

Institut für Landwirtschaftliche Zoologie und Bienenkunde

Ökologisches Entwicklungskonzept Hellenbrucher Bach

(Kreis Mettmann, NRW)

Inaugural-Dissertation

zur

Erlangung des Grades

Doktor der Agrarwissenschaften

(Dr. agr.)

der

Hohen Landwirtschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität

zu Bonn

vorgelegt am

17.07.2000

von

Petra Huerkamp

aus

Düsseldorf

Referent: Prof. Dr. H. Bick

1. Korreferent: Prof. Dr. N. Wilbert

2. Korreferent Prof. Dr. D. Wittmann

Tag der mündlichen Prüfung: 20.10.2000

Gedruckt bei: _____

Kurzfassung

Ökologisches Entwicklungskonzept Hellenbrucher Bach (Kreis Mettmann, NRW)

In der vorliegenden Arbeit wird ein ökologisches Entwicklungskonzept für einen Mittelgebirgsbach, den Hellenbrucher Bach im Kreis Mettmann (NRW) vorgestellt. Die Aufstellung des Konzepts ist auf Grundlage allgemeiner Vorgaben für ökologische Entwicklungskonzepte des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. nach einem deduktiven Ansatz erfolgt. Die Bewertung des Ist-Zustandes ist nach Formulierung eines Leitbildes vorgenommen worden, welches den potentiell natürlichen Zustand des Hellenbrucher Bachs anhand des heutigen Naturpotentials des Gewässerökosystems wiedergibt. Zwischen 1996 und 2000 sind limnologische, pflanzensoziologische und zoologische Bestandsaufnahmen durchgeführt worden. Außerdem sind die Flächenutzungen im Einzugsgebiet kartiert und kartenmäßig dargestellt worden.

Der Hellenbrucher Bach ist durch menschliche Einflüsse in seiner Struktur, seinem Stoffhaushalt und seinem Artenspektrum beeinträchtigt worden und entspricht der Leitbildvorgabe nur in wenigen Bereichen. Da das Bachtal jedoch durch seine wertvollen Grünlandflächen (Naß- und Feuchtgrünländer) und z.T. auch bodenständigen Uferwälder (Bach-Eschenwälder) naturnahe Strukturen aufweist, besitzt der Hellenbrucher Bach ein hohes Entwicklungspotential. Zudem ist er als Verbundsystem für Amphibien von großer Bedeutung.

Die Beeinträchtigungen gehen vor allem auf hohe Mischwassereinleitungen zurück, die stoffliche und hydraulische Veränderungen (Tiefenerosion, Ufererosion) verursachen. Durch die intensive Landwirtschaft im Einzugsgebiet ist der Nitratgehalt im Bach sehr hoch und liegt zumeist bei Gewässergüte III. Durch gewässerbauliche Maßnahmen und Weidenutzung bis in den Bach ist die Möglichkeit zu einer freien naturgemäßen Laufentwicklung stark eingeschränkt.

Bei der Erstellung des ökologischen Entwicklungskonzepts werden in erster Linie die Belange des Biotop- und Artenschutzes berücksichtigt. Im Vordergrund steht die Schaffung einer freien Laufentwicklung. Hierzu müssen Sohl- und Uferverbau entfernt werden und Entwicklungsraum bereitgestellt werden (5 – 10 m auf jeder Bachseite). Der Zutritt der Weidetiere ist durch Abzäunungen zu verhindern. Das ökologische Entwicklungskonzept des Hellenbrucher Bachs umfaßt das gesamte Einzugsgebiet und trägt damit einem ganzheitlichen Ansatz Rechnung.

Abstract

Ecological Development Concept of the Hellenbrucher Brook (District of Mettmann, NRW)

The thesis presents the Hellenbrucher brook in the district of Mettmann (NRW) as an example for an ecological development concept for a brook of a low mountain range.

The drawing up of the concept is carried out on the basis of a general set up for ecological development concepts of the German Association of Water Supply and Cultural Landscape Building. The investigation and the assessment of the brook has been carried out after establishing a model of the natural state of the brook, which is given through the hydrological and morphological situation of the Hellenbrucher brook. Between 1996 and 2000 limnological, botanical and zoological investigations have been carried out. In addition the use of the area in the watershed has been mapped out.

The Hellenbrucher brook is been affected by human influences in its geomorphological structure, its material balance and its diversity of species and fulfils the model of the natural state only in a few areas. As the brook valley shows in its natural structures worthful greenlands (wet and damp greenlands) and partly natural bank forests (*Carici remotae-Fraxinetum*) the Hellenbrucher brook indicates a high potential for ecological development. Furthermore the brook valley is an important integrated system for amphibians.

Sewage and rain water discharges are mainly affecting the brook which results in hydraulical damages and a worsening of water quality and hydraulically damages (ground and bank erosion). Through the intensive agriculture in the watershed area the content of nitrate in the water is very high, and lies mostly in water quality class III. Through hydrological steps and pastoral agriculture beside and in the brook the possibility for a free natural course development is strongly reduced.

For the drawing up of the ecological development concept the demands for the biotope and species protection come first. Through the removal of ground and bank constructions the condition for a free natural course development will be created, which is to the fore. That for an area for free movement and development (5 – 10 m on both sides of the brook) must be provided and the entry of the pasture animals must be prevented.

The ecological development concept of the Hellenbrucher brook comprises the whole watershed area and takes into account an holistic approach.

Gliederung

1 Einführung	1
2 Allgemeine Kennzeichnung des Untersuchungsgebietes	2
2.1 Natürliche Gegebenheiten	2
2.1.1 Naturräumliche Gliederung und Landschaftsbild	2
2.1.2 Geologie und Böden	4
2.1.3 Klima und Wasserführung	5
2.2 Anthropogene Bedingungen	6
2.2.1 Besiedlung	6
2.2.2 Landwirtschaft	7
2.2.3 Gewässernutzungen	8
2.2.3.1 Vorflutnutzung: Regen- und Mischwassereinleitungen, Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen	8
2.2.3.2 Gewässerausbau	11
2.2.3.3 Teichwirtschaft	12
3 Leitbild	13
3.1 Einführung	13
3.2 Ganzheitliches Leitbild	13
3.2.1 Abflußdynamik	13
3.2.2 Gewässerbettdynamik (potentielle Gewässerstruktur)	14
3.2.3 Auendynamik	16
3.2.4 Stoffdynamik	16
3.2.5 Besiedlungsdynamik	16
3.2.5.1 Potentielle natürliche Vegetation	16
3.2.5.2 Potentielle Bachlebensgemeinschaften	18
4 Ist-Situation - Bestandsaufnahme und Bewertung	19
4.1 Flächennutzungen im Einzugsgebiet	19
4.2 Der Hellenbrucher Bach	23
4.2.1 Gewässerstruktur	23
4.2.1.1 Der Verlauf	23
4.2.1.2 Die Ufer	24
4.2.1.3 Die Bachsohle	28
4.2.1.4 Das Umland	30
4.2.2 Gewässerstrukturgüte	31
4.2.2.1 Bewertung der Gewässerstruktur, der Uferstruktur und der realen Vegetation	31

