik

- Übergangstyp zwischen Furkation und Mäander.
- Flusslauf zeigt bereits Mäanderbögen – lokal sind aber immer wieder Flussbeterweiterungen mit Inselbildungen (Aufzweigungen) vorhanden.

3.1.3.4 Furkierende (verzweigte) Fließgewässer

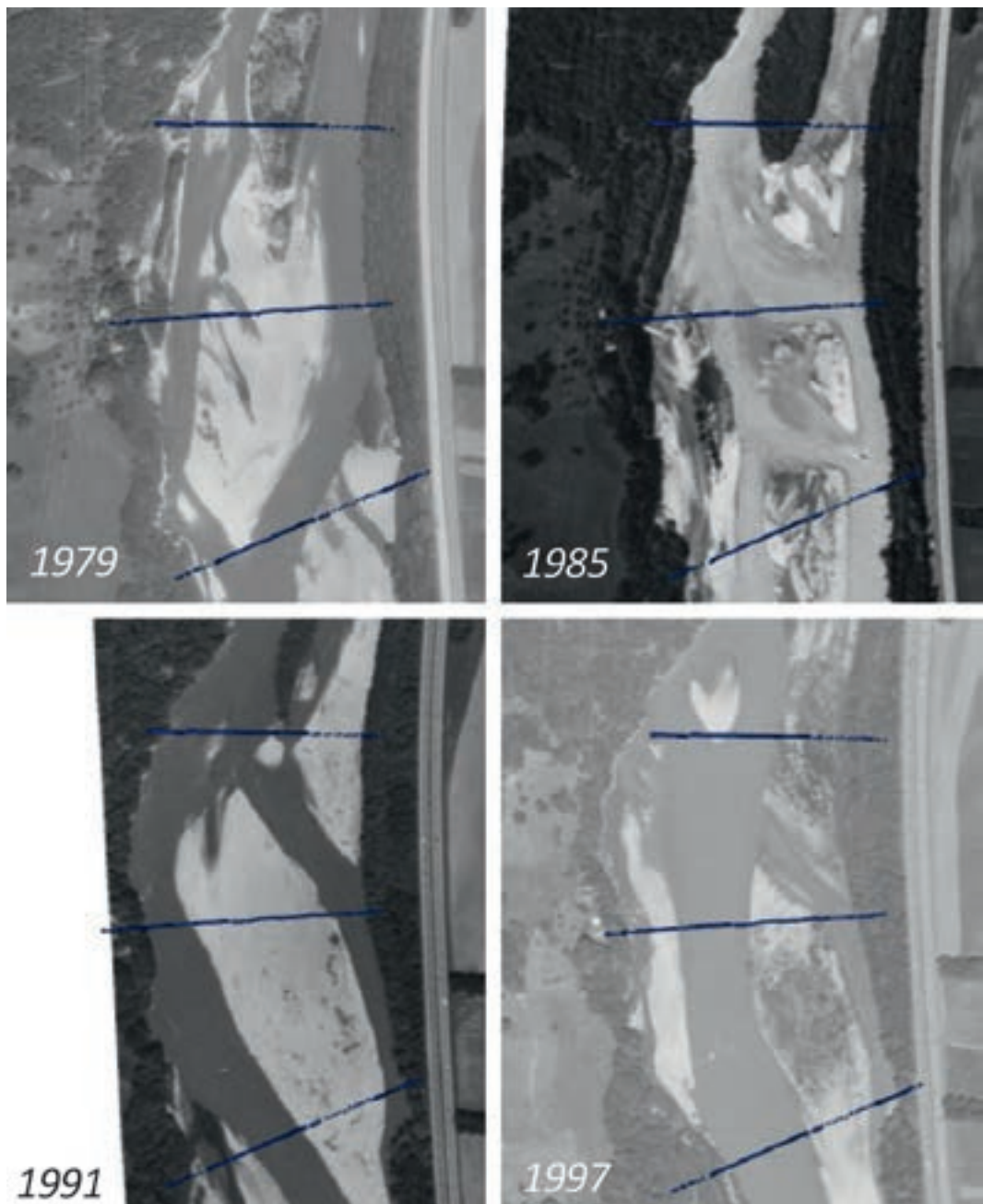
Alle fünf Fließgewässergrundtypen weisen aufgrund der vielfältigen auf sie einwirkenden Kenngrößen Abweichungen von der Idealform auf. Besonders hohe Variabilitäten bilden sich bei furkierenden Fließgewässern aus, viele Gewässer des Gebirgs- und Gebirgsvorlandes waren meist furkierende Flüsse.

Grundsätzlich sind drei wesentliche Voraussetzungen für die Entwicklung von furkierenden Fließgewässerabschnitten notwendig:

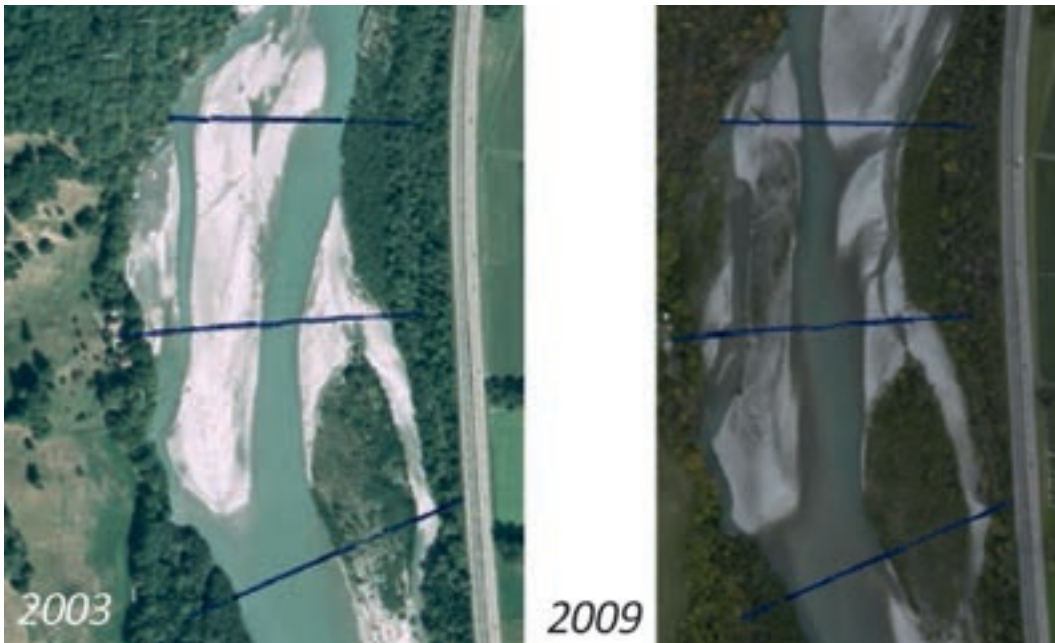
- hoher Geschiebetrieb,
- mittleres bis hohes Gefälle und
- große Abflussschwankungen.

Im Hochwasserfall werden entsprechende Mengen an Geschiebe (vorwiegend Kiese) erodiert und transportiert. Dieses wird dann bei Nachlassen des Hochwassers im Gerinne bzw. Überschwemmungsgebiet abgelagert. Typischerweise ist dabei das Fließgewässer in zahlreiche Rinnen aufgespalten, die bei jeder Abfluss-erhöhung ihre Gestalt verändern. Nicht selten wird dabei der gesamte Talboden in Anspruch genommen.

In Abhängigkeit vom Sukzessionsgrad der Sedimentbänke und -inseln lassen sich zwei Untertypen unterscheiden. Liegen zwischen den Rinnen vegetationslose Kiesbänke die aufgrund fehlender Vegetation immer wieder umlagert werden, spricht man von einer verästelten, geflochtenen („braided“) Gerinneform. Nimmt typischerweise im weiteren Gewässerverlauf das Gefälle ab und die Gewässerbreite zu, dann werden die Kiesbänke weniger häufig umlagert. Diese bilden dann geeignete Standorte für überschwemmungsresistentere Pioniergehölze. Dadurch erhöht sich auch die Stabilität der Ufer- und Inselbänke.



Fotos 3.4–3.7: Mastrilser Auen mit Umlagerung in den letzten Jahrzehnten. (© Zarn, aus Hunziker, Zarn & Partner AG und ecowert gmbh, 2010)



Fotos 3.8–3.9: Mastrilser Auen mit Umlagerung in den letzten Jahrzehnten. (© Zarn, aus Hunziker, Zarn & Partner AG und ecowert gmbh, 2010)

Die aufgrund des dauerhaften Bewuchses weitgehend ortsfesten Inseln erreichen meist auch das Niveau der Aue. Diese Gerinneform ist die zudem durch weitere Bögen charakterisiert.

Furkierende Flüsse in Österreich wurden großteils im 19. und 20. Jahrhundert reguliert. Längswerke (Leitwerke und Dämme) und Buhnen verhinderten die Aufästung und ein gestrecktes oder wenig mäandrierendes Gerinne wurde geschaffen.

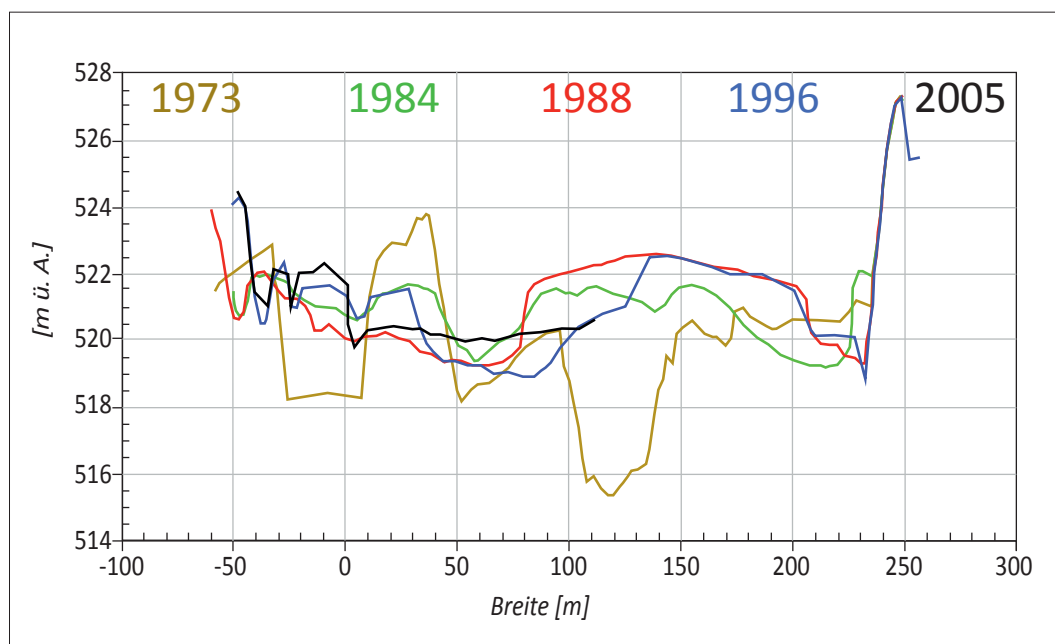


Abb. 3.14: Querprofil der Mastrilser Auen mit Umlagerung in den letzten Jahrzehnten. (© Zarn, aus Hunziker, Zarn & Partner AG und ecowert gmbh, 2010)



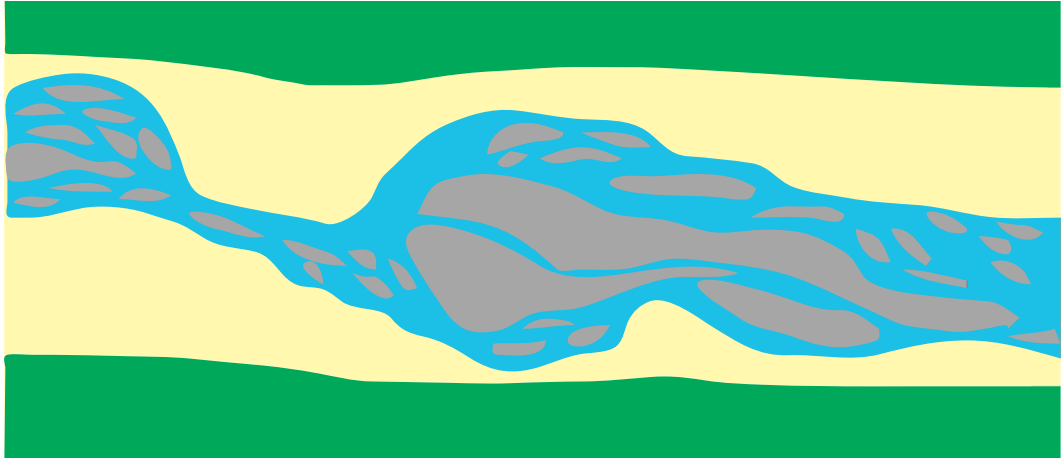


Abb. 3.15: Furkierender Verlauf (© orca)

Charakteristik

- Aufzweigung in zahlreiche Nebenarme und Seitengerinne, bedingt durch hohen Geschiebetrieb in Verbindung mit mittlerem bis hohem Gefälle.
- Keine eindeutig festgelegten Ufer.
- Häufig wird der gesamte Talboden eingenommen.
- Mehrere Unterformen abgrenzbar (z. B. braiding, anastomosing, ...).
- Spezialfall „Umlagerungsstrecke“: Strecke eines Geschiebestausees vor einem Hindernis (Geschiebegleichgewicht).

3.1.3.5 Mäandrierende Fließgewässer

Bei Ausbildung eines stark gewundenen Gewässerlaufes spricht man von Mäandern, eine Bezeichnung, die auf den griechischen Namen Μαίανδρος (Maiandros) für einen Fluss in der westlichen Türkei zurückgeht. Die langsamen Veränderungen des Gewässerlaufes beruhen auf der Erosion der Bogenaußenseiten (Prallhang) und Anlandung der Sedimente an der Bogeninnenseite (Gleithang). Eine Voraussetzung für die Bildung von Mäandern ist niedriges Gefälle. Das Gewässer durchmisst bei einem freien Mäander (alluvialer Flussmäander) aufgrund des geringen Gefälles einen beträchtlichen Teil des Talraumes.

Gelegentlich kommt es zu abkürzenden Mäanderhalsdurchbrüchen. Treibende Kraft ist die Seitenerosion, die bei mäandrierenden Gewässern die Tiefenerosion überwiegt. Das abgetragene Material wird am innen liegenden Ufer (Gleitufer) seitlich anwachsend sedimentiert. Im Flussbett selbst finden sich nur wenige Kies- und Sandbänke. Der Fluss wird von natürlichen Wällen gesäumt und überflutet bei Hochwasser die Auen.

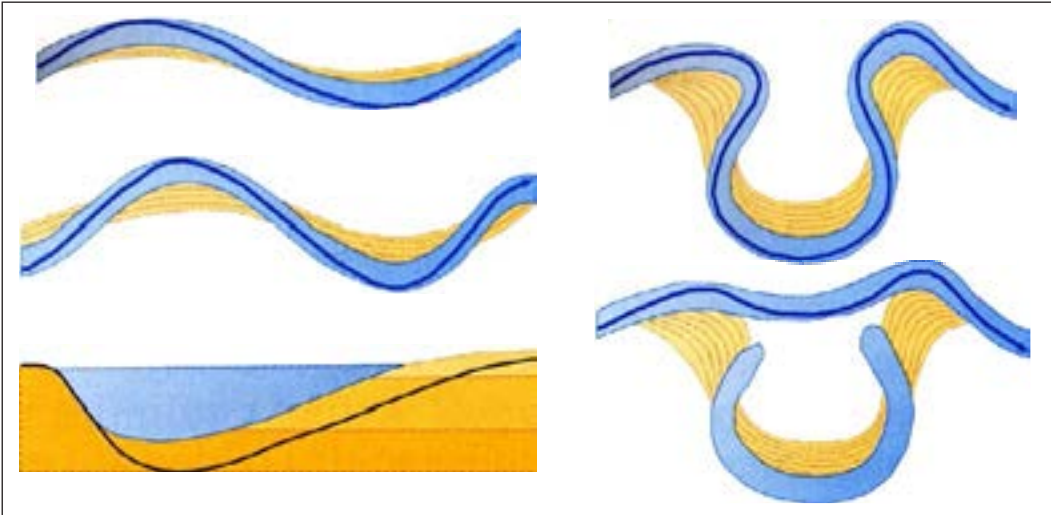


Abb. 3.16: Stromstrichverlagerung. (© FRATER, 2005)

Grundvoraussetzungen für die Mäanderbildung sind größere Wassertiefen, geringes Gefälle (geringe Fließgeschwindigkeiten) sowie leicht erodierbares Bettmaterial. Charakteristisch für mäandrierende Flüsse sind flussbegleitende Altarme unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Natürlicherweise entstehen sie durch Laufänderungen und Mäanderabschnürungen immer wieder neu und verlanden wieder. Die Mäander wandern, am Prallhang wirkt die Seitenerosion und am Gleithang finden Ablagerungen statt. Rücken bei dieser Verschiebung die Mäanderschleifen immer näher, so entsteht an den Engen ein Durchbruch (Mäandersprung). Der durch den Durchbruch verkürzte Lauf weist ein stärkeres Gefälle auf, wodurch wieder Erosions- und Ablagerungsprozesse stattfinden, die entstandenen Altarme verlieren sukzessive die Konnektivität zum Hauptfluss.

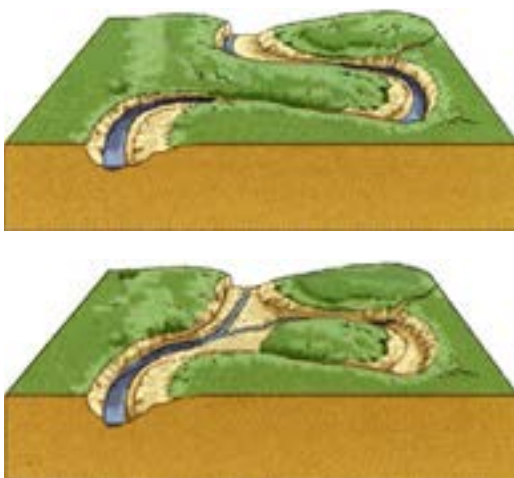


Abb. 3.17: Mäanderabschnürung. (© FRATER, 2005)



Abb. 3.18: Mäandrierender Verlauf. (© orca)



Quellen

FRATER, H. (2005): Landschaftsformen. Unsere Erde im Wandel – den gestaltenden Kräften auf der Spur. Springer Verlag – Berlin Heidelberg.

HUNZIKER, ZARN & PARTNER AG und ECOWERT GMBH (2010): Morphologie und Dynamik Mastrilser Rheinauen; im Auftrag des Amtes für Natur und Umwelt des Kantons Graubünden, Projekt Nr. 483, Januar 2010.

LEOPOLD, L. B. & M. G. WOLMAN (1957): River Channel patterns – Braided, Meandering and Straight. United States Geological Survey, Professional Paper, 282: 39–85.

MUHAR, S.; KAINZ, M. & M. SCHWARZ (1998): Ausweisung flußtypspezifisch erhaltener Fließgewässerabschnitte in Österreich – Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 500 km² ohne Bundesflüsse. Wasserwirtschaftskataster BMLF, Wien.

WIMMER, R.; PARTHL, G. & H. WINTERSBERGER (2012): Hydromorphologische Leitbilder in Österreich. I. A. des BMLFUW, Wien.

4 Durchgängigkeit

4.1 Allgemeines

Bauliche Strukturen wie Wehre, Talsperren, Geschieberückhaltesperren, Rückhaltebecken oder Pegelmessstellen beeinflussen Strömungsverhältnisse, Feststoffdurchgängigkeit sowie Sohl- und Uferstruktur des Gewässers. Vor allem unterbrechen derartige Bauwerke die Durchgängigkeit des Gewässers für Fische und andere wandernde Gewässerorganismen.

Die Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit mit dem Ziel der Vernetzung vorhandener und neu geschaffener Lebensräume stellt eine Voraussetzung für die Erreichung bzw. die langfristige Erhaltung des guten ökologischen Zustands und einen wesentlichen Teil des guten ökologischen Potentials dar (EBERSTALLER et al., 2009).

Neben der biologischen Durchgängigkeit ist die Durchgängigkeit des Gewässersystems für Sedimente maßgebend für einen ausgeglichenen Feststoffhaushalt und die dauerhafte Erhaltung naturnaher Fließgewässer.

Ökologische Bedeutung der Durchgängigkeit

Unter Durchgängigkeit wird im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie die freie Durchwanderbarkeit des Gewässers für Fische und andere wandernde Gewässerorganismen flussauf und flussab verstanden. Ist die biologische Durchgängigkeit des Gewässers für Fische und andere aquatische Organismen nicht gegeben, fehlt ein wesentlicher Parameter zur Erhaltung und Wiederentwicklung von artenreichen und gewässertypischen Lebensgemeinschaften. Der zu erreichende Zielzustand gemäß EU-WRRL wird damit gefährdet.

In besonderem Maße wirkt sich eine Einschränkung der Durchgängigkeit auf die Fischfauna aus, da diese an ein freies Gewässerkontinuum zum dauerhaften Erhalt der Populationen angewiesen ist. Für jede Fischart sollen die im Jahresverlauf unterschiedlichen Lebensräume erreichbar und entsprechend vernetzt sein. So müssen fortpflanzungsfähige Fische in ausreichender Zahl geeignete Laichplätze erreichen und Fischlarven nach dem Schlüpfen/Freischwimmen zu geeigneten Juvenilhabitaten gelangen können. In einem intakten Kontinuum können vorhandene und neu geschaffene Lebensräume ihre ökologische Wirkung vervielfachen.



Durch die Vernetzung der Lebensräume innerhalb eines Wasserkörpers und über Wasserkörpergrenzen hinweg profitieren daher die Fischbestände längerer Gewässerabschnitte. Werden isolierte Populationen vernetzt, kann zudem die Stabilität der Teilpopulationen bei kritischen Ereignissen erhöht werden.

Quellen:

BGBL II 2010/99 i.d.g.F.: Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG, 99. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG).

EBERSTALLER, J.; Köck, J.; HAUNSCHMID, R.; JAGSCH, A.; RATSCHAN, C. & G. ZAUNER (2009): Leitfaden zur Bewertung erheblich veränderter Gewässer. Biologische Definition des guten ökologischen Potentials. I.A. des BMLFUW.

Kosten zur Herstellung der Durchgängigkeit

Bei Maßnahmen zur Wiederherstellung des Kontinuums liegen gute Grundlagen für die Abschätzung der Investitionskosten vor (Maßnahmenkatalog Hydromorphologie, BMLFUW, 2007). Aufgrund der verhältnismäßig großen Anzahl an Beispielen ist es möglich, die Kosten in Abhängigkeit der Gewässergröße und der biozönotischen (Fisch-)Region anzugeben.

Bezüglich der Energieverlustkosten durch Dotation der Fischwanderhilfen gibt es eine grobe Abschätzung aus STIGLER et al., 2005 über die Gesamtverluste an allen größeren österreichischen Flüssen. Bei den Kleinwasserkraftwerken sind die Verluste im Verhältnis zum Regelarbeitsvermögen zwar größer, diese sind aber zumeist in den Verlusten durch Restwasservorschreibungen (85 % sind Ausleitungskraftwerke) bereits großteils berücksichtigt.

Quellen:

MASSNAHMENKATALOG HYDROMORPHOLOGIE, BMLFUW, (2007): Beitrag zum Maßnahmenkatalog gemäß §55e Abs. 3, WRG, Bereich Hydromorphologie.

STIGLER H. et al. (2005): Energiewirtschaftliche und ökonomische Bewertung potenzieller Auswirkungen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie auf die Wasserkraft. Technische Universität Graz, Institut für Elektrizitätswirtschaft und Energieinnovation, Graz.



Tab. 4.1: Investitionskosten für unterschiedliche Maßnahmen zur Wiederherstellung der Passierbarkeit (Kosten je Höhenmeter (€/hm)). Es werden hierbei ausschließlich jene Beispiele herangezogen, wo die Passierbarkeit erst nachträglich wiederhergestellt wurde (Sanierung). (Basis MASSNAHMENKATALOG HYDROMORPHOLOGIE, BMLFUW, 2007, indexiert auf 2012) Die Kosten für technische Fischwanderhilfen im ER & HR sind auf Grund des höheren Gefälles niedriger als im HR & EP (die höheren Kosten in der Tabelle sind auf die geringere Zahl der Beispiele zurückzuführen.)

Belastung Pressure	Maßnahme measure	Kosten der Maßnahme direct costs of measure						Anzahl/ Beispiele/ Quelle	
		Investitionskosten pro Höhenmeter (Basis 2012) Nettokosten ohne Grund					Bandbreite		
		< 10 m	10–20 m	20–50 m	> 50 m	Mittelwert			
Kontinuumsunterbrechung im Fluss und Fluss-Zufüsse, keine Fischpassierbarkeit (OW & UW)	Entfernung des Querbauwerks	66.079				66.079	34.778	96.220	3
	Umbau zu aufgelöster Rampe ER & MR	27.823	39.415	38.256	452.117	60.282	6.956	533.266	16/8/5/2
	Umbau zu aufgelöster Rampe HR & EP	68.397	91.583	965.675	2.553.881	338.508	11.593	2.553.881	7/4/1/1
	Umgehungsarm ER & MR	55.645				55.645	52.167	57.964	2
	Umgehungsarm HR & MP			156.502		156.502			1
	Umgehungsgerinne abh. von Dotation & Lage Einstieg ER & MR	11.593		19.708		17.389	11.593	23.185	1/2
	Umgehungsgerinne abh. von Dotation & Lage Einstieg HR & EP			41.734		49.849	17.389	150.706	6/4
	Naturnaher Tümpelpass abh. von Dotation & Lage Einstieg ER & MR	9.274				9.274	3.478	23.185	22
	Naturnaher Tümpelpass abh. von Dotation & Lage Einstieg HR & EP	11.593	26.663	34.778		20.867	2.319	42.893	4/4/1
	Raugerinne ER & MR	19.708	34.778				24.345	16.230	60.282
	Raugerinne HR & EP	27.823	26.663	30.141		27.823	5.796	54.486	1/8/2
	techn. FWH abh. von Dotation & Lage Einstieg ER & MR			62.601		62.601	57.964	73.034	3
	techn. FWH abh. von Dotation & Lage Einstieg HR & EP			53.327		53.327	6.956	178.528	10
	Wiederherstellung naturnaher Mündungsbereiche bei aufgrund Eintiefung abgetrennten Zubringer ER–EP	51.008				51.008	47.530	56.804	3

- ER Epirithral
- MR Metarithral
- HR Hyporithral
- EP Epipotamal
- MP Metapotamal
- HP Hypopotamal

4.2 Entfernen von Querbauwerken

Die Entfernung eines Querbauwerkes ermöglicht eine gänzliche Wiederherstellung des natürlichen Sohlgefälles und der Durchwanderbarkeit. Neben der Durchgängigkeit können damit auch ökologisch weitgehend wertlose Rückstauräume beseitigt und ein naturnahes Flussbett flussauf des ehemaligen Querbauwerkes geschaffen werden.

Eine vollständige Beseitigung des Querbauwerks ist dann möglich, wenn dessen Nutzung (Wasserausleitung, Wasserkraft, etc.) aufgegeben wurde und auch nach dem Rückbau eine stabile Sohle vorliegt. Ist eine Entfernung des Querbauwerkes nicht möglich, muss die Fischpassierbarkeit durch den fischpassierbaren Umbau des Querbauwerkes oder durch den Bau von Aufstiegshilfen (FAHs) erreicht werden.

Bei ausreichendem Raumangebot kann der Gefällsunterschied auch durch Aufweitungen oder Laufverlängerungen ausgeglichen werden. Durch das größere Gleichgewichtsgefälle in der Aufweitung können unter Umständen Querbauwerke zur Sohlstabilisierung vermieden oder deren Zahl reduziert werden (siehe Kap. 5.2.2).



Fotos 4.1–4.4: Entfernung eines Querbauwerkes an der Mündung des Gamlitzbaches in die Mur. Das vorhandene Schlauchwehr wurde durch eine fischpassierbare Rampe ersetzt, der ehemalige Rückstauraum revitalisiert. (© ezb, TB Zauner)

Vor dem Rückbau des Querbauwerkes ist grundsätzlich abzuklären, ob die Feinsedimentauflage in den Rückstaubereichen Giftstoffe oder organische Ablagerungen enthalten kann. Werden große Mengen organischer Substanz stoßweise mobilisiert, können flussab Sauerstoffzehrung bzw. toxische Substanzen (Ammoniak) entstehen, die zu Beeinträchtigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften führen können. Gegebenenfalls sind die Sedimente flussauf vor Entfernung des Querbauwerkes zu entfernen und ordnungsgemäß zu entsorgen.

Ein stufenweiser Abbau (Steinreihen, einzeln) verhindert eine stoßweise Freisetzung von Sedimenten, gleichzeitig können die Entwicklung der Flusssohle flussauf erfasst und durch den Erhalt von Teilen des Querbauwerkes unzulässige Eintiefungen vermieden werden. Damit können die erforderliche Höhe des eventuell neu zu errichtenden Querbauwerkes minimiert und damit die Kosten der Umbaumaßnahmen deutlich reduziert werden.

Ökologische Bewertung:

Durch die Entfernung des Querbauwerkes und die Herstellung einer Fließstrecke mit ausgeglichenem Gefälle kann bei allen Gewässergrößen und -typen die Durchgängigkeit vollständig wieder hergestellt werden. Dadurch kann eine ungehinderte Vernetzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher fehlender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden.

Neben der Passierbarkeit entstehen anstatt der Rückstauräume flussauf der Querbauwerke wieder Fließgewässerlebensräume für die gewässertypische Fisch- und Bodenfauna. Die erreichbaren Verbesserungen sind aber abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.

Vor allem bei begradigten Flüssen ist darauf zu achten, dass sich kein zu starkes Gefälle einstellt, das über jenem für den jeweiligen Gewässertyp tolerierbaren liegt (vgl. auch die Hinweise zur Sohlstabilität).

Bei wertvollen Nebengewässern/Auwäldern bzw. GW-Nutzungen im Nahbereich ist darauf zu achten, keine unzulässigen GW-Absenkungen flussauf des bestehenden Querbauwerkes zu verursachen.



4.3 Umbau von Querbauwerken in fischpassierbare Rampen

Querbauwerke ohne energiewirtschaftliche Nutzung können vielfach zu fischpassierbaren Sohlrampen umgebaut werden. Hierbei wird die Sohle durch Errichtung einer rauen, naturnahen Rampe mit einem dem Flusstyp entsprechenden Gefälle stabilisiert. Bei Querbauwerken mit Wasserkraftnutzung (Wehre) sind Rampen schwer umsetzbar, da für deren Passierbarkeit ein relativ großer Anteil des Gesamtabflusses erforderlich ist. Zudem weisen viele Wehre bewegliche Wehrkronen (Klappen, Aufsätze, etc.) auf.

Sohlrampen sind bei naturnaher, entsprechend flacher Ausführung für fast alle Gewässerorganismen durchgängig. Neben dem verbesserten Fischaufstieg sind bei dieser Maßnahme jedenfalls auch eine ungehinderte Abwärtswanderung sowie die Geschiebedurchgängigkeit sichergestellt. Insbesondere in der Forellenregion liegen diesbezüglich sehr gute Erfahrungen vor, da diese Sohlrampen dem Gewässertyp entsprechen. In der Äschen- und Barbenregion sind auf Grund des oftmals geringen Schwimmvermögens der hier vorkommenden Fischarten allerdings deutlich flachere Rampen erforderlich.

Vorteil: Wiederherstellung der vollen Durchgängigkeit flussauf und flussab, geringe Instandhaltungskosten.

Nachteil: sehr hohe Baukosten, bei geringer (Rest-)Wasserführung tw. Durchgängigkeit schwer dauerhaft herstellbar.

Grundsätzlich können zwei Bautypen unterschieden werden. Man unterscheidet zwischen Sohlrampen, die sich über die gesamte Flussbreite erstrecken und Teilrampen, die nur einen Teil des Flussbettes umfassen.

4.3.1 Aufgelöste Sohlrampen

Aufgelöste Sohlrampen erstrecken sich über die gesamte Flussbreite und führen den gesamten Abfluss von Nieder- bis zum Hochwasser sowie den gesamten Geschiebetrieb ab. Sie setzen sich aus einer Reihe von Einzelschwellen (Riegeln) zusammen, die aus großen, gegenseitig abgestützten Steinblöcken bestehen. Die zwischen den Riegeln liegenden Becken sind kolkähnlich vertieft. Im Längenschnitt betrachtet ergibt sich eine klare beckenartige Struktur. Die Wasserspiegeldifferenz zwischen den Becken richtet sich nach dem Gewässertyp.





Abb. 4.1: Lageskizze aufgelöste Sohlrampe Wienfluss, mit regelmäßiger Becken-Riegel-Struktur. In jeder Einzelschwelle ist eine deutliche Niederwasserrinne ausgebildet. (© ezb)



Abb. 4.2: Lageskizze aufgelöste Sohlrampe an der Großen Tulln bei Judenau/NÖ. Aufgrund der sehr geringen Niederwasserführung wurden die zwischen den Schwellen liegenden Becken durch Längsriegel weiter in Teilbecken unterteilt. So kann auch bei geringer Wasserführung eine ausreichende Durchströmung (Leitströmung) in den Becken sichergestellt werden (Niederwasserbett blau eingefärbt). (© ezb)

Bei Rampen ist vor allem darauf zu achten, dass sowohl zur Niederwasserführung als auch bei erhöhten Wasserführungen ein geeigneter Wanderkorridor für Fische besteht. In den Schwellen ist daher eine kompakte Niederwasser-Rinne einzusenken, die bei geringer Wasserführung als Wanderkorridor von Becken zu Becken dient.





Foto 4.5: Aufgelöste Sohlrampe an der Großen Tulln bei Judenau/NÖ. (© BMLFUW, Newman)



Foto 4.6: Aufgelöste Sohlrampe an der Großen Tulln bei Judenau/NÖ. (© ezb)

Zum Ufer hin steigt die Höhe der Schwellen an, so werden bei höheren Abflüssen immer breitere Teile der Schwellen überströmt. In den schwach durchströmten Randbereichen verbleiben auch bei Hochwasser strömungsberuhigte Zonen, die auch kleineren, schwimmschwachen Individuen Einstand und Möglichkeiten zur Wanderung bieten. Große, schwimmstarke Individuen nutzen hingegen die kompakte Hauptabflussrinne für den Aufstieg.

Flussab der Schwellen sind die Becken kolkähnlich zu vertiefen, um den Energieumsatz sicherzustellen. Diese tieferen, strömungsberuhigten Becken dienen als Ruheplätze für aufsteigende Fische sowie als Lebensraum für ständige Bewohner. Insgesamt ergibt sich durch diese Gestaltung eine große Tiefenvarianz und variable Strömungsverteilung.

Grundsätzlich kommt bei Sohlrampen aufgrund der Hochwasserdynamik neben der Durchgängigkeit auch der langfristigen Stabilität erhebliche Bedeutung zu. Die Gestaltung wird damit zu einem erheblichen Teil von der bautechnischen Ausführung bestimmt. Für die Planung von Sohlrampen und Teilsohlrampen wird auf die



Foto 4.7: Pendelrampe Leitsberg – Große Tulln/NÖ. Durch die wechselnde Anordnung der Beckenübergänge in den Einzelschwellen entsteht eine pendelnde Niederwasserrinne. (© ezb)



Foto 4.8: Aufgelöste Sohlrampe am Kamp/NÖ. (© ezb)

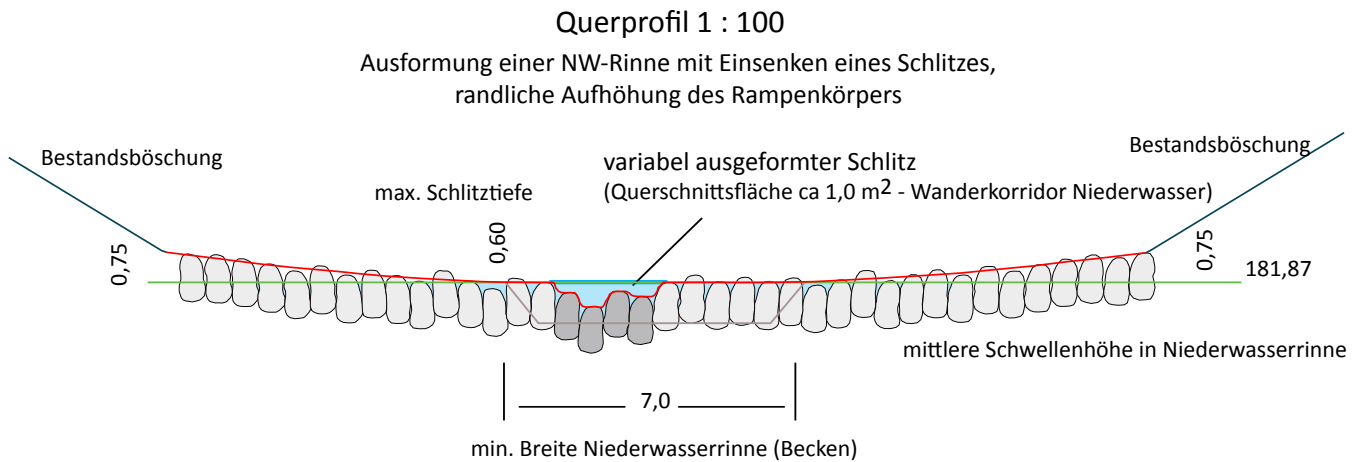


Abb. 4.3: Profil Schwelle Kamp/NÖ: Aufgrund der hohen Niederwasserführung wurde der Beckenübergang als breite Niederwasserrinne ausgeführt, deren Tiefe 2/3 der Beckentiefe beträgt. Aufgrund der größeren Breite ist sie im Gegensatz zu schmalen Schlitzten weitgehend sicher vor Verkläusungen. Aufgrund der verlaufenden Absenkung der Steinblöcke ergibt sich eine bessere Abstützung zueinander und damit eine bessere Standsicherheit der Schwelle. (© ezb)

einschlägigen Leitfäden verwiesen („Naturnahe Sohlengleiten“ DWA (2009), Gebler (2009), Ullmann & Haunschmid (2008)).

Vielfach wird zumindest ein Teil des ehemaligen Querbauwerkes als zusätzliche Sicherheit erhalten und die Rampe flussab vorgebaut. Lediglich bei sehr knapper Hochwasserabfuhrkapazität sollte das alte Querbauwerk entfernt und die Rampe flussauf errichtet werden. Dadurch wird die Sohle im Bereich des ehemaligen Querbauwerkes eingetieft und der Hochwasserabflussquerschnitt z. B. bei Engstellen wie Brücken lokal vergrößert. In diesem Fall muss aber das alte Querbauwerk vor Errichtung des neuen entfernt werden, wodurch vielfach zusätzliche Maßnahmen erforderlich sind, um eine unzulässige Erosion der Gewässersohle flussauf zu verhindern.

Quellen:

GEBLER, R.J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse, Verlag Wasser und Umwelt, Walzbach, Deutschland, Eigenverlag. 79S.

GEBLER, R.J. (2009): Fischwege und Sohlengleiten BAND 1, Sohlengleiten. Verlag Wasser und Umwelt, Walzbach, Deutschland, Eigenverlag.

DWA – DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (2009): DWA-Themen WW 1.2 – Januar 2009. Titel, Naturnahe Sohlengleiten. Ausgabe: 01 2009. Verlag: DWA. ISBN: 978-3-941089-34-1

ULLMANN M. & R. HAUNSCHMID (2008): Praxisleitfaden – Bauwerke zur Organismenpassierbarkeit auf Basis fischökologischer Grundlagen. Hrsg. Amt der OÖ Landesregierung Oberflächengewässerswirtschaft.



Gestaltungskriterien

Die Dimensionierung von aufgelösten Sohlrampen orientiert sich an den gleichen Bemessungswerten wie für FAHs, die anhand von Fischregion, Gewässergröße und der größenbestimmenden Fischart des jeweiligen Gewässertyps festgelegt werden. Bei Rampen ist aber grundsätzlich das mittlere jährliche Niederwasser (MJNQT) als Bemessungsabfluss heranzuziehen, das in der Regel größer ist als die Dotation von FAHs. Die Becken und die Beckenübergänge sind auf diesen Abfluss zu bemessen und sind dementsprechend meist größer als bei FAHs an vergleichbaren Gewässern.

Beckenausformung

Beckenlänge und Beckenbreite werden von Größe und Verhalten (z. B. Wanderung in großen Gruppen oder Schwärmen) der größenbestimmenden Fischart(en) des jeweiligen Gewässertyps abgeleitet (3x bzw. 2x die Länge der größenbestimmenden Fischart), wobei diesbezüglich die „lichte“ Beckengröße (Innenbeckenlänge) bestimmend ist. Diese ist bei aufgelösten Rampen und naturnahen Beckenpässen aufgrund der unregelmäßigen Bauweise nicht exakt festlegbar. Da die Rampe die gesamte Flussbreite umfasst, liegt im Regelfall aber eine deutlich größere Beckenbreite als die Mindestbreite bei der Bemessung von FAHs vor.

Vor allem bei mittleren und größeren Gewässern wird aufgrund des größeren Abflusses auch die Beckenlänge nicht über die Fischgröße sondern über das erforderliche Volumen bestimmt, da die Becken ausreichend groß sein müssen, um beim mittleren jährlichen Niederwasser die zulässige gewässerregionsspezifische Energiedichte einzuhalten (siehe Kap. 4.5).

Die tiefsten Stellen der Becken liegen wie bei natürlichen Rampen in Gebirgsflüssen direkt unterhalb der Schwellen und sollten je nach Gewässergröße mindestens 60–120 cm betragen („minimale „Kolktiefe“). Aufgrund der dynamischen An- und Ablagerung von Geschiebe müssen bei Rampen größere Beckentiefen als bei FAH-Typen ohne Geschiebeeintrag gewählt werden, um auch bei Geschiebeanlandungen die notwendigen Kolkiefen sicherzustellen. Generell wird empfohlen, die Beckentiefe von Sohlrampen um 20 cm größer als bei naturnahen Beckenpässen anzulegen. Bei geringem Geschiebetrieb kann die Erhöhung der Beckentiefe auf 10 cm reduziert werden.



Die Becken selbst können an der Sohle mit Wasserbausteinen befestigt werden oder auch ohne Sohlsicherung ausschließlich mit natürlicher Sohle ausgeführt sein. Im letzteren Fall sind die Schwellen tiefer zu fundieren.

Schwellenausformung

Wesentlich für die Standsicherheit der Sohlrampe ist eine ausreichende Größe und Verzahnung der Steinblöcke in den Schwellen, die zu einer gegenseitigen Abstützung führt. Die Schwellen sind ausreichend tief zu fundieren (mindestens 2 Blockreihen, die sich gegeneinander abstützen). Gegen die Fließrichtung gekrümmte Überfallskronen erhöhen aufgrund der Bogenwirkung die Stabilität. Zusätzlich kann die Festigkeit durch die gegenseitige Abstützung der Einzelschwellen in Längsrichtung erhöht werden. Wesentlich ist eine ausreichend tiefen Sicherung der untersten Schwelle.

Die Abdichtung der Schwellen erfolgt durch einen sorgfältigen Riegelbau und den natürlichen Geschiebetrieb bzw. mittels geeigneten Material, z. B. Feinsediment bzw. Geotextil. Laufend eingespülte Feinsedimente bei höheren Wasserführungen führen dabei zu einer fortschreitenden weiteren Abdichtung. Dadurch kann auch bei NW die Versickerung innerhalb der Rampe auf ein Minimum reduziert und ein für die Passierbarkeit ausreichender Abfluss gewährleistet werden. Die Abdichtung der Schwellen und Becken mittels Beton ist möglichst zu vermeiden, da auftretende Setzungen in der Rampe zu Rissen im Beton führen, die nur langsam wieder kolmatiert werden.

Beckenübergänge

Die Beckenübergänge in den Schwellen sind als rechteckige bzw. trapezförmige Schlitze auszuformen, die möglichst rau Anschluss an die Sohle aufweisen. Scharfkantige Beckenübergänge sowie V-förmige Zwickel ohne Sohlanschluss sind aufgrund ihrer schlechten Passierbarkeit für Fische zu vermeiden. Um Verklausungen zu reduzieren, sollte nur ein Beckenübergang mit entsprechend großer Schlitzweite angeordnet werden. Die Mindestschlitzbreite orientiert sich grundsätzlich wie bei naturnahen FAHs an den größtenbestimmenden Fischarten (= 4,5-fache Körperbreite). Vor allem bei mittleren und größeren Gewässern sind aufgrund des großen Niederwasserabflusses die Beckenübergänge breiter als diese Mindestbreiten.

Bei tiefen Schlitzen sind wegen des großen Höhenunterschiedes zwischen der Sohle des Schlitzes und den Randsteinen sehr große Steingrößen erforderlich, um die Standsicherheit der Schwellen und der gesamten Rampe nicht zu gefährden.





Bei großen NW-Abflüssen sollten daher die Riegel im Bereich des Beckenüberganges verlaufend bis zur erforderlichen Schlitztiefe abgesenkt werden, um eine(n) kompakte NW-Rinne/Wanderkorridor zu erreichen (siehe Abb. 4.3). Die Querriegel werden an den Ufern hochgezogen, um den Fischen auch bei höheren Wasserführungen und hydraulischer Überlastung der NW-Rinne randlich einen Wanderkorridor und Einstand zu bieten. Die Wasserspiegeldifferenz zwischen den Becken richtet sich nach dem Gewässertyp von 20 cm im Epirhithral bis 10–13 cm im Potamal.

Ökologische Bewertung:

Mit aufgelösten Sohlrampen kann bei allen Gewässergrößen in der Forellenregion (Epi-/Metarhithral) die Durchgängigkeit vollständig wieder hergestellt werden, in der Äschen- und Barbenregion (Hyporhithral, Epipotamal) zumindest weitgehend (d. h. für fast alle aufstiegswilligen Individuen, Arten, Altersstadien). Dadurch kann eine ungehinderte Vernetzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher fehlender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden.

In der Forellenregion ist sie als funktionelle, weitgehend gewässertypische Struktur einzustufen, in der Äschen- und Barbenregion ist sie zwar funktionell, aber nicht gewässertypisch.

Neben der Passierbarkeit bietet sie auch kleinräumig Laichplatz und Lebensraum für die gewässertypische Fisch- und Bodenfauna. Die erreichbaren Verbesserungen sind aber abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.

4.3.2 Asymmetrische Rampen

Die asymmetrische Rampe weist ein einheitliches Gefälle ohne Schwellen und Becken auf.

Das Querprofil ist deutlich asymmetrisch ausgeprägt, wodurch auf einer Seite eine Flachwasserzone, auf der anderen Seite eine rasch durchströmte Tiefenrinne angeordnet ist.

Aufgrund der Sohlrauigkeit und der geringen Wassertiefe liegen in der Flachwasserzone bei Nieder- und Mittelwasser nur geringe Fließgeschwindigkeiten vor, wodurch kleineren und schwimmschwachen Fischen der Aufstieg ermöglicht wird. Die Tiefenrinne dient hingegen als Wanderkorridor für große, schwimmstarke Individuen. Zusätzlich werden sowohl in den Uferbereichen der Tiefenrinne als auch in der Flachwasserzone Störsteine positioniert, die aufwärtswandernden Fischen lokal Einstand und Strömungsschutz bieten.

Asymmetrische Rampen wurden bisher an mehreren Fließgewässern mit Mittelwasserabflüssen bis $5 \text{ m}^3/\text{s}$ und Höhenunterschieden bis über 2 m mit einem Gefälle von 2,5 % errichtet. Für eine an der Mündung der Liesing in die Schwechat errichtete Rampe (siehe Foto 4.9) liegen bisher gute Erfahrungswerte für die Passierbarkeit vor.

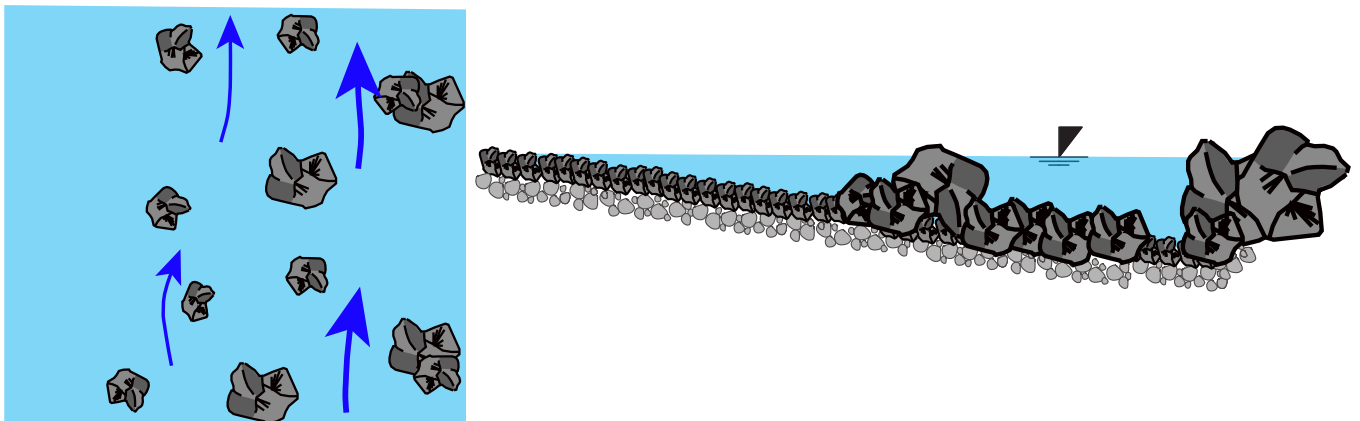


Abb. 4.4: Schematische Darstellung der Bettstruktur in der asymmetrischen rauhen Rampe im Profil und in der Lage. (© ezb)

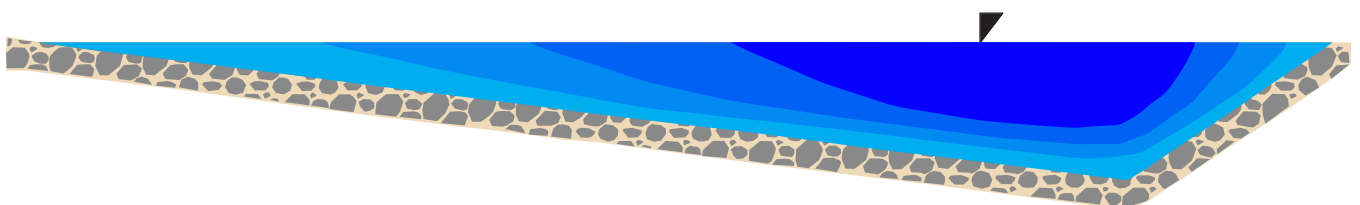


Abb. 4.5: Schematische Fließgeschwindigkeitsverteilung in einem stark asymmetrischen Profil; hellblau – geringe Fließgeschwindigkeit, dunkelblau – hohe Fließgeschwindigkeit. (© ezb)





Foto 4.9: Asymmetrische Rampe an der Mündung der Liesing in die Schwechat. Deutlich erkennbar ist rechts die Tieferinne (hohe Geschwindigkeit – für schwimmstarke Fischarten) sowie linksseitig der flach überströmte Wanderkorridor für schwimmschwache Fischarten. (© ezb)

So konnten im Rahmen von Befischungen ca. 1 Jahr nach Fertigstellung drei neue Fischarten (Nerfling, Schied und Steinbeißer) erstmals in der Liesing flussauf der Rampe dokumentiert werden. Ein fundiertes Monitoring steht bisher noch aus.

Ökologische Bewertung:

Mit der asymmetrischen Rampe kann in der Forellenregion (Epi-/Metarhithral) die Durchgängigkeit vollständig wieder hergestellt werden, in der Äschen- und Barbenregion (Hyporhithral, Epipotamal) zumindest weitgehend (d. h. für fast alle aufstiegs-willigen Individuen, Arten, Altersstadien) zumindest innerhalb der bisher getesteten Höhen bis 2 m und MW-Abflüssen bis 5 m³/s). Dadurch kann eine ungehinderte Ver-netzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher feh-lender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden. Sie bietet sehr gute Passierbarkeit für bodenwandernde Fischarten, besonders auch für Donauperciden (z. B. Zingel, Streber, Schrätzer).

In der Forellenregion ist sie als funktionelle, weitgehend gewässertypische Struk-tur einzustufen, in der Äschen- und Barbenregion ist sie zwar funktionell, aber nicht gewässertypisch.

Neben der Passierbarkeit bietet sie auch kleinräumig Laichplatz & Lebensraum für die gewässertypische Fischfauna. Die erreichbaren Verbesserungen sind aber abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.



4.3.3 Teilrampen

Teilrampen reichen nicht über das gesamte Abflussprofil und werden demnach nur mit einem Teil des Abflusses und des Geschiebetriebes dotiert. Ihre Auffindbarkeit für Fische ist daher, verglichen mit aufgelösten Sohlrampen, schlechter. Der Vorteil besteht jedoch in der geringeren erforderlichen Breite und der damit geringeren zum Bau benötigten Materialmenge. Deshalb bieten sich Teilrampen vor allem für breite Flüsse an.

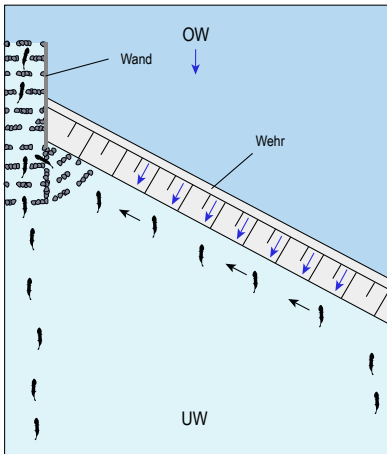


Abb. 4.6: Teilrampe. (© GEBLER)

Foto 4.10: Teilrampe. (© GEBLER)

Die Ausformung von Teilrampen entspricht grundsätzlich der von aufgelösten Sohlrampen. Durch eine Längswand bzw. einen Längsriegel aus Steinblöcken ist die Teilrampe vom restlichen Bauwerk/Flussbett getrennt. Die Längswand/-riegel muss aufgrund der bei Hochwasser wirkenden Kräfte sehr stabil und auch ausreichend dicht errichtet werden, damit nicht zu viel Wasser in der Teilrampe versickert geht.

Der **Anteil des Abflusses** über die Teilrampe muss groß genug, sein um den Fischen die Auffindbarkeit des Einstieges zu ermöglichen (siehe Kap. Bemessung – Leitstromdotation).

Im Idealfall liegt der **Einstieg in die Teilrampe** auf gleicher Höhe wie das flussabwärtige Ende des Querbauwerkes. Die Teilrampe reicht somit ins Oberwasser des bestehenden Querbauwerkes. Bei nachträglicher Errichtung einer Teilrampe muss daher ein Teil des Querbauwerkes entfernt werden. Die Längswand, die die Teilrampe vom restlichen Bauwerk trennt, muss in diesem Fall besonders dicht und stabil errichtet werden, weil ansonsten bei Hochwasser die Längswand zerstört und das gesamte Bauwerk erodiert werden kann.



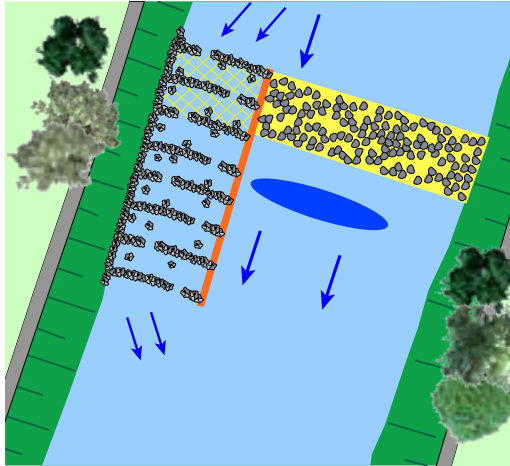


Abb. 4.7: Teilrampe nach flussab angeordnet.
(© ezb)

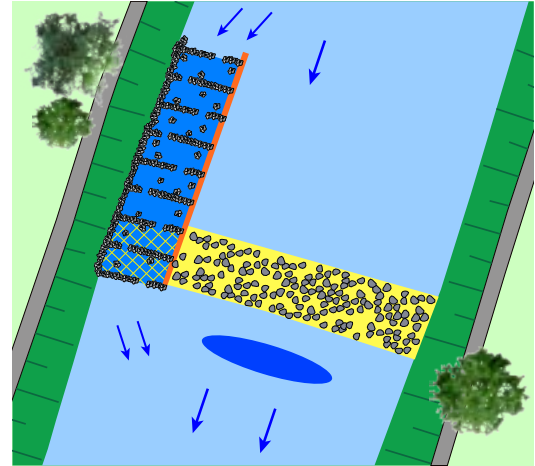


Abb. 4.8: Teilrampe nach flussauf versetzt.
(© ezb)



Foto 4.11: Teilrampe zur Sanierung einer Sohlstufe an der Traisen/NÖ. (© ezb)



Foto 4.12: Teilrampe in Rainfeld an der Gölsen/NÖ. (© ezb)

Bautechnisch einfacher ist es, die Teilrampe flussab an das bestehende Querbauwerk anzubauen und dieses zur Gänze zu erhalten. Der Einstieg in die Teilrampe liegt damit allerdings flussab des Querbauwerkes, was zu einer schlechteren Auffindbarkeit für Fische führt. Um die Auffindbarkeit zu verbessern, ist ein erheblicher Teil des Nieder- und Mittelwassers über die Teilrampe zu leiten (z. B. 50–100 % NQ, 25–30 % MQ). Der Einstieg in die Teilrampe darf aber auch dann nicht zu weit flussab des Bauwerkes zu liegen kommen.

Gestaltungskriterien

Die Dimensionierung entspricht grundsätzlich den Vorgaben für aufgelöste Sohlrampen. Da nicht das gesamte Nieder- und Mittelwasser über die Teilrampe abfließt, ist die Bemessungsdotation entsprechend zu reduzieren.





Foto 4.13: Teilrampe in Rainfeld an der Gölsen/
NÖ. (© ezb)



Foto 4.14: Teilrampe in Rainfeld an der Gölsen/
NÖ. (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Mit Teilrampen kann bei allen Gewässertypen die Durchgängigkeit weitgehend wieder hergestellt werden (d. h. für fast alle aufstiegswilligen Individuen, Arten, Altersstadien). Bei optimaler Lage des Einstieges (Teilrampe nach flussauf versetzt) oder wenn der gesamte Nieder- und Mittelwasserabfluss über die Teilrampe fließt, kann sogar fast uneingeschränkte Auffindbarkeit und damit vollständige Wiederherstellung der Durchgängigkeit erreicht werden. Dadurch kann eine ungehinderte Vernetzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher fehlender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden.

In der Forellenregion ist sie als funktionelle, weitgehend gewässertypische Struktur einzustufen, in der Äschen- und Barbenregion ist sie zwar funktionell, aber nicht gewässertypisch.

Neben der Passierbarkeit bietet sie auch kleinräumig Laichplatz & Lebensraum für die gewässertypische Fisch- und Bodenfauna. Die erreichbaren Verbesserungen sind aber abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.



4.3.4 Steilstrecke

Steilstrecken weisen keine Becken, sondern einen gleichmäßigen Struktur auf. Durch den Einbau von Störsteinen können eine größere Sohlrauigkeit bzw. geringe Fließgeschwindigkeiten und etwas größere Wassertiefen erreicht werden. Zur Sicherstellung der Stabilität und Passierbarkeit darf die Steilstrecke nur einen geringen Höhenunterschied überwinden bzw. muss sehr flach (<2 % Gefälle) ausgeführt werden. Angaben zu Bemessungswerten finden sich im DWA MERKBLATT M509 (2012). Sie werden in diesem Merkblatt als „flächige Raugerinne“ und „Raugerinne mit Störsteinen“ bzw. als „sehr flache Sohlgleiten“ bezeichnet.

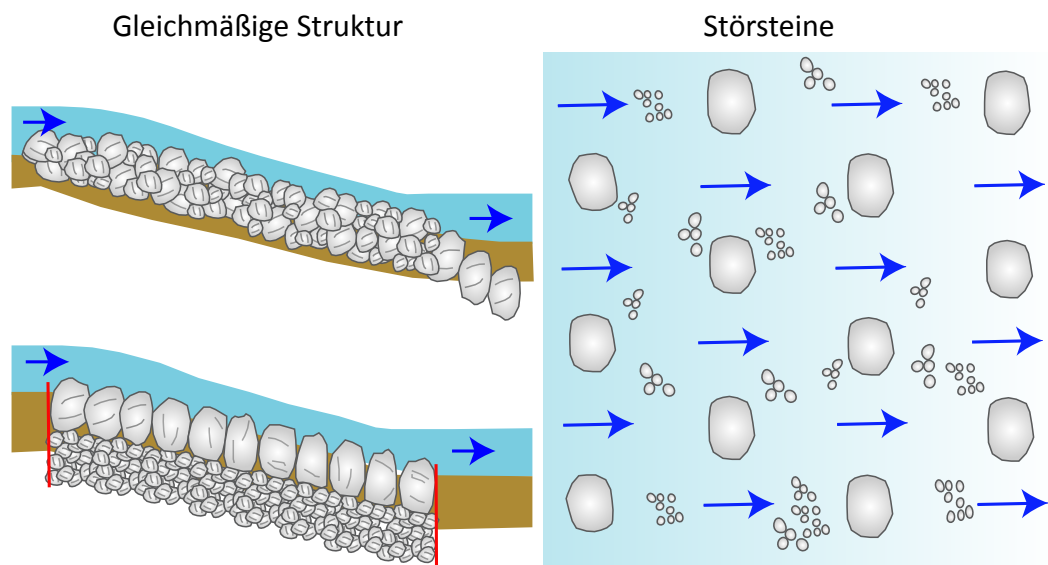


Abb. 4.9–4.10: Unterschiedliche Typen von Steilstrecken. (© GEBLER)



Fotos 4.15–4.16: Steilstrecken – links: mit gleichmäßiger Struktur, rechts: mit Störsteinen. (© GEBLER)

Ökologische Bewertung:

Mit „flachen Steilstrecken (<2 % Gefälle) kann in der Forellenregion (Epi-/Meta-rithral) die Durchgängigkeit bei geringen Höhenunterschieden vollständig wieder hergestellt werden, in der Äschen- und Barbenregion (Hyporhithral, Epipotamal)



weitgehend (d. h. für fast alle aufstiegswilligen Individuen, Arten, Altersstadien). Es kann eine ungehinderte Vernetzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher fehlender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden.

In der Forellenregion ist sie als funktionelle, annähernd gewässertypische Struktur einzustufen, in der Äschen- und Barbenregion ist sie funktionell, aber nicht gewässertypisch. Neben der Passierbarkeit bietet sie auch kleinräumig Laichplatz und Lebensraum für die gewässertypische Fischfauna. Die erreichbaren Verbesserungen sind aber abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.

Quellen:

DWA MERKBLATT 509 (2012): Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung, Gelbdruck 02/2010, ISBN 978-3-941897-04-5.

4.3.5 Raugerinne

Raugerinne stellen einen Übergang zwischen aufgelöster (Teil-)Sohlrampe und Steilstrecke dar. Es sind rampenartige Fischpässe, die nur einen Teil des Querbauwerkes und des Abflusses) umfassen und entweder im Flussbett oder um das Querbauwerk herum verlaufen. Im Gegensatz zur aufgelösten Rampe fehlt die typische Beckenstruktur, die Schwellen sind in störsteinartige Strukturen aufgelöst.



Foto 4.17: Machland/OÖ, Vertical Slot mit Raugerinne. (© ezb, TB Zauner)





Foto 4.18: Raugerinne an der Melk/NÖ. (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Mit einem Raugerinne kann bei allen Gewässertypen die Durchgängigkeit im gesetzlich geforderten Rahmen wieder hergestellt werden (d. h. für einen Großteil der zumindest einjährigen aufstiegswilligen Individuen aller Leit- und typischen Begleitarten). Im Gegensatz zu Rampen können selbst bei optimaler Lage des Einstieges nicht alle aufstiegswilligen Individuen die FAH finden, da die Leitströmung im Vergleich zum Gewässerabfluss gering ist.

Insgesamt kann durch diese Maßnahme eine Vernetzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher fehlender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden.

In der Forellenregion ist ein Raugerinne als funktionelle, teilweise gewässertypische Struktur einzustufen, in der Äschen- und Barbenregion ist es zwar funktionell, aber nicht gewässertypisch.

Neben der Passierbarkeit bietet es teilweise auch kleinräumig Laichplatz & Lebensraum für die gewässertypische Fischfauna. Die erreichbaren Verbesserungen sind abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.



4.4 Errichten von Fischaufstiegshilfen (FAHs)

Fischaufstiegshilfen sind bauliche Einrichtungen, die Fischen und/oder anderen aquatischen Lebewesen (Benthosorganismen) die Überwindung eines künstlich geschaffenen Hindernisses in flussauf gerichteter Richtung ermöglichen. Im Gegensatz zu Rampen wird nur ein kleiner Teil des Abflusses über die FAH abgeleitet, in der Regel ebenso kein Hochwasser.

Grundsätzlich ist zwischen naturnahen (gewässertypischen) und technischen FAHs zu unterscheiden. Naturnahe FAHs orientieren sich dabei an natürlichen, in Gewässern vorkommenden Habitattypen, Strukturmerkmalen, Fließgeschwindigkeiten und Turbulenzen. Technische FAHs wie z. B. Schlitzpässe, weisen hingegen kaum naturnahe Habitatelemente auf und besitzen demnach auch eine schlechte Eignung als Lebensraum.

Der Übergang zwischen naturnahen und technischen FAHs ist fließend; je steiler und unnatürlicher z. B. die Ufer gestaltet werden, desto mehr Sicherungsmaßnahmen sind notwendig, und desto naturferner sind diese FAHs.

Eine große Bedeutung kommt der fachgerechten Wartung von Fischaufstiegsanlagen zu. Auch naturnah ausgeführte FAHs sind technische Bauwerke, deren Funktion langfristig nur bei regelmäßiger Wartung und Instandhaltung garantiert werden kann.

Die Anforderungen und Gestaltungskriterien für funktionsfähige FAHs sind im FAH-LEITFADEN DES BMLFUW (2012) umfassend dargestellt.

Quellen:

BMLFUW (2012): Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen. BMLFUW, Wien. 102p.

AG FAH (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). I.A. BMLFUW, Wien.



4.4.1 Anforderungen an funktionsfähige FAHs

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie sieht die Wiederherstellung der freien Durchwanderbarkeit als ein wesentliches Element zur Erreichung eines guten Zustandes in den Fließgewässern vor. Um den Zielsetzungen des Wasserrechtsgesetzes zu genügen, muss die FAH die Durchgängigkeit im Gewässerabschnitt derart wiederherstellen, dass dadurch die Erreichung des guten ökologischen Zustands bzw. des guten ökologischen Potentials gemäß WRRL nicht verhindert wird. Als Mindestziel ist jedenfalls eine Fischpassage für einen wesentlichen Teil der wanderwilligen Individuen und Altersstadien (ab 1+) der Leitfischarten und typischen Begleitfischarten sicherzustellen (vgl. aktuelle gewässertypspezifische Leitbilder nach dem „Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“). Dabei ergeben sich die beiden Hauptfunktionskriterien „Auffindbarkeit“ und „Passierbarkeit“. Den Fischen muss ein adäquater, auffindbarer und durchwanderbarer Wanderkorridor um das Querbauwerk geboten werden, der eine möglichst stress-, verzögerungs- und verletzungsfreie flussaufgerichtete Passage ermöglicht. Um einen geeigneten Wanderkorridor langfristig und dauerhaft sicherzustellen, müssen erfahrungsgemäß bestimmte Bemessungswerte und eine richtigen Kombination der einzelnen Parameter eingehalten werden (siehe Kap. Gestaltungskriterien der einzelnen FAH-Typen bzw. Kap. 4.5 Bemessung von FAHs und Sohlrampen)

Neben der Passierbarkeit ist die Auffindbarkeit von Fischaufstiegshilfen ein wesentlicher Grundparameter, der maßgeblichen Einfluss auf die Funktionsfähigkeit einer FAH hat. Diese wird von der Lage des FAH Einstieges und einer möglichst guten Wahrnehmbarkeit des aus der Fischaufstiegshilfe austretenden Wasserstromes („Leitstromdotation“) in Bezug zur Gewässergröße und der natürlich schwankenden Wasserführungen bzw. Unterwasserstände des Flusses bestimmt.

Die Sicherstellung der Auffindbarkeit erfordert daher

- eine korrekte Anordnung des FAH-Einstieges in Bezug zum Wehr (siehe Kap. 4.5.3 Bemessung)
- eine korrekte Anordnung der FAH in Bezug zur großräumigen und kleinräumigen Leitströmung bzw. morphologischen Ausprägung des Flusses flussab des Wehres
- eine der Gewässergröße und den wechselnden Wasserführungen des Flusses angepasste Leitstromdotation d. h. einen eindeutig wahrnehmbaren gerichteten Leitstromimpuls aus dem unterwasserseitigen FAH Einstieg der an den natürlichen Wanderweg der Fische anschließt (1–5 % des Abflusses) sowie
- eine ausreichende Fließgeschwindigkeit, die rheotaktisches Verhalten der Fische auslöst.



Die wichtigsten bekannten Parameter, die für den Bau und Betrieb funktionsfähiger Anlagen Relevanz haben sind:

- Ausreichende Dimensionen einer FAH
- Verwendung erprobter FAH-Typen
- Sicherstellung Auffindbarkeit
 - Optimale Lage des FAH-Einstieges in Bezug zum Querbauwerk bzw. zur großräumigen Leitströmung
 - ausreichender Abfluss in Bezug zur Flussgröße (Leitstromdotation)
 - ausreichende Fließgeschwindigkeit des aus der FAH austretenden Leitstromes
 - Sohlanschluss
- Gewährleistung Durchwanderbarkeit
 - Ausreichende FAH-Dimension bzw. Beckenvolumen
 - Keine unzulässige starke Turbulenz
 - Geeignete Ausformung der Beckenübergänge
 - Wassertiefe und Schlitzweite
 - Rauigkeit und Sohlanschluss
 - Einhaltung der zulässigen Höhendifferenz zwischen den Becken
 - Ausprägung der rauen Sohle
- Passierbarkeit des FAH-Ausstieges
 - Geeignete Lage und Sohlanschluss
- Einhaltung des zulässigen Gefälles
- Schutz des FAH-Einstieges und des FAH-Ausstieges vor Geschiebe- und Schwemmsleintrag
- Berücksichtigung schwankender Ober- und Unterwasserstände
- Ausreichende Funktionsdauer einer FAH im Jahresverlauf
- Gewährleistung der Betriebssicherheit und Störfallvorsorge



Diese Bemessungswerte orientieren sich dabei grundsätzlich an den mehr oder weniger bekannten Ansprüchen der gewässertypspezifischen Fischfauna. Die Wahl und Dimensionierung der Parameter gewährleistet, dass

- die FAH von den meisten Arten bzw. von einem Großteil der wanderwilligen Individuen der Leitfischarten bzw. der typischen Begleitfischarten aufgefunden werden kann,
- diese in die FAH einwandern
- und erfolgreich durchwandern können sowie
- am Ausstieg die Weiterwanderung in Richtung flussauf fortsetzen können.

Am häufigsten führen eine falschen Anordnung des unterwasserseitigen FAH-Einstieges, glatte und zu hohe Beckenübergänge bzw. Beckenübergänge mit zu hohem Gefälle und zu hohen Fließgeschwindigkeiten, zu geringe Wassertiefen bzw. eine zu geringe Dotation der FAH zu einer signifikanten Einschränkung der Funktionalität von FAHs. Auch zu gering dotierte Restwasserstrecken behindern die Fischwanderung bis zur Fischaufstiegshilfe.

Eine ungenügende Funktionsfähigkeit kann folgende Gründe haben:

- Falsche Anordnung des FAH-Einstiegs
- Glatte und zu hohe Beckenübergänge
- Zu hohe Fließgeschwindigkeiten & Turbulenzen
- Düsenartiger Ausstieg
- Zu geringe Dotation und Wassertiefe
- Zu geringe Fließgeschwindigkeiten
- Zu geringer Leitstromimpuls
- Zu geringe Dotation der Restwasserstrecke flussab
- Nicht Berücksichtigung von schwankenden Ober- und Unterwasserständen
- Geschiebe- und Geschwemmseintrag
- Geschiebemobilisierung in Schlitzpässen
- Fehlender Erhalt der Funktionalität (Auffindbarkeit und Durchwanderbarkeit) während unterschiedlicher Wasserführungen des Flusses
- Mangelnde Wartung.

Beweissicherung und Beurteilung der Funktionsfähigkeit

Die angeführten Anforderungen an funktionsfähige Fischaufstiegshilfen stellen unabhängig von der Zielsetzung die Kriterien für die Beurteilung dar:

- Passierbarkeit für alle potentiell im Gewässer vorkommenden Fischarten und Altersstadien (zumindest Leit- und typische Begleitarten)
- Passierbarkeit für einen maßgeblichen Anteil der aufstiegswilligen Individuen
- Gewährleistung der Abwärtswanderung über FAH oder das Migrationshindernis
- ergänzend Lebensraum für standorttypische Lebensgemeinschaften

Die biotischen Aufnahmen können beinhalten:

- *Aufstiegszahlen*: mittels Reusen oder anderen geeigneten Methoden werden sowohl die Arten als auch die Anzahl der auf- bzw. absteigenden Individuen erfasst
- *Anteil der aufsteigenden Fische im Verhältnis zu Bestand flussab*: mittels Abfischung im Unterwasserbereich wird der Bestand flussab ermittelt. Die Fangmethoden richten sich nach der Größe des jeweiligen Gewässers
- *Anteil aufgestiegener zu aufstiegswilliger Fische*: diese Aufnahmen erfolgen z. B. mittels Telemetrie.
- *Besiedelung der Fischaufstiegshilfe*: die Erfassung der Fische erfolgt mittels Elektrofischung, die Aufnahmen der Bodenfauna durch Beprobungen mittels eigener Sammelgeräte.



4.4.2 Entscheidungskriterien für die Wahl des am Standort effizientesten FAH-Typs

Nachfolgender Entscheidungsbaum liefert grundsätzliche Kriterien für die Wahl des effizientesten FAH-Typs. Im Detail sind aber die am jeweiligen Standort vorliegenden Rahmenbedingungen (Einbauten, mögliche Einmündungssituation, etc.) bei der Festlegung zu berücksichtigen.

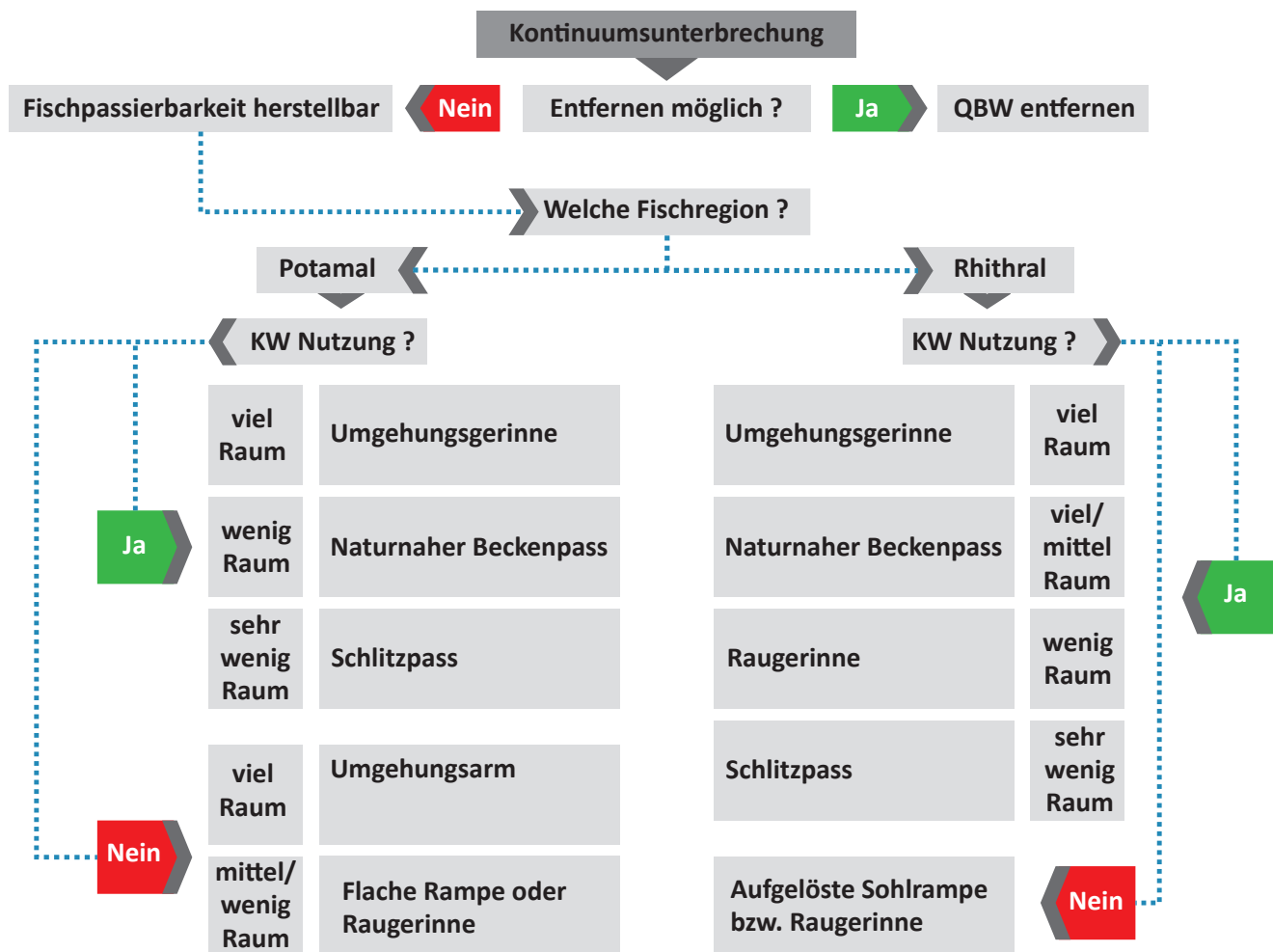


Abb. 4.11: Grundsätzliche Vorgangsweise zur Wahl des am jeweiligen Standort effizientesten FAH-Typs. (© ezb, adaptiert nach ZITEK et al. 2007)

Quelle:

Zitek, A., Haidvogel, G., Jungwirth, M., Pavlas, P. & S. Schmutz (2007): Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP 5 des MIRR-Projektes – A Model based Instrument for River Restoration. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU: 139.

4.4.3 Naturnahe FAHs

Naturnahe Fischaufstiegshilfen orientieren sich an den im jeweiligen Gewässertyp vorkommenden Strukturtypen. Sie sind primär aus natürlichen Materialien gebaut, Beton kann jedoch zur Sicherung bzw. an lokalen Engstellen verwendet werden. Naturnahe FAHs können entweder als Umgehungsgerinne/arme, die in ihrer Charakteristik natürlichen Zubringern ähneln, oder als naturnahe Beckenpässe ausgeführt werden. Bei letzteren werden Schwellen zum Abbau des Höhenunterschiedes zwischen den Becken und zum Rückstau des Wassers eingebaut, wodurch ein höheres Gefälle erreicht werden kann.

Baubegleitung und Nachadaptierung

Im Zuge der Planung wird entsprechend den vorgegebenen Rahmenbedingungen und Bemessungswerten die Ausformung und Gestaltung der FAH festgelegt. Dazu zählen unter anderem Lage des Ein- und Ausstiegs, Art und Höhe der Dotation, eventuell Ausführung des Dotationsbauwerkes, Verlauf und Gefälle des Gewässers, Anzahl und Ausformung der Becken, Lage und Anzahl der Schwellen bzw. Furten bzw. Ausformung der Beckenübergänge.

Aufgrund der Unregelmäßigkeit des Baumaterials (Steinblöcke, Wurzelstöcke etc.) kann die Planung bei der Umsetzung, insbesondere die geplante Ausführung der Beckenübergänge und Furten, nicht im Detail eingehalten werden. Zudem ist eine variable Gestaltung unter Einhaltung der Bemessungswerte auch gewünscht. Die Gestaltung von Details muss daher im Zuge der Baubegleitung vor Ort durch einschlägig geschultes, sowohl technisch als auch ökologisch versiertes Fachpersonal erfolgen. Besondere Bedeutung kommt bei dieser Vorgangsweise der Nachadaptierung zu. Die Fischaufstiegshilfe ist zu diesem Zeitpunkt bereits dotiert. Die tatsächlichen WSP-Differenzen, Tiefen und Fließgeschwindigkeiten sind daher vor Ort ersichtlich, was eine abschließende Feinadaptierung hinsichtlich der Optimierung der Funktionsfähigkeit ermöglicht.

4.4.3.1 Gewässertypische Umgehungsgerinne/arme

Gewässertypische Umgehungsarme/ -gerinne stellen vor allem dort eine optimale Lösung dar, wo relativ viel Platz zur Überwindung des Höhenunterschiedes zur Verfügung steht. Sie bieten bei entsprechender Gestaltung optimale Passierbarkeit und zugleich gewässertypischen Lebensraum. Linienführung, Gefälle und Profil orientieren sich immer an Typ und Größe des Gewässers bzw. dessen Zubringern und werden entsprechend der flusstypischen Ausformung des jeweiligen Gewäs-



sers gestaltet (siehe Gestaltungskriterien). Gewässertypische Umgehungsgerinne weisen daher meist ein deutlich flacheres Gefälle als naturnahe Beckenpässe und keine Schwellen auf. Mit zunehmendem Gefälle werden schwellenähnliche Einbauten erforderlich, wodurch sich ein fließender Übergang zu naturnahen Beckenpässen ergibt.

Während Umgehungsgerinne nur mit einem Teil des gesamten Niederwasserabflusses dotiert werden, führen Umgehungsarme bei Niederwasser den gesamten Abfluss ab. Bei höherem Abfluss wird die Dotation durch eine Drossel im Einlaufbereich auf ein zulässiges Maß reduziert. Das (ehemalige) Hauptbett dient als Flutmulde. Zu beachten ist, dass bei der Errichtung eines Umgehungsarms eine energiewirtschaftliche Nutzung nicht mehr möglich ist.

Vorteil: gute Passierbarkeit für alle Arten und Altersstadien der gewässertypischen Fischfauna; naturnaher, flusstypischer Lebensraum, speziell Laichplätze und Jungfischlebensräume strömungsliebender Fischarten, relativ geringe Bau- und Instandhaltungskosten.

Nachteil: großer Platzbedarf, optimaler Einstieg in beengten Verhältnisse tw. schwierig herzustellen.

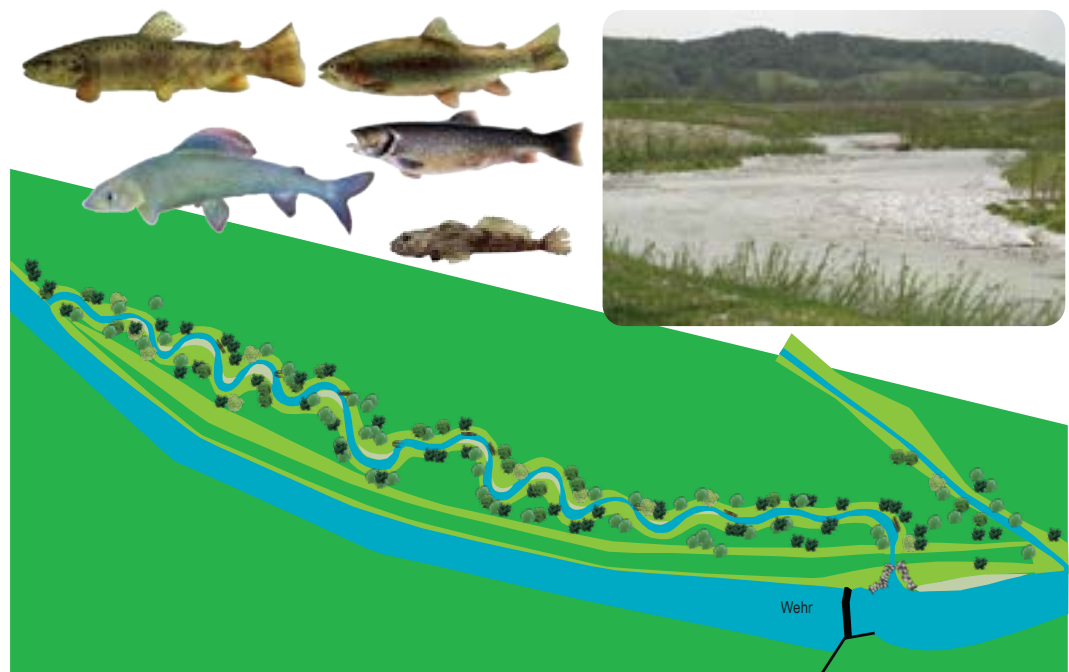


Abb. 4.12: Gewässertypische Umgehungsgerinne an Gebirgsgerinnen entsprechen hinsichtlich Ausformung und Gefälle naturnahen Gewässern der jeweiligen Fischregion. (© ezb)

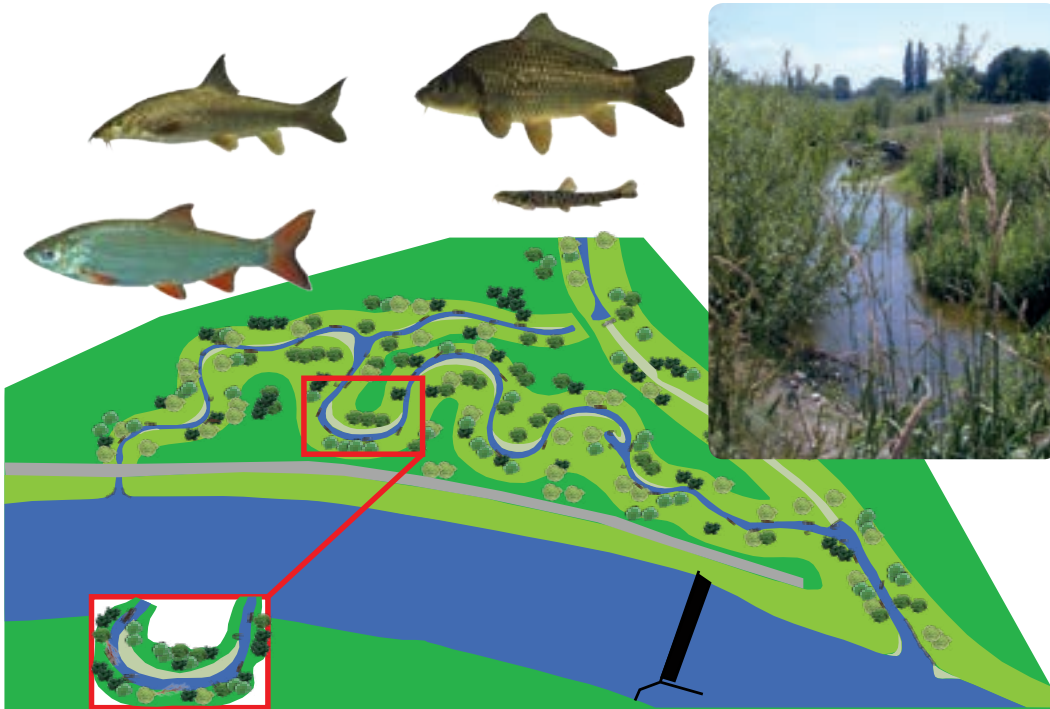


Abb. 4.13: Gewässertypische Umgehungsgerinne an Tieflandgewässern weisen geringeres Gefälle und niedrigere Fließgeschwindigkeiten als an Gebirgsflüssen auf. (© ezb)

Gestaltungskriterien

Essentiell für eine längerfristige Funktionalität naturnaher Umgehungsgerinne ist der Erhalt einer heterogenen Tiefenstruktur entsprechend natürlicher Kolk/Furt-Sequenzen. Dies erfordert eine gewundene bis mäandrierende Linienführung, da sich Furten immer im Übergang der Bögen ausbilden. Ist dies nicht möglich, muss mit alternierenden Bühnen etc. zumindest ein pendelnder Stromstrich sichergestellt werden. Furten, Flachufer und Buchten bilden Lebensraum für Jung- und Kleinfische. Tiefstellen und Holzstrukturen (Raubäume, Wurzelstöcke) stellen wichtige Einstände auch für größere Individuen dar.



Fotos 4.19–4.21: Umgehungsarm an der Sohlstufe 40, Traisen/NÖ, 2001, 2006, 2012. (© ezb)



Mindestkolkiefen

Ausreichend tiefe Kolke/Rinner bieten den aufsteigenden Fischen Schutz bei der Passage der Furten und schaffen zugleich Unterstände für Fische, die sich dauerhaft in der FAH aufhalten. Zusätzlich sind an den Pralluferbereichen Holzstrukturen (Raubäume, Wurzelstöcke etc.) vorzusehen. Die Außenufer (Prallufer) sind steil auszubilden und zu bepflanzen, um eine entsprechende Beschattung zu erreichen. Die Innenufer (Gleitufer) sind entsprechend natürlichen Gewässern möglichst flach (1:5–1:10) auszuführen.

Für naturnahe Umgehungsgerinne werden je nach Fischregion und Gewässergröße minimale Kolkiefen von 60–120 cm vorgeschlagen, um den aufsteigenden bzw. darin lebenden Fischen ausreichend Unterstände zu bieten. Dies ergibt zusammen mit den Mindesttiefen in den Furten mittlere Wassertiefen im Wanderkorridor von rd. 50–100 cm.

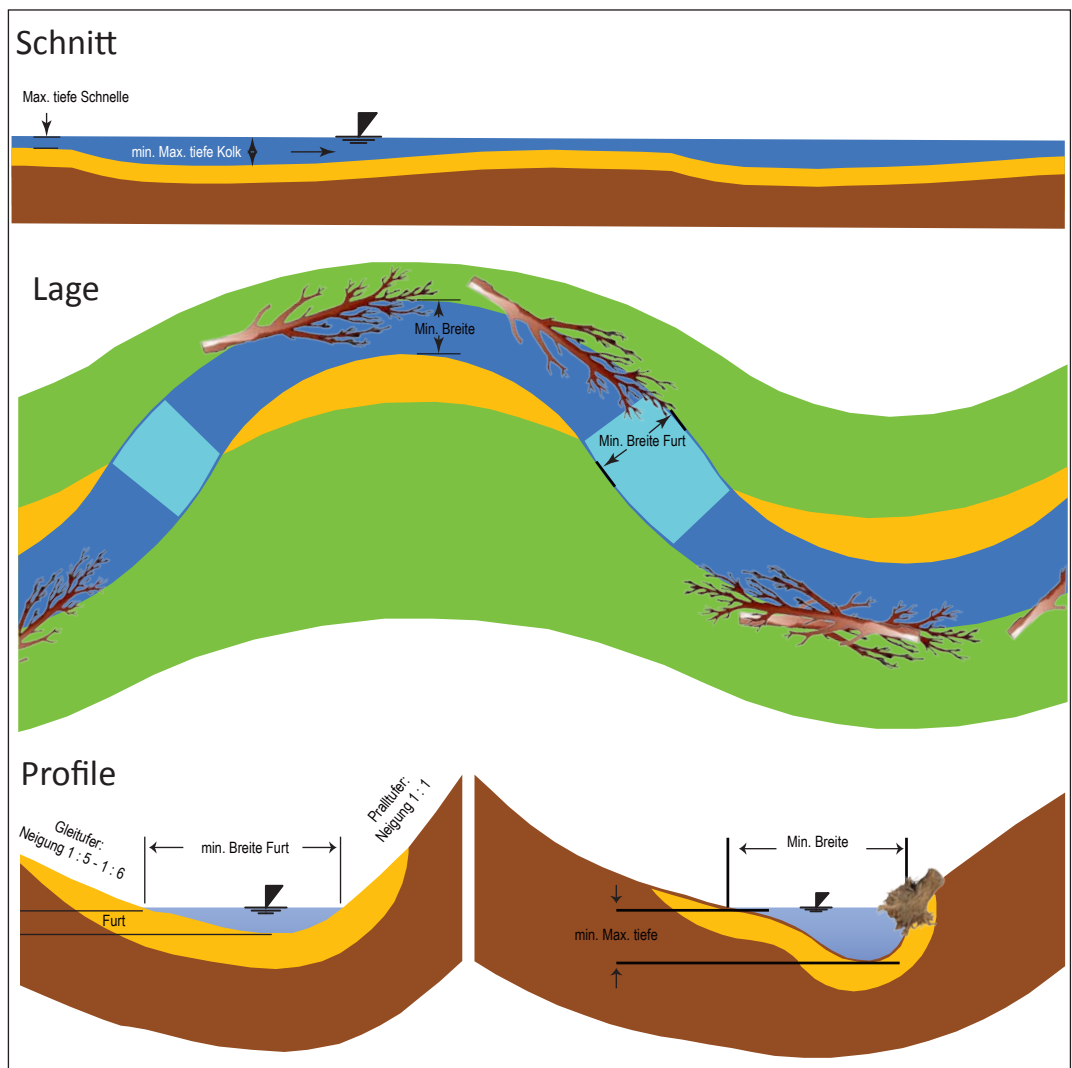


Abb. 4.14: Skizzenartige Darstellung eines naturnahen Umgehungsgerinnes. (© ezb)



Fotos 4.22–4.23: Umgehungsgerinne Wasenmühle (Traisen bei Wilhelmsburg/NÖ).
(© ezb, © BMLFUW, Newman)

Furten

Entscheidend für die Passierbarkeit ist ein ausreichend tiefer und breiter Wanderkorridor an den Furten. Die Mindestwassertiefe an den Furten sollte je nach Fischregion und Gewässergröße 20–45 cm betragen.

Die erforderliche Breite der Furt wird durch die Breite des Wanderkorridors, in dem die erforderliche Mindestwassertiefe vorliegt (mindestens 3× Breite der größenbestimmenden Fischart), und die anschließenden Uferböschungen bis zur Wasseranschlagslinie bestimmt. Durch asymmetrische Uferböschungen („Prallbereich“ 1:1 und „Gleituferbereich“ 1:5–1:6) kann die Breite und damit auch die erforderliche Dotation optimiert werden. Insgesamt ergeben sich damit Mindest-Furtbreiten von 80 bis 370 cm.

Da in den Rinner-/Kolkbereichen nur ein relativ geringes Gefälle vorliegt, stellt sich in den Furten ein Gefälle deutlich über dem unten angegebenen Ausgleichsgefälle ein. Aus Erfahrungswerten sollte für die hydraulische Berechnung der Furten das 1,5-fache Ausgleichsgefälle angesetzt werden.

Tab. 4.2: Maximales mittleres Gefälle (Ausgleichsgefälle) von Umgehungsgerinnen in Abhängigkeit der Dotation und der Fischregion.

MQ Gewässer [m³/s]	5	10	20	50	100	200	Donau
MQ FAH [m³/s]	0,25	0,5	0,8	1	1,5	2	>2
ER Gefälle [%]	2,0–3,0	1,5–2,5	1,2–2,0	1,0–1,5	0,9–1,4		
MR Gefälle [%]	1,5–2,0	1,0–1,5	0,9–1,2	0,8–1,0	0,7–0,9		
HR Gefälle [%]	1,0–1,5	0,8–1,0	0,7–0,9	0,6–0,8	0,5–0,7	0,4–0,6	
EP Gefälle [%]	0,7–1,0	0,6–0,8	0,5–0,8	0,5–0,7	0,4–0,7	0,3–0,6	0,3–0,4



Sohlsubstrat

An der Sohle ist zumindest eine 40 cm mächtige Schotterauflage aufzubringen, damit sich ein entsprechend durchströmter Schotterlückenraum ausbilden kann. Dieser dient als Lebensraum für die Bodenfauna bzw. als Laichplatz für strömungsliebende Fischarten. Die Korngrößen richten sich dabei nach Fischregion, Gefälle und Abfluss, wobei jedenfalls die Stabilität sichergestellt sein muss. Aufgrund des lokal höheren Gefälles an den Furten ist hier etwas gröberes Material vorzusehen.

Gefälle

Bei gewässertypspezifischen Umgehungsgerinnen besteht wie bei natürlichen Gewässern eine starke Wechselwirkung zwischen Abfluss und Gefälle. Je größer der Abfluss, umso flacher ist – auch in der gleichen Fischregion – das Umgehungsgerinne auszuformen. Tab. 4.2 beinhaltet daher sowohl Mindestdotationen für naturnahe Umgehungsgerinne in Abhängigkeit des jeweiligen Gewässerabflusses als auch das maximal zulässige mittlere Gefälle in Abhängigkeit der Dotation und der Fischregion als Hilfwerte für die Bemessung. Die angegebenen Gefällewerte sind an die Werte der Gewässertypen nach HUET (1959) angelehnt und auf Basis von Monitoringergebnissen von Umgehungsgerinnen adaptiert.

Ökologische Bewertung:

Mit einem Umgehungsgerinne kann zwar für alle vorkommenden Fischarten und Altersstadien eine Passierbarkeit erreicht werden. Im Gegensatz zu Rampen können aber selbst bei optimaler Lage des Einstieges nicht alle aufstiegswilligen Individuen die FAH finden, da die Leitströmung im Vergleich zum Gewässerabfluss gering ist. Bei allen Gewässertypen kann die Durchgängigkeit im gesetzlich geforderten Rahmen wieder hergestellt werden (d. h. für einen Großteil der zumindest einjährigen aufstiegswilligen Individuen aller Leit- und typischen Begleitarten). Insgesamt kann durch diese Maßnahme eine Vernetzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher fehlender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden.

Als funktionelle, gewässertypische Struktur bietet es neben der Passierbarkeit auch Fließgewässerlebensraum, der gerade in Stauketten sonst nur schwer herstellbar ist. Davon profitieren vor allem die strömungsliebenden Hauptfischarten, wodurch bei entsprechender Größe und Länge des Umgehungsgerinnes wesentliche ökologische Verbesserungen erreichbar sind. Deren Umfang ist aber abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.



4.4.3.2 Naturnaher Beckenpass (Tümpelpass)

Beim naturnahen Beckenpass erfolgt die Überwindung des Höhenunterschieds mithilfe einer Schwellen-Becken-Abfolge, die in ihrer Ausformung kleinen Gewässern der Forellenregion nachempfunden ist. Im Gegensatz zu aufgelösten Rampen führen Beckenpässe um das Querbauwerk herum und leiten nicht den gesamten Hochwasserabfluss ab. Das Gefälle und die Dimensionen sind an den Gewässertyp anzupassen. Auf Grund ihrer Ausformung gewährleisten naturnahe Beckenpässe auch bei geringerer Dotationswassermenge eine ausreichende Passierbarkeit, wobei aber auf eine ausreichende Leitstromdotationsmenge zu achten ist (siehe Kap. Bemessung).

Vorteil: bietet zusätzlich Lebensraum, relativ geringe Bau- und Instandhaltungskosten, auch bei geringerer Dotationswassermenge eine ausreichende Passierbarkeit.

Nachteil: erfordert Erfahrung beim Bau der Schwellen/Beckenübergänge, etwas größerer Raumbedarf im Vergleich zu technischen FAHs.