4.2.2.2 Bewertung des Umlandes	33
4.2.3 Makrozoobenthon	35
4.2.3.1 Artengesellschaften und kommentierte Gesamtartenliste	35
4.2.3.2 Ernährungstypen	42
4.2.4 Gewässergüte	48
4.2.4.1 Biologische Gewässergüte	48
4.2.4.2 Chemische Gewässergüte	53
4.3 Die Gewässeraue.....	58
4.3.1 Vegetation der Bachtäler.....	58
4.3.1.1 Grünlandgesellschaften.....	59
4.3.1.2 Wasserpflanzengesellschaften und Quellfluren	71
4.3.1.3 Hochstaudengesellschaften.....	72
4.3.1.4 Waldgesellschaften	75
4.3.2 Amphibienvorkommen	79
4.3.3 Arten verschiedener Tiergruppen.....	81
5 Entwicklungsziel (integriertes Leitbild)	82
5.1 Quelle.....	82
5.2 Fließgewässer	83
5.3 Aue und Umland, Stillwasserarten	84
6 Ökologisches Entwicklungskonzept Hellenbrucher Bach	85
6.1 Einzugsgebiet	85
6.1.1 Umweltgerechte Landwirtschaft	85
6.1.2 Umweltverträgliche Forstwirtschaft.....	87
6.1.3 Teichwirtschaftliche Maßnahmen	88
6.1.4 Wasserrückhaltung und Versickerung in Siedlungsgebieten	89
6.1.5 Behandlung von Mischwasser und Straßenabwasser	92
6.2 Aue und Niederung	94
6.2.1 Erhaltung und Entwicklung von Aueflächen	94
6.2.2 Auenangepaßte Landwirtschaft.....	95
6.2.3 Amphibienschutz	96
6.2.3.1 Wiederherstellung, Pflege und Neuanlage von Amphibienschutzgewässern	96
6.2.3.2 Wiederansiedlung des Feuersalamanders	100
6.2.4 Schutz und Wiederansiedlung von Fledermäusen.....	101
6.2.5 Verbesserungen der Lebensbedingungen für gefährdete Vogelarten.....	102
6.3 Gewässer	106
6.3.1 Einführung	106

6.3.1.1 Gewässerentwicklung	106
6.3.1.2 Gewässerausbau, Gewässerunterhaltung	107
6.3.1.3 Entwicklungsraum und Flächenbedarf	109
6.3.1.4 Hochwasserschutz.....	110
6.3.2 Quellschutz	110
6.3.3 Naturnahe Längsentwicklung des Baches.....	112
6.3.3.1 Erhöhung der eigendynamischen Entwicklung von Krümmungsradien (Laufverlängerung) und Förderung eines vielfältigen Fließverhaltens.....	112
6.3.3.2 Entfernung von Sohl- und Uferverbau.....	113
6.3.3.3 Entfernung und Umgestaltung von Durchlässen und Verrohrungen	114
6.3.3.4 Umbau von Abstürzen in raue Sohlenrampen	114
6.3.3.5 Verlegung der Teiche in den Nebenschluß	115
6.3.4 Naturnahe Profilgestaltung.....	117
6.3.4.1 Förderung von Breitenerosion und natürlicher Querprofilentwicklung.....	117
6.3.4.2 Aufweitung und Abflachung von Profilen, Uferfußschüttungen	119
6.3.5 Naturnahe Ufergestaltung	120
6.3.5.1 Anlage von Gewässerrandstreifen	120
6.3.5.2 Schutz- und Pflegemaßnahmen.....	122
6.3.6 Sonstige Maßnahmen.....	123
7 Entwicklungskonzept-Plan	124
8 Zusammenfassung	137
9 Danksagung	140
10 Literaturverzeichnis	141
11 Anhang	152
11.1 Ökologische Bewertung von Fließgewässern Stammblatt 06.05.1996.....	153
11.2 Historische Karte von Mettmann (Ausschnitt): M 1:25.000 (von Müffling,1825).....	154
11.3 Gütegliederung der Fließgewässer (nach LAWA, 1991).....	155
11.4 Makrozoobenthon-Untersuchung Ergebnisse v.17.05.-20.05.96 - Abundanzen	156
11.5 Makrozoobenthon-Untersuchung Ergebnisse v. 05.09.-17.09.96 -Abundanzen	158
11.6 Makrozoobenthon-Untersuchung: Ergebnisse vom: 16.09.-22.09.97 - Abundanzen	160
11.7 Makrozoobenthon-Untersuchung: Ergebnisse vom 17.05.- 20.05.96 - Individuenzahlen.....	162
11.8 Makrozoobenthon-Untersuchung: Ergebnisse vom 05.09.-17.09.96 - Individuenzahlen.....	164
11.9 Makrozoobenthon-Untersuchung: Ergebnisse vom 16.09.-22.09.97 - Individuenzahlen.....	166

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Flächennutzung im Einzugsgebiet des Hellenbrucher Bachs	21
Abb. 2: Flächennutzung der Teileinzugsgebiete des Hellenbrucher Bachs.....	22
Abb. 3: Gewässerstrukturgütekarte.....	34
Abb. 4, Abb. 5, Abb. 6: Diagramme zur prozentualen Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthons vom Mai 1996 und September 1996 und 1997	44
Abb. 7: Gewässergütekarte (Biologische Gewässergüte).....	52
Abb. 8: Sumpfschilf-Ried (<i>Caricetum acutiformis</i>) (km-Station 1+040 bis 1+095, Maßstab 1:2.000)	60
Abb. 9: Fuchsschwanz-Feuchtwiese (km-Station 0+900 bis 1+100, Maßstab 1:2.000)	61
Abb. 10: Rohrglanzgras-Röhricht (<i>Phalaridetum arundinaceae</i>) (orange) und frische Glatthaferwiese (<i>Arrhenatheretum elatioris</i>) (grün) (km-Station 1+110 bis 1+190, Maßstab 1:2.000).....	62
Abb. 11: Sumpfschilf-Ried (<i>Caricetum acutiformis</i>) am Voishofer Bach (Maßstab 1:2.000).....	62
Abb. 12: Magere Weidelgras-Weißkleeweide (<i>Lolio-Cynosuretum luzuletosum</i>) (gelb) und feuchte Weidelgras-Weißkleeweide (<i>Lolio-Cynosuretum lotetosum</i>) (orange) am Voishofer Bach (Maßstab 1:2.000).....	63
Abb. 13: Honiggras-Feuchtwiese (gelb) und Fuchsschwanz-Feuchtwiese (orange) (km-Station 1+220 bis 1+470, Maßstab 1:2.000)	64
Abb. 14: Fuchsschwanz-Feuchtwiese, bachuferbegleitend Flutschwaden-Röhricht (<i>Glycerietum fluitantis</i>) (km-Station 1+650 bis 1+750, Maßstab 1:2.000)	65
Abb. 15: Feuchte Weidelgras-Weißkleeweide (<i>Lolio-Cynosuretum lotetosum</i> mit <i>Alopecurus geniculatus</i>) (orange) <i>Eleocharis palustris</i> -Gesellschaft (hellgrün) und Flutschwaden-Röhricht (<i>Glycerietum fluitantis</i>) (rot) (km-Station 1+750 bis 2+260, Maßstab 1:2.000)	67
Abb. 16: Magerweide (<i>Lolio-Cynosuretum luzuletosum</i>) (km-Station 2+000 bis 2+200, Maßstab 1:2.000).....	69
Abb. 17: Feuchte Weidelgras-Weißkleeweide (<i>Lolio-Cynosuretum lotetosum</i> mit <i>Alopecurus geniculatus</i>) (km-Station 3+120 bis 3+470) (orange), im Uferbereich Knickfuchsschwanzrasen (<i>Ranunculo-Alopecurum geniculati</i>) (rot) (Maßstab 1:2.000)	70
Abb. 18: Rohrglanzgras-Röhricht (<i>Phalaridetum arundinaceae</i>) (km-Station 3+770 bis 3+800, Maßstab 1:2.000)	70
Abb. 19: Flutschwaden-Röhricht (<i>Glycerietum fluitantis</i>) (km-Station 4+480 bis 4+523, Maßstab 1:2.000).....	71
Abb. 20: Milzkrautflur (<i>Chrysosplenietum oppositifolii</i>) (km-Station 0+030, Maßstab 1:2.000).....	72
Abb. 21: Milzkrautflur (<i>Chrysosplenietum oppositifolii</i>) (km-Station 4+160, Maßstab 1:2.000), Tümpelquelle dunkelblau.	72
Abb. 22: Brachgefallene Feuchtwiese (<i>Angelico-Cirsietum oleraceum</i>) die über Sukzession in eine Mädesüß-Gesellschaft (<i>Valeriano-Filipenduletum</i>) übergeht (km-Station 0+000 bis 0+080, Maßstab 1:2.000)	73
Abb. 23: Landreitgras-Gesellschaft (<i>Calamagrostis epigeios-Gesellschaft</i>), bachuferbegleitend ein Röhricht (km-Station 2+980 bis 3+030, Maßstab 1:2.000)	74
Abb. 24: Feuchte Wiesenbrache, schutzwürdig (vgl. LÖLF, 1991 und HUERKAMP, 1997, Kapitel 5.1). Seit März 1999 intensive Nutzung durch Schafbeweidung. Da die Vegetation dadurch stark reduziert war, war eine pflanzensoziologische Aufnahme im Kartierzeitraum nicht möglich (Tümpelquelle dunkelblau) (km-Station 3+800 bis 4+150, Maßstab 1:2.000).....	74
Abb. 25: Bach-Eschenwald (<i>Carici remotae-Fraxinetum</i>) (km-Station 0+090 bis 0+285, Maßstab 1:2.000).....	75
Abb. 26: Bach-Eschenwald (<i>Carici remotae-Fraxinetum</i>) entlang eines Seitenzuflusses nahe des Mündungsgebietes des Hellenbrucher Bachs (km-Station 0+080, Maßstab 1:2.000).....	76
Abb. 27: Hainsimsen-Waldmeister/Perlgras-Buchenwald (<i>Galio oderati-Fagetum luzuletosum</i>) (km- Station 0+100 bis 0+935, Maßstab 1:2.000); da die Waldfläche die Seitengröße übersteigt, zeigt diese Abbildung den südlichen Teil des Buchenwaldes, in Abb. 25 b ist die Anschlußfläche im Norden dargestellt.....	77
Abb. 28: Hainsimsen-Waldmeister/Perlgras-Buchenwald (<i>Galio oderati-Fagetum luzuletosum</i>) (km- Station 0+100 bis 0+935, Maßstab 1:2.000), nördlicher Teil	78

Abb. 29: Sternmieren-Steileichen-Hainbuchenwald (<i>Stellario-Carpinetum</i>) (km-Station 0+704 bis 0+885, Maßstab 1:2.000).....	78
Abb. 30: Junger Eschenwald (km-Station 2+880 bis 2+980, Maßstab 1:2.000).....	79
Abb. 31: Längsschnitt einer Vegetationspassage (aus SIEKER, 1996).....	91
Abb. 32: Schnitt einer gedichteten Rigole (aus SIEKER, 1996).....	93
Abb. 33: Pläne zur Gestaltung von Kleingewässern für Amphibien (aus NOWAK, 1987).....	100
Abb. 34: Bauanleitung für einen Fledermauskasten (aus NOWAK, 1987).....	102
Abb. 35: Wasseramsel-Nistkasten (aus NOWAK, 1987).....	104
Abb. 36: Nisthilfe für den Eisvogel (aus BUNZEL & DRÜKE, 1982).....	105
Abb. 37: Bauweisen von Sohlenrampen (aus GUNKEL, 1996).....	115
Abb. 38: Grundsätze für die Neugestaltung kleiner Fließgewässer (aus BLFW, 1996).....	117
Abb. 39: Naturgerechte Uferstabilisierung von Erosionsufern durch Uferfußvorschüttung (F).....	119
Abb. 40: Grundschema der Ufersanierung. Die Uferböschung wird auf 1 : 3 bis 1 : 5 abgeflacht und im Mittelwasserbereich mit einer flach geneigten Steinschüttung aus einem Stein-Schotter-Kiesgemisch versehen (aus FRÖMBGEN et al., 1992).....	121
Abb. 41: Entwicklungsmaßnahmen.....	136

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Liste der im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten und höheren Taxa mit Zuordnungen zu Ernährungstypen (nach einer Liste der Arbeitsgruppe Hydrobiologie, Universität Essen), Habitatpräferenzen und biozönotische Regionen (nach BAYERISCHES LANDES-AMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1996).	37
Tab. 2: Prozentuale Verteilung der Ernährungstypen und die RETI-Werte (nach SCHWEDER, 1992) der Probestellen am Hellenbrucher Bach (1-12), Voishofer Bach (V) und Benninghovener Bach (B) im Mai 1996 und September 1996 (HUERKAMP, 1997) und 1997	42
Tab. 3: Die Saprobienindices der Makrozoobenthonuntersuchung von 1996 (nach DIN 38410, 1994)	49
Tab. 4: Die Saprobienindices der Makrozoobenthonuntersuchung von 1997 (nach DIN 38410, 1994)	50
Tab. 5: Zuordnung gefundener Taxa in Tiergruppen T 1/T 2, Einstufung von Individuenzahlen je Aufsammlung in Häufigkeitsklassen/Abundanzsiffern A (nach WENDLING, 1998, verändert)	51
Tab. 6: Chemische Güteklassifizierung Fließgewässer (LUA, 1997, verändert)	53
Tab. 7: Chemische Gewässergüte des Hellenbrucher Bachsystems; Klassifikation nach LUA, 1997 (vgl. Tab. 5)	55
Tab. 8: Chemische Gewässergüte des Hellenbrucher Bachsystems; Klassifikation nach LUA, 1997 (vgl. Tab. 6)	56
Tab. 9: Chemische Gewässergüte des Hellenbrucher Bachsystems; Klassifikation nach LUA, 1997 (vgl. Tab. 6)	57

1 Einführung

Naturnahe Bachlandschaften zählen zu den vielfältigsten und artenreichsten Lebensräumen der Kulturlandschaft. Als linienhafte Strukturen führen sie zu einer Vernetzung von Lebensräumen und ermöglichen die Wanderung und Ausbreitung vieler Tier- und Pflanzenarten. Ihre unterschiedlichen und eng miteinander verbundenen Biotope unterliegen der natürlichen Dynamik des Fließgewässers, wodurch sie sich und auch ihre Artenzusammensetzungen fortwährend verändern.