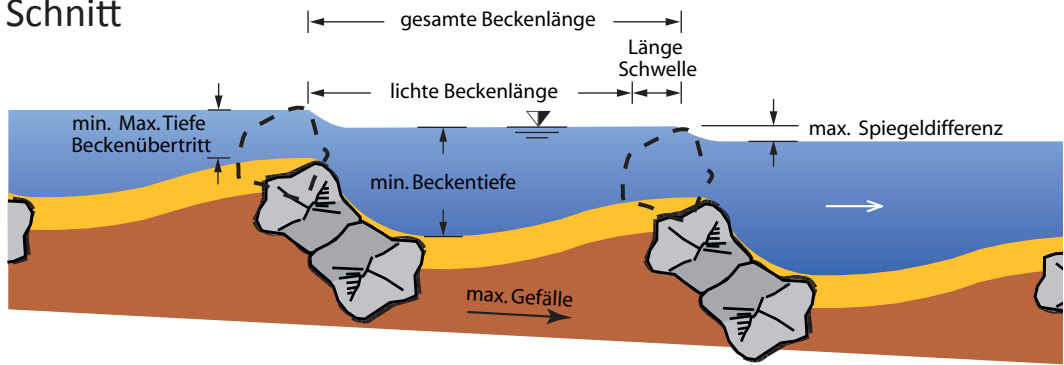
Fotos 4.24–4.25: Beispiel naturnaher Beckenpass; Tümpelpass KW Fischer, Traisen/NÖ. (© ezb)



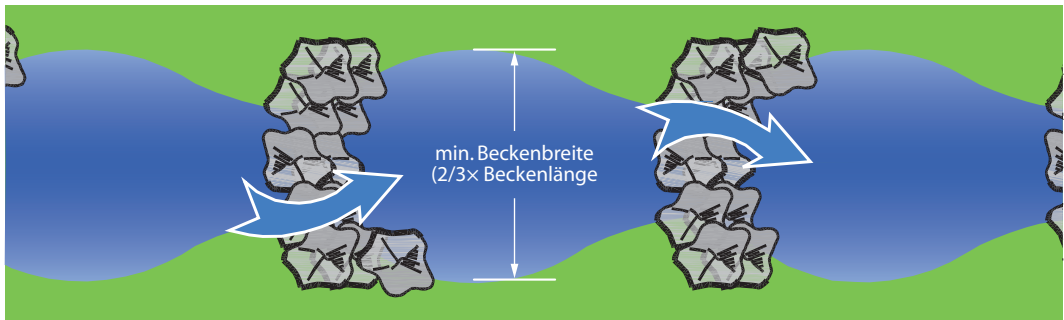
Foto 4.26–4.27: Beispiel naturnaher Beckenpass Reichraming; Enns/OÖ. (© ezb, TB Zauner)



Schnitt



Lage



Profil

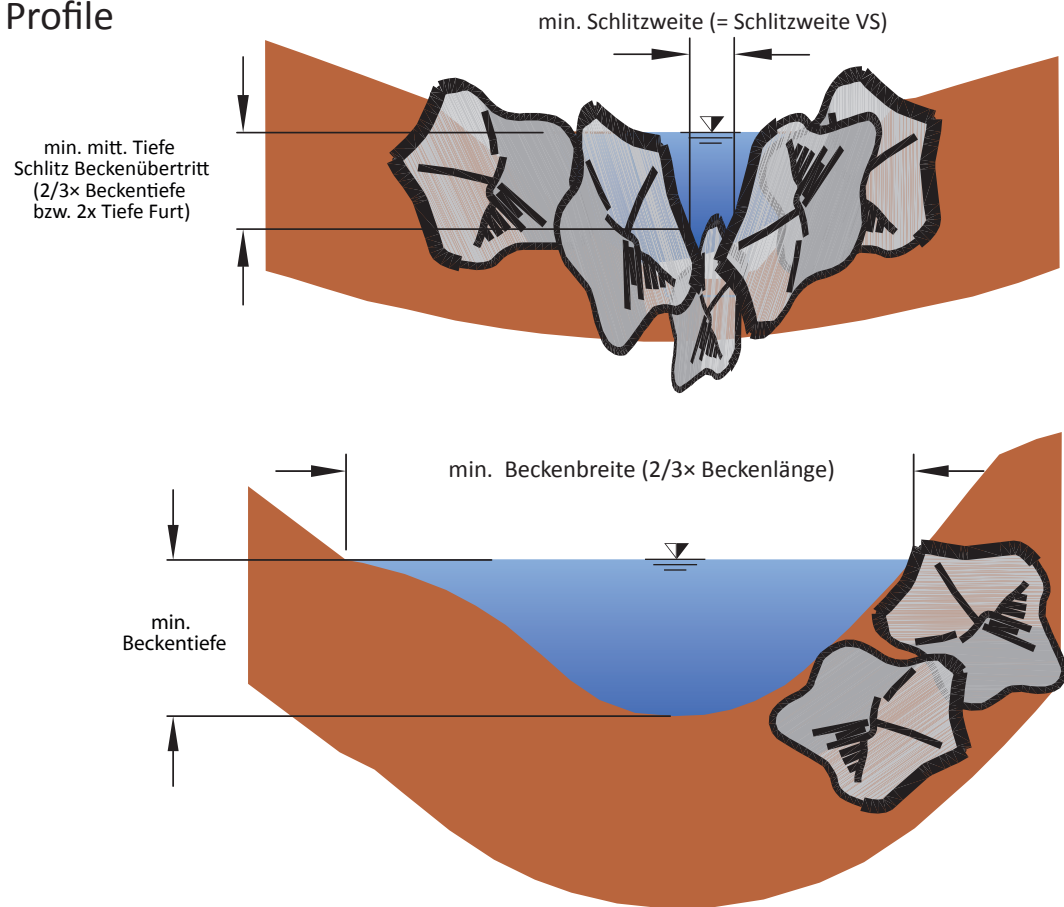


Abb. 4.15: Skizzenartige Darstellung eines naturnahen Beckenpasses mit detaillierter Darstellung der Beckenübergänge mit Sohlanschluss bzw. mit minimaler Beckentiefe und minimaler Schlitzbreite. (© ezb)



Foto 4.28: Beispiel naturnaher Beckenpass am KW Murau; Mur/Stmk.. (© ezb, TB Zauner)



Foto 4.29: Beckenpass Achau an der Schwechat/NÖ. (© ezb)

Gestaltungskriterien

Gestaltung der Becken

Die Becken sind den Kolken von Gebirgsflüssen nachzuempfinden und strukturreich mit Wurzelstöcken, Raubäumen und Grobblöcken bzw. variablen Ufern zu gestalten. Die tiefste Stelle unterhalb der Schwelle („minimale Maximaltiefe“ oder „Kolkentiefe“) sollte je nach Fischregion und Gewässergröße 60–120 cm betragen. Beckenlänge und Beckenbreite werden von Größe und Verhalten (z. B. Wanderung in großen Gruppen oder Schwärmen) der größtenbestimmenden Fischart(en) des jeweiligen Gewässertyps abgeleitet (3x bzw. 2x die Länge der größtenbestimmenden Fischart), wobei diesbezüglich die „lichte“ Beckengröße (Innenbeckenlänge) bestimmend ist. Diese ist bei naturnahen Beckenpässen aufgrund der unregelmäßigen Bauweise (Ausformung der Schwellen) nicht exakt festlegbar.



Foto 4.30: Links – die Ausbildung unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten und Tiefen macht die Schwelle auch für schwimm- und sprungschwache Fischarten passierbar. Ein durchströmtes Lückenraumsystem innerhalb der Schwelle ermöglicht die Wanderung der Bodenfauna. (© ezb)



Foto 4.31: Rechts – die Schwelle wirkt als Überfall, ein Durchschwimmen ist unmöglich. Es liegen weder eine unregelmäßige Verteilung von Fließgeschwindigkeiten und Tiefen noch ein durchströmter Lückenraum vor. Die Überfallskante ist glatt ausgeformt, der Wasserstrahl abgelöst. Lediglich adulten Fischen mit hoher Sprungleistung ist ein Passieren möglich. (© ezb)



Das Volumen der Becken muss aber ausreichend groß sein, um die gewässerregions-spezifischen Leistungsdichten einzuhalten. Eventuell können dadurch auch größere Becken als die Innenmaße erforderlich werden. Die Beckengröße darf aber auch nicht zu groß sein, da ein durchgehender Stromstrich mit 0,3 m/s durch das gesamte Becken verlaufen soll, um aufsteigenden Fischen die Orientierung zu ermöglichen.

Gestaltung der Beckenübergänge

Bei den Beckenübergängen wird eine trapezförmige Ausformung angestrebt, wobei im sohl-nahen Bereich die minimale Schlitzbreite (3× die Fischbreite) eingehalten werden soll. Die obere Breite des Trapezes soll ca. das doppelte der Breite im sohl-nahen Bereich betragen. Daraus ergibt sich eine rechnerische mittlere Breite des Beckenübergangs vom ca. 1,5 fachen der minimalen Schlitzbreite.

Wesentliche Bedeutung kommt der rauen, asymmetrischen Ausformung der Beckenübergänge zu, um die Passierbarkeit bei allen Abflusssituationen sicher-zustellen. Glatte bzw. scharfkantige Beckenabstürze und kleine V-förmige Zwickel ohne Sohlanschluss sind aufgrund ihrer schlechten Passierbarkeit für Fische zu ver-meiden.

Der Beckenübertritt muss möglichst sohlgleich ausgeführt werden, um auch bodenwandernden Fischarten den Aufstieg zu ermöglichen. Um die erforderliche Dotation zu begrenzen, kann die Sohle im Bereich der Beckenübergänge maximal um ein Drittel der Beckentiefe angehoben werden. Die hydraulische Mindestwas-sertiefe an den Beckenübergängen ergibt sich daher mit $\frac{2}{3}$ der Mindesttiefe („minimale Maximaltiefe“) der Becken. Im Epirhithral kann entsprechend der auch natürlich vorkommenden Steinschwellen die Mindestwassertiefe an Beckenüber-gängen auf 40 cm reduziert werden. Dabei ist auf eine möglichst raue Sohlaus-formung im Bereich des Schlitzes zu achten. Erst durch die Unregelmäßigkeiten in der Sohle entstehen strömungsberuhigte Bereiche, die die Passierbarkeit für schwimmschwache Individuen ermöglichen. Gleiches gilt auch für die Seiten der Beckenübergänge.

Naturnahe Beckenpässe mit einheitlicher rechteckiger Breite der Beckenübergänge entsprechen eher Schlitzpässen bzw. „Raugerinnen mit Beckenstruktur“ entspre-chend DWA-MERKBLATT M 509 und sind daher ohne Sohl-anhebung auszuführen.



Ökologische Bewertung:

Mit einem naturnahen Beckenpass kann bei allen Gewässertypen die Durchgängigkeit im gesetzlich geforderten Rahmen wieder hergestellt werden (d. h. für einen Großteil der zumindest einjährigen aufstiegswilligen Individuen aller Leit- und typischen Begleitarten). Im Gegensatz zu Rampen können selbst bei optimaler Lage des Einstieges nicht alle aufstiegswilligen Individuen die FAH finden, da die Leitströmung im Vergleich zum Gewässerabfluss gering ist.

Insgesamt kann durch diese Maßnahme eine Vernetzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher fehlender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden.

In der Forellenregion ist ein naturnaher Beckenpass als funktionelle, weitgehend gewässertypische Struktur einzustufen, in der Äschen- und Barbenregion ist er zwar funktionell, aber nicht gewässertypisch.

Neben der Passierbarkeit bietet er teilweise auch kleinräumig Laichplatz & Lebensraum für die gewässertypische Fischfauna. Die erreichbaren Verbesserungen sind aber abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.





4.4.4 Technische FAHs

Mit technischen FAHs wird die Fischpassierbarkeit wieder hergestellt. Im Gegensatz zu gewässertypischen, naturnahen FAH-Bautypen weisen technische FAHs aufgrund der naturfern ausgeformten Becken kaum naturnahe Habitatelemente auf. Es kommt daher zu keiner Verbesserung der Lebensraumverhältnisse. Da technische FAHs zudem höhere Bau- und Instandhaltungskosten erfordern, sind diese nur dann zu empfehlen, wenn auf Grund der beengten Platzverhältnisse oder anderer limitierender Faktoren keine naturnahen Bautypen zum Einsatz kommen können.

Unter den technischen FAHs entspricht der Schlitzpass (Vertical-Slot-Pass) dem Stand der Technik. In kleineren Gewässern ist auch der Bürstenpass bereits positiv erprobt und funktionsfähig. Bei sehr hohen Fallhöhen und beengten Raumverhältnissen stellt auch der Fischlift eine Alternative dar, er erfordert allerdings hohe Bau- und vor allem Instandhaltungskosten. Auch für den neu entwickelten Multi-Struktur-Schlitzpass liegen erste positive Monitoringergebnisse vor. Nach Nachweis der Funktionsfähigkeit an mehreren unterschiedlichen Situationen und Gewässertypen ist angedacht, diesen FAH-Typ in den FAH-Leitfaden des BMLUFW aufzunehmen. Andere technische FAH-Typen (Denilpass, technischer Beckenpass) entsprechen nach Meinung der Verfasser nicht dem derzeitigen Stand der Technik und sind als nicht funktionsfähig einzustufen.

4.4.4.1 Schlitzpass (Vertical-Slot-Pass)

Der Vertical-Slot-Pass ist eine Variante des technischen Beckenpasses, der durch über die gesamte Höhe reichende, vertikale Schlitze in den Zwischenwänden gekennzeichnet ist. Er weist eine gute Funktionsfähigkeit als Wanderhilfe für strömungsliebende Fischarten (z. B. Nase, Barbe, Huchen,), aber auch für große Teile des strömungsindifferenten Artenspektrums (Laube, Brachse, Rotaugen, Aitel) auf.



Foto 4.32: Vertical-Slot-Pass Murau; Mur/Stmk. (© ezb, TB Zauner)



Foto 4.33: Vertical-Slot-Pass Machland. (© ezb, TB Zauner)



Fotos 4.34–4.35: Vertical-Slot-Pass beim KW Schütt an der Ybbs/NÖ. (© ezb)

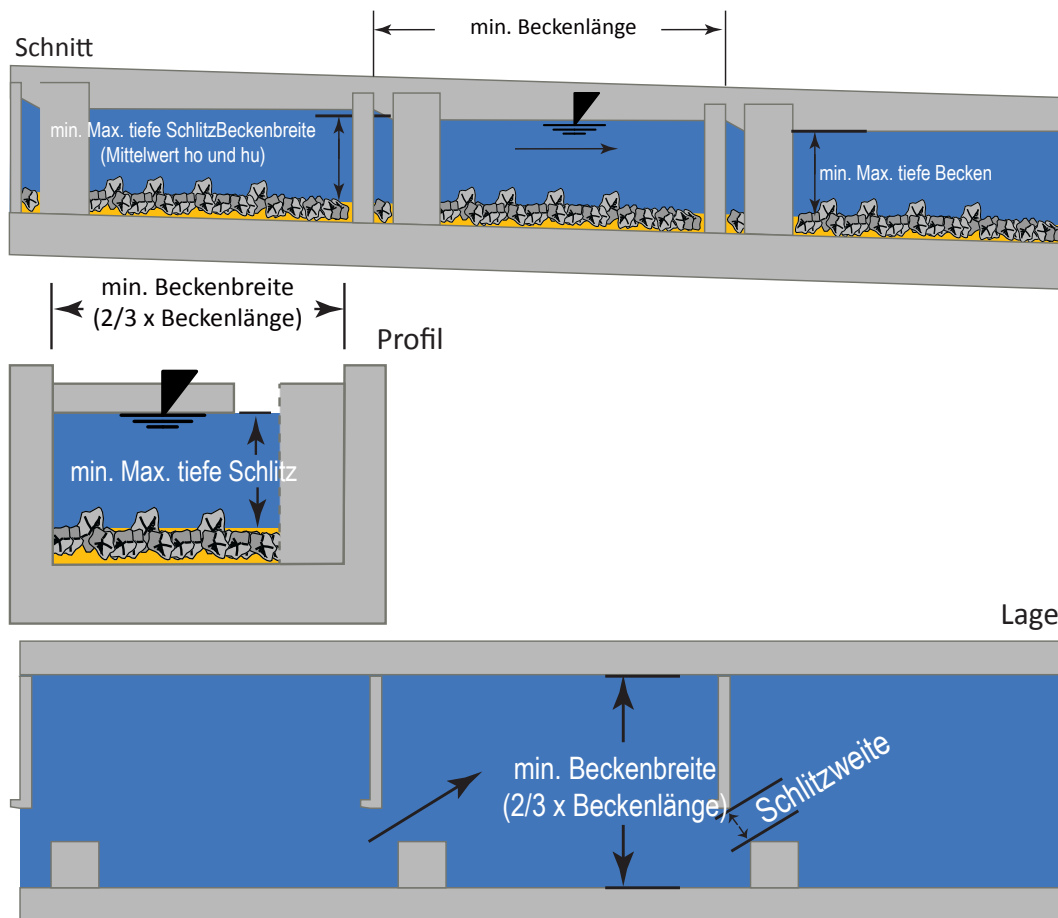


Abb. 4.16: Schlitzpass („Vertical slot“) mit bis zur Sohle durchgehenden Schlitzen und eingebrachtem rauem Sohlssubstrat. (© ezb)



Foto 4.36: Schlitzpass („Vertical-Slot-Pass“) mit der erforderlichen Strömungsausprägung. (© JÄGER und ZITEK 2009)

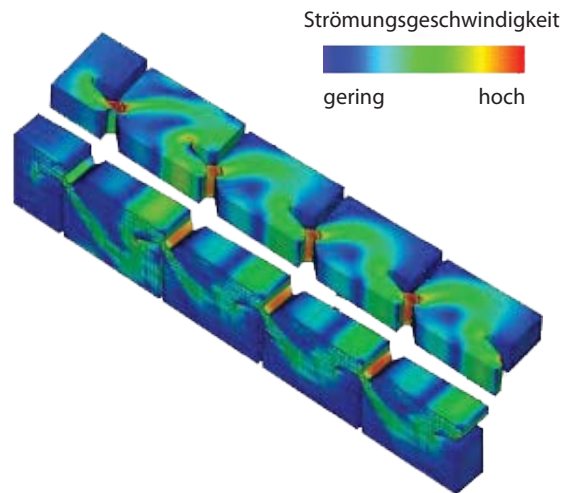


Abb. 4.17: 3-dimensionales Strömungsmodell eines Schlitzpasses. (© HEIMERL & HAGMEYER 2005)

Der Schlitzpass zählt zu den hydraulisch am genauesten berechenbaren Bautypen, mit fixen Größenverhältnissen zwischen den einzelnen Bauelementen und der Berechnungsdotation. Jedoch können nur bei genauer Einhaltung der typischen Konstruktionsvorgaben die angestrebten Strömungsverhältnisse erreicht werden. In den Schlitzpass ist durchgehend raues Sohlssubstrat einzubringen (Abb. 4.16), um eine Abnahme der sohnahen Strömungsgeschwindigkeit zu erzielen und auch für die auf das Lückensystem der Gewässersohle angewiesene benthische Fauna und bodenbewohnende Fischarten (z. B. Koppe) eine Vernetzung zu erreichen.

Vorteil: geringer Platzbedarf, optimaler Einstieg auch in beengten Verhältnisse herstellbar.

Nachteil: hohe Baukosten, hoher Instandhaltungsaufwand, kein Lebensraum.

Gestaltungskriterien

Beckenausformung

Beim Schlitzpass werden die Becken durch Querwände in einem Betonrechteckgerinne mit konstantem Gefälle erzeugt. Die Beckenabmessungen sind daher entsprechend den Mindestabmessungen exakt festlegbar (siehe Kap. Bemessung). Das Innenmaß der Beckenlänge ergibt sich aus 3 x der Länge der größtenbestimmenden Fischart; das Innenmaß der Breite aus mindestens 2 x der Körperlänge. Die Mindestwassertiefe in den Becken unterhalb der Trennwand soll je nach Fischregion und Gewässergröße daher 60–120 cm betragen. Im kleinen Epi- und Metarhithral (MQ <math><1 \text{ m}^3/\text{s}</math>) mit Bachforellen und Koppe als relevante Fischarten kann





Fotos 4.37–4.38: Sohlausformung Vertical-Slot-Pass an der Ybbs beim KW Schütt/NÖ. (© ezb)

aufgrund der geringen Fisch- und Gewässergröße die Mindestwassertiefe in den Becken unterhalb der Trennwand auf minimal 50 cm reduziert werden.

Zusätzlich können zum Einhalten der zulässigen Energiedichte aber größere Becken erforderlich sein. Aufgrund des konstanten Gefälles der Beckensohle und des horizontalen Beckenwasserspiegels liegen die geringsten Wassertiefen direkt unterhalb der Trennwand.

Die Form der Einbauten soll die Ausbildung einer von Schlitz zu Schlitz geradlinig durchgehenden Kurzschlussströmung verhindern und eine geschwungene Hauptströmung, die das gesamte Beckenvolumen zur turbulenzarmen Energieumwandlung ausnutzt, bewirken (HEIMERL & HAGMEYER 2005; HEIMERL et al., 2008). Die Konstruktionsvorgaben sind daher exakt einzuhalten.

Die Zwischenwände sind mit einem hakenförmig gestalteten Vorsatz versehen, der eine Strömungsumlenkung im Bereich vor der Schlitzöffnung bewirkt. Die wandseitige Schlitzbegrenzung erfolgt mit einem versetzt angeordneten Umlenkblock. Das Versatzmaß des Umlenkblockes erzeugt eine um den Winkel α abgelenkte Schlitzströmung, so dass sich eine in Beckenmitte verlaufende Hauptströmung einstellt.





Beckenübergänge

Die hydraulische Mindestwassertiefe der Beckenübergänge beim Schlitzpass ergibt sich aus der minimalen Wassertiefe der Becken bzw. dem Höhenunterschied zwischen den Beckenwasserspiegeln.

Die Mindestschlitzweite der Beckenübergänge beim Schlitzpass kann aufgrund der exakten Herstellbarkeit mit den allgemeinen Mindestwerten von der dreifachen Körperbreite der größtenbestimmenden Fischart (gerundete Werte) bzw. mit 15 cm festgelegt werden.

Sohlausformung

Eine 10–20 cm mächtige Substratauflage aus kantigem Material, aus welcher größere Steine herausragen, sorgt für einen ausreichend großen, sohlnahen strömungsberuhigten Bereich. Dieser ermöglicht auch kleineren und schwimmschwächeren Altersstadien und Arten sowie der wirbellosen Fauna die Passage der FAH (DUMONT et al. 2005). Dies ist besonders im Bereich vor und nach dem Schlitz wichtig, ohne dass dieser jedoch blockiert wird, d. h. im Schlitz darf sich kein Raustein befinden.

Die Störsteine sollen dabei 15 cm im Rhithral, im Potamal 20 cm aus der Sohle ragen. Der Abstand zwischen den Störsteinen sollte 50 cm betragen. Zu geringe Korngrößen beim flächigen Sohlaufbau führen zum Ausräumen der Sohlbedeckung im Schlitzbereich bei zu schnellem Fluten der FAH.

Ökologische Bewertung:

Mit einem Schlitzpass kann bei allen Gewässertypen die Durchgängigkeit im gesetzlich geforderten Rahmen wieder hergestellt werden (d. h. für einen Großteil der zumindest einjährigen aufstiegswilligen Individuen aller Leit- und typischen Begleitarten). Im Gegensatz zu Rampen können selbst bei optimaler Lage des Einstieges nicht alle aufstiegswilligen Individuen die FAH finden, da die Leitströmung im Vergleich zum Gewässerabfluss gering ist.

Insgesamt kann durch diese Maßnahme eine Vernetzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher fehlender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden.

Als technisches Bauwerk bietet er aber im Gegensatz zu den naturnahen FAHs keinen zusätzlichen Lebensraum für die gewässertypische Fischfauna. Die erreichba-



ren Verbesserungen sind abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.

Quellen:

DUMONT, U., P. ANDERER & U. SCHWEVERS (2005): Handbuch Querbauwerke. Düsseldorf, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: 212.

HEIMERL, S. & M. HAGMEYER (2005): Optimierte Auslegung von beckenartigen Fischaufstiegsanlagen – Strömungssimulation als Hilfsmittel. 5. Seminar Kleinwasserkraft – Praxis und aktuelle Entwicklung, IHS, Universität Stuttgart, 14.10.2005, pp. 18.

HEIMERL, S., M. HAGMEYER & C. ECHELER (2008): "Numerical flow simulation of pool-type fishways: new ways with well known tools." *Hydrobiologia* 609: 198-196.

JÄGER, P. & A. ZITEK (2009): Fischwanderhilfen – Kriterien und Standards. Durchgängigkeit an Fließgewässern: Anforderungen aus Sicht der EU-WRRL – Erkenntnisse aus der Praxis, Ybbs, 07.05.2009, ÖWAV.

4.4.4.2 Borstenpass

In kleineren Gewässern ist auch der Bürstenpass positiv erprobt. Er ist für geringe Höhenunterschiede an kleinen und mittleren Flüssen geeignet, da nur kleine Becken bzw. geringe Wassertiefen möglich sind. Er bietet Passierbarkeit für kleine Fischarten bis ca. 50 cm Fischgröße.

Borstenfischpässe sind in der Regel Rechteckgerinne, deren Sohle nach bestimmten Mustern z. B. nach Art von Störsteinen oder Riegeln mit Borstenfeldern aus meist 50 cm langen Kunststoff-Borstenbündeln bestückt wird. Der Abfluss kann durch die Borsten selbst, aber auch durch die Durchlässe zwischen den Borstenelementen erfolgen. Borstenpässe wurden primär als Kombinationsanlage zur Nutzung als Bootsgleite/-Rutsche für Sportboote (Kanu, Kajak etc.) und als Fischaufstiegsanlage entwickelt und können nach HASSINGER (2009) beide Zielsetzungen zufriedenstellend erfüllen. Da die Borsten nur knapp überströmt werden, liegt der Wanderkorridor für Fische in der Regel in den Aussparungen und Lücken zwischen den Borstenfeldern. Die Verlegungsanfälligkeit der dichten Borstenbündel durch Geschwemmsel oder Veralgung ist jedoch auf Dauer groß, wodurch sich die hydraulischen Eigenschaften verändern können. Auch ist über die Dauereigenschaften der Borsten (Elastizität, Formstabilität) noch wenig bekannt.

In Zusammenhang mit der Doppelnutzung als Kanurutsche und FAH kann es zu Interessenskonflikten hinsichtlich der Lage der der Einstiege kommen.





Foto 4.39: Borstenspass (links) und Raugerinne (rechts) (© Seifert)

Bootsrutschen werden in der Regel bewusst in strömungsberuhigten Bereichen angelegt, die meist außerhalb des Wanderkorridors der Fische im Unterwasser von Querbauwerken liegen. Somit hängt die Auffindbarkeit der kombinierten Anlagen meist davon ab, welche Ansprüche bei der Planung höher gewichtet werden, die Sicherheitsaspekte der Sportbootnutzung oder die Wanderbedingungen für Fische.

Vorteil:

- Kombination mit Bootspassierbarkeit.

Nachteil:

- Durch Abnutzung/Verstopfung der Borsten Funktionsfähigkeit nicht dauerhaft gesichert, teilweise nicht an Wanderkorridor der Fische angebunden.
- Auf Grund der geringeren Größe Passierbarkeit nur für Fische bis 50 cm Länge gegeben.

Ökologische Bewertung:

Mit einem Borstenspass kann bei kleinen Gewässern und niedrigen Querbauwerken die Durchgängigkeit im gesetzlich geforderten Rahmen wieder hergestellt werden (d. h. für einen Großteil der zumindest einjährigen aufstiegswilligen Individuen aller Leit- und typischen Begleitarten).



Bei Kombinationsbauwerken mit Bootsrutschen ist auf eine korrekte Lage des Einstieges am Wanderkorridor der Fische zu achten. Im Gegensatz zu Rampen können selbst bei optimaler Lage des Einstieges nicht alle aufstiegswilligen Individuen die FAH finden, da die Leitströmung im Vergleich zum Gewässerabfluss gering ist.

Insgesamt kann durch diese Maßnahme eine Vernetzung der Fischpopulationen und unter Umständen die Einwanderung bisher fehlender Fischarten/Altersstadien in den Flussabschnitt flussauf des Querbauwerkes erreicht werden.

Als technisches Bauwerk bietet er aber im Gegensatz zu den naturnahen FAHs keinen zusätzlichen Lebensraum für die gewässertypische Fischfauna. Die erreichbaren Verbesserungen sind abhängig von den Lebensraumverhältnissen flussauf und flussab des Querbauwerkes.

Quellen:

- HASSINGER, R. (2009): Borsten-Fischpässe und Fisch-Kanu-Pässe – Beschreibung des Standes der Technik. Bericht der Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau Universität Kassel
- SEIFERT, K. (2011): PRAXISHANDBUCH/Planung, Bau und Betrieb von Fischaufstiegsanlagen in Bayern/Hinweise und Empfehlungen, im Auftrag des LfU Bayern



4.5 Bemessung von Fischaufstiegshilfen (FAHs) und Sohlrampen gem. FAH-Leitfaden BMLFUW (2012)

Die Bemessung von FAHs erfolgt entsprechend dem FAH-Leitfaden des BMLFUW (2012) einerseits hinsichtlich der Passierbarkeit der FAH. Die damit festgelegte Ausformung der FAH soll die Durchwanderbarkeit der FAH selbst sicherstellen. In einem zweiten Schritt wird die Auffindbarkeit der FAH mittels geeigneter Lage des FAH-Einstieges bzw. einer ausreichenden Leitstromdotations gewährleistet.

4.5.1 Bemessung der FAHs hinsichtlich Passierbarkeit

Die Bemessung von FAHs und fischpassierbaren Rampen mit Beckenstruktur hinsichtlich der Passierbarkeit beginnt mit der Festlegung des Gewässertyps und der sogenannten größenbestimmenden Fischart. Diese ist die größte gewässertypische Fischart (Leit- und typische Begleitart), die im Fischleitbild angeführt wird (HAUNSCHMID et al., 2010) wobei für jeden Gewässertyp die maßgebende Größe (Fischlänge, -breite und -höhe) festgelegt ist (siehe Tabellen größenbestimmende Fischart 4.19–4.20). Der Gewässertyp bestimmt die maximale Höhendifferenz zwischen den Becken sowie die Mindest-Beckentiefe und die zulässige Energiedichte. Die Energiedichte (bzw. Energiedissipation; DVWK, 1996) ist ein Maß für die Turbulenz, die durch die Dotation bzw. der Umwandlung der dadurch in ein Becken eingetragenen Energie in Bezug zur Beckendimension entsteht. Turbulenz setzt die Schwimmkapazität von Fischen herab bzw. führt zur deren Orientierungslosigkeit. Um eine stress-, erschöpfungs- und verletzungsfreie Passage von Kleinfischarten bzw. Jungfischen sicherzustellen, sind für die einzelnen Gewässerregionen folgende Höchstwerte für die Energiedichte einzuhalten (siehe Tab. 4.3). Die Energiedichte bzw. Energiedissipation wird nach folgender Formel berechnet:

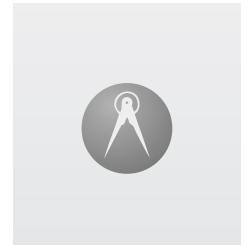
$$E = 9810 \times DH \times Q / \text{Beckenvolumen}$$

Mit DH...Höhendifferenz zwischen den Becken und Q... Dotation FAH

Fließgewässerzone	Dh [m]	Energiedichte [W/m ³]
Epirhithral	0,20	160
Metarhithral	0,18	130
Hyporhithral	0,15	120
Epipotamal	0,13–0,10	100
Metapotamal	0,08	80

Tab. 4.3: Bemessungswert für die zulässige Wasserspiegeldifferenz zwischen den Becken und die Energiedichte (Energiedissipation) in Becken von FAHs und Sohlrampen (bei MJNQT) je Fischregion zur Sicherstellung der erschöpfungs- und verletzungsfreien Passage von Klein- und Jungfischen ab 1+.

Die Mindestbeckentiefe ist im FAH-Leitfaden des BMLFUW (2012) für die einzelnen FAH-Typen in Abhängigkeit der Fischregionen und Gewässergröße festgelegt (siehe Detailkapitel und FAH-Leitfaden). Die Mindesttiefe unterhalb der Schwelle sollte je nach Gewässergröße 60–120 cm betragen.



Tab. 4.4: Gewässertypen (adaptiert nach HAUNSCHMID et al. (2010) und zugehörige größenbestimmende Leitfischarten und typische Begleitfischarten gemäß „Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“).

FISCHREGION	MASSGEBENDE FISCHART UND -LÄNGE
Epirhithral	
Epirhithral, MQ < 2 m ³ /s	Bachforelle, 30 cm
Epirhithral, MQ > 2 m ³ /s	Bachforelle, 40 cm
Metarhithral	
Metarhithral, MQ < 2 m ³ /s	Bachforelle, 40 cm
Metarhithral, MQ > 2 m ³ /s	Bachforelle, 50 cm; Äsche, 50 cm
Hyporhithral	
Hyporhithral klein, MQ < 2 m ³ /s	Aitel, 50 cm; Äsche, 50 cm; Aalrutte, 50 cm
Hyporhithral groß ohne Huchen, MQ > 2 m ³ /s	Aalrutte, 60 cm; Barbe/Nase, 60 cm
Hyporhithral groß mit Huchen, MQ > 2–20 m ³ /s	Huchen, 80 cm
Hyporhithral groß mit Huchen, MQ > 20 m ³ /s	Huchen, 100 cm
Epipotamal	
Epipotamal mittel, ohne Hecht und Huchen	Barbe/Nase, 60 cm
Epipotamal mittel, mit Hecht ohne Huchen	Hecht, 90 cm; Brachse, 50 cm
Epipotamal mittel, mit Huchen	Huchen, 90 cm; Brachse, 50 cm
Epipotamal groß, mit Huchen	Huchen, 100 cm
Epipotamal groß, ohne Huchen mit Wels	Wels, 120 cm
Epipotamal groß, ohne Huchen ohne Wels	Hecht, 90 cm; Brachse, 50 cm
Schmerlen- und Gründlingsbach	
Schmerlen- & Gründlingsbach (östl. Flach- u. Hügelländer)	Aitel, 40 cm
Große Flüsse	
Donau	Wels, 150 cm
Alpenrhein (oberhalb Illmündung)	Seeforelle, 80 cm
Alpenrhein (unterhalb Illmündung)	Wels, 120 cm
Drau (ab Leisach bis KW Rosegg)	Huchen, 100 cm
Drau (unterhalb KW Rosegg)	Wels, 120 cm
Inn Tirol (unterhalb Sannamündung)	Huchen, 100 cm
Inn Tirol (unterer Inn, Oberösterreich)	Wels, 120 cm
Salzach (unterhalb Mündung Rauriser Ache)	Huchen, 80 cm
Salzach (unterhalb Saalachmündung)	Huchen, 100 cm
Mur (unterhalb Murau)	Huchen, 100 cm; Hecht, 100 cm
Enns (ab Haus im Ennstal)	Huchen, 100 cm
March	Wels, 150 cm
Seezubringer und Seeausrinne	
Seezubringer und Seeausrinne	Seeforelle, 90 cm; Hecht, 90 cm; Perlfisch, 70 cm; Barbe, 60 cm; Brachse, 50 cm

Größenbestimmende Fischart	Länge (cm)	Höhe (cm)	Breite (cm)
Bachforelle	30	6	3
	40	8	4
	50	10	6
Äsche	40	9	5
	50	11	6
Aitel	40	8	5
	50	11	6
Aalrutte	50	7	7
	60	8	8
Barbe	60	11	7
Nase	60	11	7
Brachse	50	15	5
Hecht	60	8	6
	90	12	9
Huchen	80	13	10
	90	14	12
	100	16	12
	120	19	14
Seeforelle	90	20	11
Wels	90	14	13
	120	23	18
	150	31	22
Perlfisch	70	13	7

Tab. 4.5: Körpermaße der größtenbestimmenden Leitfischarten und typischen Begleitfischarten gemäß der Fischleitbilder für die Gewässertypen (Fischregionen) entspr. „Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“. (JÄGER et al. 2010)

Die größtenbestimmende Fischart legt die Mindestbeckenlänge- und -breite (3- bzw. 2-fache Fischlänge) fest. Diese Beckenlänge definiert die „lichte“ Beckengröße (Innenbeckenlänge) zwischen den Schwellen.

Die Beckenübergänge sind als rechteckige bis trapezförmige Schlitze auszubilden. Die Breite des Schlitzes muss bei technischen FAHs mindestens die 3-fache Fischbreite betragen.

Bei naturnahen Beckenpässen und Rampen wird bei den Beckenübergängen eine trapezförmige Ausformung angestrebt, wobei im sohlnahen Bereich die minimale Schlitzbreite (3× die Fischbreite) eingehalten werden soll. Die obere Breite des Trapezes soll ca. das Doppelte der Breite im sohlnahen Bereich betragen. Daraus ergibt sich eine rechnerische mittlere Breite des Beckenübergangs von ca. der 4,5-fache Körperbreite der größtenbestimmenden Fischart.



Um sohlnahe wandernden Bodenfischarten den Aufstieg zu erlauben, ist eine zu starke Anrampung der Beckensohle zur Sohle des Beckenüberganges zu vermeiden. Die Tiefe des Schlitzes im Beckenübergang soll daher mindestens 2/3 der Mindestbeckentiefe bei naturnahen FAHs und Rampen betragen. Bei Schlitzpässen ist keine Anrampung zulässig, die Schlitztiefe beträgt die gesamte Beckentiefe.

Aus der Höhendifferenz zwischen den Becken und der Größe des Schlitzes des Beckenüberganges ergibt sich die **erforderliche Dotation** der FAH. Mit der berechneten Dotation ist zu überprüfen, ob die zulässige Energiedichte im Becken nicht überschritten wird. Ist dies der Fall, ist die Beckenlänge bzw. -breite bzw. bei Rampen auch die Beckentiefe zu erhöhen.

Im Anschluss ist zu überprüfen, ob mit der ermittelten Dotation eine ausreichende **Leitstromdotation** zur Sicherstellung der Auffindbarkeit der FAH vorliegt. Dazu soll die Dotation der FAH 1–5 % des Abflusses im Gewässer betragen.

Quellen:

DVWK (1996): Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Bonn, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V..

HAUNSCHMID, R.; SCHOTZKO, N.; PETZ-GLECHNER, R.; HONSIG-ERLENBURG, W.; SCHMUTZ, S.; SPINDLER, T.; UNFER, G.; WOLFRAM, G.; BAMMER, V.; HUNDRITSCH, L.; PRINZ, H. & B. SASANO (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische, BMLFUW, Wien.

JÄGER, P.; V. GFRERER & N. BAYRHAMMER, (2010): „Morphometrische Vermessung von Fischen zur Ermittlung des Phänotyps“, Österreichs Fischerei 63 (Heft 1): 14-28.

4.5.2 Anordnung des unterwasserseitigen FAH-Einstieges

Die wichtigste Voraussetzung für die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage ist die optimale Situierung des unterwasserseitigen FAH-Einstieges am Wehr bzw. hinsichtlich der großräumigen Leitströmung. Der Einstieg der FAH ist grundsätzlich dort zu positionieren, wo aufstiegswillige Fische auf Grund ihres natürlichen Verhaltens zur Laich- bzw. Wanderzeit wandern bzw. den Wanderkorridor suchen. Ist ein Fisch einmal am FAH Einstieg vorbeigeschwommen, ist je nach Lage, ein Wiederauffinden nur relativ erschwert möglich, da der Fisch am Wehr nach Möglichkeiten zur Weiterwanderung sucht.



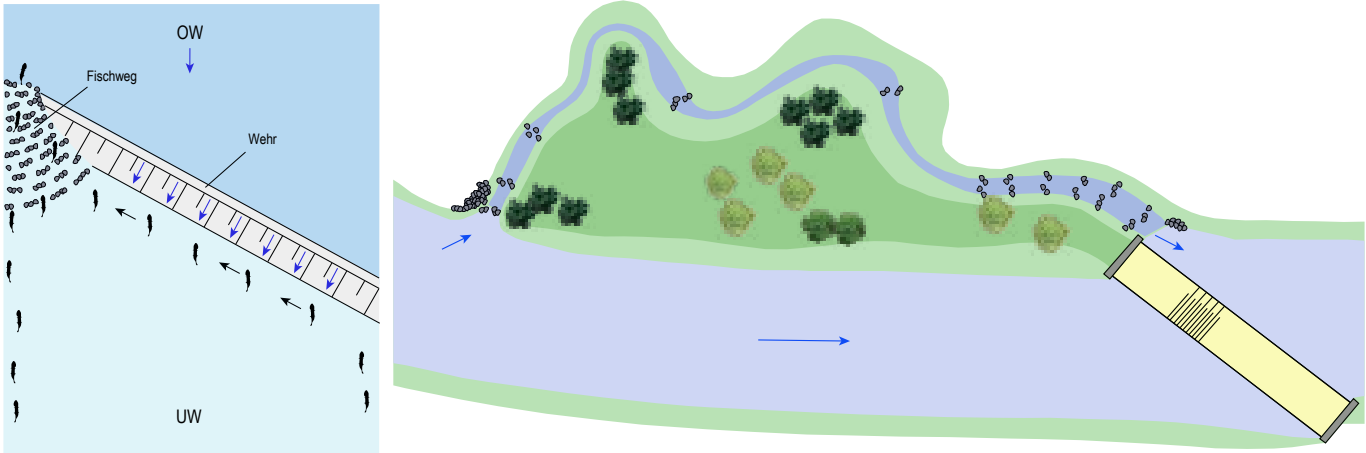


Abb. 4.18–4.19: Beispiele optimaler kleinräumiger Anordnung einer Rampe (links) (© GEBLER, 2009) und des Einstieges in ein naturnahes Umgehungsgerinne im spitzen Winkel einer Wehranlage (rechts) (© DUMONT et al., 2005).

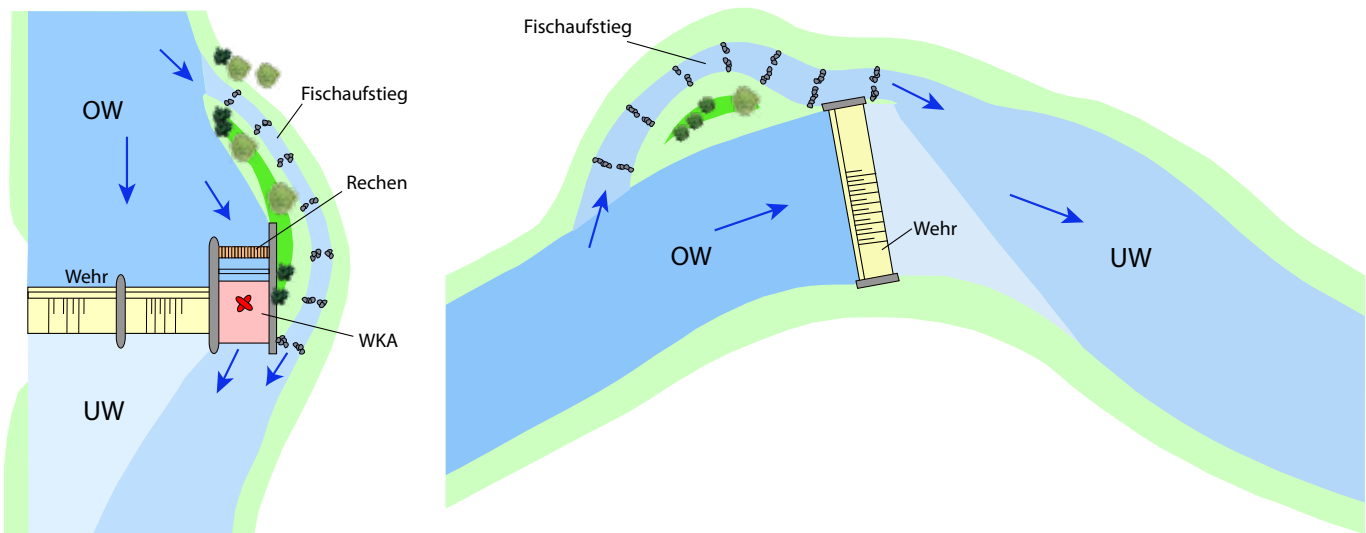
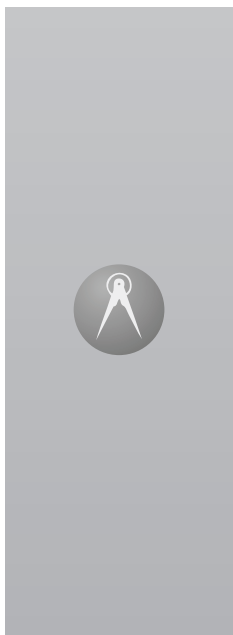


Abb. 4.20–4.21: Optimale kleinräumige Anordnung eines FAH Einstieges an einem Wehr mit Turbine, am Ufer auf der Höhe des Wehres mit einem parallel zur großräumigen Leitströmung mündenden Lockstrom (links) und am Prallhang. (© DUMONT et al., 2005)



Der FAH-Einstieg muss generell unmittelbar am/neben dem Wanderhindernis am Ufer bzw. am Rand der Hauptströmung liegen. Bei Kraftwerken sollte der Einstieg am Ufer an dem die Turbinen liegen, möglichst direkt flussab des Triebwassereinflusses bzw. der dabei auftretenden Turbulenzonen situiert sein. Bei stark regulierten Ufern in Prallhangsituationen mit hohen Fließgeschwindigkeiten in diesen Bereichen flussab des Wehres sind Uferstrukturierungen anzubringen, um auch schwimmschwächeren Arten einen Aufstieg zu ermöglichen. Bei schrägen Wehren sollte der Einstieg im spitzen, flussauf liegenden Winkel des Wehres liegen. Bei Ausleitungskraftwerken sollte der FAH-Einstieg in den Wehrkolk mit direktem Sohlanschluss an das Flussbett erfolgen. Der Wasserspiegel der Ausmündung der FAH muss so tief liegen, dass eine Einwanderung bei jedem Unterwasserstand möglich ist.

Im gesamten Wanderkorridor vom Unterwasser, über den Einstieg in die FAH, in der FAH selbst bis über den Ausstieg ins Oberwasser muss eine durchgehende raue Sohle vorhanden sein. Gegebenenfalls ist der Sohlanschluss von der Natursohle des Gewässers ab der Gegenschwelle des Tosbeckens bis zum Fischpasseinstieg über eine raue Rampe, die sohleben an den Fischpasseinstieg geführt wird, herzustellen.

Wie die Einstiegslage in Bezug zu Wehr, Turbinenauslass und hydraulischen Mustern im Unterwasser situiert werden sollte, ist z. B. ausführlich im FAH-Leitfaden (BMLFUW, 2012), im DWA MERKBLATT M509, bei ADAM & SCHWEVERS (2001), GEBLER (2009), DUMONT et al. (2005) und LARINIER et al. (2002) beschrieben.

Quellen:

ADAM, B. & U. SCHWEVERS (2001): Planungshilfen für den Bau funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen. Solingen, Verlag Natur und Wissenschaft.

GEBLER, R. J. (2009): Fischwege und Sohlengleiten, Band 1: Sohlengleiten. Walzbachtal, D., Verlag Wasser u. Umwelt.

DUMONT, U., P. ANDERER & U. SCHWEVERS (2005): Handbuch Querbauwerke. Düsseldorf, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: 212.

LARINIER, M.; F. TRAVADE & J. P. PORCHER (2002): "Fishways: biological basis, design criteria and monitoring." Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 364 (Supplement).





4.5.3 Leitstromdotation – „Leitkorridor“

Neben der richtigen Lage des FAH-Einstieges stellt eine ausreichende Leitströmung die wichtigste Voraussetzung für die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage vor allem für strömungsliebende Arten dar. Die Leitstromdotation ist so zu dimensionieren bzw. auszurichten, dass diese an jene Bereiche heranreicht, die von den Fischen natürlicherweise im Zuge ihrer Wanderungen und Suchbewegungen aufgesucht werden, und so die Fische an den FAH Einstieg leiten kann. Aufgrund der im Vergleich zum Gesamtabfluss geringen Dotation von FAHs (1–5 %, siehe unten), kann die Leitströmung grundsätzlich nur im Nahbereich flussabwärts der Einstiegsöffnung der FAH wirksam sein, d. h. von Fischen wahrgenommen werden.

Im besten Falle mündet die FAH parallel zur Hauptströmung. Maximal sollte der Mündungswinkel 30–45° betragen, um als Lockstrom optimal angenommen zu werden, wobei erfahrungsgemäß Winkel < 30° zu bevorzugen sind. Rechtwinkelige Einmündungen werden von den Fischen nicht erkannt, sie durchschwimmen dies Strömungszone quasi als Hindernis und ziehen zum Turbinenauslauf weiter.

Die notwendige Leitstromdotation hängt dabei eng mit dem konkurrierenden Abfluss, mit den sich verändernden Unterwasserständen und hydraulischen Bedingungen im Unterwasser bzw. mit der Anordnung des Einstieges zusammen. Je größer der Abflussanteil der FAH ist, desto besser ist dabei grundsätzlich die Auffindbarkeit gewährleistet. Generell sollte die Leitstromdotation mindestens 1–5 % des konkurrierenden Abflusses betragen.



Bei optimaler Positionierung der FAH-Mündung kann bei großen Gewässern ($MQ > 50 \text{ m}^3/\text{s}$) von ca. 1 % des Gewässerabflusses ausgegangen werden, bei mittleren Gewässern ($MQ 25\text{--}50 \text{ m}^3/\text{s}$) von 1–2 %. Je ungünstiger die Position ist, umso größer muss der Anteil werden (wobei eine sehr ungünstige Positionierung auch durch große Dotationen nicht kompensiert werden kann und in diesem Fall eine bauliche Lösung erforderlich ist).

Eine über die Mindestdotation der FAH hinausgehende zusätzliche Leitstromdotation ist in der Regel nur bei Gewässern mit $MQ > 25\text{--}50 \text{ m}^3/\text{s}$ notwendig. Dies kann entweder durch eine Erhöhung des Betriebsabflusses über die FAH (und entsprechende Vergrößerung der FAH) oder als extra Dotierung direkt in den untersten Abschnitt der FAH erfolgen

4.6 Maßnahmen an Zubringermündungen

Mündungsbereiche von Seitengewässern wurden im Zuge des Gewässerausbaues vielfach befestigt oder verlegt. Ehemals sohlengleiche Einmündungen sind heute durch Abstürze, Verrohrungen oder Pflasterungen oder aufgrund der Eintiefung des Hauptgewässers unpassierbar. Bereits geringe Absturzhöhen ohne durchgehendes Wasserpolster können die Wanderung von Fischen und anderen Wasserorganismen deutlich beeinträchtigen.

Die Durchgängigkeit der Gewässer stellt jedoch eine Voraussetzung für die Erreichung bzw. die langfristige Erhaltung des ökologischen Zielzustandes nach WRRL dar. Seitengewässer, Zubringer und deren Mündungsbereiche sind wesentlicher Teil des Gewässersystems und erfüllen eine wichtige Rolle als wertvoller Lebensraum, Laichplatz sowie auch Wanderkorridor für unterschiedlichste Wasserorganismen.

Mündungsnaher Absturzbauwerke, Verrohrungen und Durchlässe sind daher als Mindestanforderung fischpassierbar zu gestalten. Besteht ein Höhenunterschied zwischen Zubringer und Hauptfluss kann dieser durch eine fischpassierbare



Foto 4.40: Mündung Dürre Liesing/Wien in verbautes Bett der Reichen Liesing: Abstürze und harte Verbauungen unterbrechen die biologische Durchgängigkeit. (© ezb)





Mündungsrampe oder eine Verschleppung der Mündung überwunden werden. Werden Zubringermündungen jedoch naturnahe rückgebaut, entstehen neben der Durchgängigkeit höchst attraktive Gewässerlebensräume.

4.6.1 Naturnahe, niveaugleiche Mündungsbereiche

Naturnahe, sohlgleiche Mündungsbereiche mit flachen Uferbereichen sind Voraussetzung für den biologischen Austausch zwischen Haupt- und Seitengewässern und stellen selbst äußerst vielfältige und attraktive Lebensräume dar.



Foto 4.41: Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals in den Alpenrhein: im Bauzustand. (© ezb)



Fotos 4.42–4.43: Mündung Liechtensteiner Binnenkanal mit unpassierbarer Mündungsrampe vor (links) und niveaugleicher Einmündung nach Fertigstellung (rechts). (© Amt für Umweltschutz/FL)



Fotos 4.44–4.45: Mündung Liechtensteiner Binnenkanal mit unpassierbarer Mündungsrampe vor (links) (© Amt für Umweltschutz/FL) und niveaugleicher Einmündung nach Fertigstellung (rechts). (© ezb)

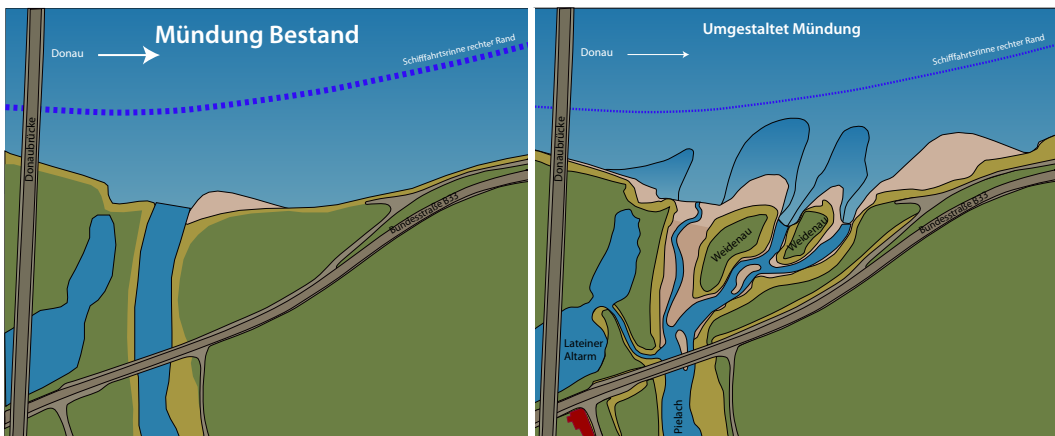


Abb. 4.22–4.23: Pielachmündung vorher/nachher. (© Freiwasser)

So sind lockere Schotterbänke im Mündungsbereich geschiebeführender Zuflüsse optimaler Laichplatz und Jungfischlebensraum für die Fischfauna. An wenig geschiebeführenden Zuflüssen sind meist trogförmige Mündungen ausgebildet, die bei Hochwasser wertvolle Einstände bieten.

4.6.2 Bau von fischpassierbaren Mündungsrampen

Der Umbau von Abstürzen in flache, aufgelöste Sohlrampen ermöglicht den Fischen den Aufstieg in das Seitengewässer. Gefälle und Ausformung der aufgelösten Sohlrampe richten sich nach der Fischregion und der Gewässergröße. Entscheidend für die Bemessung sind dabei die im Hauptfluss vorkommenden und früher in den Zufluss einwandernden Fischarten.

Kann der Höhenunterschied über eine längere Strecke im mündungsnahen Bereich abgebaut werden, kann die Sohlrampe in weiter entfernt liegenden Einzelschwellen aufgeteilt werden. Dies ermöglicht die Gestaltung eines sehr strukturreichen, naturnahen Abschnittes.

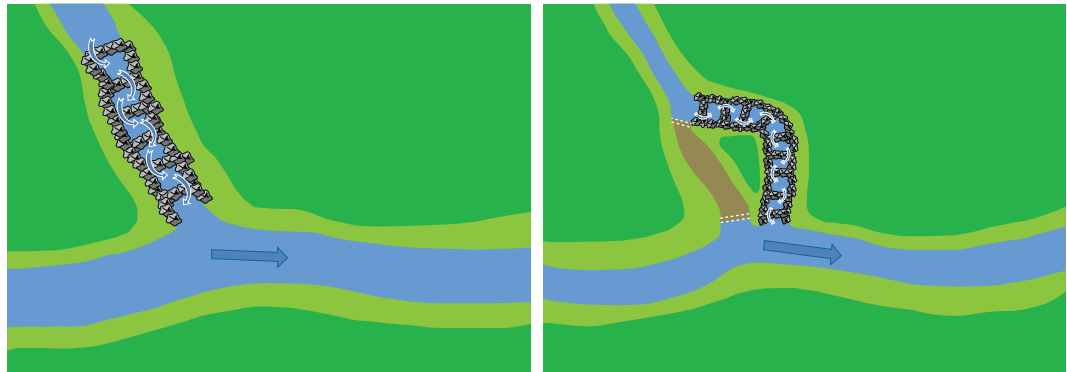


Abb. 4.24–4.25: Links: Grafik Mündungsrampe und rechts: FAH (orografisch links) plus Mündungsrampe als Flutmulde. (© ezb)



Fotos 4.46–4.47: Mündung Lengbach vorher (links) und mit Mündungsrampe (rechts). (© ezb)



Fotos 4.48–4.49: Mündung des Halbaches in die Gölser/NÖ (Köckwehr): Durch den Bau einer Mündungsrampe wird die sohlebene Einmündung in den Vorfluter erreicht. Das Gerinne wurde im Mündungsbereich verlängert, das Gefälle dadurch ausgeglichen. Fische und andere Gewässerorganismen können so auch bei Niederwasser wieder ungehindert in den Zubringer aufsteigen. (© ezb)

Bei sehr beengten Platzverhältnissen kann die Sohlrampe oftmals nicht ausreichend groß errichtet werden, um die Passierbarkeit auch bei höheren Abflüssen sicherzustellen. Auch bei sehr kleinen Nieder- und Mittelwasserabflüssen kann es sinnvoll sein, den Fischaufstieg von der Hochwasserabfuhr zu trennen.

Bei Normalabfluss wird das gesamte Wasser über die Fischaufstiegshilfe geleitet, bei Hochwasserabflüssen entlastet eine Flutmulde (z. B. eine eventuell vorhandene, unpassierbare Mündungsrampe) die FAH. Die FAH führt dabei um eine bestehende Rampe bzw. den Absturz im Mündungsbereich herum.





4.6.3 Verschleppte Mündungen

Bei ausreichender Raumverfügbarkeit kann die Mündung des Seitengewässers weiter flussab verlegt werden. Durch die Anlage einer verschleppten Mündung wird der Lauf verlängert und das Gefälle verteilt.

Gefälle und Ausformung der verschleppten Mündung orientieren sich auch hier nach der Fischregion und dem Gewässertyp. Neben der Durchgängigkeit kann damit auch ein naturnaher Mündungsbereich geschaffen werden. Bei geschiebeführenden Zuflüssen ist darauf zu achten, dass die Schleppkraft hoch genug bleibt und das Geschiebe in den Hauptfluss transportiert werden kann.



Abb. 4.26: In Anlehnung an den gewässertypischen Zustand wird der mündungsnaher Bereich des Seitengewässers mit einer der mäandrierenden Linienführung entsprechenden Lauflänge ausgeformt und flussab verlegt. (© ezb)

Foto 4.50: Verschleppte Mündung des Dambaches in den Laabenbach (Neulengbach/NÖ). (© Haslinger extremfotos)

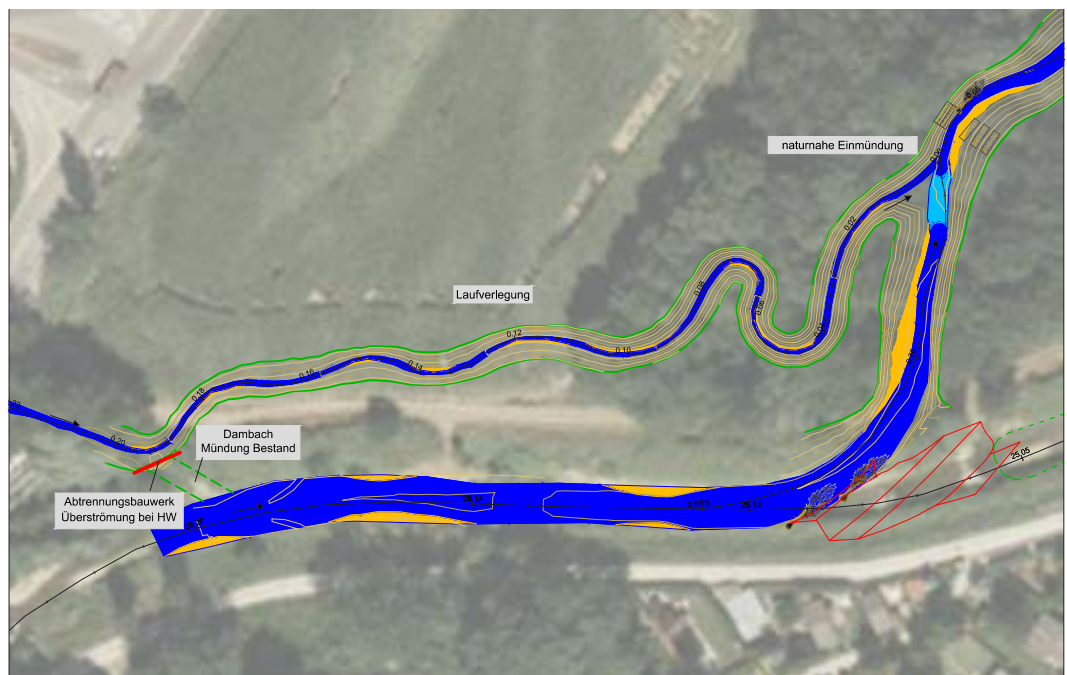


Abb. 4.27: Verschleppte Mündung des Dambaches in den Laabenbach (Neulengbach/NÖ). (© ezb)

4.7 Durchlässe, überbaute Strecken und verrohrte Abschnitte

Genauso wie Abstürze können auch Verrohrungen und Durchlässe die Durchgängigkeit von Fließgewässern unterbrechen. In der Regel führen fehlendes Sohlsubstrat, zu hohe Strömungsgeschwindigkeiten beziehungsweise zu geringe Wassertiefen zu einer Einschränkung oder Unterbrechung der Durchwanderbarkeit. Abstürze innerhalb der Bauwerke oder durch flussab anschließende Auskolkung schränken die Passierbarkeit oftmals weiter ein. Bei großen Längen können auch vollständige Dunkelheit bzw. abrupte Helligkeitswechsel die Passierbarkeit beeinträchtigen. Um die biologische Durchgängigkeit zu gewährleisten, sind Verrohrungen zu öffnen oder durch ausreichend dimensionierte Durchlassbauwerke mit natürlicher Gewässersohle zu ersetzen.

Kreuzungsbauwerke mit einer lichten Weite unter zwei Meter werden nach DIN 1076 als Durchlass, größer zwei Meter als Brücken bezeichnet. Verrohrungen weisen noch kleinere lichte Weiten auf.

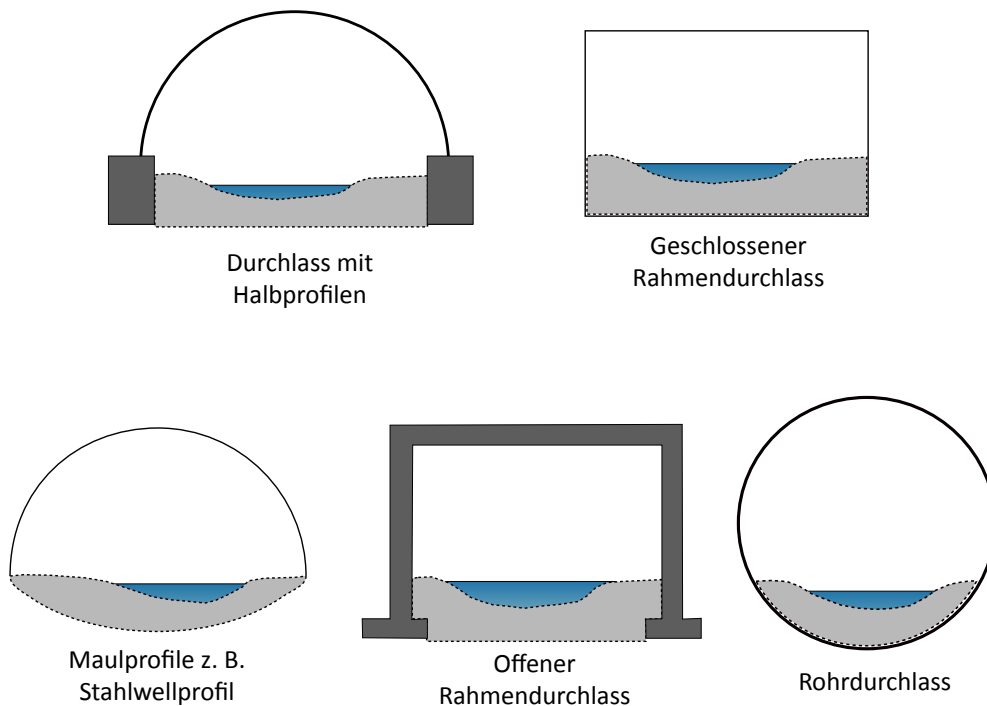


Abb. 4.28: Durchlassprofile. (adaptiert nach Werner GLEIM)





Foto 4.51: Durchlass mit Absturzkolk. (© ezb, TB Zauner)

Kreisprofil (Rohrdurchlass)

Häufig eingesetzt, da aus Sicht der Statik und Hydraulik günstigstes Profil. Gut geeignet für kleine Gewässer mit steilen Ufern. Schwierig bei höherer Gewässerbreite/Wasserführung: es werden große Durchmesser – und damit große Bauhöhen – benötigt.

Maulprofil

Das Maulprofil verbindet geringe Bauhöhe mit großer Durchflussmenge. Eine entsprechende Überdeckung des Profils ist zu berücksichtigen.

Durchlässe mit Halbprofilen (Stahlbogen- bzw. Wellblechhalbschalen)

Durch diese Bauform bleibt die natürliche Gewässersohle erhalten. Streifenfundamente unter den Fertigteilen erhöhen die Tragfähigkeit des Profils.

Rechteck-/Kastenprofil (Rahmendurchlässe)

Meist aus Stahlbeton gefertigt. Auch für geringe Böschungshöhen geeignet, da im Gegensatz zum Maulprofil keine Überdeckung benötigt wird. Bauformen mit offenem Boden (Haubenprofil) sind zu bevorzugen. Fundamente sind nicht erforderlich.



4.7.1 Grundsätze zur Gestaltung von Durchlässen

Bei der Gestaltung von Durchlassbauwerken sind Gefälle, Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe an den Gewässertyp und entsprechend den Anforderungen der vorkommenden Fischfauna auszurichten. Durchlässe sind zwar in jedem Fall ökologisch vorteilhafter als Verrohrungen, jedoch können sie durch eine zu kleine Dimensionierung, zu großes Gefälle oder naturferne Ausgestaltung ebenfalls nicht durchgängig sein. Durch möglichst große Öffnungsweiten und ein bei mittlerem Wasserstand trockenes Bankett wird auch landgebundenen Tieren die Passage ermöglicht. Nach Möglichkeit sind Maulprofile oder Halbprofile zu verwenden.

Dimensionierung

Die Dimensionierung der Bauwerke richtet sich einerseits nach dem auftretenden Maximalabfluss, andererseits sind die Gestaltungsvorgaben zur Sicherstellung der Passierbarkeit entsprechend dem jeweiligen Gewässertyp bestimmend. Im Optimalfall kann das Profil des Mittelwasserbettes flussauf und flussab des Durchlasses durchgezogen werden. Eine Erweiterung des Abflussquerschnittes im Bauwerksbereich ist zu vermeiden (Ablagerungsgefahr).



Foto 4.52: Durchlass mit Halbprofil. (© ezb)





Foto 4.53: Mit Kastendurchlässen kann ein ausreichend großes Querprofil hergestellt werden. (© ezb)



Foto 4.54: Befahrbare Furt Liesing/Wien. Ausreichende Wassertiefe, raue Sohle und geringe Strömungsgeschwindigkeiten stellen die Passierbarkeit von befahrbaren Furten sicher. (© ezb)

Wassertiefe

Die einzuhaltende Mindestwassertiefe im Bauwerk orientiert sich an der Fischregion. Als Faustregel kann die 3-fache Körperhöhe der größtenbestimmenden Fischart herangezogen werden. Bei kleinen Gewässern sollte eine Mindesttiefe von 7-10 cm eingehalten werden, oder es ist eine strukturierte Niedrigwasserrinne anzulegen. Diese Mindestwassertiefe sollte aber nur für kurze Strecken im Durchlass vorliegen. Die tatsächliche Wassertiefe sollte über weite Bereiche größer sein. Längere Durchlässe sollten generell tiefer als kurze angelegt werden.

Fließgeschwindigkeit und Gefälle

Um die Passierbarkeit sicherzustellen, sind wie bei Fischaufstiegshilfen die für die jeweilige Fischregion zulässigen maximalen Fließgeschwindigkeiten auch an Engstelle einzuhalten.

Über längere Strecken dürfen mittlere Fließgeschwindigkeiten von 1,5 m/s in der Forellenregion (Epi-/Metarhithral) sowie von 1,0 m/s in der Äschen- und Barbenregion (Hyporhithral/Epipotamal) nicht überschritten werden.

Der Durchlass bzw. das Gefälle ist zudem so zu dimensionieren, dass bei Hochwasser das Sohlsubstrat nicht erodiert wird. Das Gefälle im Durchlass sollte aufgrund der meist beengten Verhältnisse daher flacher als das natürliche Sohlgefälle des Gewässers bzw. sogar horizontal gewählt werden.

Sohlausformung und Ufer

Jede Unterbrechung der natürlichen Gewässersohle (glatte Sohlpflasterung etc.) ist ein Hindernis für die flussaufwärts gerichtete Wanderung bodenbewohnender Fischarten (z. B. Koppe) und wirbelloser Gewässerorganismen. Glatte, fugenlose Sohlbefestigungen aus Beton, Betonteilen oder Pflasterungen weisen zudem aufgrund der geringen Rauigkeit hohe sohlnahe Strömungsgeschwindigkeiten auf, die die Passierbarkeit für schwimmschwache Fischarten und Altersstadien vermindern. Gewässersohle und Uferbereich sind daher durchgehend mit einem natürlichen, dem Gewässertyp entsprechendem Sohlsubstrat auszugestalten.

Die Sohle ist mit gewässertypischem Sohlsubstrat im Durchlass weiterzuführen. Um eine durchgehende Sedimentauflage zu erhalten ist die Bauwerkssohle bei geschlossenen Profilen ausreichend tief (ca. 10–20 cm) unter das Niveau der Gewässersohle einzuplanen. Nur ein bei niedrigen und mittleren Abflüssen ausreichend breites, trockenes Bankett (Trockenberme) ermöglicht auch Landtieren und Tieren der Wasserwechselzone die Passage.



Anbindung Ober- und Unterwasser

Auf eine niveaugleiche Einbindung des Bauwerks an die Gewässersohle ist zu achten. Abstürze sind zu vermeiden, im Auslaufbereich neigt die Sohle zu Auskolkungen. Ein- und Auslauf von Durchlässen sind in geeigneter Weise, z. B. durch Steinschüttungen vor Sohlerosion zu sichern.

Belichtung

Zur Gewährleistung der Durchwanderbarkeit sollten Bauwerke grundsätzlich möglichst kurz sein. Bei großen Längen können auch vollständige Dunkelheit bzw. abrupte Helligkeitswechsel die Passierbarkeit beeinträchtigen. Eine Teilöffnung des Bauwerkes reduziert die Gesamtlänge. Ist dies nicht möglich, kann die Durchlichtung durch den Einbau von Lichtschächten verbessert werden.

4.7.2 Durchlässe und Verrohrungen: Öffnen und Aufweiten

Wie bei Querbauwerken ist zuallererst zu prüfen, ob das Bauwerk nicht entfernt werden kann. Durch die Herstellung eines offenen Gewässerverlaufes kann die Durchgängigkeit vollständig wiederhergestellt werden. Liegt das Bauwerk beispielsweise an einem gering frequentierten Gewässerübergang, so können Durchlassbauwerke durch befahrbare Furten oder Trittsteine ersetzt werden. Ist eine permanente Gewässerquerung nötig, kann der Durchlass durch Fußgängerbrücken oder befahrbare Brücken ersetzt werden. Diese engen den Abflussquerschnitt bei ausreichender Dimensionierung nicht ein, die natürliche Gewässersohle bleibt erhalten.

Ist das bestehende Bauwerk zu gering dimensioniert, und kann dieses nicht rückgebaut oder durch eine Brücke ersetzt werden, muss es an die Vorort geltenden Voraussetzungen angepasst (aufgeweitet) werden. Lässt die Lage des Durchlasses (z. B. stark frequentierter Verkehrsweg) beispielsweise keine alternative Passage von amphibischen und terrestrischen Tierarten zu, muss der Neubau auch für diese Tierarten passierbar ausgestaltet werden.

4.7.3 Durchlässe und Verrohrungen: Einstauen

Ist eine Neuerrichtung ausgeschlossen, können Abstürze am unteren Ende des Durchlassbauwerkes nur durch die Errichtung eines Rückstaubauwerkes im Unterwasser beseitigt werden. Durch den Einstau erfolgen im Bauwerk eine Anhebung





Fotos 4.55–4.56: Seeausrinn Toplitzbach/Stmk.: Um die Seeklause fischpassierbar zu machen, wurde entschieden, nicht die Klause selbst zu adaptieren, sondern den Unterwasserspiegel durch Errichtung einer fischpassierbaren Rampe aufzuheben. (© ezb, TB Zauner)



Foto 4.57: Seeausrinn Toplitzbach. Blick stromauf auf die naturnahe Rampe und die dadurch eingestaute Klause. Die Rampe wurde einem natürlichen Felsriegel nachempfunden, der den Bach quert. Bei der Bauausführung wurde auf eine raue Sohle und das Vorliegen von strömungsberuhigten Zonen innerhalb der Rampe geachtet, um eine optimale Fischpassierbarkeit zu gewährleisten. (© ezb, TB Zauner)

des Wasserspiegels und eine Reduktion der Fließgeschwindigkeit, Sohlsubstrat kann sich ablagern. Auf eine Passierbarkeit des Rückstaubauwerkes (Gegenschwelle) muss geachtet werden (z. B. Ausführung als raue Rampe). Das Rückstaubauwerk darf zudem den Abfluss im Durchlass nicht unzulässig reduzieren bzw. Verklausungen verursachen. Der Einstau eines Durchlasses stellt jedoch nur die aquatische Durchgängigkeit her. Amphibischen und terrestrischen Tierarten ist die Passage des Bauwerks auch nach dem Umbau nicht möglich.





Foto 4.58: ÖBB-Querung am Pramauerbach/OÖ. (© blattfisch/Gumpinger)

4.7.4 Durchlässe und Verrohrungen: Strukturen/ Sohlsubstrat einbringen

Glatte, fugenlose Sohlbefestigungen aus Beton, Betonteilen oder Pflasterung weisen hohe sohlnahe Strömungsgeschwindigkeiten auf. Bodenbewohnende Fischarten (z. B.: Koppe) und zahlreiche benthische Organismen sind für ihre Wanderung auf das Lückensystem einer natürlichen Gewässersohle angewiesen. Um die Passierbarkeit glatter Bauwerke herzustellen, wird gewässertypisches Sohlsubstrat durchgehend an der Gewässersohle und im Uferbereich von mind. 10–20 cm Stärke in Abhängigkeit der Gewässergröße direkt in das Rohr/Durchlass eingebracht. Zur Vermeidung der Erosion sollte zugleich die Rauigkeit der Gewässersohle im Bauwerk durch den Einbau von Strukturelementen (Querriegel aus Holz oder Beton, Steine, Bürsten, Baustahlmatten o. Ä.) erhöht werden. Kann kein Substrat eingebracht werden (z. B. Erhalt Abflusskapazität), wird durch den Einbau der oben angeführten Strukturelementen allein die Passierbarkeit bereits erhöht.

4.7.5 Verbesserung der Durchlichtung

Zur Gewährleistung der Durchwanderbarkeit sollten Bauwerke grundsätzlich möglichst kurz sein (Anordnung senkrecht zur Fließrichtung). Bei großen Längen können auch vollständige Dunkelheit bzw. abrupte Helligkeitswechsel die Passierbarkeit beeinträchtigen. Eine Teilöffnung des Bauwerkes reduziert die Gesamtlänge. Ist dies nicht möglich, kann die Durchlichtung durch den Einbau von Lichtschächten verbessert werden.



5 Maßnahmen zur Reduktion von morphologischen Beeinträchtigungen

In den letzten 200 Jahren wurde in Mitteleuropa ein Großteil der Fließgewässer reguliert, begradigt und eingeengt, um die Täler intensiver nutzen zu können. Die meisten Flüsse und Bäche sind daher heute gerade, schmale und monotone Gerinne mit kleinflächigen oder sogar fehlenden Überflutungsflächen. Gewässertypischen Lebensraum können diese Gewässer kaum mehr bieten. Viele Fischarten und andere Wasserbewohner sowie die Tiere und Pflanzen der Auen sind daher heute stark gefährdet.

Wie die großen Hochwässer der letzten Jahre gezeigt haben, werden diese Gerinne aber auch den Anforderungen hinsichtlich Hochwasserschutz und Sicherung der Grundwasserreserven nicht gerecht.

In den letzten 20 Jahren werden daher zunehmend Gewässerrevitalisierungen durchgeführt. Dabei zeigt sich immer mehr, dass Fluss und Umland als Ganzes zu betrachten sind. Nur als funktionierendes Gesamtsystem können Gewässer dauerhaft geeignete Lebensräume für typische Tier- und Pflanzenarten sicherstellen und nachhaltig den Hochwasserschutz und die Nutzung durch den Menschen gewährleisten.

Morphologische Beeinträchtigungen

Unter „morphologischer Beeinträchtigung“ versteht man die Veränderung der flusstypischen Lebensraum- und Strukturausstattung (Habitatausstattung, Mesohabitatqualität). Morphologische Beeinträchtigungen können auf unterschiedliche Belastungen zurückzuführen sein, welche die Ufer, die Sohle, die Linienführung, das Gefälle etc. mit unterschiedlicher Intensität betreffen. Dadurch kommt es zu einem qualitativen bzw. quantitativen Verlust an Lebensräumen im Hauptfluss oder dem gewässergeprägten Umland (Nebengewässer und Au) und somit zu einer Veränderung der Charakteristik im Vergleich zum ursprünglich vorkommenden Flusstyp (z. B. Rhithralisierung, Potamalisierung).

Die Palette von Maßnahmen zur Reduktion von morphologischen Beeinträchtigungen reicht daher von kleinräumigen Strukturierungsmaßnahmen bis hin zu Maßnahmen, die auch Teile des Gewässerumlandes miteinbeziehen. Während kleinräumige Maßnahmen („Strukturierungen“) primär auf eine Habitatverbesserung an Ufer und Gewässerbett abzielen, dienen großräumige Maßnahmen („Revitalisierungen“) zur Annäherung an den gewässertypischen Leitbildzustand und bezie-



hen auch unmittelbar angrenzende Vegetationsbestände und Nebengewässer ein. Voraussetzung hierfür ist eine geeignete Flächenverfügbarkeit im Gewässerumland. Abhängig vom Gewässertyp ist zudem die Erhaltung und Entwicklung auentypischer Standorte möglich.

Durch Initialmaßnahmen (Entfernen von Uferbefestigungen, Entnahme Sohlsicherung, Öffnung von Verrohrungen) kann eine sukzessive „Selbstentwicklung“ initiiert werden.

Im Idealfall kann sich ein revitalisiertes Fließgewässer zu einem natürlichen, sich selbst regulierenden System entwickeln, welches seinem Landschaftsraum und seinem morphologischen Gewässertyp angepasst ist. In diesem Fall kann sich der umgestaltete Gewässerabschnitt nachhaltig selbst erhalten und bedarf nach Abschluss der Maßnahmen keiner weiteren Unterstützung oder Pflege.

Für die weitere Darstellung werden folgende Maßnahmengruppen unterschieden:

- **Kleinräumige Maßnahmen zur Habitatverbesserung im unmittelbaren Gewässerbett- und Uferbereich (Gewässerstrukturierungen)** – beschränken sich auf das bestehende Flussbett sowie die Uferzone. Damit lassen sich Verbesserungen des Strukturangebotes vor allem für aquatische Lebensgemeinschaften erreichen.
- **Großräumige Maßnahmen zur Habitatverbesserung im unmittelbaren Gewässerbett- und Uferbereich (Gewässerrevitalisierungen)** – gehen über den Fluss und die unmittelbar angrenzenden Uferbereiche hinaus und zielen auf eine Annäherung an den ursprünglichen Flusstyp ab. Damit werden für aquatische und terrestrische Lebensgemeinschaften wesentliche Verbesserungen bis hin zum Erreichen des ökologischen Zielzustandes erreicht. Voraussetzung sind ausreichende Flächenverfügbarkeit und geeignete Nutzungen im Nahbereich.
- **Maßnahmen im potentiellen Auenniveau** – reichen weit in das Gewässerumland. Das Spektrum umfasst Maßnahmen zur Verbesserung der Nebengewässer, Auenvegetationsbestände sowie der Zubringer.



5.1 „Gewässerstrukturierungen“ – Kleinräumige Maßnahmen zur Habitatverbesserung im unmittelbaren Gewässerbett- und Uferbereich

Vielfach ist aufgrund mangelnder Flächenverfügbarkeit keine großräumige Rückführung längerer Gewässerabschnitte in einen naturnahen Zustand möglich. Eine abschnittsweise Wiederherstellung gewässertypischer Strukturen kann in diesem Fall durch kleinräumige Maßnahmen erreicht werden.

Morphologische Defizite können durch Entfernen von Uferschutz, Wiederherstellung der natürlichen Sohle oder Strukturierungen im Bereich des Mittelwasserbettes beseitigt werden.

5.1.1 Herstellen einer natürlichen Gewässersohle

Öffnen der Sohle: Aufbrechen der Sohlpflasterung und Schaffung einer verbreiterten Sohlfläche.

Betonierte und glatt verfugte Sohl- und Uferpflasterungen bieten Tieren und Pflanzen keinen Lebensraum. Durch den Abbruch der betonierten Gerinnesohle und Einbau von standortgemäßen Sohl- und Böschungsmaterial kann – bereits auch ohne zusätzliche Strukturierung – eine deutliche ökologische Verbesserung erreicht werden. Wesentlich dabei ist, dass das eingebrachte Sohlmaterial nicht bei Hochwasser wieder erodiert wird.

Dazu ist einerseits der Korndurchmesser des Sohlmaterials ausreichend groß, allerdings im Rahmen der gewässertypischen Korngrößen, zu wählen. Im Bereich der Furten, die hydraulisch am stärksten beansprucht werden, kann gröberes Sohlsubstrat eingebracht werden, wie es auch in natürlichen Gewässern der Fall ist.

Zum anderen kann durch Verbreiterung der Sohle bzw. durch Verflachung des Gefälles die Transportkapazität des Gewässers entsprechend abgemindert werden. Dies ist insbesondere bei im Zuge der Regulierung stark begradigten/eingengten Gewässern erforderlich.

In besonders gefährdeten Bereichen können Wasserbausteine zur Sicherung der Sohle eingebracht werden, die durch eine Kiesauflage in den gewässertypischen Korngrößen abgedeckt werden. Die Mächtigkeit der Auflage muss so groß sein, dass auch bei lokaler Erosion des Sohlmaterials eine ausreichend starke Schotter-schicht als Lebensraum für Bodenorganismen und Laichplatz für Fische verbleibt (siehe unten).





Fotos 5.1–5.2: Gestaltung eines naturnahen, gestreckten Flusslaufes nach Entfernen der Ufer- und Sohlpflasterung – links: gepflasterter Abschnitt, rechts nach Revitalisierung, Reiche Liesing/Wien. (© ezb)

Insgesamt sind aber zumindest lokale Umlagerungen in der Sohle und das eingeschränkte Zulassen des natürlichen Geschiebetransportes durch das Gewässer Voraussetzung für die ökologische Funktionsfähigkeit. Der dabei auftretende Geschiebeaustrag muss durch entsprechenden Geschiebeeintrag von flussauf ausgeglichen werden, um eine langfristige Erosion der Sohle zu vermeiden. Bei zu wenig Geschiebeinput von flussauf ist aktiv Kiesmaterial in gewässertypischer Korngröße am oberen Ende des umgestalteten Bereiches zuzugeben. Dies kann als Geschiebedepot am Ufer, als Querbänkchen oder als Kiesinsel ins Gewässer erfolgen. Eine Modellierung bzw. Profilierung ist nicht nötig, da sich das Material bei Hochwasser selbstständig im Gerinne verteilt.

Ökologische Bewertung:

Der durchströmte Schotterlückenraum der Gewässersohle sowie die raue Substratoberfläche stellen den Lebensraum der Bodenfauna (z. B. Makrozoobenthos) dar. Die Hauptfischarten der Fließgewässer legen Ihre Eier in den Lückenraum der Sohle bzw. kleben sie an Steinen fest. Die Wiederherstellung eines natürlichen Sohlsubstrates stellt somit eine große ökologische Verbesserung dar. Damit die Flusssohle aber ihre volle Funktionsfähigkeit als Lebensraum und Laichsubstrat erfüllt, ist neben entsprechender Umlagerung (siehe oben) auch eine gewässertypische Ausformung mit Kolken und Furten im Längsverlauf bzw. Schotterbänken und -inseln bzw. Buchten erforderlich. Diese Ausformung ist dauerhaft meist nur durch eine entsprechend naturnahe Strukturierung des gesamten Gewässerlaufes erreichbar (vgl. Kap. 5.1.3).

5.1.2 Uferrückbau

Durch Rückbau von Ufersicherungen kann regulierten Gewässern wieder die Möglichkeit zur eigendynamischen Entwicklung gegeben werden. Dies ermöglicht eine Reihe von ökologisch wertvollen gewässertypischen, morphologischen Prozessen:

- Das Dynamisieren der Land-Wasser Übergangszone fördert das Entstehen attraktiver Lebensraumbedingungen, die sich durch einen Wechsel von Flachbereichen, Unterspülungen und Steilufern auszeichnen.
- Tiefe, Fließgeschwindigkeit und Substratfraktionierung nähern sich an den natürlichen Zustand an.
- Geschiebe- und Feinsedimentumlagerung: Die Erosion der Ufer führt zu einem seitlichen Geschiebeeintrag, der eine Verringerung der Sohlbelastung bewirkt.
- Totholzeintrag und Totholz als Uferstruktur (Unterstand für Fische, Sitzwarte für Vögel).
- Gestaltung/Entwicklung von Buchten zur Erhöhung der Lebensraumvielfalt.

Dem Gewässer wird durch Initiierung von Seitenerosion die Möglichkeit gegeben, das Gewässerbett und tiefliegende Vorlandflächen selbst zu gestalten, wodurch der Bauaufwand beträchtlich reduziert werden kann. Steht genügend Raum zur Verfügung, kann mit dieser Maßnahmen eine großflächige Umgestaltung des Gewässers initiiert werden (vgl. Kap. 5.2.4 Initialmaßnahmen).



Fotos 5.3–5.4: Links: Ufererosion am ungesicherten Prallhang an der Unrechttraisen – rechts: Nebenarm an der Ybbs (Hausmening/NÖ) Initiierung von Ufererosion durch flussauf am gegenüberliegenden Ufer angeordnete Buhnen. (© ezb)





Fotos 5.5–5.6: Durch Holzstammverbau gesichertes Ufer (vorher) und naturnahes, flaches Ufer nach Entfernen der Ufersicherung (nachher) am Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)

Ist eine uneingeschränkte seitliche Entwicklung des Gewässers aufgrund limitierender Randbedingungen nicht zulässig, ist die seitliche Entwicklung gegebenenfalls durch den Einbau versteckter Sicherungen zu begrenzen (vgl. Kap. 6.2.14).

Durch den zusätzlichen Einbau von Bühnen oder Totholz-Elementen (z. B. Wurzelstöcke oder Teile von Baumkronen) am gegenüberliegenden Ufer kann die Strömung an die rückgebauten Uferabschnitte gelenkt und die dynamische Selbstentwicklung beschleunigt werden. Im Bereich der Bühnen selbst wird die Strukturierung des Ufers erhöht und zugleich kann mit Bühnen auch die Selbstentwicklung im zulässigen Rahmen begrenzt werden. Aus bestehenden Ufersicherungen entfernte Steine können direkt zum Bau von Bühnen verwendet werden. Besonderes Augenmerk ist dem Übergangsbereich von unbefestigtem zu befestigtem Ufer zu widmen. Liegt der Übergang an der Pralluferseite so ist dieser besonders belastet und muss besonders stabil ausgebildet werden.

Ökologische Bewertung:

Dynamische Naturufer sind durch variable und strukturreiche Uferformen (Steil-, Flachufer, Buchten) mit überhängender/eingetauchter Vegetation und hohem Totholzanteil gekennzeichnet, wobei jede Uferform von spezifischen Lebensgemeinschaften besiedelt wird. So bieten strukturreiche Steilufer Fischen Rückzugsmöglichkeiten und Schutz vor Fressfeinden. Flachufer mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten dienen als idealer Jungfischlebensraum.

Aus Sicht der Gewässerökologie entstehen durch den Uferrückbau attraktive Lebensraumbedingungen, die insbesondere den gewässertypischen Lebensgemeinschaften zu Gute kommen. Der Umfang der Verbesserung ist vom Flächenanteil der neu geschaffenen Lebensräume/Uferbereiche abhängig.



5.1.3 Einbau von Strukturelementen

Durch den Einbau von Störsteinen oder Strukturelementen aus lebendem oder totem Holz können Linienführung, Tiefenvariabilität und Strömungsbild entsprechend dem Gewässertyp einem naturnäheren Zustand angenähert werden. Je nach Ausrichtung und Position der Strukturelemente ergeben sich unterschiedliche Wirkungen auf das Gewässerbett und Ufer:

- **Lokale Uferstrukturen (Sporne, Wurzelstöcke)** strukturieren und schützen das Ufer
- **Buhnen** lenken die Strömung ans gegenüberliegende Ufer und führen zu pendelndem Stromstrich und beginnenden Prall-/Gleituferprofilen.
- **Strömungsteiler** teilen den Stromstrich und führen zu Inselbildungen

Durch die strömunglenkende Wirkung von Strukturelementen kommt es an strömungsexponierten Stellen zur Auskolkung/Eintiefung der Sohle bzw. zu Seitenerosion; im Strömungsschatten zu Ablagerungen und Ausbildung von Sedimentbänken.

Holz als Strukturelement

Am Ufer und im Wasser liegendes Totholz ist ein prägendes Element natürlicher Fließgewässer, ein wichtiger Strukturbildner und fördert die eigendynamische Entwicklung des Gewässers. Besonders an kleinen Gewässern wird ein großer Teil der Strukturausstattung am und im Gewässer durch die Ufervegetation und Totholz bestimmt. Neben der morphologisch/strukturellen Wirkung ist Totholz eine wichtige Nahrungsquelle im Gewässer. Unzählige Organismen ernähren sich direkt und indirekt von abgestorbenen Holzteilen.

Der Einsatz von Strukturelementen aus Holz im Gewässerbett ist zudem sehr kostengünstig, und eignet sich auch zur Umsetzung großflächiger Strukturverbesserungen. Totholz kann in Form von Raubäumen oder Wurzelstöcken zur Strukturierung des Gewässers oder zur Ufersicherung eingesetzt werden. Tiefstellen (Kolke), flach überronnene Abschnitte (Furten) und tiefe, strömende Bereiche (Rinner) wechseln sich rund um Holzstrukturen auf kleinstem Raum ab.

Klassische Totholzbauweisen wie Raubäume und Wurzelstöcke stellen Übergänge zu Ingenieurbiologischen Bauweisen dar.



Auswirkungen von Strukturelementen auf den Hochwasserabfluss

(vgl. GEBLER, 2005)

Strukturelemente „verrauen“ und verkleinern den Abflussquerschnitt von monoton, geradlinig regulierten Gewässern, wodurch es bei Hochwasser zu einer Anhebung des Wasserspiegels kommen kann. Die höchsten Aufstauwerte treten bei bordvollem Wasserspiegel auf, nach dem Ausufern kommt es nur mehr zu geringer Beeinflussung.

Sind zur Sicherstellung des Hochwasserschutzes nur geringe Aufstauhöhen tolerierbar, sind meist nur niedrige Bauhöhen mit einer Einengung des jeweiligen Hochwasser-Abflussquerschnittes von 20–30 % möglich.

Bei erheblicher Einengung des Abflussquerschnittes (ab ca. 30–50 %) oder geringem Erosionswiderstand des Ufermaterials sind Ufererosionen zu erwarten. Je höher der Verbauungsgrad durch die Strukturelemente, desto größer sind Seiten- und Tiefenerosion. Im Bereich der Einengung weitet sich dadurch der Abflussquerschnitt zur Seite hin und in der Tiefe durch Erosion aus, sodass letztendlich die Einengung wieder ausgeglichen wird.

5.1.3.1 Störsteine

Störsteine sind einzeln oder in Gruppen als Strömungshindernis in das Gewässerbett eingebrachte Steinblöcke oder Felsbrocken. Bei geringen Abflüssen bilden sich hinter den Strukturen strömungsberuhigte Zonen aus, in denen Substrat absedimentiert. Bei Überströmung bilden sich an derselben Stelle Auskolkungen. Durch lokale Totholzlandungen und Ansammlung von Laubpaketen wird eine zusätzliche Oberflächenvergrößerung und erhöhte Substratvielfalt erreicht.

Sind bei feinkiesigem Sohlmaterial größere Auskolkungen unmittelbar flussab des Störsteins zu erwarten, kann es zum „sukzessiven Eingraben“ des Störsteins in die Flusssohle kommen. Um dies zu vermeiden, sollte ein zusätzlicher Wasserbaustein als Fundament schräg flussab in der Sohle vergraben werden (vgl. GEBLER, 2005).

Material

Kantig gebrochenes oder idealerweise gerundetes, dem Gewässertyp entsprechendes Wasserbaumaterial (je nach Region Granit oder Kalkgestein). Eine flächige Belegung des Flussbettes ist zu vermeiden. Um eine natürliche Wirkung zu erzielen, sollen Störsteine in kleinen Gruppen, bevorzugt in Ufernähe positioniert werden.





Foto 5.7: Störsteine zur Strukturierung der Uferlinie am Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)



Foto 5.8: Störstein zur Strukturierung der Uferlinie, Traisen/NÖ. (© ezb)



Ökologische Bewertung

Auskolkungen hinter Störsteinen stellen attraktive Fischeinstände dar. Aufgrund der unterschiedlichen Strömungs- und Substratverhältnisse erhöhen Störsteine die Lebensraumvielfalt für Benthosorganismen. Bei Anlagerung von Totholz entsteht zudem Lebensraum für darauf spezialisierte Arten, im Gegensatz zu Wurzelstöcken jedoch deutlich geringerer Hohlraumanteil.

Blockmaterial ist in vielen Tieflandgewässern nicht gewässertypisch. Störsteine sind daher nur in Gebirgsgewässern mit natürlicherweise vorkommenden Steinblöcken einzusetzen.

5.1.3.2 Wurzelstöcke (einzeln, Reihe)

Wie Störsteine bewirken Wurzelstöcke, die im Gewässerbett fixiert sind, eine Strukturierung des Gewässerbettes. Im Uferbereich strukturieren sie das Ufer. Dicht nebeneinander in die Böschung verlegt, wirken Wurzelstöcke als Erosionsschutz.

Die Wurzelstöcke werden einzeln oder in einer Reihe auf Höhe der Nieder- bis Mittelwasseranschlaglinie eingelegt und durch Vernageln an die vorher eingeschlagenen Holzpiloten, Eingraben in die Uferböschung, Fixieren mit Stahlseilen oder durch Beschweren mit Steinen gegen Abdrift gesichert. Böschungsseitig werden die Wurzelstöcke mit Sediment überschüttet oder mit Steinen abgedeckt, wobei darauf zu achten ist, dass nicht der gesamte Stock eingeschüttet wird. Um ein „Zusedimentieren“ der Wurzelstöcke zu verhindern, sollen diese hauptsächlich im Kolkbereich eingebaut werden.



Fotos 5.9–5.10: Einbringen eines Wurzelstockes (links) und verankerter Wurzelstock (rechts, Toplitzbach/Stmk.). (© ezb, TB Zauner)



Fotos 5.11–5.12: Strukturierung und Sicherung eines Prallufers mit Wurzelstöcken, Topplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)



Foto 5.13: Raubbaum zur Ufersicherung am Topplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)



Foto 5.14: Wurzelstöcke und Raubaumbunnen strukturieren das neu gestaltete Ufer an einer Aufweitung an der Traisen/NÖ. (© ezb)

Zu beachten:

Einzelne, punktuell eingebrachte Totholzstrukturen wirken an strömungsexponierten Stellen wie Bühnen oder Sporne. Unmittelbar flussab der Strukturen können daher bei Hochwasser Uferanrisse entstehen. Diese müssen entweder tolerierbar sein oder die gefährdeten Bereiche müssen mit zusätzlichen Mitteln gesichert werden.

Material

Alle bei Rodungsarbeiten anfallende Wurzelstöcke von oder Nadel- oder Laubbäumen können verwendet werden.

Werden frische, austriebsfähige Stöcke von Laubbaumarten (z. B. Weiden, Erlen) verwendet, treiben diese erneut aus. Soll der zukünftige Pflegeaufwand zur Erhaltung des Abflussprofils möglichst gering gehalten werden, wird nicht austriebsfähiges Material verwendet.





Ökologische Bewertung:

Kleine Holzstrukturen wie Wurzelstöcke tragen in wenig abflusssensiblen Gewässerabschnitten auf einfache Art und Weise dazu bei, die Strukturvielfalt der Uferlinie zu erhöhen. Durch den hohen Hohlraumanteil bieten Wurzelstöcke Unterstand und Lebensraum für Fische wertvolle Habitats für unterschiedlichste Arten der Bodenfauna.

5.1.3.3 Raubäume

Raubäume sind am Ufer oder im Gewässer befestigte Bäume, die sowohl zur Strukturierung des Ufers, zur Strömungslenkung (vgl. auch Raubaumbühnen Kap. 5.1.4.5) als auch zur lokalen Ufersicherung (vgl. Kap. 6) eingesetzt werden können.

Als Strukturierungselement werden Raubäume schräg zum Ufer oder in der Gewässermittle (vgl. auch Strömungsteiler Kap. 5.1.5) eingebaut. Wesentlich für die strukturierende Wirkung ist dabei die lagestabile Verankerung der Holzelemente und die Lage der Stammmittle im Bereich des Mittelwasserspiegels.



Fotos 5.15–5.16: Links: Raubäume an der Sulm/Stmk (© BBL Leibnitz), rechts: Totholzstrukturen an der Traisen/NÖ. (© ezb)



Fotos 5.17–5.18: Einbau eines Erdankers mittels Bohrhammer. (© ezb)



Fotos 5.19–5.20: Links: Raubbaumfixierung mit zwei Erdankern (Traisen/NÖ), rechts: Einbau. (© ezb)

So liegen sowohl bei Mittelwasser als auch bei erhöhten Abflüssen große Teile der Struktur unter der Wasseroberfläche.

Material:

Lebendes oder totes Material; ganze Laub- oder Nadelbäume mit oder ohne Wurzelstock. Auch größere abgebrochene Äste können als Strukturelemente verwendet werden. Laubbäume mit möglichst dicken Ästen entlang großer Stammteile besitzen langfristig große abflusswirksame Kronen und entsprechend große Strukturierungswirkung. Nadelbäume bzw. Laubbäume mit dünnen, elastischen Ästen, die sich bei Hochwasser an den Stamm anlegen, sind kaum abflusswirksam und dienen vor allem der Ufersicherung (vgl. Kap. 6).