Die in der Vergangenheit sehr einseitigen, unter ökonomischen und technischen Gesichtspunkten durchgeführten Gestaltungsmaßnahmen an Fließgewässern, führten dazu, daß zahlreiche ökologische Funktionen natürlicher Bachlandschaften nicht mehr erfüllt werden konnten (OTTO, 1997). Die intensive Landwirtschaft, die zunehmende Versiegelung von Flächen und die Einleitungen von Schmutzwasser führten zur Gefährdung vieler Tier- und Pflanzenarten, so daß deren Lebensräume – Biotope und Pflanzengesellschaften natürlicher Fließgewässer – in den Roten Listen aufgeführt sind. Mit der Erarbeitung ökologischer Entwicklungskonzepte sollen auf der einen Seite gefährdete Tier- und Pflanzengesellschaften geschützt bzw. wiederangesiedelt werden, auf der anderen Seite verfolgen sie das Ziel, die Selbstreinigungskraft des Gewässers zu erhöhen und den Wasserhaushalt auszugleichen. Die Wiederherstellung dieses ökologisch intakten Zustandes soll durch die natürliche Fähigkeit eines Fließgewässers, sich eigendynamisch zu regenerieren, aktiviert und unterstützt werden.

Mit der Entwicklung von naturnahen Bachlandschaften wird der Hochwasserabfluß durch den Rückhalt in der Aue verlangsamt und der Wasserabfluß in Trockenzeiten erhöht, indem das gespeicherte Wasser verzögert wiederabgegeben wird. Durch die Retention werden Schwebstoffe, vor allem Nährstoffe und Bodenabschwemmungen, in der Aue abgesetzt, wodurch eutrophierende Stoffe entzogen werden. Die Selbstreinigung ist umso höher, je länger der Fließweg und je vielfältiger die Struktur eines Gewässers ist.

Für die Erstellung eines ökologischen Entwicklungskonzeptes wird in der vorliegenden Arbeit beispielhaft der Hellenbrucher Bach im Kreis Mettmann, Bundesland Nordrhein-Westfalen vorgestellt. Ausgehend von einem allgemeinen Hintergrund ("Fluß und Landschaft – Ökologische Entwicklungskonzepte", DVWK 1996) wird eine bestimmte Bachlandschaft bewertet und Entwicklungsvorschläge erarbeitet. Dazu werden limnologische Untersuchungsergebnisse über den Hellenbrucher Bach (HUERKAMP, 1997) verwendet. Außerdem werden die Flä-

chenutzungen des Einzugsgebietes kartenmäßig dargestellt und weitere limnologische Untersuchungen sowie vegetationskundliche Kartierungen durchgeführt. Der auf diesen Untersuchungen beruhenden Darstellung des Ist-Zustandes werden Leitbilder gegenübergestellt, die der Bewertung der Naturnähe und der Festlegung von Entwicklungszielen dienen. Das auf dieser Basis erarbeitete ökologische Entwicklungskonzept trägt einem ganzheitlichen Ansatz Rechnung, indem am Hellenbrucher Bach die Bereiche Einzugsgebiet, Gewässer und Aue berücksichtigt werden.

Der Hellenbrucher Bach ist wegen seiner Nähe zum Stadtgebiet Mettmann stark anthropogen beeinflusst. Die Zunahme von Wassereinleitungen durch die Erweiterung von Siedlungsflächen im Einzugsgebiet überfordert den Hellenbrucher Bach in seiner Kapazität, was sich durch Erosionsvorgänge an Ufer und Sohle bemerkbar macht. Seine Wasserqualität ist durch eutrophierende Stoffe beeinträchtigt. Geomorphologische Belastungen und die Verschlechterung der Gewässergüte im Verlauf der Fließstrecke führen zu Artenarmut und Massenvorkommen weniger und gegenüber anthropogenen Belastungen toleranterer Wasserorganismen. Die ökologische Struktur des Hellenbrucher Bachs ist in weiten Teilen jedoch recht naturnah, wodurch sein z.T. hohes Entwicklungspotential die Erreichung eines durchgängig naturnahen Fließgewässers möglich macht. In den Talsohlen überwiegen Feucht- und Naßgrünländer, und vereinzelt begleiten Bach-Eschenwälder den Bachlauf. Als Biotopverbundsystem ist der Hellenbrucher Bach vor allem für Amphibien von großer Bedeutung (HENF, 1993).

2 Allgemeine Kennzeichnung des Untersuchungsgebietes

2.1 Natürliche Gegebenheiten

2.1.1 Naturräumliche Gliederung und Landschaftsbild

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Mettmanner Lößterrassen (naturräumliche Einheit 337₁₀₀) im Bergisch-Sauerländischen Unterland des rechtsrheinischen Schiefergebirges (naturräumliche Einheit 337). Die Mettmanner Lößterrassen bilden den südwestlichsten Teil des sehr regenfeuchten Niederbergisch-Märkischen Hügellandes (naturräumliche Einheit 337₁).

Die Landschaft ist durch flachwellige Hügel und siefenartige Bachtäler charakterisiert. Die nährstoffreichen Böden werden vorwiegend ackerbaulich und die Täler weidewirtschaftlich genutzt. Der Naturraum wird in starkem Maße durch Verkehrswege und Besiedlung zerschnitten.

Der Hellenbrucher Bach liegt im Geltungsbereich des Landschaftsplanes des Kreises Mettmann. Der gesamte Bachverlauf und die nicht versiegelten Flächen seines Einzugsgebietes sind Teil der Landschaftsschutzgebiete L 51 und L 54. Entwicklungsziel dieser Schutzgebiete ist die "Anreicherung einer im ganzen erhaltungswürdigen Landschaft mit gliedernden und belebenden Elementen". Südwestlich von Röttgen stockt ein Erlenbruchwald auf einer ehemaligen Tongrube. Mit einer Flächengröße von 1,6 ha ist er im Landschaftsplan als „Geschützter Landschaftsbestandteil“ ausgewiesen und durch einen Zaun vor Zutritt geschützt. In steileren Hanglagen wurden Gebiete mit Bodenschutzfunktion und die Anlage von Bäumen festgesetzt, sowie Aufforstungsflächen ausgewiesen. Zu den bereits durchgeführten Aufforstungen zählen ein Fichten- und ein Erlenforst im mittleren Bachverlauf. Der Mündungsbereich ist Teil eines Schutzwürdigen Biotops (BK 4707-068) (LÖBF, 1996b). Als Maßnahme wird eine Naturschutzgebietsausweisung vorgeschlagen. Das gesamte Hellenbrucher Bachtal wurde aufgrund seiner wertvollen Grünlandflächen, seiner strukturellen Vielfalt und seiner hohen Bedeutung für Amphibien von der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF, 1996a) als Landschaftsschutzwürdige Biotopverbundfläche (VB-D-4707-025) ausgewiesen. Als Ziele werden die Erhaltung und Entwicklung vielfältig strukturierter Bachtäler, die Renaturierung des Baches und der Stillgewässer, extensive Grünlandnutzung und Förderung von bodenständigen Gehölzen genannt.

Der Hellenbrucher Bach verläuft südöstlich der Stadt Mettmann und fließt von nordöstlicher in südwestlicher Richtung (vgl. Abb. 2, S. 22 und Abb. 3, S. 34). Er hat eine Länge von 4,523 km und eine Breite von 0,3 bis 2,5 m bei mittlerem Wasserstand. Die Quellregion (südöstlich von Eistringhaus) liegt bei etwa 165 m ü. NN, die Mündung in den Mettmanner Bach (südlich von Hellenbruch) bei etwa 90 m ü. NN. Im mittleren Bereich der Fließstrecke münden der Voishofer und der Benninghovener Bach in den Hellenbrucher Bach. Die Fließstrecke aller Bäche wird durch mehrere Teichanlagen unterbrochen.