Die Fixierung kleinerer Strukturen erfolgt durch Eingraben in die Uferböschung, durch Vernageln an gerammten Pfählen (ca. 2 m tief) oder Beschweren mit Steinblöcken. Größere Raubäume werden durch Fixieren mit Stahlseilen (D=10 mm) an angebohrten Piloten bzw. Bäumen bzw. an vergrabenen Steinblöcken befestigt. Ideal für groß dimensionierte Strukturen ist die Verankerung durch Stahlseile mit in der Böschung bzw. in der Sohle fixierten Erdankern. Der Einbau des Erdankers erfolgt durch Einschlagen mittels Bohrhammer. Die anschließende Aktivierung des Erdankers erfolgt durch Zug. Der bewegliche Teil des Ankers klappt während der Zugbelastung um, und fixiert die gesamte Konstruktion im Erdreich. Diese Methode kann auch an gepflasterten oder betonierten Böschungen angewandt werden.

Zu beachten:

Infolge sich anlegenden Treibgutes wirken unter Wasser liegende Stämme und Äste wie Buhnen (Strömunglenkung, Tiefenrinne, Ausbildung strömungsgeschütz-





ter Buchten). Es sind daher mögliche Erosionen am gegenüberliegenden Ufer zu berücksichtigen.

Über dem Wasserspiegel liegende Ast- oder Stammstücke von ausschlagsfähigen Laubbäumen (z. B. Weiden, Erlen) treiben nach dem Einbau wieder aus. Soll der zukünftige Pflegeaufwand zur Erhaltung des Abflussprofils möglichst gering gehalten werden, wird nicht austriebsfähiges Material verwendet. Hier muss die begrenzte Haltbarkeit bedacht werden.

Ökologische Bewertung:

Die Maßnahme ist an allen Gewässertypen anwendbar. Raubäume zeichnen sich durch eine große Oberfläche und eine vielfältige, von gering durchströmten Mikrohabitaten durchsetzte Struktur aus. Die entstehenden Strukturen dienen sofort nach dem Einbau als Unterstände für Fische und Lebensraum für Spezialisten der Bodenfauna. Nadelhölzer weisen zwar ein dichteres Astwerk als Laubbäume auf, die Äste legen sich jedoch bei Hochwasser um und bieten für Fische bei Hochwasser kaum Einstand. Zudem entsprechen Nadelholz-Raubäume – mit Ausnahme der obersten Gewässerregionen – weitgehend nicht dem Gewässer- und Vegetationstyp.

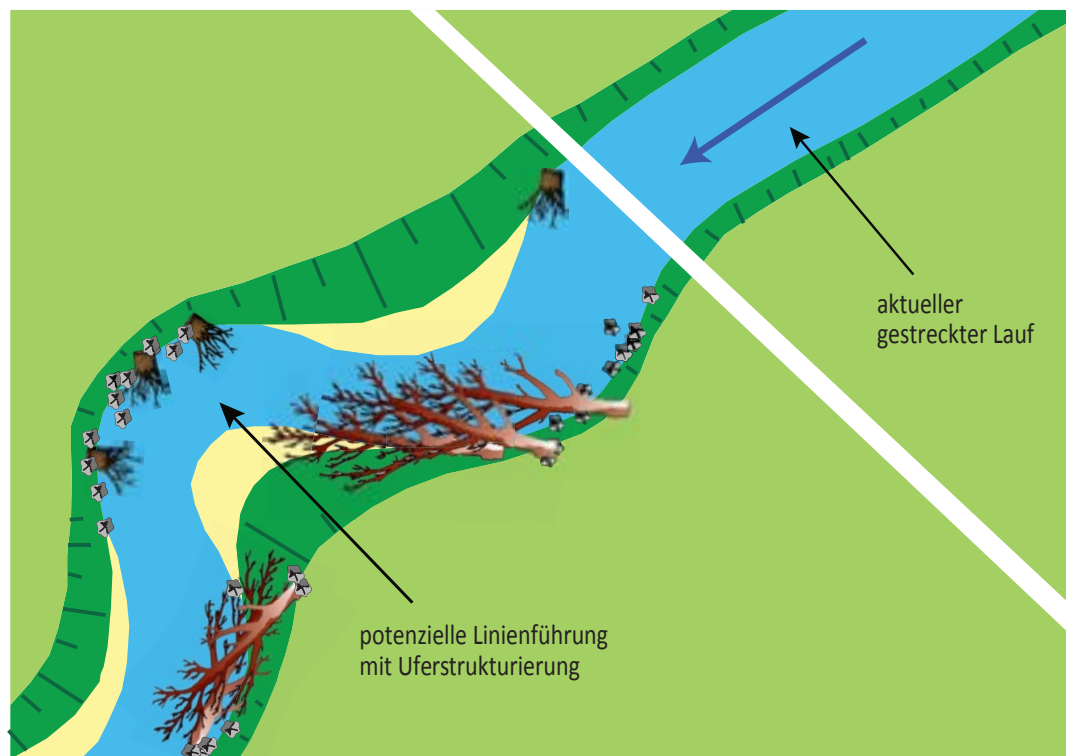


Abb. 5.1: Raubäume zur Uferstrukturierung und -sicherung, Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)



Foto 5.21: Fixierung von Raubäumen mittels eingeschlagener Holzpiloten. (© ezb, TB Zauner)

5.1.3.4 Kurzbuhnen, Sporne

Kurzbuhnen und Sporne sind kurze Buhnen, die die Strömung nur kleinräumig vom Ufer ablenken und damit das Ufer strukturieren bzw. schützen. Im Gegensatz zu Buhnen lenken sie aber die Strömung nicht ans gegenüberliegende Ufer. Flussab bzw. neben den Kurzbuhnen/Spornen bilden sich Vertiefungen (Kolke), welche von den Fischen gerne als Estand genutzt werden. Als Baumaterial können wie bei Buhnen Wasserbausteine, Wurzelstöcke, kleine Raubäume, Faschinen, Pfahlreihen, Baumstämme etc. verwendet werden.



Fotos 5.22–5.23: Links: mit Raubaumpaketen kombinierte Steinsporne zur Strukturierung, rechts: Sporne aus Holzstämmen zur Strukturierung der Ufer der Naarn/OÖ. (© ezb, TB Zauner)





Ökologische Bewertung:

Sporne/Kurzbuhnen bewirken eine „raue“ Uferlinie und eine breitere strömungsberuhigte Zone am Prallufer, die für die gewässertypische Fisch- und Bodenfauna geeigneten Lebensraum und Unterstände bildet. Dies gilt im besonderen Maße in Verbindung mit Raubäumen/Wurzelstöcken. Gleichzeitig wird damit aber die Gewässerdynamik reduziert. Sporne und Kurzbuhnen sollten am Prallufer daher nur dort flächendeckend eingesetzt werden, wo keine Ufererosion toleriert werden kann. In Tieflandgewässern sollte auf dort nicht gewässertypische Steinblöcke verzichtet und stattdessen Holzstrukturen verwendet werden.

5.1.3.5 Maßnahmen nach Viktor Schaubberger

Viktor Schaubberger war ein österreichischer Förster und Erfinder, der vor allem durch die Entwicklung und den Bau von Holzschwemmanlagen bekannt wurde. Der Flussbau nach VIKTOR SCHAUBERGER verfolgt den von ihm formulierten Grundsatz „Man reguliert einen Flusslauf nie von seinen Ufern aus, sondern von innen her, vom fließenden Medium selber.“ (ALEXANDERSSON, 1989).

Ausgehend von den Erkenntnissen Viktor Schaubergers wurden von Otmar Grober (Wasserbaumeister der Baubezirksleitung Bruck/Mur) Strukturierungsmaßnahmen entwickelt und in den letzten Jahren im mehreren Gewässern erfolgreich umgesetzt. Diese Strukturelemente umfassen sogenannte Sichelbuhnen, flussauf und flussabwärts gerichtete Trichter sowie Schnecken.

5.1.3.5.1 Sichelbuhne

Die Sichelbuhne entspricht hinsichtlich Ihrer Ausführung und Funktionsweise grundsätzlich einer inklinanten (Richtung flussauf) geneigten Spornbuhne (vgl. Buhnen, Kap. 5.1.4). Im Unterschied zur geradlinigen Spornbuhne wird die Sichelbuhne mit einer konvexen (nach flussauf gewölbten) oder konkaven (nach flussab gewölbten) Krümmung versehen.

Die Buhnen bewirken eine Strömunglenkung in Richtung Flussmitte. Bei Niedrigwasser kommt es zur Ausbildung einer Kehrströmung, bei höheren Abflüssen wird die Buhne überströmt und es entsteht eine Walze entlang der Längsachse. Hinter der Buhne entsteht ein Kolk. Durch die inklinante Neigung wird der Stromstrich vom Außenufer weggelenkt. Gleichzeitig bewirken die Buhnen eine Strukturierung der Uferlinie.



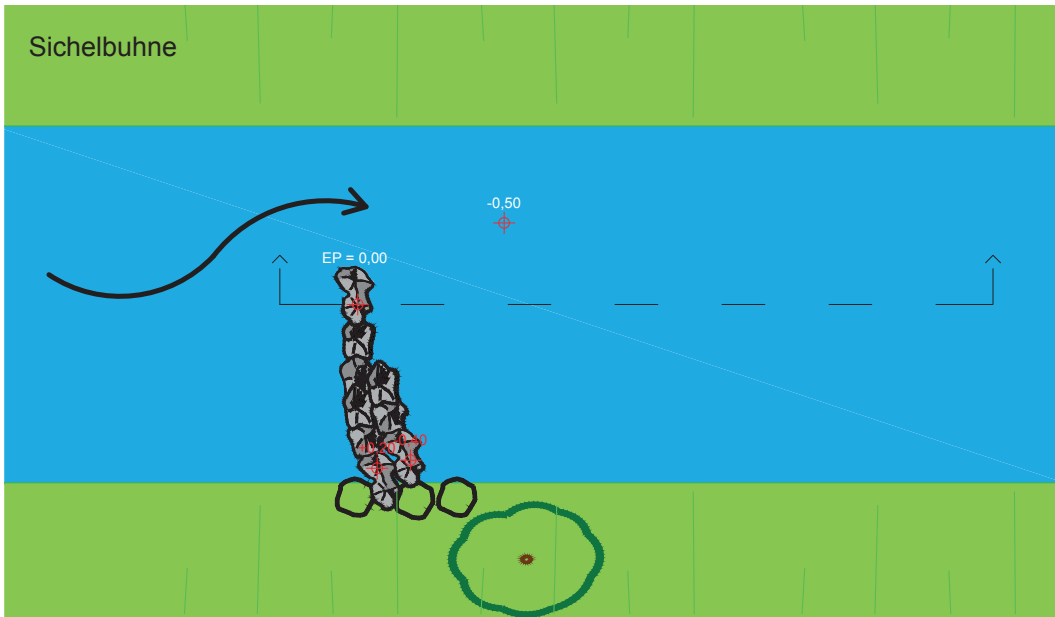


Abb. 5.2: Sichelbuhne am Laabenbach bei Neulengbach/NÖ. (© ezb)



Foto 5.24: Sichelbuhne am Laabenbach bei Neulengbach/NÖ. (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Buhnen verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Zwischen den Steinblöcken entstehen größere Lücken als Fischeinstand und Lebensraum für Benthosorganismen. Buhnen aus Blocksteinen entsprechen in vielen Tieflandgewässern nicht dem Gewässertyp, hier sind Holzbauweisen vorzuziehen.



5.1.3.5.2 Trichter

Strömungstrichter bestehen aus einem links- und rechtsufrigen Leitwerk. Beim flussaufwärts geneigten Trichter verlaufen die Achsen der beiden Leitwerke am flussaufwärtigen Ende parallel zur Gewässerachse und liegen knapp unter der mittleren Gewässersohle. Richtung flussab steigen sie an und liegen im Bereich des Anschluss an die Böschung knapp über der mittleren Sohle. Zur Vermeidung von Uferanrissen ist auch die Böschung am Bühnenfuß mit Blockwurfsteinen zu sichern.

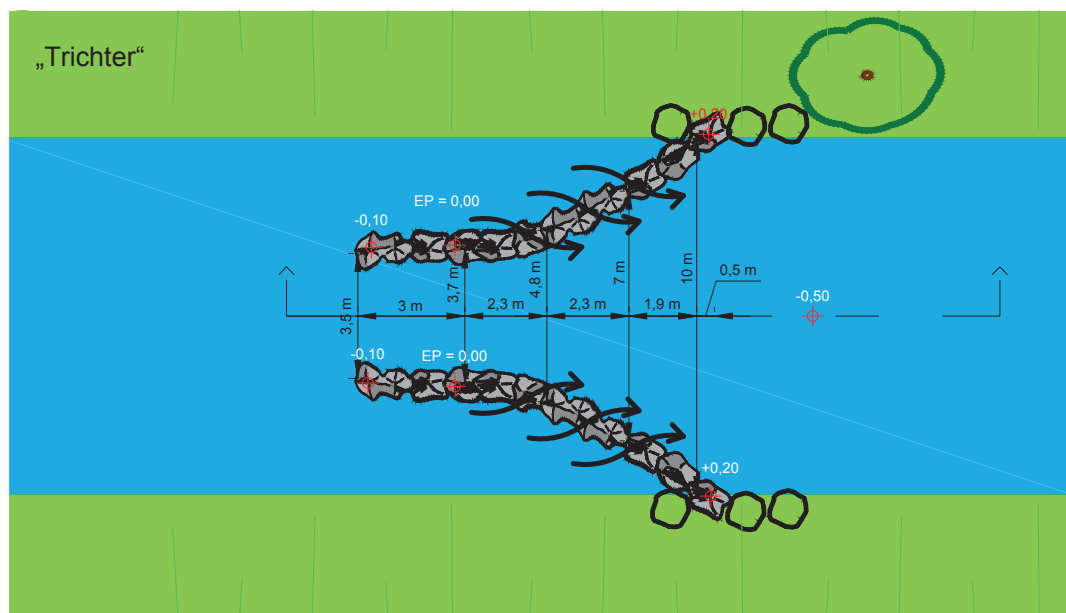


Abb. 5.3: Flussaufwärts geneigter Trichter bei 10 m Gewässerbreite, Laabenbach/NÖ. (© ezb)



Foto 5.25: Trichter am Laabenbach/NÖ. (© ezb)

Der Abstand der beiden Leitwerke beträgt am flussaufwärtigen Ende $1/3$ der Gewässerbreite, Richtung flussab öffnet sich der Trichter auf die gesamte Gewässerbreite. Die Länge des Trichters entspricht etwa der Gewässerbreite. Beim flussabwärts geneigten Trichter weisen die Leitwerke Richtung flussab, ansonsten ist die Ausformung ähnlich.

Hinsichtlich der hydraulischen Wirkungsweise kommt es beim flussaufwärts geneigten Trichter zu einer Strömunglenkung und Abflusskonzentration in der Flussmitte und dadurch zu einer Auskolkung flussab des Trichters.

Bei flussabwärts geneigten Trichtern weisen die beiden Leitwerke Richtung flussab, die Strömung wird in Randbereiche in Richtung Ufer gelenkt. Bei einem Einsatz dieses Bautyps ist daher zu berücksichtigen, dass es zu einem – auch für deklinante Buhnen – typischen Uferanbruch im Unterwasser kommen kann.

Ökologische Bewertung:

Trichter verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Größere Lücken zwischen den Steinblöcken dienen als Fischeinstand und Lebensraum für Benthosorganismen. Maßnahmen aus Blocksteinen entsprechen in vielen Tieflandgewässern nicht dem Gewässertyp, hier sind Holzbauweisen vorzuziehen.

5.1.3.5.3 Schnecke

Die Schnecke besteht aus spiralförmig in die Sohle eingebauten Flussbausteinen und dient zur Sicherung von Uferanrissen. Wie bei inklinanten Sichelbuhnen und flussaufwärts geneigten Trichtern leitet auch die Schnecke die Strömung von einer exponierten, gefährdeten Uferpartie weg. Dazu müssen Wasserbausteine zentimetergenau spiralförmig eingesetzt werden. Flussabwärts der Schnecke zeigt sich gut sichtbar ein sogenannter harmonischer Wasserwirbelzopf. Andere Verwirbelungen verlaufen unsichtbar unter Wasser und lenken die Energie vom Außenbogen in die Sohle hinein; das Wasser bewegt sich vom Ufer weg. An der Uferlinie eingebaute Wurzelstöcke erhöhen zusätzlich die strukturierende Wirkung.



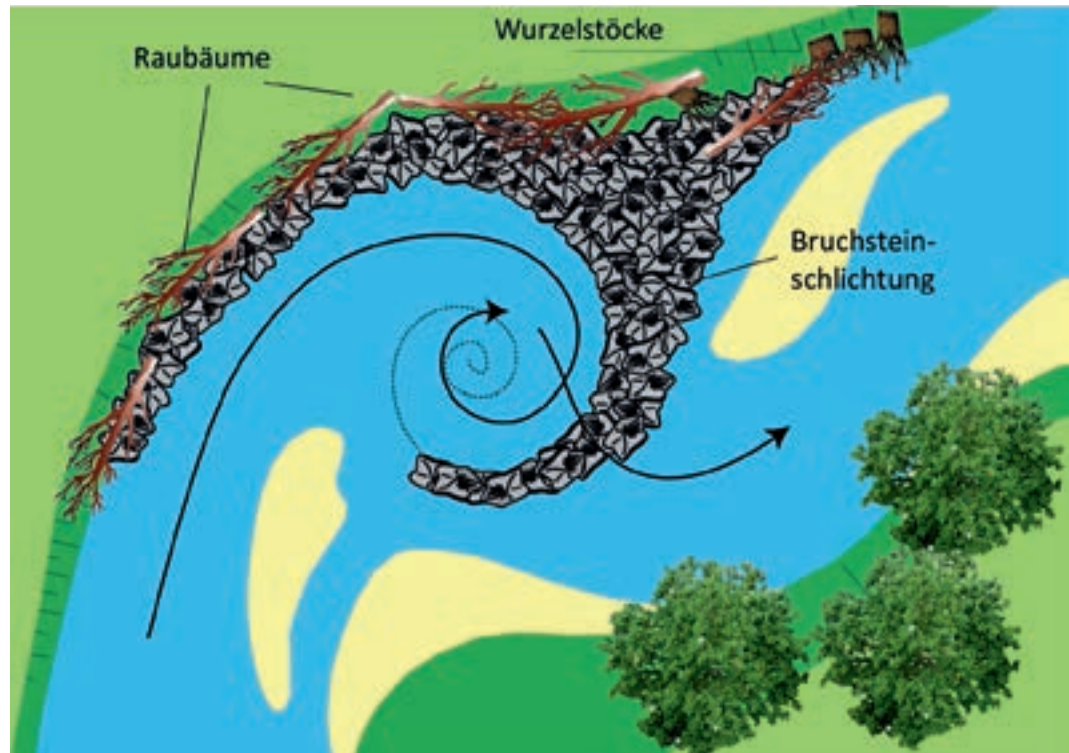


Abb. 5.4: „Wasserschnecke“ (adaptiert nach GROBER)

Ökologische Bewertung:

Schnecken verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Durch die unregelmäßige Böschungsausformung und den Einbau von Wurzelstöcken wird eine stärkere Uferstrukturierung als bei den anderen beiden Bautypen erreicht. Größere Lücken zwischen den Steinblöcken dienen als Fischeinstand, das eingebaute Holz bietet Lebensraum und Nahrung für Benthosorganismen. Maßnahmen aus Blocksteinen entsprechen in vielen Tieflandgewässern nicht dem Gewässertyp, hier sind reine Holzbauweisen vorzuziehen.

Quellen:

- ALEXANDERSON, O. (1998): Lebendes Wasser – Über Viktor Schaubeger und eine neue Technik, um unsere Umwelt zu retten.
- KOLL, K. (2002): Flussbau nach Viktor Schaubeger – Ein Vergleich zwischen konventionellen, naturnahen und Schaubegers Methoden, TU Braunschweig
- Gebler, R.J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse, Verlag Wasser und Umwelt, Walzbach, Deutschland, Eigenverlag. 79S.



5.1.4 Buhnen (Strömungsenker)

Buhnen sind dammartige Bauwerke, die vom Ufer aus meist schräg flussaufwärts (inklinant), rechtwinkelig oder schräg flussabwärts (deklinant) in das Gewässer eingebaut werden. Durch ihre wehrartige, längliche oder keilförmige Form verengen Buhnen den Abflussquerschnitt und wirken als Strömungsenker. Je nach Abflusssituation wechseln sich Sedimentation (bei Umströmung) und Erosion (bei Überströmung) im Umfeld der Buhne ab, wodurch Strömungsvielfalt und Struktur von Sohle und Ufer gefördert werden. Die Abflusskonzentration vor dem Buhnenkopf begünstigt lokal die Ausbildung von Kolken. Ebenso kommt es bei starkem Überströmen der Buhnen bei Hochwasser zur Kolkbildung unmittelbar flussab der Buhne. Im Strömungsschatten lagert sich hingegen Substrat an der Sohle an. Wesentlich für die Stabilität ist eine gute Einbindung in die Uferböschung, um ein Aus- bzw. Umspülen der Buhne zu verhindern.

Eine Unterscheidung der Buhnen erfolgt nach dem Winkel (inklinant, deklinant, rechtwinkelig), nach der Höhe der Wasserablenkung (NW, MW, Hochwasser), nach der Form (Dreieck-, Rechteck-, Haken- oder abgerundete Buhne) oder nach dem Baumaterial.

- Aus hydraulischen Gründen werden Buhnen zumeist **inklinant**, d. h. mit einer leichten Neigung gegen die Fließrichtung eingebaut. Die Strömung wird sowohl bei niederen Abflüssen als auch Hochwasser (bei Überströmen rechtwinkelig zur Buhne) zur Flussmitte hin gelenkt. Sedimente, die sich durch Kehrströmungen bei Niederwasser flussauf und im direkten Strömungsschatten der Buhne gesammelt haben, werden bei Hochwasser erodiert und wie auch bei anderen Buhnentypen weiter flussab des Bauwerks wieder angelagert.

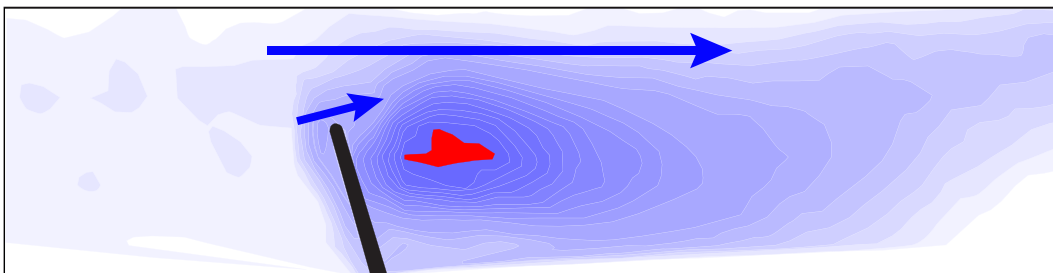


Abb. 5.5: Inklinante Buhne, Sohlbildung (© orca, nach HACKL, 2008)



- **Deklinante** (flussabwärtsgerichtete) Bautypen leiten niedrige Abflüsse zur Flussmitte und bewirken bei diesen Abflüssen die beste Strömungslenkung. Bei Hochwasser wird die Buhne im rechten Winkel zum Ufer hin überströmt, wodurch es zu Ufererosion flussab des Bauwerks kommen kann.

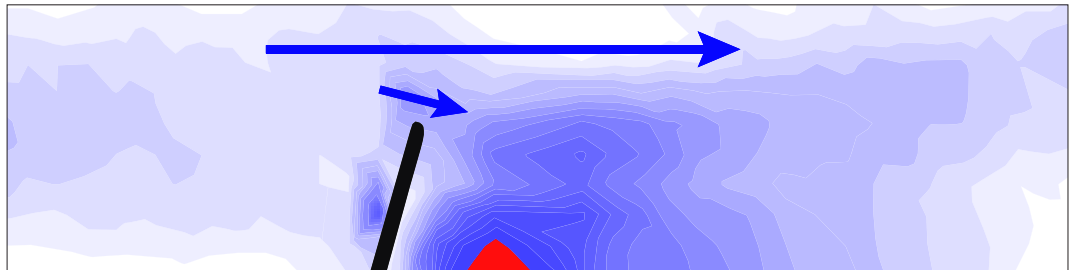


Abb. 5.6: Deklinante Buhne, Sohlausbildung. (© orca, nach HACKL, 2008)

- **Rechtwinkelig** zum Ufer eingebaute Buhnen leiten niedrige Abflüsse zur Flussmitte. Bei Überströmung verläuft der Stromstrich parallel zum Ufer.

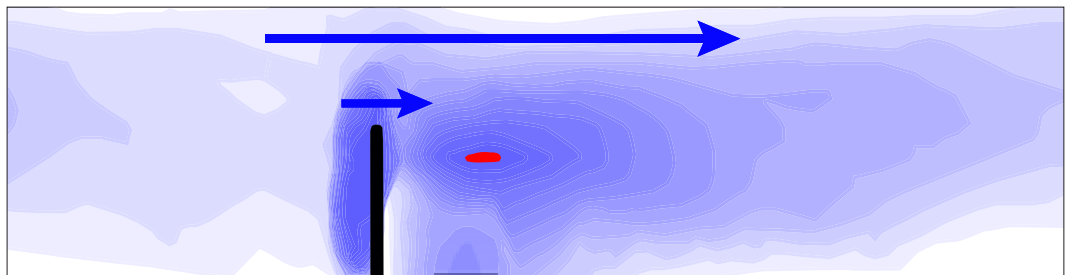


Abb. 5.7: Buhne rechtwinkelig zum Ufer, Sohlausbildung. (© orca, nach HACKL, 2008)

Bei gegenüberliegender Buhnenanordnung, wird der Gewässerquerschnitt eingengt und eine Eintiefung der Sohle bewirkt.

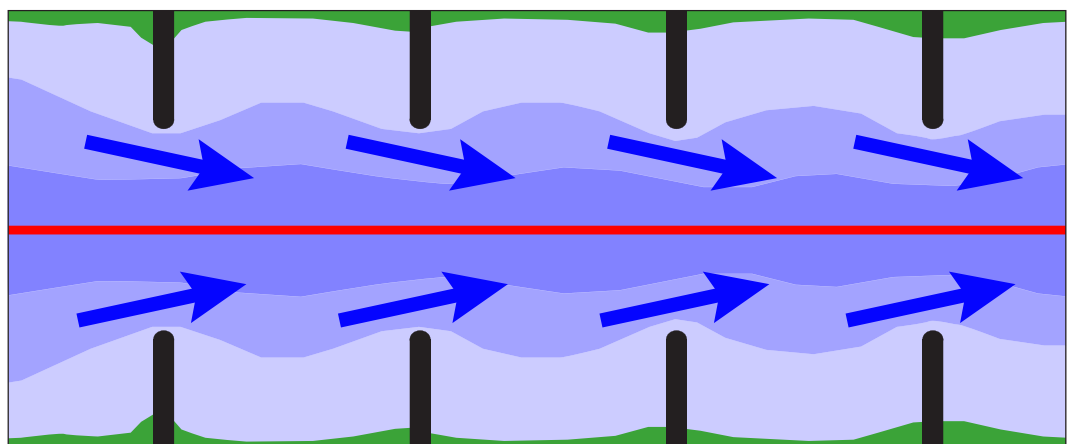


Abb. 5.8: Buhnen, gegenüberliegende Anordnung. (© orca)

Bei **alternierender** Anordnung (in einem Abstand der 5–7-fachen Sohlbreite) entsteht ein pendelnder Stromstrich mit asymmetrischen Querprofilen in den Bögen und flachen, rasch fließenden Furten in den Übergangsbereichen.

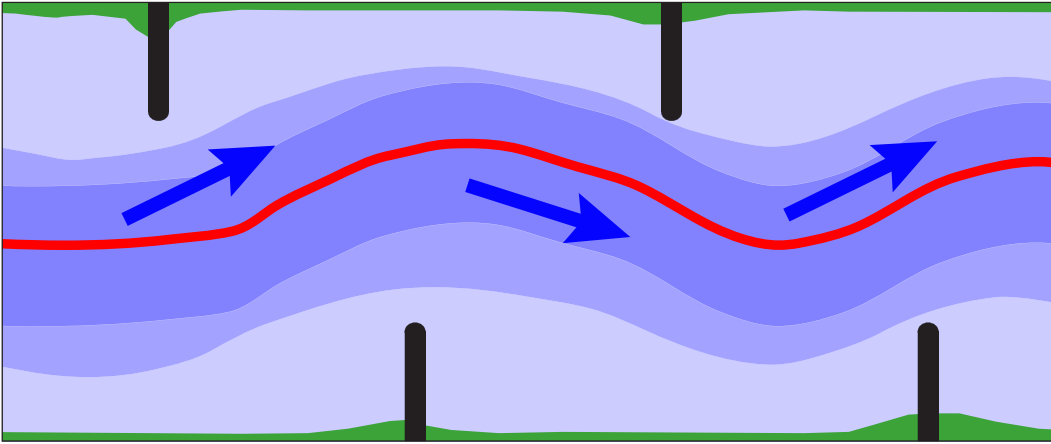


Abb. 5.9: Buhnen, alternierende Anordnung. (© orca)

- Bei **Buhnenfeldern** soll der Abstand zwischen den Buhnen ungefähr so groß sein wie das Gewässer breit ist oder das 1,5 bis 2,5-fache der Buhnenlänge betragen. Damit ist gewährleistet, dass die Strömung das Ufer nicht erreichen und die Böschung beschädigen kann, die Ufer in den Buhnenfeldern können deshalb weitgehend ungesichert bleiben.



Abb. 5.10: Buhnenfelder an der Donau bei Hainburg/NÖ. (© NöGis)

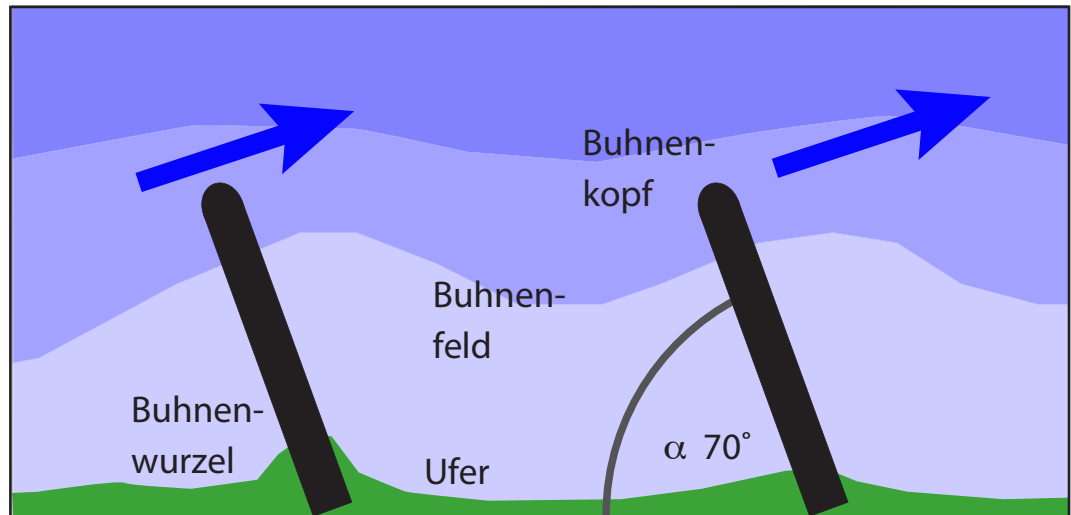


Abb. 5.11: Buhnen, schematisch. (© ezb)

Bauart und Ausführung der Buhnen sind von Gewässertyp und örtlich verfügbaren/gewässertypischen Baustoffen abhängig. Es kann sowohl Stein (Blöcke, Steine, Schotter) als auch Holz (Raubäume, Rund- bzw. Kantholz, Astwerk, Senkfaschinen) verwendet werden. Steinbauweisen sind günstig bei Gewässern mit hohem Geschiebetrieb.

Zu beachten:

Bei zu großer Höhe/Größe der Einbauten kann es zur Aufspiegelung des Hochwasserabflusses kommen. Bei größeren Gestaltungen wird daher dringend eine hydraulische Modellierung empfohlen.

5.1.4.1 Blocksteinbuhne

Blocksteinbuhnen bestehen je nach Gewässergröße aus mindestens zwei übereinanderliegenden Reihen von groben, geschichteten Wasserbausteinen.

Die Bauweise aus einzelnen Blocksteinen ist sehr stabil, weshalb Steinbuhnen häufig zur Querschnittsverengung in mittleren und großen Flüssen oder bei starkem Geschiebetrieb eingesetzt werden. Verlängerungen oder Verkürzungen können mit geringem Aufwand durchgeführt werden.

Material:

Die Dimensionierung der verwendeten Wasserbausteine richtet sich nach den im Gewässer auftretenden Schlepptensionen. Oberhalb des Mittelwasserspiegels können Stechhölzer austriebsfähiger Laubbaumarten eingelegt werden. Um eine





Fotos 5.26–5.27: Links: Buhnen an der Traisen Wasenmühle/NÖ, rechts: alternierende Steinbuhnen. (© ezb)

Angleichung an das umliegende Gelände zu erreichen ist ortstypisches Naturmaterial (je nach Geologie z. B. Granit oder Kalkgestein) zu verwenden.

Ökologische Bewertung:

Buhnen verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Zwischen den Steinblöcken entstehen größere Lücken als Fischeinstand und Lebensraum für die Bodenfauna. Buhnen aus Blocksteinen entsprechen in vielen Tieflandgewässern nicht dem Gewässertyp, hier sind Holzbauweisen vorzuziehen.

5.1.4.2 Pfahlbuhne

Pfahlbuhnen bestehen aus in die Gewässersohle gerammten Pfählen, die mit Querlatten oder Rundhölzern verbunden werden. Pfahlbuhnen sind vor allem für kleinere Gewässer geeignet, die Stabilität der Bauweise ist abhängig von der Einbindetiefe der Pfähle.

Zur Erhöhung der Stabilität werden vielfach 2 Pfahlreihen mit einem dazwischen liegenden Stützkörper angeordnet. Der Stützkörper wird mit Steinmaterial verfüllt.

Material:

Holzpfähle (Länge größer 2 m), Latten bzw. Rundholz, Steine (z. B. Material aus entfernten Ufersicherungen)

Ökologische Bewertung:

Buhnen verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Pfahlbuhnen sind aufgrund des Baumaterials für alle Gewässertypen geeignet.





Foto 5.28: Pfahlbuhne an der Raab/Burgenland. (© ezb)

Die aneinander gereihten Pfähle bilden eine lotrechte Wand, die als Totholz Lückenräume und Nahrung für viele Benthosorganismen bietet. Für viele Fische sind die Lückenräume aber als Unterstand zu klein.

5.1.4.3 Wurzelstockbuhne

Wurzelstockbuhnen sind eine naturnahe Bauweise, bei der stark verzweigte Wurzelstöcke am Böschungsfuß auf Höhe der Nieder- bis Mittelwasseranschlaglinie befestigt werden. Der Einbau erfolgt mit dem Stammansatz zum Gewässer hin. Böschungsseitig werden die Wurzelstöcke mit Sediment überschüttet oder mit Steinen abgedeckt, wobei darauf zu achten ist, dass nicht der gesamte Stock eingeschüttet wird. Wurzelstockbuhnen sind vor allem für kleinere Gewässer geeignet.

Material:

Alle bei Rodungsarbeiten anfallenden Wurzelstöcke von Nadel- oder Laubbäumen können verwendet werden. Die Befestigung gegen Abdrift erfolgt durch Vernageln an gerammte Holzpiloten (L=2 m), Eingraben in die Uferböschung, Fixieren mit Stahlseilen oder durch Beschweren mit Steinen.





Foto 5.29: Einbau einer Wurzelstockbuhne. (© ezb)

Zu beachten:

Werden frische, austriebsfähige Stöcke von Laubbaumarten (z. B. Weiden, Erlen) verwendet, treiben diese erneut aus, wodurch zwar eine bessere Verankerung in der Böschung erreicht wird. Durch den Austrieb wird aber das Abflussprofil eingengt. Soll der zukünftige Pflegeaufwand zur Freihaltung des Abflussprofils möglichst gering gehalten werden, wird nicht austriebsfähiges Material verwendet.

Ökologische Bewertung:

Buhnen verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Durch die große Rauigkeit entsteht eine Vielzahl unterschiedlich großer Lückenräume, die sowohl für Fische als auch Benthosorganismen idealen Lebensraum und Unterstandsmöglichkeit bieten. Zusätzliche Totholzansammlungen an den Wurzelstöcken erhöhen das Lebensraumangebot. Wurzelstockbuhnen sind für alle Gewässertypen geeignet.

5.1.4.4 Stammbuhne

Stammbuhnen bestehen aus horizontalen Holzstämmen, die an in die Gewässersohle gerammten Pfählen befestigt werden. Sie sind für kleine bis mittlere Gewässergrößen geeignet. Die Stabilität der Bauweise ist abhängig von der Einbindetiefe der Pfähle.



**Material:**

Pfähle (L=2 m), Stahlseile (D=10 mm), entastete Stämme von Nadel- oder Laubbäumen (mit oder ohne Wurzelstock). Die Länge der Stämme kann bis zu 15 m betragen. Die Befestigung der Stämme an die Piloten erfolgt mit Stahlseilen.

Ökologische Bewertung:

Buhnen verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Die einzelnen Pfähle bilden eine lotrechte Wand, für viele Fische sind die Lückenräume zwischen den Stämmen als Unterstand zu klein. Das als Baumaterial verwendete Totholz bietet jedoch Lückenräume und Nahrung für viele Benthosorganismen. Stammbuhnen sind aufgrund des Baumaterials für alle Gewässertypen geeignet.

5.1.4.5 Raubaumbuhnen

Raubaubuhnen bestehen aus am Ufer oder im Gewässer befestigten Bäumen mit dem Wurzelballen, die schräg in die zukünftige Fließrichtung in die Böschung eingebaut werden. Um die strömungslenkende Wirkung sicherzustellen, sind Raubaumbuhnen an mindestens 2 Stellen dauerhaft zu befestigen.

Laubbäume mit möglichst dicken Ästen entlang großer Stammteile besitzen langfristig große abflusswirksame Kronen und entsprechend große Strukturierungswirkung. Nadelbäume bzw. Laubbäume mit dünnen, elastischen Ästen, die sich bei Hochwasser an den Stamm anlegen, sind kaum abflusswirksam und dienen vor allem der Ufersicherung (vgl. Kap. 6). Auch größere abgebrochene Äste können als Strukturelemente verwendet werden.

Material:

Als Material dienen 10–20 m lange Raubäume (Nadel- oder Laubbäume) bzw. Teile davon, die vielfach vor Ort gewonnen werden können. Mehrere starke Äste oder Teile von Baumkronen können auch gemeinsam als Raubaumpaket an oder zwischen zwei Piloten (Ausfachungsbuhne) befestigt werden. Die Größe der Raubäume für die Buhnen richtet sich nach der Gewässergröße und dem Ausmaß der gewünschten strömungslenkenden Wirkung.

Die Fixierung kleinerer Strukturen erfolgt durch Eingraben in die Uferböschung, durch Vernageln an gerammten Pfählen (ca. 2 m tief) oder Beschweren mit Steinblöcken. Größere Raubäume werden durch Fixieren mit Stahlseilen (D=10 mm)





Fotos 5.30–5.31: Raubbaumuhnen an der Traisen/NÖ. (© ezb)

an angebohrten Piloten bzw. Bäumen bzw. an vergrabenen Steinblöcken befestigt. Ideal für groß dimensionierte Strukturen ist die Verankerung durch Stahlseile mit in der Böschung bzw. in der Sohle fixierten Erdankern. Der Einbau des Erdankers erfolgt durch Einschlagen mittels Bohrhammer. Die anschließende Aktivierung des Erdankers erfolgt durch Zug. Der bewegliche Teil des Ankers klappt während der Zugbelastung um, und fixiert die gesamte Konstruktion im Erdreich. Die Methode kann auch an gepflasterten oder betonierten Böschungen angewandt werden.

Zu beachten:

Wird austriebsfähiges Material verwendet, fördert der Wiederaustrieb über dem Wasserspiegel liegender Äste bzw. Stammausschlag einen dichten Gehölzbewuchs unmittelbar am bzw. über dem Wasser, der auch nach dem Verrotten der Holzteile die Böschung stabilisiert. Gleichzeitig wird dadurch der für deklinante Buhnen typische Uferabbruch verringert.

Ökologische Bewertung:

Raubäume zeichnen sich durch eine große Oberfläche und eine vielfältige, von gering durchströmten Mikrohabitaten durchsetzte Struktur aus, was eine hohe Eignung als Fischeinstand und Lebensraum für eine hohe Dichte und Vielfalt an wirbellosen Tieren zur Folge hat. Die Anwendung ist bei allen Gewässertypen empfehlenswert, die Stabilität und Haltbarkeit kann als gut beurteilt werden. Nadelhölzer weisen zwar ein dichteres Astwerk als Laubbäume auf, die Äste legen sich jedoch bei Hochwasser um und bieten für Fische kaum Einstand. Zudem entsprechen Nadelholz-Raubäume – mit Ausnahme der obersten Gewässerregionen – weitgehend nicht dem Gewässer- und Vegetationstyp.



5.1.4.6 Dreiecks- oder Dreiecksflügelbuhnen

Dreiecksbuhnen können am Prallhang sowie in geraden Abschnitten zur Initiierung einer pendelnden Linienführung eingesetzt werden. Bei niedrigen Abflüssen (Umströmung des Bauwerks) wirkt der dreiecksförmige Buhnenkörper an der Vorderseite wie eine deklinante Buhne, d. h. die Strömung wird zur Gewässermittle bzw. zum gegenüberliegenden Ufer hin abgelenkt. Im Gegensatz zu deklinanten Buhnentypen wird aber auch bei Überströmen bei Hochwasser die Strömung in Richtung Flussmitte gelenkt (wie bei inklinanten Buhnen).

Aufgrund der geometrischen Form wirken Dreiecksbuhnen wenig naturnah und sollten nach Möglichkeit immer bepflanzt werden.

Zu beachten:

Bei zu großer Höhe/Größe der Einbauten kann es zur Aufspiegelung des Hochwasserabflusses kommen. Bei größeren Gestaltungen wird daher dringend eine hydraulische Modellierung empfohlen.

5.1.4.6.1 Dreiecksbuhne aus Blocksteinen

Dreiecksbuhne aus Blocksteinen sind geschlossene, geschichtete Gebilde aus groben Wasserbausteinen, die aus zumindest zwei übereinander liegenden Steinreihen bestehen.

Die Buhne verbreitert sich zum Ufer hin pyramidenförmig, sodass eine dreieckige Form entsteht. Vom auf Niederwasserniveau liegenden Buhnenkopf bis zum Buhnenfuß hin steigt der Buhnenkörper leicht an.



Fotos 5.32–5.33: HW-Schutz Schrambach. Die am Prallufer angeordneten Dreiecksbuhnen bewirken eine Strömunglenkung zum Innenufer und eine Strukturierung der Ufer. (© ezb)

Um eine bessere Einbindung in das Landschaftsbild zu erreichen, können Dreiecksbuhnen über der Mittelwasserlinie mit Sohlmaterial verfüllt bzw. im Uferbereich mit Substrat überschüttet werden. Dies begünstigt ein rasches Aufkommen von Gehölzen. Eine zusätzliche Strukturierung kann mithilfe von Totholzelementen erfolgen. Diese Maßnahmen sind jedoch nur in Gewässerabschnitten mit ausreichender Abflusskapazität möglich.

Ökologische Bewertung:

Buhnen verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Zwischen den Steinblöcken entstehen größere Lücken als Fischeinstand und Lebensraum für Benthosorganismen. Buhnen aus Blocksteinen entsprechen in vielen Tieflandgewässern nicht dem Gewässertyp, hier sind Holzbauweisen vorzuziehen.

5.1.4.6.2 Dreiecksbuhne mit senkrechten Holzpfählen

Dieser stabile und haltbare Buhnentyp besteht aus Rundhölzern, Holzpfählen und Auffüllmaterial. Nach dem Einschlagen bzw. Rammen der Pfähle und Einlegen der Rundhölzer wird die entstehende Dreiecksform mit Kies und steinigem Erdmaterial aufgefüllt und mit Steckhölzern oder lebenden Wurzelstöcken bepflanzt.



Fotos 5.34: Dreiecksbuhne mit senkrechten Holzpfählen, Emmebach/Tirol. (© orca)





Ökologische Bewertung:

Buhnen verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Das als Baumaterial verwendete Totholz ist für alle Gewässertypen geeignet und bietet Lückenräume und Nahrung für viele Benthosorganismen. Die aneinander gereihten Pfähle bilden eine lotrechte Wand, für viele Fische sind die Lückenräume zwischen den Stämmen als Unterstand zu klein. Aufgrund der geometrischen Form wirken die Buhnen wenig naturnah und sollten nach Möglichkeit immer bepflanzt werden.

5.1.4.6.3 Dreiecks-Kastenbuhne mit waagrechten Rundhölzern

Dieser Buhnentyp besteht aus zwei Reihen von einzelnen, horizontalen Holzstämmen, die eine Dreiecksform bilden und an in die Gewässersohle gerammten Pfählen befestigt werden. Der Innenraum der Buhne wird – zum Schutz gegen Aufschwimmen und aus Stabilitätsgründen – mit Bruchsteinen, Kies oder Schotter aufgefüllt. Die Bepflanzung des Dreiecks erfolgt mit Steckhölzern oder lebenden Wurzelstöcken.

Ökologische Bewertung:

Buhnen verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Die einzelnen Stämme Pfähle bilden eine lotrechte Wand, die aber als Totholz Lückenräume und Nahrung für viele Benthosorganismen bietet. Für viele Fische sind die Lückenräume aber als Unterstand zu klein. Dreieckskastenbuhnen sind aufgrund des Baumaterials für alle Gewässertypen geeignet, wirken aufgrund der geometrischen Form aber wenig naturnah und sollten immer bepflanzt werden.



Foto 5.35: Dreiecks-Kastenbuhne an der Sulm/Stmk. (© BBL Leibnitz)

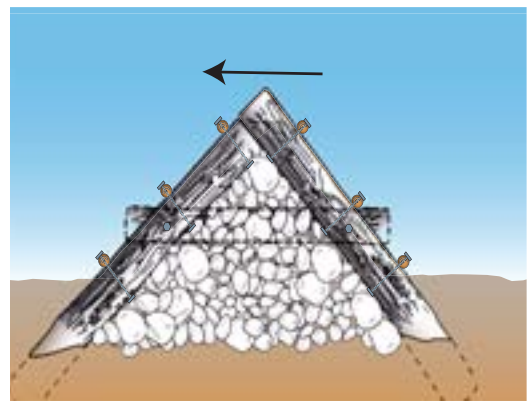


Abb. 5.12: Dreiecks-Kastenbuhne, Aufsicht. (© Florineth)

5.1.4.6.4 Dreiecks-Flechtwerksbuhne

Flechtwerksbuhnen bestehen aus Holzpählen, Weidenruten für den Flechtzaun, sowie Steckhölzern, Kiesmaterial, Steinen und Raubäumen und sind für kleine bis mittlere Gewässergrößen mit nicht zu starkem Geschiebetrieb geeignet. Nach der Entnahme vorhandener Uferbefestigungen werden die Holzpfähle eingeschlagen und der Flechtzaun hergestellt. Durch den Einbau von Raubäumen kann der Flechtzaun vor Erosion geschützt werden. Die Steckhölzer können bei starkem Geschiebetrieb zerstört werden.

Ökologische Bewertung:

Buhnen verbessern die Struktur von Ufer und Sohle und fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse. Die Flechtzäune bilden eine lotrechte Wand, die aber Lückenräume und Nahrung für viele Benthosorganismen bietet. Für viele Fische sind die Lückenräume aber als Unterstand zu klein. Durch den Einbau von Raubäumen kann die Strukturierungswirkung deutlich erhöht werden (vgl. Raubaumbuhne). Dreiecks-Flechtwerksbuhnen sind aufgrund des Baumaterials für alle Gewässertypen geeignet, wirken aufgrund der geometrischen Form aber wenig naturnah und sollten immer bepflanzt werden.

Quellen:

FLORINETH, F. & KLOIDT, F. (2005): Studienblätter zur Vorlesung Ingenieurbiologie. Eigenverlag des Instituts für Ingenieurbiologie und Landschaftsbau der Universität für Bodenkultur Wien.

HACKL R. (2008): Glasgerinne – Grundlagenversuche über die Funktionsweise von Buhnen. Diplomarbeit an der Technischen Universität Graz, Fakultät für Bauingenieurwissenschaften; Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft.

5.1.5 Strömungsteiler (Chevrons)

Strömungsteiler wirken als Strömungshindernis, in deren Strömungsschatten sich Sedimente ablagern. Vielfach entsteht dadurch eine Sedimentinsel, die das Gewässer in 2 Arme aufspaltet. Strömungsteiler sollten daher nur bei Flusstypen eingesetzt werden, bei denen natürlicherweise Aufzweigungen vorkommen (verzweigter Flusstyp bzw. lokal bei gestreckten und gewundenen Flusstypen). Die Größe der Insel bzw. die Länge der entstehenden Seitenarme hängt von der Größe des Strömungsteilers im Vergleich zum Abflussquerschnitt ab. Kleinere Strömungsteiler bewirken Inselbildungen von nur mehreren Quadratmetern, große Strömungsteiler (Breite >10 m und Höhe >2 m) führen zu kurzen Aufzweigungen bis max. 100 m. Zusätzlich die-





nen Strömungsteiler als Ersatz für natürliche Totholzagglomerationen, fördern variable Strömungs- und Substratverhältnisse und verbessern die Struktur von Ufer und Sohle. Strömungsteiler können aus Steinblöcken, gerammten Pfählen, Raubäumen oder Wurzelstöcken hergestellt werden, wobei eine ausreichende Standfestigkeit bei Hochwasser wesentlich ist. Die Verankerung der Raubäume oder Wurzelstöcke erfolgt meist mittels eingerammten Pfählen oder Erdankern. Bei größeren Strömungsteilern wird meist eine Kombination mehrerer Materialien verwendet.

Zu beachten:

Durch Einengung des Abflussquerschnitts kommt es bei großen Strömungsteilern im Nahbereich der Einbauten zu Auskolkungen der Ufer und Sohlerosion.

Bei zu großer Höhe/Größe der Einbauten kann es zur Aufspiegelung des Hochwasserabflusses kommen. Besondere Aufmerksamkeit ist auf das Aufkommen von Gehölzen auf neu entstehenden Sedimentbänken/-inseln zu legen, die den HW-Abfluss massiv einengen können bzw. deren regelmäßiges Entfernen erhöhten Erhaltungsaufwand erfordern kann. Bei größeren Gestaltungen wird daher dringend eine hydraulische Modellierung empfohlen.



Fotos 5.36–5.37: Links: Strömungsteiler aus Baumstämmen und Wurzelstöcken, Ybbs/NÖ (© Lazowski), rechts: ca. 15 m langer Raubaum als Strömungsteiler, Ybbs bei Hausmening/NÖ. (© ezb)



Fotos 5.38–5.39: Einbau von Raubäumen (links: Verankerung an Holzpiloten, rechts: Befestigung mit Erdankern). (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Strömungsteiler werden eingesetzt, wenn sich aufgrund des Geschiebedefizits keine natürlichen Inseln mehr bilden bzw. um bei geringer Flussbreite Aufzweigungen zu initiieren.

Die im Umfeld des Strömungsteilers entstehenden Seitenarme stellen aufgrund der reduzierten Fließgeschwindigkeit gerade in größeren Fließgewässern attraktive Laichplätze, Jung- und Kleinfischlebensräume dar. Da sich die Substratverhältnisse meist vom Hauptgewässer unterscheiden, bieten sie auch für spezialisierte Benthosorganismen zusätzliches Habitat. Kiesinseln bieten sowohl für aquatische als auch terrestrische Arten Lebensraum. Bei verzweigten bzw. gestreckten und gewundenen Flusstypen bewirken Strömungsteiler eine gute Annäherung an den natürlichen Zustand.

5.1.6 Errichten einer NW-Rinne in überbreiten Regulierungsgerinnen

Um einen ausreichenden Abflussquerschnitt zur Abfuhr der Hochwässer zu schaffen und Ausuferungen zu vermeiden, wurde das als Trapezprofil ausgestaltete Bett vieler regulierter Flüsse deutlich breiter als im natürlichen Zustand angelegt. Nieder- und Mittelwasserbett sind daher unnatürlich breit und seicht, aufgrund fehlender Strukturierung ist die Sohle zudem meist einheitlich ausgeformt. Neben dem fast vollständigen Lebensraumverlust kommt es im Sommer zu übermäßiger Aufwärmung. Durch das Fehlen von beschattenden Ufergehölzen wird dieser Effekt noch weiter verstärkt.

Um geeignete Lebensräume zu schaffen, muss das Nieder- und Mittelwasserbett wieder dauerhaft auf die gewässertypische Breite reduziert und zugleich strukturiert werden. Dies kann durch den alternierenden Einbau von Buhnen, niedrigen Sohlschwellen oder Strukturelementen (Wurzelstöcke, Raubäume) etc. erfolgen. Durch eine ausreichende Größe dieser Einbauten wird eine strömungslenkende Wirkung erzielt, wodurch die Entstehung einer stabilen Niederwasserrinne langfristig sicher gestellt ist. Das bloße Baggern einer NW-Rinne und die künstliche Anlage von Kolken, Furten und Schotterbänken ohne den begleitenden Einbau strömungslenkender Strukturen führt in geradlinig regulierten Gewässern nicht zum Erfolg. Die neu geschaffenen Gewässerstrukturen werden oftmals bereits



nach dem ersten Hochwasser erodiert oder verfüllt, und können sich von selbst nicht mehr ausbilden.

Zu beachten:

Bei zu großer Höhe/Größe der Einbauten kann es zur Aufspiegelung des Hochwasserabflusses kommen. Besondere Aufmerksamkeit ist auf das Aufkommen von Gehölzen auf neu entstehenden Sedimentbänken/-inseln zu legen, die den HW-Abfluss massiv einengen können bzw. deren regelmäßiges Entfernen erhöhten Erhaltungsaufwand erfordern kann. Bei größeren Gestaltungen wird daher dringend eine hydraulische Modellierung empfohlen.

Gestaltung NW-Rinne mit Buhnen

Durch die Errichtung von wechselseitigen Buhnen/Raubaubuhnen etc. kann dauerhaft ein schmäleres, heterogen ausgeformtes Niederwasserbett in überbreiten Regulierungsprofilen gestaltet werden, in dem sich alle für die ökologische Funktionsfähigkeit wesentlichen fließgewässertypischen Habitats (Furten, Rinner, Kolke, Flachwasserbereiche) ausbilden können.

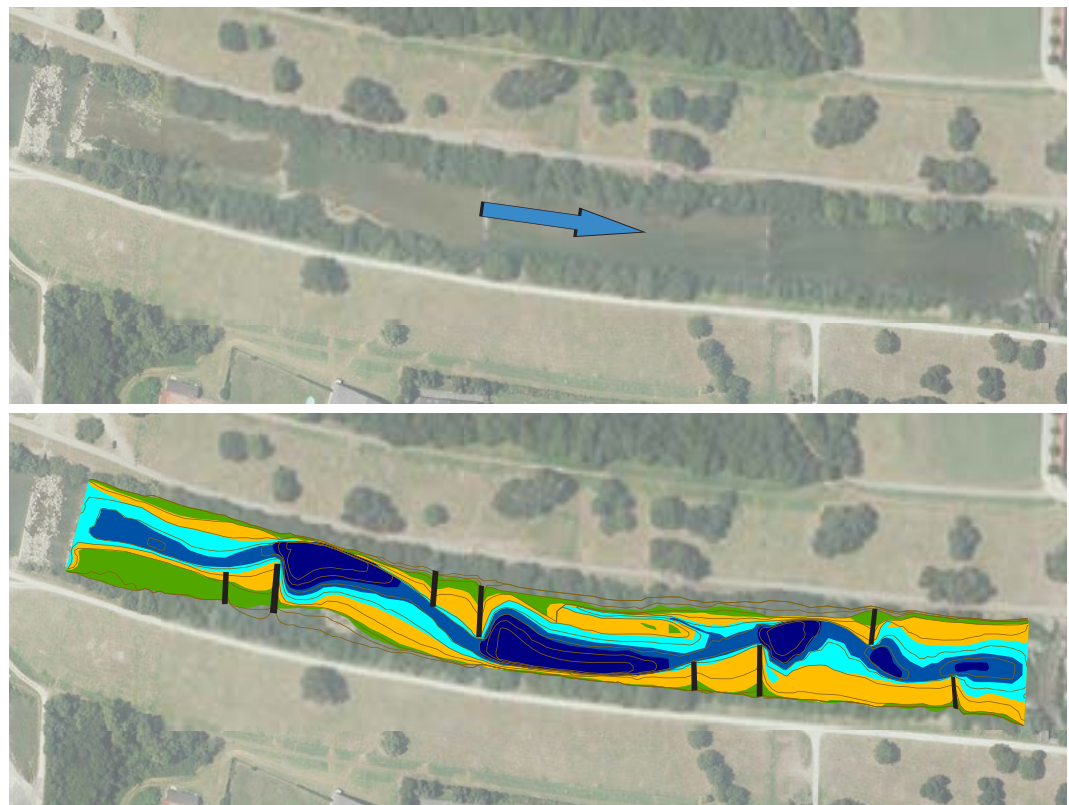


Abb. 5.13–5.14: Strukturierung und Einengung eines überbreiten Regulierungsbett mit Buhnen (unten, Lageplan – oben Bestand). (© ezb)

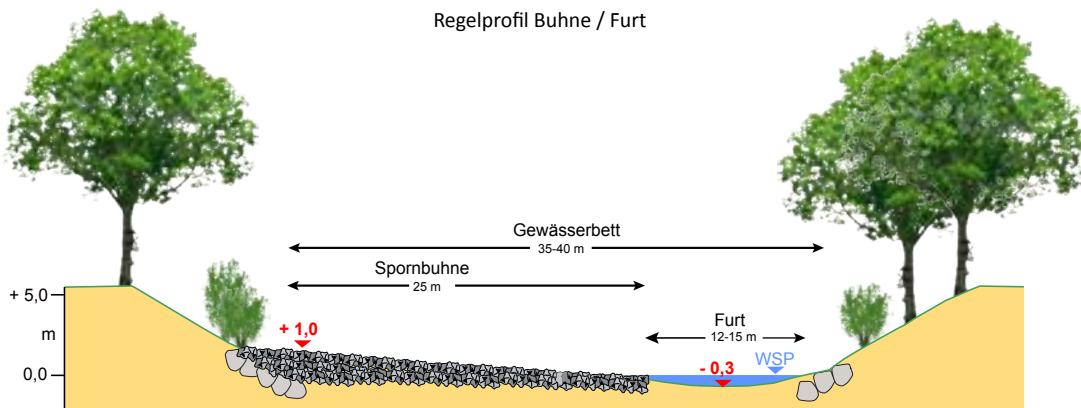


Abb. 5.15: Regelprofil einer Buhne. (© ezb)

Liegen im regulierten Flussbett zahlreiche niedrige Sohlgurte vor, entstehen in deren Rückstaubereichen insbesondere bei Niederwasser Tümpelketten. Die Anlage/Initiierung eines heterogenen Niederwasserbettes durch Strukturierung mit Buhnen etc. ist in diesem Fall daher besonders effizient. Das Material bestehender Querbauwerke kann beim Bau direkt zur Errichtung der neuen Buhnen verwendet werden.

Ökologische Bewertung:

Durch die dauerhafte Ausbildung einer strukturreichen Niederwasserrinne entsteht in regulierten Gewässern ein attraktiver Lebensraum für viele gewässertypische Arten, auch wenn an der geradlinigen Linienführung selbst wenig geändert werden kann.

Gestaltung NW-Rinne durch niedrige Steinschwellen

In Abhängigkeit der Gewässerregion (Oberlauf, Unterlauf) ergeben sich unterschiedliche Gestaltungsmöglichkeiten. So können im Rhithral durch die Anlage von niedrigen, fischpassierbaren Steinschwellen im unmittelbaren Unterwasser Kolke geschaffen werden.

Entlang der Ufer kommt es durch die Anlagerung von Sediment zur Ausbildung von Sedimentbänken. Bei entsprechendem Geschiebetransport entstehen weiter flussab der Schwellen auch Furten. Insgesamt bilden sich damit Furt-Kolk-Abfolgen aus, wie sie für naturnahe Gebirgsbäche typisch sind.





Fotos 5.40–5.41: Links: Strukturierung einer regulierten Strecke durch fischpassierbare raue Steinschwellen in einem Gebirgsfluss, rechts: „Kolk-Kette“ ohne dazwischen liegende Furten durch zu nahe Aneinanderreihung von Steinschwellen. (© ezb)

Zu beachten:

Eine zu enge Aneinanderreihung der Steinschwellen führt aufgrund der sich ausbildenden kurzen Rückstau flussauf zur Ausbildung einer Kolk-Kette. Seichte, rasch fließende Furten können sich – wie auch bei fehlendem Geschiebetrieb – nicht ausbilden. Damit fehlt aber ein wesentliches Habitatelement für die gewässertypische Benthosfauna bzw. der Laichplatz für die kieslaichenden Hauptfischarten. Ferner ist auf eine raue Ausformung der Schwellen zu achten. Schwellen mit glatter, flach überströmter Überfallskante sind für viele Fischarten nicht passierbar und unterbrechen somit die Durchgängigkeit (vgl. Kap. 4).

Ökologische Bewertung:

Durch eine dauerhafte Ausbildung von Furt-Kolk-Abfolgen entsteht in regulierten Gewässern ein attraktiver Lebensraum, auch wenn an der geradlinigen Linienführung selbst wenig geändert werden kann. Diese Strukturierung ist allerdings nur für Gebirgsbäche typisch und empfehlenswert. In großen Flüssen und Tieflandgewässern ist eine Strukturierung durch alternierende Buhnen und Totholz etc. zu empfehlen.

5.1.7 Furten schütten/Geschiebe einbringen (Regulierung/Stauwurzel)

In vielen regulierten Gewässern fehlen seichte, rasch fließende Bereiche, sogenannte „Furten“ (vgl. Kap. 7, Staubelastung). Diese sind aber ein wesentliches Habitatelement für die gewässertypische Benthosfauna bzw. Laichplatz für die kieslaichenden Hauptfischarten.



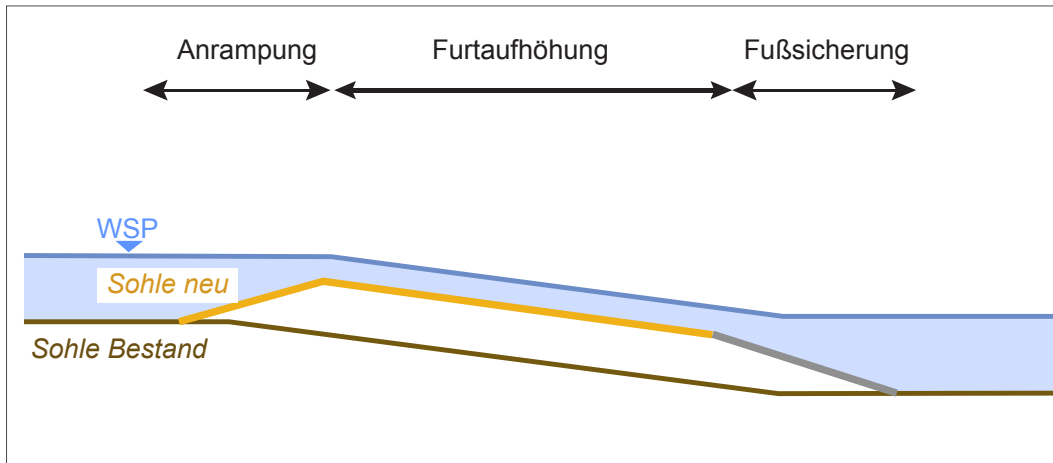


Abb. 5.16: Schematischer Längenschnitt durch eine Furtschüttung. (© ezb)

Furten können durch das Einbringen von Geschiebe über die gesamte Gewässerbreite künstlich geschaffen werden. Optimalerweise erfolgt die Furtschüttung gemeinsam mit weiteren strömungslenkenden Strukturierungsmaßnahmen (Buhnen etc.), die die dauerhafte Erhaltung der Furten sicherstellen (z. B. im Übergangsbereich zweier Bögen, vgl. alternierende Buhnen).

Wesentlich für die Funktionsfähigkeit als Lebensraum und Laichplatz ist ein gewässertypisches Substrat (Grobkies) und eine natürlichen Furten ähnliche, entsprechend flache Anrampung der Schüttung (vgl. Kap. 7.2.3). Insbesondere wenn keine weiteren Strukturierungsmaßnahmen möglich sind, muss das verwendete Substrat ausreichend grob sein, um nicht bei Hochwasser erodiert zu werden. Gleichzeitig sind aber zumindest lokale Umlagerungen für die Erhaltung des Schotterlückenraumes und damit der Funktionsfähigkeit als Lebensraum und Laichplatz essentiell. Langfristig ist damit auch ein Geschiebeeintrag von flussauf erforderlich.

Eine Abschätzung der erforderlichen Korngrößen kann über die Aufnahme der dominierenden Substrate in bestehenden Furten vergleichbarer Gewässerabschnitte oder über die Berechnung der Sohlschubspannungen bei bettbildenden Abflüssen erfolgen. Zur Sicherstellung der Stabilität ist auf eine flache Anrampung der Schüttung am flussaufwärtigen und flussabwärtigen Ende zu achten.

Wenn die erforderlichen Korngrößen nicht in ausreichender Menge vorliegen bzw. die Beschaffung wirtschaftlich nicht zumutbar ist, besteht die Möglichkeit Substrat mit etwas geringerem Anteil größerer Korngrößen zu verwenden und eine Deck-



schichtbildung (Sohlvergrößerung) im Rahmen der eigendynamischen Entwicklung abzuwarten. Da diese mit einem gewissen Sedimentaustrag einhergeht, ist eine zusätzliche Überschüttung vorzusehen.



Fotos 5.42–5.43: Links: Ybbs/NÖ, Ausbildung einer Furt durch Geschiebeeintrag (© Haslinger extremfotos), rechts: Ybbs/NÖ beim KW Schütt: Furtaufhöhung zur Schaffung einer attraktiven Stauwurzel. (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Durch die dauerhafte Errichtung von funktionsfähigen Furten entsteht ein wesentliches Lebensraumelement für die gewässertypische Bodenfauna bzw. der Laichplatz für die kieslaichenden Hauptfischarten. Dadurch kann in Gewässerabschnitten, in denen derartige Habitate fehlen, eine Grundvoraussetzung für eine natürliche Reproduktion der Hauptfischarten bzw. Lebensraum für einen wesentlichen Teil der gewässertypischen Fließgewässerbodenfauna geschaffen werden. Insgesamt sind damit deutliche ökologische Verbesserungen erreichbar. Wesentlich ist dafür die langfristige, funktionsfähige Erhaltung der Furten.



5.2 „Revitalisierungen“ – Großräumige Maßnahmen zur Habitatverbesserung

Die nachfolgend angeführten Maßnahmen gehen über den Fluss und die unmittelbar angrenzenden Uferbereiche hinaus und führen zu großräumigen Umgestaltungen des Gewässerbettes. Voraussetzung für eine Umsetzung dieser Maßnahmen sind geeignete Rahmenbedingungen im Gewässerumfeld, insbesondere eine ausreichende Flächenverfügbarkeit.

Annäherung an den gewässertypischen Leitbildzustand

Die Maßnahmen umfassen vor allem die Wiederherstellung von Flussbögen und Flussmäandern sowie Aufweitungen des Gewässerbettes, wodurch sich wieder gewässertypische Flussstrukturen (Mesohabitate) wie Furten, Kolke, Rinner, Schotterbänke und Buchten ausbilden können. Maßnahmen im Aubereich (Reaktivierung und Anlage von Neben- und Altarmen sowie Augewässern, Erhaltung/Wiederherstellung von Überflutungsbereichen) sind in Kap. 5.3 dargestellt.

Alle nachfolgenden Maßnahmentypen können entweder aktiv hergestellt oder durch Initialmaßnahmen (Entfernung Ufersicherung, Förderung Eigendynamik durch Strukturierungsmaßnahmen, vgl. Kap. 5.2.4) entwickelt werden.

Mit dieser Maßnahmengruppe wird vielfach das HW-Abflussprofil und/oder das Gefälle großräumig verändert, sodass wesentliche Auswirkungen auf den Feststoffhaushalt zu erwarten sind. Dieser ist daher bei derartigen Maßnahmen unbedingt zu berücksichtigen.

5.2.1 Wiederherstellung einer leitbildkonformen/naturnahen Linienführung

Maßnahmen zur Änderung der Linienführung umfassen die Wiederherstellung einzelner Fluss- oder Mäanderbögen bei gestreckt-pendelnden oder mäandrierenden Flusstypen bis hin zur gänzlichen Neutrassierung längerer Gewässerabschnitte mit gewundener bis mäandrierender Linienführung.

Mit dieser Maßnahmengruppe kann sowohl **bei pendelnden als auch mäandrierenden Flusstypen** eine **Annäherung an den Leitbildzustand** erreicht werden. Bei



verzweigten Flusstypen entstehen durch eine reine Verschwenkung des Hauptgerinnes allerdings keine bzw. nur kaum gewässertypische/leitbildkonforme Strukturen. Für die Schaffung von Aufzweigungen mit Ausbildung mehrerer Inseln und Flussarme sind längere Aufweitungen des Flussbettes auf Sohlniveau erforderlich.

5.2.1.1 Herstellung lokaler Flussbögen

Durch die Herstellung lokaler Laufverschwenkungen oder Mäanderbögen kann das Entstehen zahlreicher gewässertypischer Elemente wie Kiesbänke, Rinner, etc. gefördert werden, die in vielen geradlinig regulierten Gewässern Mangelhabitate darstellen.

In den Flussbögen bildet sich ein asymmetrisches Gewässerprofil aus: Flach auslaufende Gleitufer mit Schotterbänken am Innenufer und steil abfallende Prallufer mit Rinnern am Außenufer. In den Übergangsbereichen zwischen hintereinandergeschalteten Bögen entstehen Furten.

Bei der Rückmündung der neu geschaffenen Bögen in das bestehende Profil bilden sich aufgrund der größeren Breite Sedimentbänke aus. Das alte Regulierungsbett kann entweder verfüllt oder als Altarm bzw. zur Vergrößerung des HW-Profiles genutzt werden.

Ökologische Bewertung:

Beim **gestreckt-pendelnden Flusstyp**, dessen Richtungsänderungen örtlich durch Talflanken, Schwemmkegel oder Terrassensysteme bedingt sind, werden durch die Neuanlage einzelner Bögen bereits wesentliche Verbesserungen für die Fisch- und Bodenfauna geschaffen.



Fotos 5.44–5.45: Herstellung einer lokalen Laufverschwenkung beim gestrecktem Flusstyp (Toplitzbach/Stmk., links: Bauzustand, rechts nach Fertigstellung und Feinmodellierung nach Hochwasser. (© ezb, TB Zauner)

Aufgrund der räumlich begrenzten Wirkung der Maßnahme entsteht aber insgesamt im Gewässerabschnitt nur wenig neuer Lebensraum. Die Schaffung eines ausreichend großen Lebensraumes, der zur Ausbildung intakter Fischbestände erforderlich ist, setzt daher zusätzlich eine naturnahe, gut strukturierte Ausformung des restlichen Flussbettes voraus.

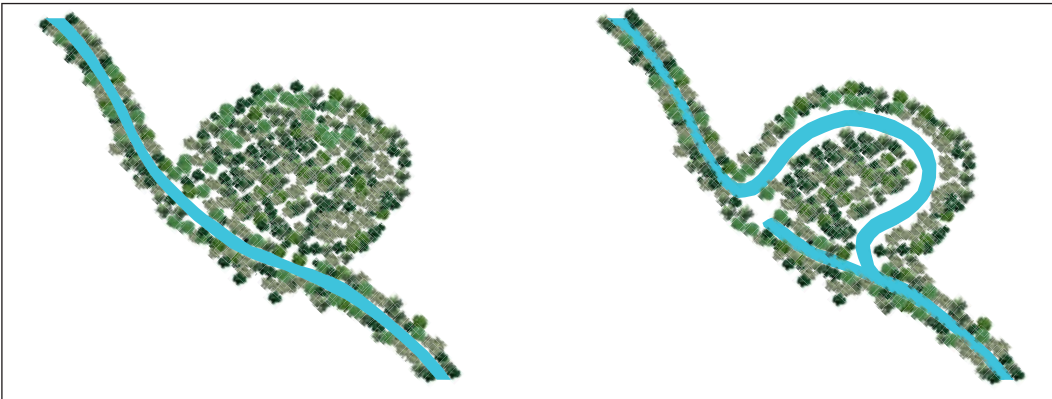


Abb. 5.17: Herstellung eines Mäanderbogens an der Raab in Rohr/Stmk. (© freiland)

Flussbögen sind das dominierende Element **mäandrierender Gewässer**. Durch die Neuanlage einzelner Bögen können sich wie beim gestreckt-pendelnden Flusstyp gewässertypische Elemente (Kiesbänke, Rinner, ...) ausbilden. Um jedoch eine Annäherung an den Leitbildzustand zu erreichen, muss eine ausreichende Anzahl an Flussbögen hergestellt werden. Nur so wird ausreichend Lebensraum für die Ausbildung intakter, gewässertypischer Fischbestände geschaffen.

Bei **verzweigten Flusstypen** entstehen durch eine reine Verschwenkung des Hauptgerinnes nur wenig gewässertypische Strukturen. Für die Schaffung charakteristischer Aufzweigungsbereiche mit Ausbildung mehrerer Inseln und Flussarme sind längere Aufweitungen des Flussbettes auf Sohlniveau erforderlich.

5.2.1.2 Neuanlage eines gewunden/mäandrierenden Flussbettes

Eine gewunden-mäandrierende Linienführung kann durch Reaktivierung alter Flussarme, oder mittels gänzlicher Neutrassierung von Flussbögen im Umland hergestellt werden. Letzteres ist vor allem in Bereichen mit keinen bzw. wenigen Altarmresten sinnvoll, oder wenn lokal existierende Altarme mit hohem ökologischen Potential (z. B. Nachweis von FFH- oder Rote Liste-Arten, ...) umgangen werden sollen.



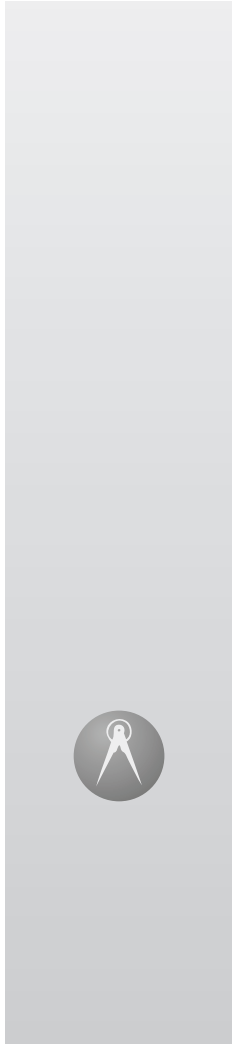


Abb. 5.18: Wiederherstellung einer pendelnd-mäandrierenden Linienführung durch Neuanlage großzügiger Flussbögen im Gewässerumland, Laabenbach/Gr. Tulln/NÖ. (© ezb)

Um eine ausreichende Dynamik in den neuen Gewässerabschnitten sicherzustellen und Verlandung zu vermeiden, sollte der bettbildende Abfluss (HQ1–2) zur Gänze durch das neue Flussbett abfließen und erst darüber das alte Flussbett dotiert werden. Das Ableitungsbauwerk ist daher ausreichend hoch anzulegen.

Bleibt das alte Regulierungsbett unverändert, können sich dort durch Verlandungen Komplexe aus Nebengewässern und Feuchtflächen mit hoher ökologischer Wertigkeit entwickeln. Die bei der „Rückmündung“ der Mäanderbögen ins alte Regulierungsbett entstehenden „Buchten“ weisen für die Fischfauna als Winter- und Jungfischhabitat sowie als Lebensraum für die heute vielerorts fehlenden, ruhigwasserliebenden Fischarten große Bedeutung auf. Insbesondere können diese Bereiche als Ersatz für die in den Altarmen verlorengegangenen Lebensräume dienen.

- Legende (Höhen m. ü. A.)
- HQ1-Gewässerbett
- -2,0 bis -1,5 m: Tiefenrinne
 - -1,5 bis 0,0 m: MW-Bett
 - -0,7 bis 0,0 m: Furt
 - -0,3 bis 0,3 m: Seitenarm
 - 0,0 bis 0,3 m: Sedimentbank
- Umlandabsenkung (Ebene Flächen)
- -1,0 bis 0,0 m: Nebengew. perm.
 - -0,3 bis 0,0 m: Nebengew. temp.
 - 0,0 bis 0,3 m: Röhrriech
 - 0,3 bis 0,7 m: Nasse Silberweidenau
 - 0,7 bis 1,0 m: Feuchte Silberweidenau
 - 1,0 bis 1,5 m: Frische Silberweidenau
 - 1,5 bis 2,0 m: Erlen-/Eschenau
 - über 2,0 m: Hartholzau/Pufferzonen
- Böschungen HQ1-Gewässerbett und Umlandabsenkung (Geneigte Flächen)
- 0,3 bis 1,5 m: Böschung tief (Silberweidenau)
 - über 1,5 m: Böschung hoch (Erlen-/Eschenau bis Hartholzau)

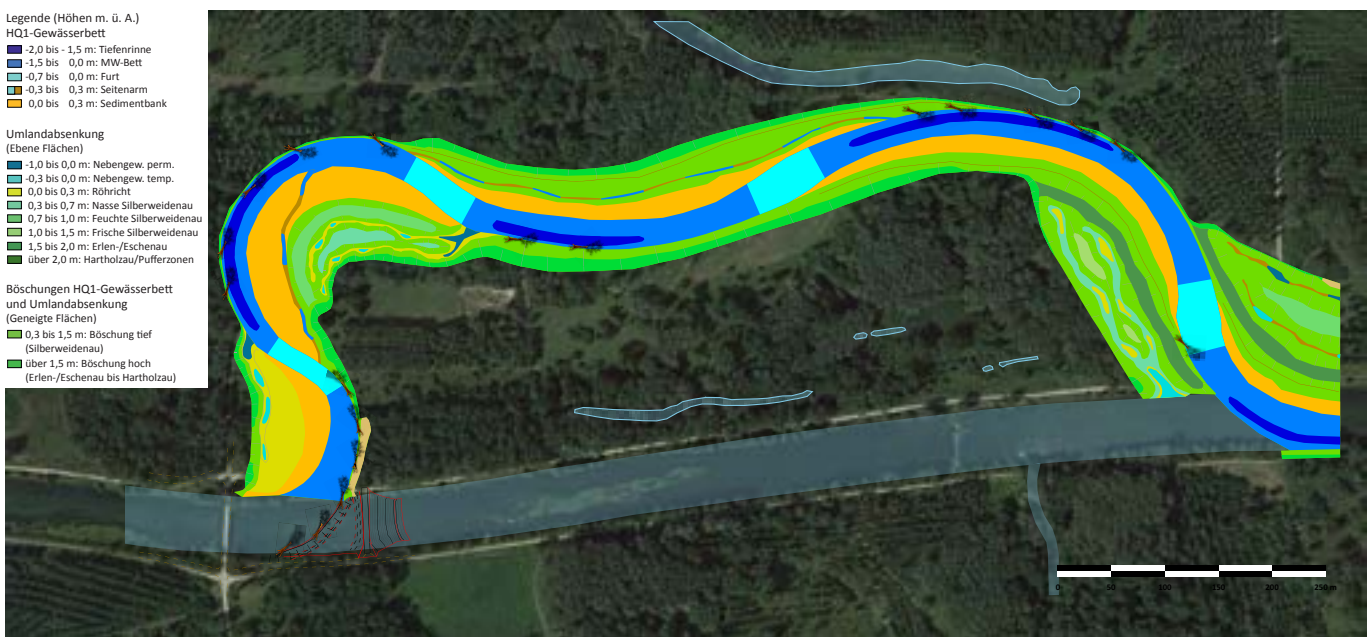


Abb. 5.19: Wiederherstellung einer pendelnd-mäandrierenden Linienführung durch Neuanlage von Flussbögen. Das alte Flussbett verbleibt als Flutmulde zur HW-Entlastung, LIFE+ Projekt Traisen. (© ezb)

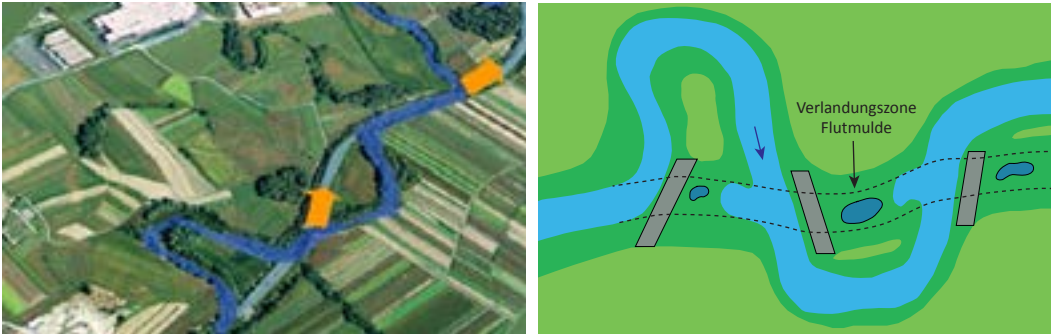


Abb. 5.20– 5.21: Wiederherstellung einer pendelnd-mäandrierenden Linienführung durch Reaktivierung bestehender Altarme, GBK Raab/Bgld. (© ezb)

Gleichzeitig kann das alte Flussbett als Flutmulde dienen, um trotz des geringeren Gefälles und der größeren Rauigkeit die HW-Abflusskapazität zu erhalten und den HW-Schutz flussauf nicht zu gefährden.

Aufgrund der großen Massenbewegungen wird, wenn die Aushubmassen nicht wirtschaftlich verwertbar sind, ein Neubau oftmals nicht aktiv gebaggert, sondern durch Initialmaßnahmen initiiert. Dazu wird das initiale Flussbett nur als schmaler Graben mit steilen, ungesicherten Ufern angelegt. Die erforderlichen Aushubmassen werden so deutlich reduziert. In den Außenbögen der „Initialmäander“ findet Seitenerosion statt und es entsteht rasch ein breiteres, gewässertypisches Flussbett.

Zu beachten:

Durch die Laufverlängerung kann das Gefälle reduziert werden, wodurch in Abhängigkeit von Gewässertyp, Feststoffhaushalt und Hydrologie unter Umständen Querbauwerke zur Sohlstabilisierung vermieden oder die erforderliche Zahl reduziert werden kann. Vielfach kann dadurch die Laufverkürzung im Zuge von Regulierungen, die vor allem bei ursprünglich mäandrierenden Fließgewässern häufig durchgeführt wurde, wieder kompensiert werden. Neben der naturnahen Gewässergestaltung entsprechend dem Gewässertyp ist mit dieser Maßnahme dann auch eine Wiederherstellung der Durchgängigkeit erreichbar (vgl Kap. Durchgängigkeit).

Ökologische Bewertung:

Flussbögen sind charakteristische Elemente mäandrierender Gewässer. Durch die Wiederherstellung eines gewunden-mäandrierenden Flussbettes entstehen wesentliche gewässertypische Habitats, die sich auch hinsichtlich Quantität dem natürlichen Leitbildzustand annähern.





Fotos 5.46–5.47: Initialmäander Liechtensteiner Binnenkanal (links Bauzustand, rechts nach Flutung und erstem HW. (© ezb)

Bei entsprechend großflächiger Ausführung der Maßnahmen und ohne Vorliegen anderer Beeinträchtigungen können geeignete hydromorphologische Verhältnisse für das Erreichen und die Erhaltung des guten ökologischen Zustandes im Gewässerabschnitt geschaffen werden.

Die Anlage eines durchgehend mäandrierenden Flussbettes ist beim gestreckten und verzweigten Flusstyp nicht leitbildkonform. Beim verzweigten Flusstyp sind für Revitalisierungsmaßnahmen Aufweitungen des Flussbettes auf Sohlniveau erforderlich.

5.2.2 Aufweitungen des Gewässerbettes

Sohlgleiche Aufweitungen des Mittelwasser- und Hochwasser-Bettes über längere Strecken führen nur beim verzweigten Flusstyp zur Annäherung an den Leitbildzustand.



Bei allen anderen Flusstypen ist eine reine Aufweitung des Abflussprofils ohne Herstellung eines pendelnden MW-Bettes keine leitbildkonforme Maßnahme und führt nicht zur Ausbildung gewässertypischer Lebensräume.

Ohne strömungslenkende Strukturen entsteht ein überbreites MW-Bett, das sukzessive wieder verlandet. Ist bei diesen Flusstypen eine Aufweitung des Hochwasser-Profiles erforderlich, wird eine HW-Aufweitung mit pendelndem MW-Bett empfohlen.



Foto 5.48: Überbreites MW-Bett durch sohlgleiche Aufweitung eines gewunden-mäandrierenden Gewässers. Aufgrund der geringen Gewässerdynamik entsteht ein kaum durchflossener, ökologisch unattraktiver Rückstaubereich, der sukzessive verlandet. (© ezb)

5.2.2.1 Aufweitung des HW-Abflussprofils mit pendelndem MW-Bett

Durch abschnittsweises Aufweiten des HW-Abflussprofils und der Ausgestaltung eines pendelnden MW-Bettes entstehen Schotterbänke an den Innenufern und strukturreiche Tiefenrinnen an den Außenufern. In den Übergangsbereichen zwischen den Bögen entwickeln sich Furten. Wesentlich ist die Anordnung von Raubäumen oder anderen Buhnen an den Prallufeln, um einerseits das Pendeln des MW-Bettes dauerhaft sicherzustellen und gleichzeitig die Prallufer zu strukturieren. „Glatte“ Prallufer ohne Holzstrukturen bieten Fischen und anderen aquatischen Organismen kaum Lebensraum. Zwischen den Holzstrukturen verbleibt noch ausreichende Dynamik für lokale Erosion und Umlagerungen. Ist Raum für großräumige Seitenerosion vorhanden, kann der Abstand der Holzstrukturen entsprechend vergrößert werden.

Durch diese Maßnahme kann bei pendelnden und mäandrierenden Flusstypen die HW-Abflusskapazität erhöht werden, ohne ein überbreites MW-Bett zu verursachen. Somit kann zumindest südseitig eine dichte Ufervegetation für die Beschattung toleriert werden, ohne den HW-Schutz zu gefährden. Bei verzweigten Flusstypen sollte hingegen eine Aufweitung auf Sohlniveau gestaltet werden (vgl. Kap. 5.2.2.2).



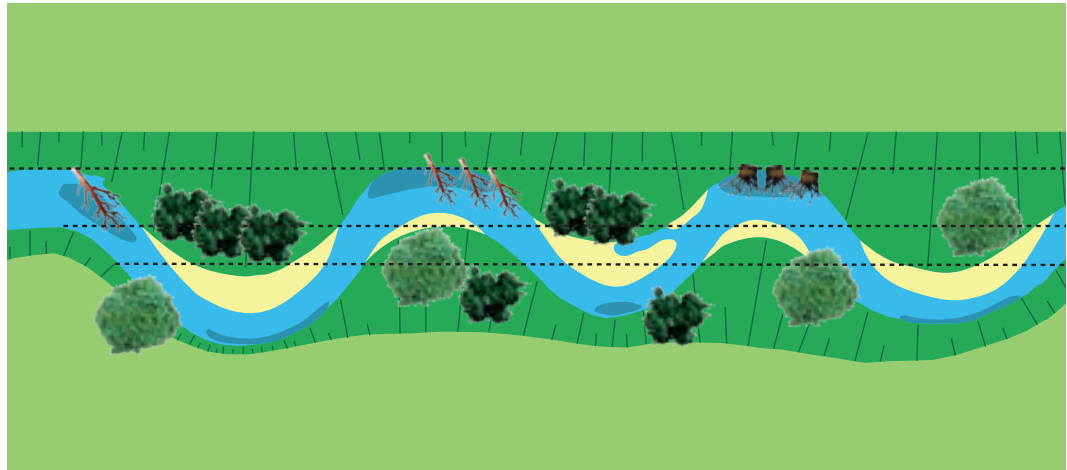


Abb. 5.22: Aufweitung des HW-Profiles und Initiierung einer pendelnden MW-Linienführung, mit Schotterbänken an den Innenufern und strukturreichen Tiefenrinnen an den Außenufern (südseitige Ufervegetation für Beschattung). (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Bei **pendelnden und mäandrierenden Flusstypen** entstehen durch diese Maßnahme wesentliche gewässertypische Habitate, wobei die Quantität unter dem natürlichen Leitbildzustand bleibt.

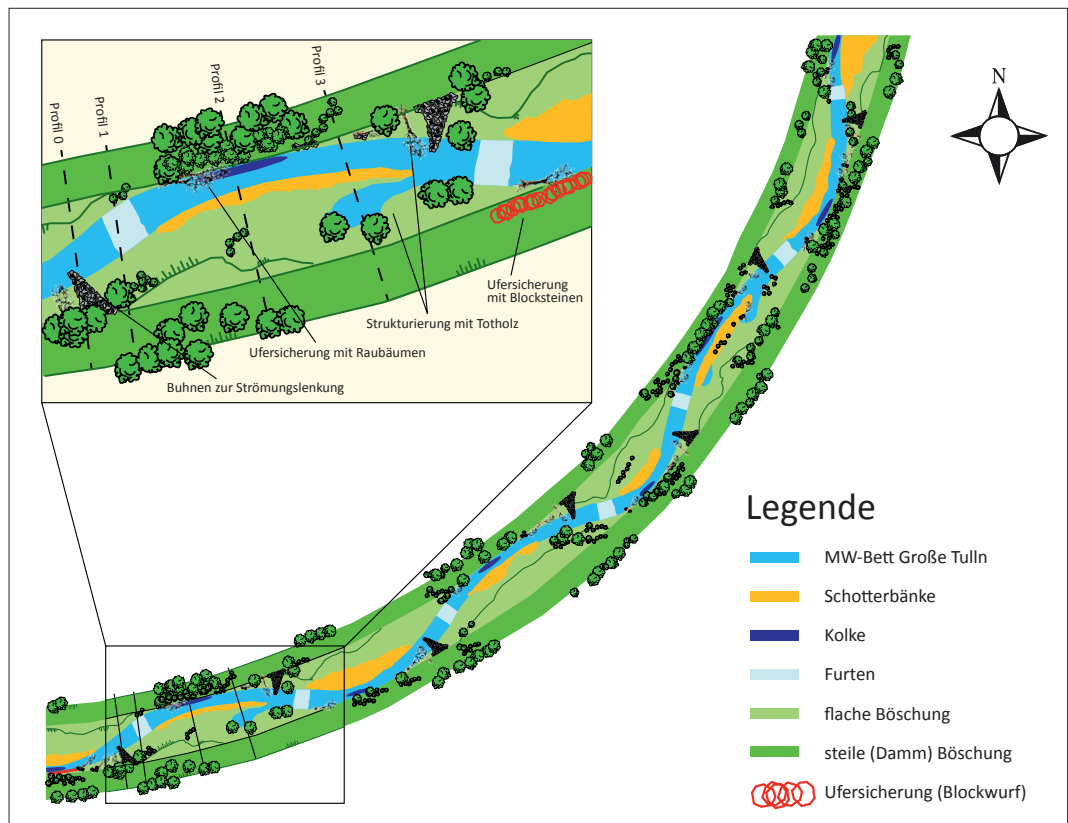


Abb. 5.23: Initiierung einer pendelnden MW-Linienführung mit Schotterbänken an den Innenufern und strukturreichen Tiefenrinnen an den Außenufern (südseitige Ufervegetation für Beschattung). (© ezb)

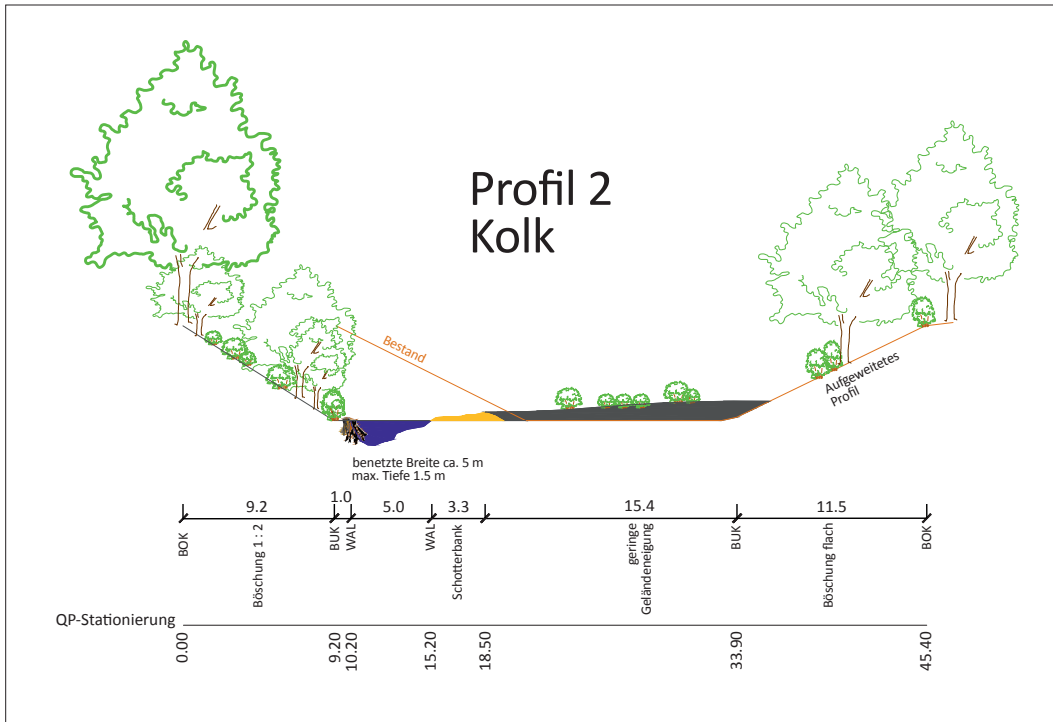


Abb. 5.24: Aufweitung des HW-Profiles und Initiierung einer pendelnden Linienführung (Querprofil Kolk zu Abb. 5.23). (© ezb)

Bei entsprechend ausgeprägten Flussbögen (große Pendelbreite) und möglichst starker Strukturierung des Flussbettes durch Raubäume etc. entsteht vielfach trotzdem ausreichend Lebensraum für die Ausbildung intakter Fischbestände. Bei entsprechend großflächiger Ausführung ist daher ohne andere Beeinträchtigungen vom Erreichen des guten ökologischen Zustandes auszugehen.



Fotos 5.49–5.50: Pendelndes MW-Bett mit Schotterbänken an den Innenufern und strukturreichen Tiefenrinnen an den Außenufern im aufgeweiteten HW-Abflussprofil, Naarn/OÖ. (© ezb, TB Zauner)



5.2.2.2 Anlage eines verzweigten Flussbettes (sohlgleiche Aufweitung)

Durch die durchgehende Aufweitung des eingegengten Regulierungsbettes auf Sohlniveau wird ursprünglich verzweigten Flüssen wieder ausreichend Raum geboten, die gewässertypischen Seitenarme (Teilgerinne) auszubilden. Es entstehen zahlreiche Inseln und Kies-/Sandbänke unterschiedlicher Entwicklungsstufen (Sukzession). Wichtig ist, dass sich diese Strukturen bei Hochwasser häufig und unsystematisch verlagern können.

Dadurch wird die Möglichkeit zur dynamischen Eigenentwicklung gewässertypischer Habitatverhältnisse gegeben und es stellen sich Lebensräume und Strukturen ein, die vor der Durchführung der Maßnahme nicht vorhanden waren bzw. in der verbleibenden Regulierungsstrecke selten anzutreffen sind.

Totholzagglomerationen (Raubäume, Wurzelstöcke), wirken als Strömungsteiler und Kolkbildner und stellen damit wesentliche Strukturbildner und Voraussetzung für die Ausbildung intakter Fischpopulationen dar (vgl. 5.1.3.3 Raubäume und Kap. 5.1.5 Strömungsteiler). Verzweigte Abschnitte ohne Totholz weisen hingegen nur sehr geringe Fischbestände auf.



Fotos 5.51–5.52: Eschnerau/Alpenrhein/FL, vor (links) und nach Aufweitung (rechts), Fotomontage. (© P. Rey)

In Aufweitungen kann das Flussbett (in Abhängigkeit von Geschiebeeintrag, Sohlmaterial, Breite der Aufweitung und HW-Abfluss) etwas steiler als bei geringerer Breite gestaltet werden, ohne dass es zur Erosion der Flusssohle kommt (Erhöhung des Selbststabilisierungsgefälles). Dadurch können unter Umständen Querbauwerke zur Sohlstabilisierung vermieden oder die erforderliche Zahl reduziert werden, wodurch auch der Instandhaltungsaufwand verringert wird. (vgl. Durchgängigkeit Kap. 4).

Aufweitungen erhöhen zudem die Abflusskapazität bei Hochwasser. Damit wird ein Puffer für die Hochwassersicherheit geschaffen, um Auflandungen und Gehölzbewuchs in der Aufweitung tolerieren zu können. Bei zu starker Sohlauflandung im oberen Teil der Aufweitung kann es aber zu Verschlechterung des Hochwasserschutzes flussauf der Aufweitung kommen (siehe Abb. 5.28).

Der Bau der Aufweitungen muss nicht zur Gänze durch Baumaschinen vorgenommen werden, sondern kann durch die eigendynamische Entwicklung des Gewässers erfolgen (vgl. Kap. 5.2.4 Initialmaßnahmen).

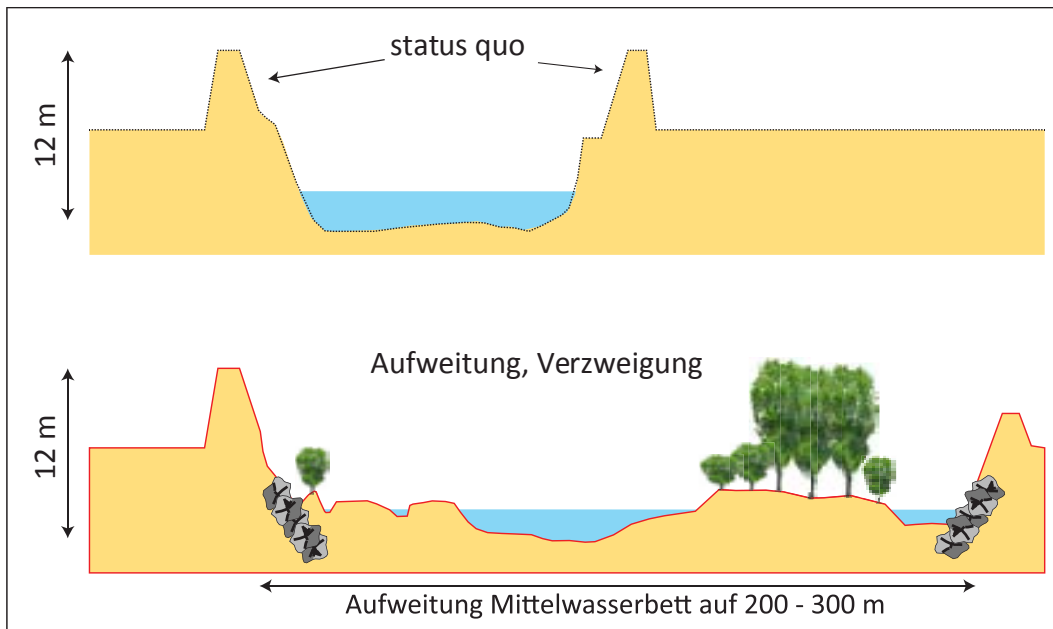


Abb. 5.25: Eingegängtes Regulierungsprofil des Alpenrheins zwischen Hochwasserdämmen (oben), Aufweitung des Gewässerbettes durch Rückverlegung des HW-Dammes. (© EK Alpenrhein B. Zarn)





Foto 5.53: Aufweitung des Flussbettes auf die doppelte Regulierungsbreite an der Traisen (Reith/NÖ). (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Durch die Wiederherstellung ausreichend langer Aufweitungen mit flusstypischen Habitaten wie Furten, Rinnern, Kolken, Seitenarmen und großflächigen Schotterbänken und der Herstellung der Durchgängigkeit kann die Lebensraumsituation für die strömungsliebenden Hauptfischarten des verzweigten Gewässertyps sowohl qualitativ als auch quantitativ verbessert werden.