2.1.2 Geologie und Böden

Der geologische Aufbau wird im oberen und mittleren Bachlauf durch pleistozäne Lößablagerungen gebildet, die den Velberter Schichten des Oberdevons aufliegen. Die Velberter Schichten bestehen aus sandigen, teilweise leicht kalkhaltigen Tonschiefern. Im unteren Bereich des Hellenbrucher Baches wird der Tonschiefer von Mergelschiefer, der plattige und lokal mächtige Kalkbänke aufweist, gebildet. Bei Hellenbruch treten bis zu 50 m mächtige Kalkknotenschiefer (Untere Mantagne Fazies) auf, am Voishofer Bach liegen Kalklinsen im Untergrund (LANGE, 1996). Das Bachbettsubstrat langsam fließender Bereiche ist schluffig bis feinsandig und meist stark verschlammt. In schneller fließenden Bereichen treten z.T. Schieferfragmente, die dem geologischen Untergrund zuzuordnen sind, an die Oberfläche. Während im oberen Bachlauf feinkörnigere Substrate dominieren, wird das Bachbett im mittleren und unteren Bereich meist aus größeren Steinen gebildet.

Der vorherrschende Bodentyp im Bachtal ist der Gley. Stellenweise tritt Naßgley und Pseudogley-Gley auf. Zu den Bodenarten des Gleys zählen lehmiger Sand und schluffiger Lehm. Sie liegen schluffig-lehmigen Bachablagerungen auf. Der darunter liegende Horizont besteht aus lehmigen Schottern und sandig-kiesigem Material. Die Sorptionsfähigkeit und der Nährstoffgehalt der Gleyböden sind mittel bis hoch. Da das Grundwasser 4 - 8 dm unter der Geländeoberfläche liegt, sind sie meist feucht und nicht trittfest.

In den Hanglagen schließen Braunerde und Pseudogley-Braunerde an, die sich aus dem grüsig-steinigem, schluffigem Lehm des Hangschuttes gebildet haben. Teilweise treten flachgründige Ranker auf. Die Bodenzahl der Braunerdeböden liegt mit 25 bis 40 im mittleren Bereich, stellenweise mit 35 bis 50 etwas höher. Die Sorptionsfähigkeit und der Nährstoffgehalt liegen im mittleren Bereich. Der Grundwasserspiegel befindet sich tiefer als 20 dm unter der Geländeoberfläche. Bei Hellenbruch wurde der natürliche Boden z.T. durch meterhohe Aufschüttungen anthropogen überformt. Dort liegt der Grundwasserstand mit 30 dm unter der Geländeoberfläche sehr tief. Im weiteren Umfeld des Hellenbrucher Baches sind Parabraunerden und Pseudogley-Parabraunerden aus Löß bestimmend. Sie sind mittel- bis sehr tiefgründig und mit Bodenzahlen von 60 - 85 sehr gute, nährstoffreiche Standorte. Starker Bodendruck und Verschlümmungen durch hohe Niederschläge können in Hanglagen Erosionen hervorrufen.

2.1.3 Klima und Wasserführung

Das Klima des Untersuchungsgebietes ist mit einem Jahresniederschlag von 800 - 950 mm ozeanisch geprägt. Die mittlere Lufttemperatur liegt im Januar bei 1,0 - 1,5° C, im Juli bei 17,0 - 17,5° C (RICHTER, 1996). Durchschnittlich werden 8,5 - 9,0° C erreicht. Das Bachtal gehört zu den spätfrost- und inversionsgefährdeten Regionen.

Das Grundwasser, das dem Hellenbrucher Bach zufließt, zirkuliert vorwiegend in Spalten und Klüften des sandigen Tonschiefers (Velberter Schichten), Ton- und Mergelschiefers. Kalkhaltige Tonschiefer führen ein überwiegend erdalkalisches Wasser mit hohen Hydrogenkarbonatgehalten (LANGGUTH, 1966). Der pH-Wert des Hellenbrucher Baches liegt bei 7 bis 8. In seiner chemischen Zusammensetzung entspricht er dem Typ "Karbonatbach" (BRAUKMANN, 1987).

Die Quellen der Velberter Schichten sind stark niederschlagsabhängig und treten am Rande der Höhen aus. Im Sommer fallen sie häufig trocken. Im Hellenbrucher Bachtal beträgt die Flächenspende durchschnittlich nur 1 bis 2 l/s km². Im Bereich des mittleren Bachverlaufs werden z.T. mit bis zu 5 l/s km² höhere Flächenspenden erreicht, da das Gebiet durch mächtige Kalkbänke eine höhere Durchlässigkeit besitzt. Innerhalb des Massenkalkzuges bei Mettmann beträgt die Flächenabflußspende 7 l/s km² (LANGGUTH, 1966). Da Karstgesteine jedoch Grundwasserleiter ausbilden, die nicht durchgängig sind, fließt dem Hellenbrucher Bach dort wahrscheinlich weniger Wasser zu.

In seiner Wasserführung ist der Bach durch häufiges Trockenfallen im Bereich der ersten 500 m unterhalb der Quellregion gekennzeichnet, so daß er vor allem durch eine Tümpelquelle nahe der Siedlung Röttgen gespeist wird.

Durch den hohen Versiegelungsgrad des Einzugsgebietes werden große Mengen an Niederschlags- und Mischwasser in den Bach eingeleitet, wodurch der Wasserstand und die Fließgeschwindigkeit schnell ansteigen und durch die hydraulischen Belastungen erosive Vorgänge an Gewässerböschung und -sohle hervorgerufen werden. Die Strömungsgeschwindigkeit des Hellenbrucher Baches entspricht der eines Mittelgebirgsbaches in weiten Teilen. Mehrere Sohlabstürze und Teichanlagen führen durch Aufstauungen jedoch zu unnatürlich langsamen Fließgeschwindigkeiten und durch verstärkte Ablagerungen von Schwebstoffen zu einer Verschlammung der Bachsohle. Zudem ist der Schwebstoffgehalt unterhalb von Teichanlagen deutlich erhöht. Durch hohe Sohlabstürze, Teiche und Verrohrungen wird in einigen Bereichen die Durchgängigkeit des Baches für Fließwasserorganismen unterbrochen. Stellenweise

verändern Begradigungen und naturferner Ausbau die natürlichen Strömungs- und Substratverhältnisse.

2.2 Anthropogene Bedingungen

2.2.1 Besiedlung

Die dichte Besiedlung des Kreises Mettmann führt zu wesentlichen Veränderungen der Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit. Durch die Flächenversiegelung wird die natürliche Versickerung von Niederschlagswasser verhindert. Das abfließende Regenwasser wird in Kanalsysteme geleitet, wo es mit Abwasser gemischt wird. Als sogenanntes Mischwasser wird es bei Überschreiten der Kapazität der Kläranlage Hellenbruch dem Hellenbrucher Bach zugeführt, wodurch Schadstoffe wie Ammonium, Detergentien, Schwermetalle, Cyanide und organische Lösungsmittel in den Bach eingetragen werden.