Durch die Entstehung von Furten wird das Reproduktionsareal der strömungsliebenden Kieslaicher qualitativ und quantitativ verbessert. Großflächige Schotterbänke mit vorgelagerten Flachwasserbereichen und Seitenarme sind wichtige Jungfischhabitate für viele gewässertypische Arten. Im Bereich gut strukturierter Ufer mit Totholz bilden sich Buchten und Ruhigwasserbereiche aus, die von Jungfischen und strömungsindifferenten Fischarten bevorzugt werden. Insgesamt wird durch „funktionierende“, dem Gewässertyp angepasste Aufweitungen die Lebensraumqualität des Gewässers stark verbessert. Bei großflächiger Ausführung ist ohne andere Beeinträchtigungen vom Erreichen des guten ökologischen Zustandes auszugehen.



Auenzone im Bereich der Aufweitungen

Aufgrund der geringen Breite vieler bisher umgesetzter Aufweitungen konnte jeweils nur ein Ausschnitt des natürlichen Spektrums an Auenlebensräumen wiederhergestellt werden. Dynamische, regelmäßig umgelagerte flussnahe Bereiche dominieren, bedingt durch die niedrigen Flurabstände werden vielfach schon bei erhöhtem Mittelwasser vegetationsbedeckte Bereiche großflächig überflutet. Es profitieren im Wesentlichen Pionierhabitate, reife Auwaldstadien mit geringerer Überflutungshäufigkeit fehlen aufgrund der geringen Größe vieler Aufweitungen meist völlig. Mit zunehmender Breite entsprechend langer Aufweitungen können sich diese Auenvegetationstypen wieder entwickeln (siehe Abb. unten). Unter diesen Rahmenbedingungen ist auch eine Neubildung von Gewässern der Auenrandzone (Stillwasser- und Verlandungshabitate) möglich.

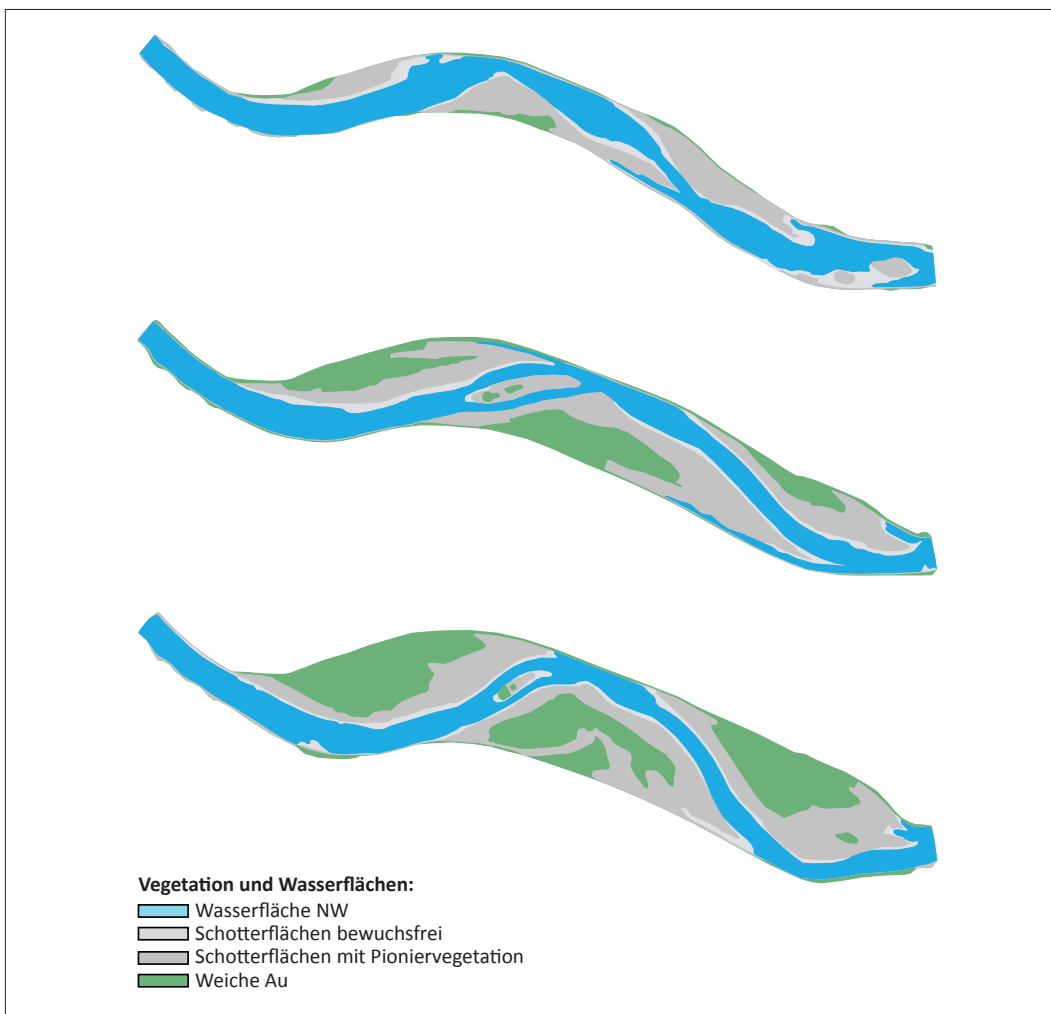


Abb. 5.26: Modellierung von potentiellen Aufweitungsbereichen der Ybbs/NÖ: Vergleich Vegetations- Wasser- und Schotterflächen bei Aufweitung um das 2-, 3- und 4-fache der derzeitigen Gewässerbite. (© EBERSTALLER-FLEISCHANDERL et al., 2012)





Entwicklung der Flussole im Bereich der Aufweitung und in deren Nahbereich

Bei den meisten kanalisierten und begradigten Flüssen übersteigt die Geschiebetransportkapazität den Geschiebeeintrag, es kommt zur Sohlenerosion. Werden diese Flüsse wieder aufgeweitet, sinken bei Hochwasser die Wassertiefen im breiteren Flussbett. Dadurch sinkt die Transportkapazität aufgrund der reduzierten Sohlenschubspannung (Schleppspannung) und Geschiebe lagert sich ab. In der Anfangsphase nach dem Bau herrscht in der Aufweitung daher eine Ablagerungstendenz und der Fluss ist durch zahlreiche kleine, flache und dynamische Teilgerinne geprägt.

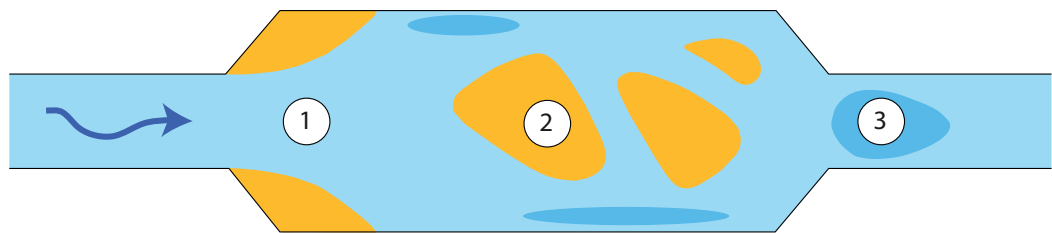


Abb. 5.27: Schematische Darstellung der morphologischen Prozesse in einer lokalen Aufweitung, 1: Bank- u. Kolkbildung, 2: allmähliche Erweiterung, 3: Kolk bei Verengung. (© HUNZINGER, 2004)

Geschiebeablagerungen im oberen Teil der Aufweitung führen zu einer sukzessiven Sohlenerhebung, das Gleichgewichtsgefälle erhöht sich und im Bereich der Aufweitung wird eine größere Höhendifferenz überwunden, als auf einem gleich langen Abschnitt mit der ursprünglichen Breite. Dabei ist das Ausmaß der Sohlenerhebung abhängig von der Länge und der Breite der Aufweitung. Langfristig stellt sich im Aufweitungsbereich ein weniger dynamischer Gleichgewichtszustand ein. Beobachtungen zeigen, dass sich in Aufweitungen, in die kein/zu wenig Geschiebe aus dem Oberlauf eingetragen wird und somit ein Geschiebedefizit verbleibt, seltener Teilgerinne und Inseln bilden. Selbst bei genügender Breite verzweigt sich das Gerinne in solchen Fällen meist nicht und es bleibt bei einem Einzelgerinne. Früher oder später unterliegt die Sohle dieser Gewässer auch in der Aufweitung wieder einem Erosionstrend.

Ist kein Geschiebeeintrag aus dem Oberlauf erreichbar, kann durch die Förderung/Zulassen von Seitenerosion im Gewässerabschnitt selbst wieder Geschiebe mobilisiert und das Geschiebedefizit verringert bzw. ausgeglichen werden. Dies gilt insbesondere auch, um ein Geschiebedefizit im Flussabschnitt flussab der Aufweitung, das durch die Geschiebeablagerung in der Aufweitung verursacht/verstärkt wird, auszugleichen/zu vermeiden.

(Aus http://www.wsl.ch/land/products/rhone-thur/aufweitungen/aufw_z1.php)



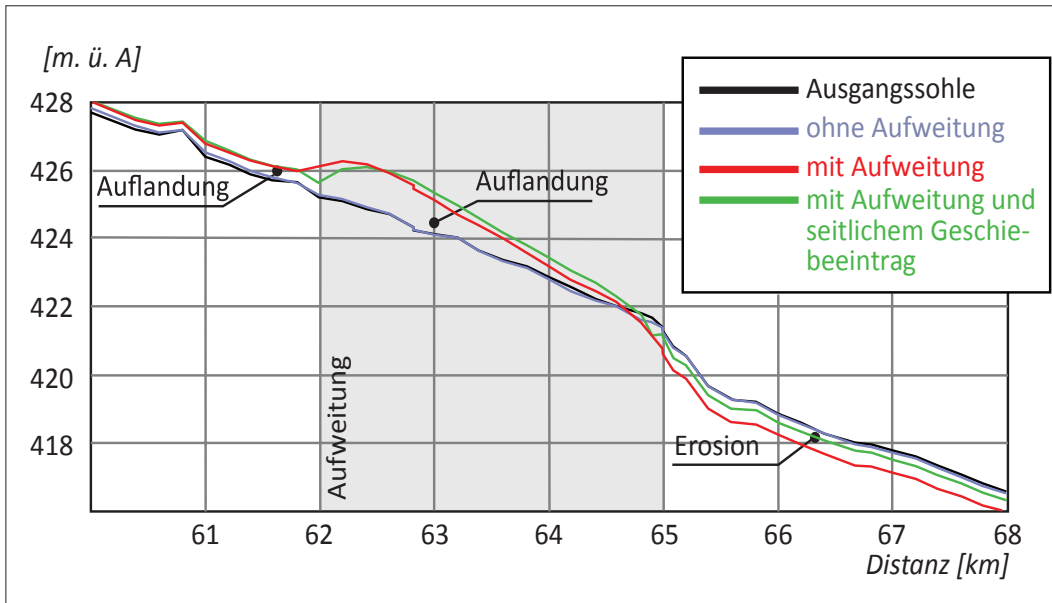


Abb. 5.28: Längenschnitt durch eine Aufweitung mit zukünftiger Sohlentwicklung. (© EK Alpenrhein, 2005)

Quellen:

EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; EBERSTALLER, J. & CH. FRANGEZ (2012): Umsetzung WRRL an der Ybbs im Zielgebiet 1 (prioritärer Bereich), Maßnahmenkonzept, Berichtsteil A: Gewässerökologische Analyse und Interpretation der Maßnahmentypen, i.A. Amt. D. NÖ Landesregierung, WA3 und BMLFUW.

EK Alpenrhein (2005): Entwicklungskonzept Alpenrhein, ARGE Rheinblick, i.A. Internationale Regierungskommission Alpenrhein (IRKA) und Internationale Rheinregulierung (IRR).

HUNZINGER, L. M. (2004): „Flussaufweitungen: Möglichkeiten und Grenzen“. Wasser Energie Luft 9/10 2004: S.243-249.

5.2.3 Anlage von Seitenarmen

Durch die Anlage von Seitenarmen kann die Ausbildung eines verzweigten Flussbettes beschleunigt werden. Die Maßnahme ist bei verzweigten Flüssen ein Übergang zwischen Initialmaßnahme (vgl. Kap. 5.2.4.2) und aktiver Herstellung der Aufweitung. Wichtig ist, den entstehenden Inselbereich nicht zu sichern, damit die Insel zwischen Haupt- und Seitenarm bei Hochwasser abgetragen/abgeflacht werden kann und sich großflächige, kiesig-sandige Flachufer ausbilden können. Für eine entsprechende morphologische Entwicklung der Seitenarme ist zudem ein ausreichend hoher Durchfluss, vor allem im Bereich des „bettbildenden“ bzw. „bordvollen Durchflusses“ notwendig.

Dauerhaft hohe Inseln zwischen Haupt- und Seitenarm sind bei verzweigten Flüssen nur bedingt gewässertypisch. Diese Strukturen entsprechen eher Nebenarmen, die mit entsprechend größerer Länge im Aubereich verlaufen (vgl. Kap. 5.3).





Fotos 5.54–5.55: Mündungsstrecke des Liechtensteiner Binnenkanals, Aufzweigung im Bau und nach erstem Hochwasser. Im Bereich der Insel wurde beim Bau das bestehende Geländeniveau belassen, um die Massenbewegung gering zu halten. (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Durch die Anlage von Seitenarmen können wesentliche gewässertypische Elemente geschaffen werden, die sich im Hauptarm auch natürlicherweise nur kleinräumig ausbilden und damit „Mangel Lebensräume“ darstellen. Damit können wesentliche Verbesserungen für die Fisch- und Bodenfauna geschaffen werden. Aufgrund der Kleinräumigkeit der Seitenarme entsteht aber im Gewässerabschnitt insgesamt nur wenig Lebensraum. Ein zur Ausbildung intakter Fischbestände erforderlicher, ausreichend großer Lebensraum setzt daher auch eine naturnahe, strukturierte Ausformung des restlichen Flussbettes voraus.



Fotos 5.56–5.57: Ybbs bei Amstetten/NÖ: Errichtung eines Seitenarmes, links vor und rechts nach Bau. (© NÖGIS, Haslinger extremfotos)



5.2.4 Initialmaßnahmen

Strukturierungs- und Revitalisierungsmaßnahmen müssen nicht „aktiv“ durch Baumaßnahmen erfolgen, sondern sind auch durch Initiierung der Flusssdynamik und sukzessiver „Selbstentwicklung“ möglich. Durch Initialmaßnahmen kann der Bauaufwand beträchtlich reduziert werden. Auch müssen die erforderlichen Grundstücke nicht am Beginn der Maßnahme sofort zur Verfügung stehen, sondern können nach und nach in Abhängigkeit des Fortschreitens der Erosion und der jeweiligen Lage des Flussbettes über einen längeren Zeitraum erworben werden.

Dazu sind allfällig vorhandene Ufersicherungen zumindest einseitig zu entfernen, um dem Fluss Raum zur Erosion zu geben. Das durch die Seitenerosion mobilisierte Geschiebe erhöht den Geschiebeeintrag ins Unterwasser und kann in Eintiefungsstrecken eine Sohlerosion flussab verhindern oder zumindest reduzieren (vgl. Kap. 5.2.2).

Kann dem Fluss nur ein begrenzter Raum für die Entwicklung zur Verfügung gestellt werden, empfiehlt sich, die am Beginn entfernte Ufersicherung an der neuen Grenze als „versteckte Sicherung“ wieder einzubauen, um darüber hinausgehende Erosion auf fremden Grundstücken zu vermeiden (vgl. Kap. 6.2.14 versteckte Sicherungen).

5.2.4.1 Initiierung einer pendelnden Linienführung durch Seitenerosion

Dabei wird zumindest einseitig eine allfällige Ufersicherung abschnittsweise entfernt. Zur Verstärkung der Ufererosion empfiehlt sich, die Strömung durch den Einbau von Bühnen oder Raubäumen an diese unbefestigten Bereiche zu lenken. Durch sukzessiven Uferabtrag in den Erosionsbereichen entwickeln sich Flussbögen und damit eine langfristig pendelnde bis mäandrierende Linienführung (siehe Abb. 6.29–6.31).

Ökologische Bewertung:

Beim **gestreckten und pendelnden Flusstyp** sind aufgrund des natürlicherweise gestreckten, engeren Flussbettes meist geringere Umgestaltungen als bei den anderen Flusstypen erforderlich. Hier umfassen die gewünschten Maßnahmen vor allem ein stärker ausgeprägtes Pendeln des geradlinig regulierten Flussbettes, um die angestrebte Ausbildung von Kolken/Rinnern in den Außenbögen, Kiesbänken





in den Innenbögen und Furten in den Übergangsbereichen zwischen den Bögen zu erreichen. Da diese Flusstypen zudem meist ein höheres Gefälle und damit höhere Dynamik aufweisen, lässt sich mit Initialmaßnahmen sehr rasch die angestrebte Ausformung erreichen.

Durch die Initiierung eines naturnahen und **dynamischen** Flussbettes entstehen wesentliche gewässertypische Habitate, die sich, beim Vorliegen von Holzstrukturen, auch hinsichtlich Quantität dem natürlichen Leitbildzustand annähern. Bei entsprechend großflächiger Ausführung ist daher ohne andere Beeinträchtigungen vielfach vom Erreichen des guten ökologischen Zustandes auszugehen.

Beim **mäandrierenden Gewässertyp** entstehen durch die Initiierung einer pendelnden Linienführung durch Seitenerosion ebenfalls wesentliche gewässertypische Habitate. Da diese Gewässer aufgrund des niedrigen Gefälles natürlicherweise eine geringere Dynamik aufweisen, erfordert es allerdings vergleichsweise lange Zeit bis das angestrebte mäandrierende Flussbett entsteht.



Foto 5.58: Initiierung von Ufererosion durch Bühnen am gegenüberliegenden Ufer des neu angelegten Nebenarmes an der Ybbs bei Hausmening/NÖ. (© ezb)

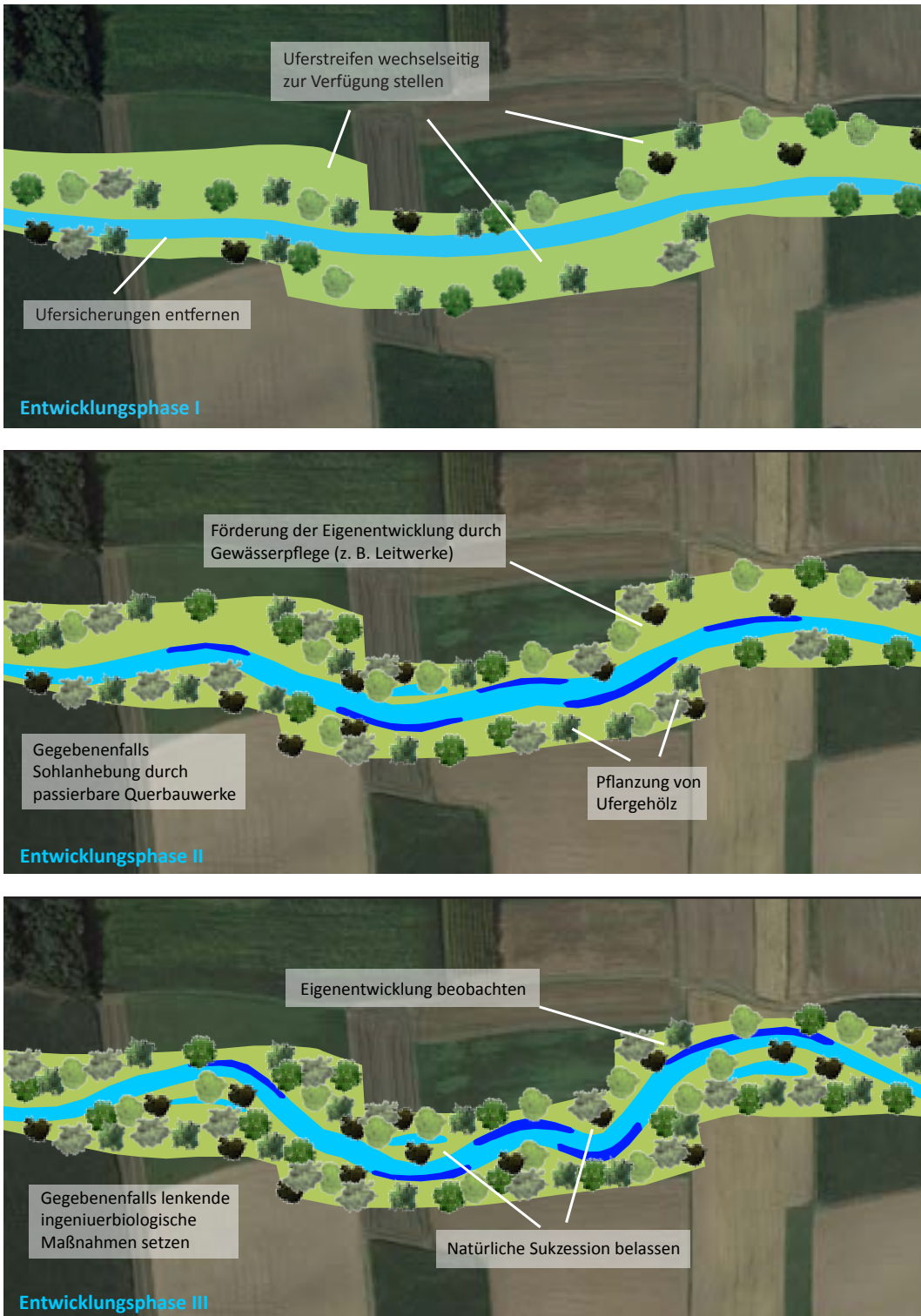


Abb. 5.29–5.31: Initiierung einer pendelnden Linienführung durch Seitenerosion.
(© nach freiland Umweltconsulting & Amt der Stmk. Landesregierung, FA 19B)



Fotos 5.59–5.60: Initiierung eines pendelnden Flussbettes durch Seitenerosion, Gurtenmündung/OÖ. (© ezb, TB Zauner)

5.2.4.2 Initiierung von Aufweitungen beim verzweigten Flusstyp

Verzweigte Gewässertypen sind durch ein über längere Strecken breites Flussbett charakterisiert, in dem Seitenarme, Inseln und Schotterbänke bzw. Auspendorte mosaikartig verteilt sind (vgl. Kap. 5.2.2 Aufweitungen). Bei der Initialmaßnahme muss die Ufersicherung durchgehend zumindest einseitig über die ganze, für die Aufweitung zur Verfügung stehende Länge entfernt werden. Neben den auch bei anderen Initialmaßnahmen geeigneten strömungslenkenden Buhnen, ist bei diesem Flusstyp die Verwendung von Strömungsteilern (vgl. Kap. 5.1.5) zur Aufzweigung und rascheren Verbreiterung des Flussbettes zu empfehlen. Eine Aufweitung des Flussbettes kann auch durch die Anlage von Initialgräben im Hinterland beschleunigt werden.



Fotos 5.61–5.62: links: Aufweitung mit Strömungsteilern zur rascheren Initiierung von Seitenarmen und Kiesinseln, Traisen/NÖ (© ezb), rechts: Beschleunigung einer sich selbst entwickelnden Aufweitung durch Anlage eines Initialgrabens, Ybbs bei Winklarn/NÖ. (© Haslinger extremfotos)

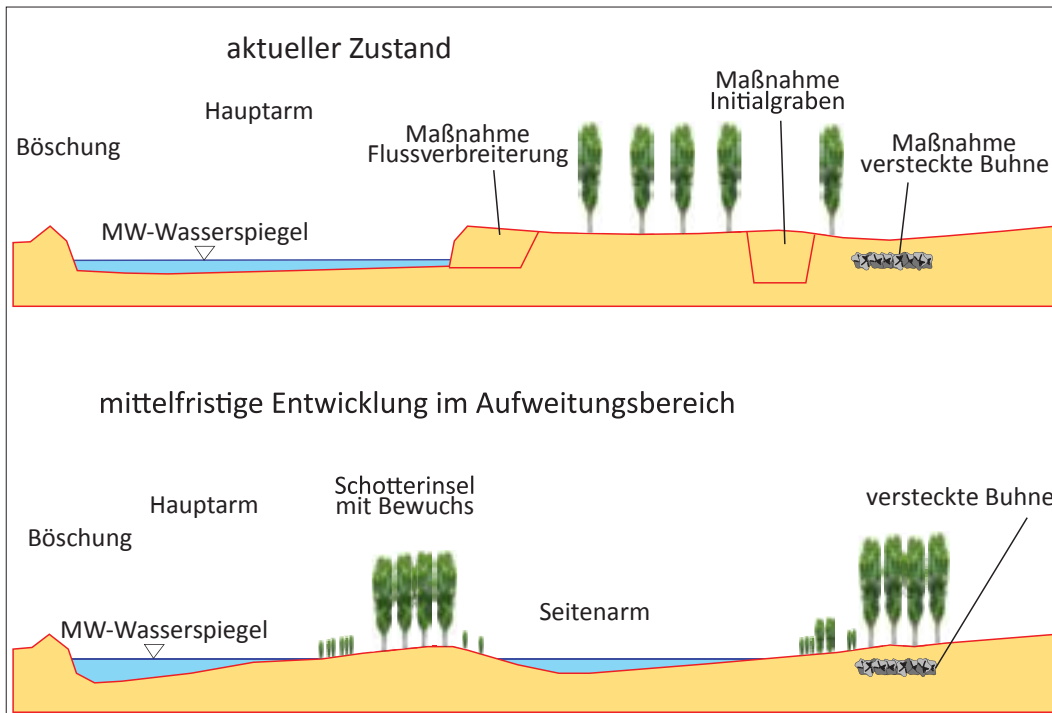


Abb. 5.32: Schematisches Querprofil in einem Aufweitungsbereich: oben: Aktueller Zustand; unten: nach dynamischer Eigenentwicklung. Die Ufersicherung am orografisch rechten Ufer wird entfernt und als versteckte Sicherung an der Projektgrenze eingebaut. Durch Buhnen am linken Ufer wird der Stromstrich ans rechte Ufer gelenkt und die Seitenerosion erhöht. Strömungsteiler initiieren rasch eine Aufzweigung des Gewässers. Zusätzlich wird parallel zum Gewässer im Vorland ein Initialgraben angelegt, der die gewünschte Erosion beschleunigt. Die zukünftige Entwicklung der Flussufer und der begleitenden weichen Au kann eigendynamisch erfolgen, sodass ein dauerhafter Erfolg erzielt wird. (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Durch die Initiierung eines naturnahen und **dynamischen** Flussbettes entstehen wesentliche gewässertypische Habitate, die sich, beim Vorliegen von Holzstrukturen, auch hinsichtlich Quantität dem natürlichen Leitbildzustand annähern. Bei entsprechend großflächiger Ausführung ist daher ohne andere Beeinträchtigungen vielfach vom Erreichen des guten ökologischen Zustandes auszugehen.



5.3 Maßnahmen im Auenniveau

Maßnahmen im potentiellen Auenniveau reichen weit in das Gewässerumland und berühren den gesamten vom Gewässer geprägten Talraum. Das Spektrum umfasst Maßnahmen zur Verbesserung der Nebengewässer und Auenvegetationsbestände sowie zur Sicherung und Reaktivierung von Retentionsräumen.

Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf:

- Wiedervernetzung/Dotation bestehender Nebengewässer-, Grabensysteme sowie Tümpelketten mit dem Fluss
- Initiierung neuer Nebengewässersysteme
- Wiedervernetzung/Dotation bestehender Auenstandorte
- Initiierung neuer auentypischer Vegetationsbestände
- Erhaltung und Reaktivierung von Retentionsräumen

Flankierende Maßnahmen sind die Erhaltung/Schaffung von Gewässerrandstreifen/ Pufferzonen sowie die Sicherung/Herstellung einer gewässerverträglichen Nutzung im Überflutungsraum (Hochwasser-tolerante Nutzung, Bodenbewirtschaftung, ...).

5.3.1 Neuanlage/Reaktivierung von Altarmen und Augewässern, Anbindung von Augewässern

Altarme und Altwässer sind ehemalige Haupt- oder Nebengerinne eines Gewässers. Sie können sowohl durch natürliche Laufverlagerung – beim Durchbrechen von Mäandern – oder künstlich bei der Begradigung im Rahmen von Regulierungen entstanden sein. Eine Neuentstehung von Augewässern ist heute an den überwiegend regulierten Gewässern kaum mehr möglich. Viele bestehende Altwässer sind im Lauf der Jahre stark verlandet, teilverfüllt oder sind durch verschiedene Nutzungseinflüsse beeinträchtigt. Vorhandene Augewässer bieten im Rahmen von Renaturierungen sehr gute Möglichkeiten zur Strukturverbesserung.

In Abhängigkeit ihrer Verbindung zum Fluss werden Augewässer in Nebenarme, Altarme oder Altwässer unterschieden:

- **Nebenarme (permanent durchflossen)** – Nebenarme sind so an das Hauptgewässer angebunden, dass sie auch bei Nieder- und Mittelwasser durchflossen sind. Wesentlich ist ein ausreichend großer Querschnitt bei Aus- und Rückleitung zur Vermeidung von Verlandung.



- **Altarme einseitig permanent angebunden (Altarm 1. Ordnung)** – Diese Altarme sind zwar unterstromig auch bei NW und MW mit dem Hauptfluss vernetzt, werden aber erst bei kleineren bis mittleren Hochwasserereignissen durchströmt.
- **Altarme 2. Ordnung** – sind nur mehr bei kleineren bis mittleren Hochwasserereignissen mit dem Hauptfluss vernetzt.

Mit fortschreitender Verlandung entwickeln sich aus Altarmen 2. Ordnung folgende Gewässertypen:

- Weiher – permanent bespannt
- Tümpel mit periodischer Wasserführung
- Verlandungszonen

Altarme und Altwässer neigen aufgrund der auch bei Hochwasser vielfach nur geringen Durchströmung und damit fehlender Erosionsdynamik zur Verlandung, sofern sie nicht von Sediment befreit oder neu angelegt werden.

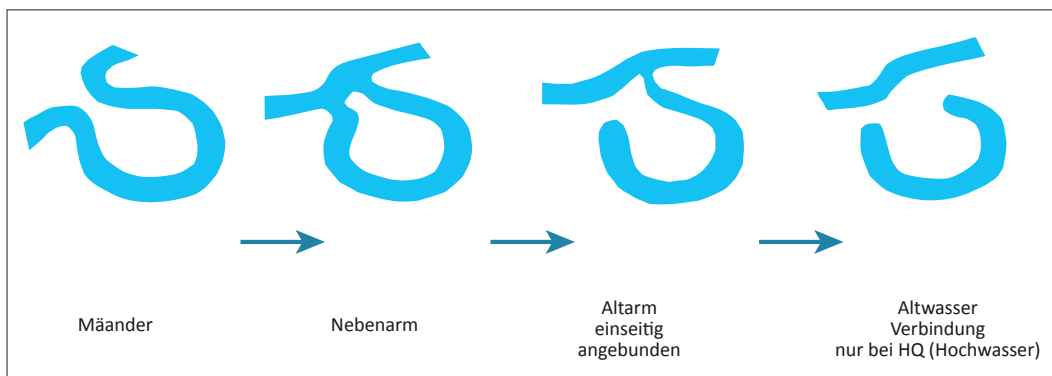


Abb. 5.33: Schematische Darstellung – Entstehung von Altwässern/Mäanderabschnürung. (adaptiert nach IHG BOKU)





5.3.1.1 Reaktivierung von Altarmen 1. Ordnung

Einseitig angebundene Altarme entstehen durch Mäanderdurchbrüche oder Verlandungsprozesse im Einströmbereich von Nebenarmen. Letztere ergeben sich auf Grund von Schotteranlandungen in den Furten bzw. auf Grund von Totholzakkumulationen. Die unterseitige Anbindung an den Hauptfluss ist permanent gegeben. Je nach Höhenlage der abgetrennten Oberwasseranbindung sind diese Altarme mehr oder minder häufig durchströmt.

Die Priorität von Maßnahmen zur Reaktivierung von Altarmen dieses Typs muss langfristig auf „Selbsterhaltung“ liegen, die nur durch eine ausreichende Dynamik sichergestellt werden kann. Durch zumindest lokale Erosion bei Hochwasser kann der Bestand langfristig gesichert werden. Zur Vermeidung von Verlandung ist ein ausreichend großer Querschnitt bei der Aus- und Rückleitung wesentlich, um bei HW möglichst starke Durchströmung und damit möglichst große Erosionsdynamik zu erreichen. Besonders verlandungsgefährdet sind Hybridsituationen bei der Anbindung von Altarmen und Augewässern (z. B. oberseitige, permanente aber geringe Dotation durch Rohrdurchlass). Durch den stetigen Trübeeintrag bei nur geringer Durchströmung kommt es durch das Absedimentieren der Schwebstoffe zu einer verstärkten Verlandung. Bestehende Rohrverbindungen sind daher durch offene Anschlüsse zu ersetzen, die bei Mittelwasser keine, bei Hochwasser aber möglichst starke Dotation erlauben.

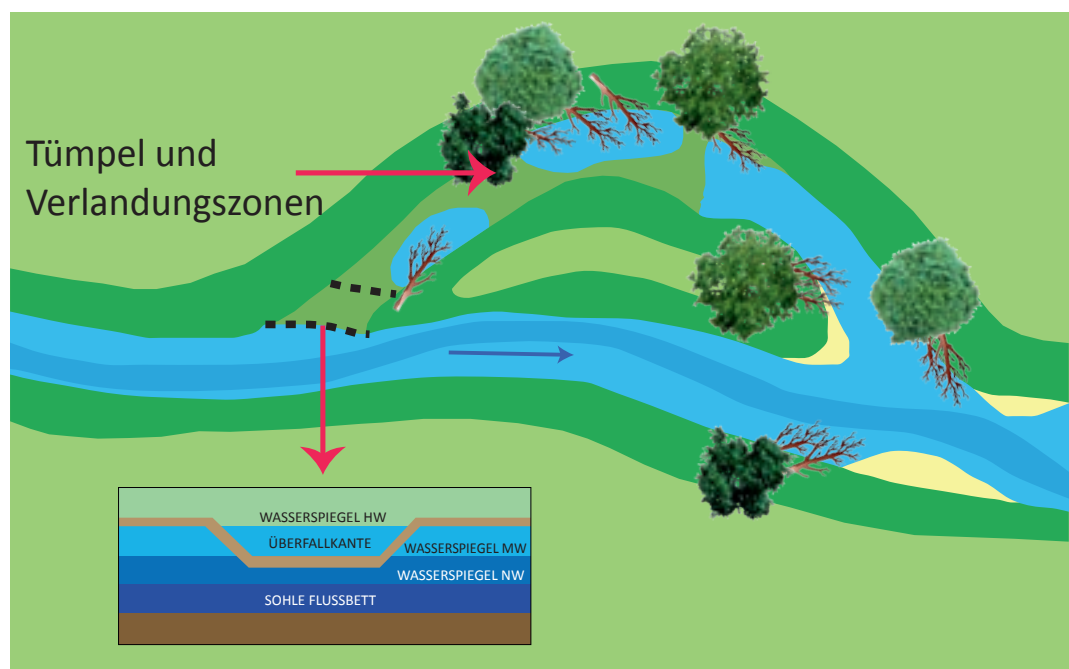


Abb. 5.34: Durch die gewählte Höhenlage der OW-Verbindung wird der als Flutmulde ausgebildete Altarm erst ab Mittelwasser durchströmt. Bei Hochwasser ist eine starke Dotation des Altarmes gewährleistet. Dazu ist auch eine entsprechend große flussabwärtige Anbindung an das Gewässer erforderlich. (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Durch die Reaktivierung von Altarmen 1. Ordnung entstehen wesentliche gewässertypische Stillwasserzonen, die im Hauptarm auch natürlicherweise fehlen. Stillwasserhabitate sind in Gewässern der Äschen- und Barbenregion vor allem für strömungsindifferente und Ruhigwasser liebende Arten wesentlich. Auch Altersstadien strömungsliebender Arten suchen zu gewissen Jahreszeiten strömungsberuhigte Habitate auf. Damit können in diesen Fischregionen wesentliche Verbesserungen für die Fisch- und Bodenfauna geschaffen werden. Aufgrund des lokalen Charakters der Maßnahme entsteht aber im Gewässerabschnitt vielfach insgesamt nur wenig Lebensraum, insbesondere für die strömungsliebenden Hauptfischarten. Da diese den fischökologischen Zustand weitgehend bestimmen, setzt ein Erreichen des ökologischen Zielzustandes gemäß WRRL auch eine naturnahe, strukturierte Ausformung des Hauptarmes voraus.

5.3.1.2 Reaktivierung und Anbindung von Altarmen 2. Ordnung

Durch das Ausbaggern von stark verlandeten Augewässern kann die Dauer der Benetzung erhöht und wieder eine breitere Gewässervielfalt hergestellt werden; von permanent wasserführenden Weihern, über Tümpel bis hin zu Feuchtflächen. Wichtig für eine breite Lebensraumvielfalt (insbesondere für Amphibien und Libellen) ist dabei auch eine ausreichende Besonnung einzelner Gewässer durch entsprechendes Freistellen/Schlägern eines umgebenden Waldbestandes. Um ein Wiederaufkommen der Gehölze zu verhindern, muss das Gelände aber auf maximal 30 cm über dem mittleren Grundwasserspiegel (MGW) abgesenkt werden.

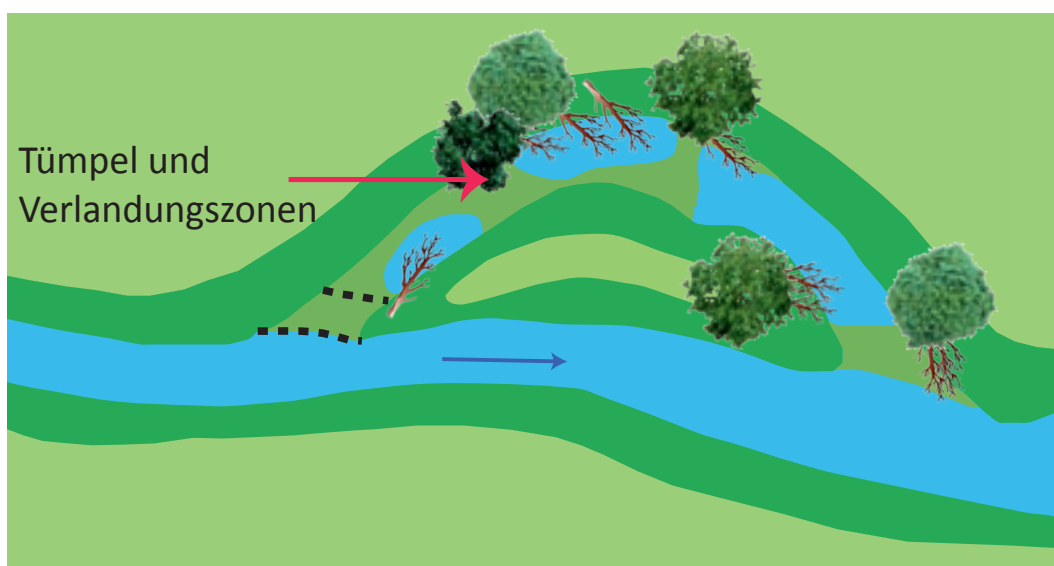


Abb. 5.35: Altarm 2. Ordnung bei Mittelwasserstand. Die Oberwasserverbindung ist unterbrochen, es kommt zur Ausbildung von isolierten Weihern/Tümpeln. (© ezb)



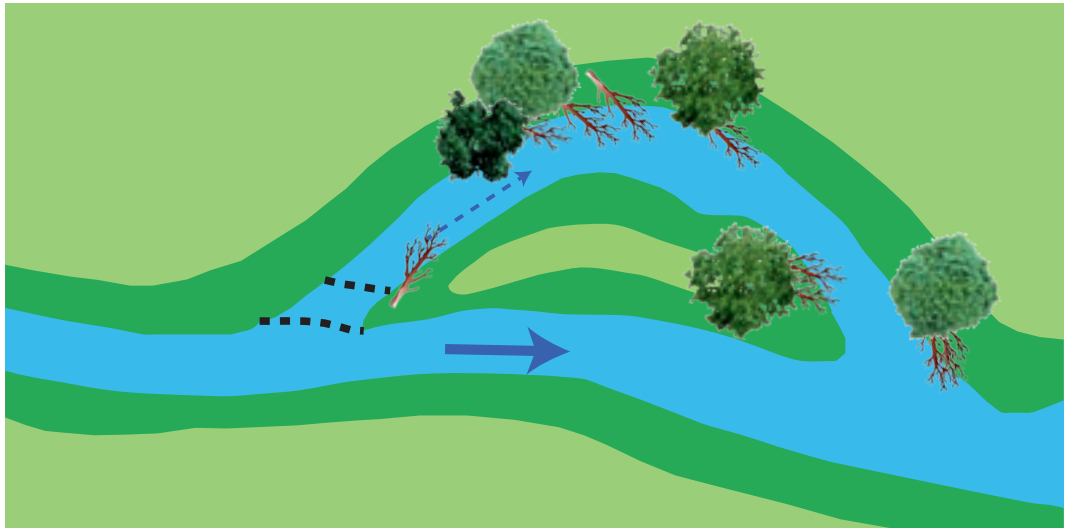


Abb. 5.36: Altarm 2. Ordnung bei HW: Ein Überströmbauwerk am Altarmeinrinn gewährleistet eine gezielte Dotation des Altarmes. Nur im Zuge von Hochwasserereignissen besteht eine oberstromige Verbindung zum Hauptfluss. (© ezb)

Grundsätzlich ist bei dieser Maßnahme aber anzuführen, dass nach Bauausführung bereits wieder die Sukzession Richtung Verlandung einsetzt. Die Verlandung kann einerseits durch die Vermeidung einer permanenten Durchströmung reduziert werden, da der damit verbundene Feinsedimenteintrag reduziert werden kann. Die biologische Verlandung durch organisches Material ist allerdings nicht zu stoppen. Durch eine nur bei Hochwasser stattfindende, dann aber möglichst starke Dotation des Altarmes kann die Verlandung effektiver verlangsamt werden. Für die langfristige Erhaltung von Nebengewässern im Ausystem ist aber die Neuentstehung durch entsprechende Dynamik/Umlagerung des Gewässers erforderlich.

Ökologische Bewertung:

Durch die Reaktivierung von Altarmen 2. Ordnung entstehen wesentliche gewässertypische Elemente, die im Hauptfluss auch natürlicherweise fehlen. Diese Gewässer werden daher meist von darauf spezialisierten Fischarten bewohnt. Da diese Gewässertypen an regulierten Flüssen kaum mehr neu entstehen und bestehende Altarme 2. Ordnung sukzessive Verlanden, können mit dieser Maßnahme wesentliche Verbesserungen für die Fisch- und Bodenfauna geschaffen werden.

Dies betrifft insbesondere strömungsindifferente und ruhigwasserliebende Arten, die vor allem aus Sicht des Naturschutzes Bedeutung (seltene FFH-Arten) besitzen. Im Gegensatz zu strömungsliebenden Arten haben ruhigwasserliebende Arten nur wenig Einfluss auf die Bewertung des fischökologischen Zustandes. Ein Erreichen des ökologischen Zielzustandes gemäß WRRL setzt auch eine naturnahe, strukturierte Ausformung des Hauptarmes zur Förderung strömungsliebender Arten voraus.

5.3.1.3 Neuanlage/Reaktivierung von Nebenarmen

Nebenarme sind auch bei Nieder- und Mittelwasser durchströmt, verlaufen aber vom Hauptfluss getrennt über mehr oder weniger lange Strecken im Aubereich. Im Gegensatz zum Hauptfluss werden Nebenarme von geringeren Wassermengen durchströmt und weisen damit geringere Fließgeschwindigkeiten, relativ stabile Sohlverhältnisse und höhere Anteile von feinkörnigen Substratfraktionen sowie reich strukturierte Uferzonen auf. Sie waren vor der Regulierung bei vielen vor allem größeren, ursprünglich verzweigten Flüssen im Alpenvorland und den breiteren Tälern der dominierende Gewässertyp im Aubereich (z. B. Donau bei Wien vgl. EBERSTALLER-FLEISCHANDERL et al., 2004, HOHENSINNER et al., 2008).

Durch das Wiederherstellen/die Neuanlage von einzelnen Armen bis hin zu ganzen Nebenarmsystemen entstehen gewässertypische Lebensräume, die derzeit in vielen regulierten Gewässern nicht mehr vorhanden sind. Wie auch bei Altarmen ist eine bei Hochwasser möglichst starke Durchströmung notwendig, um eine entsprechende Dynamik und die dauerhafte Ausbildung der unterschiedlichen Lebensräume sicherzustellen. Die permanente Durchströmung dieser Systeme gewährleistet zudem, dass das Trockenfallen bzw. das Entstehen von Fischfallen kaum mehr möglich ist.



Foto 5.63: Permanent durchflossene Nebenarme an der Donau, Wachau/NÖ.
(© Haslinger extremfotos)





Foto 5.64: Permanent durchflossene Nebenarme an der Donau, Wachau/NÖ.
(© Haslinger extremfotos)

Ökologische Bewertung:

Durch die Anlage von Nebenarmen können wesentliche gewässertypische Elemente geschaffen werden, die sich im Hauptarm auch natürlicherweise nur kleinräumig ausbilden und damit „Mangel Lebensräume“ darstellen. Damit können wesentliche Verbesserungen für die Fisch- und Bodenfauna geschaffen werden. Aufgrund der Kleinräumigkeit der Nebenarme entsteht aber im Gewässerabschnitt insgesamt nur wenig Lebensraum. Ein zur Ausbildung intakter Fischbestände erforderlicher, ausreichend großer Lebensraum setzt mehrere große Nebenarme und/oder auch eine naturnahe, strukturierte Ausformung des restlichen Flussbettes voraus.



Foto 5.65: Permanent durchflossener Nebenarm mit dynamischer Selbstentwicklung an der Ybbs bei Hausmending/NÖ. (© Haslinger extremfotos)



5.3.1.4 Bauformen zur Anbindung von Alt- und Nebenarmen

5.3.1.4.1 Rohrdurchlass

Rohrdurchlässe aus Stahl und Stahlbeton werden häufig eingesetzt, sind baulich leicht herstellbar und kostengünstig. Aus Sicht der Statik und Hydraulik sind Rohrdurchlässe eine günstige Profilform (vgl. Kap. 4.7, Durchlässe), zudem können gewässerbegleitende Wege (z. B. Instandhaltungswege) einfach über die Anbindungsstelle geführt werden.

Der Nachteil ist, dass vor allem bei mittleren und größeren Gewässern kaum ausreichend große Querschnitte geschaffen werden können, um eine ausreichende Durchströmung, vor allem bei Hochwasser, sicherzustellen. Da eine mangelnde Durchströmung die Verlandung von Alt- und Nebenarmen begünstigt (vgl. Kap. 5.3.1.1) ist in den meisten Fällen von Rohrdurchlässen abzuraten.

Beim Einbau ist auf eine Weiterführung der Sohle mit gewässertypischem Sohlsubstrat im Durchlass zu achten. Dies gilt im Besonderen für die Anlage von permanenten Anbindungen (Nebenarme/ Altarme 1. Ordn.). Um eine durchgehende Sedimentauflage zu erhalten, ist die Bauwerkssohle bei geschlossenen Profilen ausreichend tief (mind. 20 cm) unter das Niveau der Gewässersohle einzuplanen. Bei permanent durchströmten Durchlässen bei Nebenarmen dürfen keine zu hohen Fließgeschwindigkeiten auftreten, die als Migrationshindernis wirken können (siehe auch Kap. 4.7, Durchlässe). Schmale, über MW liegende Uferbereiche sind vorzusehen, um die Durchgängigkeit auch für terrestrische Tiere zu gewährleisten.

5.3.1.4.2 Kastendurchlass

Kastendurchlässe sind meist aus Stahlbeton gefertigt. Sie sind auch für geringe Böschungshöhen geeignet, da im Gegensatz zum anderen Profilen keine Überdeckung benötigt wird. Bauformen mit offenem Boden (Haubenprofil) sind zu bevorzugen.

Wesentlich ist, dass dauerhaft eine natürliche Sohle im Durchlass als Wanderachse für bodenbewohnende Arten bzw. bodenwandernden Fischen bestehen bleibt. Bei permanent durchströmten Durchlässen bei Nebenarmen dürfen keine zu hohen Fließgeschwindigkeiten auftreten, die als Migrationshindernis wirken können (vgl. Kap. 4.7, Durchlässe).

Mit Kastendurchlässen sind statisch auch große Querschnitte bei der Anbindung und damit ausreichende Durchströmung, vor allem bei Hochwasser, herzustellen.





Wie Rohrdurchlässe ermöglichen sie es einfach, gewässerbegleitende Wege (z. B. Instandhaltungswege) über die Anbindungsstelle führen zu können. Schmale, über MW liegende Uferbereiche sind vorzusehen, um die Durchgängigkeit auch für terrestrische Tiere zu gewährleisten.

5.3.1.4.3 Offene Anbindung – Flutmulde

Kann die Anbindungsstellen von Nebenarmen und Altarmen 1. Ordnung offen, ohne einengende Einbauten bis zum Fluss geführt werden, erlaubt dies die natur-näheste Gestaltung. In diesem Fall kann ein ausreichend großer Querschnitt bei der Anbindung und damit eine ausreichende Durchströmung, vor allem bei Hochwasser, sichergestellt werden.

Gewässerbegleitende Wege (z. B. Instandhaltungswege) müssen bei offenen Anbindungen als Brücke über die Anbindungsstelle geführt werden. Um eine möglichst geringe Spannweite bei größtmöglichem Querschnitt der Anbindung zu erreichen, ist auf eine rechtwinkelige Anordnung der Brücke zur Gewässerachse und auf steile Böschungen im Brückenquerschnitt zu achten. Auch hier sind schmale, über MW liegende Uferbereiche vorzusehen, um die Durchgängigkeit auch für terrestrische Tiere zu gewährleisten.



Fotos 5.66: Offene Anbindung eines Altarmes an der Donau mit Brücke für Treppelweg.
(© ezb, TB Zauner)

Ist keine permanente Verbindung Fluss/Altarm erforderlich, kann die Anbindung als Flutmulde ausgeführt werden. In diesem Fall ist ein möglichst breiter Querschnitt der Flutmulde anzustreben, um ab dem Beginn des Überströmens eine möglichst starke Durchströmung zu gewährleisten (vgl. Kap. 5.3.1.1). Die Sohlhöhe der Flutmulde ist entsprechend der angestrebten Häufigkeit der Durchflutung festzulegen.

5.3.2 Erhalt/Sicherung und Erweiterung natürlicher Überflutungsbereiche

Naturnahe, strukturreiche Auwälder fördern den Rückhalt von Hochwasser (Retention). Durch die Überflutung der Au wird der Hochwasserabfluss verlangsamt, die Abflussspitzen reduziert, Teilwellen werden zeitlich entzerrt. Durch die längere Verweildauer des Wassers erfolgt zudem eine Anreicherung des Grundwassers und tendenziell auch des Niederwasserabflusses. Flussauf von Siedlungsgebieten gelegene Retentionsflächen schaffen die Möglichkeit, flussab auch in räumlich beengten Gewässerabschnitten die Gewässer zu strukturieren und Ufervegetation zulassen zu können.

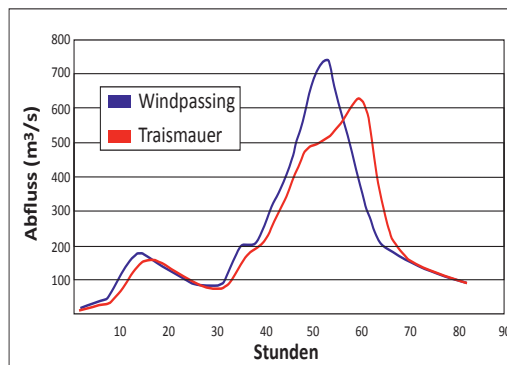
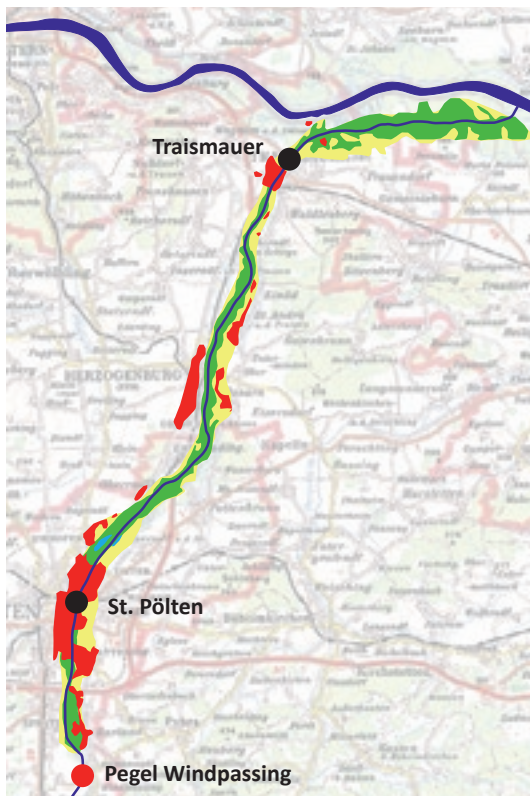


Abb. 5.37: Der statistische HQ100-Abfluss vom Pegel Windpassing bis nach Traismauer (25 km) nimmt von 723 auf 800 m³/s zu. Zwischen den zwei Pegeln verläuft der Fluss grossräumig durch beidufriß bei Hochwasser dotierte Auwälder (grüne Flächen). Beim HW 1997 wurde der Abfluss durch die Retention in den Auwäldern von einem HQ100 beim Pegel Windpassing auf ein HQ50 in Traismauer reduziert. (© ezb & Donauconsult)





Der Sicherung vorhandener Überflutungsflächen, insbesondere durch deren planliche Ausweisung, kommt daher hohe Priorität zu. Geht Überflutungsraum durch den HW-Schutz höherwertig genutzter Flächen verloren, ist dieser laut Technischen Richtlinien für die Bundeswasserbauverwaltung (RIWA-T, BMLFUW 2006) zu kompensieren. Kompensationen finden optimalerweise in unmittelbarer Nähe der HW-Maßnahme statt.

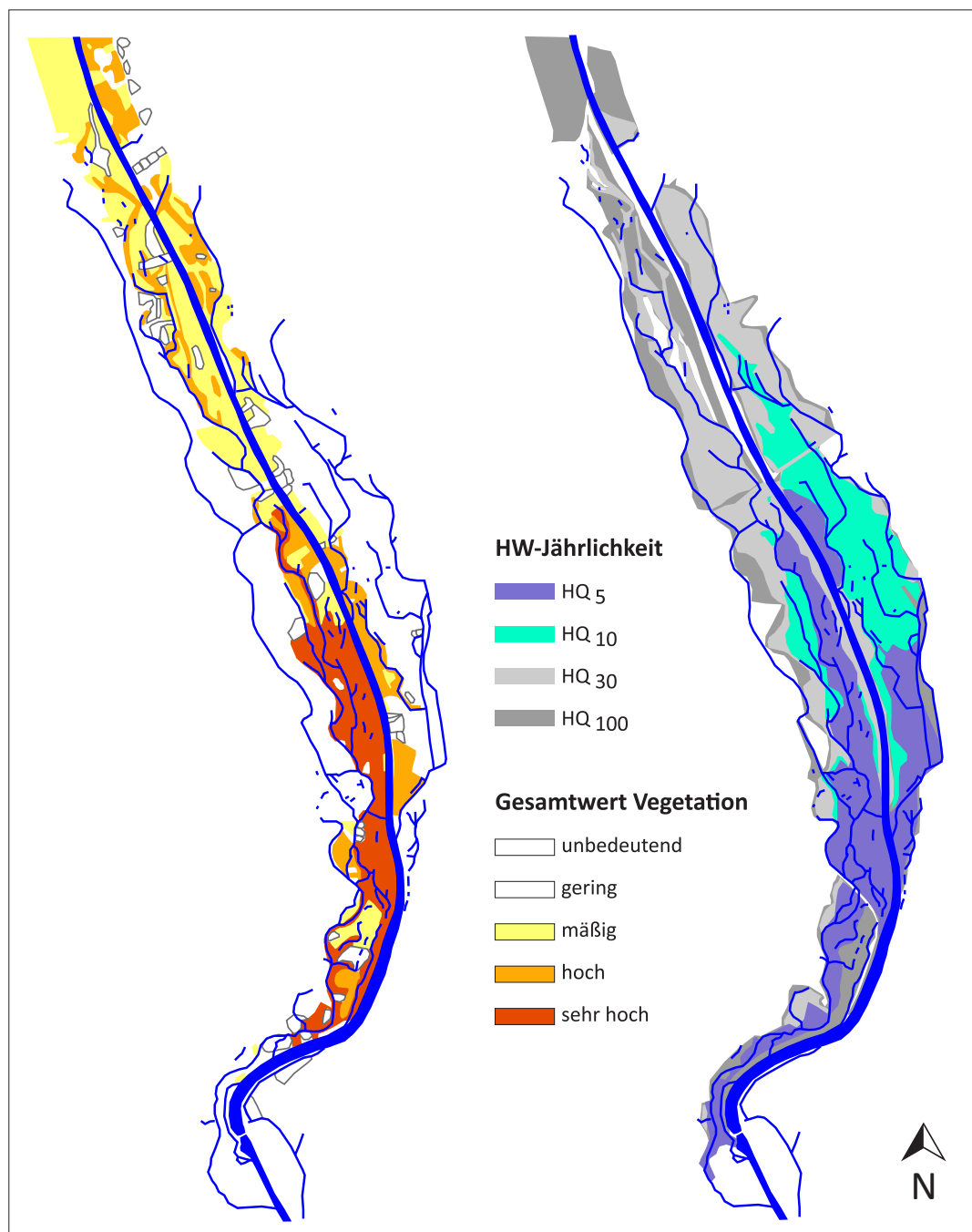


Abb. 5.38: Überflutungsflächen an der Mur südlich von Graz. Links: Gesamtwert der Vegetation, Rechts: Jährlichkeit der Überflutung. Dementsprechend liegen die ökologisch wertvollsten Vegetationsflächen in den am häufigsten überfluteten Gebieten (© Projekt SUMAD, Datenbasis Ökoteam).

Quelle:

BMLFUW (2006): RIWA-T – Technische Richtlinien für die Bundeswasserbauverwaltung gemäß § 3 Abs. 2 WBF. FASSUNG 2006

Die Schaffung von zusätzlichem Retentionsraum kann durch Absenken, Rückversetzen oder Entfernen von Dämmen erfolgen, wodurch ursprüngliche Überflutungsräume genutzt werden können. Überflutungsraum kann auch durch die Anlage von lokalen Einströmöffnungen bei Dämmen aktiviert werden, was auch die Wiedervernetzung von Augewässern ermöglicht.

Auwälder sind aufgrund ihrer größeren Rauigkeit für den Wasserrückhalt besonders effektiv. Neben dem Wasserrückhalt kann damit auch die ökologische Wertigkeit der Auwälder erhöht werden. Dazu sollten sich Dauer und Häufigkeit der Überflutung möglichst an den ursprünglichen, gewässertypischen Verhältnissen orientieren. Überflutungsraum kann aber auch durch flächige Absenkung der Auenzone neu geschaffen werden (siehe Abb. 5.39).

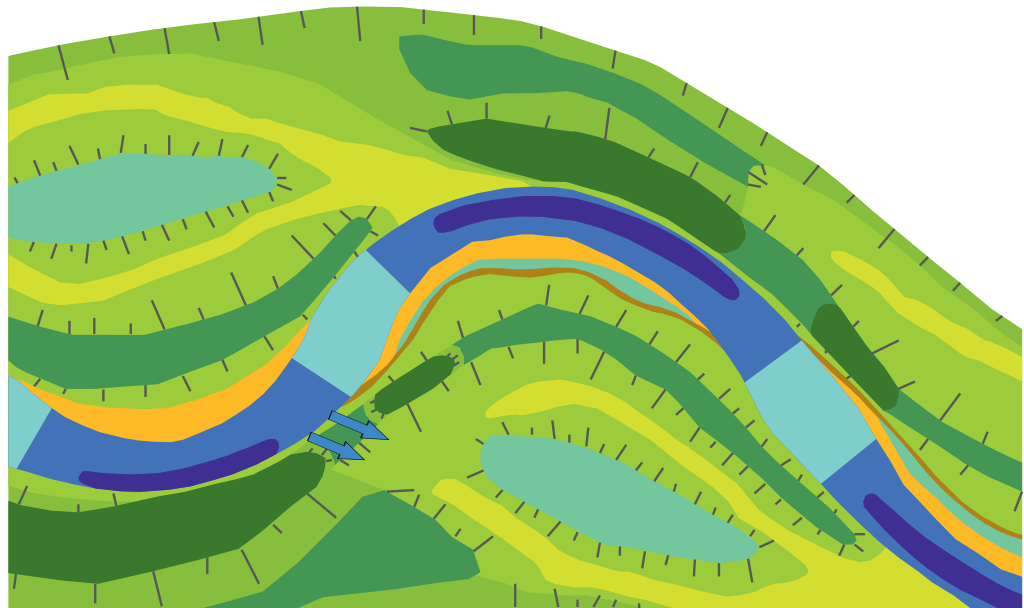
Auch eine Vergrößerung der Rauigkeit des Abflussraumes durch Strukturierungsmaßnahmen kann zur Verlangsamung des Hochwasserabflusses führen. Dies kann besonders bei stark verbauten Gewässern in Kombination mit ökologischen Verbesserungen gemäß WRRL erfolgen. Soll das Hochwasserabfuhrvermögen des strukturierten Abschnittes erhalten bleiben, kann das beispielsweise durch Aufweitungen des Hochwasserprofils erfolgen (EBERSTALLER-FLEISCHANDERL et al., 2008).

Durch die Deaktivierung von Drainagen kann der Wasserrückhalt im Boden des Überflutungsraumes erhöht werden.

Insgesamt ergeben sich folgende Maßnahmen zur Erhöhung des Hochwasserrückhaltes:

- Reaktivierung der Auen, Schaffung von „Sekundärauen“(durch Geländeabsenkung)
- Anbindung/Reaktivierung oder Neuanlage von Altarmen, Altwässern, Nebengerinnen, Feuchtflächen etc.
- Aufweitungen (Fließzeitverlängerung)
- Rückhalteflächen aktivieren (auch extensive landwirtschaftliche Nutzung möglich)
- Rückhaltebecken (Haupt- bzw. Nebenschluß)





- Legende:**
- Hauptgerinne**
- MW-Bett
 - Tiefenrinne (bis - 2,0 m)
 - Furt
 - Mulde, ab erhöhtem MQ dotiert
 - Korbweiden-/Wiedengebüsch
- | Abflüsse / Referenzhöhen: | |
|---------------------------|--------|
| NQ: | -0,3 m |
| MQ: | 0,0 m |
| HQ ₁ : | 1,5 m |
| HQ ₅ : | 1,9 m |
- Umlandabsenkung**
- Mandelweiden-/Korbweidengebüsch mit Röhrichtelementen, temporär überflutet: bis 0,3 m
 - Nasse Silberweidenau: 0,3 bis 0,7 m
 - Feuchte Silberweidenau: 0,7 bis 1,0 m
 - Weiden-Pappelau - Uferwall: 0,7 bis 1,0 m
 - FrISChe Silberweidenau: 1,0 bis 1,5 m
 - Erlen-/Eschenau: 1,5 bis 2 m
 - Hartholzau / Gelände Bestand/Prallufer: 2,5 m
 - Nasse-frISChe Silberweidenau - Böschung 1: 0,3 bis 1,5
 - Erlen-/Eschenau - Hartholzau - Böschung 2: 1,5 bis 2,5 m

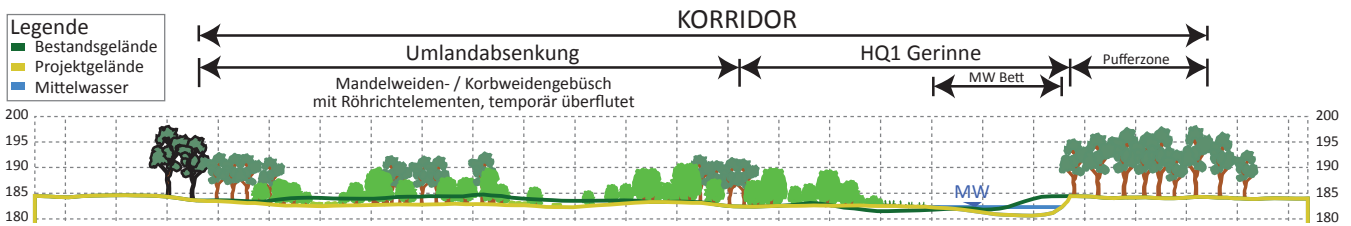


Abb. 5.39: Wiederherstellung eines naturnahen Tieflandflusses mit begleitender Weicher Au durch pendelnd-mäandrierende Linienführung und Absenkung des Geländes. (© ezb, LIFE Traisen)



Foto 5.67: Hochwasser 1997 – überfluteter Retentionsraum an der Traisen in Göblasbruck/NÖ. (© WA3 NÖ)



Foto 5.68: Hochwasser 1997 – Überflutungsgebiet an der Traisen bei Rotheau/NÖ. (© WA3 NÖ)



Quellen:

- EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; HOHENSINNER, S. & M. JUNGWIRTH (2004): Donau 1726–2001. Flussmorphologische Entwicklung der Donau im Wiener Teil des Nationalparks Donau-Auen 1726–2001 (Bereich Lobau, Strom-km 1924,4–1907,6), i.A. MA 49 Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien.
- EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; EBERSTALLER J. & P. PINKA (2008): Gewässerentwicklungskonzept Traisen-Gölsen; Broschüre Kurzfassung, BMLFUW, Amt der NÖ. Landesregierung Abteilung Wasserbau, Forsttechnischer Dienst für Wildbach- und Lawinenverbauung (WLV).
- EBERSTALLER, J.; EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; SEEBACHER, F.; GABRIEL, H.; KIRNBAUER, R. (DONAU-CONSULT); HAIDVOGL, G.; STELZHAMMER, M. (HFA BOKU); SEHER, W. & H.R. BERGER (IRUB, BOKU) (2008): Flood Risk 2 – Vertiefung und Vernetzung zukunftsweisender Umsetzungsstrategien zum integrierten Hochwasserschutz, TP 9.4: Integrative Gewässerentwicklung und interkommunaler Lastenausgleich-Flächenbedarf und -ausgleich für HW-Schutz (Retention und Schadensminimierung), Siedlungsentwicklung und Ökologie (WRRL), i.A. BMLFUW, NÖ LReg./WA3.
- EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; EBERSTALLER, J. & T. PERZ (2012): Umsetzung WRRL an der Ybbs im Zielgebiet 1 (prioritärer Bereich), Maßnahmenkonzept Berichtsteil C: Maßnahmenkonzept, i.A. Amt. D. NÖ Landesregierung, WA3 und BMLFUW.
- HOHENSINNER, S.; EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; HAIDVOGL, G.; HERRNEGGER, M. & M. WEISS (2008): Die Stadt und der Strom – Historische Veränderungen der Wiener Donau-Auen seit dem 18. Jahrhundert. Abhandlungen der Geologischen Bundesanstalt, 62, 87-93; ISBN: 978-3-85316-043-5; ISSN 0378-0864.

6 Ufer- und Böschungssicherung

Dieses Kapitel widmet sich Maßnahmen zur Sicherung von Ufern und Uferböschungen. Beschrieben werden sowohl konventionelle Bautypen als auch eine Auswahl häufig im Flussbau angewendeter ingenieurbioologischer Maßnahmen. Ingenieurbioologische Baumethoden zeichnen sich im Gegensatz zu konventionellen Bautypen durch die Verwendung vorwiegend lebender Baustoffe (Pflanzen und Pflanzenteile) in Kombination mit organischen oder anorganischen Baustoffen wie Holz, Stein oder Erosionsschutzgeweben (z. B. Kokos- oder Jutematerial) aus. Konstruktive Maßnahmen wie der Bau von Stützmauern oder Steinsätzen beziehungsweise Maßnahmen zur Entwässerung (z. B. Drainagen) werden nicht behandelt.

6.1 Allgemeines

Ufersicherungen dienen dazu, die Uferlinie zu erhalten und vor Erosionsprozessen zu schützen. Der damit verbundene Verlust an Dynamik und Strukturvielfalt steht jedoch häufig in Konflikt mit ökologischen Zielsetzungen am Fließgewässer. Um trotz Verbauung eine ausgeprägte Verzahnung von Gewässer und Ufer, großräumige Uferstrukturen bzw. eine möglichst lange Uferlinie zu erhalten, sollen Ufersicherungen möglichst naturnah ausgeführt werden. Wo immer möglich, sollen konventionelle Bauweisen durch ingenieurbioologische Methoden mit möglichst rauer Ufergestaltung ergänzt oder ersetzt werden. Bei der Ausführung der Ufersicherung muss zudem der Gewässertyp berücksichtigt werden. Steinschlichtungen entsprechen in Tieflandgewässern beispielsweise nicht der Gewässercharakteristik, hier bieten sich ingenieurbioologische Holzbauweisen in unterschiedlichsten Kombinationen an.

Nur bei rauer und unregelmäßiger Ausführung können Ufersicherungen die Ufer nicht nur stabilisieren, sondern auch die Strukturvielfalt im Gewässer fördern und das natürliche Lebensraumangebot bereichern. Dadurch ergeben sich zahlreiche Überschneidungen zwischen den Themenbereichen „Strukturierung“ (Kap. 5) und „Ufersicherung“. Um Doppelgleisigkeiten zu vermeiden, wurde in beiden Kapiteln der Schwerpunkt auf das jeweilige Hauptthema gelegt. Es wird daher empfohlen, beide Kapitel durchzusehen.



6.1.1 „Glatte“ und „raue“ Bauweisen

Glatt und monoton ausgeführte Sicherungen (Steinschichtungen, glatter Blockwurf, Ufermauern, kleinblockige Steinberollungen, glatte Holzverbauungen) sind aus ökologischer Sicht negativ zu bewerten, da diese durch ihren geringen Hohlraumanteil und den steilen Strömungsgradienten in Richtung Flussmitte keine Einstandsmöglichkeit für Fische sowie keine Jungfischhabitats aufweisen. „Glatte“ ingenieurbiologische Sicherungen bieten zwar Lückenräume und Nahrung für viele Benthosorganismen. Für viele Fische sind die Lückenräume als Unterstand aber zu klein.

„Raue“ Bautypen wie strukturreiche, raue ingenieurbiologische Bautypen oder rau verlegter Blockwurf bieten durch ihre unregelmäßige Ausführung Bereiche mit geringer Strömungsgeschwindigkeit. Der höhere Hohlraum- und Strukturanteil bietet vor allem Fischen Einstandsmöglichkeit. Größere Totholzstrukturen (Laub-Raubäume mit starken Ästen, große Wurzelstöcke und deren Kombination) bewirken eine großräumige Ausbildung dieser strömungsgeschützten Bereiche und schaffen damit viel gewässertypischen Lebensraum. Gleichzeitig leiten sie die Strömungskraft schon deutlich vor der zu sichernden Böschung ab (vgl. Kap. 5.1, Bühnen und Strukturierungselemente).

Soll eine bestehende glatte Ufersicherung rauer gestaltet werden, ist es bei ausreichender Abflusskapazität bzw. Raumverhältnissen günstiger, eine neue, raue Sicherung vor der bestehenden zu errichten als in die bestehende Sicherung Strukturelemente einzubauen. Dadurch bleibt die alte Sicherung in ihrem Gefüge erhalten und stabiler. Zudem werden Baukosten gespart. Bei beengten Platzverhältnissen sollte die alte Sicherung entfernt und die neue strukturierte Sicherung unter Mitverwendung des anfallenden Materials neu gebaut werden. Durch strukturierte Ufersicherungen wird die Rauigkeit im Abflussbereich erhöht, was bei HW-Abflussberechnungen entsprechend zu berücksichtigen ist. Um den erforderlichen HW-Abfluss trotzdem abführen zu können, ist das Profil entsprechend höher (Dämme) oder breiter zu gestalten. Bei letzterem ist zu überprüfen, ob sich dadurch die Sohle nicht auflandet, was ebenfalls bei der Abflussberechnung einkalkuliert werden muss.



6.1.2 Ingenieurbiologie

Ingenieurbiologische Bauweisen werden in der Praxis häufig als naturnahe Ergänzung oder Ersatz für Verbauungen mit Beton oder Steinblöcken angewendet. Als Baustoff ingenieurbiologischer Lebendbauweisen werden neben den leicht vegetativ vermehrbaren Weidenarten auch verschiedene Sträucher und Baumarten (insbes. Erlen) eingesetzt (vgl. Kap. 10). Ingenieurbiologische Bauformen können überall dort eingesetzt werden, wo die als lebender Baustoff verwendeten Pflanzen gut gedeihen können. Holz und Stein dienen als Hilfsstoff und Verstärkung bis die Pflanzen ihre volle Belastbarkeit gegen Erosionsprozesse erreichen. Die Bemessung ingenieurbiologischer Bautypen erfolgt hinsichtlich mittlerer Fließgeschwindigkeit und auftretender Schubspannung und basiert vielfach auf Erfahrungswerten. Bei hoher hydraulischer Belastung oder starker Geschiebe- oder Holzführung (z. B. an Wildbächen) sind ingenieurbiologische Bauweisen als Uferschutz nur bedingt, oder nur mit begleitenden technischen Maßnahmen einsetzbar.

Die meisten Schäden an ingenieurbiologischen Verbauungen treten während der i. d. R. zwei- bis fünfjährigen Entwicklungszeit auf (vgl. auch WALSER, 2004). Diese Entwicklungszeit muss daher bereits bei der Projektierung durch die Wahl der geeigneten Bauweise berücksichtigt werden. Besonders betroffen sind Übergänge zwischen Verbauungstypen, weshalb diese Bereiche besonders sorgsam ausgeführt werden müssen.

Fäulnis und damit verbundene Zersetzung des Holzes reduzieren die Lebensdauer einer Holzkonstruktion. In der Ingenieurbiologie eingesetzte Wasserbauhölzer sind Lärche, Robinie, Eiche und Edelkastanie. Diese sind unter geeigneten Bedingungen (untergetaucht oder eingeschüttet) sehr dauerhaft, unter wechselfeuchten Bedingungen oder bei Beschädigungen faulen sie jedoch nach 10-20 Jahren.

Ein weiterer wichtiger Aspekt bei Einsatz von Lebendverbauungen ist die zukünftige Entwicklung des Pflanzenbestandes. Gerade in Gewässern mit begrenzter Abflußkapazität ergibt sich die Notwendigkeit einer geregelten, am besten im Rahmen eines individuell abgestimmten Pflegeplanes ausgeführten Gehölzpflege (vgl. auch Kap. 11).

Quellen:

WALSER, C. (2004): Schäden an Ingenieurbiologischen Ufersicherungen an Fließgewässer, Diplomarbeit am Institut für Hydromechanik und Wasserwirtschaft der ETH Zürich.





6.2 Maßnahmen zur Ufer- und Böschungssicherung

Die folgende Aufzählung bietet einen Überblick über häufig im Flussbau verwendete Maßnahmen und erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Die Bezeichnung der angeführten Maßnahmen ist mit dem Kap. 5 „Ingenieurbiologie“ der überarbeiteten Auflage der ÖWAV-Praxisfibel „Gewässer entwickeln und erhalten“ abgestimmt (ÖWAV, 2014 in prep.).

In Fachliteratur und Praxis finden zahlreiche weitere Varianten und Kombinationen Anwendung. Auf Bauweisen mit Metall- bzw. Kunststoffnetzen von denen Verletzungsgefahr ausgeht bzw. die als Fischfalle dienen können (z. B. Drahtschotterwalzen) wird nicht eingegangen.

Quelle:

ÖWAV (2006): „Fließgewässer erhalten und entwickeln“ – Praxisfibel zur Pflege und Instandhaltung. 220 Seiten. Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und ÖWAV.



6.2.1 Böschungsbegrünung

Die Begrünung von Böschungen bewirkt eine Durchwurzelung der obersten Bodenschichten, wodurch tiefer liegende Schichten der Böschung vor Erosion geschützt werden.

Eine stabile Grasnarbe kann durch einfache Böschungsansaaten erreicht werden. Eine größere Tiefenwirkung und Entwässerungswirkung ist durch eine kombinierte Bepflanzung mit Gehölzen erzielbar. Normale Begrünungsmethoden sind, sofern keine extremen Bodenverhältnisse vorliegen, bei Böschungsneigungen bis 2:3 anwendbar. Bei höheren Neigungswinkeln bzw. größeren Böschungshöhen treten vermehrt Probleme durch oberflächennahe Erosion oder Rutschbewegungen auf. Ist auf Grund der Neigungsverhältnisse mit Erosionserscheinungen oder kurz nach dem Einbau mit Hochwasserereignissen zu rechnen, kann die Begrünung durch den Einsatz von Geotextilien unterstützt werden.



Für mehr Information zu den Themen Ansaat- und Begrünungsmethoden bzw. Bepflanzung mit Gehölzen (durch Steckhölzer, bewurzelte Laubgehölze, Gehölzansaaten) wird auf das Kapitel 11 „Ufervegetation“ verwiesen.

6.2.2 Erosionsschutz durch Geotextilien

Unter dem Begriff Geotextilien werden geflochtene oder gewobene fein- bis grobmaschige Netze aus Kokosfasern, Jute oder synthetischen Fasern zusammengefasst. Diese werden immer in Verbindung mit Begrünungsverfahren eingesetzt.

Bis zur ausreichenden Entwicklung des Vegetationsbestandes dienen die Naturfasermatten als temporäre Sicherung von neu angelegten Oberflächen an Böschungen, und bieten bereits direkt nach dem Einbau einen guten Schutz gegen mechanische Beanspruchung.

Zudem bieten die Matten den eingebrachten Gras- oder Kräutersamen während der Keim- und Anwachsphase Schutz vor direkter Sonneneinstrahlung, Wind und Austrocknung. Auch natürlicher Samenanflug kann keimen. Nach dem biologischen Abbau der Matten übernimmt die sich entwickelnde Vegetation langfristigen Schutz des Bodens vor Erosion.

Geotextilien sind in verschiedensten Qualitäten und Breiten erhältlich. Kokosfasern sind unter den natürlichen Materialien am widerstandsfähigsten. Im Gegensatz zu Hanf und Jute halten Kokosfasern erheblich länger der Zersetzung (ca. 5 Jahre anstatt 2–3 Jahre) bzw. auch ohne Böschungsbewuchs Hochwässern stand. Um im Wasserbau einen optimalen Erosionsschutz zu erreichen, wird der Einsatz dichtmaschiger, reißfester Qualitäten empfohlen.

Bei der Verlegung werden die Geotextilbahnen in Fließrichtung überlappend von oben nach unten (oder bei besonders starker Erosionsbeanspruchung auch quer) auf der Böschung ausgerollt. Das Abrutschen der verlegten Bahnen wird durch „vernageln“ im Boden mit Holzpflocken (ca. 30 cm Länge), austriebsfähigen Steckhölzern oder Befestigungshaken aus Metall (je nach Beanspruchung 2–4 Stück je m², Nachteil: Verletzungsgefahr bzw. Beschädigung an Mähgeräten möglich) verhindert. Am oberen Rand der der Böschungsschulter sind die Bahnen 20 cm tief einzugraben. Zum Verbinden einzelner Bahnen oder zum Befestigen an Verankerungen werden Kokosseile verwendet. Die Sicherung des Böschungsfußes ist gesondert vorzunehmen, das Geotextil ist dabei ausreichend weit unter die Sicherung zu führen. Bei der Böschungsfußverbauung ist auf eine möglichst raue Ausführung zu achten.



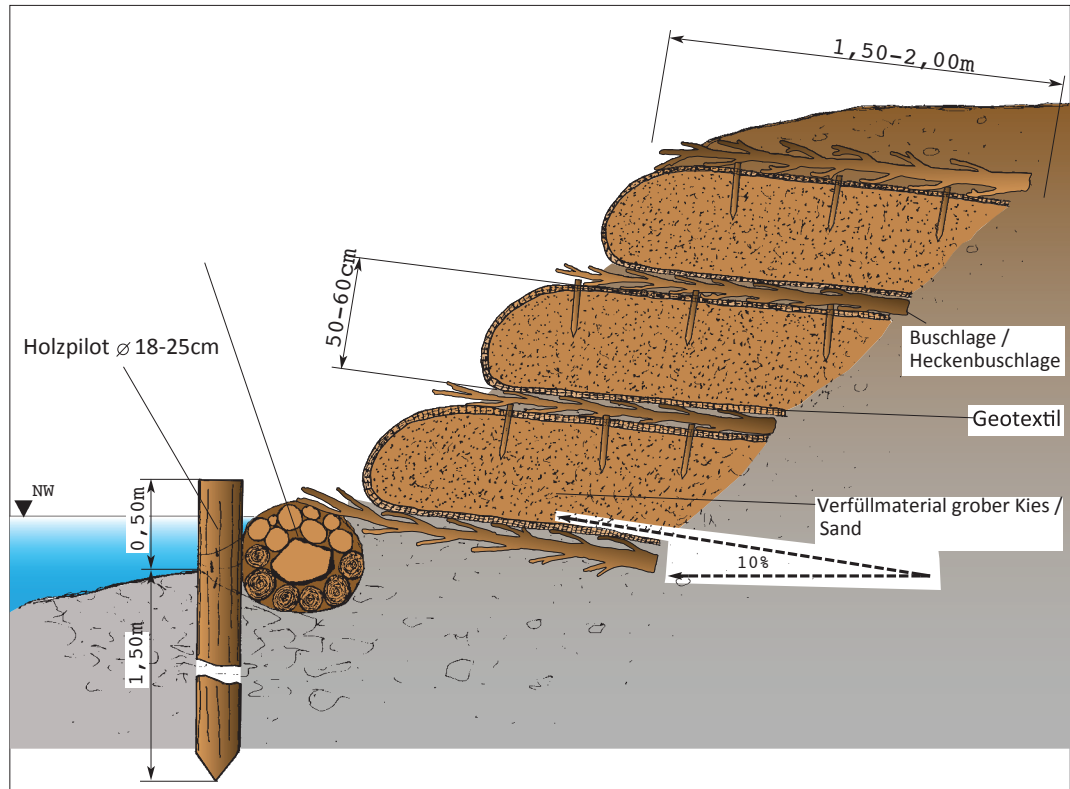


Abb. 6.1: Geotextilpackung auf Buschlage. (nach Florineth)



Foto 6.1: Sulm/Stmk.: Großflächig an den Uferböschungen ausgebrachtes verrottbares Jutenetz zur Sicherung der Böschung gegen Erosion. Am Böschungsfuß wurde zur Strukturierung des Uferbereiches zusätzlich eine raue Spreitlage eingebracht. (© Baubezirksleitung Leibnitz).

Bewertung:

Geotextil bietet an exponierten Standorten und steilen Böschungen einen stabilen Sofortschutz der Uferböschung gegen Erosion (bei Hochwasser, Starkregen, etc.). Ein Nachteil ist die begrenzte Anpassungsfähigkeit an lokale Geländeunebenheiten oder Hindernisse.

Hinweis:

Aufgrund ihrer leichten Verrottbarkeit sollten im Wasserbau nur natürliche Fasern und Holzpflocke verwendet werden. Synthetische Materialien wie beispielsweise Kunststoffnetze aus dem Strassenbau oder zum Befestigen der Netze verwendete Metallhaken werden auch nach Jahrzehnten noch störend wahrgenommen.

6.2.3 Spreitlagen

Spreitlagen sind eine bewährte Methode zur ingenieurbioologischen Böschungssicherung.

Die Bauweise besteht aus austriebsfähigen Weidenästen, die in Gefällerrichtung eng aneinander liegend auf die Böschung aufgelegt werden. Mit Kokosschnur, Draht oder Holzstangen, welche an Holzpflocken befestigt sind, werden die Weidenäste möglichst dicht an die Bodenoberfläche gebunden, und anschließend mit 3–4 cm sandigem Kies oder Erdmaterial überdeckt. Ideale Böschungsneigungen liegen bei 1:3 und flacher. Bereits direkt nach der Fertigstellung stellt das aufgelegte Material einen wirksamen mechanischen Schutz bei Hochwasser dar. Nach 1–2 Vegetationsperioden sind die Pflanzen vollständig verwurzelt, und können auch hohen Schleppspannungen widerstehen.

Um auch hohen Belastungen standzuhalten, sollten die Holzpflocke in einem Raster von 1,0–1,2 m angeordnet sein. Der Böschungsfuß stellt das Fundament der Spreitlage dar und muss mittels Raubäumen, Steinblöcken, Senkfaschinen oder Holzkrainerwänden vor dem Wasserangriff geschützt werden. Hier ist auf eine möglichst raue Ausführung zu achten.

Die Verwendung von Drahtschotterwalzen als Böschungsfußsicherung, die eine metallische, i.d.R. verzinkte oder PVC-ummantelte äußere Armierung (Drahtnetz) besitzen, wird aufgrund der Verletzungsgefahr, die von gebrochenen oder korrodierten Drähten ausgeht, nicht empfohlen.





Foto 6.2: Spreitlage an der Leitha. (© ezb)

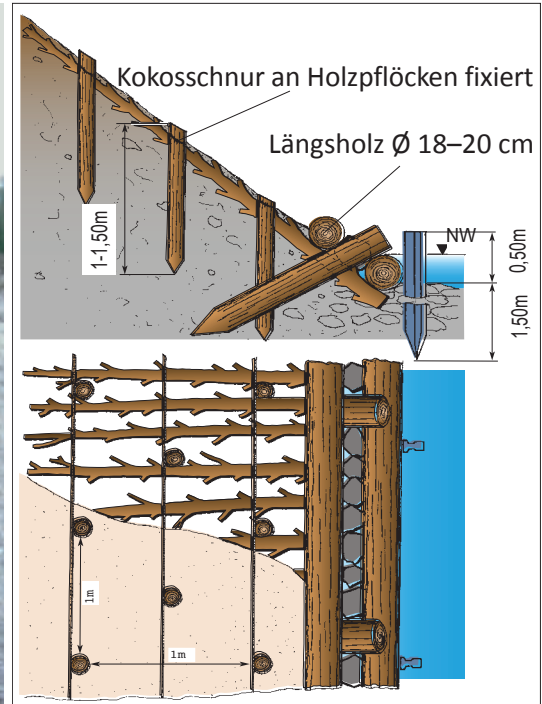


Abb. 6.2: Weidenspreitlage mit einfacher Holzkrainerwand als Fußsicherung. (nach Florineth)



Foto 6.3: Sulm/Stmk.: Großflächig an den Uferböschungen ausgebrachtes verrottbares Jutenetz zur Sicherung der Böschung gegen Erosion. Am Böschungsfuß wurde zur Strukturierung des Uferbereiches zusätzlich eine raue Spreitlage eingebracht. Links Gewässerabschnitt 2 Jahre nach Fertigstellung der Böschungssicherung. Pfähle und Kokosfasern zersetzen sich im Laufe der Jahre. (© Baubezirksleitung Leibnitz)



Foto 6.4: Spreitlage als Böschungssicherung an der Sulm/Stmk. nach 2 Vegetationsperioden. Die in die Böschungsfußsicherung integrierten Laub-Raubäume werden bereits kurz nach Fertigstellung der Maßnahmen von Jungfischen zahlreich besiedelt und dienen dem Eisvogel (*Alcedo atthis*) als idealer Ansatzplatz. (© ezb)

Der Einbau der Weidenspreitlagen erfolgt möglichst im Spätherbst, damit sich die Weiden schneller bewurzeln und im nächsten Frühjahr bereits einen guten Hochwasserschutz bieten. Für eine optimale Entwicklung der Spreitlage ist es wichtig, dass die basalen Enden der Weidenäste möglichst tief ins Wasser reichen und langfristig eine optimale Wasserversorgung der Pflanzen gewährleistet wird. Um die Entwicklung eines aus ökologischer Sicht nachteilig zu beurteilenden monotonen Weidenbestandes zu verhindern, ist auf eine ausreichende Artendurchmischung



zu achten. Zu diesem Zweck sollen auch andere austreibende Arten, z. B. Erlen, Eschen usw. eingebracht werden.

An flachen Ufern von Tieflandgewässern mit geringen hydraulischen Belastungen können auch Schilfspreitlagen verwendet werden. Die Schilfspreitlage wird ähnlich wie die Weidenspreitlage gebaut mit dem Unterschied, dass starke, 1 bis 2 m lange frische Schilfhalme auf die Böschung gelegt werden. Wegen der Verfügbarkeit frischer Halme erfolgt der Einbau im späten Frühjahr bis Frühsommer.

Technische Bewertung:

Günstige Bauweise. Einfache Materialgewinnung, bei Vorhandensein gebietsheimischer und standorttypischer Gehölze vielfach vor Ort möglich. Sofortiger stabiler Uferschutz, Ausnahme geschiebereiche Flüsse. Nachteil: Materialgewinnung und Einbau sind nur in der Vegetationsruhezeit möglich.

Ökologische Bewertung:

Schaffung von Lebensraum für Gehölz bewohnende Tiere (z. B. Vögel und Insekten). Bei höheren Wasserständen Nahrungs- und Besiedlungshabitat für Makrozoobenthos und Versteckmöglichkeiten für Jungfische. Wesentlich für eine gute ökologische Bewertung ist eine möglichst raue Ausführung des Böschungsfußes mit Holzstrukturen oder bei starkem Geschiebetrieb und exponierten Lagen mit möglichst rauem Blockwurf.

Hinweis:

Spreitlagen treiben sehr rasch und üppig aus. Je nach Abhängigkeit der Wuchsleistung (Baum-/Strauchweiden) und des Unterhaltungsziels sind regelmäßige Pflegeeingriffe zur Gewährleistung eines ausreichenden Hochwasserabflusses und zur Bestandserhaltung bzw. Verjüngung (Erhalt der Elastizität) durchzuführen. Daher Verzicht auf Einsatz in abflusssensiblen Gewässerstrecken (z. B. schmale Bäche bis ca. 3 m Breite), insbesondere kein Einsatz an beiden Ufern. Werden Äste nicht austriebsfähiger Arten (z. B. Tanne) bzw. oder totes Material beigemischt, kann der zu erwartende Aufwuchs reduziert werden.

Um die Entwicklung eines ökologisch wertvollen, mehrstufigen Gehölzbestandes zu fördern, sind die Pflegeeingriffe (Rückschnitt) jeweils plenterartig, d. h. ungleichmäßig und in größeren zeitlichen Abständen vorzunehmen (siehe Kap. 11).





6.2.4 Blockwurf

Steinschichtungen aus Grobblöcken sind massive Stabilisierungselemente zum Schutz von steilen Uferböschungen oder in Bereichen mit hoher hydraulischer Beanspruchung bzw. Wellenschlag. Steinschichtungen können nur Teile der Böschung bedecken (z. B. an der Uferlinie oder als Böschungsfußsicherung unter Wasser) oder flächig über die gesamte Böschung verlegt werden.

Die Dicke von Steinschichtungen im Wasserbau beträgt, entsprechend dem Durchmesser der verwendeten Steinblöcke, in der Regel ca. 70 cm.

Werden die Bruchsteine nicht geschichtet sondern durch Abkippen bzw. „Werfen“ auf die Böschung aufgebracht, wird von einem „Stein- bzw. Blockwurf“ gesprochen. Böschungsneigungen bis ca. 1:1 (45°) sind möglich. Die stabilisierende Wirkung ergibt sich durch Abdecken und Beschweren der Böschung durch die verlegten Steinblöcke.

In der Praxis werden aufgrund der höheren Stabilität meist Steinschichtungen errichtet, echte Blockwürfe sind selten.

Nur durch eine raue, unregelmäßige Ausführung werden ein ausreichender Hohlraumanteil und eine gute Verzahnung von Gewässer und Ufer erreicht. Ideal ist hierfür die Verwendung von großen, unregelmäßig geformten Bruchsteinen. Zur Erhöhung der Sicherungswirkung und zugleich der Strukturierung sollte die Sicherung mit Kurzbuhnen/Spornen kombiniert werden. Eine Überschüttung mit Sohlmaterial (Kies, Feinsand) fördert das Aufkommen eines natürlichen Gehölzanzflugs.

Eine noch bessere Strukturierung bei gleichzeitiger Schutzwirkung kann, wenn es die für den HW-Schutz erforderliche Abflußkapazität im Gewässerabschnitt erlaubt, durch die Kombination mit Holzstrukturen erreicht werden. Der Einbau von Wurzelstöcken und Raubäumen im Bereich der Anschlaglinie erhöht die Lebensraumeignung für aquatische Organismen.

Durch in die Fugen des Blockwurfes versetzte Weidenstecklinge/austriebsfähiges Pflanzenmaterial wird die Standfestigkeit zusätzlich erhöht. Zusätzlich kann durch den Einbau von Wurzelstöcken über der Mittelwasseranschlagslinie die Sicherung verdeckt und Lebensraum für die terrestrische Fauna geschaffen werden.



Tab. 6.1: Steinklassen für den Flussbau. (Leistungsbeschreibung Flussbau Version 2; 09.2002; Herausgeber Arbeitskreis LB-FB; Druck und Verlagsverkauf Druckerei Hans Jentzsch & Co GesmbH)

Gewichtsbereich	Masse in kg	Abmessung in m bei annähernd kubischer Form
Klasse I	20–80	0,2-0,3
Klasse II	80–300	0,3-0,5
Klasse III	300–800	0,5-0,7
Klasse IV	800–1.500	0,7-0,8
Klasse V	1.500-2.000	0,8-1,0
Klasse VI	2.000–3.000	> 1,0

Material:

Das Gewicht der Wasserbausteine richtet sich nach den auftretenden Schleppspannungen, wobei grundsätzlich Steinklasse IV (800–1.500 kg) und größer empfohlen wird. Neben höherer Stabilität ermöglicht dies auch eine größere Rauigkeit des Blockwurfes. Um Unterspülung zu verhindern, muss der Blockwurf ausreichend tief fundamntiert sein. Dazu ist mindestens ein Ansatzstein, dessen Oberkante auf Sohlhöhe des Gewässers liegt, vorzusehen.



Foto 6.5: „Glatte“ Steinschichtung an der Traisen. (© ezb)



Foto 6.6: Als raue Steinschichtung ausgeführte Prallhangsicherung mit Steckhölzern. (© ezb)



Foto 6.7: Steinschichtung im Bau – Laabenbach, Neulengbach/NÖ. (© ezb)



Foto 6.8: Flach ausgeführte Steinschichtung am Laabenbach, Neulengbach/NÖ. (© ezb)





Foto 6.9: Rauer Blockwurf am Alpenrhein.
(© ezb)



Foto 6.10: Rau verlegter Blockwurf mit guter Uferverzahnung.
(© ezb, TB Zauner)



Foto 6.11: Rau verlegter Blockwurf, Pielach/NÖ. (© ezb)

Technische Bewertung:

Ideale Bauweise zur Sicherung von steilen Uferböschungen oder in Bereichen mit hoher hydraulischer Beanspruchung.

Ökologische Bewertung:

Nur durch eine raue, unregelmäßige Ausführung oder in Kombination mit Strukturelementen aus Holz werden ein ausreichender Hohlraumanteil und eine gute Verzahnung von Gewässer und Ufer erreicht. Glatte Steinschichtungen sind aus ökologischer Sicht negativ zu bewerten. In Flachlandgewässern sind Bauweisen wie der Blockwurf nicht gewässertypisch, hier bieten sich ingenieurbio-logische Bauweisen in unterschiedlichsten Kombinationen an.



Hinweis:

Steinwürfe können aufgrund der relativ breiten Fugen gut mit Stechhölzern, geeignetem Saatgut oder Wildstauden begrünt werden. Generell ist bei der Verwendung von Wasserbausteinen ortstypisches Naturmaterial (je nach Geologie z. B. Granit oder Kalkgestein) zu verwenden, um eine Angleichung an das umliegende Gelände zu erreichen.

6.2.5 Pfahlwände

Die Uferpfahlwand ist eine linear wirksame Sicherungsbauweise von Flussufern. Pfahlwände können sowohl senkrecht, als auch in abgetreppter Form errichtet werden. Senkrechte Uferpfahlwände finden nach FLORINETH (2004 und 2005) in v.a. räumlich beengten Bereichen Verwendung, bei denen aus Platzgründen eine senkrechte Verbauung zwingend notwendig ist. Abgetreppte Bauformen erweisen sich im naturnahen Wasserbau als vorteilhafter, neben einer höheren Stabilität besitzen diese eine bessere Einbindung in die Böschung und einen sanfteren Übergang zum Umland.