Verbrennungsprozesse der Industrie und Autoabgase beeinflussen die Wasserqualität indirekt. Sie führen zu sauren Niederschlägen, die durch Versickerung das Grundwasser belasten oder direkt in die Oberflächengewässer gelangen. Sauren Niederschläge sind zudem mitverantwortlich für hohe Nitratgehalte in Boden und Wasser. Durch niedrige pH-Werte wird die Löslichkeit von Schwermetallen erhöht. Belastungen von Boden, Grund- und Oberflächenwasser durch den Straßenverkehr gehen außerdem auf direkte Einträge zurück. Im Randbereich von Straßen sind die Oberböden häufig mit anorganischen und organischen Stoffen aus dem Abrieb von Reifen und Bremsbelägen, aus den Abgasen und aus Tropfverlusten angereichert (GOLWER & SCHNEIDER, 1983). Zu den dort eingetragenen Schadstoffen zählen Blei, Zink, Cadmium, Chrom, Kupfer, Arsen, aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe und Dioxine (LEUCHS & RÖMERMANN, 1991). Durch winterliche Streuung werden Auftausalze (Natrium- und Chloridionen) im Boden angereichert. Straßenabwasser wird über offene Gräben in die Oberflächengewässer eingeleitet und führt zu stoßweisen Belastungen.

Da in Stadtböden auch schadstoffbelastetes Baumaterial verwendet wird, kann es zu Schadstoff-einträgen in das Grundwasser kommen. Ein Gefährdungspotential stellen die Altlasten dar, die sich im Einzugsgebiet des Hellenbrucher Baches an zwei Standorten befinden und der Gefährdungskategorie II zuzuordnen sind. Es handelt sich um eine Deponie mit Gießereialtsanden und Bauschutt bei Korreshof und um Altablagerungen aus Bauschutt und Bodenaushub bei Hornses.

2.2.2 Landwirtschaft

Die Einflüsse durch die Landwirtschaft betreffen Fauna, Flora und Stoffhaushalt der Fließgewässer und der Aue. Die Grünlandstandorte am Hellenbrucher Bach haben oft keinen oder einen sehr lückigen Ufergehölzstreifen, wodurch im Vergleich zu naturnahen Gewässern weniger Fallaub und Totholz in das Gewässer eingetragen wird und daher wichtige Strukturelemente für die Gewässerfauna fehlen. Bereiche ohne Ufervegetation verlieren ihre Pufferfunktion gegenüber Schadstoffeinträgen. Die geringe Beschattung verursacht eine Erwärmung des Wassers, wodurch der Sauerstoffgehalt vor allem in langsam fließenden Bereichen abnimmt. Durch die verstärkte Sonneneinstrahlung wird die Photosyntheseaktivität gefördert, so daß es zu einem massenhaften Ausbreiten von Wasserpflanzen kommen kann.

In hohem Maße an der Eutrophierung von Oberflächengewässern beteiligt, ist die Überdüngung landwirtschaftlicher Flächen mit Gülle und Nitratdüngern. Durch den Abbau stickstoffhaltiger Substanzen (Proteine, Harnstoff/Gülle) werden die Pflanzennährstoffe Ammonium, Nitrat und Phosphor gebildet. Mit zunehmender Temperatur und steigenden pH-Werten in den alkalischen Bereich wird Ammonium zu toxischem Ammoniak umgewandelt. Ammoniak kann auch über den Luft-/Regenpfad aus Viehhaltungen und bei der Gülleausbringung in Oberflächengewässer gelangen. Einträge von Phosphor in das Gewässer erfolgen überwiegend durch Abschwemmung und Erosion. Phosphor gilt als minimierender Faktor für das Pflanzenwachstum und die Eutrophierung. Generell wird mehr Stickstoff als Phosphor in die Gewässer transportiert, da dieser in Form von Phosphaten stark an Bodenteilchen gebunden wird. Die Austräge von Nährstoffen in Grund- und Oberflächengewässer sind bei Grünlandnutzung erheblich geringer als bei Ackernutzung. Neben Nährstoffeinträgen gelangen auch Pflanzenschutzmittel durch Erosion, Auswaschung oder über Direkteinträge in die Oberflächengewässer.

2.2.3 Gewässernutzungen

2.2.3.1 Vorflutnutzung: Regen- und Mischwassereinleitungen, Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen

Der Hellenbrucher Bach ist durch Wassereinleitungen aus versiegelten Flächen, die z.T. auch aus Bereichen, die nicht mehr dem natürlichen Einzugsgebiet zuzuordnen sind, stammen, und in ihren Ausmaßen den natürlichen Abfluß übersteigen, in seiner Kapazität stark überfordert. Durch die stoßweisen Einleitungen großer Wassermengen bei Kanalentlastungen nimmt die Fließgeschwindigkeit zu und führt zu hydraulischen Belastungen am Bachbett. Uferabbrüche und Tiefenerosionen zählen zu den charakteristischen Strukturbeeinträchtigungen.

Mischwassereinleitungen beeinflussen die aquatische Lebensgemeinschaft durch Veränderung des Stoffhaushaltes. Da sich sowohl das Nahrungsangebot als auch die Substratstruktur durch die anthropogenen Einflüsse dauernd ändern, wird die Ausprägung einer stabilen Biozönose verhindert. Der Stoffhaushalt wird durch den Eintrag von abbaubarer organischer Substanz, die im Gewässer sauerstoffzehrenden biochemischen Prozessen unterliegt, stark verändert. Nach PODRAZA (1991) lösen hohe Sauerstoffdefizite bei Makroinvertebraten erhöhte Driftraten aus, wodurch dort, wo die Belastung sehr hoch ist, keine oder nur wenige Arten leben. Ammonium, Nitrat, Nitrit und Phosphat werden entweder direkt eingeleitet oder durch Abbauvorgänge freigesetzt. Es kommt zu einer starken Trübung und durch Absetzung der partikulären Stoffe zu einer Verschlammung der Gewässersohle. Im Schlamm kommt es zur Bildung von giftigem Schwefelwasserstoff und Fäulnisstoffen, wie Skatol, Indol und Hydroxylamin (SCHÖNBORN, 1992). Weitere toxische Stoffe im Abwasser sind Schwermetalle, Pestizide, Öle und Detergentien, wobei auch Ammonium als toxisch gilt, wenn es in hochgiftiges Ammoniak umgewandelt wird (FRIEDRICH & RENNERICH, 1991). Von einer toxischen Wirkung ist bei Konzentrationen von $> 0,1 \text{ mg/l NH}_3\text{-N}$ auszugehen.

Durch die organische Belastung erhöht sich die Bakteriendichte. Ästhetische Probleme werden durch groben Abfall (vor allem Papier und Kunststoff) hervorgerufen. Die genannten Wirkungen sind umso intensiver, je häufiger das Kanalnetz entlastet wird, je ungünstiger das Mischungsverhältnis von Eigenwasserführung und Abwassermenge ist, und je länger die Einzelereignisse andauern (FRIEDRICH & RENNERICH, 1991). Die Tatsache, daß die Mehrzahl der Entlastungen auf Abflüsse trifft, die niedriger liegen als die Mittelwasserführung, ist aus ökologischer Sicht sehr bedenklich.

Die Einleitung von Mischwasser in Fließgewässer führt neben einer Veränderung der Ernährungstypen-Zusammensetzung des Makrozoobenthons zu einer Verarmung der Organismengesellschaft. Es treten vermehrt potamale und abwassertolerante Arten auf. Unter den Ernährungstypen dominieren nicht, wie oberhalb der Einleitung Zerkleinerer und Weidegänger, sondern Detritusfresser (PODRAZA, 1991). Unter den nachgewiesenen Arten am Hellenbrucher Bach gelten einige als relativ abwassertolerant. Dazu zählen die Larven der Eintagsfliegen *Baetis rhodani* und *Ephemerella ignita*. Typisch bei Abwassereinleitungen ist auch die Zunahme von *Prodiamesa* (Chironomidae). Bei den Oligochaeten sind in den abwasserbelasteten Zonen *Limnodrilus hoffmeisteri* und *Tubifex tubifex* dominant. Auch die Artenzahlen und/oder Dichten von Protozoen, Anneliden, *Asellus*, *Hydropsyche angustipennis* und *Erbodella octoculata* steigen. Die Gesamtartenzahlen verringern sich (vgl. SCHÖNBORN, 1992). Nach BONEß (1991) wird die Verarmung entscheidend durch Sauerstoffmangel im Interstitial hervorgerufen, das als Kies- und Sandlückensystem unter der Gewässersohle vor allem von kleinen Larven und Wasserinsekten besiedelt wird. Das Interstitial ist der Besiedlungsschwerpunkt kleiner Bäche. Von dort aus findet die Wiederbesiedlung der Gewässersohle statt. Es ist für den Aufbau und den Erhalt intakter Nahrungsnetze von großer Wichtigkeit (SCHWOERBEL, 1993).

Vor allem durch die Erweiterung der Siedlungsfläche Röttgen ist, um das erhöhte Aufkommen von Regen- und Abwasser zu speichern, der Bau weiterer Regenrückhaltebecken geplant. Am Benninghovener Weg begann der Bergisch-Rheinische Wasserverband 1998 mit dem Bau eines unterirdischen Regenüberlauf- und oberirdischen Regenrückhaltebeckens. Das Nutzvolumen des Regenrückhaltebeckens beträgt etwa 2650 m³. Es ist als offenes Erdbecken mit einer durchschnittlichen Böschungsneigung von 1 : 2,5 ausgeführt. Die Sohle ist mit einem hydraulisch wirksamen Drosselorgan in Form eines Bodenfilters mit einer belebten Bodenschicht von 60 cm und einer Gesamtstärke von 1 m ausgebildet, durch die das Mischwasser versickert und z.T. gereinigt wird. Die Sohle wird gegen den Untergrund abgedichtet. Als Notentlastung dient ein parallel zum Bach verlaufender Beckenüberlauf mit einer Länge von 40 m und einer Böschungsneigung von 1 : 2, der mit Geotextil und Steinsatz befestigt ist. Das Regenrückhaltebecken entlastet im Mittel 6 mal pro Jahr über die Notentlastung in den Hellenbrucher Bach. Die Entlastungsdauer liegt zwischen 20 und 45 Minuten, dabei wird außer bei Spitzenereignissen eine Überströmhöhe von 15 cm nicht überschritten. Das Einzugsgebiet des Regenüberlaufbeckens umfaßt etwa 60 ha, wovon ca. 44,5 ha versiegelt sind (SPIEKERMANN GMBH & CO. BERATENDE INGENIEURE, 1998). Angeschlossen ist auch die Gewerbefläche der Firma Georg Fischer. Da die hohen Ablagerungen von Feinstäuben auf

der Industriefläche Fischer durch Regenwasserentlastungen, Sickerwasserzufuhr und Einträge über den Luftpfad das Interstitial im Hellenbrucher Bach verstopfen, wäre aus ökologischen Gründen eine Beseitigung der Stäube durch die Firma Fischer zu fordern. Das kann z.B. über Filtereinrichtungen vor Einleitung in das Kanalnetz oder in Sickerwasserrohre erfolgen.

In Planung ist ein weiteres offenes Regenrückhaltebecken im Bereich der Weidefläche bei Bollenhöhe (EMIG, 1999). Unter der Beckensohle werden Kiesrigolen eingebaut, über die das Mischwasser in einen Drosselschacht gelangt und mit einer Geschwindigkeit von maximal 80 l/s in den Hellenbrucher Bach eingeleitet wird.

Durch die Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen werden dem Hellenbrucher Bach neben zusätzlichen Wassermengen auch Nährstoffe und chemische Pflanzenschutzmittel zugeführt. Dränsysteme dienen der Erhöhung der Erträge durch Erleichterung der Bodenbearbeitung und ermöglichen eine intensivere Bewirtschaftung der Flächen. Viele Ackerflächen im Einzugsgebiet verfügen über angelegte Erosionsrinnen, die Niederschlagswasser angereichert mit Nährstoffen und Schadstoffen in den Hellenbrucher Bach leiten. Von einigen Ackerflächen in Hanglagen erodiert mit dem Regenwasser Bodenmaterial in den Bach.

Die feuchten Wiesen und Weiden des Hellenbrucher Bachtals sind als Vernetzungskorridore für bedrohte Amphibienarten von großer Bedeutung (HENF, 1993). Da sie überwiegend nicht entwässert sind, führt die intensive Weidewirtschaft, die meist unmittelbar an den Bach grenzt, zu starken Trittschäden. Vermutlich wurden Teilabschnitte begradigt und tiefergelegt, um eine Entwässerung der angrenzenden Flächen zu erreichen. Eintiefungen sind jedoch vielfach auch das Ergebnis von Tiefenerosion und in Lößgebieten z.T. natürlichen Ursprungs.

2.2.3.2 Gewässerausbau

In der Kulturlandschaft der Mittelgebirgstäler sind großflächige, extensiv genutzte Feuchtwiesen und -weiden mit frei fließenden Fließgewässern landschaftsprägend. Im Gegensatz zur Naturlandschaft sind die Gewässer nicht durchgängig bewaldet, sondern nur entlang der Ufer. Die natürliche Gehölzvegetation der Uferstreifen ermöglicht eine vollständige Beschattung des Wassers, wodurch Pflanzenwachstum im Wasser verhindert wird und ein hoher Sauerstoffgehalt aufrechterhalten wird.

Die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Gewässeraue und die steigende Bevölkerungsdichte schränken die natürliche Dynamik der Fließgewässer jedoch zunehmend ein. Die natürlichen Feuchtgebiete und die in ihnen lebenden Tier- und Pflanzenarten wurden stark gefährdet. Unnatürliche Licht-, Strömungs- und Substratverhältnisse führten in vielen Fließgewässern zu einer Veränderung der Zusammensetzung der Biozönose.

Steile Sohlenschwellen und Absturzbauwerke dienen vor allem dazu, die durch verstärkte Einleitung von Niederschlags- und Abwasser verursachten schnellen Abflüsse und die durch hydraulische Belastungen entstandene Tiefenerosion zu begrenzen (BLESS, 1981). Neben dem positiven Aspekt der Sauerstoffanreicherung haben sie jedoch auch einen negativen Einfluß auf die Durchgängigkeit des Fließgewässers für Wasserorganismen. Durch naturferne Eingriffe wird die Eigendynamik des Gewässers eingeschränkt, wodurch das ökologische Gleichgewicht gestört wird. Der Verlust von natürlichen Biotopen des Baches und seiner Aue führt zu einer verminderten Selbstreinigungskraft und Retentionsfähigkeit. Heute zielen gewässerbauliche Maßnahmen vor allem auf die Unterstützung natürlicher, eigendynamischer Vorgänge. Erosionsvorgänge und Bettverlagerungen werden als Laufentwicklungsprozesse z.T. zugelassen, da sie für die Ausbildung einer naturnahen stabilen Laufkrümmung wichtig sind.