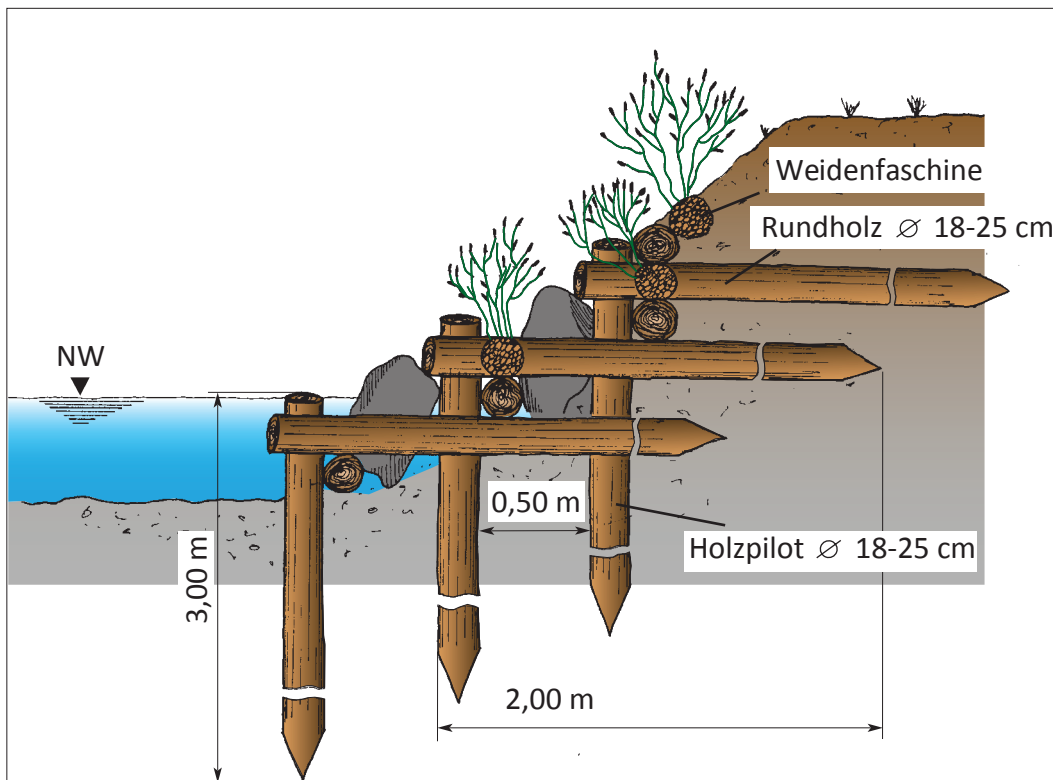


Abb. 6.3: Abgetreppte Uferpfahlwand. (nach Florineth)



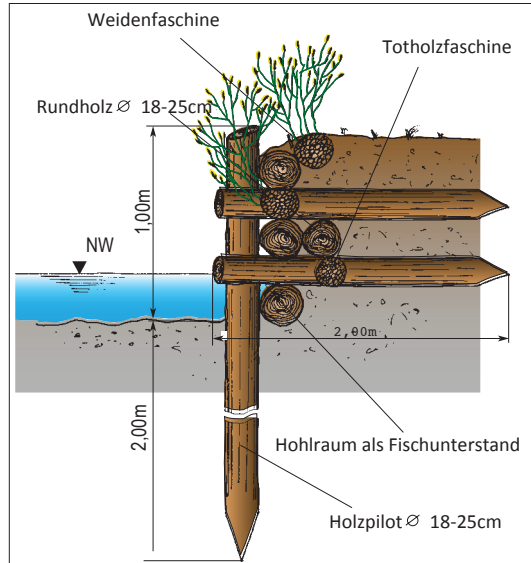


Abb. 6.4: Senkrechte Uferpfahlwand.
(nach Florineth)



Foto 6.12: Uferpfahlwand mit Weidenfaschinen.
(© Florineth)

Uferpfahlwände bestehen aus senkrecht eingeschlagenen Holzpiloten (meist über 3 m lang, die Rammtiefe beträgt 2/3 der Pilotenlänge) an denen waagrechte Rundhölzer in Längsrichtung innen aufgenagelt werden. Diese waagrechten Rundhölzer liegen auf querliegenden in die Böschung eingegrabenen „Zangen“ (Rundholz Durchmesser 20 cm, Länge 2 m, zugespitzt beim Einschlagen) auf.

Die Hohlräume zwischen den Zangen und den längsverlaufenden Rundhölzern werden unter Wasser mit Steinen oder Totholzfaschinen, über Wasser böschungseitig dicht mit Weidenfaschinen ausgefüllt. Diese werden leicht mit Erde abgedeckt, damit sie im Überwasserbereich austreiben können. Der aufwachsende Strauchgürtel beschattet das Ufer und übernimmt nach dem Faulen der Hölzer die Ufersicherungsfunktion. Lebensdauer und Stabilität der Rundhölzer werden durch gute Beschattung und hohen Wasserstand gefördert. Zum Schutz der Holzpilote beim Rammen können die Pilotenköpfe mit Stahlbändern bzw. die Pilotenspitzen mit stählernen Rammschuhen verstärkt werden.



Fotos 6.13–6.14: Bau einer Uferpfahlwand an einem Prallufer, Liesing/NÖ. (© Florineth)



Fotos 6.15–6.16: Links – fertiggestellte Uferpfahlwand an einem Prallufer, rechts – Weidenfaschineneinlage, Liesing, NÖ. (© Florineth)

Technische Bewertung:

Stabile Bauweise für Bereiche, in denen aus Platzgründen und auf Grund höherer Schlepptensionen eine senkrechte Verbauung notwendig ist.

Ökologische Bewertung:

Einfache Uferpfahlwände sind aus ökologischer Sicht aufgrund ihrer Strukturarmut (glatte Oberfläche an der Wasseranschlagslinie) negativ zu bewerten. Der Einsatz dieser Bauform sollte daher auf kurze Gewässerabschnitte (z. B. lokal am Prallufer) beschränkt werden.

Nur bei ausreichendem Hohlraumanteil unter dem Mittelwasserbereich können Unterstände für Fische entstehen. Werden die unter Wasser liegenden Bauwerksteile mit Steinen anstatt mit Totfaschinen verfüllt, kann der Anteil an für Fische nutzbaren Strukturen erhöht werden. Eine bessere Strukturierung wäre durch das Vorsetzen von Holzstrukturen (Raubäume, Wurzelstöcke) erreichbar.

Hinweis:

Je nach Wuchsverhalten sind regelmäßige Erhaltungsschnitte vorzusehen.

Quellen:

FLORINETH, F. (2004): Pflanzen statt Beton. Handbuch zur Ingenieurbiologie und Vegetationstechnik. Patzer Verlag; Berlin; Hannover.

FLORINETH, F.; KLOIDT, F. (2005): Studienblätter zur Vorlesung Ingenieurbiologie. Eigenverlag des Instituts für Ingenieurbiologie und Landschaftsbau der Universität für Bodenkultur Wien.





6.2.6 Rangerverbau (Stangenverbau)

Der Rangerverbau wird für niedrige, steile Ufer angewandt. Wie bei der Uferpfahlwand werden Holzpfähle in den Boden eingeschlagen und erdseitig Rundhölzer waagrecht übereinander gelegt und angenagelt. Im Gegensatz zur Pfahlwand werden die Rundhölzer jedoch ohne Zwischenraum übereinander gelegt, sodass wasserseitig keine Bepflanzung möglich ist. Durch die dicht übereinander gelegten Rundhölzer entsteht ein sofortiger Schutz des Ufers. Der Rangerverbau wird mit Erdmaterial hinterfüllt. Eine darüber liegende Bepflanzung übernimmt nach dem Verfaulen des Holzes die Ufersicherung. Dies ist jedoch nur bei sehr kleinen Verbauhöhen (unter 50 cm) möglich. Bei größeren Bauhöhen ist mit Abböschungsvorgängen zu rechnen.



Eine Variante ist die Schlachtenwand, hier werden statt der Längsrundhölzer Bretter oder Pfosten innen an die Holzpilote angenagelt. Aufgrund der Strukturarmut ist diese Bauweise ökologisch negativ zu bewerten, zudem faulen die Bretter um vieles früher als Rundhölzer.

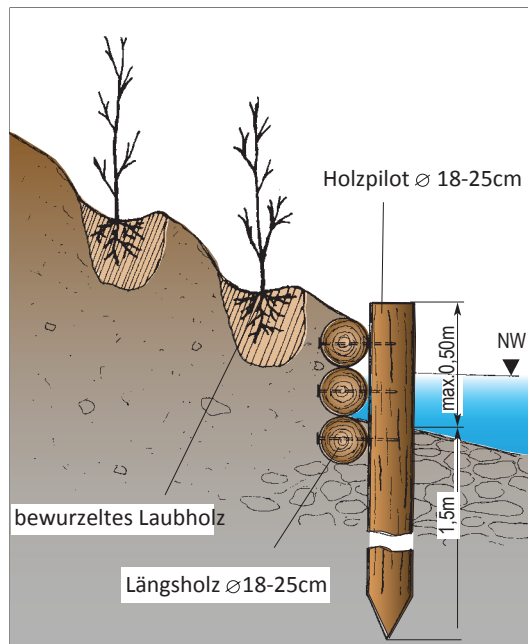


Abb. 6.5: Rangerverbau. (nach Florineth)



Foto 6.17: Aus Baumstämmen und starken Ästen aufgebauter Rangerverbau bei Schönberg am Kamp/NÖ. (© ezb)



Foto 6.18–6.19: Links – Rangenverbau als Uferschutz kurz nach Fertigstellung, rechts – nach 6 Monaten, Doblach/Steiermark. (© Florineth)



Foto 6.20–6.21: Links – Rangenverbau im Bau, Weißenbach/Südtirol, rechts – Rangenverbau mit Holzbrettern (Schlachtenwand), Lugnitz. (© Florineth)

Technische Bewertung:

Günstige, stabile Bauweise für Bereiche, in denen aus Platzgründen und auf Grund höherer Schleppspannungen eine senkrechte Verbauung notwendig ist.

Ökologische Bewertung:

Bei glatter Ausführung sind Rangenverbauten aufgrund ihrer Strukturarmut negativ zu bewerten. Der Einsatz dieser Bauform sollte daher auf kurze Gewässerabschnitte (z. B. lokal am Prallufer) beschränkt werden. Eine bessere Strukturierung wäre durch das Vorsetzen von Holzstrukturen (Raubäume, Wurzelstöcke) erreichbar.

Hinweis:

Je nach Wuchsverhalten der darüberliegenden Bepflanzung sind regelmäßige Erhaltungsschnitte vorzusehen. Durch die Verwendung von Baumstämmen oder starken Ästen anstatt gerader Rundhölzer wird der Hohlraumanteil erhöht, es entstehen attraktive Fischeinstände.





6.2.7 Senkfaschinen

Senkfaschinen sind 30–60 cm dicke, aus Pflanzenmaterial gefertigte Bündel. Sie werden als Fußsicherung unter Wasser z. B. für Weidenfaschinenreihen oder Spreitlagen, oder zur Sanierung von Uferanbrüchen verwendet (einfaches Absenken an der Schadstelle). Um ein Absinken im Wasser zu ermöglichen, werden die Bündel mit Steinen gefüllt. Üblich sind Längen von ca. 3–6 m. Die Verankerung erfolgt an Holzpiloten, die an der zukünftigen Wasseranschlagslinie eingeschlagen wurden. Senkfaschinen werden direkt an der zu verlegenden Stelle gebaut.

Material:

Starke, möglichst lange Äste, Reisig. Holzpfähle, ein Stück je Laufmeter. Länge je nach Untergrund. Draht zum Binden. Gemischtkörniges Verfüllmaterial. Da die Faschinen unter Wasser liegen, kann jedes, auch abgestorbenes Astmaterial verwendet werden.

Technische Bewertung:

Sofortiger Schutz, rasch, einfach und ganzjährig auszuführen. Das hohe Eigengewicht erfordert beim Einbau Maschineneinsatz.

Ökologische Bewertung:

Der Lückenraum zwischen den gebündelten Ästen bietet kleinräumigen Lebensraum und Nahrung für MZB, für große Fische sind die Lückenräume zu klein. Eine bessere Strukturierung wäre durch das Vorsetzen von Holzstrukturen (Raubäume, Wurzelstöcke) erreichbar.

6.2.8 Faschinenreihen

Faschinen sind an mehreren Stellen zusammengebundene Bündel von Ästen ausschlagfähiger Gehölzarten. Sie eignen sich zur Sicherung von flachen Uferböschungen, wo sie flächig verlegt wie Spreitlagen sofort nach Baufertigstellung einen wirksamen Erosionsschutz bieten, oder einzeln zur linearen Sicherung des Böschungsfußes.

Um eine optimale Vegetationsentwicklung bei der flächigen Verlegung an der Böschung zu gewährleisten, müssen die Faschinen gut in den Boden eingebunden werden. Die Böschungen sollten deshalb nicht steiler als 1:3 geneigt sein, da



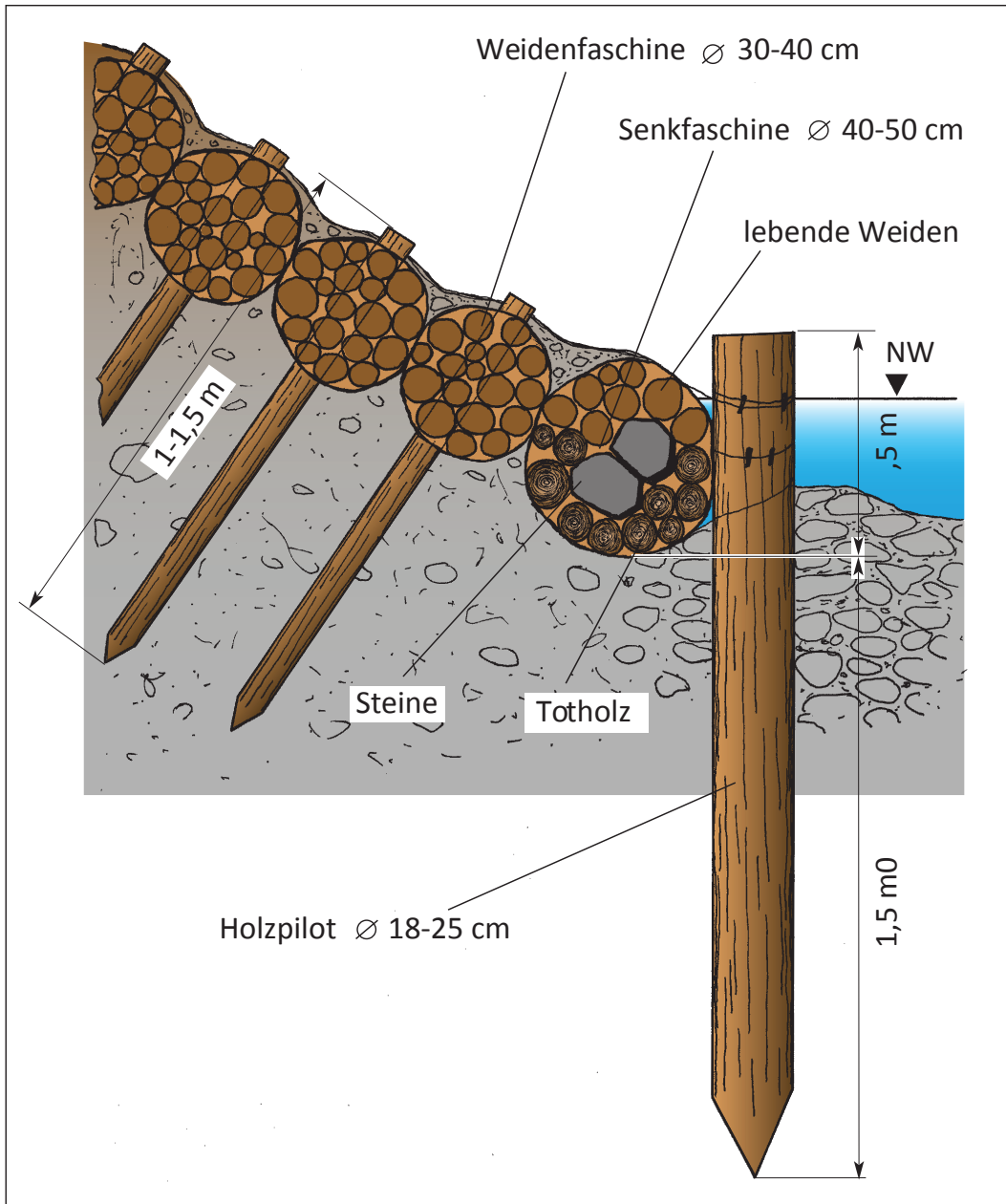


Abb. 6.6: Faschinenreihe mit Senkfaschine als Fußsicherung. (nach Florineth)

sonst Teile der Faschinen austrocknen können. Zum Schutz vor Austrocknung werden die Faschinen nach dem Einbau 3–4 cm hoch mit sandigem Kies abgedeckt. Die oberen Faschinenreihen, die keinen Wasserkontakt haben, müssen gewässert werden, bzw. sollen nur in niederschlagsreicheren Lagen eingesetzt werden.

Material:

Ausschlagfähige Weidenruten werden auf dem Boden oder auf einem Holzbock aufgelegt und in einem Abstand von 0,7–1,0 m mit verzinktem Draht zu 30–40 cm dicken Bündeln zusammengebunden. Die Länge der Bündel richtet sich nach dem





an der Baustelle vorhandenen Baugerät. Beim Einbau werden die Faschinen mit den Astspitzen in Fließrichtung verlegt. Befestigt werden die Faschinen je Laufmeter mit einem, in die Böschung eingeschlagenen ca. 1,0–1,5 m langen Holz- oder lebenden Weidenpflock.

Zur Etablierung einer dauerhaften und standortgerechten Gehölzgesellschaft können oberhalb der Weidenfaschinen einzelne, bewurzelte und sprosswurzelbildende Laubgehölze (Heister) eingelegt werden.

Technische Bewertung:

Sofortiger Schutz, rasch und einfach auszuführen. Günstige Bauweise, da Baumaterial meist vor Ort gewonnen werden kann.

Ökologische Bewertung:

Das Material der Weidenfaschinen bietet kleinräumigen Lebensraum und Nahrung für MZB, für Fische sind die Lückenräume zu klein. Eine bessere Strukturierung wäre durch das Vorsetzen von Holzstrukturen (Raubäume, Wurzelstöcke) erreichbar. Bei der Ausführung als reine Weidenfaschine und ohne Ergänzung mit anderen Laubbaumarten monotone Artenausstattung.

Hinweis:

Der Aufwuchs aus den Faschinen fördert das rasche Entstehen eines Ufergehölzgürtels. Je nach Wuchsverhalten sind regelmäßige Erhaltungsschnitte vorzusehen. Bei unzulässiger Einengung des Strömungsquerschnitts durch den Aufwuchs pflegeintensiv. Daher Verzicht auf Einsatz in abflusssensiblen Gewässerstrecken (z. B. schmale Bächen bis ca. 3 m Breite), insbesondere kein Einsatz an beiden Ufern.



Foto 6.22–6.23: Faschinenreihen – links – Einlegen einer Weidenfaschine, rechts – Verankerung mit Holzpflocken. (© Florineth)



Foto 6.24-6.25: Faschinenreihen am Alsbach – links – nach 2 Monaten, rechts – nach 12 Monaten. (© Florineth)

6.2.9 Faschinenwände

Faschinenwände bestehen aus mehreren Lagen von Faschinen, die übereinander gelegt und von Holzpiloten gesichert werden. Die unterste Faschine ist eine Senkfaschine. Nach Fertigstellung wird der böschungsseitige Bereich mit Erde hinterfüllt, damit die Weiden gut austreiben und die Böschung gut durchwurzeln können.

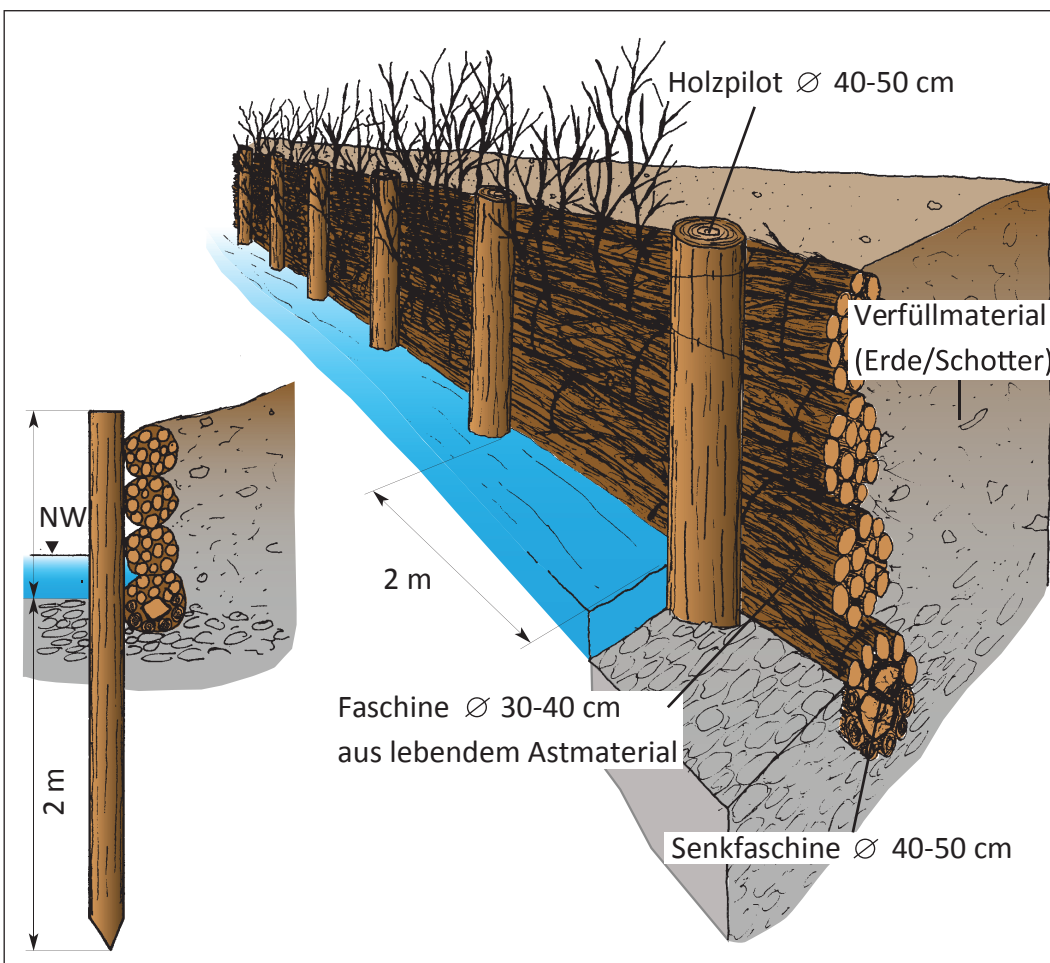


Abb. 6.7: Faschinenwand. (nach Florineth)





Foto 6.26–6.27: Faschinenwand am Sackbach, links – nach Fertigstellung, rechts – nach 6 Monaten. (© Florineth)

Faschinenwände sollten nicht höher als 1 m gebaut werden, da der Aufwuchs aus den oben liegenden Faschinen die Sprosse aus den unteren Faschinen zu stark beschattet und zu deren Absterben führen kann.

Technische Bewertung:

Zur Herstellung sehr steiler bzw. senkrechter Ufersicherungen bis zu 1 m Höhe. Geeignet ist diese Bauweise nur bei absolutem Platzmangel, wo es nicht möglich ist, flachere Ufer zu schaffen.

Ökologische Bewertung:

Das Material der Weidenfaschinen bietet kleinräumigen Lebensraum und Nahrung für MZB, für größere Fische sind die Lückenräume zu klein. Eine bessere Strukturierung wäre durch das Vorsetzen von Holzstrukturen (Raubäume, Wurzelstöcke) erreichbar. Bei der Ausführung als reine Weidenfaschine und ohne Ergänzung mit anderen Laubbaumarten monotone Artenausstattung.

Hinweis:

Der Aufwuchs aus den Faschinen fördert das rasche Entstehen eines Ufergehölzgürtels. Je nach Abhängigkeit der Wuchsleistung (Baum-/Strauchweiden) und des Unterhaltungsziels sind regelmäßige Pflegeeingriffe zur Gewährleistung eines ausreichenden Hochwasserabflusses und zur Bestandserhaltung bzw. Verjüngung (Erhalt der Elastizität) durchzuführen. Daher Verzicht auf Einsatz in abflusssensiblen Gewässerstrecken (z. B. schmale Bächen bis ca. 3 m Breite), insbesondere kein Einsatz an beiden Ufern.



6.2.10 Krainerwände

Krainerwände sind kastenartige Konstruktionen aus Holzstämmen, die sowohl zur linearen Ufersicherung als auch zur Stabilisierung von steilen Hang- und Uferböschungen herangezogen werden können. Als starkes Stützelement eignen sich Krainerwände auch für Wildbäche mit schwankender Wasserführung und Geschiebefracht oder zur Sicherung von Prallufeln. Besonders geeignet sind Krainerwände auch als Fundament für befahrene Uferwege.

Nach FLORINETH (2004) werden beim Bau einer Uferkrainerwand (immer doppelwandig) 18–25 cm starke Rundhölzer kastenförmig übereinander genagelt, wobei die querliegenden Zangen nicht gleichmäßig übereinander, sondern alternierend angebracht sind. Die Zwischenräume werden, wie bei der Uferpfahlwand, gegen das Wasser hin mit Weidenfaschinen (als Schutz gegen das Ausschwemmen) und dahinter mit sandigem Kies aufgefüllt, wobei auch die Weidenfaschinen leicht zu überdecken sind, damit sie im Überwasserbereich zu starken Pflanzen austreiben können. Im Unterwasserbereich können die Uferkrainerwände mit kleineren Steinen oder Totholzfaschinen aufgefüllt werden. Ein Schwerboden als Schutz vor Unterkolkung ist im Flussbau meist nicht notwendig, weil die Faschinen ein „Ausrinnen“ der Hinterfüllung verhindern.

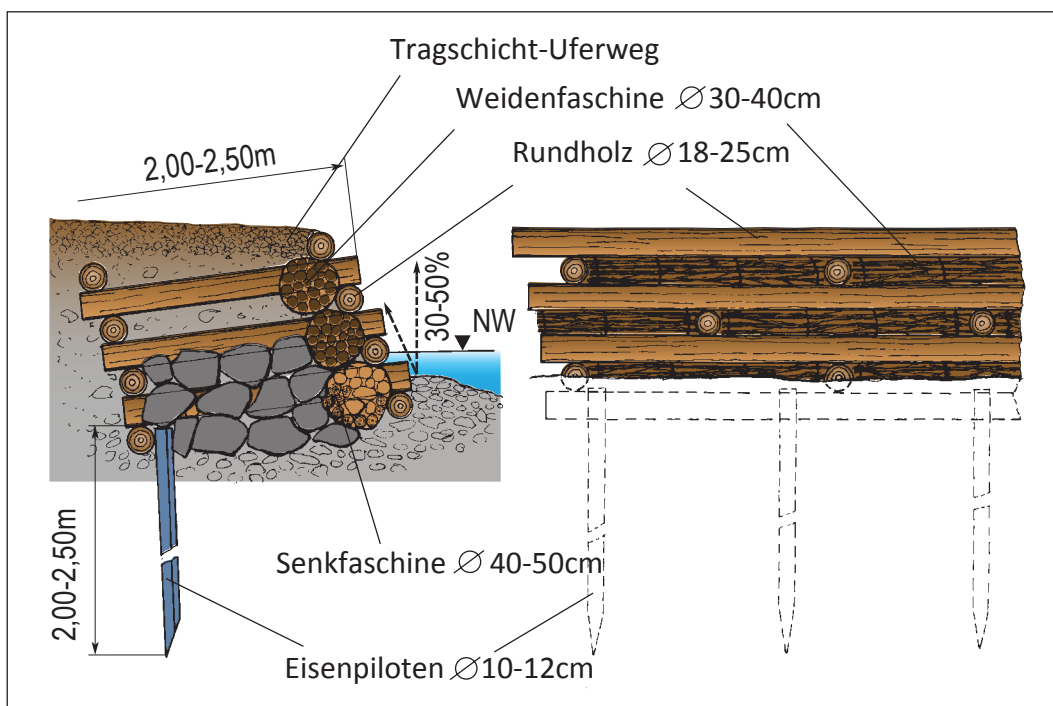


Abb. 6.8: Uferkrainerwand mit Faschinen und Steinhinterfüllung. (nach Florineth)





Foto 6.28–6.29: Doppelte Uferkrienerwand kurz nach Fertigstellung, links – nach 3 Jahren; rechts – Rambach/Schweiz. (© Florineth)



Foto 6.30–6.31: Doppelte Uferkrienerwand kurz nach Fertigstellung, links – nach 4 Jahren; rechts – Saldurbach/Südtirol. (© Florineth)

Technische Bewertung:

Starkes Stützelement, das sehr hohe Schleppspannungen aufnehmen kann. Mit Krienerwänden können sehr steile Böschungswinkel realisiert werden.

Ökologische Bewertung:

Zwischen den Zangen entstehen zahlreiche Hohlräume, die unter dem Mittelwasserbereich mit Totholz angereichert sind. Damit werden große Oberflächen für das Makrozoobenthos geschaffen, als Unterstand für Fische sind die Lückenräume zu klein. Eine bessere Strukturierung wäre durch das Vorsetzen von Holzstrukturen (Raubäume, Wurzelstöcke) erreichbar.

Hinweis:

Je nach Abhängigkeit der Wuchseistung (Baum-/Strauchweiden) und des Unterhaltungsziels sind regelmäßige Pflegeeingriffe zur Gewährleistung eines ausreichenden Hochwasserabflusses und zur Bestandserhaltung bzw. Verjüngung (Erhalt der Elastizität) durchzuführen. Daher Verzicht auf Einsatz in abflusssensiblen Gewässerstrecken (z. B. schmale Bäche bis ca. 3 m Breite), insbesondere kein Einsatz an beiden Ufern.



6.2.11 Astpackung/Packwerk

Astpackungen sind horizontal in die Böschung eingebaute Lagen von Ästen, die für eine rasche Beseitigung von seitlichen Uferanbrüchen auch an schnell fließenden Gewässern verwendet werden.

Beim Bau werden fest gepackte Lagen aus Astmaterial (Länge 2–4 m) sowie Lagen aus Verfüllmaterial abwechselnd übereinander eingebracht. Um Setzungen zu verhindern, müssen alle Hohlräume zwischen den Ästen gut mit Erde und Kies ausgefüllt werden. Um ein Abtreiben bzw. ein Ausspülen der Astlagen bei Überströmung zu vermeiden, werden diese entweder mit Pfählen verpflockt, oder zuerst mit Rundhölzern oder Faschinen fixiert und erst anschließend mit langen Pfählen in den Boden vernagelt.

Durch die Kombination mit lebendem Pflanzenmaterial (z. B. als oberste Astlage) entsteht ein dauerhafter Uferschutz. Dieses wird gut niedergebunden und mit einer 3–4 cm hohen Kiesschicht gegen Austrocknung geschützt. Die Fußsicherung erfolgt durch den Einbau von Raubäumen, Steinen oder Senkfaschinen. Sie sollte aus ökologischen Überlegungen möglichst rau und strukturreich ausfallen.

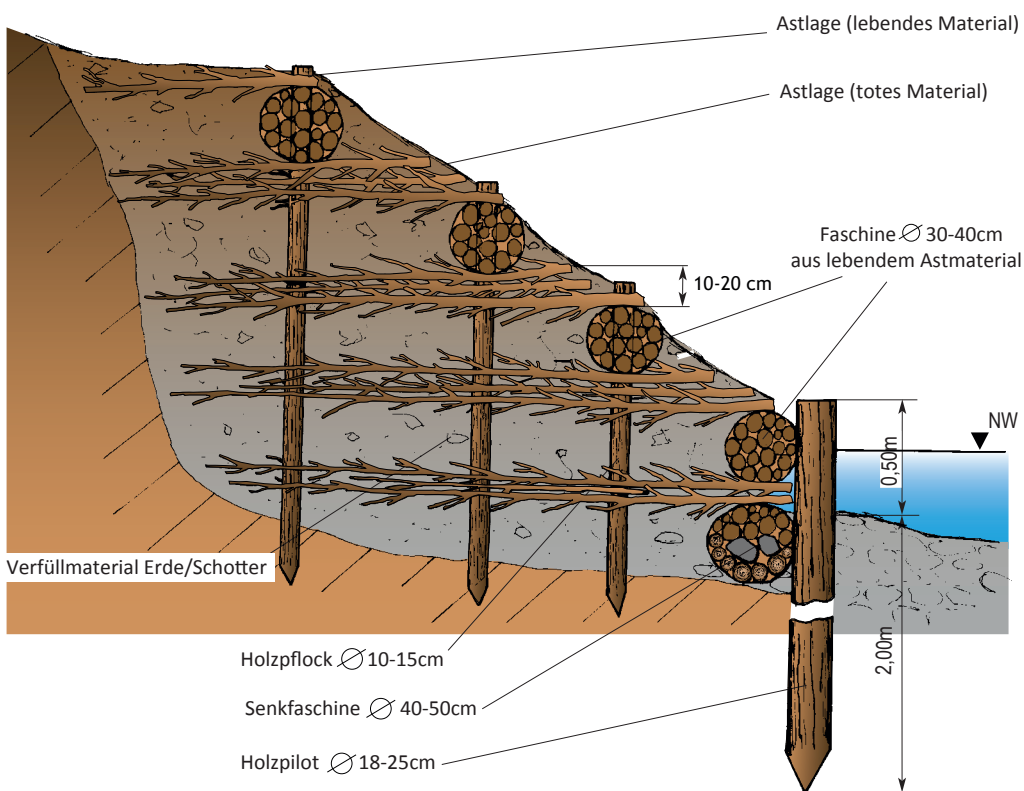


Abb. 6.9: Astpackung (Packwerk). (nach Florineth)





Foto 6.32–6.33: Längsgerichtete Astpackung im Bau, links – nach Fertigstellung; rechts – Wienfluss. (© Florineth)

Technische Bewertung:

Günstiger und stabiler Bautyp für sofortigen und dauerhaften Uferschutz. Es kann Material direkt aus der Umgebung der Baustelle (z. B. Totholz, Schwemmgut usw.) verwendet werden.

Ökologische Bewertung:

Der Lückenraum zwischen den gebündelten Ästen bietet kleinräumigen Lebensraum und Nahrung für MZB. Geringer Hohlraumanteil bei der Verwendung von Faschinen als Fußsicherung, für große Fische sind die Lückenräume zu klein. Eine bessere Strukturierung wäre durch das Vorsetzen von Holzstrukturen (Raubäume, Wurzelstöcke) erreichbar.

Hinweis:

Als unterste Schicht kann ein Raubaum eingebaut werden, was Rauigkeit und Strukturierung der Uferlinie erhöht.

6.2.12 Wurzelstöcke als Böschungsfußsicherung

Wurzelstöcke können zur punktuellen Sicherung von niedrigen Böschungen oder als Strukturelemente verwendet werden. Dicht nebeneinander in die Böschung verlegt, wirken Wurzelstöcke als Erosionsschutz. Die Wurzelstöcke werden in einer Reihe auf Höhe der Nieder- bis Mittelwasseranschlaglinie eingelegt und durch Vernageln an die vorher eingeschlagenen Holzpiloten, Eingraben in die Uferböschung, Fixieren mit Stahlseilen oder durch Beschweren mit Steinen gegen Abdrift gesichert. Böschungsseitig werden die Wurzelstöcke mit Sediment überschüttet oder mit Steinen abgedeckt, wobei darauf zu achten ist, dass nicht der gesamte Stock eingeschüttet wird.



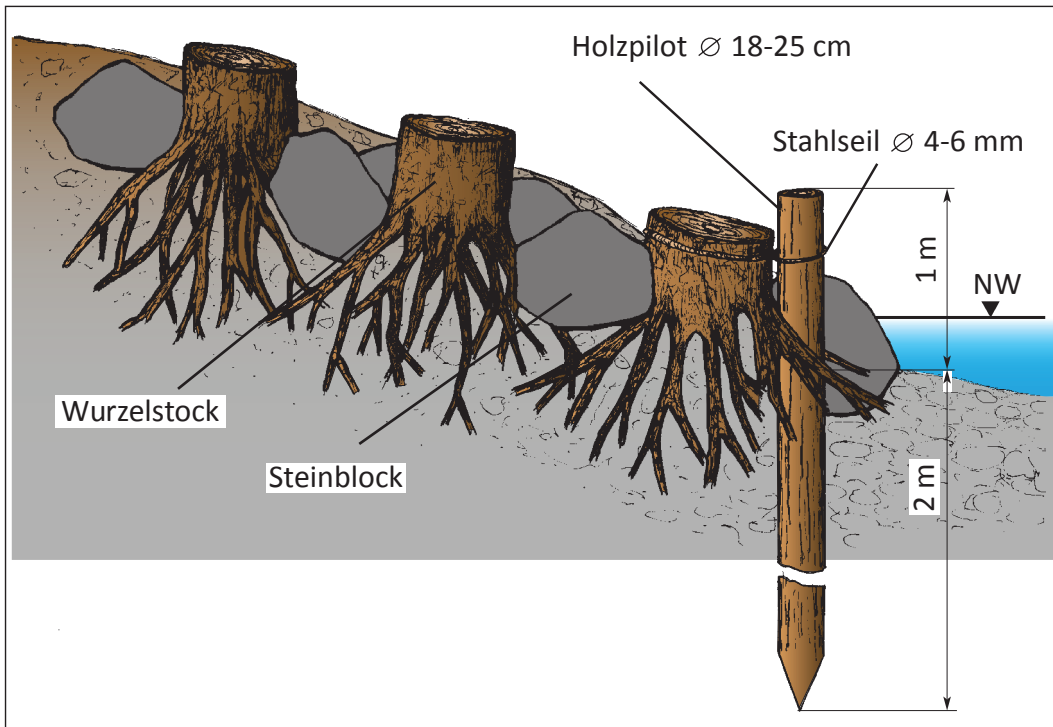


Abb. 6.10: Wurzelstockreihe. (nach Florineth)



Foto 6.34: Einbau von Wurzelstöcken. (© ezb, TB Zauner)

Material:

Verwendet werden können bei Rodungsarbeiten anfallende Wurzelstöcke von Nadel- oder Laubbäumen. Werden frische, austriebsfähige Stöcke von Laubbauarten (z. B. Weiden, Erlen) verwendet, treiben diese erneut aus.





Ökologische Bewertung:

Die Anwendung ist bei allen Gewässertypen empfehlenswert. Kleine Holzstrukturen wie Wurzelstöcke tragen in wenig abflusssensiblen Gewässerabschnitten auf einfache Art und Weise dazu bei, die Strukturvielfalt der Uferlinie zu erhöhen. Durch ihre Lage in direkter Wassernähe bzw. an der Wasseranschlagslinie und den hohen Hohlraumanteil bieten Wurzelstöcke Unterstand und Lebensraum für Fische und sind wertvolles Habitat bzw. Nahrungsquelle für unterschiedlichste limnische Wirbellosenarten.



Hinweis:

Soll der zukünftige Pflegeaufwand zur Erhaltung des Abflussprofils möglichst gering gehalten werden, wird nicht austriebsfähiges Material verwendet.



6.2.13 Raubäume zur Stabilisierung von Pralluferbereichen

Der naturnahe Flussbau nutzt Raubäume zur punktuellen und kurzfristigen Sicherung von frischen Uferabbrüchen und Böschungskolken vor weiterer Erosion (LANGE & LECHNER, 1993). Sie werden vor allem zur Strukturierung bzw. vereinzelt zur Laufverlagerung von Gewässern eingesetzt (vgl. Kap. 5 Strukturierung, Revitalisierung).



Foto 6.35: Lokale Ufersicherung/Strömunglenkung durch Laub-Raubäume, Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)



Abb. 6.11: Raubaum-Ufersicherung. (© ezb)

Foto 6.36: Raubaum-Ufersicherung. (© Florineth)

Die Raubäume werden parallel zum Ufer, mit der Baumkrone in Fließrichtung verlegt und mit Stahlseilen an Pflöcken befestigt. Der Baumstamm dient zur Zeit erhöhten Abflusses als Sedimentfalle; durch die verringerten Fließgeschwindigkeiten im Strömungsschatten des Raubaumes findet eine neuerliche Akkumulation von Kies oder Feinsediment statt, die den Uferanbruch „repariert“. Damit wird eine weitere Erosion der Steilufer hintangehalten und dynamische Prozesse auf lokale Bereiche begrenzt. Der mechanische Schutz tritt sofort nach Fertigstellung ein. Selbst in Ortsstrecken kann fixiertes Holz zur Vorbeugung bzw. nachträglichen Sicherung von (unproblematischen) Böschungsanrissen dienen. Voraussetzung dafür ist, dass die Tothholzelemente lagestabil verankert werden und bei erhöhten Wasserführungen nicht verdriften.

Material:

„Provisorische“ Sicherungen werden traditionell mit dicht gewachsenen Nadelhölzern (Fichten, Tannen) ausgeführt, deren feine, elastische Äste Feinsedimente ausfiltern und sich bei Hochwasser umlegen und das Ufer abdecken. Teilweise kommen auch Laubbäume mit elastischen Ästen zum Einsatz.

Gegen Abdrift werden die Raubäume durch Stahlseile bzw. mit einer Würgekette gesichert, die am Anlauf der stärkeren (Flach-) Wurzeln mit einer Schlaufe eingehängt werden. Die Befestigung am Ufer erfolgt an angebohrten Piloten bzw. an andere am Ufer stehende Bäume. Alternativ können Erdanker verwendet werden. Im Unterschied zu „Raubaubuhnen“ werden Raubäume meist nur am flussaufwärtigen Ende verankert und werden daher durch die Strömung parallel zum Ufer ausgerichtet (vgl. Kap. Raubaubuhnen). Sie besitzen daher keine strömunglenkende Wirkung.





Foto 6.37: Raubaum-Ufersicherung. (© ezb)

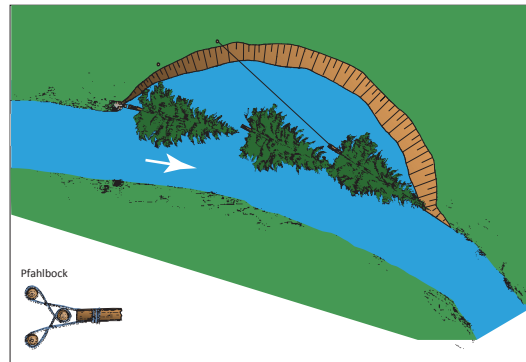


Abb. 6.12: Raubaum-Ufersicherung. (nach Florineth)

Raubäume aus Nadelhölzern stellen nur einen temporären Uferschutz dar, weshalb zur Erreichung eines dauerhaften Schutzes weitere ingenieurbioökologische Maßnahmen oder zusätzliche Bepflanzungen angewandt werden müssen.

Technische Bewertung:

Kostengünstige, ökologisch wertvolle Alternative für aufwändige Uferschutzmaßnahmen vor allem in ortsfernen Gewässerstrecken.

Ökologische Bewertung:

Die Anwendung ist bei allen Gewässertypen empfehlenswert. Raubäume zeichnen sich durch eine große Oberfläche und eine vielfältige, von gering durchströmten Mikrohabitaten durchsetzte Struktur aus. Dies bedingt eine hohe Eignung als Fischbestand. Zudem nutzen zahlreiche limnische Wirbellosenarten die Oberfläche von Totholz als Mikrohabitat, andere Arten sind auf die Nutzung von Totholz spezialisiert, da sie in Totholz minieren oder sich von Totholz ernähren.

Für zahlreiche an Gewässer gebundene Vogelarten (z. B. Eisvogel, Wasseramsel, Gebirgsstelze) dient Totholz als Brutplatz oder Ansitzwarte.

Hinweis:

Nadelhölzer weisen zwar ein dichteres Astwerk als Laubbäume auf, die Äste legen sich jedoch bei Hochwasser um und bieten für Fische bei Hochwasser kaum Einstand. Aus gewässerökologischer Sicht wird daher die Verwendung von Laubbölkern empfohlen, da diese neben der reinen Ufersicherung auch eine strömunglenkende Wirkung besitzen und entlang der Prallufer eine breite, strukturreiche Zone mit strömungsberuhigten Bereichen/Buchten erzeugen. Zudem entsprechen Nadelholz-Raubäume – mit Ausnahme der obersten Gewässerregionen – weitgehend nicht dem Gewässer- und Vegetationstyp.



Quellen:

LANGE, G. & LECHNER, K. (1993): Gewässerregulierung, Gewässerpflege – Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.

6.2.14 Versteckte Ufersicherungen

Versteckte Ufersicherungen sind aus Wasserbausteinen errichtete Steinbuhnen, die tief in das Vorland eingegraben und mit Erdmaterial überschüttet werden. Versteckte Sicherungen werden in Bereichen eingesetzt, in denen dem Gewässer eine kontrollierte Ufererosion ermöglicht werden soll. Bis zu einer festgelegten „Interventionsgrenze“ im Übergang zwischen Vorland und Grundgrenze wird eine Verlagerung des Gerinnes toleriert. Wird diese Grenze erreicht, dienen „versteckte Buhnen“ als Sicherungsmaßnahme der angrenzenden Böschung. Die zukünftige Entwicklung der Flussufer und der begleitenden weichen Au kann eigendynamisch erfolgen, sodass ein dauerhafter Erfolg erzielt wird.

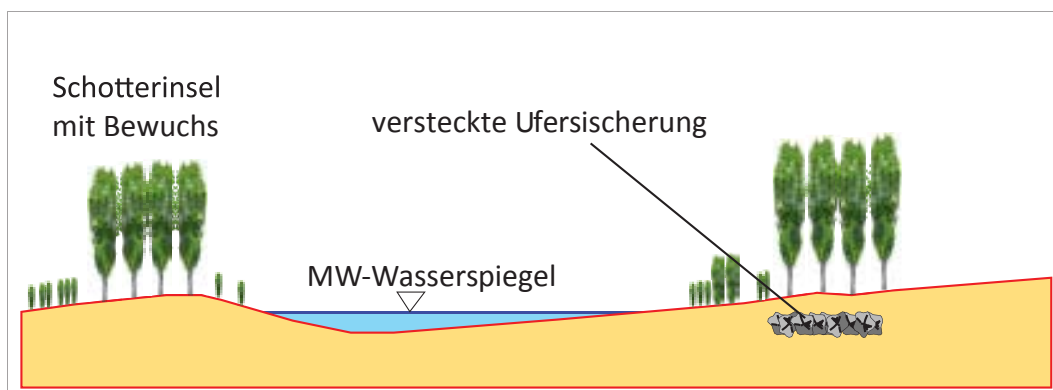


Abb. 6.13: Querprofil in einem hypothetischen Aufweitungsbereich: „Versteckte“, tief in das Vorland eingegrabene und mit Erdmaterial überschüttete Buhnen verhindern eine unkontrollierte Verlagerung des Flussbettes. (© ezb)

Technische Bewertung:

Die Anwendung ist bei allen Gewässertypen empfehlenswert. Voraussetzung ist eine entsprechende Raumverfügbarkeit im Gewässerumland.

Ökologische Bewertung:

Die eigendynamische Entwicklung der Flussufer fördert das Entstehen einer breiten Habitatvielfalt im und am Gewässer. Die morphologischen Auswirkungen wirken sich positiv auf die Besiedlung des Gewässers durch Pflanzen und Tiere aus.





Hinweis:

Bei einer gleichzeitigen Revitalisierung des Gewässers (z. B. Auflösen von Ufersicherungen) können anfallende Wasserbausteine direkt als Baumaterial verwendet werden.



Bei geringer hydraulischer/statischer Beanspruchung können die Steinblöcke locker in die vorbereitete Grube geschüttet werden. Unter Umständen können in diesem Fall die Steine auch direkt auf die Geländeoberfläche aufgelegt werden und als „Reptilienhabitate“ genutzt werden. Nähert sich das Gewässer durch Seitenerosion der Interventionslinie, wird das Gelände unter den Steinblöcken erodiert und die herabfallenden Steinblöcken sichern den Böschungsfuß. Bei stärkerer hydraulischer/statischer Beanspruchung ist eine stabile Schichtung zu empfehlen.

7 Maßnahmen zur Reduktion der Staubelastung

Ein großer Prozentsatz der österreichischen Fließgewässer wird zur Energiegewinnung aus Laufkraft-, Schwell- oder Speicherkraftwerken genutzt. Dazu wird das Gewässer mittels Wehranlagen aufgestaut und den Turbinen zugeleitet. Zur Erhöhung der Fallhöhe wird zudem vielfach die Unterwasserstrecke eingetieft. Ausleitungskraftwerke und deren Auswirkungen werden im Kapitel „Restwasser“ behandelt.

Bei Lauf-Staukraftwerken ergeben sich folgende wesentliche ökologische Problembereiche:

- Verringerung der Fließgeschwindigkeit im Stauraum (siehe unten).
- Unterbrechung der Durchgängigkeit durch Wehranlage (ökolog. Durchgängigkeit siehe Kap. 4).
- Abtrennung der Fließgewässer von ihrem Umland und Nebengewässern durch die Rückstaudämme (Unterbindung von Abflussdynamik und lateraler Konnektivität).
- Verringerter Fließcharakter und Beeinträchtigung Feststoffhaushalt in Unterwasser-Eintiefungsbereichen.
- Änderungen des Grundwasserhaushaltes durch Abdämmung Stauraum und Unterwassereintiefung.
- Änderung des Temperaturhaushaltes im Gewässer flussab (meist nur bei sehr großen Stauseen).

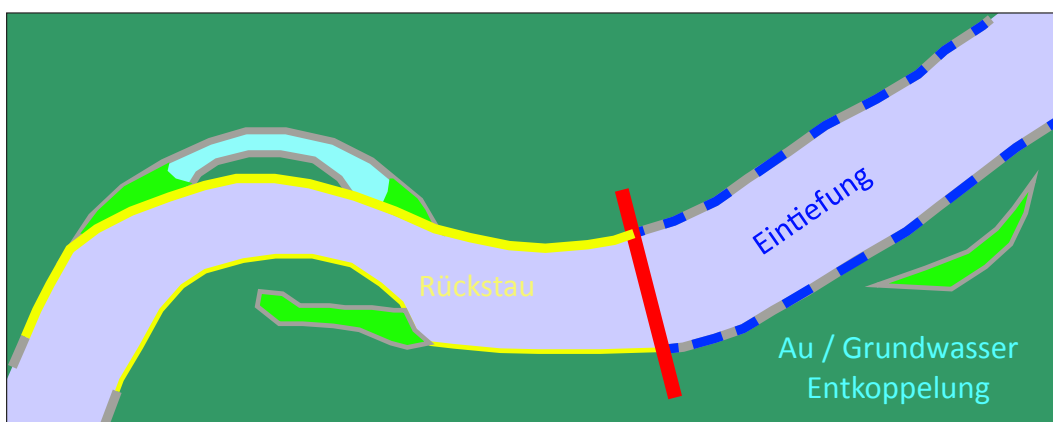


Abb. 7.1: Problembereiche durch Lauf-Staukraftwerke (rot Wehranlage, gelb: Staudämme, blau: UW-Eintiefung. (© ezb)





In vorliegendem Kapitel werden ausschließlich die gewässerökologischen Auswirkungen des Aufstaus und Maßnahmen zur Reduktion der Staubelastung behandelt.

Die Auswirkungen der Stauhaltungen auf die Ökologie der betroffenen Gewässer sind vielfältig. Das Ausmaß der Abweichung von der ursprünglichen Situation korreliert mit der Intensität des Staueinflusses.

Durch den Aufstau kommt es durch den vergrößerten Abflussquerschnitt und das reduzierte Gefälle zu einer sukzessiven Verringerung der Fließgeschwindigkeit vom Staubeginn (Stauwurzel) zur Wehranlage. Die flusstypspezifische Schottersohle wird im Stauraum zum Querbauwerk hin zunehmend von monotonen Feinsedimentablagerungen abgelöst. Sand- und Schlammablagerungen überdecken die ursprünglichen Sohlstrukturen und verstopfen den durchströmte Schotterlückenraum der Sohle, lokal können in diesen anaerobe Verhältnisse auftreten. Damit geht der Lebensraum für die gewässertypische Bodenfauna und der Laichplatz für die kieslaichenden Hauptfischarten verloren. Flache Schotterbänke als Jungfischlebensraum dieser Arten verschwinden ebenfalls. Diese können somit keine eigenständigen, ausgewogenen Populationen mehr erhalten. Für Stillwasser liebende (stagnophile) Arten, denen die Strömungs- und Substratverhältnisse entsprechen würden, ist die Wassertemperatur im Frühjahr/Sommer bei den meisten Gewässern zu niedrig. Im Stauraum findet daher eine charakteristische Verschiebung von den strömungsliebenden, flusstypischen Arten zu anspruchslosen Arten, welche die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren innerhalb weiter Grenzen tolerieren, statt.

Hinsichtlich der Substratverteilung können Stau in „seichte Stau“ mit noch annähernd gewässertypischer Schottersohle und „tiefe Stau“ mit stark veränderten Choriotopeigenschaften (Substratzusammensetzung) eingeteilt werden.

In vielen Stauräumen gehen zudem durch monotone Rückstauräume mit durchgehend steilen Blockwurfufeln ökologisch wertvolle Flachwasserzonen und Uferstrukturen verloren. Ausuferungen bei kleinen Hochwasserereignissen können nicht mehr stattfinden.

Vor allem in größeren Stauräumen kann durch die starke Vergrößerung des Wasserkörpers und die damit verbundene lange Aufenthaltszeit des Wassers eine Veränderung der Temperaturverhältnisse im Quer- und Längsprofil auftreten. Flach überstaute Bereiche erwärmen sich aufgrund der geringen Wassertiefe und Strömung im Sommer rascher und stärker bzw. kühlen im Winter rascher ab. Tiefen-

zonen im Stau weisen hingegen ausgeglichene Temperaturverhältnisse, im Sommer kühler, im Winter wärmer, als der ungestaute Fluss auf. Steuergrößen sind neben der Verweildauer des Wassers im Stau, der Größe des Staus und der damit verbundenen Wasserschichtung auch geomorphologische und allgemein typologische Verhältnisse. Bei großen „Stauseen“ kann unter Umständen einer Veränderung des Temperaturregimes auch im Unterwasser beobachtet werden (vgl. Kampstauseen/NÖ).

Grundsätzlich ist anzuführen, dass nur jene Maßnahmen wesentliche Verbesserungen bewirken, die die Wiederherstellung fließgewässertypischer Lebensräume ermöglichen. Dies ist aber in den meisten Fällen großflächig nicht möglich, ohne die Nutzung zu gefährden bzw. den Hochwasserspiegel im Stauwurzelbereich unzulässig zu erhöhen (siehe Kap. Furtaufhöhung).

Die wirksamsten Maßnahmen zur Verringerung der Staubelastung sind daher:

- Revitalisierungen/Strukturierungen der Stauwurzelbereiche (in denen noch fließgewässerähnliche Verhältnisse vorliegen),
- die Schaffung von Fließgewässerlebensraum in Umgehungs-/Seitenarmen oder
- die Vernetzung mit größeren Zuflüssen und ökologische Verbesserungen in diesen.

Diese Maßnahmen bewirken vor allem Verbesserungen für die durch den Stau beeinträchtigten strömungsliebenden Arten und somit eine stärkere Verbesserung des ökologischen Zustandes. Maßnahmen im zentralen Stau fördern hingegen primär strömungsindifferente bzw. Stillwasser liebende Arten, die von der Staubelastung weniger betroffen sind und mit Ausnahme der Tieflandflüsse (Potamal) meist nicht die Charakter-/Leitarten dieser Gewässer darstellen.



7.1 Maßnahmen am Querbauwerk

Durch die vollständige Beseitigung des Querbauwerks können ökologisch weitgehend wertlose Rückstauräume beseitigt und die Grundlage für ein naturnahes Flussbett flussauf des ehemaligen Querbauwerkes geschaffen werden. Zudem wird die Durchgängigkeit vollständig wieder hergestellt (vgl. Kap. 4.2, Durchgängigkeit/Entfernung Querbauwerke).

Zu beachten ist, dass bei einer Entfernung des Querbauwerks eine energiewirtschaftliche Nutzung nicht mehr möglich ist. Der gänzliche Rückbau des Querbauwerks ist also nur dann umsetzbar, wenn dessen Nutzung (Wasserausleitung, Wasserkraft, etc.) aufgegeben wurde und auch nach Entfernung des Querbauwerkes eine stabile Sohle vorliegt.

Weisen die Querbauwerke eine geringe Höhe auf (Sohlgurte), kann eine Kompensation durch lokales, wechselseitiges (einmal links, einmal rechts) Absenken der Querbauwerke und Herstellung einer pendelnden Niederwasserrinne erzielt werden (vgl. Kap. 5.1.6, Strukturierung, Niederwasserrinne). Um eine stabile Sohle sicherzustellen, darf dabei das Hochwasserspiegelgefälle das Selbststabilisierungsgefälle nicht überschreiten.



Foto 7.1: Reguliertes Flussbett mit großen und zahlreichen kleinen Querbauwerken zur Sohlfixierung. Die Rückstaubereiche der zahlreichen Querbauwerke erzeugen bei Nieder-/Restwasser eine durchgehende Tümpelkette, Große Tulln/NÖ. (© ezb)

Bei höheren Querbauwerken (Sohlstufen) kann die Beseitigung der Sohlabtreppung in vielen Fällen nur mit gleichzeitigen großräumigen Maßnahmen zur Reduktion der Erosionskapazität des Gewässers erfolgen. Dies kann z. B. durch Laufverlängerungen zur Reduktion des Gefälles (vgl. Kap. 5.2, Laufverlängerung) bzw. Aufweitungen des Gewässerbettes zur Erhöhung des Selbststabilisierungsgefälles (vgl. Kap. 5.2.2, Aufweitungen) erfolgen.

Einen Sonderfall stellen die in vielen regulierten bzw. begradigten Fließgewässern bestehenden Sohlabtreppungen dar. Um das durch die Begradigung erhöhte Gefälle zu reduzieren, wurden Sohlstufen errichtet, die infolge der Rückstaubereiche insbesondere bei Niederwasser zur Entstehung von Tümpelketten führen.

7.1.1 Teilabsenkung

Wenn eine komplette Beseitigung des Querbauwerks aufgrund der Rahmenbedingungen (Grundwasser, Sohlstabilität) nicht möglich ist, kann durch Absenken der Bauwerksoberkante/ Stauspiegels zumindest eine Reduktion der Staubelastung bzw. Verkürzung der Staulänge erzielt werden. Im flussaufwärtigen Teil des ehemaligen Stauraumes können damit wieder Gewässerabschnitte mit natürlichen bzw. naturnäheren Strömungsverhältnissen hergestellt werden. Dabei sind grundsätzlich die gleichen Wechselwirkungen wie bei einer Entfernung des Querbauwerks zu berücksichtigen.

7.1.2 Variables Stauziel

Bei energiewirtschaftlicher Nutzung des Querbauwerkes besteht weiters die Möglichkeit eines zeitlich variablen Stauziels. Damit können die negativen gewässerökologischen Beeinträchtigungen reduziert, die energiewirtschaftlichen Einbußen aber gleichzeitig möglichst gering gehalten werden.

Grundsätzlich reicht der Rückstau bei einem konstanten Stauwasserspiegel (Stauziel) bei geringen Abflüssen weiter nach flussauf als bei höheren Abflüssen (siehe Abb. 7.2, schematischer Längsschnitt durch Stauraum). Mit einem variablen Stauziel (bei Niederwasser abgesenkter Stauwasserspiegel, der bei höheren Abflüssen sukzessive erhöht wird) ergibt sich hingegen eine annähernd konstante Staulänge. Insbesondere bei Niederwasser kann der Stau somit verkürzt, im Stauraum selbst können etwas höhere Fließgeschwindigkeiten erzielt werden. Da zu dieser Zeit der UW-Spiegel ebenfalls niedriger ist, wird die Fallhöhe trotz Stauzielabsenkung annähernd konstant gehalten; die energiewirtschaftlichen Verluste werden reduziert.



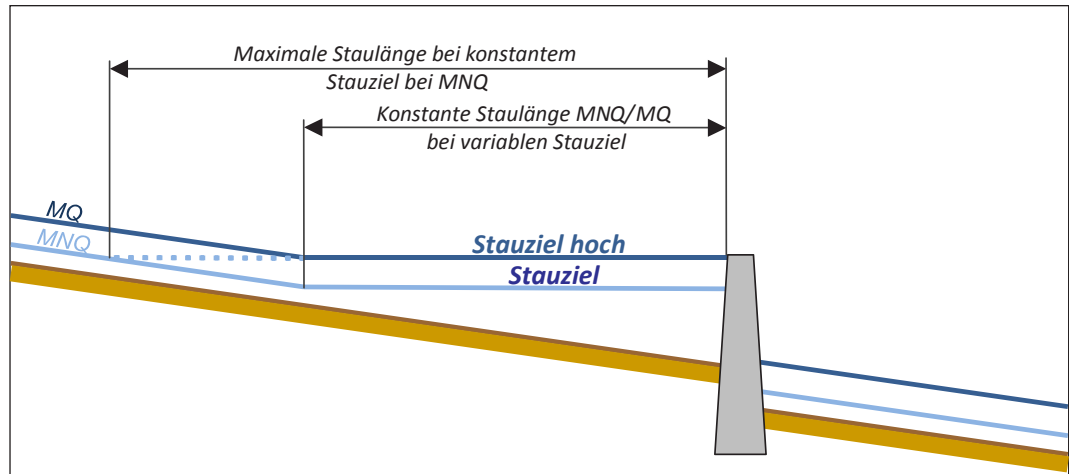


Abb. 7.2: Schematischer Längsschnitt durch Stauraum bei unterschiedlichen Abflüssen bei konstantem und variablen Stau. (© ezb)

Neben der Stauzielabsenkung bei Niederwasserabflüssen besteht auch die Möglichkeit der Stauzielabsenkung bei Hochwasserabflüssen, insbesondere im Bereich der bettbildenden Abflüsse (ca. HQ1–HQ5). Damit wird das Gefälle und die Schleppkraft vor allem im Stauwurzelbereich erhöht und die Sohldynamik verbessert, Probleme betreffend Feststoffhaushalt werden reduziert (siehe Kap. 10.3).

Für die variable Steuerung des Stauziels bei Hochwasser ist eine flexible Wehroberkante (z. B. Wehrklappe, Schlauchwehr, etc.) erforderlich. Dementsprechend ist diese Maßnahme meist wirtschaftlich nur vertretbar, wenn bereits eine flexible Wehr-OK besteht oder ein Neu- bzw. Ersatzneubau geplant ist.

Hinsichtlich der Wechselwirkung der Maßnahme sind neben der energiewirtschaftlichen Nutzung auch die schutzwasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen zu berücksichtigen.



7.2 Stauwurzelstrukturierungen

Bei einer Staubelastung können abgesehen von der Neuschaffung bzw. Anbindung bestehender, flusstypischer Lebensräume die stärksten Verbesserungen für die strömungsliebenden Leitfischarten im Bereich der Stauwurzel erzielt werden (ZAUNER et al., 2001; SCHMIDT-KLOIBER et al. 2001; JUNGWIRTH et al., 2003).

Im Vergleich zum zentralen Stau liegen hier noch „Fließstrecken-ähnliche“ Verhältnisse vor (noch relativ hohe Fließgeschwindigkeiten, flussmorphologische Dynamik, etc.). Grundsätzlich besteht daher die Möglichkeit der Initiierung bzw. Wiederherstellung dynamischer, gewässertypischer Lebensräume, die als Übergangsbereiche zwischen Fließstrecke und zentralem Stau oft von einer sehr artenreichen Zönose genutzt werden (entsprechende Bestände in den angrenzenden Abschnitten vorausgesetzt). Ökologische Aufwertungen im Bereich der rascher durchströmten Stauwurzel können durch lokale Strukturierungsmaßnahmen (z. B. Einbau von Buhnen) bis hin zu großräumigen Maßnahmen wie Gerinnegestaltungen (z. B. Anlage von Seitenarmen) erfolgen.

7.2.1 Strukturierung der Ufer

7.2.1.1 Schüttung von Schotterbänken

Durch den Einbau eines standortgemäßen Böschungsmaterials und Schaffung von Schotterbänken kann – auch ohne zusätzliche Strukturierung – bereits eine deutliche ökologische Verbesserung erreicht werden. Wesentlich ist, dass das eingebrachte Sohlmaterial bei Hochwasser nicht wieder erodiert wird. Dazu ist der Korndurchmesser des Sohlmaterials ausreichend groß – allerdings im Rahmen der gewässertypischen Korngrößen – zu wählen. Weiters ist auf möglichst flache Neigung der Schotterbänke (vom Böschungsanschluss bis zur Flusssohle) zu achten, da dies sowohl für die Stabilität als auch die ökologische Funktionsfähigkeit essentiell ist.

Im Vergleich zur Fließstrecke ist im Bereich der Stauwurzel darüber hinaus auch die Wehrbetriebsordnung und die sich somit ergebenden hydraulischen Rahmenbedingungen zu berücksichtigen. Einerseits kann es bei einer Stauzielanhebung bei höheren Abflüssen zu einer geringeren Beanspruchung und damit kleineren erforderlichen Korndurchmessern kommen bzw. ist dann auch der Erhalt von vergleichsweise großen Schotterbänken langfristig gewährleistet. Andererseits kann es bei einer Stauzielabsenkung bei Hochwasser zu einer entsprechend höheren Sohldynamik kommen.





Fotos 7.2–7.3: Schotterbänke Donau Stauwurzel KW Aschach. (© ezb, TB Zauner)



Fotos 7.4: Kleiner Nebenarm in Bau, Stauwurzel d. Donau, Zitzacker bei Wilhering. (© ezb, TB Zauner)

Ökologische Bewertung:

Die ökologische Wirkung der neu geschaffenen Flachufer ist grundsätzlich ähnlich wie in der Fließstrecke zu bewerten (vgl Kap. 5.1, Morphologie), aufgrund der geringen Strömungsgeschwindigkeiten und Wassertiefen dienen sie als idealer Jungfischlebensraum. Bei einer großräumigen Gestaltung der Schotterbänke können diese darüber hinaus auch einen Beitrag für die Reproduktion vieler Fischarten leisten und Verbesserungen für die gesamte aquatische und semi-aquatische Fauna bewirken.



ZAUNER et al. (2001) konnten entlang neu geschütteter Schotterbänke im Stauwurzelbereich des KW Aschach/Donau eine deutliche Zunahme der strömungsliebenden Hauptfischarten, insbesondere auch Nase und Barbe und deren erfolgreiche Reproduktion nachweisen. Zudem wurden 157 MZB-Arten (68 % der Gesamttaxazahl) ausschließlich in den neu geschaffenen Schotterstrukturen gefunden. Diese Zönosen zeigten deutliche Unterschiede zu denen der Sohle und des Blockwurfes. Die Schotterstrukturen erweisen sich damit sowohl hinsichtlich der ökologischen Funktionsfähigkeit als auch des Naturschutzes als besonders wertvoll.

7.2.1.2 Einbau von Strukturelementen/Uferrückbau

Neben der Schaffung von Schotterbänken kann die Uferstruktur durch den Einbau von strömunglenkenden Strukturelementen bzw. einen entsprechenden Uferrückbau erzielt werden. Durch den Einbau von Strukturelementen aus lebendem oder totem Holz sowie Bühnen (z. B. aus Wasserbausteinen) können Linienführung, Tiefenvariabilität und Strömungsbild entsprechend dem Gewässertyp einem naturnäheren Zustand angenähert werden. Durch die strömunglenkende Wirkung der Strukturelemente kommt es an den strömungsexponierten Stellen zur Auskolkung/Eintiefung der Sohle bzw. Seitenerosion, im Strömungsschatten zu Ablagerungen und Ausbildung von Sedimentbänken. Damit ergibt sich ein heterogenes Ufer mit einer deutlich verbesserten Land-Wasser-Verzahnung.

Die Gestaltung und Errichtung der Strukturen erfolgt grundsätzlich in ähnlicher Weise wie bei einer Umsetzung in der freien Fließstrecke (vgl. Kap. 5.1.3, Morphologie). Bei der Dimensionierung und vor allem auch der Festlegung der Höhenlage sind allerdings die im Vergleich zur freien Fließstrecke unterschiedlichen Wasserspiegelschwankungen zu berücksichtigen.

Ökologische Bewertung:

Hinsichtlich der fischökologischen Wirkung sind die strömunglenkenden Maßnahmen grundsätzlich ähnlich wie in der Fließstrecke zu bewerten. Allerdings ist im Vergleich dazu aufgrund des geringeren Spiegellagengefälle mit einem etwas geringeren Anteil rasch durchströmter Bereiche, vor allem Furten, und damit einem im Vergleich zur freien Fließstrecke etwas geringeren Lebensraumangebot insbesondere für rheophile Kieslaicher zu rechnen.



7.2.2 Kleinräumige Aufweitungen (mit Nebengerinnen)

Steht im unmittelbaren Gewässerumland Platz zur Verfügung, kann durch Aufweitung des Abflussprofils Raum für eine großräumigere Strukturierung und damit eine stärkere Annäherung an den flusstypischen Zustand erreicht werden. Die Gestaltung erfolgt ähnlich wie in der freien Fließstrecke unter besonderer Berücksichtigung des jeweils bestehenden Leitbilds bzw. Flusstyps (pendelnd, verzweigt, mäandrierend, etc.; vgl. Kap. 5, Morphologie).

Durch die Aufweitung kommt es aufgrund der reduzierten Sohlschubspannung zu einer entsprechenden Anlandung. Diese Tendenz kann im Bereich der Stauwurzel aufgrund des bei Hochwasser meist geringeren Wasserspiegel- bzw. Energieliniengefälles im Vergleich zur Fließstrecke deutlich verstärkt sein und zur Ausbildung großräumiger Schotterbänke bzw. Inseln führen. Durch die Sohlaufhöhung kann die Stauwurzel weiter verlängert, der zentrale Stau verkürzt werden.

Dadurch darf aber der Hochwasserspiegel im Stauwurzelbereich und flussauf nicht unzulässig angehoben werden. Zudem ist darauf zu achten, durch den verstärkten Geschieberückhalt in der Stauwurzel keine Eintiefung im Unterwasser zu verursachen/verstärken.



Foto 7.5: Im Zuge des LIFE-Projekts Mostviertel geschaffene Aufweitung und Nebenarm im Stauwurzelbereich des KW Hausmending/Ybbs/NÖ. (© Haslinger extremfotos)



Foto 7.6: Im Zuge des LIFE-Projekts Mostviertel geschaffene Aufweitung und Nebenarm im Stauwurzelbereich des KW Hausmening/Ybbs/NÖ. (© Haslinger extremfotos)

Ökologische Bewertung:

Hinsichtlich der gewässerökologischen Wirkung können mit der Maßnahme bei optimaler Umsetzung die flusstypischen Habitate und insbesondere auch die von strömungsliebenden Fisch- und MZB-Arten bevorzugten Lebensräume zumindest qualitativ wiederhergestellt werden. Damit ist die Grundlage für die Ausbildung einer flusstypischen Zönose geschaffen, die nur geringfügig von jener der freien Fließstrecke abweicht. Dabei ist aber zu beachten, dass aufgrund der begrenzten Größe der Stauwurzelbereiche, diese als Lebensraum für sich eigenständig erhaltende Populationen meist zu klein sind. Daher sind weitere mit der Stauwurzel vernetzte Fließgewässerlebensräume erforderlich bzw. anzustreben. Diese können in der flussauf anschließenden Fließstrecke, in einmündenden größeren Zuflüssen oder in Umgehungsgerinnen/-armen (vgl. Kap. 7.4) liegen.





7.2.3 Furtaufhöhungen

Durch den Aufstau von Fließgewässern werden Furten eingestaut und verlieren ihre ökologische Funktionsfähigkeit. Diese seichten, rasch fließenden Bereiche sind aber ein wesentliches Habitatelement für die gewässertypische Benthosfauna bzw. der Laichplatz für die kieslaichenden Hauptfischarten.

Durch das Einbringen von Schotter über die gesamte Gewässerbreite können diese Furten und Flachwasserbereiche gezielt wiederhergestellt werden. Dadurch entsteht sehr rasch eine lange Stauwurzel, gleichzeitig wird der zentrale Stauraum verkürzt. Langfristig kommt es bei einer entsprechenden Verlandung zwischen den Sohlaufhöhungen zur Ausbildung einer Fließstrecke mit etwas geringerem Gefälle als in der freien Fließstrecke (EBERSTALLER et al., 2006).

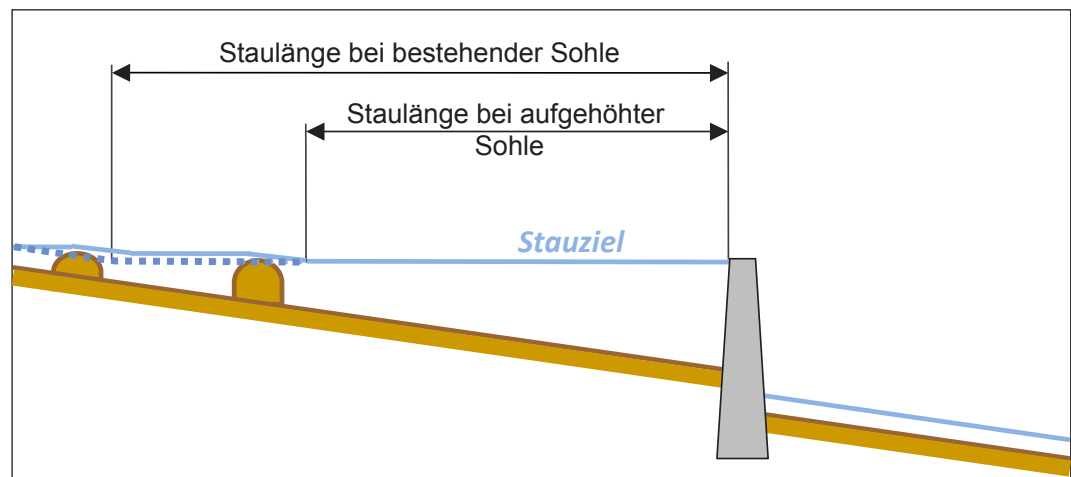


Abb. 7.3: Schematischer Längenschnitt durch einen Stauraum und entsprechende Verlängerung der Stauwurzel durch Furtaufhöhungen. (© ezb)

Wesentlich für die Funktionsfähigkeit der Furten als Lebensraum und Laichplatz ist eine flusstypische Ausformung entsprechend bestehender Furten im Gewässerabschnitt. Das betrifft vor allem das Sohlgefälle in der Furt selbst. Im Querprofil ist eine Tiefenrinne (am Außenufer) und Flachwasserbereiche (am Innenufer) vorzusehen. Durch Erhaltung bzw. Neuschaffung angrenzender Schotterbänke bestehen auch bei höheren Abflüssen Flachwasserbereiche und damit seichte, langsamer durchströmte Habitate.

Für die Herstellung der Furten ist gewässertypisches Substrat (Grobkies) mit einer entsprechenden Körnung zu verwenden. Dieses muss ausreichend grob sein, um eine Erosion bei Hochwasser zu verhindern. Gleichzeitig sind aber zumindest lokale Umlagerungen für die Erhaltung des Schotterlückenraumes und damit der Funktionsfähigkeit als Lebensraum und Laichplatz essentiell. Langfristig ist damit auch ein Geschiebeeintrag von flussauf erforderlich.



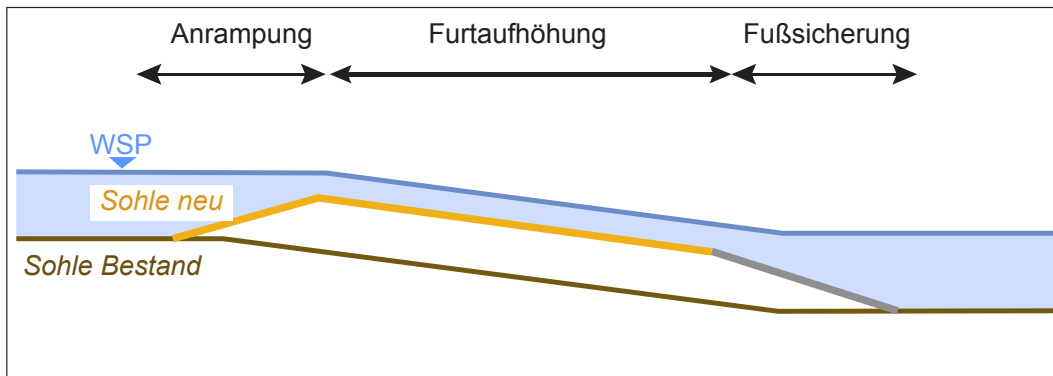


Abb. 7.4: Schematischer Längenschnitt durch einen Stauraum und entsprechende Verlängerung der Stauwurzel durch Furtaufhöhungen. (© ezb)

Eine Abschätzung der erforderlichen Korngrößen kann über die Aufnahme der dominierenden Substrate in den bestehenden Furten oder über die Berechnung der Sohlschubspannungen bei bettbildenden Abflüssen erfolgen. Aus Stabilitätsgründen ist auf eine flache Anrampung der Schüttung am flussaufwärtigen und flussabwärtigen Ende zu achten.

Wenn die erforderlichen Korngrößen nicht in ausreichender Menge vorliegen bzw. die Beschaffung wirtschaftlich nicht zumutbar ist, besteht die Möglichkeit Substrat mit etwas geringerem Anteil größerer Korngrößen zu verwenden und die Deckschichtbildung im Rahmen der eigendynamischen Entwicklung abzuwarten. Da diese mit einem gewissen Austrag einhergeht, ist eine zusätzliche Überschüttung vorzusehen.

Um eine ausreichende Stabilität bei Hochwasser zu gewährleisten und gleichzeitig die erforderlichen Schotterkubaturen zu optimieren, können die Fußbereiche und insbesondere bei hohen Schüttungen auch der Kern als Schwellen mit Steinblöcken ausgeführt werden. Diese müssen aber ausreichend überschüttet werden ($> 0,7$ m), sodass sie auch bei lokaler Erosion nicht freigelegt werden. Eine Freilegung führt einerseits zur Verstärkung der Erosion und andererseits ist damit die Funktionsfähigkeit der Furt nicht mehr gegeben.

Ähnlich wie bei den zuvor angeführten Maßnahmen in der Stauwurzel hängt die eigendynamische Entwicklung hier in besonderem Maße von den hydraulischen Verhältnissen bei unterschiedlichen Wasserspiegellagen und damit der Wehrsteuerung ab, eine Berücksichtigung bzw. Abstimmung der Maßnahmen mit der Wehrbetriebsordnung ist daher bei der Planung unumgänglich.





Fotos 7.7–7.8: Ybbs/NÖ, KW Schütt: Furtaufhöhung zur Schaffung einer attraktiven Stauwurzel. (© ezb)

Die Umsetzung der Maßnahme erfordert im Oberwasser eine ausreichend lange, freie Fließstrecke mit ausreichend hohem Gefälle (Abstand allfälliges Oberliegerkraftwerk). Darüber hinaus sind die Wechselwirkungen hinsichtlich Hochwasserschutz und Grundwasser zu berücksichtigen. Durch die Sohlaufhöhung kommt es zu einer entsprechenden Aufspiegelung bei Hochwasser und Niederwasserabflüssen, durch den keine unzulässigen Veränderungen des Hochwasserschutzes und des begleitenden Grundwasserstroms verursacht werden dürfen. In den ersten Jahren nach Errichtung ist zudem darauf zu achten, dass durch den temporären Geschieberückhalt in der Stauwurzel der Feststoffhaushalt in der Unterliegerstrecke nicht unzulässig beeinträchtigt wird.



Fotos 7.9: Ybbs/NÖ beim KW Schütt: Äschen im Bereich der aufgehöhten Furt 2. (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Durch die dauerhafte Errichtung von funktionsfähigen Furten entsteht ein wesentliches Habitatalement für die gewässertypische Bodenfauna bzw. Laichplätze und Jungfischlebensräume für die kieslaichenden Hauptfischarten. Dadurch kann in Gewässerabschnitten, in denen derartige Habitate fehlen, eine Grundvoraussetzung für eine natürliche Reproduktion der Hauptfischarten bzw. Lebensraum für einen wesentlichen Teil der gewässertypischen Fließgewässerbodenfauna geschaffen werden. Damit sind wesentliche ökologische Verbesserungen erreichbar.

Darüber hinaus kann der aus ökologischer Sicht schlecht zu bewertende zentrale Stau zugunsten der Stauwurzel verkürzt werden. Langfristig kommt es bei einer entsprechenden Verlandung zwischen den Furtaufhöhungen zur Ausbildung einer Fließstrecke mit etwas geringerem Gefälle als in der freien Fließstrecke flussauf.

Quellen:

EBERSTALLER, J.; KÖCK, J.; GRASSER, U. & T. BAUER (2006): Revitalisierung KW Schütt -Gewässerökologisches Gutachten, i.A. der evn.

JUNGWIRTH, M.; HAIDVOGL, G.; MOOG, O.; MUHAR, S. & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, facultas, UTB.

SCHMIDT-KLOIBER, A.; NESEMANN, H.; MOOG, O; GRAF W. & B. BAUMGARTNER (2001): Evaluierung der Uferstrukturierung anhand der Bodenfauna (Makrozoobenthos) in ZAUNER, G. ; PINKA, P. & O. MOOG (2001): Pilotstudie Oberes Donautal – Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion

ZAUNER, G. ; PINKA, P. & O. MOOG (2001): Pilotstudie Oberes Donautal – Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion



7.3 Maßnahmen im zentralen Stau

Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass im zentralen Stau aufgrund der sehr geringen Fließgeschwindigkeiten und der dadurch bedingten Feinsedimentablagerungen ökologische Verbesserungen für die strömungsliebenden Hauptfischarten nur in sehr eingeschränktem Umfang möglich sind. Durch Anhebung der Flusssohle (Stauraumverfüllung), durch strömunglenkende Maßnahmen (Buhnen) sowie die Erhöhung der Dynamik durch Stauzielabsenkung bei Hochwasser können die Erhaltung einer Schottersohle gefördert und damit vor allem für die strömungsliebende Bodenfauna Verbesserungen erreicht werden.

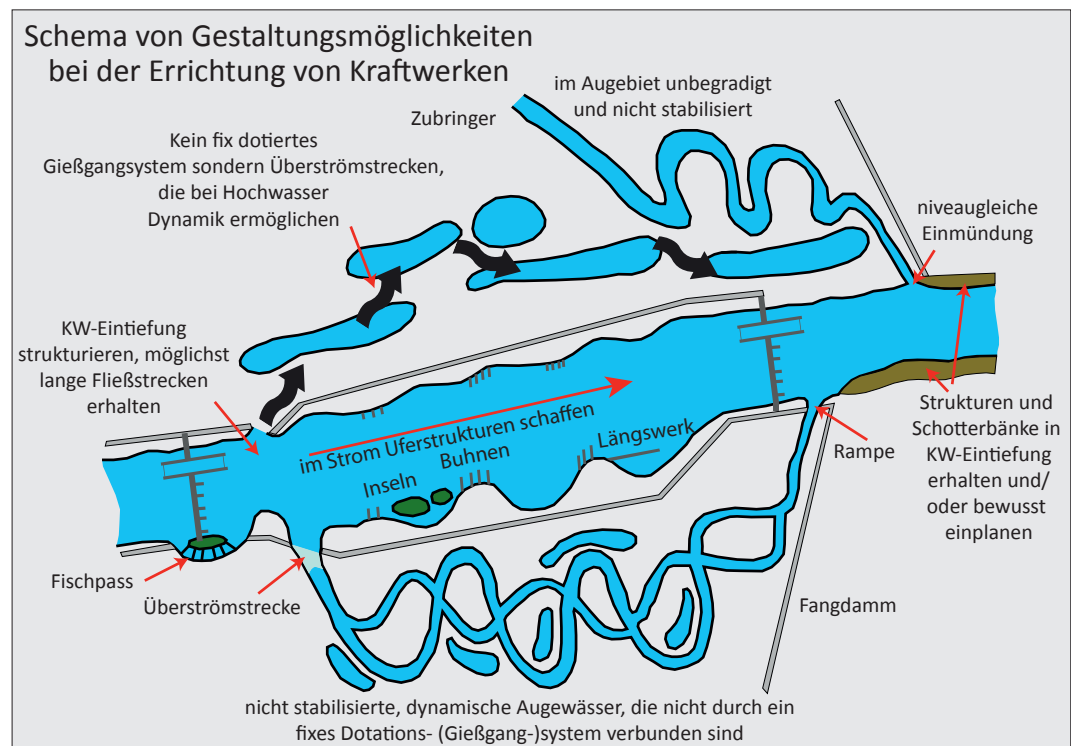


Abb. 7.5: Nebengewässervernetzung im Bereich von Stauräumen. (© IHG/BOKU)

Für ruhigwasserliebende bzw. indifferente Arten können Verbesserungen durch eine Erhöhung der Strukturausstattung der Uferstrukturen sowie die Anbindung bzw. Neuschaffung von Lebensraum im Gewässerumland (Au) erreicht werden (vgl. Kap. 7.4). Dadurch entsteht Lebensraum für zum Teil seltene und wertvolle typische Auenelemente, auch wenn diese Maßnahme keine Wiederherstellung eines gewässertypischen Zustandes des Fließgewässers (freie Fließstrecke) ermöglicht.



7.3.1 Stauraumverfüllung

Unter Stauraumverfüllung wird das Einbringen von (Kies-)substrat in den Stauraum verstanden. Alternativ besteht auch die Möglichkeit flussauf der Wehranlage eine Schwelle anzuordnen, die zu einer sukzessiven Verlandung des Stauraumes mit einer durchgehenden Schottersohle führen soll. Durch die geringeren Wassertiefen besteht zumindest bei höheren Abflüssen eine höhere Sohldynamik, wodurch sich zumindest teilweise wieder eine Schottersohle ausbilden kann.

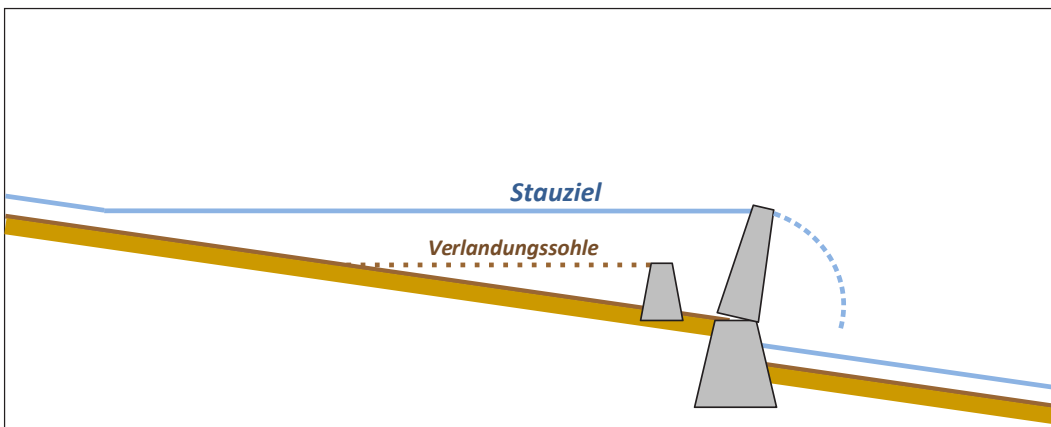


Abb. 7.6: Schematischer Längenschnitt durch eine initiierte Stauraumverfüllung durch Einbau einer stabilen Schwelle knapp flussauf des Querbauwerkes. (© ezb)

Für die Gewährleistung der ökologischen Wirksamkeit (dauerhafte Ausbildung einer Schottersohle) ist die Schüttung bzw. Schwelle in ausreichender Höhe vorzusehen. Insbesondere bei einer Substrateinbringung ohne sohlstabilisierende Maßnahmen, sind die Korngrößen ausreichend groß zu wählen, damit kein übermäßiger Austrag stattfindet und ein langfristiger Erhalt der Sohle gewährleistet ist.



Fotos 7.10–7.11: Steinschwelle zur Stauraumverlandung im Stauraum des KW Schütt an der Ybbs/NÖ 200 Meter flussauf des Wehres, Bauzustand abgesenkter Stau. (© ezb)





Durch die Maßnahmen kann es im Stauwurzelbereich lokal zu einer Anhebung des Hochwasserspiegels kommen, eine Auswirkung auf die Niederwasserspiegellagen und damit auch das Grundwasser ist hingegen nicht zu erwarten.

Erfolgt die Stauraumverfüllung nicht aktiv, sondern durch Verlandung kann es außerdem zu einer temporären Beeinflussung des Feststoffhaushalts im Unterwasser kommen.

Ökologische Bewertung:

Durch die Maßnahme kommt es zu einer Verbesserung der Sohlverhältnisse (Choriotope) und damit einer Lebensraumverbesserung für das Makrozoobenthos. Die Fischfauna profitiert allerdings nur in geringem Ausmaß.

7.3.2 Strukturierung Ufer mit Buchten, Flachwasserbereichen, Totholz

Im Bereich des zentralen Staus entstehen, insbesondere bei Errichtung von Begleitdämmen bei großen Stauen, oft monotone Ufer. Flachufer oder Ufervegetation fehlen meist weitgehend, wodurch sehr strukturarme Lebensräume vorliegen.



Fotos 7.12–7.15: Anschüttungen und resultierende Flachwasserbereiche im Stauraum vor (oben) und nach (unten) Einstau, KW Kemmelbach / Ybbs. (© ezb)



Fotos 7.16–7.19: Großflächige Flachufer-/Nebengewässerbiotope im Stauraum des KW Aschach/Donau. (oben © Löb, unten links: © M. Zauner, rechts: © R. Renner)

Die Errichtung von Uferstrukturen kann durch Schütten von Flachuferbereichen oder deren Initiierung mittels Bühnen und Leitwerken erfolgen. Allerdings ist die räumliche Ausdehnung (aufgrund der angrenzenden tieferen Staubereiche) zumeist limitiert.

Durch Leitwerke können Flachwasserbereiche vom Hauptstromstrich des Stauraumes getrennt errichtet werden. Hier kann sich das Wasser ähnlich natürlichen Au-/Stillgewässern im Frühjahr/Sommer stärker erwärmen, wodurch vor allem die Reproduktion strömungsindifferenter und Ruhigwasser liebender Arten gefördert wird. Aufgrund der fehlenden Dynamik kommt es aber zu einer sukzessiven Verlandung dieser Gewässer (ZAUNER et al., 2001a).

Bei sehr großen Stauzielschwankungen kann eine Auslaufsicherung erforderlich sein, um ein Austrocknen der Flachwasserbereiche bei abgesenktem Stauziel zu verhindern. Dabei ist allerdings zu beachten, dass durch eine entsprechende Abdichtung eine übermäßige Versickerung vermieden wird, da diese Bereiche ansonsten Fischfallen darstellen.





Aufgrund der Wasserspiegelabsenkung im Hochwasserfall ist der Böschungsfuss der Schüttung besonders zu sichern.

Durch die Einengung des Abflussquerschnitts kann zugleich der Geschiebetransport durch den Stauraum erhöht werden.

Bei sehr starker Einengung des Abflussquerschnittes ist auf die Vermeidung einer unzulässigen Aufhöhung der Hochwasserspiegellagen zu achten. Einschränkungen können sich bei größeren Gewässern auch hinsichtlich der Schifffahrt ergeben.

Ökologische Bewertung:

Untersuchungen in heterogen gestalteten Stauräumen (Flachwasserbiotopen) dokumentieren einen deutlichen Zuwachs an Artenzahlen im Vergleich zu monotonen Stauen und zeigen, dass monotone und artenarme Flusstäue durch gestalterische Maßnahmen in ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit deutlich gewinnen können.

Im Gegensatz zur freien Fließstrecke und Stauwurzel profitieren aufgrund der sehr geringen Fließgeschwindigkeiten allerdings nahezu ausschließlich indifferente und ruhigwasserliebende Fischarten und hier in erster Linie juvenile Stadien.



7.4 Schaffung Ersatzlebensraum bzw. Anbindung

Neben Maßnahmen in der Stauwurzel bzw. Fließstrecke können Verbesserungen für die strömungsliebenden Hauptfischarten vor allem durch die Neuschaffung von Fließgewässerlebensräumen in Begleitgerinnen bzw. der Wiederanbindung von Zuflüssen erzielt werden. Insbesondere in Stauketten stellen diese Maßnahmen oftmals die einzige Möglichkeit dar, die entsprechenden Fließgewässerlebensräume zumindest qualitativ wiederherzustellen.

7.4.1 Anlage von Umgehungsgerinnen

Durch die Anlage von naturnahen Umgehungsgerinnen um das Querbauwerk/Stauraum herum kann neben der Wiederherstellung der Durchgängigkeit auch wieder Fließgewässerlebensraum geschaffen werden. Linienführung, Gefälle und Flussbettausformung orientieren sich an Typ und Größe des Gewässers bzw. dessen Zubringern und werden entsprechend der flusstypischen Ausformung des jeweiligen Gewässers gestaltet (vgl. Kap. 4.4.3.1, Durchgängigkeit, Umgehungsgerinne).

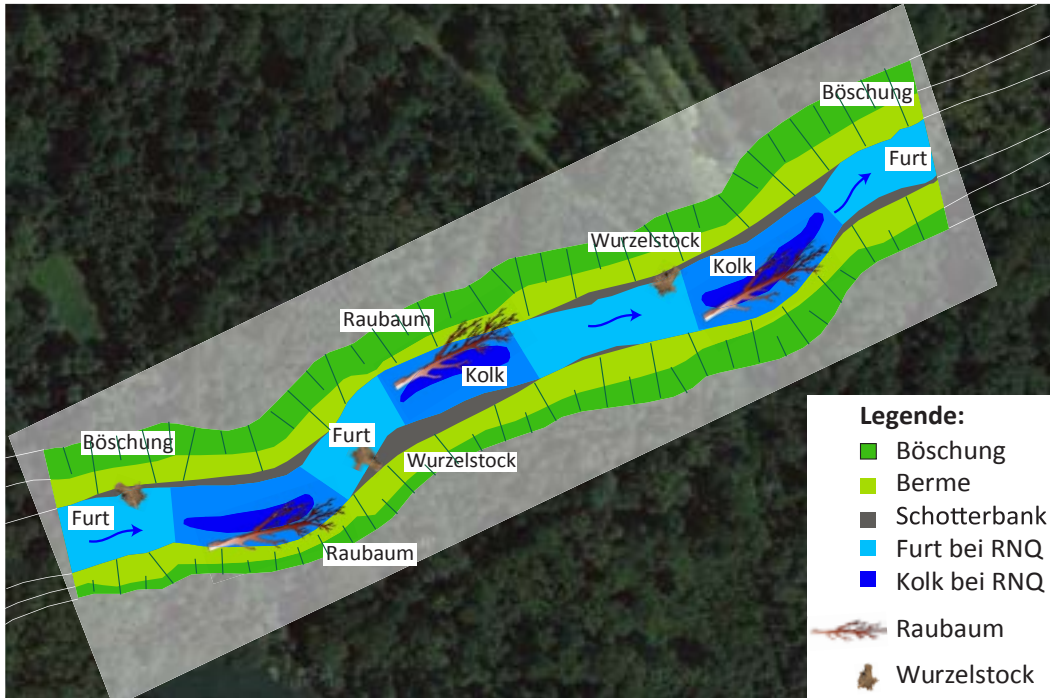


Abb. 7.7: Strukturreiche Gestaltung eines Umgehungsgerinnes zur Schaffung von gewässertypischem Lebensraum, OWH KW Abwinden-Asten/OÖ. (© ezb)





Fotos 7.20: Umgehungsgerinne an der Traisen/NÖ. (© ezb)

Für die langfristige Gewährleistung des Gerinnes als Reproduktionsraum für die strömungsliebenden, kieslaichenden Hauptfischarten ist eine gewässertypische Schottersohle mit entsprechendem Lückenraum wesentlich. Durch kurzzeitige Anhebung der Dotation („künstliche Hochwässer“) kann eine ausreichende Gewässerdynamik für zumindest lokale Umlagerungen erreicht werden. Unter Umständen sind flankierende Maßnahmen zur Förderung der Sohldynamik zielführend (z. B. Geschiebezugabe).

Ökologische Bewertung:

Durch die Anlage von gewässertypischen Umgehungsgerinnen werden flusstypische Fließgewässerlebensräume geschaffen. Insbesondere die strömungsliebenden Leit- und typischen Begleitfischarten finden wieder geeignete Lebensräume und insbesondere auch Laich- und Jungfischhabitate vor. So wandern in das Umgehungsgerinne des KW Freudenau/Donau in vier Tagen 9.000 adulte Nasen ein und laichen ab (EBERSTALLER et al., 2001).

Der Umfang der Verbesserungen ist von der Größe des Umgehungsgerinnes im Vergleich zu Flussgröße abhängig.

Bei entsprechend großräumiger Ausführung kann ein gewässertypisches Begleitgerinne somit einen wesentlichen Beitrag zur mittel- bis langfristigen Sicherstellung sich selbst erhaltender Fischbestände und somit zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes/Potentials darstellen.



7.4.2 Nebengewässervernetzung

Durch die Vernetzung des Stauraumes mit bestehenden Augewässern kann eine weitere ökologische Aufwertung für indifferente und ruhigwasserliebende Fischarten erreicht werden (vgl. Kap.5.3.1, Gestaltung/Reaktivierung von Augewässern). Die Vernetzung kann bei gleicher Höhenlage des Stauwasserspiegels zum Umland/ Nebengewässerspiegel direkt erfolgen. Bei größeren Höhenunterschieden über Begleitgerinne/ Flutmulden.

In den Stauräumen am Unteren Inn, bei denen keine Rückstaudämme bzw. nur am Rande der ehemaligen Au vorhanden sind, entstanden durch den Aufstau großflächige Nebengewässer, die durch die alten Regulierungsleitwerke vom Hauptfluss weitgehend abgetrennt und nur lokal vernetzt sind. Dieses Naturschutzgebiet zeigt anschaulich das große Verbesserungspotential durch großflächige Neuanlage und Vernetzung von Nebengewässern. Zugleich dokumentieren sie aber auch die massive Verlandungsproblematik (ZAUNER et al., 2001a).



Fotos 7.21: Luftaufnahme der Reichersberger Au/Unterer Inn mit großflächigen Nebengewässern im Bereich des Stauraumes des KW Schärding/Neuhaus. (© Innwerke AG, Töging)



7.4.3 Wiederanbindung Zuflüsse

Zuflüsse und deren Mündungsbereiche sind wesentlicher Teil des Gewässersystems und erfüllen besonders bei größeren Gewässern eine wichtige Rolle als Laichplatz und Jungfischareal für die strömungsliebenden Hauptfischarten. Das gilt in besonderem Maße bei Verlust dieser Lebensräume im Hauptfluss z. B. durch Aufstau.

Mündungsbereiche von Seitengewässern wurden im Zuge des Gewässerausbaues vielfach befestigt oder verlegt. Ehemals sohlgleiche Einmündungen sind heute durch Abstürze, Verrohrungen oder Pflasterungen oder aufgrund der Eintiefung des Hauptgewässers unpassierbar. Besteht ein Höhenunterschied zwischen Zubringer und Hauptfluss kann dieser durch eine fischpassierbare Mündungsrampe oder eine Verschleppung der Mündung überwunden werden. Andererseits können Zubringermündungen naturnahe rückgebaut werden, dabei entstehen neben der Durchgängigkeit höchst attraktive Gewässerlebensräume (vgl. Kap. 4.6, Durchgängigkeit, Zuflüsse).

Durch die Vernetzung und ökologische Aufwertung von Zuflüssen kann daher gerade für die, von der Staubelastung besonders betroffenen, strömungsliebenden Gewässerfauna eine ökologische Verbesserung erreicht werden.



Fotos 7.22: Neugestaltete Ybbsmündung in die Donau. (© Haslinger extremfotos)

7.5 Oberflächen-/Tiefenwasserentnahme (Temperaturregime)

Insbesondere bei großen Stauen und Speichern kann es zu einer erheblichen Veränderung des Temperaturregimes kommen. Durch die große Wasserfläche und die lange Verweildauer des Wassers erwärmen sich im Sommer die oberflächennahen Schichten gewässeruntypisch stark. Darüber hinaus kann es bei großem Speichervolumen und großer Tiefe (im Verhältnis zur Breite) zu einer für Seen charakteristischen Temperaturschichtung mit einer im Sommer warmen Oberflächenschicht (Epilimnion) und kalten Tiefenschicht (Hypolimnion) kommen.

In Abhängigkeit der Höhenlage der Wasserentnahme kann es im Unterwasser im Sommer zu einer atypisch starken Abkühlung (bei Tiefenentnahme) und damit einer Rhithralisierung (vgl. Kamptalstauseen/NÖ) oder umgekehrt zu einer Erwärmung (bei Oberflächenentnahme) kommen.

Eine Kompensation kann fast ausschließlich durch die Änderung der Entnahmetiefe erzielt werden.

Soll eine untypisch hohe sommerliche Erwärmung im Unterwasser infolge einer Oberflächenentnahme (z. B. Teich) reduziert werden, kann die Umstellung auf eine Tiefenentnahme entweder über die Nutzung des Grundablass erfolgen oder durch Herstellung eines tiefer liegenden Auslaufs bzw. Durchlass. Sollte das (z. B. aus Gründen der Standsicherheit des Damms/Querbauwerk) nicht umsetzbar sein, besteht auch die Möglichkeit einer tiefer liegenden Entnahme mittels Heber. Dabei kann sich allerdings ein erhöhter Instandhaltungsaufwand ergeben.

Im Gegensatz dazu können die Maßnahmen zur Reduktion einer sommerlichen Abkühlung im Unterwasser durch Tiefentnahme mit einem deutlich höheren technischen Aufwand verbunden sein. Aufgrund der in Talsperren und Speichern oftmals vorhandenen starken Wasserspiegelschwankungen ist entweder ein Entnahmebauwerk mit ausreichend tief liegender Sohle und entsprechender Steuerungsmöglichkeit der Einlaufhöhe oder alternativ die Anordnung mehrerer – hinsichtlich der Einlaufhöhe gestaffelter – Entnahmebauwerke erforderlich. Nachdem in Österreich Talsperren bis auf wenige Ausnahmen der energiewirtschaftlichen Nutzung dienen, ergeben sich hinsichtlich der Gestaltung und Steuerung der Entnahme zusätzliche Anforderungen insbesondere auch hinsichtlich der Minimierung von Verlusthöhen.



Dementsprechend kann sich bei der baulichen Umsetzung ein nicht unerheblicher Aufwand ergeben, die technische Realisierbarkeit und wirtschaftliche Zumutbarkeit einer solchen Maßnahme wird daher im Einzelfall zu prüfen sein.

Quellen:

EBERSTALLER, J.; PINKA, P. & H. HONSOWITZ (2001): Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Donaukraftwerk Freudenau, Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Bd.68, AHP

EBERSTALLER, J.; KÖCK, J.; GRASSER, U. & T. BAUER (2006): Revitalisierung KW Schütt -Gewässerökologisches Gutachten, i.A. der evn.

JUNGWIRTH, M.; HAIDVOGL, G.; MOOG, O.; MUHAR, S. & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, facultas, UTB.

SCHMIDT-KLOIBER, A.; NESEMANN, H.; MOOG, O; GRAF W. & B. BAUMGARTNER (2001): Evaluierung der Uferstrukturierung anhand der Bodenfauna (Makrozoobenthos) in ZAUNER, G. ; PINKA, P. & O. MOOG (2001): Pilotstudie Oberes Donautal – Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion

ZAUNER, G. ; PINKA, P. & O. MOOG (2001): Pilotstudie Oberes Donautal – Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion

ZAUNER, G.; GLATZEL, J. & PETER PINKA (2001a): Natur-Projekt „Unterer Inn mit Auen“, Fischbiologische Untersuchung Reichersberger Au & Fischereiliches Bewirtschaftungskonzept, Universität für Bodenkultur, Institut für Wasserversorgung, Gewässerökologie & Abfallwirtschaft, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, im Auftrag des Amtes der OÖ. Landesregierung, Naturschutzabteilung im Rahmen des LIFE-Projektes



8 Maßnahmen zur Reduktion der Restwasserbelastung

Eine Restwasserbelastung liegt dann vor, wenn eine Reduktion der natürlichen Wasserführung infolge einer Wasserausleitung erfolgt. In Österreich dienen Wasserausleitungen zumeist der energiewirtschaftlichen Nutzung, daneben bestehen beispielsweise auch Ausleitungen für Kühlzwecke, Trinkwasserversorgung, Bewässerung, Beschneiungsanlagen. Von einer Restwasserbelastung gemäß Qualitätszielverordnung (Qzvo, BGBL II 2010/99 i.d.g.F.) wird in Abhängigkeit der jahreszeitlichen Verteilung ab einer ausgeleiteten Wassermenge in der Größenordnung von 10–20 % der Jahresfracht ausgegangen.

Die Erhaltung der ursprünglichen Lebensgemeinschaften und der Durchwanderbarkeit im Fluss ist in Ausleitungsstrecken direkt mit dem Vorhandensein ausreichender, dem Gewässertyp entsprechender Abflussverhältnisse bzw. Wasserführungen (ökologischer Mindestwasserabfluss) verknüpft. Bei unzureichendem Abfluss ergeben sich die stärksten ökologischen Auswirkungen für Fische, diese werden daher in der Qzvo für die Belastung Restwasser auch als maßgebliches Qualitätselement angeführt.

Verbleibt zu wenig Wasser im Gewässer bzw. fehlt die Dynamik, hat dies negative Folgen für den ökologischen Zustand des Fließgewässers. Durch die Verringerung des Wasserkörpers insbesondere in Niederwasserphasen und der insgesamt reduzierten Gewässerdynamik ergeben sich in der Ausleitungsstrecke folgende Hauptdefizite:

- Reduktion Wassertiefen
- Reduktion Fließgeschwindigkeiten
- Reduktion Sohldynamik
- Änderung Temperaturregime

Bei zu geringer Wasserführung wird zudem auch die Durchgängigkeit der Ausleitungsstrecke unterbrochen vgl. Kap. 4, Durchgängigkeit).

In der Entnahmestrecke sinken die Wassertiefen stark ab, wodurch der Lebensraum besonders für große Fische reduziert ist.

Der stark reduzierte Abfluss führt in den meisten Fällen zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeiten und damit auch zur Sedimentation von Feinmaterial. Die Verstopfung des Schotterlückenraumes bedeutet für die typische Bodenfauna den





Verlust des Lebensraumes und für kieslaichende Fischarten den Verlust von Laichplätzen, Lebensräumen für Larven und Jungfischen sowie ein stark verringertes Nahrungsangebot (Benthosorganismen).

Aufgrund der geringeren Größe des Wasserkörpers und der längeren Aufenthaltszeit liegen die Wassertemperaturen im Winter tiefer, im Sommer höher als im unbeeinflussten Zustand. Aufgrund der geringen Abflussmenge besteht im Winter die Gefahr von Grundeisbildung, bzw. dass das Gewässer zufriert.

Befindet sich ein Speicher flussauf der Ausleitung, werden meist auch kleinere Hochwässer zurückgehalten. In diesem Fall fehlen in der Restwasserstrecke die für die eigendynamische Entwicklung wichtigen kleineren Hochwasserereignisse (bettbildende Abflüsse) oder sind hinsichtlich Größe bzw. Häufigkeit reduziert.

Quelle:

BGBL II 2010/99 i.d.g.F.: [Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer] – QZV Ökologie OG, 99. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer.



8.1 Entfernung Querbauwerk/Ausleitung

Durch die vollständige Beseitigung des Querbauwerks und der Ausleitung kann naturgemäß eine vollständige Kompensation der Restwasserbelastung erreicht werden. Zugleich wird die Durchgängigkeit wieder vollständig hergestellt (vgl. Kap. 4, Durchgängigkeit). Zu beachten ist, dass bei einer Entfernung des Querbauwerks eine energiewirtschaftliche Nutzung nicht mehr möglich ist.

Der gänzliche Rückbau des Querbauwerks ist also nur dann umsetzbar, wenn dessen Nutzung (Wasserausleitung, Wasserkraft, etc.) aufgegeben wurde und auch nach Entfernung des Querbauwerkes eine stabile Sohle vorliegt.

Ferner ist bei einem Umbau oder Ersatzneubau älterer Kraftwerksanlagen zu prüfen, ob ein Laufkraftwerk nicht die ökologisch bessere und wirtschaftlichere Lösung darstellt und somit die Ausleitung beseitigt werden kann. Dabei sind die ökologischen Verschlechterungen im zukünftigen Stauraum den Verbesserungen durch die volle Wasserführung in der Ausleitungsstrecke gegenüberzustellen. Insbesondere in Gewässern mit ausgeprägten Niederwasserphasen kann ein entsprechender Umbau zielführend sein.



8.2 Abgabe ökologisch ausreichender Mindestabfluss

Der ökologische Mindestwasserabfluss setzt sich aus der Wasserabgabe am Wehr (Pflichtwassermenge) und allfälligen Zuflüssen bzw. Versickerungen innerhalb der Restwasserstrecke zusammen.

Die Höhe des ökologischen Mindestwasserabflusses in der Restwasserstrecke wird anhand der tierischen und pflanzlichen Mindestanforderungen bemessen. Der ökologische Mindestabfluss setzt sich aus einer Mindestwasserführung und einem dynamischen Anteil in Abhängigkeit der Ganglinie zusammen.

In der Qualitätszielverordnung wird als Richtwert für die Mindestwasserführung in Abhängigkeit der Gewässergröße 1/3 bzw. 1/2 des MJNQT angegeben, bzw. soll das NQT nicht unterschritten werden. Zusätzlich zu den hydrologischen Werten ist im Fischlebensraum eine solche Mindestwassermenge sicherzustellen, die die Durchwanderbarkeit des betroffenen Gewässerabschnitts durch entsprechende Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit gewährleistet (aus QZVO: Erläuterungen zu §13 Abs. 2).

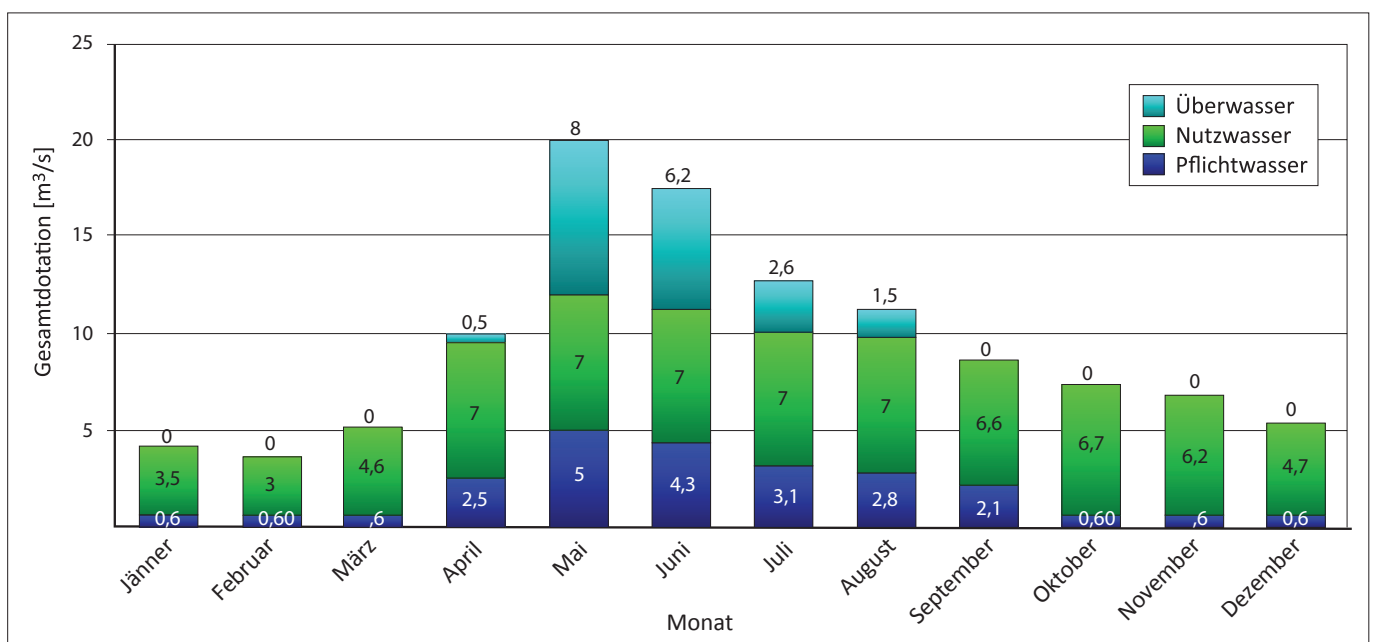


Abb. 8.1: Beispiel für eine jahreszeitliche Staffelung der Pflichtwasserabgabe (Monatsmittelwerte). (© ezb)



Die Größe des dynamischen Anteils orientiert sich am natürlichen Abflussregime des Gewässers. Mit dieser Restwasserführung soll sich ein weitgehend funktionsfähiges, gewässertypisches Ökosystem einstellen, das nur geringfügig von den Verhältnissen mit voller Wasserführung abweicht.

Die dynamische Dotierung kann anhand des jeweiligen natürlichen Abflusses mit einer entsprechenden Pegelsteuerung oder z. B. über eine monatsweise Staffelung erfolgen. Letztere bietet sich aufgrund des geringeren Steuerungsbedarfs vor allem bei kleineren Anlagen an.

Die Staffelung hat auch Vorteile für den Betreiber, da in Niederwasserzeiten weniger Wasser abgegeben werden muss. Bei der Staffelung sind jedoch Laich- und Eientwicklungszeiten zu berücksichtigen. Nach der Laichzeit darf der Abfluss nicht zu stark reduziert werden, da ansonsten die im Substrat befindlichen Fischeier trockenfallen. Dies ist insbesondere bei der Bachforelle wesentlich, wo die Eier den gesamten Winter (meist Niederwasserzeit) über im Substrat liegen.

Eine geringere Restwassermenge ist gemäß QZVO zulässig, wenn vom Projektwerber dargelegt werden kann, dass der gute ökologische Zustand auch bei einer geringeren Wasserführung eingehalten und langfristig gesichert werden kann.

Für eine diesbezüglich detailliertere Betrachtung stellen Habitatmodellierungen und die Festlegung der Pflichtwassermenge über Dotationsversuche geeignete Methoden gemäß Stand der Technik zur Ermittlung des notwendigen ökologischen Mindestwasserabflusses dar (z. B. DWA, 2010; SCHNEIDER, 2001; WIEPRECHT et al., 2006).

Die Abgabe der Mindestpflichtwasserdotations erfolgt bei kleinen Anlagen normalerweise über die Fischaufstiegshilfe. Bei größeren Anlagen bzw. Gewässern, wo die Mindestwasserführung höher als die FAH-Dotation ist, kann der Betrieb einer Restwasserturbine (z. B. Schnecke) eine wirtschaftliche Alternative darstellen.

Ökologische Bewertung:

Hinsichtlich der gewässerökologischen Verhältnisse sind mit dem ökologischen Mindestabfluss zumindest der qualitative und langfristige Erhalt der für die Hauptfischarten und deren Stadien erforderlichen Lebensräume sowie eine ganzjährige Durchgängigkeit gewährleistet. Somit ist die Grundlage für die Ausbildung ausgewogener Fischbestände der gewässertypischen Hauptfischarten gegeben. Durch Erhalt einer ausreichenden Sohldynamik sind insbesondere auch für die strömungs-



liebenden, kieslaichenden Hauptfischarten geeignete Reproduktionsflächen sowie für die flusstypischen Invertebraten (MZB) zumindest abschnittsweise geeignete Lebensräume vorhanden. Wesentliche Voraussetzung ist dabei allerdings neben dem ökologischen Mindestabfluss auch die Kompensation sonstiger bestehender morphologischer Defizite.

Quellen:

- BGBL II 2010/99 i.d.g.F.: [Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer] – QZV Ökologie OG, 99. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer.
- DWA (2010): Durchgängigkeit und Habitatmodellierung von Fließgewässern, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., ISBN 978-3-86068-413-9.
- BOVEE, K.; LAMB, B.; BARTHOLOMOW, J.; STALNAKER, C.; TAYLOR, J., & HENRIKSEN, J. (1998): „Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology.“ USGS/BRD-1998-0004, US Geological Survey, Washington DC.
- SCHNEIDER M. (2001): „Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen“, Doctoral dissertation, University of Stuttgart, (2001).
- WIEPRECHT, S.; KERLE, F. & M. SCHNEIDER (2006): Pilotversuch zur Mindestwasserdynamisierung mit ökomorphologischem Monitoring an der Wasserkraftanlage Volk AG . Technischer Bericht, 7/2006. Institut für Wasserbau, 1/2006.



8.3 Strukturierungen des NW-Betts, Errichten einer Niederwasser-Rinne

Bei Vorliegen der Belastungskombination Restwasser und morphologische Beeinträchtigung ist im Sinne der Kosteneffizienz häufig neben der Sicherstellung einer ausreichenden Wasserführung auch eine Strukturierung des Gewässerbettes sinnvoll (vgl. MASSNAHMENKATALOG GEMÄSS §55E ABS. 3, WRG, BEREICH HYDROMORPHOLOGIE, BMLFUW 2007).

Dies gilt vor allem für regulierte Flüsse mit überbreitem Niederwasserprofil, wo zur Einhaltung der erforderlichen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten lt. QZVO deutlich höhere Mindestwasserführungen erforderlich sind als in naturnahen Flussbetten. Durch die Strukturierung kann eine dauerhafte Niederwasserrinne mit flusstypischer Breite innerhalb des Regulierungsprofils hergestellt/initiiert und damit der erforderliche ökologische Mindestwasserabfluss reduziert werden (siehe unten). Mit dieser Maßnahmenkombination wird zugleich eine deutliche Verbesserung des ökologischen Zustandes erreicht.

In naturnahen Gewässerabschnitten ist die Einhaltung dieser Werte vorrangig durch die als ökologischer Mindestabfluss abgegebene Wassermenge und nicht durch künstliche Einbauten sicherzustellen. In anthropogen überformten Gewässerabschnitten hat sich die morphologische Ausgestaltung der Ausleitungsstrecke (Strukturierung, Breiten- und Tiefenvarianzen) in Zusammenhang mit der Ermittlung des erforderlichen ökologischen Mindestwasserabflusses an natürlichen Referenzsituationen des Gewässertyps (in Bezug auf benetzte Breiten bzw. benetzte Flächen bei MJNQ_t) zu orientieren (aus QZVO: Erläuterungen zu §13 Abs. 2).

Eine über die flusstypische Niederwasserbreite hinausgehende Einengung (Verkleinerung des Gewässertyps) mit dem Ziel einer weiteren Reduktion der Restwassererfordernis ist daher nicht zulässig.

Gestaltung NW-Rinne mit Buhnen

Durch die Errichtung von wechselseitigen Buhnen/Raubaubuhnen etc. kann dauerhaft ein schmäleres, heterogen ausgeformtes Restwasserbett im überbreiten Regulierungsprofil gestaltet werden, in dem sich alle für die ökologische Funktionsfähigkeit wesentlichen fließgewässertypischen Habitate (Furten, Rinner, Kolke, Flachwasserbereiche) ausbilden können. In dieser Niederwasserrinne werden bei einem ökologischen Mindestwasserabfluss gemäß QZVO meist die Richtwerte für die Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten



gem. ANLAGE G erreicht, während sie aufgrund der monotonen hydromorphologischen Verhältnissen im Regulierungsbett bei dieser Wasserführung nicht eingehalten werden.

Dabei ergeben sich grundsätzlich ähnliche Gestaltungskriterien, wie bei der Umsetzung in einer voll dotierten Fließstrecke (vgl. Kap. 5.1.6, Morphologie). Allerdings kann aufgrund der auch bei ökologisch ausreichendem Mindestabfluss vergleichsweise längeren Niederwasserphasen ein etwas höherer Strukturierungsgrad bzw. größere Zahl an strömungslenkenden Einbauten erforderlich sein.

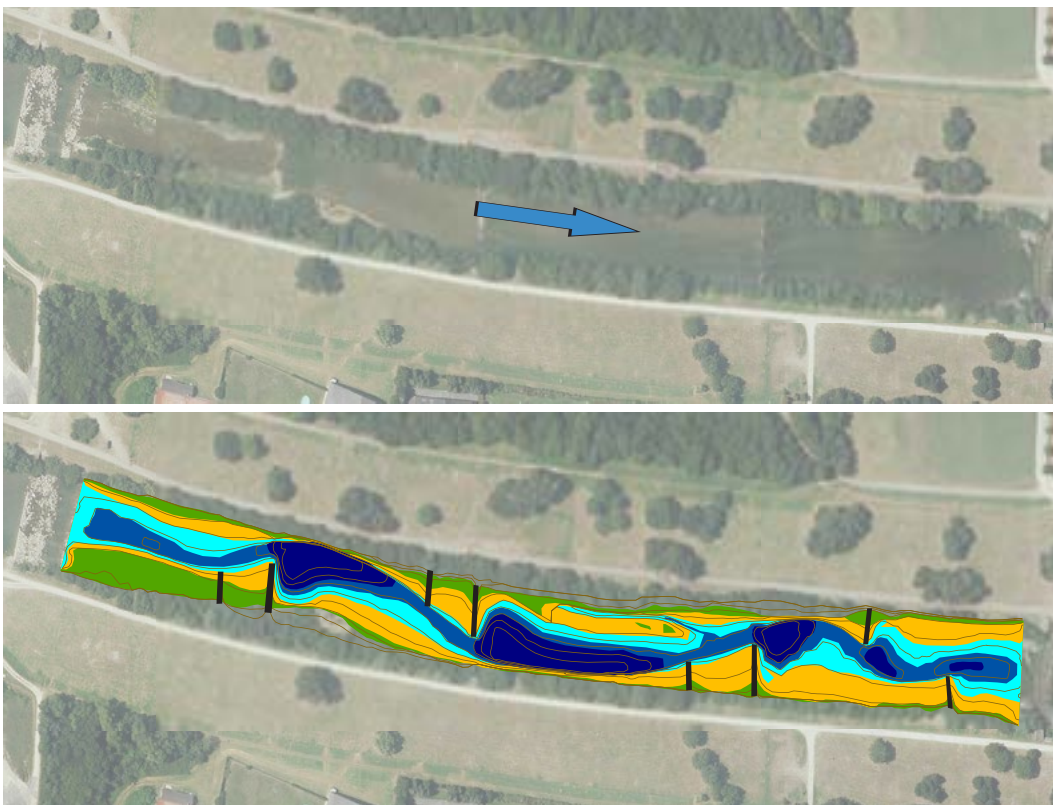


Abb. 8.2: Strukturierung und Einengung eines überbreiten Regulierungsbett mit Buhnen (unten, Lageplan – oben Bestand). (© ezb)

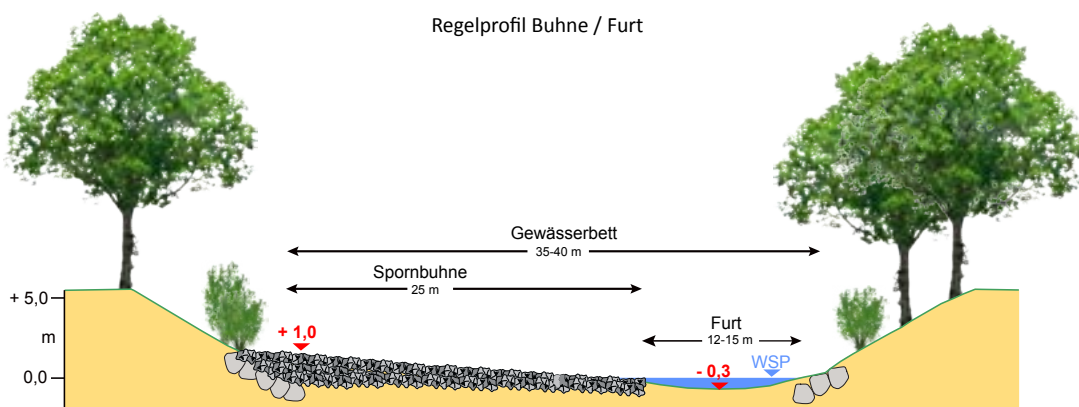


Abb. 8.3: Regelprofil einer Buhne. (© ezb)





Abb. 8.4: Fließgeschwindigkeiten bei Restwasserabfluss im bestehenden Regulierungsprofil (oben, © TB Spindler) und mit Strukturierung (unten, © ezb und © DonauConsult) (entsprechend hydraulischer Modellierung).

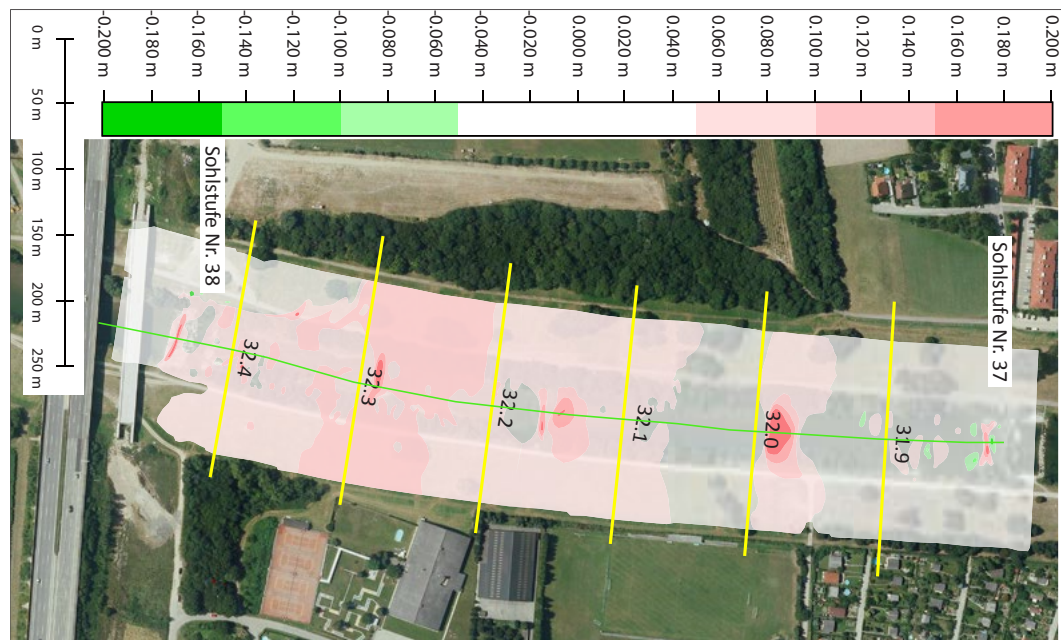


Abb. 8.5: Wasserspiegeldifferenz bei HQ100 zwischen Bestand und nach Strukturierung im dargestellten Flussabschnitt (© DonauConsult, entsprechend hydraulischer Modellierung).

Liegen im regulierten Flussbett zahlreiche niedrige Sohlgurte vor, entsteht in deren Rückstaubereichen insbesondere bei Nieder-/Restwasser eine Tümpelkette. Zur Einhaltung der Richtwerte für die Mindestwassertiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten gem. ANLAGE G ist in diesen Fällen meist ein deutlich höherer ökologischer Mindestwasserabfluss als in der Qzvo angeführt, erforderlich. Die Anlage/Initiierung eines heterogenen Restwasserbettes durch Strukturierung mit Bühnen etc. ist in diesem Fall daher besonders effizient. Dies gilt umso mehr als die bestehenden Querbauwerke zur Errichtung der Bühnen verwendet werden können.

Aufgrund der Veränderung der Gerinnegeometrie und Erhöhung der Rauigkeiten ist darauf zu achten, keine unzulässige Aufhöhung der Hochwasserspiegel zu verursachen. Dabei ist insbesondere auch auf ein mögliches Aufkommen von Gehölzen auf den neu entstehenden Schotterbänken zu achten, um keine zu starke Einengung des Abflussprofils zu erzeugen. Insbesondere bei Vorhandensein von höherwertigen Nutzungen im Gewässerumland und gleichzeitig geringen Freibordhöhen ist ein rechnerischer Nachweis für die Auswirkung auf die Hochwasserspiegellagen unumgänglich (vgl. Kap. 5.1.6, Morphologie).





Gestaltung NW-Rinne durch niedrige Steinschwellen

In Abhängigkeit der Gewässerregion (Oberlauf, Unterlauf) ergeben sich unterschiedliche Gestaltungsmöglichkeiten. So können im Rhithral durch die Anlage von niedrigen, fischpassierbaren Steinschwellen im unmittelbaren Unterwasser Kolke geschaffen werden. Entlang der Ufer kommt es durch die Anlagerung von Sediment zur Ausbildung von Sedimentbänken. Bei entsprechendem Geschiebetransport entstehen weiter flussab der Schwellen auch Furten. Insgesamt bildet sich damit eine Furt-Kolk-Abfolge ähnlich jener, wie sie für naturnahe Gebirgsbäche typisch ist.

Allerdings ist zu beachten, dass eine zu nahe Aneinanderreihung von Steinschwellen aufgrund der kurzen Rückstau flussauf zur Ausbildung einer Kolk-Kette führt. Seichte, rasche fließende Furten können sich ebenso wie bei fehlendem Geschiebetrieb nicht ausbilden. Damit fehlt aber ein wesentliches Habitatelement für die gewässertypische Benthosfauna bzw. der Laichplatz für die kieslaichenden Hauptfischarten.

Ferner ist auf eine raue Ausformung der Schwellen zu achten. Schwellen mit glatter, flach überströmter Überfallskante sind für viele Fischarten nicht passierbar und unterbrechen somit die Durchgängigkeit.



Foto 8.1: Strukturierung einer Restwasserstrecke durch fischpassierbare raue Steinschwelle in einem Gebirgsfluss. (© ezb)



Foto 8.2: „Kolk-Kette“ ohne dazwischen liegende Furten durch zu nahe Aneinanderreihung von Steinschwellen. (© ezb)



Foto 8.3: Naturnahe gestaltete Schwelle an der Pöls/Stmk. (© ezb)

Ökologische Bewertung:

Durch eine dauerhafte Ausbildung von Furt-Kolk-Abfolgen entsteht in regulierten Gewässern ein attraktiver Lebensraum, auch wenn an der großen geradlinigen Linieneinführung wenig geändert werden kann. Diese Strukturierung ist allerdings nur für Gebirgsbäche typisch und empfehlenswert. In Flüssen und Potamalgewässern ist die Strukturierung durch alternierende Buhnen und Totholz etc. zu empfehlen.

Quellen:

BMLFUW (2007): Maßnahmenkatalog gemäß §55e Abs. 3, WRG, Bereich Hydromorphologie.

BGBl II 2010/99 i.d.g.F.: [Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer] – QZV Ökologie OG, 99. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer.

EBERSTALLER, J.; KÖCK, J.; GABRIEL, H. & T. SPINDLER (2013): Ergänzung zum wasserwirtschaftlichen Vorversuch an der Traisen, Kurzbericht, i.A. NÖ Landesregierung, Gruppe, Wasser, Traisenwasserverband, Wasserwerksgenossenschaft, NÖ Landesfischereiverband



9 Maßnahmen zur Reduktion der Belastung durch Schwall



Mit Schwall und Sunk werden kurzfristige und häufige, meist tagesrhythmische Abfluss- und Wasserstandsschwankungen bezeichnet. Diese werden durch den intermittierenden Betrieb von Speicherkraftwerken infolge der stark schwankenden Stromnachfrage bzw. zur Sicherung der Netzstabilität ausgelöst. Beim Schwallbetrieb wechseln einander der „Schwall“, ein künstlich erhöhter Abfluss, und der „Sunk“ als darauffolgender Rückgang des Abflusses bisweilen mehrmals täglich ab. Der Maximalabfluss (Schwall) tritt auf, wenn alle Turbinen unter Vollast in Betrieb sind, der Minimalabfluss (Sunk) tritt auf, wenn kein oder ein stark reduzierter Kraftwerksbetrieb herrscht.

Schwallbetrieb verursacht eine zumeist rasche Veränderung der auftretenden Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen aber auch der benetzten Breite. Der von kraftwerksbedingten Abflussschwankungen am meisten betroffene Teil des Flussbettes ist die sogenannte Wasserwechselzone, die während des Schwalls unter Wasser steht und bei Sunk wieder trocken fällt.

Die Laichplätze von Fischen in Seichtwasserbereichen können bei Sunk trockenfallen. Fischbrut, Jungfische und Bodentiere werden durch die bei Schwall stark erhöhten Fließgeschwindigkeiten teilweise verdriftet. Teilweise suchen sie bei steigendem Wasserspiegel Seichtwasserhabitate auf (flach überströmte Schotterbänke im Uferbereich), wo sie nach abruptem Rückgang des Wasserstandes bei Sunk zum Teil stranden und verenden (Fischfalleneffekt).

Die andauernden und abrupten Änderungen der hydraulischen Parameter können zu Stress und verminderter Nahrungsaufnahme führen. Zudem reichen die Auswirkungen auf das Fluss-Ökosystem räumlich weit über den eigentlichen Kraftwerksbereich hinaus.

Wesentliche Kriterien für den Umfang der schwallbedingten Beeinträchtigungen der Gewässerökologie sind die Schwallamplitude (Spannweite Minimal- und Maximalabfluss), Frequenz, sowie die Geschwindigkeit des Schwallanstieges bzw. -rückganges. Je schneller das Wasser steigt oder fällt, umso größer ist die Wahrscheinlichkeit der Abdrift bzw. des Trockenfalles von Jungfischen und Benthos-

organismen. Frisch geschlüpfte bzw. frei schwimmende Fischlarven sind dabei besonders sensibel bezüglich Abdrift und Trockenfallen. Besonders gravierende Auswirkungen hat diese Betriebsart zu Zeiten natürlicher Niedrigwasserführung, bei Gebirgsflüssen meist im Herbst und Winter, da das Verhältnis von Schwall zu Basiswasserführung besonders hoch ist.

Neben der Schwallintensität ist auch die bestehende flussmorphologische Ausformung für das Ausmaß der Wasserwechselflächen entscheidend. Einerseits kommt es bei einem breiten Querschnitt zu geringeren Wasserspiegelschwankungen, andererseits führen flache Ufer zu entsprechend größeren Wasserwechselflächen. Die täglichen Abflussschwankungen können weiters zu Schwankungen der Wassertemperatur und des Sauerstoffangebotes führen.

Neben den täglichen Abflussschwankungen kann es bei Speicherkraftwerken zu einer jahreszeitlichen Verschiebung der Abflussfrachten (Tages-, Wochen-, Monats-, Jahres- und Überjahresspeicher) kommen. Während des Winters wird das im Sommer zurückgehaltene Wasser aus den hochgelegenen Speicherseen abgelassen und zur Produktion von Spitzenenergie genutzt.



Foto 9.1: Dottersackbrut im Schotterlückenraum der Flusssohle. (© ezb, Ratschan)



Foto 9.2: Huchen beim Schlagen der Laichgrube in der Kiessohle. (© ezb, Ratschan)



Fotos 9.3–9.4: Bei Schwall genutzter Seeforellenlaichplatz in einem Seitenarm des Alpenrheins (CH, links), der bei Sunk trockenfiel (rechts). (© ezb)



Foto 9.5: Trockengefallenes Seeforellenei am Laichplatz am Seitenarm des Alpenrheins. (© ezb)



Foto 9.6: Im Zuge von Elektrofischungen gefangene Seeforelle am Alpenrhein während der Laichwanderung. (© ezb)

9.1 Maßnahmen zur Schwalldämpfung

Maßnahmen zur Reduktion der Belastung von Schwall/Sunk lassen sich generell in bauliche und betriebliche Maßnahmen unterteilen. Als bauliche Maßnahmen kommen beispielsweise die direkte Ableitung des turbinierten Wassers in einen See oder in den Stauraum eines Laufwasserkraftwerks und der Bau von Ausgleichsbecken oder -kavernen in Frage. Als betriebliche Maßnahmen sind in erster Linie eine Reduktion der Schwallamplitude (Spannweite Minimal- und Maximalabfluss), langsames An- und Zurückfahren der Turbinen und die Erzeugung eines Vorschwells zu nennen (MEILE et al., 2005, MOOR, 2009). Ausgleichsmaßnahmen für Schwellbetrieb bei bestehenden Kraftwerken sind realistisch nur beschränkt möglich. Eine Abschwächung der negativen Auswirkungen ist jedoch durch folgende Maßnahmen zu erreichen:

Tab. 9.1: Maßnahmen zur Verminderung des Schwallabflusses im Gewässer.
(aus: Maßnahmenkatalog Hydromorphologie, BMLFUW 2007)

Verminderung von Schwall-Sunk	Kraftwerksumbau	Umbau in ein Laufkraftwerk ohne Schwellbetrieb
	Anpassung der Betriebsweise	Dämpfung der Schwallwellen
	Anlage von Ausgleichsbecken	Dämpfung der Schwall- und Sunkerscheinungen durch Fassung im Ausgleichsbecken
	Schwallausleitung	Ausleitung des Schwalls in größeren Vorfluter oder in einen Stauraum
	Koordination mehrerer Schwallkraftwerke	Vermeidung überlagernder Schwallwellen

Durch Schwalldämpfung kann in Abhängigkeit des Ausmaßes eine deutliche Verbesserung der Lebensraumverhältnisse für Jung- und Adultfische erreicht werden. Aufgrund der Verbesserung für das Makrozoobenthos ist auch die Nahrungssituation entsprechend günstiger.

9.1.1 Anpassung des Kraftwerksbetriebes

Durch eine Reduktion der Schwallamplitude und der Frequenz lassen sich die ökologischen Beeinträchtigungen durch den Schwallabfluss reduzieren. Dadurch wird aber die Möglichkeit für einen optimalen wirtschaftlichen Betrieb deutlich eingeschränkt, wodurch diese Maßnahme kaum zur Verwendung kommt.

Am ehesten können damit kurzfristige Schwallreduktionen während ökologisch besonders sensibler Zeiten (z. B. Laichzeit oder Schlupf der Larven) erreicht werden. Weiters kann in einigen Fällen eine Verlangsamung des Schwallanstieges bzw. -rückganges ohne zu starke wirtschaftliche Beeinträchtigungen erreicht werden.



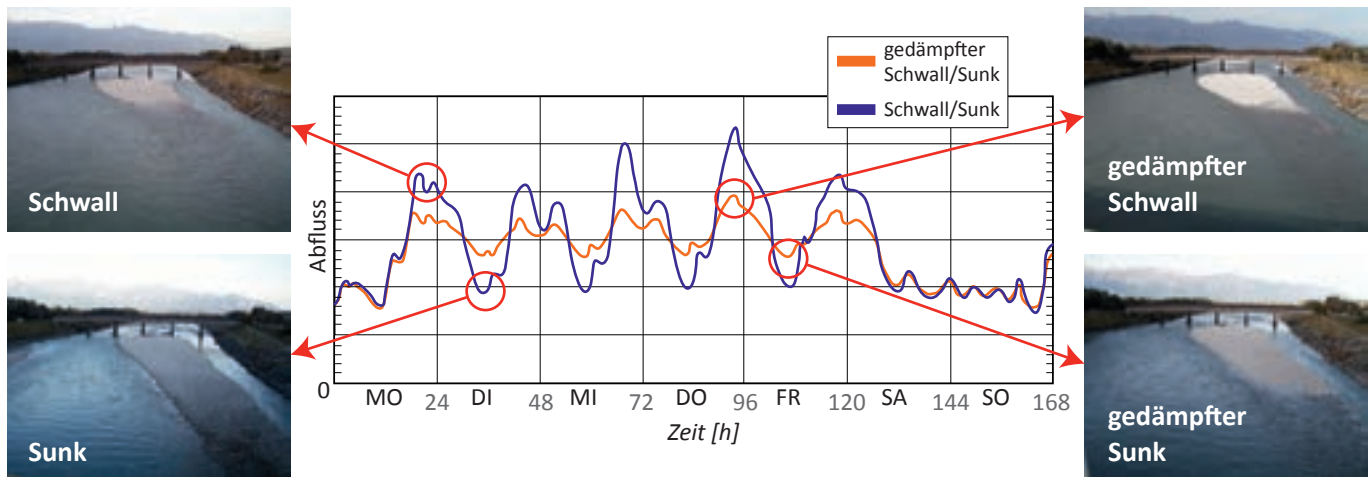


Abb. 9.1: Schema einer Schwalldämpfung bzw. Reduktion der Schwallanstiegs- und rückgangsgeschwindigkeit am Alpenrhein. (© ezb, Th. Kindle)



Entsprechend Literaturangaben (SALTVEIT et al., 2001; HALLERAKER et al., 2003) ist ein Stranden von Jungfischen bei einer Schwallrückgangsgeschwindigkeit unter 0,2–0,3 cm/min nur mehr in geringem Ausmaß zu erwarten. SCHMUTZ et al. (2013) geben 0,2 cm/min (vertikale Wasserspiegeländerung) als kritische Schwallrückgangsgeschwindigkeit für Äschenlarven, 0,6 cm/min für juvenile Äschen an. Ein empirisches Modell zeigt österreichweit bei Gewässern mit einer Schwallrückgangsgeschwindigkeit unter 0,44 cm/min einen eindeutig besseren fischökologischen Zustand (SCHMUTZ et al., 2013).

9.1.2 Koordination mehrerer Speicher-KWs

Durch Abstimmung der Betriebsordnung mehrerer Speicher-KWs können die jeweiligen Schwallspitzen zeitlich getrennt und flussab des Zusammenflusses eine Dämpfung der „Gesamtschwallspitze“ erreicht werden. Zugleich kann unter Umständen der Sunkabfluss erhöht und somit die Schwallamplitude reduziert werden. Auch in diesem Fall wird aber die Möglichkeit für einen optimalen wirtschaftlichen Betrieb eingeschränkt.

9.1.3 Schwalldämpfungsbecken

In einem Schwalldämpfungsbecken wird bei Schwall ein Teil des Wassers zurückgehalten und damit die Schwallspitze gesenkt. Beim Rückgang des Schwalles wird hingegen Wasser aus dem Becken ins Gewässer eingeleitet und so der Sunkabfluss angehoben. Insgesamt kann somit die Schwallamplitude reduziert werden. Für eine weitgehende Schwalldämpfung muss aber das Volumen des Beckens einen erheblichen Teil der bei einer Schwallphase turbinierten Gesamtwassermenge umfassen.



Aktuell vorliegende Schwalldämpfungsbecken sind meist deutlich kleiner, da solche Ausgleichsbecken oft sehr viel Platz beanspruchen, welcher nur in den seltensten Fällen zur Verfügung steht. Aufgrund des geringeren verfügbaren Volumens kann die Schwallamplitude meist nur wenig gedämpft werden. In diesen Fällen wird meist der Schwerpunkt auf die Verlangsamung des Schwallanstiegs und -rückgangs gelegt.

Am effektivsten wird das verfügbare Volumen eines Schwalldämpfungsbeckens genutzt, wenn in jeder Jahreszeit gezielt die Auswirkungen des jeweils limitierenden Schadensfaktors reduziert werden (EBERSTALLER et al, 2012). So sollte während der Laichzeit und Entwicklungsphase der Eier der Hauptfischarten der Schwerpunkt des Betriebes des Schwalldämpfungsbeckens auf der Reduktion der Schwallamplitude liegen, um das Trockenfallen der Laichplätze/Fischeier zu reduzieren. Vom Schlüpfen der besonders schwimmschwachen Fischlarven an, sollte hingegen der Schwerpunkt auf der Verlangsamung des Schwallrückganges liegen, um das Strandrungsrisiko zu minimieren. Nach SCHMUTZ et al. (2013) ist die Geschwindigkeit des Schwallanstieges weniger kritisch.

Hinsichtlich der Situierung ist zwischen Schwalldämpfungsbecken im Hauptschluss und im Nebenschluss zu unterscheiden. Bei einem Schwalldämpfungsbecken im Hauptschluss wird das Wasser im Flussbett selbst zurückgehalten. Liegt flussab der Schwalleinleitung ein Staukraftwerk, kann das Volumen dieses ökologisch unattraktiven Staus zur Schwalldämpfung genutzt werden. Infolge des stark schwankenden Wasserspiegels und der dadurch zeitweise geringeren Fallhöhe sind aber wesentliche Beeinträchtigungen der Stromerzeugung gegeben. Die Durchgängigkeit der im Becken/Stau zurückgehaltenen Feststoffe ist dabei in der Planung zu berücksichtigen. Bei einem Schwalldämpfungsbecken im Nebenschluss wird das zurückzuhaltende Wasser aus dem Flussbett in ein räumlich getrenntes Becken geleitet. Je nach verfügbarem Volumen reicht dabei die Dämpfung des Schwalls von einer bloßen Verringerung bis hin zur vollkommenen Beseitigung der Schwallamplitude.

9.1.4 Schwallreduktion durch Schwallausleitung

Wird der Schwall über eine Rohrleitung/Kanal weiter flussab in einen größeren Vorfluter/See geleitet, kann zumindest abschnittsweise die Schwallbelastung beseitigt werden. Die gewonnene Fallhöhe kann energiewirtschaftlich genutzt werden. Wesentlich ist, dass ein ausreichender, an die natürliche Abflusssdynamik angepasster Restwasserabfluss (Sunk, natürlicher Abfluss) im Fluss verbleibt und nur der Schwall ausgeleitet wird.



Durch die Schwalleinleitung in den größeren Vorfluter darf hier allerdings die Schwallproblematik zumindest nicht erhöht werden, wobei vor allem auch die Ableitung in ein anders Gewässersystem ökologisch abzulehnen ist. Grundsätzlich sind durch den größeren Niederwasser-/Sunkabfluss im Vorfluter das Schwall-Sunk-Verhältnis kleiner und somit auch die ökologischen Auswirkungen geringer.

Quellen:

ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Synthesebericht und Fachberichte im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, Vaduz. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL www.alpenrhein.net

EBERSTALLER, J.; FRANGEZ, C.; SCHNEIDER, M.; KOPECKI, I.; WÄCHTER K. & P. BAUMANN (2012): Alpenrhein D6. Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile. Arbeitspaket 5 – Habitatmodellierung zur quantitativen Bewertung der Größe des Schwalleinflusses am Alpenrhein. Bericht im Auftrag der IRKA – Internationale Regierungskommission Alpenrhein. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL www.alpenrhein.net

HALLERAKER, J. H.; SALTVEIT, S. J.; HARBY, A.; ARNEKLEIV, J. V.; FJELDSTAD, H.-P. & B. KOHLER (2003): Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications*, 19: 589–603.

IRKA (2012): „Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile mittels Modellierung“ Internationalen Regierungskommission Alpenrhein

MASSNAHMENKATALOG HYDROMORPHOLOGIE, BMLFUW (2007): Beitrag zum Maßnahmenkatalog gemäß §55e Abs. 3, WRG, Bereich Hydromorphologie

LIMNEX (2007): Morphologie und Schwallbetrieb in Fließgewässern. Bericht zuhanden des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Abteilung Wasser, Bern, 1–70.

MEILE, T.; SCHLEISS A. & J. L. BOILLAT (2005): Entwicklung des Abflussregimes der Rhone seit dem Beginn des 20. Jahrhunderts. *Conférence sur la recherche appliquée en relation avec la troisième correction du Rhône*, 9 juin, Martigny, Communication LCH No 21.

SALVEIT, S. J.; HALLERAKER, J. H.; ARNEKLEIV, J. V. & A. HARBY (2001): Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 609-622.

SCHMUTZ, S.; FOHLER, N.; FRIEDRICH, T.; FUHRMANN, M.; GRAF, W.; GREIMEL, F.; HÖLLER, N.; JUNGWIRTH, M.; LEITNER, P.; MOOG, O.; MELCHER, A.; MÜLLNER, K.; OCHSENHOFER, G.; SALCHER, G.; STEIDL, C.; UNFER, G. & B. ZEIRINGER (2013): Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW, Wien.



9.2 Gestaltungsmaßnahmen

9.2.1 Wiederanbindung & Aufwertung Zuflüsse

Durch eine Strukturierung und Anbindung von Zubringern erfolgt die Schaffung von Rückzugsmöglichkeiten und Ersatzlebensraum. Durch die Vernetzung der Zubringer mit dem Hauptfluss können auch geeignete Laichareale, welche im Hauptfluss nicht mehr vorhanden sind bzw. den Gefährdungen durch Schwallbetrieb ausgesetzt sind, wieder erreicht oder genützt werden (vgl. auch Kap.4.6, Maßnahmen an Zubringermündungen).

9.2.2 Flusstypspezifische Umgestaltung des Gewässers

Die Gewässermorphologie gilt generell als einer der wichtigsten Regelfaktoren, welche über die Auswirkungen eines bestimmten Schwallbetriebes bestimmen (BAUMANN & KLAUS 2003, SCHWEIZER et al. 2009, HABERSACK et al., 2012, SCHMUTZ et al., 2013).

Monitoringergebnisse und Habitatmodellierungen an Fallstudien aus Österreich und der Schweiz zeigen deutlich, dass in naturnahen Abschnitten in vielen Fällen bei identem Schwallscenario wesentlich bessere ökologische Verhältnisse als in regulierten Strecken vorliegen (ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN 2001, EBERSTALLER et al., 2012, HABERSACK et al., 2012, SCHMUTZ et al., 2013). Besonderes Merkmal naturnaher Abschnitte sind der kontinuierliche Verlauf der Strukturen bzw. der Übergang zwischen den Strukturen, der durch die naturnahe Gewässerdynamik entsteht. Gerade diese fließenden Übergänge sind vermutlich für die gute ökologische Wirksamkeit der Strukturen wesentlich.

Durch morphologische Aufwertungen (Revitalisierungen) lassen sich somit schwallbedingte Beeinträchtigungen bis zu einem gewissen Grad vermindern. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass in morphologisch naturnahen bis natürlichen Gewässerstrecken bei Sunk zunehmend größere Flächen als in regulierten Strecken trockenfallen. Der mögliche günstige Einfluss einer natürlichen Morphologie wird daher immer geringer, je stärker der Schwalleinfluss wird (Limnex, 2007). Bei starkem Schwall überwiegen meist stärkere Beeinträchtigungen durch den Schwall als die positiven Auswirkungen einer naturnahen Morphologie.





Abb. 9.2: Untersuchungsstrecken für die Schwall-Habitatmodellierung am Alpenrhein: naturnaher Abschnitt (links), regulierter Bereich mit alternierenden Kiesbänken (Mitte) und eng regulierter Abschnitt ohne Kiesbänke (rechts) (vgl. Abb. 9.3 und Text folgende Seite; © IRKA, 2012)

Die Umgestaltung des Gewässerbettes soll so erfolgen, dass die Wasserspiegelschwankungen möglichst gering bleiben (möglichst breiter Querschnitt) und/oder eine möglichst effektive Dämpfung der Schwallamplitude in der Unterliegerstrecke erreicht wird. Dazu ist der Wasserrückhalt durch Erhöhung der Rauigkeit (z. B. durch Uferstrukturen, Aufweitungen und Nebenarme) oder z. B. durch Laufverlängerungen zu erhöhen. (MASSNAHMENKATALOG HYDROMORPHOLOGIE, BMLFUW, 2007, HABERSACK et al., 2012). Bei großer Schwallamplitude sind aber zu flache Uferzonen zu vermeiden, da sonst die Wasserwechselzone massiv vergrößert wird. Bei der Neugestaltung bzw. Neuanlage von Schotterbänken sollte daher auf eine Querneigung von größer 6 % geachtet werden, damit die Strandungsgefahr von Jungfischen minimiert werden kann (BRADFORD et al., 1995). Als besonders gute und wirksame Strukturen haben sich in verzweigten Flüssen permanent durchflossene Seitenarme erwiesen. In diesen Habitaten verringert sich das Schwall-Sunk-Verhältnis im Vergleich zum Hauptfluss und damit auch die Wasserwechselzone deutlich. Wesentlich für deren Funktionsfähigkeit ist aber, dass die Seitenarme bei Sunk nicht trockenfallen.



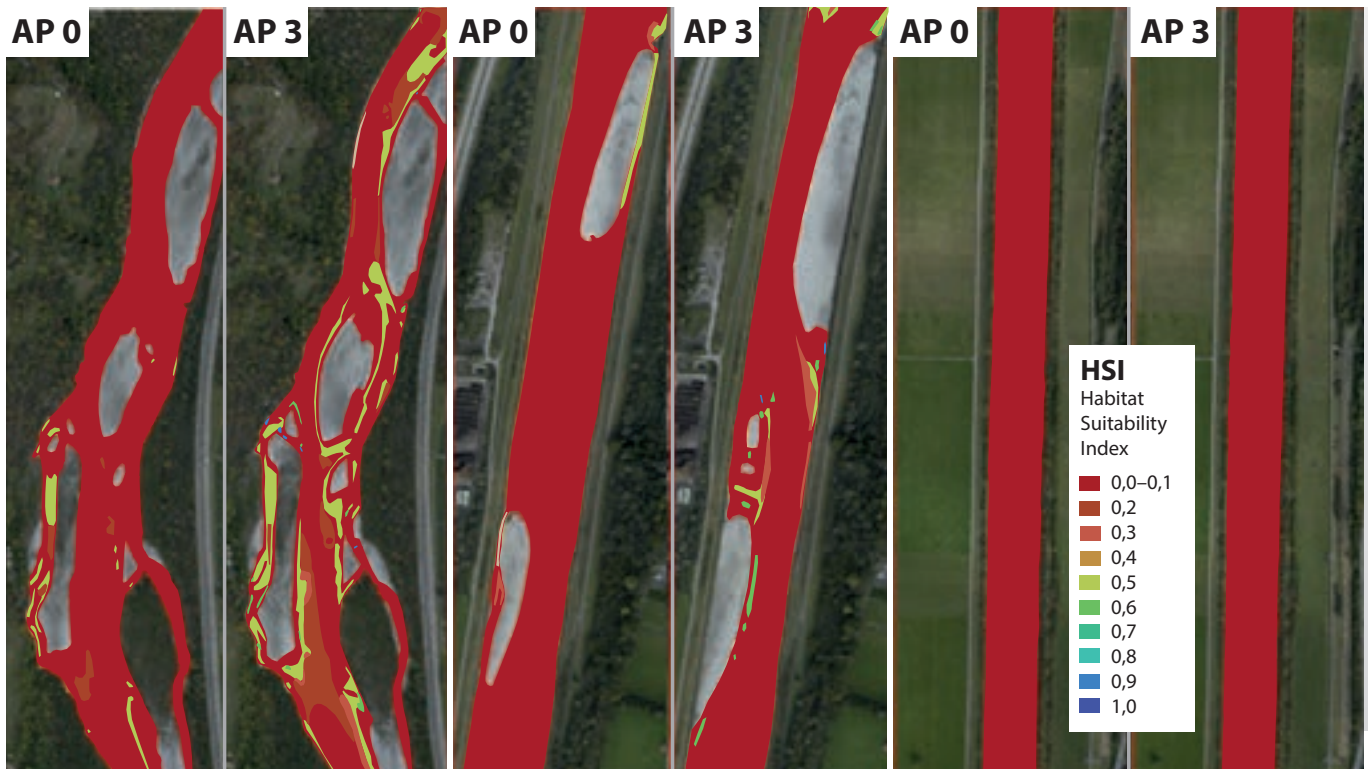


Abb. 9.3: „Effektive Lebensraumeignung“ für einjährige Bach-/Seeforellen in den 3 untersuchten Abschnitten beim aktuellen Schwall (AP0) und bei um 1/3 gedämpfter Schwallamplitude (AP3) (Abdrift, Stranden; rot ... keine Eignung, blau ... sehr gute Eignung).

Am Alpenrhein wurden mittels Habitatmodellierung für drei morphologisch unterschiedlich ausgeformte Abschnitte (siehe Abb. 9.2) die hydraulischen Verhältnisse bei verschiedenen Schwall Szenarien berechnet und die daraus resultierenden Lebensraumverhältnisse für die Indikatorfischart Bach-/Seeforelle sowie die Bodenfauna analysiert. Ein Endergebnis bildete die „Effektive Lebensraumeignung“ für einjährige Bach-/Seeforellen in den drei untersuchten Abschnitten beim aktuellen Schwall (AP0) und bei um 1/3 gedämpfter Schwallamplitude (AP3) (vgl. Abb. 9.3). Die „effektive Lebensraumeignung“ beschreibt die Qualität des Lebensraumes über die generelle Eignung des Lebensraumes als Juvenilhabitat abzüglich der durch Schwallbetrieb auftretenden Gefährdungen. Demnach liegen im naturnahen Abschnitt beim aktuellen Schwall zumindest wenige geeignete Habitate vor, während sich bei Schwalldämpfung um 1/3 deren Fläche verachtfacht und bei weitergehender Schwalldämpfung um das 25fache erhöht. Im Regulierungsbereich mit Kiesbänken vergrößern sich die sehr wenigen aktuell geeigneten Jungfischhabitate ebenfalls, wobei deren Fläche vor allem bei weitergehender Schwalldämpfung deutlich unter den Werten des naturnahen Abschnittes liegt (rd. 50 % davon). Im eng regulierten Abschnitt ohne Kiesbänke entstehen auch bei Schwalldämpfung um 1/3 keine geeigneten Habitate (IRKA, 2012).



Quellen:

- ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Synthesebericht und Fachberichte im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie, Vaduz. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL www.alpenrhein.net
- BAUMANN, P. & I. KLAUS (2003): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Ergebnisse einer Literaturstudie. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 75, herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 1–112.
- EBERSTALLER, J.; FRANGEZ, C.; SCHNEIDER, M.; KOPECKI, I.; WÄCHTER K. & P. BAUMANN (2012): Alpenrhein D6. Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile. Arbeitspaket 5 – Habitatmodellierung zur quantitativen Bewertung der Größe des Schwalleinflusses am Alpenrhein. Bericht im Auftrag der IRKA – Internationale Regierungskommission Alpenrhein. Erhältlich auf der Homepage der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein (IRKA). URL www.alpenrhein.net
- HABERSACK, H.; HAUER, C.; HOLZAPFEL, P.; HAIMANN, M.; SCHOBER, B.; KÖFMÜLLER, S.; FELLNER, T.; STEBEGG, A.; GUGGER, L.; RIEGER, R.; AUER, H.; GRAF, W.; UNFER, G.; LEITNER, P.; STEIDL, C.; SALCHER, G.; OCHSENHOFER G. & R. NIEDERREITER (2012): Grundlagenuntersuchung und Methodenentwicklung zur Bewertung des Schwalleinflusses bei unterschiedlichen Flusstypen. Schwall_2012 – Synthesebericht Entwurf. Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau.
- IRKA (2012): „Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile mittels Modellierung“ Internationalen Regierungskommission Alpenrhein
- MASSNAHMENKATALOG HYDROMORPHOLOGIE, BMLFUW (2007): Beitrag zum Maßnahmenkatalog gemäß §55e Abs. 3, WRG, Bereich Hydromorphologie
- LIMNEX (2007): Morphologie und Schwallbetrieb in Fließgewässern. Bericht zuhanden des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Abteilung Wasser, Bern, 1–70.
- SCHMUTZ, S.; FOHLER, N.; FRIEDRICH, T.; FUHRMANN, M.; GRAF, W.; GREIMEL, F.; HÖLLER, N.; JUNGWIRTH, M.; LEITNER, P.; MOOG, O.; MELCHER, A.; MÜLLNER, K.; OCHSENHOFER, G.; SALCHER, G.; STEIDL, C.; UNFER, G. & B. ZEIRINGER (2013): Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW, Wien.
- SCHWEIZER, S.; NEUNER, J. & N. HEUBERGER (2009): Bewertung von Schwall/Sunk-Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzeptes. Wasser Energie Luft 101(3): 194–202.

10 Maßnahmen zur Verbesserung des Feststoffhaushaltes

Viele Gewässer sind hinsichtlich ihres Feststoffhaushaltes und der natürlichen Feststoffdurchgängigkeit beeinträchtigt. Zumeist neigen diese Gewässer zur Sohleintiefung infolge des auftretenden Geschiebedefizites. Dem liegen meist kumulative Effekte aus Geschieberückhalt (Geschiebesperren, Wehre und Stauräume), erhöhter Transportkapazität infolge Regulierung der Gewässer (Einengung und Begradigung) sowie Geschiebeentnahmen zugrunde.

Durch die Sohleintiefung können Ufersicherungen, Brückenfundamente oder nahe am Gewässer liegende Bauwerke und Infrastruktureinrichtungen unterspült und deren Stabilität beeinträchtigt werden. Zudem führt die Eintiefung der Gewässersohle zur Absenkung des Grundwasserspiegels und zur Austrocknung gewässerbegleitender Auenlandschaften.

Durch Querbauwerke, Stauräume oder Sohleintiefungen werden hingegen das Gefälle und damit die Geschiebetransportkapazität reduziert. Ist die ins Gewässer eingetragene Geschiebemenge dann grösser als jene, die durch die Schleppkräfte bewegt werden kann, kommt es zu einer Hebung der Gewässersohle. Dadurch steigen im Hochwasserfall die Wasserspiegel an und können in Siedlungsgebieten den Hochwasserschutz gefährden. Ebenso können erhöhte Grundwasserstände gewässernahe Nutzungen beeinträchtigen.

Vielfach wechseln Eintiefungs- und Auflandungsstrecken im Längsverlauf eines Gewässers ab. Flussauf in Auflandungsstrecken zurückgehaltenes bzw. entnommenes Material führt weiter flussab zu Geschiebedefizit und Sohleintiefungen.

Insgesamt ist somit ein möglichst ausgeglichener Feststoffhaushalt im Längsverlauf eines Gewässers anzustreben, in dem sich Transportkapazität und Geschiebeeintrag in allen Teilabschnitten die Waage halten. Aufgrund der zeitlichen Variation der Abflüsse und Geschiebeeinträge ist dies allerdings kein stationärer Zustand, sondern ein „dynamisches Gleichgewicht“. Es treten zwar in den einzelnen Jahren Erosion oder Auflandung auf. Diese schwanken aber innerhalb einer zulässigen Bandbreite und sind über einen mehrjährigen Beobachtungszyklus ausgeglichen. Diese Schwankungen müssen bereits bei der Planung berücksichtigt werden, um negative Auswirkungen zu vermeiden.

In dynamischen Fließgewässern wird die Gewässersohle bei Hochwasser umgelagert und das Flussbett durch lokale Auflandungen und Eintiefungen neu gestaltet (JUNGWIRTH et al. 2003). Dadurch entstehen immer neue Lebensräume. Vor allem





in Furten ist die frisch umgelagerte Sohle intensiv durchströmt und dient als Laichplatz für viele Fischarten und Habitat für die Bodenfauna. Wird die Sohle nicht umgelagert, kommt es zu einer Verstopfung des Schotterlückenraumes (Kolmation). Die ökologische Funktion des Porenraumes geht dadurch verloren. Zudem wird der Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser verhindert, was eine Anreicherung des Grundwassers gefährdet. Geschiebedurchgängigkeit und intakter Feststoffhaushalt sind daher wesentliche Voraussetzung für die langfristige Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Gewässer.

Die folgenden Seiten geben einen Überblick über Maßnahmen zur Verbesserung des Feststoffhaushaltes. Eine detaillierte interdisziplinäre Bearbeitung dieser Fragestellung war in vorliegendem Projektrahmen nicht möglich. Eine zukünftige intensive Bearbeitung dieses Themas ist aber seitens des BMLFUW bereits in Vorbereitung (Projekt SED-AT, HABERSACK et al., 2014)

10.1 Förderung Geschiebeeintrag

10.1.1 Geschiebemobilisierung im Einzugsgebiet

Ein gezieltes Geschiebemanagement in den Oberläufen des Einzugsgebietes beinhaltet eine Bewirtschaftung vorhandener Geschieberückhaltebecken. Optimalerweise dienen diese als Pufferzonen, in denen lokale Geschiebeeinstöße nach



Foto 10.1: Geschiebepufferbereich am Sattelbach/NÖ unmittelbar nach Bauausführung. Durch Aufweitung des Hochwasserabflussprofils lagern sich hier Geschiebeeinstöße nach Extremereignissen gezielt ab und können bei kleineren Hochwässern sukzessive flussab transportiert werden. Infolge der großen Abflusskapazität können hier Auflandungen zugelassen werden, ohne den Hochwasserschutz benachbarter Flächen zu gefährden. (© ezb)

Extremereignissen gespeichert und bei kleineren Hochwässern sukzessive flussab transportiert werden. Geschiebe wird nur entnommen, wenn die abgelagerte Geschiebemenge einen Grenzwert überschreitet.

Weiters können Geschiebequellen durch lokale erosionsfördernde Maßnahmen in den Oberläufen gezielt erschlossen werden. In beiden Fällen sind eventuelle negative Nebenwirkungen wie übermäßiger Auflandungen, etc. zu vermeiden.

10.1.2 Förderung der Seitenerosion

Viele Revitalisierungsmaßnahmen erfolgen durch gezielte Förderung bzw. Initiierung flussspezifischer Prozesse und Erhöhung der Seitenerosion (vgl. Kap. 5.2.4 Initialmaßnahmen). Die Seitenerosion kann auch zur Erhöhung des Geschiebeeintrages in die flussab liegenden Abschnitte genutzt werden, um hier ein Geschiebedefizit auszugleichen (vgl. auch Kap. 5.2.2 Aufweitungen).

Dabei ist im Vorfeld abzuklären, ob damit auch tatsächlich Schotterschichten erfasst werden, um negative Nebenwirkungen wie erhöhte Trübung oder Verschlammung zu vermeiden. Weiters sind Wechselwirkungen mit dem übergeordneten Feststoffhaushalt zu berücksichtigen.

10.1.3 Gezielte Geschiebezugabe

Ist der gewünschte Geschiebeeintrag nicht durch Seitenerosion sicherzustellen bzw. zu erhöhen, kann auch eine künstliche Geschiebezugabe erfolgen. Dabei ist auf eine Kornzusammensetzung entsprechend dem gewässertypischen Geschiebe zu achten (z. B. Material aus flussnahen Kiesgruben). Zeitpunkt (bei Hochwasser) und Menge sind dabei auf die vorliegende Transportkapazität in den betreffenden Gewässerabschnitt und flussab abzustimmen, um durch unzulässige Auflandungen keine negativen Auswirkungen zu verursachen.

10.2 Erhöhung Geschiebetransport im Bereich von Querbauwerken

10.2.1 Entfernen des Querbauwerks, ursprüngliches Gefälle herstellen

Werden durch ein nicht genutztes Querbauwerk Gefälle und damit Geschiebetransport flussauf zu stark reduziert, kann die Transportkapazität durch dessen Entfernung erhöht und das ursprüngliche Gefälle wiederhergestellt werden.

Nach der Auflösung des Querbauwerkes treten im Oberwasser des ehemaligen





Querbauwerkes Erosionen auf. Gleichzeitig wird das abgetragene Sediment im Unterwasser deponiert. Diese Prozesse schreiten solange fort, bis sich ein Gefälle einstellt, das im Gleichgewicht zwischen aktuellem Geschiebeeintrag und Transportkapazität liegt.

Durch diese Maßnahme können zudem die Durchgängigkeit wiederhergestellt und ein vorhandener Rückstauraum beseitigt werden (vgl. Kap. 4.2 und 7.1).

Vor Durchführung ist zu prüfen, ob nicht gleichzeitig Maßnahmen zur Sicherstellung der Sohlstabilität (Aufweitungen des Flussprofils, Laufverlängerung, Seitenerosion, etc.) erforderlich sind. Weiters dürfen die Stabilität von Bauwerken flussauf, der Hochwasserschutz für höherwertige Nutzungen und die Grundwasserhältnisse nicht verschlechtert werden (vgl. Kap. 4.2). Eventuell sind auch Denkmalschutz und Ortsbild in Siedlungsgebieten zu beachten.

Zudem ist sicherzustellen, dass das sich einstellende Gefälle dem jeweiligen Gewässertyp entspricht. Ein untypisch hohes Gefälle und damit zu hohe Fließgeschwindigkeiten bzw. zu grobes Sohlsubstrat fördern nicht gewässertypische Lebensgemeinschaften und können dadurch den ökologischen Zustand des Gewässers sogar verschlechtern. Diese Problematik tritt insbesondere bei im Zuge von Regulierungen begradigten Flüssen auf.

Befinden sich im Rückstaubereich des aufzulösenden Querbauwerkes größere Mengen organischen Materials, muss der Abtrag schrittweise erfolgen. Dadurch wird eine stoßweise Mobilisierung verhindert und eine Beeinträchtigung der aquatischen Lebensgemeinschaften vermieden. Besteht der Verdacht auf abgelagerte Giftstoffe, sind diese vor Durchführung der Maßnahme zu entfernen und ordnungsgemäß zu entsorgen (vgl. auch Kap. 4.2).

10.2.2 Absenken Oberkante Querbauwerk bzw. Absenken HW-Spiegel

Kann aus in Kap. 10.2.1 angeführten Gründen das Querbauwerk nicht zur Gänze entfernt werden, ist zu prüfen, ob ein Teilabtrag ohne negative Nebenwirkungen möglich ist. Dadurch kann das Gefälle und damit die Geschiebetransportkapazität zumindest etwas erhöht werden. Zudem können die Kosten für den fischpassierbaren Umbau des verbleibenden Querbauwerkes reduziert werden.

10.2.3 Umbau Querbauwerk für (dosierten) Geschiebetransport

Der Umbau zu geschiebedurchlässigen Querbauwerken/Wehren fördert ebenfalls den Geschiebetransport ins Unterwasser.

Durch Umbau in eine „Dosiersperre“ kann ein Puffer für lokale Geschiebeeinstöße nach Extremereignissen errichtet werden. Das Geschiebe wird gespeichert und bei kleineren Hochwässern sukzessive flussab transportiert. Geschiebe wird nur entnommen, wenn die abgelagerte Geschiebemenge einen Grenzwert überschreitet.

10.3 Erhöhung Geschiebetransport im Bereich von Stauräumen

Durch die sukzessive Reduktion der Transportkapazität in Stauräumen landet sich Grobgeschiebe/Schotter meist im Bereich der Stauwurzel, feineres Material im Stauraum selbst ab.

Dies kann zu einem Geschiebedefizit in Fließstrecken flussab mit den beschriebenen Beeinträchtigungen führen. Gleichzeitig kann dadurch der Hochwasserschutz, vor allem im Bereich der Stauwurzel, gefährdet werden. Die sukzessive Verlandung des Stauraumes kann zudem zu Problemen im Kraftwerksbetrieb führen.

10.3.1 Stauraumentlandungen („Spülungen“)

Durch vorübergehendes Absenken des Stauspiegels bzw. Staulegung können bei Hochwasser die im Stauraum befindlichen Feststoffablagerungen remobilisiert und ins Unterwasser transportiert werden. Um die im Stauwurzelbereich und in der oberen Stauhälfte abgelagerten, grobkörnigen Ablagerungen zu mobilisieren, sind darüber hinaus vielfach flussbauliche Maßnahmen (Buhnen, Leitwerke, siehe Kap. 10.3.2) oder das Aufreißen der Gerinnesohle durch Bagger vor Entladungsvorgängen erforderlich. In Speicherseen ist ein Durchtransport von Grobgeschiebe/Schotter ins Unterwasser meist nicht möglich.

Während der Durchtransport von Grobgeschiebe/Schotter aus ökologischer Sicht uneingeschränkt positiv zu bewerten ist, können durch die erhöhten Schwebstofffrachten bei Spülungen wesentliche ökologische Beeinträchtigungen verursacht werden. Dies kann bei sehr hohen Trübekonzentrationen durch mechanische Schädigung der Individuen erfolgen. Bei hohem Anteil organischen Materials können zudem Probleme bezüglich Sauerstoffzehrung oder toxischen Substanzen (Ammoniak etc.) auftreten. Starke Beeinträchtigungen können aber auch die im Unter-



wasser abgelagerten Feinsedimente verursachen, die den Schotterlückenraum der Flusssohle kolmatieren („verstopfen“). Dieser stellt Lebensraum der Bodenfauna und Laichplatz für viele Fischarten dar. Fischökologische Untersuchungen an der Oberen Mur zeigen, dass gerade die frisch geschlüpften Fischlarven die empfindlichsten Stadien bei Entlandungen darstellen (Eberstaller et al, 2007).

Vielfach werden daher „Richtwerte“ für maximal zulässige Trübungskonzentrationen bei Spülungen festgelegt. Wird im Unterwasser des Kraftwerks dieser Richtwert überschritten, werden durch Anheben des Wasserspiegels am Wehr die Erosion und damit die Trübung reduziert. Das Festlegen von „Grenzwerten“ ist zu vermeiden, da kurzfristige Überschreitungen durch Abbrechen von Feinsedimentschollen nicht verhindert werden können, aber bereits rechtliche Konsequenzen nach sich ziehen würden.

Moderne Spülstrategien suchen einen Ausgleich zwischen der wasserwirtschaftlichen Zielsetzung möglichst häufiger Entlandungen für einen möglichst effizienten Geschiebetransport ins Unterwasser und der ökologischen Forderung eines möglichst weitgehenden Schutzes der gewässertypischen Lebensgemeinschaften.

Dies kann z.B. durch ein Spülmanagement mit einem mehrjährigen Betrachtungszeitraum erreicht werden, wie er im Rahmen des Projektes ALPRESERV interdisziplinär für die Kraftwerke an der Oberen Mur/Steiermark entwickelt wurde (Verbund, TU Graz, IHG/BOKU, ezb vgl. EBERSTALLER, et al., 2007). Im ersten Jahr nach einer Entlandung („Jahr 1“) dürfen weitere Spülungen nur in ökologisch wenig sensiblen Zeiten erfolgen. Im 2. und 3. Jahr nach einer Spülung wird das Zeitfenster für Entlandungen immer weiter vergrößert, da mit einem größeren zeitlichen Abstand zur letzten Spülung die wasserwirtschaftliche Notwendigkeit einer Entlandung aufgrund der zunehmenden Verlandung des Stauraumes steigt. Ökologisch vertretbar ist dies, da den Fischbeständen und der Bodenfauna in den letzten Jahren eine ausreichende Entwicklungszeit ohne Spülung zur Verfügung stand. Gleichzeitig steigen die für eine Spülung notwendigen Wasserführungen mit größer werdenden Abständen zur letzten Spülung, da für eine effiziente Entlandung des Stauraumes immer größere Abflüsse benötigt werden. Die ökologisch mehr und weniger verträglichen Zeiträume bzw. möglichen Spültermine wurden anhand begleitender fischökologischer Untersuchungen für die gewässertypischen Fischbestände der Oberen Mur festgelegt. Bei einem großen Hochwasser (prognostizierter Spitzenabfluss von größer gleich HQ5) soll eine Staulegung ganzjährig möglich sein, um das Geschiebe durch den Stauraum ins Unterwasser zu transportieren.



LÖSUNGSVORSCHLAG ALPRESERV

Anpassung an die ökologischen und wasserwirtschaftlichen Parameter

	Jahr 0	Jahr 1	Jahr 2	Jahr 3	Jahr 4 + Folge	
SPÜLTERMIN	SPÜLUNG	erweitertes Zeitfenster				
		kleines Zeitfenster				
		Frühjahr (April-Mai)	–	>80/130m ³ /s	>80/130m ³ /s	>90/160m ³ /s
		Frühsommer (Juni-Juli)	–	–	–	>90/160m ³ /s
Spätsommer (Aug.-Sept.)	>80/130m ³ /s	>80/130m ³ /s	>90/160m ³ /s	>90/160m ³ /s	>90/160m ³ /s	
Spülung bei großem Hochwasser (ab HQ 5 Spitze) ganzjährig						

Abb. 10.1: Interdisziplinäres Spülmanagement von Wasserwirtschaft und Ökologie für die Obere Mur/Stmk (Basis Projekt ALPRESERV, Verbund). Angegebene Abflüsse sind Abstaubeginn bzw. prognostizierter Spitzenabfluss am KW Bodendorf an der Mur/Stmk. (© ezb)

Erste Erfahrungen zeigen positive Ergebnisse für Wasserwirtschaft und Ökologie. Ein begleitendes Monitoring läuft noch.

Die grundsätzlichen Ideen sind auch auf andere Gewässerabschnitte übertragbar (Prioritätenverschiebung im Lauf der Jahre, Spülungen primär in ökologisch verträglicheren Zeiten, dafür aber ganzjährige Spülungen bei großen Hochwässern, etc.). Die Festlegung der jeweiligen Abflüsse und der ökologisch mehr und weniger verträglichen Zeiträume müssen aber für jeden Gewässertyp und Gewässerabschnitt individuell festgelegt werden.

10.3.2 Buhnen und Leitwerke im Stauraum

Um die Feststoffdurchgängigkeit durch Stauräume, vor allem bei Spülungen, zu verbessern, kann der Abflussquerschnitt durch Buhnen und Leitwerke eingengt werden (vgl. Kap. 5.1.4). Dies bietet sich insbesondere bei lokalen Verbreiterungen an. Die Buhnen strukturieren zudem die Ufer des Stauraumes. Bei Hochwasser bzw. Spülungen entstehen flussab der Buhnen strömungsberuhigtere Zonen als Einstand für Fische.

Durch die Einengung des Abflussquerschnittes kann es flussauf der Einbauten zu einer Erhöhung der Wasserspiegellagen bei Hochwasser kommen. Die Hochwassersicherheit für höherwertige Nutzungen darf dadurch nicht gefährdet werden.



10.4 Erosionsmindernde Maßnahmen im Gewässer

Traditionellerweise versucht man Sohlenerosion lokal mit dem Bau von Querbauwerken einzudämmen, welche jedoch für Fische und andere Wasserlebewesen häufig ein unüberwindbares Hindernis darstellen. Eine flussbauliche Alternative dazu sind die Erhöhung des Geschiebeeintrages sowie die Reduktion der Geschiebetransportkapazität durch die Anlage von Flussaufweitungen oder Laufverlängerungen.

10.4.1 Gefällsreduktion durch Querbauwerke

Durch die Errichtung von Querbauwerken kann eine Gefällserhöhung durch frühere Begradigungen des Gewässers ausgeglichen werden.

Sind diese Querbauwerke jedoch nicht hydraulisch wirksam, erfolgt bei Hochwasser keine ausreichende Umwandlung der Fließenergie. Das Energiegefälle und damit die Geschiebetransportkapazität werden nicht ausreichend reduziert. In diesem Fall wird die Sohle zwischen den Querbauwerken weiter erodiert, es entstehen ökologisch unattraktive Rückstauräume, die eine Erreichung des ökologischen Zielzustandes nach WRG verhindern (vgl. Kap. 7, Staubelastung).



Fotos 10.2–10.3: Ökologisch unattraktive Staubereiche durch sukzessive Sohlerosion zwischen Rampen an der Unteren Ybbs/NÖ. (© ezb)

Es sollten daher möglichst wenige, hohe Querbauwerke mit möglichst langen, dazwischen liegenden naturnahen Fließstrecken errichtet werden. Dabei ist auf ein dem Gewässertyp entsprechendes Gefälle und einen ausgeglichenen Geschiebehaushalt zu achten.

Die maximal mögliche Höhe der Querbauwerke wird durch die zulässige Sohlaufhöhung flussauf und flussab liegende Eintiefung begrenzt. Dabei dürfen weder die Stabilität von Bauwerken, der Hochwasserschutz für höherwertige Nutzungen sowie die Grundwasserverhältnisse beeinträchtigt werden.

Zur Sicherstellung der Durchgängigkeit sind die Querbauwerke fischpassierbar entsprechend den Anforderungen in Kap. 4, Durchgängigkeit zu gestalten.

Werden zahlreiche, niedrige Querbauwerke (Sohlschwellen) angeordnet, ist darauf zu achten, dass durch weitergehende Sohlerosion kein „abgetreptes Flussbett“ entsteht (vgl. Kap. 7.1).

Bei geringer Höhe (<30 cm) ist bei Stein-Sohlschwellen mit einer ausgeprägten Niederwasserrinne mit rauer Sohle die Fischpassierbarkeit meist gegeben.

Sohlschwellen aus liegenden Baumstämmen sind zu vermeiden, da aufgrund der glatten Überfallskante und der geringen Wassertiefe auch niedrige Querbauwerke <30 cm Höhe (vor allem bei geringem Wasserstand) die Durchgängigkeit für schwimmschwache Altersstadien und Fischarten (z.B. Koppe) unterbrechen.

Bei Sohlschwellen aus Holzpiloten ist eine Niederwasserrinne auszubilden, deren Breite sich nach den natürlichen Nieder- und Mittelwasserabflüssen sowie den Anforderungen für die Fischpassierbarkeit richtet (vgl. Kap. 4). Wesentlich ist eine raue Sohle. Diese kann am einfachsten durch Aussparen der Holzpiloten und Einbau von Steinblöcken flussab und ev. auch flussauf der Pilotenschwelle erfolgen. Werden die Holzpiloten zur Sicherstellung der Stabilität auch in der Niederwasserrinne eingebracht, sind diese so tief einzuschlagen, dass ihre Oberkante deutlich unter jener der Steinblöcke flussab liegt.



Foto 10.4: Bei Schwellen aus Holzpiloten ist auf eine fischpassierbare Niederwasserrinne mit rauer Sohle zu achten. (© ezb, TB Zauner)





10.4.2 Aufweitungen

Durch Aufweitungen des Gewässerbettes kann die Geschiebetransportkapazität reduziert und damit eine Sohleintiefung vermieden oder korrigiert werden. Gleichzeitig kann damit ein naturnahes Flussbett und damit die Grundlage zu Erreichung des guten ökologischen Zustandes hergestellt werden.

Die Ausformung richtet sich nach dem jeweiligen Gewässertyp (siehe Kap. 5.2.2 Aufweitungen). Aufgrund des meist starken Eingriffes in den Feststoffhaushalt sind bereits bei der Planung die Auswirkungen nicht nur im umzugestaltenden Gewässerabschnitt sondern auch flussauf und vor allem flussab zu erfassen und die Flussbettgestaltung entsprechend zu optimieren, um negative Beeinträchtigungen zu vermeiden. Insbesondere muss dabei auch die zukünftige Sohlentwicklung in die Betrachtung mit einbezogen werden.

10.4.3 Gefällsreduktion durch Laufverlängerung

Durch eine Laufverlängerung kann eine Begradigung oder Einengung des Gewässerbettes im Zuge einer früheren Regulierung ausgeglichen werden. Die Verringerung der Geschiebetransportkapazität kann aber auch einen verringerten Geschiebeeintrag von flussauf kompensieren. Wie bei Aufweitungen kann damit zugleich ein naturnahes Flussbett und damit die Grundlage zu Erreichung des guten ökologischen Zustandes hergestellt werden. Wesentlich ist auch hier, Gefälle und Flussbettausformung an den Gewässertyp anzupassen und einen ausgeglichenen Feststoffhaushalt sicherzustellen (vgl. Kap. 5.2.1).

Besonderes Augenmerk ist bei dieser Maßnahme auf die Sicherstellung des Hochwasserschutzes für höherwertige Nutzungen zu legen, da aufgrund der Gefällsreduktion auch die Hochwasserabflusskapazität sinkt.

Quellen:

- EBERSTALLER, J., PINKA, P., KNOBLAUCH, H., BADURA, H., SCHNEIDER, J., UNFER, G., WIESNER, C. & M. JUNGWIRTH (2007): Nachhaltiges, interdisziplinäres Feststoffmanagement an Stauräumen am Beispiel der Oberen Mur, WasserWirtschaft, Jg. 2007, Nr. 11, 2007.
- HABERSACK, H., HAUER, C., BLAMAUER, B., VILLWOCK, H. & A. SCHODER (2014): Projekt SED-AT, Phase 1, BOKU, i. A. BMLFUW.
- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, facultas, UTB.



11 Maßnahmen zur Förderung & Pflege der Ufervegetation

Struktur- und artenreiche Ufervegetationsgesellschaften sind ein wesentlicher Bestandteil ökologisch intakter Gewässer. Durch die besondere Lage am Übergang von Land und Wasser beherbergen Uferzonen eine große Zahl an teils hoch spezialisierten Tier- und Pflanzenarten. Der Uferbewuchs dient sowohl als Lebensraum und Nahrungsgrundlage als auch als Ausbreitungs- und Wanderkorridor für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten, die in den vielfach ausgeräumten, intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten kaum mehr Rückzugsorte finden.

Auch aus Sicht des Wasserbaues ist das Vorhandensein eines standortgerechten Uferbewuchses von Vorteil: Der Bewuchs der Uferzone erhöht den Hochwasserrückhalt und stabilisiert durch das dichte Wurzelwerk die Ufer. Darüber hinaus trägt ein dichter, artenreicher Uferbewuchs maßgeblich zur Selbstreinigung des Gewässers bei und stellt zudem die stabilste und pflegeärmste Uferbegleitvegetation dar. Durch den Schattendruck der Gehölze können Pflegeeingriffe an der Böschung selbst (Böschungsmahd) und im Gewässer (Entkrauten) deutlich reduziert bzw. gänzlich ausgesetzt werden. Invasive Pflanzenarten werden an der Ausbreitung gehindert.

Durch das Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die den guten ökologischen Zustand (bzw. das gute ökologische Potenzial) für alle Gewässer fordert, besteht zudem auch die gesetzliche Verpflichtung, Ufergehölze als wesentliche Voraussetzung für ökologisch intakte Gewässer zu fördern. Überall dort, wo an den Hochwasserschutz keine strengen Anforderungen gestellt werden, soll der Entwicklung der Ufervegetation größtmöglicher Raum gewährt werden.

Pflege und Entwicklung dieser Vegetationsbestände müssen fachgerecht ausgeführt werden. In diesem Zusammenhang sei auf aktuelle Publikationen des BMLFUW und des ÖWAV wie „Fließgewässer erhalten und entwickeln – Praxisfibel zur Pflege und Instandhaltung“ und „Ufervegetationspflege unter Berücksichtigung schutzwasserwirtschaftlicher und ökologischer Anforderungen“ sowie ÖWAV-Merkblätter „Neophyten“ verwiesen.





Quellen:

EBERSTALLER-FLEISCHANDERL D., EBERSTALLER J., SCHRAMAYR G., KRAUS E., CZEINER E., HANTEN K.P., PLESCHKO D., FISCHER H. (2008): Ufervegetationspflege unter Berücksichtigung schutzwasserwirtschaftlicher und ökologischer Anforderungen. Im Auftrag der NÖ. Landesregierung und BMLFUW, 115 S. Download unter (Stand 2014): www.bmlfuw.gv.at

JANAUER, G.; AMBERGER, C.; BAUMANN, N.; ESSL, F.; FOLLAK, S.; GOLDSCHMID, U.; HORNICH, R.; KARL, S.; KONECNY, R.; SUPPAN, U. & VONDRAK, D. (2013): ÖWAV-Merkblätter „Neophyten“. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (Hrsg.), Wien, April 2013.

ÖWAV (2006): Fließgewässer erhalten und entwickeln – Praxisfibel zur Pflege und Instandhaltung, Herausgeber/Verlag: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien, 222 S. Download unter (Stand 2014): www.bmlfuw.gv.at

11.1 Ufergehölze

Gehölze strukturieren die Uferlinie und tragen abhängig von ihrem Standort im Flussprofil maßgeblich zur Beschattung der Gewässer und zur Vermeidung unzulässiger Gewässeraufwärmung und damit indirekt zum Erhalt der Gewässergüte und der gewässertypischen Nährstoffverhältnisse bei. Durch ihre Fähigkeit, von der Landseite kommende Nähr- und Schadstoffe zurückzuhalten und abzubauen, erfüllen Ufergehölze eine wichtige Pufferfunktion zwischen Gewässer und Umland.

11.1.1 Kriterien zur Artenwahl

Soll die Ufervegetation die vielfältigen, an sie gestellten Aufgaben möglichst langfristig und nachhaltig erfüllen, ist die Artenauswahl von entscheidender Bedeutung.

Von den ca. 100 heimischen Gehölzarten sind etwa ein Viertel im Ufer- oder Ufernahbereich zu finden. Trotz der guten standörtlichen Anpassungsfähigkeit (z. B. der Weiden-Arten) haben aber alle Ufergehölzarten artspezifische Ansprüche an die biogeografische Lage, an die Höhenstufe und an den Wasserhaushalt des Standortes. In der Regel gedeihen am Gewässerufer nur jene Gehölzarten, die zumindest mehrtägige Überflutungen vertragen. Auf höher gelegenen Böschungsflächen setzt sich der Bewuchs aus weniger Feuchte-toleranten Baum- und Straucharten zusammen. Zusätzlich sind nur regional angepasste, auf den Standort abgestimmte und heimische Pflanzenarten bei extensiver Nutzung in der Lage, sich selbst dauerhaft stabil zu erhalten und damit auch einen nachhaltigen Uferschutz zu gewährleisten. Auf gebietsfremde Arten oder Nadelbäume ist daher prinzipiell zu verzichten.

Neben Standortfaktoren wie die Bodenbeschaffenheit und Wasserversorgung muss bei der Artenwahl auch das vorhandene Gestaltungspotenzial des Gewässerabschnittes hinsichtlich der Abflußkapazität berücksichtigt werden. Wuchsform und Breitenentwicklung der eingesetzten Gehölzarten entscheiden über das Ausmaß des zu erwartenden Fließwiderstandes, der Beschattung sowie über das Sedimentationsverhalten, und bestimmen somit den zukünftigen Aufwand, der für die Pflege und zur Sicherstellung der jeweils erforderlichen Abflusskapazität investiert werden muss.





Bereits in der Phase der Planung wird also schon festgelegt, in welchem Zustand die Ufer in Zukunft zu erhalten sind und mit welchem Aufwand die (neuen) Ufer zu pflegen sind. Gegebenenfalls können sich hier bereits Widersprüche ergeben, die in diesem Stadium ohne hohe Folgekosten gelöst werden können. Individuell auf Gewässertrecken abgestimmte Pflegekonzepte helfen, wasserwirtschaftliche, ökologische und finanzielle Anliegen zu optimieren (EBERSTALLER-FLEISCHANDERL et al., 2008; ANGERMANN et al., 2013).

Quellen:

ANGERMANN, K.; EGGER, G.; EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; DAMM, C. & JURI, S. (2013): Der Ufervegetationspflegeplan: Ein Werkzeug zur Optimierung der Gewässerunterhaltung. In: gewässerinfo Magazin zur Gewässerunterhaltung und Gewässerentwicklung, DWA.

EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; EBERSTALLER, J.; SCHRAMAYR, G.; KRAUS, E.; CZEINER, E.; HANTEN, K.P.; PLESCHKO D. & H. FISCHER (2008): Ufervegetationspflege unter Berücksichtigung schutzwasserwirtschaftlicher und ökologischer Anforderungen. Im Auftrag der NÖ. Landesregierung und BMLFUW, 115 S. Download unter (Stand 2014): www.bmlfuw.gv.at



11.1.2 Anordnung am Gewässer

Anordnung und Dichte der Bepflanzungen richten sich nach dem Pflegeziel des Gewässerabschnittes. Bei ausreichender Abflußkapazität des Gewässerabschnittes kann eine flächige Initialbepflanzung der Böschungen erfolgen. Neben den Uferböschungen sind vor allem Flächen in Flussbögen zur Neuschaffung von Auwaldflächen heranzuziehen.

An Flussabschnitten, an denen das Abflussprofil knapp bemessen ist, muss die Vegetation im Abflussprofil nieder und gut durchströmbar gehalten werden. Die Bepflanzung sollte uferseitig abwechselnd und in lang gestreckten Gruppen jeweils am Außenufer erfolgen. Dadurch verbleibt im Hochwasserfall ein möglichst breiter und ungeteilter – also hydraulisch günstiger – Abflussquerschnitt. Die Gehölzgruppen sind am Prallufer möglichst dicht anzuordnen, um Seitenerosion zu verhindern.

Muss die hydraulische Leistungsfähigkeit des Gewässerprofiles zur Gänze erhalten bleiben, werden nur die Böschungsoberkanten bepflanzt. Durch die Beschattung der Böschung und des Gewässers werden das Wachstum der krautigen Vegetation und das Massenaufkommen von Wasserpflanzen eingeschränkt, was sich positiv



auf die die Pflegeintervalle auswirkt. Der Bewuchs sollte bevorzugt südexponiert angelegt werden, um eine maximale Beschattung des Gewässers zu erreichen. Vielfach ist eine Bepflanzung des Abflussprofils mit Hochstämmen oder Kopfweiden tolerierbar, wenn deren Kronenansatz oberhalb des bordvollen Wasserspiegels liegt.

Um eine möglichst gute Entwicklung der Einzelpflanzen zu erreichen, muss ein ausreichender Pflanzabstand eingehalten werden. Als grober Richtwert empfiehlt sich dabei eine Bepflanzung von zwei Dritteln der Uferlängen. Durchgehende, linienhafte Bepflanzungen an der Wasseranschlagslinie mit engem Pflanzabstand sind möglichst zu vermeiden, da diese dem Gewässer keine Möglichkeit zur freien Laufentwicklung lassen. Gruppenförmige Bepflanzungen fördern das Entstehen einer strukturreichen Uferlinie mit Buchten. Dichtere Pflanzungen sind dort notwendig, wo Pflanzen zur **ingenieurbiologischen Ufersicherung** eingesetzt werden.

Hecken aus heimischen Wildsträuchern ergänzen den Randbereich von Gehölzgruppen. Die robusten und kostengünstigen Wildgehölze sind für die Tierwelt von besonderem Wert und finden insbesondere in Abschnitten, in denen **Sicht- und Windschutz** eine besondere Rolle spielen, Einsatz.

11.1.3 Pflanzmaterial: Anzucht, Vermehrung und Ankauf

An Gewässern ist ein möglichst naturnaher und mehrschichtiger Uferbewuchs anzustreben. Unter geschützten Bedingungen entwickelt sich dieser durch natürliches Vegetationsaufkommen von selbst. Ist nicht mit einer ausreichenden Naturverjüngung zu rechnen, oder muss rasch ein Bestandesschluß aufgrund von gestalterischen Gründen oder Neophytendruck erreicht werden, sind Gehölzpflanzungen durchzuführen.

Die Sicherstellung von regionsspezifischem Artenmaterial kann bei Gehölzen kostengünstig durch Entnahme von Vermehrungsmaterial aus dem Uferbewuchs passender Referenzstrecken erfolgen. Dies ist gerade bei Weiden- und Pappelarten unerlässlich, da als Baumschulware vielfach nur Hybriden erhältlich sind. Gerade bei größeren Bauvorhaben ist die Eigenvorsorge für das benötigte Pflanzgut zu empfehlen.





Steht kein geeignetes Pflanzenmaterial zur Verfügung, kann das fertige Pflanzmaterial aus regionalen Forstbaumschulen bzw. Initiativen wie der Regionalen Gehölzvermehrung (z. B. RGV Niederösterreich) bezogen werden.

11.1.3.1 Gehölzsaat

Die Direktsaat von Gehölzsamen zur Bestandesbegründung ist technisch sehr aufwändig, da viele Gehölzarten eine gehemmte Keimung besitzen und oft ein oder zwei Jahre „überliegen“, bevor sie keimen. Ausnahme sind Weiden und Pappeln, die Schnellkeimer mit extrem kurzer Lebensfähigkeit der Samen (oft nur wenige Stunden bis Tage) sind. Zu diesem Zeitpunkt müssen optimale Keimbedingungen im Substrat herrschen.

Bei den wenigen Arten, bei denen die Direktsaat gut funktioniert, besteht die Gefahr des zu dichten Aufganges der Sämlinge. Gehölz-Direktsaaten eignen sich zur Besämung von rauen, steinigen und nicht zu steilen Oberflächen, da sonst Feinmaterial – und somit auch die Keimlinge – sehr schnell abgeschwemmt werden. Das Saatgut wird im Verhältnis 1:3 mit Sand gemischt und als Voll-, Loch- oder Rillensaat ausgebracht. Auch das Ausbringen als Hydrosaat ist möglich. Ideal ist die Aussaat bei feuchtem Wetter. Da sich die Gehölzsaat nur sehr langsam entwickelt und daher nicht sehr konkurrenzstark ist, soll diese nicht gemeinsam mit Gräser- oder Kräutersaaten angewendet werden.

11.1.3.2 Stecklinge und Steckhölzer

Stecklinge und Steckhölzer sind eine einfache und zugleich sehr kostengünstige Methode zur Initialbepflanzung von feuchten Hangteilen und Uferböschungen. Beide können in der Wasserwechselzone bis auf die Höhe der MW-Linie eingesetzt werden. Da sie direkt von lokalen Mutterbäumen besammelt werden können, sind sie eine kostengünstige Alternative zu Gehölzpflanzungen.

Stecklinge: 1–3 cm starke und 10–30 cm lange Zweigstücke, die im belaubten Zustand geschnitten und zur Bewurzelung im Freiland bzw. Baumschule verpflanzt werden. Die lebenden Aststücke werden, so wie sie an der Mutterpflanze wachsen, mit den Knospen nach oben im Winkel von ca. 45 Grad in den Boden gesteckt. Geeignet ist Schilf (*Phragmites australis*) sowie alle als Steckhölzer geeigneten Laubgehölze. Für einen guten Aufwuchserfolg sind der rasche Einbau nach dem Schnitt und die Pflanzung in gut durchfeuchteten, ufernahen Standorten entschei-



dend. Wird das Material nicht am Tag des Schnittes gesteckt, kann die Lagerung (gebündelt und beschwert) in kühlem Wasser, unter Schnee oder in einer entsprechenden Kühlzelle (1 bis 3 °C Temperatur und 95 bis 99 % Luftfeuchtigkeit) erfolgen.

Steckhölzer: 3–8 cm starke und 40–120 cm lange (Länge je nach Bodenbeschaffenheit), verholzte Zweige oder Aststücke, die in der Vegetationsruhe (November bis März) von gesunden und nicht zu alten (rissigen) Ästen und Zweigen geschnitten werden. Es können auch ganze Stammstücke verwendet werden. Steckhölzer werden am dickeren unteren Ende zugespitzt und in Wuchsrichtung in ein zuvor mit einer Eisenstange gebohrtes Loch gesteckt.

Der ideale Zeitpunkt zur Pflanzung von Steckhölzern ist das Frühjahr, vor dem Beginn der Vegetationsperiode. Bei Weiden ist dies fast das ganze Jahr über möglich, allerdings sinkt der Anwuchserfolg, je weiter der Termin in die Vegetationszeit fällt. Der Neuaustrieb von Pflanzmaterial, das nach der Jahresmitte ausgebracht wird, reift nicht mehr vollständig aus und ist daher auch nicht vollständig winterhart.

Um Austrocknung und in Folge Absterben des Stecklings oder Steckholzes zu vermeiden, sollten Stecklinge maximal 10 cm, Steckhölzer maximal ein Viertel ihrer Gesamtlänge aus dem Boden herausragen, der Rest wird glatt abgeschnitten. Um eine bessere und gleichmäßig verteilte Wurzelbildung zu erzielen werden die Hölzer so flach wie möglich in den Boden gesteckt, an steileren Böschungen mindestens senkrecht zur Oberfläche.

Zumeist brauchen Stecklinge und Steckhölzer eine Vegetationsperiode, bevor sie hochwassersicher verwurzelt sind. Nach ca. 3–5 Jahren sichern die Stecklinge/Steckhölzer die Uferböschung. Der Erosionsschutz in der Entwicklungszeit kann durch die Kombination mit Geotextilien (z. B. Kokosmatten) verstärkt werden, die mit den Steckhölzern an die Böschung vernagelt werden (vgl. Kap 6.1). Um eine tiefe und gute Durchwurzelung des Bodens zu erreichen und die Ausbildung eines scharf nach der Tiefe hin abgegrenzten Wurzelhorizonts zu vermeiden, werden Steckhölzern mit unterschiedlicher Länge eingebaut. Die Verwendung von Steckhölzern unterschiedlicher Baumarten erzielt den gleichen Effekt, eine Mischung aus Weidenarten mit je einem Drittel Erlen und anderen heimischen Gehölzen sorgt für einen nachhaltigen Uferschutz. Auf Grund ihres hohen Lichtanspruches





sind viele Pionierarten (Weiden, Pappeln) empfindlich gegen Überschirmung durch etablierte Nachbarpflanzen. Wichtig ist das Einhalten eines ausreichenden Pflanzabstandes, um eine gute Entwicklung der Einzelpflanzen zu erreichen. Es können 3–5 Steckhölzer je m² gepflanzt werden. Zu dichte Pflanzungen verkümmern und können das Ufer nicht ausreichend befestigen.

Geeignete Pflanzenarten: im Freiland vermehrbar sind viele Weidenarten, Schwarzpappel, Silberpappel, Deutsche Tamariske und Goldregen. Eine Ausnahme unter den Weiden bildet die Salweide (*Salix caprea*) die sich im Freiland nur sehr schwer vegetativ vermehren lässt. Geeignet, aber im Anwucherfolg problematischer sind Berberitze, Sanddorn und Holunder. Die meisten anderen vegetativ vermehrbaren Gehölze brauchen zum Anwachsen günstigere und vor allem konkurrenzarme Aufwuchsumgebungen und sollten deswegen auf Anzuchtbeeten vorgezogen werden.

- Beim Weidenverbau ist auf eine ausreichende Artendurchmischung zu achten!
- Pflanzenteile vor Austrocknung schützen: stets nur geringe Mengen ernten, bis zum Einbau Material feucht halten und mit Erde bedecken.
- Beim Schneiden und Setzen Verletzungen der Rinde vermeiden.
- Stecklinge und Steckhölzer sichern das Ufer erst nach dem Austreiben, also wenn ein ausreichend großes Wurzelsystem entwickelt ist!

Bezugsquellen: Das Material kann direkt aus der Umgebung gewonnen werden. Um monotone Bestände zu vermeiden, sind die Erntebestände in der vorhergehenden Vegetationsperiode zu kennzeichnen. Wegen der Zweihäusigkeit der Weiden und Pappeln (männliche und weibliche Blüten auf jeweils unterschiedlichen Individuen) ist auch auf eine gute Durchmischung der Geschlechter zu achten, da sonst sterile, nicht weitervermehrbar Bestände entstehen. Es wird empfohlen, Strauchweiden wegen ihrer höheren Elastizität bevorzugt in Sohlnähe, Baumweiden über der MW-Linie einzusetzen.

11.1.3.3 Pflanzware aus der Baumschule

Die Verwendung junger Gehölze ist für das Wachstum günstiger (besseres Wurzel-Sprossverhältnis) und arbeitstechnisch leichter auszuführen. Bestes Preis-Leistungs-Verhältnis und gute Anwuchssicherheit bietet wurzelnackte Pflanzware in Forstbaumschul-Qualität. Für den Uferbereich sind bei Bäumen Wuchshöhen



(Dimensionen) von 80/120 cm oder 120/150 cm geeignet. Auch Heckenpflanzen werden wurzelnackt angeboten („Wurzelware“). Die Pflanzung ist auf Herbst- und Frühjahr beschränkt.

Größere Gehölze werden in Form von **Heistern** eingesetzt. Heister sind junge, bereits zweimal verpflanzte, 1,25–2,50 m hohe Laubbäume mit einem durchgehenden Leittrieb. Es sind zwar noch keine richtige Krone, jedoch schon Äste vorhanden. Wegen der Baumhöhe ist bereits ein guter Stammschutz gegen Verbiss oder Verfegen möglich. Der Einsatz von Heistern ist ideal, wenn möglichst rasch nach der Pflanzung ein naturnaher Eindruck erreicht werden soll (z. B. im verbauten Gebiet). Auch kann durch die bereits gute Beschattungsleistung eine hochwüchsige Konkurrenzvegetation (z. B. Flügel-Knöterich) unterdrückt werden.

Getopfte Pflanzware, sog. Containerware, ist teuer und spielt nur dort eine Rolle, wo außerhalb der klassischen Pflanzzeiten gearbeitet werden muss. Der ideale Zeitpunkt für die Pflanzung sind frostfreie Perioden in der kalten Jahreshälfte.

Bei Pflanzware aus Forstbaumschulen werden die **Forstlichen Wuchsgebiete** als Herkunftsangabe verwendet. Dies ist ein wichtiger Beitrag zur standortgerechten Pflanzung. Ausgebrachte Ufergehölze sollten aus der passenden Teillandschaft stammen (vgl. KILIAN et al., 1994).



Foto 11.1: Bepflanzte Uferböschungen am Umgehungsarm Stufe 40 (Baumschulware, Steckhölzer an der Uferlinie), Traisen/NÖ. (© ezb)





11.1.3.4 Verpflanzte Wurzelstöcke

Bei Rodungen oder Wasserbaumaßnahmen anfallende Wurzelstöcke können als Lebendmaterial zur späteren Böschungsbepflanzung aufbewahrt werden. Nach Abschluss der Bauarbeiten können diese am Ufer eingebaut werden.

Beim Einbau werden die Wurzelstöcke einzeln oder in Gruppen in zuvor ausgehobene Gruben versetzt. Wichtig ist, dass der Wurzelkörper weit genug in die Böschung reicht und nicht austrocknet. Anschließend wird der Stock bis zum Schaft mit Erde bedeckt. Wird der Stock an der Uferlinie eingesetzt, muss er gegen Auskolkung geschützt werden. Größere Steine oder Piloten helfen in diesem Fall, den Stock ausreichend im Erdreich zu verankern.

Der ideale Zeitpunkt zur Verpflanzung von Wurzelstöcken ist das Frühjahr, vor Beginn der Vegetationsperiode. Bei Weiden sind auch fast alle anderen Zeitpunkte möglich. Die Entnahme der Wurzelstöcke sollte sorgsam erfolgen, um ausreichend Wurzeln zu erhalten. Um Schäden durch Austrocknung zu vermeiden, muss bei der Zwischenlagerung auf eine ausreichende Überdeckung mit Erdreich geachtet werden.

Bezugsquellen: Rodungen im Zuge von Baumaßnahmen am Gewässer.

Geeignete Pflanzenarten: Grundsätzlich sind alle ausschlagfähigen Gehölze während der Saftruhe auch für die Wurzelstock-Verpflanzung geeignet. Im gewässernahen Bereich sind Pappeln, Weiden und Erlen besonders geeignet. Limitierender Faktor ist meist die Wasserversorgung.



Foto 11.2: Toplitzbach/Stmk.: Im Herbst an der Uferlinie eingebaute Wurzelstöcke von Laubgehölzen nach dem Neuaustrieb im Frühjahr. (© ezb, TB Zauner)



Foto 11.3: Nebenarmsystem Girmsing, Donau/NÖ.: Die bei der Rodung der Uferböschungen anfallenden Wurzelstöcke wurden als Initialbepflanzung der neu geschütteten Ufer eingebracht. (© ezb)

11.1.4 Gehölzpflege

Die Pflege der Ufervegetation zählt zu den Aufgaben der Gewässerunterhaltung. Pflegeeingriffe sind dort nötig, wo die räumlichen Gegebenheiten keine natürliche Gehölzsukzession erlauben und Erhalt und Erreichung der bescheidgemäßen Abflussverhältnisse oder Erhalt der Verkehrssicherheit im Vordergrund stehen. Gleichzeitig müssen im Rahmen der Ufervegetationspflege auch ökologische Aspekte Berücksichtigung finden, um struktur- und artenreiche Vegetationsbestände zu erhalten und zu fördern. Vor dem Hintergrund begrenzter Geldmittel entsteht vielfach der Wunsch, bei der Ufervegetationspflege wasserwirtschaftliche, ökologische und finanzielle Anliegen zu optimieren.

Folgende Ziele sollen bei der Pflege von Gehölzbeständen angestrebt werden:

- Sicherung des ordnungsgemäßen Wasserabflusses und der genehmigten Gewässernutzungen
- Pflege und Schutz bestehender natürlicher und naturnaher Ufervegetationsgesellschaften
- Verbesserung der Strukturausstattung, Förderung eines mehrschichtigen, und ungleichaltrigen Bestandaufbaues
- Förderung der Gehölzartenvielfalt
- Schonung und Förderung von ökologisch wertvollen Altholzbeständen (höhlenreiche oder markante alte Einzelbäume)

Bei ausreichender Raumverfügbarkeit im Gewässerumland benötigen standortgerechte Gehölzgesellschaften mit Ausnahme einer Fertigstellungs- und Entwicklungspflege praktisch keine weiteren Pflegemaßnahmen und sind in der Folge fähig, sich selbst dauerhaft stabil zu erhalten. Gezielte Artenwahl und systematische Pflege vorausgesetzt, können auch in räumlich beengten Lagen Ufergehölze eingesetzt werden, ohne die hydraulische Leistungsfähigkeit des Gewässerprofils zu reduzieren.

Es wird empfohlen, bei allen Planungen an Gewässern, wo neue Ufer geschaffen werden, ein Nachpflegekonzept auszuarbeiten.

Dies gilt insbesondere für Pflanzungen in abflusssensiblen Gewässerstrecken, die aus ingenieurbioökologischen Ufersicherungen hervorgegangen sind. Pflegeblätter, in denen die wesentlichen Pflegeschritte in ihrer zeitlichen Abfolge illustriert sind,



machen den angestrebten Endzustand während jeder Pflegephase für den Unterhaltungsverpflichteten nachvollziehbar (vgl. STOWASSER & LAGEMANN, 2008A).

Quellen:

STOWASSER, A. & T. LAGEMANN (2008A): Pflege und Entwicklung von Ufergehölzbeständen aus ingenieurbiologischen Bauweisen – Teil 1: Pflege- und Entwicklungsgrundsätze. KW – Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg. Nr. 8, 417–422.

11.1.4.1 Abschnittspezifische Pflegekonzepte

Vor allem in Ortslagen ist die Erhaltung des konsensgemäßen Gewässerprofils oft nur mit Einsatz hoher Kosten zu gewährleisten. Nicht alle Gewässerstrecken bedürfen jedoch einer derart intensiven Pflege. Abschnittspezifische Pflegekonzepte können helfen, die Balance zwischen Gewässerunterhaltungsverpflichtung, Ökologie und Hochwasserschutz bei gleichzeitiger Kostenminimierung herzustellen (EBERSTALLER-FLEISCHANDLERL et al., 2008; ANGERMANN et al., 2013).

Vor der Durchführung der Pflegemaßnahmen ist abzuklären, welches Gestaltungspotenzial aktuell an der zu pflegenden Gewässerstrecke vorliegt. Zu betrachtende Gewässerabschnitte werden hinsichtlich ihres Handlungsspielraumes bezüglich Hochwasserschutz und der Raumverfügbarkeit im Gewässerumland bewertet und charakteristischen Situationstypen zugeordnet. Generell gilt: Je geringer das Gestaltungspotenzial der Gewässerstrecke hinsichtlich der Abflusskapazität und je geringer die Raumverfügbarkeit im Gewässerumland, umso höher ist der Pflegeaufwand. Grundsätzlich sind in Ortsstrecken meist intensivere Maßnahmen erforderlich, während in Naturstrecken die natürliche Entwicklung der Ufervegetation im Vordergrund steht.

In der Praxis hat sich eine Unterscheidung der Gewässerstrecken in drei Situationstypen bewährt:

- **Ortsstrecken**
- **Übergangsstrecken**
- **Naturstrecken und Gewässerabschnitte in Schutzgebieten**

Aufbauend auf diese Abschnittsbildung können für jeden Gewässerabschnitt Zielzustände für die Ufervegetation definiert werden. Zielzustände werden über die Art der Vegetation (Gehölze, Sträucher, krautiger Bewuchs) sowie über deren



Dichte und Höhe definiert. Wieviel an Ufervegetation im Profil zulässig ist, hängt vom Situationstyp ab, also vom Hochwasserabfuhrvermögen des Gerinnes und der Raumverfügbarkeit. Diese Zielzustände sollen mit entsprechenden Pflegemaßnahmen erreicht werden.

11.1.4.2 Ortsstrecken

Ortsstrecken umfassen Gewässerabschnitte im unmittelbaren Siedlungsgebiet. Der Verbauungsgrad ist in der Regel hoch, die Nutzungen sind oft intensiv und vielseitig. Dem Erhalt der Hochwasser- und Verkehrssicherheit kommt ein erhöhter Stellenwert zu. Ufergehölze sind zur Aufrechterhaltung des ordnungsgemäßen Wasserabflusses vielfach auf ein Minimum reduziert, bzw. fehlen aufgrund aufrechter Regulierungsbescheide gänzlich. Abflusshindernisse wie Totholz, oder abflusshemmende Vegetationsbestände müssen hier gemäß dem Konsens entnommen werden. Die Erhaltung des Ausbauzustandes ist pflegeintensiv und mit hohen Kosten verbunden.

Gezielte Artenwahl und systematische Pflege vorausgesetzt, lassen sich auch in räumlich beengten Lagen ökologische Minimalanforderungen durchsetzen. Dies kann durch die naturnahe Gestaltung und Strukturierung des unmittelbaren Ufer-



Foto 11.4: Ortsstrecke. (© ezB)



bereiches oder die Pflanzung von Ufergehölzen an den Böschungsoberkanten erreicht werden, ohne die hydraulische Leistungsfähigkeit des Gewässerprofils zu reduzieren. Durch die Beschattung der Böschung und des Gewässers werden das Wachstum der krautigen Vegetation und das Massenaufkommen von Wasserpflanzen eingeschränkt, was sich positiv auf die die Pflegeintervalle (Mahd, Entkrauten) auswirkt. Der Bewuchs sollte auch hier bevorzugt südexponiert angelegt werden, um eine maximale Beschattung des Gewässers zu erreichen. Vielfach ist eine Bepflanzung des Abflussprofils mit Hochstämmen oder Kopfweiden tolerierbar, wenn deren Kronenansatz oberhalb des bordvollen Wasserspiegels liegt. Das Stehenlassen von Krautsäumen entlang der Ufer und Gehölzgruppen oder die Beschränkung auf eine einzige jährliche Mahd werten den Lebensraum weiter auf.

Pflegeziele:

- Sicherung des ordnungsgemäßen Wasserabflusses und der genehmigten Gewässernutzungen.
- Schaffung einer Beschattung des Gewässers durch abgestimmte Bepflanzung der Uferböschungen (Kopfweiden, Hochstauden, Schilf, etc.), Gehölze an den Böschungsoberkanten.
- Erreichen ökologischer Mindestanforderungen durch Extensivierung der Mahd, Einsatz extensiver Mähprogramme wie Mosaik- oder Streifenmahd und Förderung einer strukturreichen Uferlinie.

11.1.4.3 Übergangsstrecken

Diese Gewässerstrecken liegen im Übergangsbereich zwischen Siedlungsgebiet und Naturstrecken. Trotz der besseren Raumverfügbarkeit ergeben sich Einschränkungen in Form der Sicherstellung des HW-Schutzes für flussab gelegene Siedlungs- oder Gewerbegebiete.

Der Pflegeschwerpunkt liegt auf dem Erhalt und der Wiederherstellung der natürlichen Gewässerfunktionen bei gleichzeitiger Sicherstellung der schutzwasserwirtschaftlichen Erfordernisse. Ziel ist ein deutlich reduzierter Pflegeaufwand bis hin zur kontrollierten eigendynamischen Entwicklung. Ein naturnaher Zustand der Ufervegetation soll zumindest an einem Gewässerufer angestrebt werden. Zugleich kann mit der Pflege eines durchgehenden, naturnahen Ufervegetationsgürtels das Retentionspotenzial der Gewässerstrecke deutlich erhöht werden. Wiesenböschungen stellen in vielen Teilen von Übergangsstrecken kein Gestaltungsziel dar. Fordert ein bestehender Konsens jedoch deren Erhaltung, sind die Uferböschun-



gen extensiv zu bewirtschaften (Mosaik- oder Streifenmahd oder Beschränkung auf eine einzige jährliche Mahd). Übergangsbereiche zu Gehölzgruppen sollten nur alle 2 bis 3 Jahre gemäht werden, um die Entwicklung eines Hochstaudensaumes zu ermöglichen. Lokale Uferanrisse bieten Raum für eine natürliche Gehölzsukzession und sollen daher toleriert werden.

Vielfach dienen Übergangsstrecken als „Pufferzonen“ zwischen Ortsstrecken und flussauf liegenden Naturstrecken. Dem Rückhalt von aus Naturstrecken ausgeschwemmtem Totholz kommt zur Verhinderung von Verklausungen im Ortsgebiet ein erhöhter Stellenwert zu. In besonderen Fällen ist ein Fixieren abdriftgefährdeter Gehölze (Verpflocken, Stahlseile, Seilanker etc.) in Betracht zu ziehen.

Pflegeziele:

- Neuanlage, Ausweitung und Förderung von mehrschichtigen, standortgerechten Ufergehölzstreifen.
- Förderung des Wasserrückhaltes (Retention)
- Förderung der Sukzession
- Förderung von Totholzstrukturen
- Sicherstellung Totholzrückhalt



Foto 11.5: Übergangsstrecke. (© ezb)



11.1.4.4 Naturstrecken und Gewässerabschnitte in Schutzgebieten

Aufgrund der vermehrten Flächenverfügbarkeit im Gewässerumland weisen diese Gewässerabschnitte oft einen besonders hohen ökologischen Wert bzw. ein hohes ökologisches Potenzial auf. Sämtliche Maßnahmen zielen auf die Erreichung beziehungsweise den Erhalt und die Verbesserung eines möglichst gewässertypischen Zustandes der Vegetation im Gewässerbett und im Uferbereich ab.

Der Vegetation soll die Möglichkeit gegeben werden, sich naturnah zu entwickeln. Schwerpunkt liegt auf dem weitgehenden Verzicht auf Pflegeeingriffe und auf der Förderung der natürlichen Gewässerdynamik und des Wasserrückhaltes in der Fläche (Retention).

Pflegeeingriffe beschränken sich auf regelmäßige Kontrolle und punktuelle Eingriffe an Zwangspunkten und im Falle hydraulischer Notwendigkeit. In Schutzgebieten (NATURA 2000, etc.) kommt der Erhaltung und Förderung der jeweiligen Schutzgüter besondere Bedeutung zu. Ökologisch hochwertige Vegetationsbestände oder noch vorhandene Auwald-Restbestände sind zu erhalten und zu fördern. An Gewässerabschnitten mit Ufererosion (Zwangspunkte ausgenommen) hat die Gewässerdynamik Vorrang gegenüber dem Erhalt eines lückenlosen Ufergehölzsaumes. Totholz ist ökosystemtypischer Bestandteil natürlicher Gewässerlandschaften, und muss in Naturstrecken im Gewässer verbleiben.



Foto 11.6: Naturstrecke. (© ezb)

Pflegeziele:

- Erhalt, Etablierung und Pflege mehrschichtiger, sowohl wasser- als auch landseitig in Gehölzkern, vorgelagerte Strauchsäume und Hochstaudensäume zonierte Ufervegetationsbestände, sowie je nach Gewässertyp die Pflege und Herstellung von natürlichen Auenvegetationsgesellschaften.
- Förderung der Gewässerdynamik
- Förderung von Totholzstrukturen

Bei bestehenden Wasserrechtsbescheiden zum Schutz angrenzender landwirtschaftlicher Flächen hat eine Änderung des Regulierungskonsenses Priorität, um zumindest lokal den HW-Rückhalt zu erhöhen und den Pflegeaufwand zu minimieren.

11.1.5 Pflegemaßnahmen

Gerade Gewässerränder sind Lebens- und Rückzugsraum für zahlreiche Tierarten, die in der intensiv genutzten Kulturlandschaft kaum mehr Refugien finden. Mähtermine und Gehölzpflegearbeiten sollen daher nicht nur durch den jahreszeitlichen Wachstumsrhythmus bestimmt werden, sondern müssen auch die Ansprüche der an den Gewässerlebensraum gebundenen Fauna und Flora berücksichtigen.

Um das Entstehen von größeren Gehölzlücken oder Kahlfächen zu vermeiden, sind flächige Pflegeeingriffe auf vertretbare Längen zu begrenzen. Radikale Eingriffe wie das vollständige Entfernen oder Auf-Stock-Setzen ganzer Gehölzbestände sind zu vermeiden. Der optimale Zeitpunkt für den Gehölzschnitt ist die Winterruhe, in der Regel der Herbst bis hinein ins zeitige Frühjahr. Zu diesem Zeitpunkt ist der Eingriff für die Pflanze am besten verträglich. Ab dem Laubaustrieb sollten die Schnittmaßnahmen eingestellt werden.

11.1.5.1 Behandlung von abflussbehindernden Gehölzbeständen

Dicht wachsende Gehölze im Abflussprofil führen bei Hochwässern zu einer erhöhten Rauigkeit und damit zu einer Verringerung der Abflusskapazität. Gerade bei kleineren Gewässern sind die Reduktion des Abflusses und die Anhebung des Wasserspiegels enorm, da die Strukturen an der Uferböschung in Relation zur geringen Gewässerbreite hohen Einfluss besitzen. An Flussabschnitten, an denen das Abflussprofil knapp bemessen ist, muss die Vegetation im Abflussprofil nieder und gut durchströmbar gehalten werden.





Maßnahmen zur Wiederherstellung der gewünschten Abflusskapazität sind Rückschnitt oder Verjüngung der Vegetation. Auch das Entfernen überhängender und ins Wasser eingetauchter Vegetation trägt erheblich zur Steigerung der Abflusskapazität bei. Ist die vorhandene Vegetation aufgrund Ihrer Entwicklungsform für den Standort ungeeignet, sind Bestandesumwandlungen oder standortgerechte Ersatzpflanzungen durchzuführen.

Maßnahmen:

- Entfernen von Einzelpflanzen
- Ausschneiden von Teilen des Vegetationskörpers
- Reduktion der Haupttriebe bei mehrstämmigen Baumarten
- Auf-Stock-Setzen
- Entfernung von bruchgefährdeten Kronenteilen
- Standortgerechte Ersatzpflanzungen

Zusätzlich kann im Zuge des Auslichtens eine Förderung der Gehölzartenvielfalt vorgenommen werden. Eine empfehlenswerte Vorgangsweise ist das Belassen von Gehölzen wie beispielsweise Hasel, Holunder, Schneeball oder Traubenkirsche, die meist gegenüber den oftmals dominanten Weidenarten in der Unterzahl sind.

Entfernung von Einzelpflanzen

Als kleinräumige Maßnahme zur Auslichtung zu dichter Baumreihen dient eine Entnahme von Einzelstämmen. Sie eignet sich aber auch gut zur Entfernung von stark „verschnittenen“ Einzelpflanzen, wie sie die durch wiederholtes Auf-Stock-Setzen entstehen können. Diese Pflanzen stellen bereits in Bodennähe eine große Angriffsfläche dar, sind kaum mehr in andere Erziehungsformen überzuführen und sollten zur Gänze entfernt werden.

Je nach Bestandesdichte ist dabei jeder zweite oder dritte Stock zu fällen und der Schnitt möglichst tief zu führen. Bei alten, vieltriebigen Stöcken muss der Neuaufwuchs im Folgejahr nochmals entfernt bzw. gegebenenfalls der gesamte Wurzelstock entnommen werden. Selbst ausschlagfreudige Baumarten, die zur Vielstämmigkeit neigen (z. B. Bruchweide), sind bei dieser Form des Schnittes auf Grund des Schattendruckes der verbliebenen Überschildung bedeutend weniger aktiv und damit pflegeärmer. Wurzelstöcke von austriebsfähigen, ungewünschten Baumarten sollen entfernt werden.



In Ortsstrecken sollten auch wurfgefährdete Altbäume oder Gehölze innerhalb des Abflussprofils, die ein Sicherheitsrisiko darstellen (Uferanbrüche durch Unterspülung des Wurzelkörpers) gefällt werden.

Ausschneiden überhängender Vegetation

Das Ausschneiden überhängender und ins Wasser eingetauchter Vegetation trägt erheblich zur Steigerung der Abflusskapazität bei (WEYERMEYER et al., 2007). Hydraulische Untersuchungen am Russbach/NÖ belegen die hohe hydraulische Wirksamkeit von Pflegemaßnahmen, die aus einer Kombination aus Auslichten und Entfernen der Einhänge bestehen. Das beidseitige Auslichten und Entfernen der Einhänge führte am untersuchten Russbach/NÖ zu Durchflusssteigerungen bis 48 %. Eine vergleichbar hohe Wirksamkeit konnte nur durch beidseitiges bodengleiches Abstocken aller Gehölze bzw. uferseitig alternierendes Abstocken und Auslichten erreicht werden.

Quellen:

WEYERMEYER, H.; KARL, S.; CAYUELA, M.; NOWAK E. & B. WASHÜTTL (2007): Gerinnepflege und ihre Auswirkungen auf die Hydraulik am Beispiel Russbach Zwischenbericht, im Auftrag der NÖ Landesregierung und BMLFUW.



Foto 11.7: Einhänge an einem naturnahen Gewässerabschnitt. (© ezb)



Reduktion der Haupttriebe bei mehrstämmigen Baumarten

Bei mehrtriebigen, ausschlagfähigen Gehölzen innerhalb des Abflußprofils kann eine Reduktion der Haupttriebe sinnvoll sein. Eine gänzliche Entfernung des Gehölzes kann mit dieser Maßnahme vermieden werden. Die Überschirmung und Beschattung des Gewässers und der Böschung bleiben erhalten.

Auswahlkriterien für den zukünftigen „Haupttrieb“ sind Triebstärke, Statik (Geradstämmigkeit, Ansatzwinkel etc.) und ausreichende Kronenmasse.

Eine Rückführung auf wenigstämmige Stöcke ist nur dann sinnvoll, wenn:

- Der Stock nicht bereits zu viele Triebe hat.
- Der Schnitt sehr eng am Stock angesetzt wird (keine Stummeln zurückbleiben).
- Nach der Erstpflge in den Folgejahren der sich bildende Neuausschlag entfernt wird.

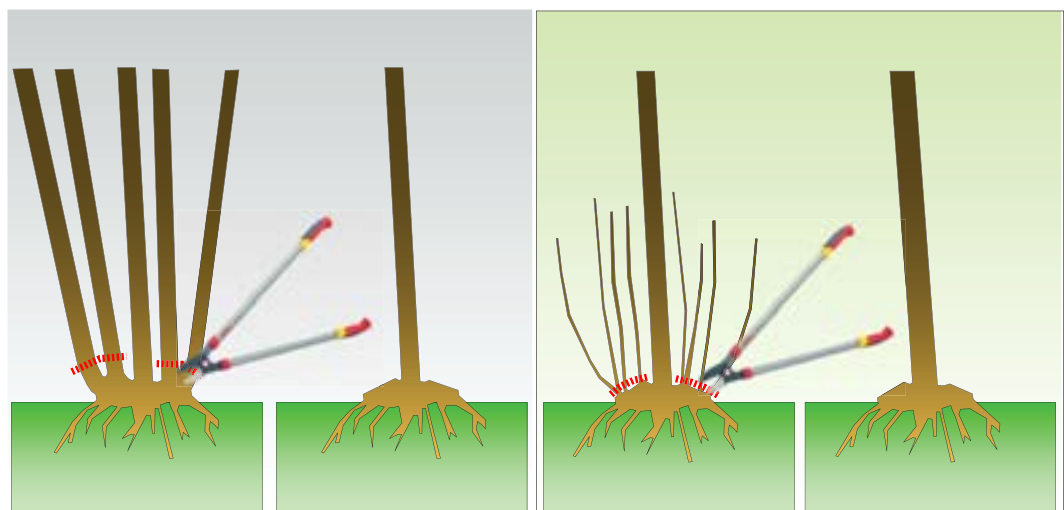


Abb. 11.1: Stammzahlreduktion an einem mehrtriebigen Ausschlaggehölz: Auswahlkriterium für den zukünftigen „Haupttrieb“ sind Triebstärke, Statik (Geradstämmigkeit, Ansatzwinkel etc.) und (ausreichende) Kronenmasse. Auch hier erfolgt stets ein Winterschnitt. Aus: EBERSTALLER-FLEISCHANDERL et al., 2008. (© ezb)

Das Ausschneiden von mehrtriebigen Stöcken bringt große Schnittwunden in Bodennähe und damit längerfristig ein Festigkeitsproblem des Gehölzes. Umgekehrt bergen vieltriebige, durchgewachsene Stöcke mit engem Winkel zwischen den Einzelstämmen auch ein hohes statisches Risiko (Abb. 11.1 und 11.2 aus EBERSTALLER-FLEISCHANDERL et al., 2008).

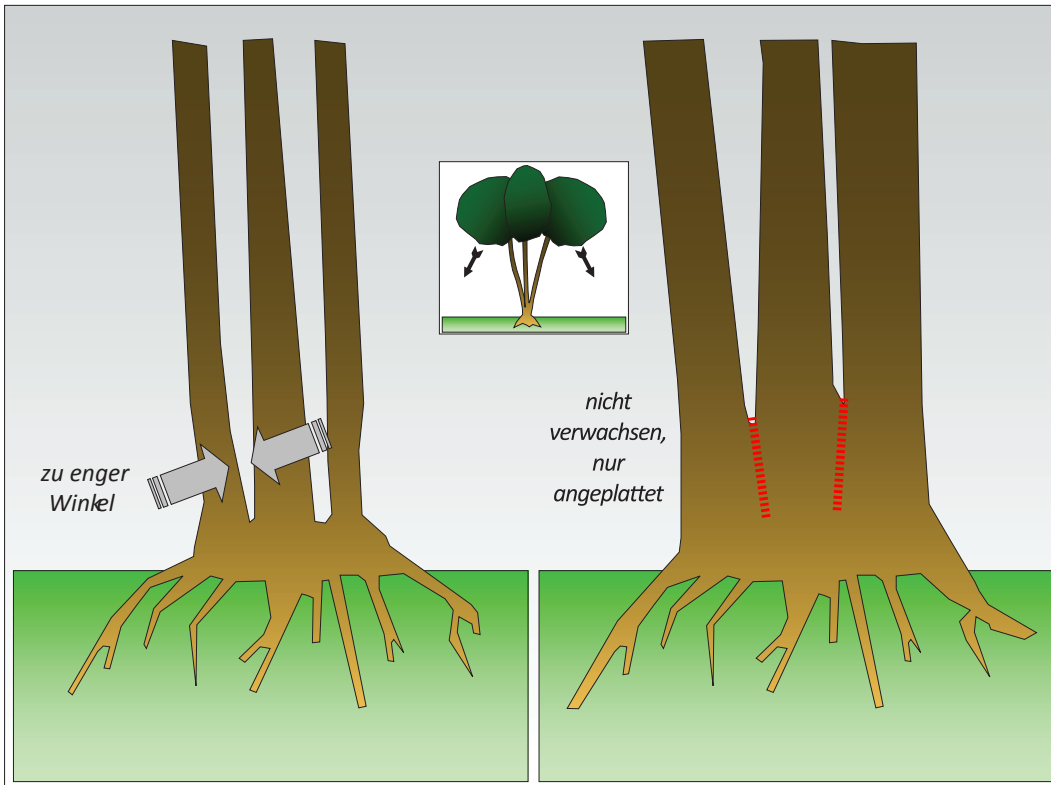


Abb. 11.2: Statisches Problem bei durchgetriebenen, vieltriebigen Stockausschlägen: durch den engen Abzweigwinkel und das sekundäre Dickenwachstum entstehen im Alter stark bruchgefährdete Baumindividuen. Aus: EBERSTALLER-FLEISCHANDERL et al., 2008. (© ezb)

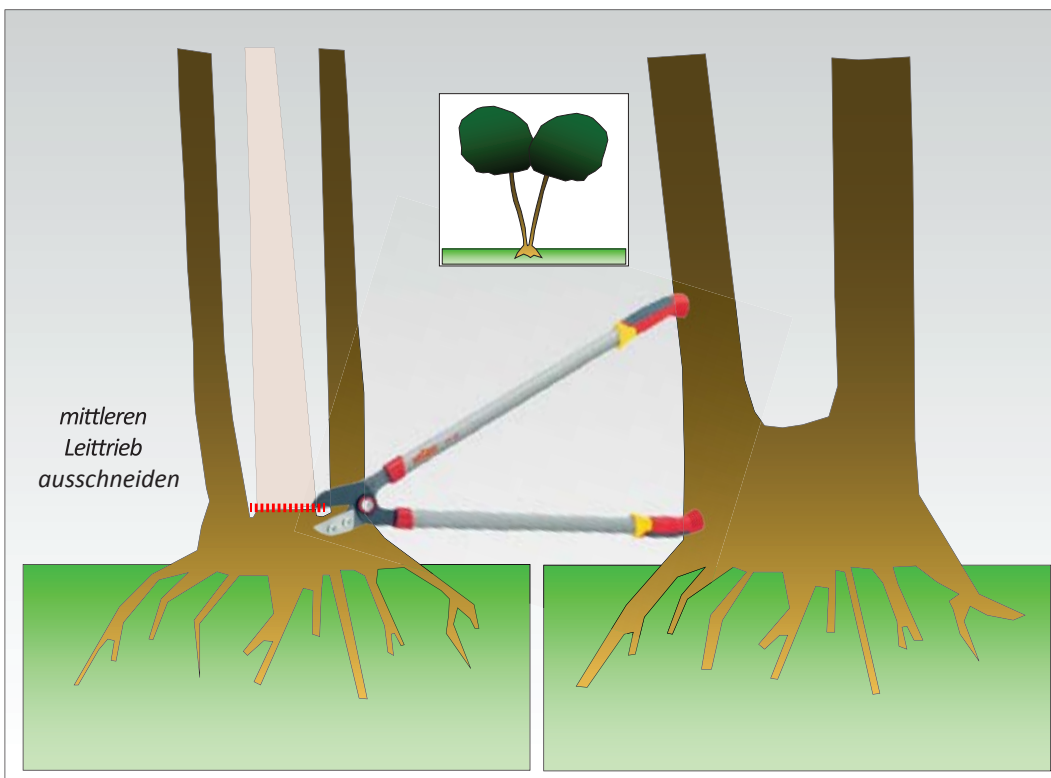


Abb. 11.3: Steigerung der Bruchfestigkeit von Ausschlaggehölzen durch frühzeitige Stammzahlreduktion. Aus: EBERSTALLER-FLEISCHANDERL et al., 2008. (© ezb)



Beim Ausputzen eines derartigen Ausschlagstockes sind vorerst der oder die Triebe auszuwählen, die verbleiben sollen. Auswahlkriterium sollte dabei die Statik des Triebes (Geradstämmigkeit, Ansatzwinkel etc.), die (ausreichende) Kronenmasse und die Triebstärke sein. Um die Wuchseigenschaften des Stockes in Richtung Wenigstämmigkeit umzupolen, muss der verbleibende Kronenanteil ausreichend leistungsfähig sein, um eine heftige Ausschlagreaktion zu unterbinden.

Quellen:

EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; EBERSTALLER, J.; SCHRAMAYR, G.; KRAUS, E.; CZEINER, E.; HANTEN, K.P.; PLESCHKO, D. & FISCHER H. (2008): Ufervegetationspflege unter Berücksichtigung schutzwasserwirtschaftlicher und ökologischer Anforderungen. Im Auftrag der NÖ. Landesregierung und BMLFUW, 115 S.

Auf-Stock-Setzen

Bei der Verjüngung durch das so genannte „Auf-Stock-Setzen“ werden die Stämme ausschlagfähiger Laubgehölze knapp über dem Boden abgeschnitten. Nach dem Schnitt treiben die Gehölze an der Stammbasis wieder aus, und wachsen vieltriebig hoch. Die Ufervegetation bleibt dadurch elastisch, die jungen Bestände legen sich – ausreichendes Fließgefälle vorausgesetzt – bei Hochwässern um. Der Strömungswiderstand verringert sich, gleichzeitig wird der Boden abgedeckt, und eine Erosion der Böschung wird verhindert.

Der optimale Zeitpunkt zur Durchführung der Arbeiten ist die Winterruhe der Gehölze, in der Regel der Herbst bis hinein ins zeitige Frühjahr. Die saubere, schräge Schnittführung erfolgt 10–30 cm über dem Boden. Ab dem Laubaustrieb sollten die Schnittmaßnahmen eingestellt werden. Geeignete Gehölzarten sind Weide, Esche, Silberpappel, Ahorn, Faulbaum, aber auch Sträucher wie Pfaffenhütchen und Liguster sind in der Lage, an der Stammbasis wieder auszutreiben. Ist eine Durchmischung der Artengarnitur mit anderen Laubhölzern erwünscht, soll diese Pflanzung rasch nach einem Stockschnitt erfolgen.

Eine gleichzeitige Entfernung von Gehölzbeständen an beiden Gewässeruferrn bzw. an langen Abschnitten ist zu vermeiden. Negative Auswirkungen für die Ökologie sind ein flächiger Lebensraumverlust für die gewässergebundene Fauna im Pflegejahr und die Schaffung strukturarmer, gleichaltriger Bestände. Der Rückschnitt soll daher nur abschnittsweise, wenn möglich auf kurze Abschnitte von 50–100 m beschränkt und uferseitig alternierend durchgeführt werden.



Foto 11.8: Radikale Gehölzentfernung: Das Abstocken sollte nur auf kurzen Abschnitten gleichzeitig, jeweils uferseitig alternierend durchgeführt werden. (© ezb)

Untersuchungen am Russbach/NÖ belegen, dass durch einseitig durchgeführtes „Auf-Stock-Setzen“ bereits ein maßgeblicher Anteil des maximal möglichen hydraulischen Gesamteffekts erzielt werden kann. Einseitig durchgeführte Pflege ergab eine rund 30 %ige Durchflusssteigerung im Profil. Beidseitig durchgeführte Pflegearbeiten erhöhten die Abflusskapazität verglichen dazu nur um weitere 10 % (WEYERMEYER et al., 2007).

11.1.5.2 Differenzierung der Alters-/Höhenstruktur des Bestandes

Gehölzbestände mit differenzierter Altersstruktur weisen eine gute Strukturausstattung und damit eine hohe ökologische Wertigkeit auf. Besonders hohen ökologischen Wert weisen Altholzbestände von Eichen, Silberweiden, Schwarzerlen oder Kopfweiden auf. Diese müssen bei der Gehölzpflege geschont oder durch Freistellen zusätzlich gefördert werden.

Bei gleichaltrigen Beständen wird die Mehrschichtigkeit durch eine Entnahme von Einzelstämmen oder durch Unterpflanzung mit standortgerechten Gehölzen erreicht. Um die Neupflanzungen rasch zu etablieren, sind die Verwendung von möglichst gut entwickelter Pflanzware (z. B. Heister) und der Rückschnitt der



unmittelbaren Umgebungsvegetation notwendig. Ergänzend erfolgen im 10-Jahresabstand zusätzliche Pflanzungen bei gleichzeitiger Rücknahme von Elementen des Ursprungsbestandes.

11.1.5.3 Bestandesumwandlungen, standortgerechte Ersatzpflanzungen

Durch Bestandesumwandlungen werden für den Standort untypische Gehölzbestände in ein naturnäheres Baumartenspektrum übergeführt. Dies kann beispielsweise notwendig werden, wenn das Gewässerufer mit standortfremden Nadelgehölzen bestockt ist, Neophyten dominante Bestände ausbilden oder an durch mit Steckhölzern oder Stecklingen gesicherten Gewässerabschnitten Reinbestände der ursprünglich ausgebrachten Pionier-Gehölzarten (meist Weidenarten) auftreten. Bei geschlossenen Beständen reicht es kurzfristig bereits aus, andere Baumarten, oder (bei Weiden und Pappeln) andere Geschlechter im Verhältnis 10:1 (Altbestand/Neupflanzung) einzubringen, bzw. bereits vorhandene, gewünschte Gehölze durch Freistellen zu fördern. Sind keine Samenbäume standorttypischer Vegetation in der Umgebung vorhanden, erfolgt die Verjüngung über Aufforstungen mit standortgerechten Gehölzen.

Reinbestände standortunrichtiger, nicht invasiver Arten (z. B. Hybrid-Pappeln, Zierarten, Nadelbäume, Trauerweiden etc.) sollen nicht durch einen Kahlschlag sondern in mehreren Etappen mit unmittelbar nachfolgender Anpflanzung standorttypischer Baum- und Straucharten entnommen werden, da sie als Struktur eine ökologische Mindestleistung entfalten. Bei starken Durchforstungen von Fichten-Reinbeständen ist das erhöhte Windwurfrisiko des verbleibenden Bestands zu beachten.

Umwandlung von Bruchweidenbeständen

Aus ingenieurbiologisch gesicherten Ufern gehen vielfach dichte und pflegeintensive Ausschlagweidenbestände hervor (z. B. Bruchweide *Salix fragilis*). Der dichte Pionierbewuchs schützt das neu angelegte Ufer wirkungsvoll vor Erosion, benötigt im Gegenzug aber regelmäßige Pflegeschnitte, um seine Elastizität bei Hochwässern zu erhalten. Hierfür muss der Bewuchs am Böschungsfuß und im unteren Böschungsbereich regelmäßig „auf-Stock-gesetzt“ werden. Je geringer die Abflusskapazität im Gewässerabschnitt ist, desto höher fällt der Pflegeaufwand aus.



Gerade in abflusssensiblen Gewässerstrecken können die zahlreichen, durch den vollständigen Rückschnitt entstehenden, bodennahen Triebe die Abflusskapazität im Profil unzulässig herabsetzen. Die entstehende Problematik erzwingt in diesen Gewässerabschnitten eine permanente Fortsetzung dieser kosten- und pflegeintensiven Schnitttechnik.

Eine Umstellung hin zu selektiven Schnittmaßnahmen reduziert mittelfristig den Pflegeaufwand. Hierfür werden im oberen Böschungsbereich Individuen ausgewählt, die den zukünftigen Ufergehölzbestand aufbauen sollen. Nur die kräftigsten Triebe bleiben als Zukunftsbaum erhalten, diese werden zu größeren Einzelstämmen erzogen. Der dichte Austrieb am unteren Böschungsbereich wird gleichzeitig durch vollständigen Rückschnitt unterdrückt. Haben die größeren, gezielt geförderten Weiden schließlich durch den Schattendruck den Aufwuchs an der Uferlinie reduziert, können diese durch selektiven Rückschnitt weiter ausgelichtet und aufgeastet werden.

Durch Anflug und Naturverjüngung können je nach Standort nun auch andere Gehölzarten aufkommen. Eine Bestandsumwandlung in Richtung hochstämmiger Klimaxarten (z. B. Gemeine Esche, Erle, Traubenkirsche) kann auch durch gezieltes Unterpflanzen erreicht werden. Sobald die eingesetzten Gehölze gut angewachsen sind und starke Zuwächse aufweisen, werden die Weiden durch gezielte Pflegeschnitte zurückgenommen. Zusätzlich reduziert der zunehmende Beschattungsdruck die Wuchsleistung der lichtbedürftigen Weiden. Aus dem ursprünglichen Weiden-Reinbestand entsteht so ein naturnaher Gehölzbestand mit einer stabilen Vegetationszusammensetzung. Anschauliche Ausführungen zur bautypenspezifischen Pflege von aus ingenieurb biologischen Sicherungen hervorgegangenen Vegetationsbeständen finden sich beispielsweise bei STOWASSER & LAGEMANN (2008 A UND B).

Ein längerfristiger Prozess ist die Umwandlung in Strauchweidenbestände, bei dem bei Ausbesserungs- und Nachpflanzarbeiten konsequent auf Bruchweiden verzichtet wird. Durch ihren niederen, strauchförmigen Wuchs und die dünnen, elastischen Zweige sind Purpurweide, Korbweide oder Mandelweide weitgehend pflegearm und setzen dem ablaufenden Hochwasser nur geringen Widerstand entgegen.





Foto 11.9: Flächig Auf-Stock-gesetzter Weidensaum an der Traisen/NÖ: Die Ufervegetationspflege ist hier mit hohem Aufwand verbunden. Zur Herstellung eines weniger pflegeintensiven Zielzustandes sind selektive Pflegemaßnahmen über mehrere Jahre notwendig. (© ezb)

Quellen:

STOWASSER, A. & T. LAGEMANN (2008A): Pflege und Entwicklung von Ufergehölzbeständen aus ingenieurbiologischen Bauweisen – Teil 1: Pflege- und Entwicklungsgrundsätze. KW – Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg. Nr. 8, 417–422.

STOWASSER, A. & T. LAGEMANN (2008B): Pflege und Entwicklung von Ufergehölzbeständen aus ingenieurbiologischen Bauweisen – Teil 2: Bauweisenspezifische Pflegeschritte. KW – Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg. Nr. 9, 487–492.

WEYERMAYR, H.; KARL, S.; CAYUELA, M.; NOWAK E. & B. WASHÜTTL (2007): Gerinnepflege und ihre Auswirkungen auf die Hydraulik am Beispiel Russbach Zwischenbericht, im Auftrag der NÖ Landesregierung und BMLFUW.

Umwandlung von Beständen invasiver Arten

Im Fall von invasiven Arten (Robinie, Götterbaum oder Eschenahorn) ist eine Entnahme von möglichst großen, zusammenhängenden Beständen notwendig, um eine Wiederbesiedlung durch verbliebene Nachbarbestände zu erschweren. Hier ist darauf Rücksicht zu nehmen, dass die Pflegemaßnahme (Herausschneiden) nicht ungewollt zu einer weiteren Förderung der Problemarten führt (Wurzelbrut, Ausläuferbildung, Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse etc.).



Das regelmäßige Herausschneiden der ungeeigneten Arten sollte im späten Frühjahr oder Sommer geschehen. Beim Eschenahorn können die „harmlosen“ männlichen Exemplare im Bestand belassen werden. Dieser breitet sich primär über Samen aus, daher genügt die Entnahme der weiblichen (fruchtbildenden) Exemplare. Altbäume von Robinie und Götterbaum können durch „Ringelung“ der Bestände beseitigt werden. Um den Baum zu schwächen, wird ein ringförmiger Streifen aus der Rinde geschnitten. Dieser soll jedoch nicht den ganzen Stamm umfassen, ein schmaler Steg als Versorgungsweg zwischen Wurzel, Stamm und Blattwerk muss erhalten bleiben. Dies führt zu einem langsamen Absterben des Baumes, ohne dass die schlafenden Knospen im Wurzelbereich aktiviert werden. Nähere Informationen zum Thema invasive Arten sind im Kapitel 11.3 Neophyten enthalten.

11.1.6 Steckbriefe ausgewählter Gehölzarten

Die folgende Aufzählung umfasst ausgewählte Gehölzarten, die auf ufernahen Standorten vorkommen. Die aufgezählten Straucharten ergänzen die flussbegleitende Vegetation und können auch in Lebendverbaumaßnahmen integriert werden.

11.1.6.1 Strauchförmig wachsende Gehölze

Purpurweide (*Salix purpurea*)

Anspruchslose Strauchweide mit breiter Standortamplitude. Universell einsetzbar, wegen der zahlreichen Vermehrungsknospen an der Basis sehr dicht und vieltriebig. Wegen der engen Zweigstellung und der Dichttriebigkeit im mittleren Standalter (ab ca. 10 Jahre) hat diese Weide gute Beschattungseigenschaften im unmittelbaren Nahbereich und ist zur Unterdrückung von krautiger, neophytischer Vegetation gut geeignet. Voraussetzung ist allerdings geschlossene Auspflanzung.

Problem Vieltriebigkeit: Bei häufigem Schnitt neigt diese klein bleibende Strauchweide zu hoher Triebzahl aus dem Stock (50 und mehr), wodurch diese Weiden ausgesprochene Sedimentfänger werden. Bei kleineren Bachläufen bzw. engen Querprofilen kann der Einsatz dieser Strauchweide daher nicht empfohlen werden.

Empfehlung: Beim Auf-Stock-Setzen längerer Uferstreifen die Purpurweiden stehen lassen, da sie auf Grund ihrer elastischen Zweige ein ohnehin nur geringes Abflusshindernis darstellen.





Korbweide (*Salix viminalis*)

Mäßig anspruchsvolle Strauchweidenart, die bis 6 m hoch werden kann.

Das gute Ausschlagvermögen und die leichte Vermehrbarkeit machen sie zu einer wertvollen Gehölzart des Ufersaumes. Natürliche Vorkommensschwerpunkte sind das Tiefland und die Hügelstufe, im Mittelgebirge und im Bereich der Voralpen meist nur künstlich eingebracht. Die gute ingenieurbioologische Verwendbarkeit der Art kann dazu führen, dass ihre Verwendung überstrapaziert wird. Ihre Leistungsfähigkeit als Strauchweide (mäßiges Abflusshindernis, Umlegen durch die Hochwasserwelle) ist aber nur bei regelmäßigem Schnitt gewährleistet. Wird sie nie einem Pflegeschnitt unterworfen, wächst sie ähnlich wie eine auf den Stock gesetzte Bruchweide mit starren, armdicken Ästen und verhält sich im Hochwasserfall auch ähnlich.



Faulbaum (*Frangula alnus*)

Mäßig hoher Strauch, selten ein kleiner Baum mit max. 6 m Höhe. Durch seine geringe Breitenausdehnung ist der Faulbaum nur in Kombination mit anderen Gehölzen einsetzbar. Er bevorzugt kalkarme und vor allem staufeuchte Lagen und ist daher auf Tonböden oder auf Vernässungsflächen einsetzbar. Trotz der eher durchschnittlichen Eignung für die Ufergehölzvegetation ist die Art ökologisch bedeutsam. Der Faulbaum ist (neben dem Kreuzdorn) die einzige Futterpflanze für die Raupe des Zitronenfalters und ist auch Nahrungspflanze für weitere spezialisierte Falterarten.



Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*)

Die deutsche Tamariske weist strauchförmigen Wuchs und Höhen bis 2 m auf. Früher bis an Donau und Rhein verbreitet ist die Art heute hauptsächlich an den geschiebereichen Flüssen des Alpengebietes anzutreffen, wo sie als lichtbedürftiges Pioniergehölz periodisch überflutete Kies- und Schotterbänke sowie Uferbereiche der montanen bis subalpinen Stufe besiedelt.

Meist kommt sie gemeinsam mit verschiedenen Strauchweiden wie Lavendel- (*Salix eleagnos*) oder Purpurweide (*Salix purpurea*) vor (Pflanzengesellschaft Weiden-Tamarisken-Gebüsch). Letzte große Bestände der Deutschen Tamariske finden sich an der Oberen Isar, am Tiroler Lech und am Halblech.

Gemeiner Schneeball (*Viburnum opulus*)

Kleiner bis mittelhoher Strauch mit guter Anpassung an wasserzügige Standorte. Der Gemeine Schneeball ist ein wertvolles Füllgehölz für artenreiche Ufergehölzbestände. Seine Eignung für frische, wasserzügige und z. T. auch staunasse Standorte qualifiziert die Art für die wasserseitige Gehölzausstattung des Ufergehölzes. Der Gemeine Schneeball kommt in der Natur bis auf 1.000 m Seehöhe vor und ist daher universell verwendbar.

Auf der Art leben sehr viele angepasste Tierarten, sodass der Gemeine Schneeball in der Vegetationszeit meist stark zerfressen aussieht oder durch intensiven Blattlausbefall verkrüppelte Blätter besitzt. Die sehr wüchsige Strauchart kann diese Einbußen in der Vegetationszeit durch Neuaustrieb gut wettmachen und wird dadurch nicht beeinträchtigt. Bei der Verwendung im städtischen Bereich ist auf dieses (rein visuelle) Manko Rücksicht zu nehmen.

Pfaffenhütchen, Gewöhnlicher Spindelstrauch (*Euonymus europaeus*)

Großer Strauch oder kleiner Baum (6 m und mehr) mit breiter Standortamplitude. Die jüngeren Triebe des winterkahlen Strauches sind auch im Winter grün und photosynthetisch aktiv. Die namensgebenden, auffälligen Früchte sind giftig. Bei einer Auspflanzung unmittelbar neben Kinderspielplätzen ist dies zu berücksichtigen. Wegen ihrer standörtlichen Angepasstheit an nährstoffreiche, gut wasserversorgte Säume siedelt sich die Art auch selbständig in etablierten Ufergehölzbeständen an. Pfaffenhütchen sind gut ausschlagfähig.

Gemeine Hasel (*Corylus avellana*)

Großer, aufrechter, im Freistand auch ausladender Strauch mit einer Höhe bis 6 m. Das ökologische Optimum erreicht die Art auf gut durchlüfteten, frischen und ausreichend belichteten Standorten. Auf staunassen Böden versagt sie und sollte daher nicht unmittelbar an die Uferlinie gesetzt werden. Die Hasel hat ein ausgezeichnetes Ausschlagvermögen und auch im ungeschnittenen Zustand treibt sie aus der Basis lange, vorerst unverzweigte Schösslinge, die sich erst in 1–2 m Höhe verzweigen. Dadurch entstehen eine schmale, dichttriebige Basis und eine schirmartige, weit überhängende Krone.

Die Hasel ist eine Lichtart, die auch im Halbschatten noch ganz gut fortkommt. Für optimale Ausformung sollte aber eine dichte Überschildung durch andere Baumarten vermieden werden. Haseln haben ein sehr dichtes Wurzelsystem, das aber nicht sehr weitreichend ist und daher benachbarte Arten nur gering beeinträch-



tigt. Durch die Kombination eines Pfahlwurzelsystems mit einem dichten Besatz an Seitenwurzeln in 30 cm Tiefe liefert die Hasel eine hervorragende Böschungssicherung.

Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*)

Großer, nährstoffliebender Strauch, selten auch ein kleiner Baum. Gute Ausschlagfähigkeit.

Problem Vergreisung: Der Schwarze Holunder neigt im Alter zur Vergreisung, wobei die Wüchsigkeit älterer Triebe deutlich nachlässt und Teile der Krone absterben. Durch den hohen Totastanteil und die Brüchigkeit der markgefüllten Zweige ist die Art mechanisch nur wenig belastbar.

Empfehlung: Verwendung dieser Strauchart nur als Füllgehölz und nicht direkt an der Wasserlinie. Stark überalterte Holundersträucher können durch radikalen Rückschnitt gut verjüngt werden.

Roter Holunder (*Sambucus racemosa*)

Der Rote Holunder erreicht Höhen bis 3, selten bis 8 m. Vorwiegend in höheren Lagen zu finden. Er bevorzugt wie der Schwarze Holunder stickstoffreiche Böden und kommt dort im Regelfall von selbst auf.

Roter Hartriegel (*Cornus sanguinea*)

Vieltriebiger, dichter Strauch mit intensiver Ausläuferbildung. Universell einsetzbares Gehölz für Uferabschnitte außerhalb der jährlichen Überflutungsereignisse. Trotz der meist geringen Stammdurchmesser (unter 5 cm) stellt ein älterer Bestand aus Rotem Hartriegel durch die Wurzelbrut ein stabiles Abflusshindernis dar, das Sedimente gut auskämmt und den Boden durch die Ausläufer festigt. Der Rote Hartriegel verträgt längeres Überstauen nur schlecht. Er besitzt sehr gute Ausschlagfähigkeit.

Weissdorn (*Crataegus monogyna*, *C. laevigata*)

Lichtliebende und trockenheitsverträgliche Strauchartengruppe mit bis zu 6 m Höhe. In der freien Natur kommen die Weißdornarten im Bereich von Gewässern nur auf den trockenen Heißländen oder an den wasserabgewandten trockenwarmen Säumen der Harten Au vor. Sie sind gegenüber längerem Überstauen nur wenig tolerant und kümmern unter staufeuchten und nassen Standortbedingungen. Weißdornarten sind langsamwüchsig und bilden keine Ausläufer.



Problem Feuerbrand: Weißdornarten gelten als Wirtspflanzen für den Feuerbrand, einer anzeigepflichtigen Pflanzenkrankheit. Die Krankheit ist an dem plötzlichen Absterben der Pflanzen mitten in der Vegetationszeit mit Schwarzwerden des noch anhaftenden Laubes und typischer Verkrümmung der Triebspitzen erkennbar.

Da der Feuerbrand auch durch infizierte Schnittwerkzeuge übertragen werden kann, sollten den mit der Ufergehölzpflege beauftragten Personen die Krankheits-symptome bekannt sein.

Empfehlung: Vermeidung der Weißdornarten in unmittelbarer Nachbarschaft zu Obstkulturen oder Straßen, da hier das Infektionsrisiko hoch ist.

Gewöhnlicher Liguster (*Ligustrum vulgare*)

Kleiner, dichttriebiger Strauch des trockenwarmen Saumes. Der Liguster ist eine ausgesprochene Lichtart und durch seine geringe Wuchshöhe von maximal 2 m auch nicht sehr konkurrenzstark. Er ist auch gegenüber längerem Einstau empfindlich und daher nur wasserfern verwendbar. Als landseitiges Saumgehölz ist er aber vielseitig einsetzbar.

Problem Bodenständigkeit: Durch seine gute Eignung als Ziergehölz und Gartenhecke wurden vom Liguster schon sehr früh Kultivare selektiert, die besonders gute Heckeneigenschaften aufweisen. Für eine bessere Blickdichtheit wurden auch asiatische (halbbimmergrüne) Arten eingekreuzt, sodass das im Handel erhältliche Pflanzmaterial nur bedingt für die Freilandpflanzung geeignet ist.

Empfehlung: Bei den Herkunftsangaben unbedingt auf die Provenienz achten, damit nur die heimische Art mit ihren standörtlichen Anpassungen an Klima und Region zum Einsatz kommen.



11.1.6.2 Baumförmige Gehölze

Esche (*Fraxinus excelsior*)

Hoher Baum (unter günstigen Standortsbedingungen bis 40 m) mit breiter Standortamplitude. Die gut an die Ufersituation angepasste Baumart produziert enorme Massen an geflügelten Samen und kann sich in Ufersäumen gut aussämen. Bei einseitiger Pflege (großflächige Beseitigung des Unterwuchses und Belassen der Eschen-Überhälter) kann es zu einer Massenvermehrung der Art kommen, die zu ökologisch einseitig zusammengesetzten Ufergehölzen führt (Vereschung). Die Esche hat ihr Optimum auf gut wasserführenden, nährstoffreichen Standorten, weicht mit ihren Wurzeln aber den Wasserhorizonten aus und ist daher nicht für die Pflanzung an der Uferlinie geeignet. Kurzzeitige Überstauungen des Bodens werden aber gut vertragen.

Aus ökologischer Sicht ist die Esche eine Pioniergehölzart, die in der Jugend Halbschatten verträgt, später aber ein ausgesprochenes Lichtgehölz ist. Die Ausschlagfähigkeit ist ausgezeichnet, die Stockausschläge sind allerdings nicht so vieltriebig wie die von Bruch- oder Silberweide, wodurch sich Folgeprobleme (verstärkter Abflusswiderstand, ungünstige Statik etc.) in Grenzen halten.

Schwarzerle (*Alnus glutinosa*)

Hoher geradschäftiger Baum, 10 bis 25 m, max. 35 m. Baumart der Ebene, bis in mittlere Gebirgslagen. In Au- und Bruchwäldern auch auf staunassen, vergleyten, zeitweise überfluteten Böden. Sehr tief und intensiv wurzelnd (Herzwurzelsystem). Als Solitär bildet die Schwarzerle Äste bis zum Boden, eine Astreinigung erfolgt nur aufgrund von Dichtstand. Die Schwarzerle stockt auf gut wasserführenden Böden und hat erhebliche Toleranz gegenüber Einstau im Wurzelbereich. Sie ist daher optimal für die Pflanzung unmittelbar an der Uferlinie geeignet, da die Wurzeln bis in den Grundwasserhorizont reichen und daher eine optimale Bodenbefestigung ergeben. Sie ist auch für die Bepflanzung von Retentionsräumen mit stagnierendem Bodenwasserhaushalt gut geeignet und eine der wenigen Gehölzarten, die unter solchen Bedingungen Dauergesellschaften bilden kann. Die Schwarzerle hat ausgezeichnete Ausschlagfähigkeit und bildet auch sehr dauerhafte und gesunde Stöcke aus. Ein wiederholter Rückschnitt wird daher viel besser vertragen als bei Weiden. Die Schwarzerle ist frosthart und wird nicht verbissen.



Grauerle (*Alnus incana*)

Hoher geradschäftiger Baum (10–15 m, max. 25 m). Die Grauerle wird vom Wild nicht verbissen, daher – und aufgrund ihrer besonderen Ausschlagfähigkeit – bildet sie gerne dicht geschlossene Niederwaldbestände, z. B. in den Donauauen bei Tulln/NÖ. Ausgesprochene Pionierbaumart. Toleriert nur kurzzeitige Überflutung und meidet Staunässe. Gewässerbegleitend hauptsächlich in der montanen Stufe, auch in wasserzügigen Hangwäldern. Die Grauerle ist die Erlenart der Gebirgsflüsse. Geht viel weiter nach oben als die Schwarzerle, bis in die subalpine Stufe. In vielen Eigenschaften ist sie der Schwarzerle sehr ähnlich, allerdings verlangt sie nach einer besseren Sauerstoffversorgung im Boden. Unter längerem Einstau im Wurzelbereich leidet sie, ist aber an die frischen und wasserzügigen Bedingungen der Gebirgsbäche gut angepasst. Bezüglich Ausschlagfähigkeit und Schnellwüchsigkeit ist sie der Schwarzerle sehr ähnlich.

Traubenkirsche (*Prunus padus*)

Die Traubenkirsche ist eine kleinwüchsige, dichtlaubige Auwaldbaumart, die frei aufwachsend bis max. 15 m Höhe erreichen kann. In mehrreihigen Ufergehölzen bildet sie eine zweite Baumschicht und trägt so zum Struktureichtum des Bestandes bei. Diese Baumart hat einen sehr frühen Laubaustrieb, wodurch sie bereits früh im Jahr zur Gewässerbeschattung beiträgt. Durch die gute Ausschlagfähigkeit und Schnellwüchsigkeit ist die Traubenkirsche, wenn die Wasserversorgung ausreichend ist, eine der wichtigsten Nebenbaumarten im Ufergehölzsaum.

Bruchweide (*Salix fragilis*)

Baumweide mit einem natürlichen Vorkommensschwerpunkt entlang von kleinen bis mittleren Gerinnen, der Hügelstufe und den Mittelgebirgslagen. Pflegebedingt ist das tatsächliche Vorkommen stark erweitert. Bis 20 m hoch. Gegenüber den anderen Weidenarten an den leicht abbrechenden Verzweigungen gut zu unterscheiden. Wegen der guten Ausschlagsfähigkeit als Kopfbaum hervorragend geeignet.

Problem Vieltriebigkeit: Diese häufige heimische Baumweide wird durch den bodennahen Schnitt häufig in die Vieltriebigkeit gezwungen, wobei die bis zu 20 Stockausschläge alle baumartig auswachsen und dabei die Krone auseinanderdrängen. Die entstehende Standfestigkeits-Problematik erzwingt eine permanente Fortsetzung dieser Schnitttechnik. Die gute Ausschlagfähigkeit der Bruchweide bewirkt eine hohe Triebdichte im bodennahen Bereich und damit eine permanente Abflussproblematik besonders bei räumlich eingeschränkten Rahmenbedingungen.





Empfehlung: Rückschnitt der Bruchweide auf einen Haupttrieb (Hauptstamm) und Anlage ev. notwendiger Folge-Pflegeschnitte in 1,5 m Stammhöhe. Durch die Kopfweidenbildung wirkt die Weide bodennah nicht als Abflusshindernis, zudem wird die Qualität der Strukturausstattung im Ufergehölzsaum deutlich verbessert (Höhlenangebot).

Problem Eingeschlechtlichkeit: Die Bruchweide ist wie alle heimischen Weiden zweihäusig, d. h. sie entwickelt männliche und weibliche Individuen. Die gute Selbstvermehrung durch abbrechende Seitenzweige und ingenieurbioologische Ufersicherungen durch Setzstangen, die von einigen wenigen Mutterexemplaren geschnitten werden, führen zu Gewässerabschnitten, in denen ein Geschlecht der Bruchweide dominiert. Solche „geklonten“ Trivialbestände führen zu einer weiteren Abnahme der generativen Vermehrung der Bruchweide.

Empfehlung: Markieren ausgewählter männlicher und weiblicher Mutterbäume, von denen bei Bedarf Steckhölzer geschnitten und in den Gewässerabschnitt eingebracht werden. Das Geschlecht der Weiden ist im Frühjahrsaustrieb (Art der Kätzchen) gut zu erkennen, im weiteren Jahresverlauf dagegen nicht mehr.

Problem Phytomasse: Wegen der guten Wasser- und Nährstoffversorgung sind Bruchweiden am Gewässersaum sehr produktiv und erzeugen bei häufigem Rückschnitt große anfallende Phytomassen. Unter räumlich eingeschränkten Rahmenbedingungen bedürfen solche Gewässerabschnitte dauerhafter Pflege.

Empfehlung: Bestandesumwandlung hin zu Strauchweiden (Purpurweide, Korbweide, Mandelweide).

Problem Gleichaltrigkeit: Bruchweiden wachsen sehr gleichmäßig und bilden exakt gleichlange Austriebe (daher auch die ausgesprochene „Wolkenform“ in der Umrisslinie). Diese monostrukturellen Bestände werden durch die zeitgleiche Pflege großer Gewässerabschnitte stark gefördert. Dadurch entsteht eine deutliche Reduktion des Struktureichtums im Vegetationskörper, eine Einschichtigkeit der Krone und zusammen mit reguliertem Flussprofil über lange Abschnitte sehr gleichförmige Beschattungsmuster.

Empfehlung: Pflegemaßnahmen (insbesondere der drastische Rückschnitt) nur auf kurzen Gewässerabschnitten gleichzeitig (max. bis 50 m). Pflegeeingriffe außerhalb dieser „Fenster“ in den Folgejahren wieder mit kurzen Pflegestrecken.

Silberweide (*Salix alba*)

Baumweide mit natürlichem Vorkommensschwerpunkt entlang der Tieflandflüsse. Oberhalb der Hügelstufe meist nur noch künstlich eingebracht. Als größte heimische Baumweide (>20 m) ausgezeichnete Beschattungsleistung und im natürlichen Verbreitungsgebiet mehr zu empfehlen als die Bruchweide, da sie auch bei kräftigem Rückschnitt nur mit wenigen Hauptstämmen austreibt.

Lavendelweide (*salix eleagnos*)

Kleinwüchsige Weidenart, bis 20 m. Bevorzugt wechselfeuchte bis trockene, meist kalkhaltige Böden auf Ufer- und Schotterbänken von Gebirgs- und Vorgebirgsflüssen. Schnellwüchsigkeit und hohe Regenerationsfähigkeit ermöglicht das Vorkommen auf offenen Kiesflächen in der Grauerlenzone, wo sie die Purpurweide verdrängt.



11.2 Anlage und Pflege von Wiesenböschungen

Wiesenböschungen werden dort angelegt, wo aus gestalterischen Gründen oder Hochwasserschutzforderndem das Aufkommen von Gehölzen nicht geduldet werden kann (z. B. im Siedlungsgebiet oder auf Dämmen). Durch eine dem Gestaltungsziel des Gewässerabschnittes angepasste Bewirtschaftung kann der nötige Pflegeaufwand deutlich reduziert werden. Gehölzfreie Böschungen stellen außerhalb von Siedlungsgebieten (in Natur- und Übergangsstrecken) – auch in Hinsicht auf einen möglichst geringen Pflegeaufwand – kein Gestaltungsziel dar. Hier soll der Vegetation die Möglichkeit gegeben werden, sich möglichst naturnah zu entwickeln.

11.2.1 Standortgerechtes Saatgut

Bei der Begrünung neu angelegter Uferböschungen, deren Böden in der Regel kein vorhandenes Samendepot enthalten, steht die Auswahl eines für den festgelegten Pflegeaufwand geeigneten und standortgerechten Saatgutes im Vordergrund. Es sind grundsätzlich Saatgutmischungen aus möglichst regionaler Herkunft (z. B. Mischung regionales Naturwiesensaatgut in OÖ, Saatgut von zertifizierten Betrieben) zu verwenden.

Die Mischungen sollen eine hohe Artenvielfalt und ein ausgewogenes Mengenverhältnis aufweisen, stark verdrängende Kräuter und Gräser (Rotklee, Luzerne, Knäuelgras, Wicken-Arten, englisches Raygras, etc.) sollten nur geringe Prozentanteile einnehmen. Nicht zuletzt hilft die Wahl robuster, standortheimischer Gräser-Kräuter-Mischungen mit einem großen Anteil an langsam wachsenden Untergräsern, auch den zukünftigen Pflegeaufwand zu reduzieren.

Eine „standortgerechte Vegetation im engeren Sinne“ ist nach dem derzeitigen Stand der Technik bei Wiesenböschungen ausschließlich durch Methoden wie Wildsammlungen, Heudrusch, Heumulchverfahren, Andecken von Grünlandböden und ähnliche Methoden erzielbar (vgl. KRAUTZER et al., 2000).

Quellen:

KRAUTZER B., WITTMANN H. & F. FLORINETH (2000): Richtlinie für standortgerechte Begrünungen, Ein Regelwerk im Interesse der Natur. Herausgeber: Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau (ÖAG) Arbeitskreis standortgerechte Begrünungen und Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (BAL) Gumpenstein, A-8952 Irdning.



11.2.2 Begrünungsverfahren

Je nach Standort kommen unterschiedliche Begrünungsverfahren zum Einsatz. Normale Begrünungsmethoden sind, sofern keine extremen Bodenverhältnisse vorliegen, bei Böschungsneigungen bis 2:3 anwendbar. Bei höheren Neigungswinkeln bzw. größeren Böschungshöhen treten vermehrt Probleme durch oberflächennahe Erosion oder Rutschbewegungen auf. Ist auf Grund der Neigungsverhältnisse mit Erosionserscheinungen oder kurz nach dem Einbau mit Hochwasserereignissen zu rechnen, kann die Begrünung durch den Einsatz von Geotextilien unterstützt werden. Wird eine Begrünung gleichzeitig mit einer Bepflanzung mit Gehölzen ausgeführt, sollen vor allem niedrigwüchsige und konkurrenzschwache Gräser- und Kräutermischungen verwendet werden. Mit einem Schutz der Uferböschungen ist nach ca. 3–4 Wochen, also nach dem Anwachsen der Gräser-Kräutermischungen, zu rechnen.

Bei hohem Neophytendruck wird eine Erstbegrünung mit Saatgut empfohlen, das später auswintert oder aus nur einjährigen Arten besteht (z. B. Hafer, Gerste, Senf, Inkarnatklee, ital. Raygras). Durch den raschen Bestandesschluß wird die Neubesiedlung offener Böschungsflächen durch invasive Arten erschwert.

Idealerweise sind Begrünungen so früh wie möglich in der Vegetationsperiode vorzunehmen, um auf trockenen Standorten die Winterfeuchte optimal auszunutzen und die Entwicklung der Keimlinge zu überwinterungsfähigen Pflanzen zu gewährleisten. Im Winter führt auftretender Frost, in den Sommermonaten (ab Mai) Dürre zu höheren Ausfallraten bzw. damit verbunden zu erhöhtem Saatgutbedarf. Bei Herbstansaat ist der Unkrautdruck geringer.

11.2.2.1 Trockensaat

Die Trockensaat kann an Böschungen mit grober Oberfläche angewendet werden. Die Ansaat erfolgt von Hand oder maschinell und liefert binnen kurzer Zeit eine entsprechende Bodenbedeckung. Ansaaten von Gräsern und Kräutern können grundsätzlich das ganze Jahr hindurch vorgenommen werden. Die beste Anbauzeit ist der zeitige Herbst (Anfang September bis Mitte Oktober) oder Frühling (April bis Mitte Mai). Der Materialaufwand liegt bei ca. 5–25 g/m².





Vorteil: Einfach, rasch, billig, flächig wirksam, rasche Keimung.

Nachteil: Bei handelsüblichen Saatgutmischungen keine speziell auf den Standort abgestimmte Artenzusammensetzung-Gefahr der Florenverfälschung durch exotische Arten im Saatgut.

Ist kein standortgerechtes Saatgut im Handel zu erwerben, empfiehlt sich das Ausbringen von Heudruschsaaten als effizienteste Methode. Dieses Saatgut kann durch maschinelles Ausdreschen von Heu aus geeigneten Spenderwiesen in der Umgebung gewonnen werden (Heu nach der Ernte vor dem Dreschen vortrocknen). Der Erntezeitpunkt ist hierbei so zu wählen, dass ein möglichst hoher Prozentsatz der gewünschten Arten bereits die Samenreife erreicht hat. Das Verhältnis von Spender zu Begrünungsfläche liegt bei 1:1 bis 1:2, die empfohlene Ausbringungsmenge liegt bei 20–40 g/m².

11.2.2.2 Hydrosaat

Die Nass- oder Hydrosaat ist eine ideale und häufig angewendete Methode zur Begrünung von Steilböschungen. Mit einer speziellen Nassansaat-Maschine (Hydroseeder) wird ein Gemisch aus Saatgut, Bodenverbesserungsmittel, Mulchstoffen und Kleber gleichmäßig auf die zu begrünenden Flächen aufgespritzt.

Vorteil ist die gute Einsatzfähigkeit auf Rohböden ohne Humusaufgabe, da durch das Aufspritzen des Saatgutes gemeinsam mit Dünge- und Mulchstoffen ein gutes Keimklima erreicht wird. Weiters ergibt sich durch die beigemischten Klebstoffe sofort nach dem Auftrag eine gute Erosionsstabilität. Gerade bei der Anwendung der Hydrosaat auf Rohböden spielt die Wahl von optimal an den Standort angepasstem Saatgut eine besondere Rolle, diese entscheidet über den Erfolg der Begrünung. Zusätzlich kann somit auch der Zusatz von Düngemitteln sehr gering gehalten werden.

Vorteil:

- Durch die Mulchwirkung funktioniert das Verfahren auch auf wenig vorbereiteten Substraten (nicht humusierete Rohböden).
- Auch an sehr steilen oder Böschungen einsetzbar.

Nachteil:

- Spezielles Nassansaat-Gerät ist notwendig.
- Die Baustelle muss für Fahrzeuge zugänglich sein.



11.2.2.3 Auftrag von Oberboden

Die Begrünung durch Bodenauftrag beruht auf der Aufbringung von samen- und wurzelhaltigem Erdmaterial (oberste 20 cm des Mutterbodens, nur hier ist ausreichend viel keim- und austriebsfähiges Material enthalten) auf eine zu begrünende Fläche. Der vorhandene Oberboden wird vor Beginn der Bauarbeiten abgezogen und an geeigneter Stelle gelagert. Die im Oberboden enthaltenen Samen und Pflanzenteile (Samenbank) ermöglichen nach dem neuerlichen Aufbringen eine rasche Wiederbesiedlung der neu angelegten Böschungsflächen. Empfohlen wird bei der Ausbringung eine Stärke von 2–5 cm, das entspricht ca. 5–20 l/m². Der Oberboden von Gewässerabschnitten mit Neophyten-Problematik ist zur Wiederbegrünung neu angelegter Böschungsflächen nicht geeignet.

Vorteil:

- Geringer Mitteleinsatz, keine Gefahr der Florenverfälschung durch exotische Arten im Saatgut.

Nachteil:

- Kenntnis über die Arten-Zusammensetzung der Ausgangsfläche ist notwendig.
- Neben den eigentlichen Zielarten keimen auch viele kurzlebige Arten und Pioniere. Je nach Umgebungsbedingungen und Bauzeitpunkt können viele ungewollte Arten der Nachbarbestände einwandern (z. B. Ackerunkräuter).
- Je nach vorhandener Samenbank kann die Bestandesentwicklung sehr langsam sein.
- Auf möglichst raschen Einbau achten: Bei falscher Lagerung Austrocknung oder Fäulnis.

11.2.2.4 Begrünung mit Rasensoden oder Vegetationsstücken

Manuell ausgestochene Vegetationsteile oder Rasensoden eignen sich als einfache Initialmaßnahme zur Begrünung von neu angelegten Böschungsflächen. Die 0,2–0,5 m großen Vegetationsstücke können sowohl punktuell, als auch vollflächig in die zu begründende Böschung versetzt werden. Gut geeignet sind Pflanzengesellschaften mit hohem Anteil an Arten mit Wurzelausläufern oder Speicherwurzeln, da sie aus ihren Reserven ein rasches Wachstum garantieren. Eine Gewinnung vor Ort ist anzustreben. Die Spenderfläche ist vor der Entnahme zu mähen oder zurückzuschneiden.

Soden aus Trockenwiesen und Trockenrasen halten den Verpflanzschock durch ihre ökologische Anpasstheit zwar sehr gut aus, brauchen aber sehr lange, bis





sie fest verwurzelt sind. Wichtig ist jedoch, dass der Spenderfläche und der Zielfläche übereinstimmen (Böschungfuß zu Böschungfuß, Böschungskrone zu Böschungskrone), da sich gerade bei steilen, hohen Böschungen die Artenzusammensetzung stark unterscheidet.

Beim Einbringen sind die Fugen und Ränder zwischen den Soden mit Oberboden zu verfüllen. Grundsätzlich verwachsen die Lücken zwischen den Soden meist von selbst. Da die frisch eingebauten Rasensoden jedoch erosionsgefährdet sind, sollte zur Begrünung der Zwischenräume mit anderen Besämunngsmethoden nachgeholfen werden. Ist die Böschung steil, können die Soden mit Steckhölzern an der Böschung vernagelt werden. Idealer Zeitpunkt ist während oder zu Beginn der Vegetationszeit, damit die Vegetationsstücke gut einwachsen können. Die verpflanzte Vegetation soll vor dem Verwachsen nicht befahren werden.

Vorteil:

- Günstiger und ökologisch wertvoller als Rollrasen.
- Regionale Richtigkeit ohne dass aufwändige Vegetationsanalysen durchgeführt werden müssen – vorausgesetzt die Spenderflächen sind reife Altflächen.

Nachteil:

- Teurer als Ansäen.
- Beim Einsatz von Rasensoden ist eine gute Koordination der Bauarbeiten nötig
- Bei falscher Lagerung kommt es zu Austrocknung oder Fäulnis. Lagerung nur begrenzt möglich (maximal 1 m hoch aufgestapelt halten die Soden ca. 1 Monat).
- Die Vegetation der Spenderflächen wird durch die Entnahme der Soden vernichtet. Es sind daher nur solche Flächen geeignet, die im Zuge der Bauarbeiten ohnehin umgelagert/neuangelegt werden.

11.2.2.5 Röhrichtbepflanzungen

An den Ufern langsam fließender bis stehender Gewässer können Röhrichtbepflanzungen durchgeführt werden. Die Vermehrung kann entweder mit Halmstecklingen (Schilfstängel, im Freiland vermehrbar) vorgenommen werden, oder es werden ganze Rhizome (sog. „Ausläufer“) oder Röhrichtballen von für den betreffenden Gewässerabschnitt charakteristischen Röhrichtarten verpflanzt. Die Böden müssen staunass sein. Idealer Zeitpunkt für Röhrichtpflanzungen ist der Beginn der Vegetationszeit, für Halmpflanzungen sind Ende April/Anfang Mai bis Ende Juni geeignet.



Halmstecklinge: die Schilfhalme (30–80 cm hoch) werden aus dem Bestand dicht unter der Bodenoberfläche ausgestochen. Diese werden einzeln oder in Gruppen von 3-5 Halmen senkrecht in das mit einer Eisenstange vorgebohrte Pflanzloch versetzt. Die Pflanztiefe beträgt ca. 1/3 der Halmlänge, ca. 5–8 Halmbüschel je m² verwenden. Nach dem Pflanzen den Boden vorsichtig andrücken bzw. antreten, die Halme dürfen dabei nicht beschädigt werden.

Röhrichtballen: die Ballen werden vor dem Ausgraben kurz über dem Boden (ca. 20 cm) abgeschnitten und mit der Hand oder mit dem Bagger ausgegraben. Im Idealfall werden die ausgegrabenen Ballen umgehend versetzt, um ein Austrocknen der Pflanzen zu verhindern. Bei Lagerung ist ein regelmäßiges Bewässern nötig. Aufgrund der Wüchsigkeit empfiehlt sich ein Pflanzabstand von ca. 1 m.

Vorteil:

- Geringer Materialaufwand, großflächig einsetzbar.
- Rasche Entwicklung der Schilfzone.

Nachteil:

- Halmstecklinge und Röhrichtballen sind nur bedingt lagerfähig (Pflanzenteile beim Transport wässern und abdecken, rasch verpflanzen).
- Nur an stehenden oder langsam fließenden Gewässern einsetzbar.
- Röhricht und Schilfbestände fördern die Sedimentation.

11.2.3 Pflegemaßnahmen

Die Mahd von Uferböschungen ist ein notwendiger Eingriff, um den Vegetationsbestand in einem krautigen Zustand zu halten. Durch die Mahd und das anschließende Entfernen des Mähgutes wird in die Konkurrenzverhältnisse der Arten untereinander eingegriffen und dadurch die Artenzusammensetzung gesteuert. Schösslinge von Bäumen und Büschen werden entfernt, die Verbuschung (Rückentwicklung des Wiesenbestandes zur Gehölzbrache und zu baumreichen Vorwaldstadien) wird verhindert.

Der Artenreichtum der heimischen Wiesengesellschaften hängt stark von Schnitthäufigkeit und Termin ab. Deshalb weisen gerade extensiv genutzte Wiesen, die ein oder zweimal jährlich gemäht werden, eine besonders artenreiche Flora auf. Diese Wiesentypen beherbergen ein besonders breites Artenspektrum verschiedenster Tierarten wie Insekten, Amphibien, Reptilien, Weichtiere, Vögel und Säuger. Nur bei extensiver Nutzung, spätem Schnitt und gänzlichem Verzicht auf Düngemittel kann dieser Artenreichtum erhalten oder wieder hergestellt werden.



Die Mahd sollte nur dort erfolgen, wo sie zur Steuerung des Vegetationsbestandes tatsächlich notwendig ist. Durch eine dem Gestaltungsziel des Gewässerabschnittes angepasste Bewirtschaftung kann der nötige Pflegeaufwand deutlich reduziert werden.

Da die Mahd für viele Arten einen kurzzeitigen Lebensraumverlust bedeutet, ist ein später und kleinflächiger Schnitt anzustreben, bei dem immer nahegelegene nicht gemähte Ausweich-Lebensräume erhalten bleiben.

Maßnahmen:

- Auswahl möglichst extensiver Mahdregimes
- Keine Dünge- und Insektenvertilgungsmittel verwenden
- Uferböschungen niemals abbrennen
- Erhaltungsschnitt erst ab Mitte Juni durchführen (Ausnahme früher Schnitt bei Problemarten)
- Abschnittsweise mähen, um das Angebot an blühenden Futterpflanzen nicht abreißen zu lassen
- Schonende Mähgeräte verwenden (Balkenmäher), Mähbalken zur Schonung der bodennahen Lebewesen (Käfer, Spinnen, etc.) hoch einstellen
- Möglichst zurückhaltender Einsatz von Schlegelmulchgeräten, da ein großer Prozentsatz der grasbewohnenden Tierarten vernichtet wird
- Ufersäume und Randstreifen im Übergangsbereich zu Gehölzen als Rückzugsmöglichkeit und Ausgangspunkt für die Wiederbesiedelung belassen
- Übergänge zu Gehölzrändern nur in großen Intervallen mähen, um die Entwicklung einer Saumzone aus Hochstauden zu fördern
- Bei der Mahd anfallendes Schnittgut soll vor dem Abräumen an der Böschung 1–2 Tage zum Trocknen liegen gelassen werden. Nur so wird der Rückzug von Kleintieren und Insekten ermöglicht

Mähtermine und Gehölzpflegearbeiten sollen nicht nur durch den jahreszeitlichen Wachstumsrhythmus bestimmt werden, sondern müssen auch die Ansprüche der an den Gewässerlebensraum gebundenen Fauna und Flora berücksichtigen. In Wiesenvogelbrutgebieten soll die Bewirtschaftung der Uferböschungen bis Ende Juli unterbleiben, um auf Brutzeit und Jungenaufzucht der Wiesenvögel Rücksicht zu nehmen.



11.2.3.1 Mahdintervalle

Die „**herkömmliche Böschungsmahd**“ hat noch viele Elemente der traditionellen landwirtschaftlichen Wiesennutzung. Es wird jährlich zwei- bis dreimal gemäht, wobei sich die Mähzeitpunkte an der Reife des Aufwuchses (bzw. am Futterwert) orientieren.

Extensiv genutzte Wiesen werden hingegen nur **ein oder zweimal jährlich gemäht**, der Schnitt soll dabei möglichst spät erfolgen (nach Mitte Juni, besser ab Juli).

Wenn die Mahd nur dazu dient, die auf der Fläche produzierte Phytomasse zu beseitigen, ist unabhängig von der Wüchsigkeit des Grünlandes eine Beschränkung auf eine **einzige jährliche Mahd** sinnvoll. Ein später Schnitt im Herbst (September bis November) unterstützt die Vielfalt an seltenen Pflanzenarten mit einer langsamen Vegetationsentwicklung, die daher meist konkurrenzschwächer sind. Ideal ist die **späte Mahd** daher bei naturschutzfachlich wertvollen Grünlandgesellschaften wie Feuchtwiesen, Hochstaudenfluren bzw. auch Halbtrockenrasen oder Magerrasen, da die Samenreife auch bei spätblühenden Pflanzenarten gegeben ist. Zusätzlich bleibt bis in den Herbst Lebens- und Rückzugsraum für zahlreiche Tierarten erhalten. Normales Mähwerkzeug ist einsetzbar. Eine steuernde Wirkung auf die Artenzusammensetzung wird nicht erreicht.

Dient die Mahd dazu, Grünlandbestände gehölzfrei zu halten, sind auch **Pflegezyklen von 2 bis 3 Jahren** ausreichend. Normales Mähwerkzeug ist einsetzbar, wenn aufkommende Gehölze vor der Mahd mit der Motorsense entfernt werden. Der dadurch entstandene Mehraufwand wird durch das längere Mahdintervall ausgeglichen. Diese „Putzschnitte“, die die Konkurrenzverhältnisse der Arten untereinander wieder zurücksetzen, sind auch in Kombination mit Beweidung notwendig, da das Weidevieh sehr selektiv frisst und einige Arten geschont werden. Bei Neophyten-Beständen (z. B. Drüsiges Springkraut, etc.) oder Reinbeständen von Brennessel und Giersch orientieren sich Schnittzeitpunkt und Schnitthäufigkeit an den (Problem-)Arten.

Einfach umzusetzende Mähprogramme, die die Artenvielfalt und das Lebensraumangebot im Grünland fördern, sind die Streifen- oder Mosaikmahd.

Bei der **Mosaikmahd** werden bei jedem Schnitt ein Drittel der Wiesenflächen stehen gelassen, möglichst an wechselnden Stellen. Flächenform und -größe der nicht gemähten Bereiche können nach Belieben gewählt werden, es genügen schon wenige m².





Fotos 11.10–11.11: Wiesenböschungen an Flussufern sind wenig stabile Pflanzengesellschaften, die auf einen regelmäßigen Schnitt angewiesen sind. (© ezb)

Bei der **Streifenmahd** bleibt ein Teil (mindestens 10 %) der Böschungsf lächen bis zum zweiten Schnitt ungemäht, gemähte und ungemähte Streifen wechseln sich dabei ab. Einmal jährlich, oder im Zuge des nächsten Schnitttermins wird jeweils der angrenzende Bereich gemäht. Das Blütenangebot wird verlängert, und den Tieren wird eine Fluchtmöglichkeit geboten, für viele Kleintiere überlebensnotwendige Strukturen bleiben erhalten.

Röhrichtbestände oder Seggenriede sind weitgehend stabile Vegetationsbestände und sind nur in Ausnahmefällen zu schneiden. Die Mahd mit Abtransport der produzierten Biomasse erfolgt nur, wenn die Artenzusammensetzung gesteuert werden soll (Röhrichtbestände mit hohem Schilffanteil tendieren wegen der starken Konkurrenzkraft der Art zu Schilf-Reinbeständen), ungewünschte Anlandungen im Gewässerprofil auftreten oder Maßnahmen zur Entbuschung notwendig werden.

Stehenlassen von Krautsäumen

Schmale Wiesen- oder Krautsäume am Gewässerrand sind wertvolle Lebensräume und Rückzugsgebiete für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten. Bei der Mahd der Wiesenböschungen soll daher ein schmaler Bereich am Gewässerrand ungemäht verbleiben. Vielen Nützlingen dienen diese Streifen auch als Überwinterungsort. Die Mahd der Krautsäume soll alle 2–3 Jahre im Herbst erfolgen. Übergangsbereiche zu Gehölzgruppen sollten ebenfalls nur alle 2–3 Jahre gemäht werden, um die Entwicklung eines Hochstaudensaumes zu ermöglichen.



11.3 Standortuntypische Vegetation und Neophyten

Invasive Arten sind solche, die durch ihre Konkurrenzvorteile die ursprüngliche Vegetation ersetzen und dabei Bedingungen schaffen, die der eigenen Art zu besseren Standort- oder Wuchsbedingungen verhelfen. An Gewässern sind invasive Arten deswegen problematisch, weil sie die ursprüngliche Vegetation oft vollständig verdrängen und dabei monotone Einartenbestände schaffen. Je großflächiger solche Bestände sind, umso problematischer ist ihr Auftreten. Invasive Arten haben sehr effiziente Vermehrungsmechanismen und dringen meist in „ungesättigte“ Pflanzengesellschaften ein (Störungszonen, Flächen mit Nutzungs-/Pflegeaufgabe, Pionierbereiche). In ihrer ursprünglichen Heimat sind sie meist bedeutend weniger aggressiv.

- **Schutzwasserwirtschaftliche Problematik:** Verminderung der Uferstabilität (durch veränderte Vegetationszyklen und Ausbildung eines flachen, nur wenig stabilen Wurzelsystems). Vor allem nach Absterben (einjährige Arten) oder Einziehen im Winter (Stauden) bleiben unbefestigte Böschungflächen zurück, die verstärkter Erosion unterliegen.
- **Gewässerökologische Problematik:** Verstärkter Eintrag von Feinsediment und damit verstärkter Nährstoffeintrag nach dem Absterben oder Einziehen im Winter.

Die besondere Vitalität und Regenerationsfähigkeit von Problempflanzen erfordert besonders wirkungsvolle Bekämpfungstechniken und ist in der Regel über einen längeren Zeitraum durchzuführen. Charakteristisch für die meisten Problempflanzen ist, dass sie, einmal etabliert, nur noch mit großem Aufwand eliminiert werden können. Umso wichtiger sind Maßnahmen im Vorfeld, die verhindern können, dass sich diese dauerhaft festsetzen können.

Um eine nicht nur in Einzelfällen aussichtsreiche Bekämpfung zu gewährleisten, muss im Vorfeld der Maßnahmensetzung die „Erfolgsstrategie“ der jeweiligen Problempflanze abgeklärt und die Ursache für den Befall ermittelt werden. Aufbauend auf dieser Analyse kann jene Art von Gegenmaßnahmen ausgewählt werden, die für diesen Pflanzentyp tatsächlich Erfolg verspricht. Falsch gewählte Bekämpfungsmaßnahmen können hingegen in großen Arbeitsaufwand ohne erkennbaren Erfolg münden oder in einigen Fällen sogar das Problem vervielfachen. Bevor invasive Pflanzenarten sich ungesteuert vermehren, durchlaufen sie mehrere charakteristische Phasen der Vegetationsdynamik. Meist unproblematisch sind die Phasen



der Einführung und der Etablierung. In der Ausbreitungsphase treten schon erste deutlich sichtbare Verdrängungen der heimischen Vegetation auf. In der eigentlichen Phase der Invasion ist die Konkurrenzkraft der heimischen Vegetation praktisch zusammengebrochen.

Die Vermeidung der Ansiedlung von invasiven Gehölzen und anderen invasiven Pflanzenarten kann durch die Beachtung einiger Rahmenbedingungen gut unterstützt werden:

- Im Zuge der Ufergehölzpflege keine Stellen mit offenem Boden schaffen (Brandplätze und offene Fahrspuren vermeiden, längere Zwischendeponierung von Aushub oder Vegetationsabfällen auf gut besiedelbarem Substrat vermeiden)
- Regelmäßige Kontrolle von vegetationsfreien Stellen (bei bewusster Anlage von vegetationsfreien oder -armen Flächen, wie Pionierflächen oder Sukzessionsstellen, müssen beim Auftreten von ersten Problempflanzen sofort Gegenmaßnahmen gesetzt werden)
- Bei Pflegearbeiten ist bewusst auf die Gefahr der Verschleppung von Samen oder Wurzelstücken zu achten (Rhizomstücke im Reifenprofil, im Werkzeug etc.)
- Bei der Ausbringung von Erdmaterial auf Herkunft achten

Die Vermeidung von Bestandsbildungen ist bereits aufwändiger und an eine gute Artenkenntnis der Problempflanzen gebunden. Die Etablierung von Problempflanzen ist aber eine kritische Phase, bei der mit vergleichsweise geringem Aufwand deren Ausbreitung kontrolliert werden kann:

- Abfahren und Kontrolle gefährdeter Flächen (am besten zur Blütezeit)
- Kleine Bestände unmittelbar beim Auftreten bekämpfen (zumindest schwächen oder deren unmittelbare Ausbreitung verhindern)
- Die fachgerechte Entsorgung des Pflanzenmaterials ist ein wichtiger Punkt, denn die meisten invasiven Pflanzen sind durch eine enorme Regenerationsfähigkeit gekennzeichnet. Fehler bei der Entsorgung führen häufig zur weiteren Verschleppung von Samen und Wurzeläusläufern.
- Die Gewährleistung der Kontinuität eines einmal eingeschlagenen Weges ist besonders wichtig, da fast alle Problempflanzen erst bei einem mehrjährig durchgeführten Bekämpfungsprogramm deutlich zurückgehen. Da im Bereich der Neophytenbekämpfung noch große Wissensdefizite bestehen, kommt der Dokumentation der Bekämpfungsmaßnahmen (Ausmaß, Zeitpunkt, Lokalität etc.) besondere Bedeutung zu.



- Nach Abschluss der Bekämpfungsmaßnahmen muss für eine rasche „Begrünung“ der offenen Flächen mit standortgerechtem Pflanzenmaterial gesorgt werden, um möglichst bald zu einer wirksamen Konkurrenzvegetation zum Neophytenbestand zu kommen. Bis zur vollständigen Regeneration der behandelten Fläche sind regelmäßige Kontrollen angebracht.

Gewässerufer besiedelnde invasive Arten kommen in Österreich überwiegend entlang der Fließgewässer vor. Die meisten davon sind in allen Bundesländern und von den Niederungen bis zumindest in den montanen Bereich anzutreffen. Generell am weitesten verbreitet dürften die Kanada- und die Riesen-Goldrute (*Solidago canadensis* und *S. gigantea*), die sich überwiegend (aber nicht ausschließlich) in den Talräumen und Auegebieten finden, sowie das Drüsen-Springkraut (*Impatiens glandulifera*), welches in dichten Beständen die Ufer säumt, sein. *Fallopia japonica* ist derzeit an Gewässerufeln stark in Ausbreitung begriffen und ist, ebenso wie *Solidago gigantea*, als „ökonomisch bedenklich“ zu betrachten (vgl. „Aquatische Neobiota in Österreich“, BMLFUW 2013).

Häufige Problemarten sind:

- Robinie (*Robinia pseudacacia*)
- Götterbaum (*Ailanthus altissima*)
- Eschenahorn (*Acer negundo*)
- Drüsen Springkraut (*Impatiens glandulifera*)
- Flügel-Knöterich (*Fallopia japonica* u.a.)
- Goldrute (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*)

Regional oder situationsbezogen können folgende Arten problematisch werden:

- Gehölzsämlinge aus Aufforstungen (Bastardpappeln)
- Sommerflieder (*Buddleia davidii*)
- Orientalisches Zackenschötchen (*Bunias orientalis*)
- Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*)
- Topinambur-Sonnenblume (*Helianthus tuberosus*)
- Schlitzblatt-Sonnenhut (*Rudbeckia laciniata*)
- Lanzett-Aster (*Aster lanceolatus*)
- Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*)
- Seegrass-Segge (*Carex brizoides*)



Die folgenden Seiten geben einen Überblick über häufig auftretende Neophytenarten mit einer Beschreibung der geeignetsten Bekämpfungsmaßnahmen. Zusätzliche Information findet sich in der Publikation „Ufervegetationspflege unter Berücksichtigung schutzwasserwirtschaftlicher und ökologischer Anforderungen“ (Download in der Online-Richtliniensammlung des BMLFUW) sowie in den Neophyta-Steckbriefen des ÖWAV (JANAUER et al. 2013).

Quellen:

BMLFUW (2013): Aquatische Neobiota in Österreich. Gesamtkoordination: Mag. G. Ofenböck; Autorin/Autor: Mag. K. Pall, DI Dr. V. Mayerhofer, Mag. St. Mayerhofer; Univ.-Prof. i.R. Dr. O. Moog, DI P. Leitner, DI Th. Huber; FM W. Hauer, F. Keil, Mag. Dr. R. Haunschmid, Herausgeber/Verlag: BMLFUW, Sektion VII, Wien, 160 S.

EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; EBERSTALLER, J.; SCHRAMAYR G., KRAUS; E., CZEINER, E.; HANTEN, K.P.; PLESCHKO, D. & FISCHER, H. (2008): Ufervegetationspflege unter Berücksichtigung schutzwasserwirtschaftlicher und ökologischer Anforderungen. Im Auftrag der NÖ. Landesregierung und BMLFUW, 115 S.

JANAUER, G.; AMBERGER, C.; BAUMANN, N.; ESSL, F.; FOLLAK, S.; GOLDSCHMID, U.; HORNICH, R.; KARL, S.; KONECNY, R.; SUPPAN, U. & VONDRAK, D. (2013): ÖWAV-Merkblätter „Neophyten“. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (Hrsg.), Wien, April 2013.

11.3.1 Götterbaum (*Ailanthus altissima*)

Ursprung: China, vor ca. 250 Jahren in Mitteleuropa eingeführt

Lebensform: Mittelhoher bis hoher Baum, durch Wurzelbrut oft bestandesbildend

Standort/Ökologie:

Die Lichtbaumart ist wärmeliebend, kann aber innerhalb seines neu eroberten Vorkommensgebietes eine Vielzahl an Standorten besiedeln: Schuttstellen, Ruinen, Trümmerschutt, Pflasterritzen, Mauern, Rabatten, lichte Gebüsche, Hohlwege, Halbtrockenrasen und Auwälder.

Der Götterbaum hat neben einem sehr effizienten System der Wurzeläusläuferbildung auch ein sehr hohes Verbreitungspotential durch reichlich gebildete Samen. Die geflügelten Früchte sind gut flugfähig, Windverbreitung erlaubt das schnelle Besiedeln neuer Nachbarstandorte. Die Verbreitungsradien entsprechen denen der Gewöhnlichen Esche, das sind im günstigsten Fall einige hundert Meter. Ein ausgewachsener Baum kann jährlich ca. 300.000 keimfähige Samen produzieren. Der Götterbaum ist zweihäusig, oft auch dreihäusig. Es gibt also rein männliche,



rein weibliche und zwittrige Individuen, nur weibliche und zwittrige Exemplare bilden reife Früchte aus. Die unangenehm riechende Blüte erfolgt in vielblütigen Rispen im Juli. Wie viele Problempflanzen zeichnet sich der Götterbaum durch hohe Konkurrenzkraft auch unter widrigen Umständen aus. Die hohe Salztoleranz und die ausgezeichnete Rauchhärte geben dieser Gehölzart auch auf Extremstandorten deutliche Standortsvorteile. Zudem wirkt ein Götterbaumbestand auf den Bodenwuchs- und keimhemmend für andere Pflanzenarten, wodurch die standörtliche Bevorzugung für die eigene Art weiter verschärft wird.

Bekämpfungsstrategie:

Der Götterbaum ist, einmal etabliert, nur schwer zu bekämpfen. Sowohl Wurzelbrut als auch das Samendepot im Boden schaffen die Notwendigkeit einer Langzeitpflege. Übergeordnetes Ziel einer Bekämpfung des Götterbaumes ist die Verhinderung der Erstansiedelung. Bei bereits etablierten Beständen sind einerseits die Entfernung der Samenträger (alle weiblichen und zwittrigen Bäume, die älter als 10 Jahre sind) und andererseits die Unterdrückung der vegetativen Vermehrung wichtig.

Die **Prävention** konzentriert sich in erster Linie auf die Verhinderung des Sameneintrages. Gerade an Flüssen und Bächen mit dem vermehrten Samentransport entlang des Gerinnes ist die Beseitigung von Samenbäumen im Oberlauf oder in Hauptwindrichtung besonders wichtig. Weibliche und zwittrige Exemplare können durch Ringelung (siehe unten) an der Samenproduktion gehindert werden. In Beständen in denen noch keine etablierten Altbestände mit Wurzeläusläufern vorhanden sind ist die Prävention und die Beseitigung von Sämlingen die wichtigste Aufgabe. Die raschwüchsigen Jungpflanzen sollten händisch ausgerissen werden, wenn sie 40 bis 60 cm hoch sind (der Götterbaum ist auch im laublosen Winterzustand durch die riesigen Blattnarben leicht zu erkennen). Sind die Ruten etwa Bleistift-stark oder knapp darüber, handelt es sich um Sämlinge. Ruten mit über 1 cm Durchmesser sind meist Schosser aus Wurzelbrut, die so nicht beseitigt werden können. Die Beseitigung von Altbäumen ist ähnlich wie bei Robinienbeständen nur längerfristig zu erreichen. Eine bewährte Methode, um das explosionsartige Austreiben der Wurzelbrut zu vermeiden, ist die Ringelung, also die bandartige Zerstörung der Rinde. Sie führt zu einem langsamen Absterben des Baumes, ohne dass die schlafenden Knospen im Wurzelbereich aktiviert werden. Götterbaumkolonien, in denen die Wurzelbrut bereits aktiv ist, haben meist unterschiedlichste Entwicklungsstadien nebeneinander. Da sie im Wurzelbereich kommunizieren,



funktioniert hier die Ringelung nur, wenn alle Individuen einer Kolonie behandelt werden. Jüngste Ausschläge müssen zumindest bodennah abgeschnitten werden, damit sie nicht Reservestoffe in das System einbringen können. In mehreren Praxisversuchen hat sich gezeigt, dass der Erfolg der Ringelung bei etwa 80 % liegt. Gegenüber der Ringelung mit der Ringsäge ist die Beschädigung der Götterbäume mit der Axt effizienter. Auf den Rückschnitt der Götterbäume sollte man nur dann zurückgreifen, wenn eine langfristige Betreuung möglich ist. Nach einer Rodung müssen die aufkommenden Schösslinge mindestens 2mal im Jahr geschnitten werden. Die Maßnahmen sind einige Jahre zu wiederholen. Der Schnitt erfolgt im halbverholzten Zustand der Triebe während der Vegetationsperiode und verhindert, dass Reservestoffe eingelagert werden können und vorhandene Reserven in neue Pflanzenmasse investiert wird. Wird die Folgebetreuung vernachlässigt, kann sich wegen der hohen Reproduktionsleistung die Problemsituation noch Jahre nach dem Ersteingriff deutlich verschlechtern.

Materialbeseitigung:

Wegen der vergällenden Wirkung der Pflanzeninhaltsstoffe ist die Beweidung als Maßnahme zur Bestandskontrolle wenig wirkungsvoll. Ausgraben der Wurzelstöcke empfiehlt sich nur, wenn im Zuge der Bestandspflege ohnehin Erdarbeiten notwendig sind. Das Holz kann gehäckselt, als Strukturmaterial der Kompostierung beigemischt oder zur Energiegewinnung genutzt werden.



Fotos 11.12–11.15: Götterbaum (*Ailanthus altissima*), links unten: Die Triebe des Götterbaumes sind im laublosen Winterzustand durch die riesigen Blattnarben leicht zu erkennen, rechts unten: Fruchtstand mit geflügelten Samen. (© ezb)

11.3.2 Robinie (*Robinia pseudoacacia*)

Andere Namen: Akazie, Falsche Akazie

Ursprung: Westliches Nordamerika, vor ca. 400 Jahren in Mitteleuropa eingeführt

Lebensform: Mittelhoher Baum, durch Wurzelbrut oftmals bestandesbildend

Standort, Ökologie:

Die Lichtbaumart Robinie ist anspruchslos und hat ihr ökologisches Optimum unter trocken-warmen Bedingungen. Das tatsächliche Vorkommensspektrum ist aber wesentlich weiter und mit Ausnahme von ausgesprochen nassen Standortverhältnissen werden fast alle mitteleuropäischen Bedingungen vertragen. Unter optimalen Bedingungen ist sie aber besonders ausbreitungsstark.

Die Vermehrung der Robinie erfolgt sowohl vegetativ als auch generativ. Die Samen werden im Winterhalbjahr vom Wind verfrachtet, wegen ihres Gewichtes aber nicht über große Strecken (ca. 100 m). Die Langlebigkeit der Samen bewirkt den Aufbau einer dauerhaften Samenbank im Boden unter Robinienbeständen. Im Schatten ist die Keimfähigkeit gering, bei Bodenstörungen im Zuge von Rodungsarbeiten oder Pflegemaßnahmen, werden die eingelagerten Samen allerdings schnell reaktiviert. Zur Bildung von keimfähigen Samen sind schon sehr junge Bäume befähigt, schon weniger als 10 Jahre Standzeit reichen dazu aus.

Besonders bemerkenswert ist die Eigenschaft von erwachsenen Robinienpflanzen aus den Wurzeln Schösslinge zu treiben. Diese, als Wurzelbrut bezeichnete Eigenschaft ist charakteristisch für Pionierholzarten (z. B. auch Zitterpappel) und führt zu dichten, unwegsamen Beständen. Bei Ausfall des Mutterbaumes haben die Schösslinge großen zeitlichen Vorsprung gegenüber andern Gehölzarten. Ältere Robinienbestände sind daher häufig Reinbestände. Auch sonst ist die Robinie eine gegenüber Begleitarten intolerante Baumart. Über die Fähigkeit im Wurzelbereich Stickstoff zu binden, durch die rasche Remineralisierung des Falllaubes und durch keimhemmende Wurzelausscheidungen fördert sich die Robinie selbst. Unter Robinien ist die Vegetation meist sehr artenarm und beschränkt sich auf wenige, stickstoffliebende Arten (Brennnessel, Schöllkraut, Schwarzer Holunder). Die Robinie ist an den heimischen Vegetationsrhythmus sehr schlecht angepasst und zählt zu den Gehölzarten, die am spätesten austreiben. Auch im voll belaubten Zustand ist die Robinie durch das fein geteilte Fiederblatt deutlich lichtdurchlässiger als heimische Laubholzarten. Damit ist sie von nur mäßiger Beschattungsleistung.





Fotos 11.16–11.17: Robinie (*Robinia pseudoacacia*) – Dornen, Blätter. (© ezb)

Bekämpfungsstrategie:

Da die Robinie über keine guten Fernausbreitungsmechanismen verfügt, ist die Prävention von entscheidender Bedeutung. Übergeordnetes Ziel einer Bekämpfung der Robinie ist die Verhinderung der Erstansiedelung. Bei bereits etablierten Beständen ist einerseits die Entfernung der Samenträger (alle Bäume, die älter als 5 Jahre sind) und andererseits die Unterdrückung der vegetativen Vermehrung wichtig. Eine frühzeitig eingebrachte Beschattung unterstützt dabei.

Die wichtigste Maßnahme ist Verhinderung von Sameneintrag in den Ufersaum. Die Sämlinge haben eine Präferenz für trocken-warme und lückige Stellen im oberen Böschungsbereich oder im wasser-abgewandten Gehölzsaum. Eine regelmäßige Beseitigung aufkommender Sämlingspflanzen ist sehr effizient, da die gefürchtete Wurzelbrut erst bei etablierten Pflanzen (einige cm Stammdurchmesser) zum Tragen kommt. Die unverwechselbaren Triebe mit den auffälligen, paarigen Nebenblattedornen erleichtern die Absuche auch im Winterhalbjahr.

Die Beseitigung von Altbäumen oder ganzen Robinienbeständen ist nur längerfristig zu erreichen. Eine bewährte Methode, um die gefürchteten Wurzelbrut zu vermeiden ist die Ringelung, also die bandartige Zerstörung der Rinde. Sie führt zu einem langsamen Absterben des Baumes, ohne dass die schlafenden Knospen im Wurzelbereich aktiviert werden. Die Totholzbäume können nach einem Jahr entfernt werden, oder als stehendes Totholz verbleiben.

Auf den Kampf mit der Wurzelbrut sollte man sich nur dann einlassen, wenn eine langfristige Folgebetreuung möglich ist. Nach einer Rodung müssen die aufkommenden Schösslinge 3–5mal im Jahr geschnitten werden. Diese Maßnahmen sind über den Zeitraum von einigen Jahren zu wiederholen. Dieser Schnitt erfolgt im halbverholzten Zustand der Triebe während der Vegetationsperiode und verhindert, dass Reservestoffe eingelagert werden können, vorhandene Reserven aber in neue Pflanzenmasse investiert wird. Diese Maßnahme ist nur bei sehr consequen-



ter Anwendung erfolgreich. Die aufkommenden Stockausschläge und Schösslinge lassen sich auch durch Beweidung bekämpfen. Allerdings eignen sich nicht alle Weidetierarten dazu, da die Robinie in allen Pflanzenteilen Giftstoffe enthält. Ziegenbeweidung hat sich in einigen Fällen bewährt, wenn innerhalb der Weidefläche nicht allzu viele attraktivere Futterangebote vorhanden sind.

Zu beachten:

Die bloße Stammentnahme ist bei Robinien der absolut falsche Weg. Sie führt lediglich zu immer schwieriger zu bekämpfenden Situationen.

Materialbeseitigung:

Robinienholz findet aufgrund der guten Materialeigenschaften (widerstandsfähig, hart, dauerhaft) in der Holzindustrie Verwendung. Es kann aber auch gehäckselt, als Strukturmaterial der Kompostierung beigemischt oder zur Energiegewinnung genutzt werden. Das Ausgraben von Wurzelstöcken ist eine Radikalmethode, die sich nur bei Einzelgehölzen auszahlt, im Zuge von Baumaßnahmen ist die fachgerechte Entnahme des Stockes mit dem anschließenden Starkwurzelbereich überlegenswert. Die ausgegrabenen Stöcke müssen allerdings entsorgt werden und dürfen nicht auf der Entnahmestelle deponiert werden.

11.3.3 Eschen-Ahorn (*Acer negundo*)

Ursprung: Nordamerika, von Kalifornien bis Kanada

Lebensform: Kleiner bis mittelhoher Baum, oft mehrstämmig

Standort/Ökologie:

Der Eschen-Ahorn ist auch in seinem Herkunftsland eine kurzlebige Art der Auwälder. Seine standörtliche Amplitude ist aber sehr groß und bei entsprechendem Samen- druck besiedelt der Eschenahorn auch trockene Brachen im Nahbereich der Ufervegetation. Die Ansprüche der Sämlinge an die Bodenbeschaffenheit sind sehr unspezifisch, allerdings leiden die Jungpflanzen stark unter der Beschattung und Konkurrenz durch krautige Pflanzen. Diese „Schwäche“ gleicht der Eschen-Ahorn durch große Samenmengen aus. Die Verdrängungsleistung bezüglich der heimischen Vegetation ist unterschiedlich und nimmt mit der Bestandesstärke zu. Bei einem Baumartenanteil von 25 % ist sie noch gering, bei Reinbeständen dagegen merklich.

Der Eschen-Ahorn ist zweihäusig, es gibt also männliche und weibliche Pflanzen. Die Bestäubung erfolgt ausschließlich über den Wind, für eine erfolgreiche Ver-





Fotos 11.18–11.19: Eschen-Ahorn (*Acer negundo*) – Fruchtstände, Blätter, Blüten. (© ezb)

mehrung müssen die pollenspendenden männlichen Pflanzen im Luv der weiblichen Pflanzen stehen. Ein gut fruchtender weiblicher Baum kann bis zu 20.000 fertile Samen produzieren, die gut windverfrachtet werden können und einen Aktionsradius von einigen 100 Metern haben.

Der Eschen-Ahorn liefert im Frühjahr, kurz vor dem Laubaustrieb mit dem aufsteigenden Saftstrom auch die Reservestoffe an die Knospen. Im Gegensatz zu anderen Baumarten ist diese Phase sehr saftreich, bei Verletzung des Stammes tritt diese Zuckerlösung in großer Menge aus.

Bei Beschädigung oder beim Schnitt reagiert der Eschen-Ahorn durch kräftigen Ausschlag aus der Stammbasis, allerdings bildet er keine Ausläufer oder Wurzelbrut. Der Eschen-Ahorn ist eine kurzlebige Art, die Vorwald-Charakter hat und nach 50 Jahren durch andere Baumarten abgelöst wird. In der Zeit kann ein weiblicher Baum aber bereits 1 Million Samen produziert haben, da die Bäume schon sehr früh (mit 5 Jahren Standzeit) erste Früchte tragen.

Bekämpfungsstrategie:

Da der Eschen-Ahorn über nur mäßige Fernausbreitungsmechanismen verfügt, ist die Prävention von entscheidender Bedeutung. Übergeordnetes Ziel einer Bekämpfung des Eschen-Ahorns ist die Verhinderung der Erstansiedlung. Das ist einerseits die Entfernung der Samenträger (alle Bäume, die älter als 5 Jahre sind) im Oberlauf und im Nachbarbereich. Eine frühzeitig eingebrachte Beschattung des Bodens unterstützt dabei.

Die wichtigste Maßnahme ist die Beseitigung von Samenträgern, also allen weiblichen Eschen-Ahorn-Individuen mit Stammdurchmessern über 8 cm Durchmesser um eine Erstansiedlung im Unterliegerbereich und eine Bestandesverdichtung auf der Fläche zu vermeiden. Die enorme Ausschlagfähigkeit des Eschen-Ahorns macht eine mehrfache Wiederholung des Rückschnittes notwendig. Ringeln ist

möglich, wegen der Beschränkung des Neuaustriebes auf den Stock (keine Wurzelbrut) aber nicht notwendig. Durch Verletzen oder Ringelung im zeitigen Frühjahr (Plusgrade am Tag, leichte Minustemperaturen in der Nacht) kann ein Ausschwemmen der Reservestoffe erreicht werden, wodurch bei anschließender Baumfällung der Stockausschlag deutlich geringer ausfällt. Der ausfließende Saft ist übrigens eingedickt hochwertiger Ahornsirup!

Materialbeseitigung:

Das Holz des Eschen-Ahorns wird zumeist als Brennholz bzw. in Biomasseanlagen genutzt. Es kann aber auch gehäckselt und als Strukturmaterial der Kompostierung beigemischt werden.

11.3.4 Drüsen-Springkraut (*Impatiens glandulifera*)

Lebensform: Krautige Pflanze, einjährig

Ursprung: Nordindien, Kaschmir, Nordpakistan

Standort/Ökologie:

Allgemein weit verbreitet, in den letzten 50 Jahren von einer spontanen Rarität zum häufigen Dominanzbestand geworden.

Das Drüsige Springkraut war ursprünglich eine Zierpflanze, ist aber seit etwa 50 Jahren bei uns vollkommen eingebürgert, vor allem in Weiden-Auenwäldern, im Auengebüsch und an Ufern und in nitrophilen (Stickstoff-liebenden) Saumgesellschaften. Die Art benötigt feuchte, nährstoffreiche Böden an halbschattigen Standorten mit hoher Luftfeuchtigkeit. Sie gilt als Halblichtpflanze, Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger, stickstoffreiche Standorte anzeigend und inzwischen als eine Charakterart der Klebkraut-Brennnessel-Gesellschaften (Galio-Urticenea), jene Pflanzengesellschaft, die sie auch verdrängt.



Fotos 11.20–11.21: Drüsen-springkraut (*Impatiens glandulifera*) – Blüten, Bestand am Gewässer. (© ezb)



Hohe (2,5 m) Pflanze, mit einem durchgehenden Haupttrieb, der sich erst im Blütenstand verzweigt. Die Pflanze lagert kaum Fasern oder anderes Stützgewebe ein, wodurch sie leicht zwischen den Fingern zerdrückt oder niedergetreten werden kann. Der Haupt-Stützmechanismus ist der Druck durch die wassergefüllten Zellen (Turgor-Druck), wodurch die Pflanze bei starker Trockenheit oder starker Besonnung rasch an Form verliert und rasch in Welke kommt. Beschädigtes Zellgewebe hat einen charakteristischen, cumarinartigen Geruch.

Die Keimlinge sind leicht an den sehr großen, breiten Keimblättern zu erkennen, die wegen der Gleichzeitigkeit des Keimens den Boden meist schon im Keimlingszustand vollständig bedecken.

Trotz der Einjährigkeit ist die Art extrem leistungsfähig. Ihren Fortbestand sichert sie sich über die ausgeschleuderten Samen, wobei eine Einzelpflanze bis zu 4.000 Samen produzieren kann. Pro m² ergibt das in Reinbeständen ca. 32.000 Samen. Die Samen haben eine sehr hohe Keimrate, können aber im Boden trotzdem eine kurzzeitige Samenbank aufbauen.

Bekämpfungsstrategie:

Als einjährige Art lässt sich das Drüsige Springkraut leichter als mehrjährige Neophyten bekämpfen. Ziel muss es vor allem sein, die Samenbildung zu verhindern. Wesentlich für den Erfolg ist es deshalb, mit einer Maßnahme alle Pflanzen in der Fläche zu erreichen und den Samennachschub von flussaufwärts gelegenen Beständen auszuschließen.

Bekämpfungsmaßnahmen:

Direktmaßnahme: Mahd vor der Blüte, gefolgt von weiteren Pflegemaßnahmen (Beschattung, Einsaat von schnellkeimenden Arten). Der manuelle Eingriff in Dominanzbestände kann wegen der Samenbank und der Freistellung zu einer Verschlechterung der Situation im Folgejahr führen. Ein wirkungsvolles Mittel gegen Springkraut dürfte die Beweidung sein, allerdings liegen dazu nur wenige Erfahrungen vor. Langzeitmaßnahmen ist der Vorzug zu geben, z. B. Kontrolle von Impatiens-Flächen im Oberlauf.

Zu beachten:

Wiederbewurzelung an Sprossknoten, ausgerissene Pflanzenteile müssen abgeräumt werden, die Samen reifen nach! Gezielte Überflutung mit mindestens einer Woche Staunässe bringt die Jungpflanzen zum Absterben. Baumaterial aus kontaminierten Böden enthält eine beträchtliche Samenbank und bedarf besonderer Beobachtung.

Materialbeseitigung:

Das Material kann, sofern es keine Blüten oder Samenstände enthält, der Kompostierung zugeführt werden. Sind Samen oder Blüten vorhanden, muss in der Kompostierungsanlage eine Hygienisierung nach dem Stand der Technik durchgeführt werden.

11.3.5 Flügel-Knöterich (*Fallopia japonica*, *F. bohemica*, *F. sachalinensis*)

Andere Namen: Japan-Knöterich, Japanischer Staudenknöterich, Sachalin-Staudenknöterich

Ursprung: Je nach Art Japan, Süd-Sachalin. Der Bastard aus den beiden ostasiatischen Arten ist vermutlich spontan in Europa entstanden (*F. x bohemica*)

Lebensform: mehrjährige, nicht verholzende Pflanze, starke Ausläuferbildung



Fotos 11.22–11.25: Flügel-Knöterich (*Fallopia japonica*) – links oben: Schösslinge im Frühjahr, folgende: Dominanzbestände, rechts unten: Blütenstände. (© ezb)



Standort, Ökologie:

Inzwischen weit verbreitet und noch immer stark vordringend. Durch die wenig beachtete Bastardbildung ist auch eine bessere Anpassung an mitteleuropäische Verhältnisse erreicht worden.

Die drei Flügel-Knöterich-Arten haben sehr ähnliche Standortansprüche. feuchte bis mäßig feuchte Ruderalfluren, Böschungen und Ufer, sowie Säume von Gebüsch und Wäldern sind die typischen Vorkommenssituationen. Als blattmasse-reiche Pflanzen leiden diese Knötericharten besonders unter Lichtkonkurrenz und fehlen daher im Vollschatten von Erlen und Weiden-Wäldern. Trotz des hohen Feuchtebedürfnisses ist der Flügel-Knöterich gegenüber länger dauernden Überflutungen (länger als 14 Tage) empfindlich.

Obwohl die Art bis 4 m hoch werden kann, ist sie krautig und zieht sich oberirdisch im Spätherbst ein. Das weitreichende System von unterirdischen Ausläufertrieben (Rhizomen) ist ein erstklassiger Speicher für Reservestoffe und hauptverantwortlich für die enorme Konkurrenzstärke. Die Pflanzen treiben sehr spät im Jahr aus und es bleibt daher – ähnlich wie bei Hackfruchtkulturen – der Oberboden lange Zeit ohne Pflanzendecke und entsprechend erosionsgefährdet. Der oberflächennahe Feinwurzelanteil ist bei diesen Knötericharten außerdem sehr gering, wodurch die oberen Substratschichten auch nur wenig fixiert werden.

Die Vermehrung der neophytischen Flügel-Knöteriche erfolgt primär über das leistungsfähige unterirdische Ausläufersystem. Mit den Ausläufern können Hindernisse auf Strecken von 1 bis 2 m unterlaufen werden (Vegetationselemente, Asphaltdecken). Auf diese Weise entstehen Knöterich-Kolonien mit einigen hundert Trieben und bis zu 10 m Länge, die sich bei Beschädigung (Pflegemaßnahmen, Abschneiden) gegenseitig versorgen. Ein reifer Knöterich-Bestand erreicht eine Dichte von 25 Trieben pro m². Im Gegensatz zur ursprünglichen Heimat fehlen in Mitteleuropa vergleichbare Vegetationselemente. Die späte Blüte beginnt in Mitteleuropa erst im Juli. Wegen der kurzen zur Verfügung stehenden Reifezeit werden daher keine großen Samenmassen produziert. Außerdem sind diese Flügelknötericharten funktionell zweihäusig, wobei in Mitteleuropa vorwiegend weibliche Pflanzen auftreten. Dadurch ergeben sich sehr schlechte Befruchtungsverhältnisse.

Bekämpfungsstrategie:

Große Flügel-Knöterich-Kolonien sind kurzfristig nicht beseitigbar. Selbst bei langfristigem, konsequentem Management ist der Arbeitsaufwand sehr hoch. Übergeordnetes Ziel einer Bekämpfung des Flügel-Knöteriches soll daher die Verhinderung der Ausbreitung sein.

Bekämpfungsmaßnahmen:

Die wichtigste Maßnahme um den Flügel-Knöterich einzudämmen ist es, die Einlagerung von Reservestoffen in das Ausläufersystem zu unterbrechen. Die technisch einfachste Möglichkeit ist die Mahd. Ein erster Schnitt sollte daher bereits im Juni erfolgen. Der folgende Aufwuchs ist dann monatlich zu entfernen. Bei mindestens 6 Schnitten im Jahr kann eine merkbare Erschöpfung des Nährstoffspeichers in der Pflanze festgestellt werden. Der letzte Schnitt sollte dabei vor der Einlagerung der Nährstoffe in die Rhizome erfolgen. Bei einer Aufgabe des Managements kann die Reservestoffbilanz allerdings in einem Jahr wiederhergestellt werden. Eine merkliche Schwächung tritt nach einer Behandlungszeit von 7 Jahren ein.

Eine aufwändige Bekämpfungsmaßnahme wird von einigen Landschaftspflegeverbänden in starken Befallsgebieten angewandt. Dazu werden nach einem Erstschnitt die nachwachsenden Triebe mit einem anhaftenden Ausläuferabschnitt mit dem Spaten ausgestochen und abtransportiert. Trotz des hohen manuellen Aufwandes hat sich die Methode gegenüber dem Mehrfachschnitt als viel effizienter herausgestellt. Für eine massive Schwächung des Knöterich-Bestandes muss diese Behandlung mindestens 5 Jahre hintereinander angewandt werden. Eine vollständige Beseitigung des Knöterichs ist aber auch dadurch nur in wenigen Fällen möglich.

Für kleinflächige Eingriffe eignet sich auch das Abdecken der Knöterich-Kolonie mit lichtundurchlässigen Folien. Die Verbleibdauer der Folie muss mindestens 2 Jahre sein und es muss sichergestellt sein, dass keine Sprossabschnitte aus der Abdeckung herauswachsen können.

Beweidung ist eine effiziente Maßnahme um die Bestandesausbreitung einzudämmen. Immerhin wurde der Japanische Flügel-Knöterich in England vor 150 Jahren als Viehfutter angebaut. Er wird von Ziegen, Schafen, Rindern und Pferden gefressen.



Zu beachten:

Die Hauptausbreitung erfolgt über Rhizomstücke, die zusammen mit dem Substrat verschleppt werden. Bereits die längere Lagerung von Schnittgut oder Pflegerückständen kann der Beginn einer neuen Knöterich-Kolonie sein. Entsprechend darf ein Bestand auch nur geschnitten, aber nie geschlägelt oder gemulcht werden. Auch das Fräsen eines abgestockten Knöterich-Bestandes ist unbedingt zu vermeiden, da dadurch die Triebzahl pro m² noch erhöht wird.

Besonderes Augenmerk ist beim Verbringen von Substrat aus Knöterichbeständen notwendig. Wegen der Verschleppung von Rhizomstücken durch Hochwasser (derzeit die Hauptausbreitung an Flussufern) sollten bei der Knöterichbekämpfung solche besonders erosionsgefährdete „Nährbestände“ vorrangig behandelt werden.



Materialbeseitigung:

Mähgut kann, sofern es keine Samenstände enthält, der Kompostierung zugeführt werden. Abflämmen des Mähgutes vor dem Abtransport unterstützt die ordnungsgemäße Kompostierung. Sind Samen oder Blüten vorhanden, muss in der Kompostierungsanlage eine Hygienisierung nach dem Stand der Technik durchgeführt werden.

11.3.6 Orientalisches Zackenschötchen (*Bunias orientalis*)

Ursprung: Osteuropa bis Westasien

Lebensform: zweijährige, nicht verholzende Pflanze, im ersten Jahr eine bodennahe Rosette, im 2. Standjahr eine bis 1,5 m hohe Pflanze, die dichte Bestände bildet

Standort, Ökologie:

Die wärmeliebende Pflanze ist seit 20 Jahren im pannonischen Osten voll eingebürgert und weiter in Ausdehnung begriffen. Im Bereich der niederösterreichischen Voralpenflüsse hat sie derzeit die 400 m Höhenlinie erreicht.

Das Orientalische Zackenschötchen wächst in Schutt- und Flussufer-Unkrautgesellschaften, entlang von Dämmen und Straßenböschungen. Es bevorzugt kalkreiche, mäßig trockene bis frische, lehmige Böden. Das Zackenschötchen ist eine lichtliebende Pflanze, die Beschattung schlecht verträgt.





Fotos 11.26–11.27: Orientalisches Zackenschötchen (*Bunias orientalis*) – links: Blütenstand, rechts: Grundblattrosette. (© G. Schramayr)

Die Vermehrung erfolgt primär über die reichlich gebildeten Samen. Wegen der zweiphasigen Entwicklung mit einer ausgeprägten Winterrosette ist die Art auf lückige Vegetationsgesellschaften angewiesen. Die hohe Pflanze in der Altersphase ist gegenüber der Umgebungsvegetation als starker Lichtkonkurrent wirksam, dünnt damit die Grasnarbe aus und sichert sich damit das Saatbett für die nächsten Generationen. Das Zackenschötchen verfügt über eine tiefreichende Pfahlwurzel und hat damit gegenüber der ursprünglichen Vegetation entscheidende Vorteile im Wasserhaushalt. Das Wurzelsystem festigt den Oberboden aber nur wenig. Die funktionale Zweijährigkeit kann durch Schnitt oder Schlägeln in eine praktische Mehrjährigkeit verlängert werden, wenn das Zackenschötchen nach der Blüte, aber vor der Fruchtbildung geschnitten wird.

Bekämpfungsstrategie:

Da das Zackenschötchen zu den weniger aggressiven Problempflanzen zählt, ist eine Bestandeskontrolle häufig erfolgreich. Die Kurzlebigkeit der Einzelpflanze unterstützt dabei. Übergeordnetes Ziel einer Bekämpfung des Orientalischen Zackenschötchens ist die Verhinderung der Samenproduktion und der Ausbreitung.

Bekämpfungsmaßnahmen:

Die wichtigste Maßnahme ist die Verhinderung der sehr reichen Samenproduktion durch einen zeitigen Schnitt im Mai (kurz nach der Blüte). In größeren Befallsgebieten ist darauf zu achten, dass möglichst viel des Umgebungsbestandes mit erfasst werden kann. Die Samen werden zwar nicht vom Wind verfrachtet, dafür aber von Reifen und Schuhprofilen. Darum sollten die Fahrwege in Ufernähe regelmäßig kontrolliert werden, da hier die typische Zuwanderung erfolgt.

**Zu beachten:**

Die unreifen Samen in den kurzen und warzigen Schötchen können, besonders wenn noch Stängelteile anhaften, gut nachreifen. Schnittmaterial ist daher unbedingt von der Fläche zu verbringen. Besonders nachteilig ist daher die Bestandespflege mit dem Schlegelhäcksler bei beginnender Fruchtentwicklung. In der Kombination mit dem Liegenlassen des Bestandesabfalls entspricht das einer gezielten Aussaat des Zackenschötchens!

11.3.7 Bärenklau (*Heracleum mategazzianum*)

Ursprung: Kaukasus-Gebiet

Lebensform: Krautige bis 3 m hohe Pflanze, zwei- bis mehrjährig

Standort/Ökologie:

Der ursprünglich als Zierpflanze eingeführte Doldenblütler ist in ganz Österreich verwildert und inzwischen eingebürgert. In vielen Gegenden ist die Art noch völlig unspektakulär und tritt spontan entlang von Gewässern, auf Brachen und neben Fahrwegen auf. Die Art ist noch nicht invasiv und ist derzeit noch in Arealausweitung begriffen, aus der Fortschreibung des bisherigen Auftretens und der Erfahrung aus Nord- und Osteuropa ist aber mit einer zunehmenden Problemsituation zu rechnen.

Der Riesen-Bärenklau ist botanisch gesehen eine Staude, also eine über den Winter einziehende Pflanze. Knapp unter der Bodenoberfläche bildet sich der sogenannte Vegetationskegel, die Summe an Vermehrungsknospen, aus denen der Bärenklau im Folgejahr austreiben wird. Mit einer kräftigen, über 60 cm tief reichenden Hauptwurzel verfügt der Bärenklau über gute Reservestoffhaltung und Nährstoffreicherbarkeit, die in einer enormen Regenerationskraft resultiert.

Die funktionale Zweijährigkeit trennt die Entwicklung der Pflanze in zwei Phasen. Im ersten Jahr wird eine wenigblättrige Rosette angelegt, die vorwiegend zur Reservestoffsammlung dient. Im Folgejahr wird aus den eingelagerten Reserven der bis 3 m hohe Blütenstoss entwickelt, der mehrere Dolden von je 50 cm Durchmesser trägt. Aus einem Blütenstand werden 20.000 bis 50.000 fertile Samen gebildet, die aber nur eine geringe Fernverbreitung haben (nur wenige Meter). Bei dichten Beständen ergibt sich daraus eine hohe Versamung des Bodens.





Fotos 11.28–11.29: Bärenklau (*Heracleum mategazzianum*) – links: Blütenstand, rechts: Wuchsform. (© Kebman)

Die Samen verlieren im Boden rasch an Keimkraft. Durch die hohen Samenreservoirs bei etablierten Bärenklau-Beständen ist trotz der geringeren Keimrate noch immer eine hohe Sämlingsproduktion gegeben.

Die Ansprüche an den Standort sind gering, frische, gut wasserversorgte Böden werden allerdings bevorzugt. Dadurch ist sein Vorkommen in den Tieflagen auf Fließgewässersäume konzentriert, in Gebirgslagen auch in größerer Entfernung von Gewässern.

Bekämpfungsstrategie:

Hauptstrategie ist die Verhinderung der Bildung großer Samenreservoirs im Boden.

Bekämpfungsmaßnahmen:

Wichtigste Maßnahme ist die Mahd des Bärenklau-Bestandes vor oder mit Beginn der Blüte. Späterer Schnitt kann die gebildeten Blütendolden zu einer Notreife veranlassen. Da der Riesen-Bärenklau sofort wieder austreiben würde, ist nach der Mahd der Vegetationskegel zu zerstören. Dies geschieht am Besten mit einem Spaten oder mit einer Kreuzhaue, wobei mit einem schräg angesetzten Stich oder Schlag der Vegetationskegel von der Wurzel getrennt wird.

In der Nähe von Befallsgebieten auftretende Einzelsämlinge sind umgehend zu bekämpfen. Die charakteristischen, großen Rosettenblätter verraten die Lage des Vegetationskegels, der bei einjährigen Pflanzen leicht abzuschlagen ist. Durch die unterbundene Nährstoffeinlagerung und die Unfähigkeit der Pflanze aus Seitenwurzeln auszutreiben ist diese Bekämpfungsmaßnahme sehr effizient.

**Zu beachten:**

Der Riesenbärenklau ist „phototoxisch“, d. h. er bildet Inhaltsstoffe, die in Verbindung mit Licht hautschädigende Wirkung haben. Es ist daher unbedingt der Hautkontakt mit der Pflanze, insbesondere mit frischen Schnittflächen zu vermeiden. Es ist dabei besonders auf Spritzer aus der sehr saftreichen Pflanze zu achten. Augenschutz oder noch besser Schutzmasken sind wichtige Schutzmaßnahmen für die Arbeiter. Die Wirkung des Pflanzensaftes unter Lichteinwirkung entspricht dem einer Verbrennung. Das langsame Abheilen und der anhaltende Juckreiz machen solche Verbrennungen äußerst unangenehm. Bei stärkerem Kontakt bleiben auch Narben oder Pigmentierungen. Die Beseitigung wird wegen dieser Gefahr vorzugsweise bei bedecktem Wetter oder in den Abendstunden durchgeführt.

Wiederbewurzelung an Sprossknoten, ausgerissene Pflanzenteile müssen unbedingt abgeräumt werden, Samen reifen nach! Gezielte Überflutung mit mindestens einer Woche Staunässe bringt die Jungpflanzen zum Absterben. Baumaterial aus kontaminierten Böden enthält eine beträchtliche Samenbank und bedarf besonderer Beobachtung.

Materialbeseitigung:

Das Material kann, sofern es keine Blüten oder Samenstände enthält, der Kompostierung zugeführt werden. Sind Samen oder Blüten vorhanden, muss in der Kompostierungsanlage eine Hygienisierung nach dem Stand der Technik durchgeführt werden.

11.3.8 Goldrute (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*)

Andere Namen: Riesen-Goldrute, Späte Goldrute, Kanada-Goldrute

Ursprung: Nordamerika, aber schon im 17. Jhdt. als Zierpflanze eingeführt

Lebensform: mehrjährige, nicht verholzende Pflanze, starke Ausläuferbildung

Standort, Ökologie:

Inzwischen weit verbreitet und noch immer stark vordringend. Derzeit von den Tieflagen bis ca. 900 m Seehöhe.

Die beiden eingebürgerten Arten Kanada-Goldrute und Riesen-Goldrute haben sehr ähnliche Standortansprüche. Sie besiedeln vorzugsweise Ruderalflächen, Altbrachen, Lichtungen und Schläge in Wäldern, Dämme und Uferböschungen. Entlang von Dämmen und wechselfeuchten Uferstreifen Dominanzbestände bildend.





Fotos 11.30–11.33: Goldrute – links oben: Bestand im Sommer, rechts oben: Blütenstand, links unten: Dominanzbestand im Herbst, rechts unten: Blattform. (© ezb)

Die Arten sind etwas basenliebend und sind daher auf bodensauren Standorten weniger invasiv. Gegenüber dem Wasserhaushalt und der Nährstoffversorgung sind die beiden Goldruten sehr tolerant, lediglich längere Zeit überstaute Standorte werden gemieden. Allerdings sind die ursprünglichen Bewohner der Prärien sehr lichtbedürftig und kümmern bei Beschattung.

Die beiden Arten treten meist massenhaft auf und verfolgen dabei eine Doppelstrategie. Einerseits bilden sie dichte, stängelreiche Rhizomgeflechte, andererseits bilden sie auch eine große Anzahl an flugfähigen Samen aus (bis zu 15.000 Samen pro Blütentrieb). Die Samen sind kurzlebig und zum Keimen auf offene Substrate angewiesen. Im Gegensatz zu anderen Problempflanzen (z. B. Drüsenspringkraut) bilden sie auch keine Samenreservoirs im Boden (Samenbanken) aus. Durch den späten Blütezeitpunkt und die Samenreife im Herbst ist die Konkurrenzsituation zu anderen Samenflüglern gering.

Die Hauptausbreitung einmal etablierter Bestände erfolgt vorwiegend über unterirdische Kriechtriebe (Rhizome). Eine Besonderheit der Goldruten sind die Vermehrungsknospen an der Basis der einzelnen Blütenstängel. Sie sind bereits im Juni ausgebildet und aus ihnen wachsen noch im selben Jahr neue Kriechtriebe heran. Im Falle einer Beschädigung der Stängel (Mahd, Beweidung) treiben die Erneue-

rungsknospen auch neue Luftsprosse aus. Durch diese beständige Bestandesverdichtung (300 Stängel pro m²) der bis 2,5 m hohen Pflanzen wird die ursprüngliche Vegetation oder werden andere Konkurrenzpflanzen erfolgreich verdrängt. Goldrutenkolonien können durch einen effizienten Nährstoffhaushalt sehr alt werden. Selbst nach 100 Jahren ist der Boden noch nicht goldrutenmüde.

Bekämpfungsstrategie:

Entsprechend der Erfolgsstrategie der Goldruten muss auch die Bekämpfungsstrategie zwei Schlagrichtungen verfolgen: einerseits die Verhinderung der Samenbildung und -ausbreitung und andererseits die Reproduktionskraft der Rhizome und Basal-Abschnitte der Luftsprosse verringern. Ähnlich wie bei anderen sehr hartnäckigen Problempflanzen ist der Prävention der Vorzug zu geben.

Bekämpfungsmaßnahmen:

Prävention beginnt bei den regelmäßigen Schnittmaßnahmen von gefährdetem Grünland (Trockenwiesen, Dammböschungen, krautige Säume, etc.). Zumindest ein jährlicher Schnitt im Juni kann die Konkurrenzkraft der ursprünglichen Grünlandvegetation entscheidend stärken.

Auch die Vermeidung von vegetationslosen Rohböden in der Nähe von Goldrute-Beständen ist eine gute Vorbeugemaßnahme. Fallen Wiederbegrünung und Samenflug der Goldrute zeitlich zusammen ist zumindest eine Form zu wählen, die es den Goldrutensamen schwer macht, ein optimales Saatbeet zu finden (Mulchsaat).

Die Bekämpfung von entwickelten Dominanzbeständen ist sehr langwierig. Die einfachste Methode ist mehrmaliger Schnitt. Bei nur einem Schnitt vor der Blüte wird zwar die Samenbildung verhindert, die Schwächung des Rhizomgeflechts ist dadurch aber noch nicht erreicht. Dazu braucht es zwei oder besser drei Schnitte pro Jahr (Ende Mai, Ende August, ev. noch ein Putzschnitt Ende September). Der Schnitt soll sehr tief erfolgen um möglichst viel von den vermehrungsfähigen unteren Stängelabschnitten wegarbeiten zu können.

Kleinere Goldrutenbestände können durch Abdecken mit lichtundurchlässiger Folie über einen Zeitraum von einigen Monaten wirksam bekämpft werden. Dazu wird der Bestand vorher möglichst tief geschnitten. Dabei werden allerdings auch

die ursprünglichen Vegetationselemente zerstört und es ist anschließend eine Neubegrünung durchzuführen.

Wegen der Empfindlichkeit der Goldruten gegen Staunässe ist auch ein mehrwöchiger Einstau der befallenen Flächen wirkungsvoll, häufig sind allerdings die technischen Voraussetzungen dazu nicht gegeben.

Da die Rhizome nur in den obersten 5–10 cm des Bodens vorzufinden sind, ist auch das Abziehen der obersten Bodenschicht eine effiziente Bekämpfungsmaßnahme. Dazu wird nach einem tiefen Schnitt der Filz aus Rhizomstücken, Stängelbasen und Substrat abgeschoben und aus der Fläche abtransportiert. Diese Maßnahme ist nur bei einer sofortigen Neubegrünung erfolgreich.

Materialbeseitigung:

Das Material kann, sofern es keine Blüten oder Samenstände enthält, der Kompostierung zugeführt werden. Sind Samen oder Blüten vorhanden, muss in der Kompostierungsanlage eine Hygienisierung nach dem Stand der Technik durchgeführt werden.



11.4 Totholz anreicherung

Unter dem Begriff „Totholz“ werden abgestorbene Gehölze oder deren Teile zusammengefasst, die nach dem Absterben, nach Wind- oder Schneebruch oder durch die Aktivität von Tieren (z. B. Biber) eingetragen oder künstlich im Rahmen von Strukturierungsmaßnahmen ins Gewässer eingebracht werden.

Unter den dynamischen Standortverhältnissen naturnaher Flussläufe ist der Totholzanteil höher als in Waldgesellschaften. Zum Bruchholz aus Baumkronen und Fallholz aus umgestürzten Baumstämmen kommt am Gewässer noch das Totholz aus freigespülten Wurzelstöcken. Totholz ist ein prägendes Element natürlicher Gewässer.

Totholz ist ein wichtiger Bestandteil des Ökosystems und erfordert angepasste Managementstrategien. Aus Gründen des Hochwasserschutzes wird Totholz aus den meisten Gewässern entnommen. Ob Totholz entfernt werden muss, hängt von der jeweiligen Abflusskapazität des Gerinnequerschnitts, dem Gefahrenpotenzial im Gewässerabschnitt bzw. in der Unterliegerstrecke sowie von der Beschaffenheit des Totholzes selbst ab. Bei ausreichender Abflusskapazität sollten lokale Totholzstrukturen sowohl im Gewässer selbst, als auch an der Uferlinie belassen oder sogar zusätzlich aktiv zur Verbesserung der Gewässerstruktur eingebracht werden.

Am Ufer oder im Gewässer liegendes Totholz fördert die Entstehung zahlreicher besonderer Lauf- und Uferstrukturen wie stehende und langsam fließende Bereiche, Laufverlagerungen sowie Kies- und Sandbänke. Viele seltene heimische Tierarten sind daher auf Holz am und im Gewässer angewiesen. Fischen bietet der strömungsberuhigte Bereich rund um Holz Einstand bei Hochwasser oder während der Wintermonate. Zusätzlich finden sie hier Schutz vor Räubern. Gezieltes Einbringen von Totholz in Gewässer ist deshalb eine effektive und kostengünstige Ergänzung bei Gewässerrevitalisierungen.

Maßnahmen:

- Belassen oder aktives Einbringen von Totholz in strukturarmen Gewässerabschnitten
- Fixieren oder Beobachten von abdriftgefährdetem Totholz in Übergangs- und Ortstrecken
- Entfernen von Totholz nur wenn unbedingt nötig





Fotos 11.34–11.37: Links oben: über Wasser liegende Teile dienen als Ansitz oder Nistplatz für Vögel und Insekten, rechts oben: Genist und Totholzstrukturen sind Lebensraum und Nahrungsquelle für zahlreiche wirbellose Tierarten, links unten: Fischen bietet der strömungsberuhigte Bereich rund um Holz Schutz vor Räubern und Einstand bei Hochwasser oder während der Wintermonate, rechts unten: In den strömungsberuhigten Gewässerbereichen rund um Holzstrukturen lagert sich vom Wasser herangetragenenes organisches Material an. (© ezb)

Hinweis:

Der Einbau von Totholzfängern (Treibholzsperrern wie Holzpfähle, Stahlrechen) verhindert unkontrolliertes Abdriften von Totholz. Im Hochwasserfall ermöglichen diese Einbauten die gezielte Entnahme von Totholz, bevor dieses im Siedlungsgebiet durch Verklausungen zu Gefährdungen führt. Das Zersägen großer Totholzstrukturen ist kontraproduktiv, da dadurch das Abdriftrisiko deutlich erhöht wird.

Quellen:

ANGERMANN, K.; EGGER, G.; EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; DAMM, C. & JURI, S. (2013): Der Ufervegetationspflegeplan: Ein Werkzeug zur Optimierung der Gewässerunterhaltung. In: Gewässer-Info Magazin zur Gewässerunterhaltung und Gewässerentwicklung, DWA.

BMLFUW (2013): Aquatische Neobiota in Österreich. Gesamtkoordination: Mag. G. Ofenböck; Autorin/Autor: Mag. K. Pall, DI Dr. V. Mayerhofer, Mag. St. Mayerhofer; Univ.-Prof. i.R. Dr. O. Moog, DI P. Leitner, DI Th. Huber; FM W. Hauer, F. Keil, Mag. Dr. R. Haunschmid, Herausgeber/Verlag: BMLFUW, Sektion VII, Wien, 160 S.





- EBERSTALLER-FLEISCHANDERL, D.; EBERSTALLER, J.; SCHRAMAYR G., KRAUS; E., CZEINER, E.; HANTEN, K.P.; PLESCHKO, D. & FISCHER, H. (2008): Ufervegetationspflege unter Berücksichtigung schutzwasserwirtschaftlicher und ökologischer Anforderungen. Im Auftrag der NÖ. Landesregierung und BMLFUW, 115 S.
- JANAUER, G.; AMBERGER, C.; BAUMANN, N.; ESSL, F.; FOLLAK, S.; GOLDSCHMID, U.; HORNICH, R.; KARL, S.; KONECNY, R.; SUPPAN, U. & VONDRAK, D. (2013): ÖWAV-Merkblätter „Neophyten“. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (Hrsg.), Wien, April 2013.
- KILIAN, W.; MÜLLER, F. & STARLINGER, F. (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. FBVA Berichte 82/1994. Download unter (Stand 2014): <http://bfw.ac.at/030/pdf/2377.pdf>
- KRAUTZER, B.; WITTMANN, H. & F. FLORINETH (2000): Richtlinie für standortgerechte Begrünungen, Ein Regelwerk im Interesse der Natur. Herausgeber: Österreichische Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau (ÖAG) Arbeitskreis standortgerechte Begrünungen und Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft (BAL) Gumpenstein, A-8952 Irdning.
- ÖWAV (2006): Fließgewässer erhalten und entwickeln – Praxisfibel zur Pflege und Instandhaltung, Herausgeber/Verlag: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien, 222 S. Download unter (Stand 2014): www.bmlfuw.gv.at
- STOWASSER, A. & T. LAGEMANN (2008A): Pflege und Entwicklung von Ufergehölzbeständen aus ingenieurbiologischen Bauweisen – Teil 1: Pflege- und Entwicklungsgrundsätze. KW – Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg. Nr. 8, 417–422.
- STOWASSER, A. & T. LAGEMANN (2008B): Pflege und Entwicklung von Ufergehölzbeständen aus ingenieurbiologischen Bauweisen – Teil 2: Bauweisenspezifische Pflegeschritte. KW – Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg. Nr. 9, 487–492.
- WEYERMAYR, H.; KARL, S.; CAYUELA, M.; NOWAK, E. & B. WASHÜTTL (2007): Gerinnepflege und ihre Auswirkungen auf die Hydraulik am Beispiel Russbach Zwischenbericht, im Auftrag der NÖ Landesregierung und BMLFUW.

12 Verzeichnisse

12.1 Fotoverzeichnis

<i>Foto 3.1: Gestreckter Verlauf. (© orca)</i>	35
<i>Foto 3.2: Pendelnder Gebirgsbach. (© orca)</i>	36
<i>Foto 3.3: Gewundener Gebirgsbach. (© orca)</i>	37
<i>Fotos 3.4–3.7: Mastrilser Auen mit Umlagerung in den letzten Jahrzehnten. (© Zarn, aus Hunziker, Zarn & Partner AG und ecowert gmbh, 2010)</i>	38
<i>Fotos 3.8–3.9: Mastrilser Auen mit Umlagerung in den letzten Jahrzehnten. (© Zarn, aus Hunziker, Zarn & Partner AG und ecowert gmbh, 2010)</i>	39
<i>Fotos 4.1–4.4: Entfernung eines Querbauwerkes an der Mündung des Gamlitzbaches in die Mur. Das vorhandene Schlauchwehr wurde durch eine fischpassierbare Rampe ersetzt, der ehemalige Rückstaubereich revitalisiert. (© ezb, TB Zauner)</i>	46
<i>Foto 4.5: Aufgelöste Sohlrampe an der Großen Tulln bei Judenau/NÖ. (© BMLFUW, Newman)</i>	50
<i>Foto 4.7: Pendelrampe Leitsberg – Große Tulln/NÖ. Durch die wechselnde Anordnung der Beckenübergänge in den Einzelschwellen entsteht eine pendelnde Niederwasserrinne. (© ezb)</i>	50
<i>Foto 4.6: Aufgelöste Sohlrampe an der Großen Tulln bei Judenau/NÖ. (© ezb)</i>	50
<i>Foto 4.8: Aufgelöste Sohlrampe am Kamp/NÖ. (© ezb)</i>	50
<i>Foto 4.9: Asymmetrische Rampe an der Mündung der Liesing in die Schwechat. Deutlich erkennbar ist rechts die Tieferinne (hohe Geschwindigkeit – für schwimmstarke Fischarten) sowie linksseitig der flach überströmte Wanderkorridor für schwimmschwache Fischarten. (© ezb)</i>	56
<i>Foto 4.10: Teilrampe. (© GEBLER)</i>	57
<i>Foto 4.11: Teilrampe zur Sanierung einer Sohlstufe an der Traisen/NÖ. (© ezb)</i>	58
<i>Foto 4.12: Teilrampe in Rainfeld an der Gölsen/NÖ. (© ezb)</i>	58
<i>Foto 4.13: Teilrampe in Rainfeld an der Gölsen/ NÖ. (© ezb)</i>	59
<i>Foto 4.14: Teilrampe in Rainfeld an der Gölsen/ NÖ. (© ezb)</i>	59
<i>Fotos 4.15–4.16: Steilstrecken – links: mit gleichmäßiger Struktur, rechts: mit Störsteinen. (© GEBLER)</i>	60
<i>Foto 4.17: Machland/OÖ, Vertical Slot mit Raugerinne. (© ezb, TB Zauner)</i>	61
<i>Foto 4.18: Raugerinne an der Melk/NÖ. (© ezb)</i>	62
<i>Fotos 4.19–4.21: Umgehungsarm an der Sohlstufe 40, Traisen/NÖ, 2001, 2006, 2012. (© ezb)</i>	71
<i>Fotos 4.22–4.23: Umgehungsgerinne Wasenmühle (Traisen bei Wilhelmsburg/NÖ). (© ezb, © BMLFUW, Newman)</i>	73
<i>Fotos 4.24–4.25: Beispiel naturnaher Beckenpass; Tümpelpass KW Fischer, Traisen/NÖ. (© ezb)</i>	75
<i>Foto 4.26–4.27: Beispiel naturnaher Beckenpass Reichraming; Enns/OÖ. (© ezb, TB Zauner)</i>	75
<i>Foto 4.28: Beispiel naturnaher Beckenpass am KW Murau; Mur/Stmk.. (© ezb, TB Zauner)</i>	77
<i>Foto 4.30: Links – die Ausbildung unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten und Tiefen macht die Schwelle auch für schwimm- und sprungschwache Fischarten passierbar. Ein durchströmtes Lückenraumsystem innerhalb der Schwelle ermöglicht die Wanderung der Bodenfauna. (© ezb)</i>	77

<i>Foto 4.31: Rechts – die Schwelle wirkt als Überfall, ein Durchschwimmen ist unmöglich. Es liegen weder eine unregelmäßige Verteilung von Fließgeschwindigkeiten und Tiefen noch ein durchströmter Lückenraum vor. Die Überfallskante ist glatt ausgeformt, der Wasserstrahl abgelöst. Lediglich adulten Fischen mit hoher Sprungleistung ist ein Passieren möglich. (© ezb).....</i>	<i>77</i>
<i>Foto 4.29: Beckenpass Achau an der Schwechat/NÖ. (© ezb)</i>	<i>77</i>
<i>Foto 4.32: Vertical-Slot-Pass Murau; Mur/Stmk. (© ezb, TB Zauner).....</i>	<i>80</i>
<i>Foto 4.33: Vertical-Slot-Pass Machland. (© ezb, TB Zauner).....</i>	<i>80</i>
<i>Fotos 4.34–4.35: Vertical-Slot-Pass beim KW Schütt an der Ybbs/NÖ. (© ezb).....</i>	<i>81</i>
<i>Foto 4.36: Schlitzpass („Vertical-Slot-Pass“) mit der erforderlichen Strömungsausprägung. (© JÄGER und ZITEK 2009)</i>	<i>82</i>
<i>Fotos 4.37–4.38: Sohlausformung Vertical-Slot-Pass an der Ybbs beim KW Schütt/NÖ. (© ezb).....</i>	<i>83</i>
<i>Foto 4.39: Borstenpass (links) und Raugerinne (rechts) (© Seifert)</i>	<i>86</i>
<i>Foto 4.40: Mündung Dürre Liesing/Wien in verbautes Bett der Reichen Liesing: Abstürze und harte Verbauungen unterbrechen die biologische Durchgängigkeit. (© ezb).....</i>	<i>95</i>
<i>Foto 4.41: Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals in den Alpenrhein: im Bauzustand. (© ezb).....</i>	<i>96</i>
<i>Fotos 4.42–4.43: Mündung Liechtensteiner Binnenkanal mit unpassierbarer Mündungsrampe vor (links) und niveaugleicher Einmündung nach Fertigstellung (rechts). (© Amt für Umweltschutz/FL).....</i>	<i>96</i>
<i>Fotos 4.44–4.45: Mündung Liechtensteiner Binnenkanal mit unpassierbarer Mündungsrampe vor (links) (© Amt für Umweltschutz/FL) und niveaugleicher Einmündung nach Fertigstellung (rechts). (© ezb).....</i>	<i>97</i>
<i>Fotos 4.46–4.47: Mündung Lengbach vorher (links) und mit Mündungsrampe (rechts). (© ezb).....</i>	<i>98</i>
<i>Fotos 4.48–4.49: Mündung des Halbaches in die Gölsen/NÖ (Köckwehr): Durch den Bau einer Mündungsrampe wird die sohlebene Einmündung in den Vorfluter erreicht. Das Gerinne wurde im Mündungsbereich verlängert, das Gefälle dadurch ausgeglichen. Fische und andere Gewässerorganismen können so auch bei Niederwasser wieder ungehindert in den Zubringer aufsteigen. (© ezb).....</i>	<i>99</i>
<i>Foto 4.50: Verschleppte Mündung des Dammbaches in den Laabenbach (Neulengbach/NÖ). (© Haslinger extremfotos)</i>	<i>100</i>
<i>Foto 4.51: Durchlass mit Absturzkolk. (© ezb, TB Zauner)</i>	<i>102</i>
<i>Foto 4.52: Durchlass mit Halbprofil. (© ezb).....</i>	<i>103</i>
<i>Foto 4.53: Mit Kastendurchlässen kann ein ausreichend großes Querprofil hergestellt werden. (© ezb).....</i>	<i>104</i>
<i>Foto 4.54: Befahrbare Furt Liesing/Wien. Ausreichende Wassertiefe, raue Sohle und geringe Strömungsgeschwindigkeiten stellen die Passierbarkeit von befahrbaren Furten sicher. (© ezb).....</i>	<i>104</i>
<i>Fotos 4.55–4.56: Seeausrinn Toplitzbach/Stmk.: Um die Seeklause fischpassierbar zu machen, wurde entschieden, nicht die Klause selbst zu adaptieren, sondern den Unterwasserspiegel durch Errichtung einer fischpassierbaren Rampe aufzuheben. (© ezb, TB Zauner).....</i>	<i>107</i>
<i>Foto 4.57: Blick stromauf auf die naturnahe Rampe und die dadurch eingestaute Klause. Die Rampe wurde einem natürlichen Felsriegel nachempfunden, der den Bach quert. Bei der Bauausführung wurde auf eine raue Sohle und das Vorliegen von strömungsberuhigten Zonen innerhalb der Rampe geachtet, um eine optimale Fischpassierbarkeit zu gewährleisten. (© ezb, TB Zauner)</i>	<i>107</i>
<i>Foto 4.58: ÖBB-Querung am Pramauerbach/OÖ. (© blattfisch/Gumpinger)</i>	<i>108</i>
<i>Fotos 5.1–5.2: Gestaltung eines naturnahen, gestreckten Flusslaufes nach Entfernen der Ufer- und Sohlpflasterung – links: gepflasterter Abschnitt, rechts nach Revitalisierung, Reiche Liesing/Wien. (© ezb)</i>	<i>112</i>
<i>Fotos 5.3–5.4: Links: Ufererosion am ungesicherten Prallhang an der Unrechttraisen – rechts: Nebenarm an der Ybbs (Hausmening/NÖ) Initiierung von Ufererosion durch flussauf am gegenüberliegenden Ufer angeordnete Buhnen. (© ezb) ...</i>	<i>113</i>

Fotos 5.5–5.6: Durch Holzstammverbau gesichertes Ufer (vorher) und naturnahes, flaches Ufer nach Entfernen der Ufersicherung (nachher) am Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)	114
Foto 5.7: Störsteine zur Strukturierung der Uferlinie am Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)	117
Foto 5.8: Störstein zur Strukturierung der Uferlinie, Traisen/NÖ. (© ezb).....	117
Fotos 5.9–5.10: Einbringen eines Wurzelstockes (links) und verankerter Wurzelstock (rechts, Toplitzbach/Stmk.). (© ezb, TB Zauner).....	118
Fotos 5.11–5.12: Strukturierung und Sicherung eines Prallufers mit Wurzelstöcken, Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)..	119
Foto 5.13: Raubbaum zur Ufersicherung am Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)	119
Foto 5.14: Wurzelstöcke und Raubaumbuhnen strukturieren das neu gestaltete Ufer an einer Aufweitung an der Traisen/NÖ. (© ezb).....	119
Fotos 5.15–5.16: Links: Raubäume an der Sulm/Stmk (© BBL Leibnitz), rechts: Totholzstrukturen an der Traisen/NÖ. (© ezb).....	120
Fotos 5.17–5.18: Einbau eines Erdankers mittels Bohrhammer. (© ezb).....	120
Fotos 5.19–5.20: Links: Raubaumfixierung mit zwei Erdankern (Traisen/NÖ), rechts: Einbau. (© ezb).....	121
Foto 5.21: Fixierung von Raubäumen mittels eingeschlagener Holzpiloten. (© ezb, TB Zauner).....	123
Fotos 5.22–5.23: Links: mit Raubaumpaketen kombinierte Steinsporne zur Strukturierung, rechts: Sporne aus Holzstämmen zur Strukturierung der Ufer der Naarn/OÖ. (© ezb, TB Zauner).....	123
Foto 5.24: Sichelbuhne am Laabenbach bei Neulengbach/NÖ. (© ezb).....	125
Foto 5.25: Trichter am Laabenbach/NÖ. (© ezb)	126
Fotos 5.26–5.27: Links: Buhnen an der Traisen Wasenmühle/NÖ, rechts: alternierende Steinbuhnen. (© ezb).....	133
Foto 5.28: Pfahlbuhne an der Raab/Burgenland. (© ezb).....	134
Foto 5.29: Einbau einer Wurzelstockbuhne. (© ezb)	135
Fotos 5.30–5.31: Raubaumbuhnen an der Traisen/NÖ. (© ezb)	137
Fotos 5.32–5.33: HW-Schutz Schrambach. Die am Prallufer angeordneten Dreiecksbuhnen bewirken eine Strömunglenkung zum Innenufer und eine Strukturierung der Ufer. (© ezb).....	138
Fotos 5.34: Dreiecksbuhne mit senkrechten Holzpfählen, Emmebach/Tirol. (© orca).....	139
Foto 5.35: Dreiecks-Kastenbuhne an der Sulm/Stmk. (© BBL Leibnitz).....	140
Fotos 5.36–5.37: Links: Strömungsteiler aus Baumstämmen und Wurzelstöcken, Ybbs/NÖ (© Lazowski), rechts: ca. 15 m langer Raubbaum als Strömungsteiler, Ybbs bei Hausmening/NÖ. (© ezb).....	142
Fotos 5.38–5.39: Einbau von Raubäumen (links: Verankerung an Holzpiloten, rechts: Befestigung mit Erdankern). (© ezb)....	142
Fotos 5.40–5.41: Links: Strukturierung einer regulierten Strecke durch fischpassierbare raue Steinschwellen in einem Gebirgsfluss, rechts: „Kolk-Kette“ ohne dazwischen liegende Furten durch zu nahe Aneinanderreihung von Steinschwellen. (© ezb)	146
Fotos 5.42–5.43: Links: Ybbs/NÖ, Ausbildung einer Furt durch Geschiebeeintrag (© Haslinger extremfotos), rechts: Ybbs/NÖ beim KW Schütt: Furtaufhöhung zur Schaffung einer attraktiven Stauwurzel. (© ezb).....	148
Fotos 5.44–5.45: Herstellung einer lokalen Laufverschwenkung beim gestrecktem Flusstyp (Toplitzbach/Stmk., links: Bauzustand, rechts nach Fertigstellung und Feinmodellierung nach Hochwasser.(© ezb, TB Zauner).....	150
Fotos 5.46–5.47: Initialmäander Liechtensteiner Binnenkanal (links Bauzustand, rechts nach Flutung und erstem HW.(© ezb)	154
Foto 5.48: Überbreites MW-Bett durch sohlgleiche Aufweitung eines gewunden-mäandrierenden Gewässers. Aufgrund der geringen Gewässerdynamik entsteht ein kaum durchflossener, ökologisch unattraktiver Rückstaubereich, der sukzessive verlandet.(© ezb)	155

Fotos 5.49–5.50: Pendelndes MW-Bett mit Schotterbänken an den Innenufern und strukturreichen Tiefenrinnen an den Außenufern im aufgeweiteten HW-Abflussprofil, Naarn/OÖ. (© ezb, TB Zauner).....	157
Fotos 5.51–5.52: Eschnerau/Alpenrhein/FL, vor (links) und nach Aufweitung (rechts), Fotomontage. (© P. Rey).....	158
Foto 5.53: Aufweitung des Flussbettes auf die doppelte Regulierungsbreite an der Traisen (Reith/NÖ). (© ezb)	160
Fotos 5.54–5.55: Mündungsstrecke des Liechtensteiner Binnenkanals, Aufzweigung im Bau und nach erstem Hochwasser. Im Bereich der Insel wurde beim Bau das bestehende Geländenniveau belassen, um die Massenbewegung gering zu halten. (© ezb)	164
Fotos 5.56–5.57: Ybbs bei Amstetten/NÖ: Errichtung eines Seitenarmes, links vor und rechts nach Bau. (© NÖGIS, Haslinger extremfotos)	164
Foto 5.58: Initiierung von Ufererosion durch Buhnen am gegenüberliegenden Ufer des neu angelegten Nebenarmes an der Ybbs bei Hausmening/NÖ. (© ezb).....	166
Fotos 5.59–5.60: Initiierung eines pendelnden Flussbettes durch Seitenerosion, Gurtenmündung/OÖ. (© ezb, TB Zauner)...	168
Fotos 5.61–5.62: links: Aufweitung mit Strömungsteilern zur rascheren Initiierung von Seitenarmen und Kiesinseln, Traisen/NÖ (© ezb), rechts: Beschleunigung einer sich selbst entwickelnden Aufweitung durch Anlage eines Initialgrabens, Ybbs bei Winklarn/NÖ. (© Haslinger extremfotos).....	168
Foto 5.63: Permanent durchflossene Nebenarme an der Donau, Wachau/NÖ. (© Haslinger extremfotos).....	175
Foto 5.64: Permanent durchflossene Nebenarme an der Donau, Wachau/NÖ. (© Haslinger extremfotos).....	176
Foto 5.65: Permanent durchflossener Nebenarm mit dynamischer Selbstentwicklung an der Ybbs bei Hausmening/NÖ. (© Haslinger extremfotos).....	176
Fotos 5.66: Offene Anbindung eines Altarmes an der Donau mit Brücke für Treppelweg. (© ezb, TB Zauner).....	178
Foto 5.67: Hochwasser 1997 – überfluteter Retentionsraum an der Traisen in Göblasbruck/NÖ. (© WA3 NÖ).....	183
Foto 5.68: Hochwasser 1997 – Überflutungsgebiet an der Traisen bei Rotheau/NÖ. (© WA3 NÖ)	183
Foto 6.1: Sulm/Stmk.: Großflächig an den Uferböschungen ausgebrachtes verrottbares Jutenetz zur Sicherung der Böschung gegen Erosion. Am Böschungsfuß wurde zur Strukturierung des Uferbereiches zusätzlich eine raue Spreitlage eingebracht. (© Baubezirksleitung Leibnitz).....	190
Foto 6.2: Spreitlage an der Leitha. (© ezb).....	192
Foto 6.3: Sulm/Stmk.: Großflächig an den Uferböschungen ausgebrachtes verrottbares Jutenetz zur Sicherung der Böschung gegen Erosion. Am Böschungsfuß wurde zur Strukturierung des Uferbereiches zusätzlich eine raue Spreitlage eingebracht. Links Gewässerabschnitt 2 Jahre nach Fertigstellung der Böschungssicherung. Pfähle und Kokosfasern zersetzen sich im Laufe der Jahre. (© Baubezirksleitung Leibnitz)	192
Foto 6.4: Spreitlage als Böschungssicherung an der Sulm/Stmk. nach 2 Vegetationsperioden. Die in die Böschungsfußsicherung integrierten Laub-Raubäume werden bereits kurz nach Fertigstellung der Maßnahmen von Jungfischen zahlreich besiedelt und dienen dem Eisvogel (<i>Alcedo atthis</i>) als idealer Ansitzplatz. (© ezb)	192
Foto 6.5: „Glatte“ Steinschlichtung an der Traisen. (© ezb)	195
Foto 6.7: Steinschlichtung im Bau – Laabenbach, Neulengbach/NÖ. (© ezb).....	195
Foto 6.6: Als raue Steinschlichtung ausgeführte Prallhangsicherung mit Steckhölzern. (© ezb)	195
Foto 6.8: Flach ausgeführte Steinschlichtung am Laabenbach, Neulengbach/NÖ. (© ezb).....	195
Foto 6.9: Rauer Blockwurf am Alpenrhein. (© ezb).....	196
Foto 6.11: Rau verlegter Blockwurf, Pielach/NÖ. (© ezb)	196
Foto 6.10: Rau verlegter Blockwurf mit guter Uferverzahnung. (© ezb, TB Zauner).....	196

Fotos 6.13–6.14: Bau einer Uferpfahlwand an einem Prallufer, Liesing/NÖ. (© Florineth).....	198
Foto 6.12: Uferpfahlwand mit Weidenfaschinen. (© Florineth)	198
Fotos 6.15–6.16: Links – fertiggestellte Uferpfahlwand an einem Prallufer, rechts – Weidenfaschinneneinlage, Liesing, NÖ. (© Florineth).....	199
Foto 6.17: Aus Baumstämmen und starken Ästen aufgebauter Rangenverbau bei Schönberg am Kamp/NÖ. (© ezb).....	200
Foto 6.18–6.19: Links – Rangenverbau als Uferschutz kurz nach Fertigstellung, rechts – nach 6 Monaten, Doblbach/ Steiermark. (© Florineth).....	201
Foto 6.20–6.21: Links – Rangenverbau im Bau, Weißenbach/Südtirol, rechts – Rangenverbau mit Holzbrettern (Schlachtenwand), Luginitz. (© Florineth)	201
Foto 6.22–6.23: Faschinenreihen – links – Einlegen einer Weidenfaschine, rechts – Verankerung mit Holzpflocken. (© Florineth)	204
Foto 6.24–6.25: Faschinenreihen am Alsbach – links – nach 2 Monaten, rechts – nach 12 Monaten. (© Florineth)	205
Foto 6.26–6.27: Faschinenwand am Sackbach, links – nach Fertigstellung, rechts – nach 6 Monaten. (© Florineth).....	206
Foto 6.28–6.29: Doppelte Uferkrainerwand kurz nach Fertigstellung, links – nach 3 Jahren; rechts – Rambach/Schweiz. (© Florineth)	208
Foto 6.30–6.31: Doppelte Uferkrainerwand kurz nach Fertigstellung, links – nach 4 Jahren; rechts – Saldurbach/ Südtirol. (© Florineth).....	208
Foto 6.32–6.33: Längsgerichtete Astpackung im Bau, links – nach Fertigstellung; rechts – Wienfluss. (© Florineth)	210
Foto 6.34: Einbau von Wurzelstöcken. (© ezb, TB Zauner).....	211
Foto 6.35: Lokale Ufersicherung/Strömunglenkung durch Laub-Raubäume, Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner).....	212
Foto 6.36: Raubaum-Ufersicherung. (© Florineth).....	213
Foto 6.37: Raubaum-Ufersicherung. (© ezb)	214
Foto 7.1: Reguliertes Flussbett mit großen und zahlreichen kleinen Querbauwerken zur Sohlfixierung. Die Rückstaubereiche der zahlreichen Querbauwerke erzeugen bei Nieder-/Restwasser eine durchgehende Tümpelkette, Große Tulln/NÖ. (© ezb).....	220
Fotos 7.2–7.3: Schotterbänke Donau Stauwurzel KW Aschach. (© ezb, TB Zauner)	224
Fotos 7.4: Kleiner Nebenarm in Bau, Stauwurzel d. Donau, Zitzacker bei Wilhering. (© ezb, TB Zauner).....	224
Foto 7.5: Im Zuge des LIFE-Projekts Mostviertel geschaffene Aufweitung und Nebenarm im Stauwurzelbereich des KW Hausmening/Ybbs/NÖ. (© Haslinger extremfotos)	226
Foto 7.6: Im Zuge des LIFE-Projekts Mostviertel geschaffene Aufweitung und Nebenarm im Stauwurzelbereich des KW Hausmening/Ybbs/NÖ. (© Haslinger extremfotos)	227
Fotos 7.7–7.8: Ybbs/NÖ, KW Schütt: Furtaufhöhung zur Schaffung einer attraktiven Stauwurzel. (© ezb).....	230
Fotos 7.9: Ybbs/NÖ beim KW Schütt: Äschen im Bereich der aufgehöhten Furt 2 . (© ezb).....	230
Fotos 7.10–7.11: Steinschwelle zur Stauraumverlandung im Stauraum des KW Schütt an der Ybbs/NÖ 200 Meter flussauf des Wehres, Bauzustand abgesenkter Stau . (© ezb).....	233
Fotos 7.12–7.15: Anschüttungen und resultierende Flachwasserbereiche im Stauraum vor (oben) und nach (unten) Einstau, KW Kemmelbach / Ybbs. (© ezb)	234
Fotos 7.16–7.19: Großflächige Flachufer-/Nebengewässerbiotope im Stauraum des KW Aschach/Donau. (oben © Löb, unten links: © M. Zauner, rechts: © R. Renner)	235
Fotos 7.20: Umgehungsgerinne an der Traisen/NÖ. (© ezb)	238

Fotos 7.21: Luftaufnahme der Reichersberger Au/Unterer Inn mit großflächigen Nebengewässern im Bereich des Stauraumes des KW Schärding/Neuhaus. (© Innwerke AG, Töging)	239
Fotos 7.22: Neugestaltete Ybbsmündung in die Donau. (© Haslinger extremfotos).....	240
Foto 8.1: Strukturierung einer Restwasserstrecke durch fischpassierbare raue Steinschwelle in einem Gebirgsfluss. (© ezb).....	252
Foto 8.2: „Kolk-Kette“ ohne dazwischen liegende Furten durch zu nahe Aneinanderreihung von Steinschwellen. (© ezb).....	252
Foto 8.3: Naturnahe gestaltete Schwelle an der Pöls/Stmk. (© ezb).....	253
Foto 9.1: Dottersackbrut im Schotterlückenraum der Flusssohle. (© ezb, Ratschan).....	255
Foto 9.2: Huchen beim Schlagen der Laichgrube in der Kiessohle. (© ezb, Ratschan)	255
Fotos 9.3–9.4: Bei Schwall genutzter Seeforellenlaichplatz in einem Seitenarm des Alpenrheins (CH, links), der bei Sunk trockenfiel (rechts). (© ezb)	256
Foto 9.6: Im Zuge von Elektrobefischungen gefangene Seeforelle am Alpenrhein während der Laichwanderung. (© ezb)....	256
Foto 9.5: Trockengefallenes Seeforellenei am Laichplatz am Seitenarm des Alpenrheins. (© ezb).....	256
Foto 10.1: Geschiebepufferbereich am Sattelbach/NÖ unmittelbar nach Bauausführung. Durch Aufweitung des Hochwasserabflussprofils lagern sich hier Geschiebeeinstöße nach Extremereignissen gezielt ab und können bei kleineren Hochwässern sukzessive flussab transportiert werden. Infolge der großen Abflusskapazität können hier Auflandungen zugelassen werden, ohne den Hochwasserschutz benachbarter Flächen zu gefährden. (© ezb)	266
Fotos 10.2–10.3: Ökologisch unattraktive Staubereiche durch sukzessive Sohlerosion zwischen Rampen an der Unteren Ybbs/NÖ. (© ezb).....	272
Foto 10.4: Bei Schwellen aus Holzpiloten ist auf eine fischpassierbare Niederwasserrinne mit rauer Sohle zu achten. (© ezb, TB Zauner).....	273
Foto 11.1: Bepflanzte Uferböschungen am Umgehungsarm Stufe 40 (Baumschulware, Steckhölzer an der Uferlinie), Traisen/NÖ. (© ezb).....	283
Foto 11.2: Toplitzbach/Stmk.: Im Herbst an der Uferlinie eingebaute Wurzelstöcke von Laubgehölzen nach dem Neuaustrieb im Frühjahr. (© ezb, TB Zauner)	284
Foto 11.3: Nebenarmsystem Girmsing, Donau/NÖ.: Die bei der Rodung der Uferböschungen anfallenden Wurzelstöcke wurden als Initialbepflanzung der neu geschütteten Ufer eingebracht. (© ezb).....	284
Foto 11.4: Ortsstrecke. (© ezb).....	287
Foto 11.5: Übergangsstrecke. (© ezb).....	289
Foto 11.6: Naturstrecke. (© ezb).....	290
Foto 11.7: Einhänge an einem naturnahen Gewässerabschnitt. (© ezb).....	293
Foto 11.8: Radikale Gehölzentfernung: Das Abstocken sollte nur auf kurzen Abschnitten gleichzeitig, jeweils uferseitig alternierend durchgeführt werden. (© ezb)	297
Foto 11.9: Flächig Auf-Stock-gesetzter Weidensaum an der Traisen/NÖ: Die Ufervegetationspflege ist hier mit hohem Aufwand verbunden. Zur Herstellung eines weniger pflegeintensiven Zielzustandes sind selektive Pflegemaßnahmen über mehrere Jahre notwendig. (© ezb).....	300
Fotos 11.10–11.11: Wiesenböschungen an Flussufern sind wenig stabile Pflanzengesellschaften, die auf einen regelmäßigen Schnitt angewiesen sind. (© ezb)	318
Fotos 11.12–11.15: Götterbaum (Ailanthus altissima), links unten: Die Triebe des Götterbaumes sind im laublosen Winterzustand durch die riesigen Blattnarben leicht zu erkennen, rechts unten: Fruchtstand mit geflügelten Samen. (© ezb).....	324
Fotos 11.16–11.17: Robinie (Robinia pseudoacacia) – Dornen, Blätter. (© ezb)	326

Fotos 11.18–11.19: Eschen-Ahorn (*Acer negundo*) – Fruchtstände, Blätter, Blüten. (© ezb) 328

Fotos 11.20–11.21: Drüsenspringkraut (*Impatiens glandifera*) – Blüten, Bestand am Gewässer. (© ezb)..... 329

Fotos 11.22–11.25: Flügel-Knöterich (*Fallopia japonica*) – links oben: Schösslinge im Frühjahr, folgende:
 Dominanzbestände, rechts unten: Blütenstände. (© ezb) 331

Fotos 11.26–11.27: Orientalisches Zackenschötchen (*Bunias orientalis*) – links: Blütenstand, rechts: Grundblattrosette.
 (© G. Schramayr)..... 335

Fotos 11.28–11.29: Bärenklau (*Heracleum mategazzianum*) –links: Blütenstand, rechts: Wuchsform. (© Kebman)..... 337

Fotos 11.30–11.33: Goldrute – links oben: Bestand im Sommer, rechts oben: Blütenstand, links unten: Dominanzbestand
 im Herbst, rechts unten: Blattform. (© ezb) 339

Fotos 11.34–11.37: Links oben: über Wasser liegende Teile dienen als Ansitz oder Nistplatz für Vögel und Insekten,
 rechts oben: Genist und Totholzstrukturen sind Lebensraum und Nahrungsquelle für zahlreiche wirbellose Tierarten,
 links unten: Fischen bietet der strömungsberuhigte Bereich rund um Holz Schutz vor Räubern und Einstand bei
 Hochwasser oder während der Wintermonate, rechts unten: In den strömungsberuhigten Gewässerbereichen rund
 um Holzstrukturen lagert sich vom Wasser herangetragenenes organisches Material an. (© ezb) 343

12.2 Abbildungsverzeichnis

<i>Abb. 2.1: Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial, Prozentanteile. (© BMLFUW)</i>	20
<i>Abb. 3.1: Ökoregionen Österreichs (nach Moog, et. al., 2001)</i>	25
<i>Abb. 3.2: Fließgewässer-Naturräume Österreichs (nach Fink, et. al., 2000).</i>	26
<i>Abb. 3.3: Fließgewässer-Typregionen (nach Wimmer & Chovanec, 2000).</i>	27
<i>Abb. 3.4: Bioregionen Österreichs (nach Wimmer & Chovanec, 2000).</i>	28
<i>Abb. 3.5: Fischregionen als Funktion von Gefälle und Breite des Fließgewässers (nach Huet, 1949)</i>	29
<i>Abb. 3.6: Längszonierung nach Huet (1949) – biozönotische Regionen, angepasst an österreichische Verhältnisse</i>	30
<i>Abb. 3.7: Prozentuelle Anteile der Fischregionen in Österreich. (nach Kainz, 1989))</i>	31
<i>Abb. 3.8: Fischregionen in Österreich. (nach BMLFUW, 2009; siehe auch http://wisa.bmlfuw.gv.at)</i>	32
<i>Abb. 3.9: Ausweisung typspezifisch erhaltener FG-Abschnitte in Österreich (nach Muhar et al., 1998).</i>	33
<i>Abb. 3.10: Zusammenhang zwischen Gefälle, Abfluss und verschiedener Flusstypen (nach Leopold & Wolman, 1957).</i>	34
<i>Abb. 3.11: Gestreckter Verlauf. (© orca)</i>	35
<i>Abb. 3.12: Pendelnder Verlauf. (© orca)</i>	36
<i>Abb. 3.13: Gewundener Verlauf. (© orca)</i>	37
<i>Abb. 3.14: Querprofil der Mastrilser Auen mit Umlagerung in den letzten Jahrzehnten. (© Zarn, aus Hunziker, Zarn & Partner AG und ecowert gmbh, 2010)</i>	39
<i>Abb. 3.15: Furkierender Verlauf (© orca)</i>	40
<i>Abb. 3.16: Stromstrichverlagerung. (© Frater, 2005)</i>	41
<i>Abb. 3.17: Mäanderabschnürung. (© Frater, 2005)</i>	41
<i>Abb. 3.18: Mäandrierender Verlauf. (© orca)</i>	41
<i>Abb. 4.1: Lageskizze aufgelöste Sohlrampe Wienfluss, mit regelmäßiger Becken-Riegel-Struktur. In jeder Einzelschwelle ist eine deutliche Niederwasserrinne ausgebildet. (© ezb)</i>	49
<i>Abb. 4.2: Lageskizze aufgelöste Sohlrampe an der Großen Tulln bei Judenau/NÖ. Aufgrund der sehr geringen Niederwasserführung wurden die zwischen den Schwellen liegenden Becken durch Längsriegel weiter in Teilbecken unterteilt. So kann auch bei geringer Wasserführung eine ausreichende Durchströmung (Leitströmung) in den Becken sichergestellt werden (Niederwasserbett blau eingefärbt). (© ezb)</i>	49
<i>Abb. 4.3: Profil Schwelle Kamp/NÖ: Aufgrund der hohen Niederwasserführung wurde der Beckenübergang als breite Niederwasserrinne ausgeführt, deren Tiefe 2/3 der Beckentiefe beträgt. Aufgrund der größeren Breite ist sie im Gegensatz zu schmalen Schlitzten weitgehend sicher vor Verklausungen. Aufgrund der verlaufenden Absenkung der Steinblöcke ergibt sich eine bessere Abstützung zueinander und damit eine bessere Standsicherheit der Schwelle. (© ezb)</i> ...	51
<i>Abb. 4.4: Schematische Darstellung der Bettstruktur in der asymmetrischen rauen Rampe im Profil und in der Lage. (© ezb)</i>	55
<i>Abb. 4.5: Schematische Fließgeschwindigkeitsverteilung in einem stark asymmetrischen Profil; hellblau – geringe Fließgeschwindigkeit, dunkelblau – hohe Fließgeschwindigkeit. (© ezb)</i>	55
<i>Abb. 4.6: Teilrampe. (© GEBLER)</i>	57
<i>Abb. 4.7: Teilrampe nach flussab angeordnet. (© ezb)</i>	58
<i>Abb. 4.8: Teilrampe nach flussauf versetzt. (© ezb)</i>	58
<i>Abb. 4.9–4.10: Unterschiedliche Typen von Steilstrecken. (© GEBLER)</i>	60

Abb. 4.11: Grundsätzliche Vorgangsweise zur Wahl des am jeweiligen Standort effizientesten FAH-Typs. (© ezb, adaptiert nach ZITEK et al. 2007)..... 68

Abb. 4.12: Gewässertypische Umgehungsgerinne an Gebirgsgewässern entsprechen hinsichtlich Ausformung und Gefälle naturnahen Gewässern der jeweiligen Fischregion. (© ezb)..... 70

Abb. 4.13: Gewässertypische Umgehungsgerinne an Tieflandgewässern weisen geringeres Gefälle und niedrigere Fließgeschwindigkeiten als an Gebirgsflüssen auf. (© ezb)..... 71

Abb. 4.14: Skizzenartige Darstellung eines naturnahen Umgehungsgerinnes. (© ezb)..... 72

Abb. 4.15: Skizzenartige Darstellung eines naturnahen Beckenpasses mit detaillierter Darstellung der Beckenübergänge mit Sohlschluss bzw. mit minimaler Beckentiefe und minimaler Schlitzbreite. (© ezb)..... 76

Abb. 4.16: Schlitzpass („Vertical slot“) mit bis zur Sohle durchgehenden Schlitzen und eingebrachtem rauem Sohlsustrat. (© ezb)..... 81

Abb. 4.17: 3-dimensionales Strömungsmodell eines Schlitzpasses. (© HEIMERL & HAGMEYER 2005)..... 82

Abb. 4.18–4.19: Beispiele optimaler kleinräumiger Anordnung einer Rampe (links) (© GEBLER, 2009) und des Einstieges in ein naturnahes Umgehungsgerinne im spitzen Winkel einer Wehranlage (rechts) (© DUMONT et al., 2005). 92

Abb. 4.20–4.21: Optimale kleinräumige Anordnung eines FAH Einstieges an einem Wehr mit Turbine, am Ufer auf der Höhe des Wehres mit einem parallel zur großräumigen Leitströmung mündenden Lockstrom (links) und am Prallhang. (© DUMONT et al., 2005) 92

Abb. 4.22–4.23: Pielachmündung vorher/nachher. (© Freiwasser) 97

Abb. 4.24–4.25: Links: Grafik Mündungsrampe und rechts: FAH (orografisch links) plus Mündungsrampe als Flutmulde. (© ezb)..... 98

Abb. 4.26: In Anlehnung an den gewässertypischen Zustand wird der mündungsnahen Bereich des Seitengewässers mit einer der mäandrierenden Linienführung entsprechenden Lauflänge ausgeformt und flussab verlegt. (© ezb)..... 100

Abb. 4.27: Verschleppte Mündung des Dammbaches in den Laabenbach (Neulengbach/NÖ). (© ezb)..... 100

Abb. 4.28: Durchlassprofile. (adaptiert nach Werner GLEIM) 101

Abb. 5.1: Raubäume zur Uferstrukturierung und -sicherung, Toplitzbach/Stmk. (© ezb, TB Zauner)..... 122

Abb. 5.2: Sichelbuhne am Laabenbach bei Neulengbach/NÖ. (© ezb) 125

Abb. 5.3: Flussaufwärts geneigter Trichter bei 10 m Gewässerbreite, Laabenbach/NÖ. (© ezb) 126

Abb. 5.4: „Wasserschnecke“ (adaptiert nach Grober) 128

Abb. 5.5: Inklinante Buhne, Sohlausbildung (© orca, nach Hackl, 2008) 129

Abb. 5.6: Deklinante Buhne, Sohlausbildung. (© orca, nach Hackl, 2008)..... 130

Abb. 5.7: Buhne rechtwinkelig zum Ufer, Sohlausbildung. (© orca, nach Hackl, 2008)..... 130

Abb. 5.8: Bühnen, gegenüberliegende Anordnung. (© orca)..... 130

Abb. 5.9: Bühnen, alternierende Anordnung. (© orca) 131

Abb. 5.10: Bühnenfelder an der Donau bei Hainburg/NÖ. (© NöGis)..... 131

Abb. 5.11: Bühnen, schematisch. (© ezb)..... 132

Abb. 5.12: Dreiecks-Kastenbuhne, Aufsicht. (© Florineth) 140

Abb. 5.13–5.14: Strukturierung und Einengung eines überbreiten Regulierungsbett mit Bühnen (unten, Lageplan – oben Bestand). (© ezb) 144

Abb. 5.15: Regelprofil einer Buhne. (© ezb)..... 145

Abb. 5.16: Schematischer Längenschnitt durch eine Furtschüttung. (© ezb)..... 147

Abb. 5.17: Herstellung eines Mäanderbogens an der Raab in Rohr/Stmk. (© freiland).....	151
Abb. 5.18: Wiederherstellung einer pendelnd-mäandrierenden Linienführung durch Neuanlage großzügiger Flussbögen im Gewässerumland, Laabenbach/Gr. Tulln/NÖ. (© ezb).....	152
Abb. 5.19: Wiederherstellung einer pendelnd-mäandrierenden Linienführung durch Neuanlage von Flussbögen. Das alte Flussbett verbleibt als Flutmulde zur HW-Entlastung, LIFE+ Projekt Traisen. (© ezb)	152
Abb. 5.20– 5.21: Wiederherstellung einer pendelnd-mäandrierenden Linienführung durch Reaktivierung bestehender Altarme, GBK Raab/Bgld. (© ezb).....	153
Abb. 5.22: Aufweitung des HW-Profiles und Initiierung einer pendelnden MW-Linienführung, mit Schotterbänken an den Innenufern und strukturreichen Tiefenrinnen an den Außenufern (südseitige Ufervegetation für Beschattung. (© ezb)..	156
Abb. 5.23: Initiierung einer pendelnden MW-Linienführung mit Schotterbänken an den Innenufern und strukturreichen Tiefenrinnen an den Außenufern (südseitige Ufervegetation für Beschattung). (© ezb)	156
Abb. 5.24: Aufweitung des HW-Profiles und Initiierung einer pendelnden Linienführung (Querprofil Kolk zu Abb. 5.23). (© ezb).....	157
Abb. 5.25: Eingeengtes Regulierungsprofil des Alpenrheins zwischen Hochwasserdämmen (oben), Aufweitung des Gewässerbettes durch Rückverlegung des HW-Dammes. (© EK Alpenrhein B. Zarn)	159
Abb. 5.26: Modellierung von potenziellen Aufweitungsbereichen der Ybbs/NÖ: Vergleich Vegetations- Wasser- und Schotterflächen bei Aufweitung um das 2-, 3- und 4-fache der derzeitigen Gewässerbreite. (© Eberstaller-Fleischanderl et al., 2012)	161
Abb. 5.27: Schematische Darstellung der morphologischen Prozesse in einer lokalen Aufweitung, 1: Bank- u. Kolkbildung, 2: allmähliche Erweiterung, 3: Kolk bei Verengung. (© Hunzinger, 2004).....	162
Abb. 5.28: Längenschnitt durch eine Aufweitung mit zukünftiger Sohlentwicklung. (© EK Alpenrhein, 2005)	163
Abb. 5.29–5.31: Initiierung einer pendelnden Linienführung durch Seitenerosion. (© nach freiland Umweltconsulting & Amt der Stmk. Landesregierung, FA 19B).....	167
Abb. 5.32: Schematisches Querprofil in einem Aufweitungsbereich: oben: Aktueller Zustand; unten: nach dynamischer Eigenentwicklung. Die Ufersicherung am orografisch rechten Ufer wird entfernt und als versteckte Sicherung an der Projektgrenze eingebaut. Durch Buhnen am linken Ufer wird der Stromstrich ans rechte Ufer gelenkt und die Seitenerosion erhöht. Strömungsteiler initiieren rasch eine Aufzweigung des Gewässers. Zusätzlich wird parallel zum Gewässer im Vorland ein Initialgraben angelegt, der die gewünschte Erosion beschleunigt. Die zukünftige Entwicklung der Flussufer und der begleitenden weichen Au kann eigendynamisch erfolgen, sodass ein dauerhafter Erfolg erzielt wird. (© ezb).....	169
Abb. 5.33: Schematische Darstellung – Entstehung von Altwässern/Mäanderabschnürung. (adaptiert nach IHG BOKU)	171
Abb. 5.34: Durch die gewählte Höhenlage der OW-Verbindung wird der als Flutmulde ausgebildete Altarm erst ab Mittelwasser durchströmt. Bei Hochwasser ist eine starke Dotation des Altarmes gewährleistet. Dazu ist auch eine entsprechend große flussabwärtige Anbindung an das Gewässer erforderlich. (© ezb).....	172
Abb. 5.35: Altarm 2. Ordnung bei Mittelwasserstand. Die Oberwasseranbindung ist unterbrochen, es kommt zur Ausbildung von isolierten Weihern/Tümpeln. (© ezb).....	173
Abb. 5.36: Altarm 2. Ordnung bei HW: Ein Überströmbauwerk am Altarmeinrinn gewährleistet eine gezielte Dotation des Altarmes. Nur im Zuge von Hochwasserereignissen besteht eine oberstromige Verbindung zum Hauptfluss. (© ezb).....	174
Abb. 5.37: Der statistische HQ100-Abfluss vom Pegel Windpassing bis nach Traismauer (25 km) nimmt von 723 auf 800 m ³ /s zu. Zwischen den zwei Pegeln verläuft der Fluss grossräumig durch beidufrig bei Hochwasser dotierte Auwälder (grüne Flächen). Beim HW 1997 wurde der Abfluss durch die Retention in den Auwäldern von einem HQ100 beim Pegel Windpassing auf ein HQ50 in Traismauer reduziert. (© ezb & Donauconsult)	179

Abb. 5.38: Überflutungsflächen an der Mur südlich von Graz. Links: Gesamtwert der Vegetation, Rechts: Jährlichkeit der Überflutung. Dementsprechend liegen die ökologisch wertvollsten Vegetationsflächen in den am häufigsten überfluteten Gebieten (© Projekt SUMAD, Datenbasis Ökoteam).	180
Abb. 5.39: Wiederherstellung eines naturnahen Tieflandflusses mit begleitender Weicher Au durch pendelnd-mäandrierende Linienführung und Absenkung des Geländes. (© ezb, LIFE Traisen).....	182
Abb. 6.1: Geotextilpackung auf Buschlage. (nach Florineth).....	190
Abb. 6.2: Weidenspreitlage mit einfacher Holzkrainerwand als Fußsicherung. (nach FLORINETH)	192
Abb. 6.3: Abgetreppte Uferpfahlwand. (nach Florineth)	197
Abb. 6.4: Senkrechte Uferpfahlwand. (nach Florineth).....	198
Abb. 6.5: Rangenerbau. (nach Florineth).....	200
Abb. 6.6: Faschinenreihe mit Senkfaschine als Fußsicherung. (nach FLORINETH).....	203
Abb. 6.7: Faschinenwand. (nach Florineth)	205
Abb. 6.8: Uferkrainerwand mit Faschinen und Steinhinterfüllung. (nach FLORINETH)	207
Abb. 6.9: Astpackung (Packwerk). (nach Florineth).....	209
Abb. 6.10: Wurzelstockreihe. (nach Florineth).....	211
Abb. 6.11: Raubaum-Ufersicherung. (© ezb)	213
Abb. 6.12: Raubaum-Ufersicherung. (nach Florineth).....	214
Abb. 6.13: Querprofil in einem hypothetischen Aufweitungsbereich: „Versteckte“, tief in das Vorland eingegrabene und mit Erdmaterial überschüttete Buhnen verhindern eine unkontrollierte Verlagerung des Flussbettes. (© ezb).....	215
Abb. 7.1: Problembereiche durch Lauf-Staukraftwerke (rot Wehranlage, gelb: Staudämme, blau: UW-Eintiefung. (© ezb) ..	217
Abb. 7.2: Schematischer Längsschnitt durch Stauraum bei unterschiedlichen Abflüssen bei konstantem und variablen Stau. (© ezb).....	222
Abb. 7.3: Schematischer Längsschnitt durch einen Stauraum und entsprechende Verlängerung der Stauwurzel durch Furtaufhöhungen. (© ezb)	228
Abb. 7.4: Schematischer Längsschnitt durch einen Stauraum und entsprechende Verlängerung der Stauwurzel durch Furtaufhöhungen. (© ezb)	229
Abb. 7.5: Nebengewässervernetzung im Bereich von Stauräumen. (© IHG/BOKU).....	232
Abb. 7.6: Schematischer Längsschnitt durch eine initiierte Stauraumverfüllung durch Einbau einer stabilen Schwelle knapp flussauf des Querbauwerkes. (© ezb)	233
Abb. 7.7: Struktureiche Gestaltung eines Umgehungsgerinnes zur Schaffung von gewässertypischem Lebensraum, OWH KW Abwinden-Asten/OÖ. (© ezb)	237
Abb. 8.1: Beispiel für eine jahreszeitliche Staffelung der Pflichtwasserabgabe (Monatsmittelwerte). (© ezb)	245
Abb. 8.2: Strukturierung und Einengung eines überbreiten Regulierungsbett mit Buhnen (unten, Lageplan – oben Bestand). (© ezb)	249
Abb. 8.3: Regelprofil einer Buhne. (© ezb)	249
Abb. 8.4: Fließgeschwindigkeiten bei Restwasserabfluss im bestehenden Regulierungsprofil (oben, © TB Spindler) und mit Strukturierung (unten, © ezb und © DonauConsult) (entsprechend hydraulischer Modellierung).	250
Abb. 8.5: Wasserspiegeldifferenz bei HQ100 zwischen Bestand und nach Strukturierung im dargestellten Flussabschnitt (© DonauConsult, entsprechend hydraulischer Modellierung).	250

Abb. 9.1: Schema einer Schwalldämpfung bzw. Reduktion der Schwallanstiegs- und rückgangsgeschwindigkeit am Alpenrhein. (© ezb, Th. Kindle).....	258
Abb. 9.2: Untersuchungsstrecken für die Schwall-Habitatmodellierung am Alpenrhein: naturnaher Abschnitt (links), regulierter Bereich mit alternierenden Kiesbänken (Mitte) und eng regulierter Abschnitt ohne Kiesbänke (rechts) (vgl. Abb. 9.3 und Text folgende Seite; © IRKA, 2012)	262
Abb. 9.3: „Effektive Lebensraumeignung“ für einjährige Bach-/Seeforellen in den 3 untersuchten Abschnitten beim aktuellen Schwall (AP0) und bei um 1/3 gedämpfter Schwallamplitude (AP3) (Abdrift, Stranden; rot ... keine Eignung, blau ... sehr gute Eignung)	263
Abb. 10.1: Interdisziplinäres Spülmanagement von Wasserwirtschaft und Ökologie für die Obere Mur/Stmk (Basis Projekt ALPRESERV, Verbund). Angegebene Abflüsse sind Abstaubeginn bzw. prognostizierter Spitzenabfluss am KW Bodendorf an der Mur/Stmk. (© ezb)	271
Abb. 11.1: Stammzahlreduktion an einem mehrtriebigen Ausschlaggehölz: Auswahlkriterium für den zukünftigen „Haupttrieb“ sind Triebstärke, Statik (Geradstämmigkeit, Ansatzwinkel etc.) und (ausreichende) Kronenmasse. Auch hier erfolgt stets ein Winterschnitt. Aus: EBERSTALLER-FLEISCHANDERL et al., 2008. (© ezb).....	294
Abb. 11.2: Statisches Problem bei durchgetriebenen, vieltriebigen Stockausschlägen: durch den engen Abzweigwinkel und das sekundäre Dickenwachstum entstehen im Alter stark bruchgefährdete Baumindividuen. Aus: Eberstaller-Fleischanderl et al., 2008. (© ezb)	295
Abb. 11.3: Steigerung der Bruchfestigkeit von Ausschlaggehölzen durch frühzeitige Stammzahlreduktion. Aus: Eberstaller-Fleischanderl et al., 2008. (© ezb)	295

12.3 Tabellenverzeichnis

<i>Tab. 2.2: Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial – Prozentanteile. Berücksichtigt wurden Gewässer mit einem Einzugsgebiet >10 km² und mit einer Gesamtlänge von insgesamt 31.466 km. (© BMLFUW/RMW, 2011)</i>	<i>20</i>
<i>Tab. 3.1: Abgrenzungen der Fischregionen in Österreich. (© HAUNSCHMID, et al., 2006).....</i>	<i>30</i>
<i>Tab. 4.1: Investitionskosten für unterschiedliche Maßnahmen zur Wiederherstellung der Passierbarkeit (Kosten je Höhenmeter (€/hm)). Es werden hierbei ausschließlich jene Beispiele herangezogen, wo die Passierbarkeit erst nachträglich wiederhergestellt wurde (Sanierung). (Basis Maßnahmenkatalog Hydromorphologie, BMLFUW 2007, indexiert auf 2012).....</i>	<i>45</i>
<i>Tab. 4.2: Maximales mittleres Gefälle (Ausgleichsgefälle) von Umgehungsgerinnen in Abhängigkeit der Dotation und der Fischregion.</i>	<i>73</i>
<i>Tab. 4.3: Bemessungswert für die zulässige Wasserspiegeldifferenz zwischen den Becken und die Energiedichte (Energiedissipation) in Becken von FAHs und Sohlrampen (bei MJNQT) je Fischregion zur Sicherstellung der erschöpfungs- und verletzungsfreien Passage von Klein- und Jungfischen ab 1+.....</i>	<i>88</i>
<i>Tab. 4.4: Gewässertypen (adaptiert nach Haunschmid et al. (2010) und zugehörige größenbestimmende Leitfischarten und typische Begleitfischarten gemäß „Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“).....</i>	<i>89</i>
<i>Tab. 4.5: Körpermaße der größenbestimmenden Leitfischarten und typischen Begleitfischarten gemäß der Fischleitbilder für die Gewässertypen (Fischregionen) entspr. „Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“. (JÄGER et al. 2010).....</i>	<i>90</i>
<i>Tab. 6.1: Steinklassen für den Flussbau. (Leistungsbeschreibung Flussbau Version 2; 09.2002; Herausgeber Arbeitskreis LB-FB; Druck und Verlagsverkauf Druckerei Hans Jentzsch & Co GesmbH)</i>	<i>195</i>
<i>Tab. 9.1: Maßnahmen zur Verminderung des Schwallabflusses im Gewässer. (aus: Maßnahmenkatalog Hydromorphologie, BMLFUW 2007)</i>	<i>257</i>