Am Hellenbrucher Bach wurde im Bereich der Kläranlage Hellenbruch das Ufer auf einer Länge von etwa 420 m mit Rasengitterstein befestigt und der Bachlauf begradigt. Zur Stabilisierung des Bachbettes wurden vor allem unterhalb von Regenüberläufen Steinschüttungen eingebracht. Mehrere hohe Abstürze, steile Sohlenrampen, Durchlässe und Verrohrungen unterbrechen die Durchgängigkeit des Baches im gesamten Verlauf. Oberhalb eines Absturzes in Höhe des Zuflusses Voishofer Bach hat sich ein tiefer, stark verschlammter Staubereich entwickelt. Unterhalb des Gruitener Wegs wird dem Bach über einen mit Steinen befestigten oberirdischen Kanal Straßenabwasser zugeführt. Bei Eistringhaus wird das Quellwasser über

ein Kunststoffrohr (künstliche Einfassung) in das natürliche Gewässerbett geleitet, wodurch die Ausbildung einer quelltypischen Fauna und Flora verhindert wird.

2.2.3.3 Teichwirtschaft

Einflüsse durch die Teichwirtschaft ergeben sich durch Stauwirkung und Stoffzufuhr, die physikalisch-chemische Parameter und die biologische Besiedlung eines Fließgewässers verändern. Durch Einträge von Phosphaten und stickstoffhaltigen Ausscheidungen der Fische führen Fischteiche zu Verschmutzungen und Eutrophierungen in Fließgewässern. Neben dem Sauerstoffverbrauch der Fische durch Atmung führt gleichzeitig der verstärkte Abbau organischer Substanzen zu Sauerstoffentzug.

Durchflußsysteme unterbrechen die Durchgängigkeit der Fließstrecke, da Stillgewässer Barrieren darstellen und von Fließgewässerorganismen nicht besiedelt bzw. durchwandert werden. Untersuchungen von DARSCHNIK & SCHUHMACHER (1987) zeigen, daß sich unterhalb von Teichen Wassertemperatur, BSB₅-Wert und Nitritgehalt erhöhen. Auch ist oft eine Verschlechterung des Saprobienindex zu erwarten. Zunehmend typische Arten von Bachunterläufen zeigen die "potamale Umwandlung des Rhithrals" an. Oft überwiegen "opportunistische" Arten und Ubiquisten. Durch das große Angebot an fein suspendierter, organischer Substanz, wird die ernährungsbiologisch begründete Abfolge von Fließgewässerbiozöten gestört. Die zu erwartende Zerkleinerer/Weidegänger-Gemeinschaft wird durch eine Filtrierer/Detritusfresser-Biozönose ersetzt.

Der Hellenbrucher Bach und seine Zuflüsse Benninghovener Bach und Voishofer Bach durchfließen mehrere Fischteichanlagen. Bei Röttgen wird eine Teichanlage im Hauptschluß betrieben. Sie wird zusätzlich von einem weiteren Zulauf, der nördlich von Wilhelmshöhe entspringt, gespeist. Seit Ende 1998 verfällt die Anlage zunehmend und wird nicht mehr für die Forellenzucht genutzt. Es wurden Spiegelkarpfen eingesetzt. Eutrophierung führte zu verstärktem Pflanzenwachstum. Etwa 250 m bachabwärts liegt eine Karpfenteichanlage im Nebenschluß, die durch hohes Algenwachstum stark getrübt ist. Nach weiteren etwa 150 m Fließstrecke durchfließt der Hellenbrucher Bach einen Teich im Hauptschluß, der seit mehreren Jahren nicht mehr bewirtschaftet wird und z.T. verlandet ist. Der Teich ist durch hohe Gehalte an organischen Schwebstoffen stark getrübt. Durch Jauche- und Silagewassereinleitungen eutrophiert er zunehmend.

3 Leitbild

3.1 Einführung

Die Formulierung eines Leitbildes ist grundlegende Voraussetzung für die Planung eines Entwicklungskonzeptes. Das Leitbild eines Fließgewässers orientiert sich dabei an funktionellen Zusammenhängen, die aus der allgemeinen Ökosystemtheorie hergeleitet werden (BLFW, 1996). Demnach sind Ökosysteme nichtlineare, offene Systeme, die mehrere Möglichkeiten haben, einen stabilen Zustand zu erreichen. Sie besitzen eine „ökologische Elastizität“ d. h. die Fähigkeit, sich nach einer Störung aus eigener Kraft zu reorganisieren. Sind die Störungen jedoch zu stark, z.B. durch größere wasserbauliche Eingriffe oder anhaltende Abwasserbelastung, verändert sich seine innere Struktur, um ein neues Gleichgewicht zu erreichen. Die neue Struktur ist jedoch wesentlich instabiler und hat ein geschwächtes Reorganisationsvermögen. Da nur naturnahe Fließgewässer wieder in ihre ursprüngliche ökologische Gesamtsituation zurückkehren können, muß die natürliche Entwicklung des Gewässers geschützt und gefördert werden. Bei der Reorganisation findet durch die wechselnden Abflüsse eine Veränderung der räumlichen Verteilung der Habitats und der Tiere und Pflanzen statt (BLFW, 1996).

Das Leitbild stellt den potentiell natürlichen Zustand anhand des heutigen Naturpotentials des Gewässerökosystems dar und schließt insofern nur irreversible menschliche Einflüsse ein (LUA, 1999a). Es dient als Maßstab für die Bewertung von Bächen. Der Ist-Zustand beschreibt den aktuellen ökologischen Zustand. Er wird durch definierte Bewertungsverfahren beschrieben, die die biologische und chemische Gewässergüte sowie die Gewässerstrukturgüte beinhalten. Zusätzlich werden die ernährungstypologischen Verteilungen und die Artengesellschaften des Makrozoobenthon sowie die aktuelle Vegetation miteinbezogen. Der Soll-Zustand gibt das Entwicklungsziel wieder, das unter Einbeziehung aller Einschränkungen einen Zustand mit der derzeit größtmöglichen Naturnähe darstellt (GUNKEL, 1996).

3.2 Ganzheitliches Leitbild

3.2.1 Abflußdynamik

Die Abflußdynamik beschreibt das Abflußgeschehen, den daran gebundenen Stofftransport und das Wechselspiel von Erosion und Sedimentation als bettgestaltende Prozesse. Der Stoffhaushalt ist in natürlichen Fließgewässern ungestört. Bei erhöhten Abflüssen kommt es

mehrmals jährlich zu Überschwemmungen und Uferverlagerungen. Retentionsräume verzögern den Abfluß und reduzieren die Feststofffracht. Das Abflußverhalten im Gewässer wird durch die natürliche Retentionsfähigkeit im Einzugsgebiet bestimmt (BLFW, 1996).

3.2.2 Gewässerbettdynamik (potentielle Gewässerstruktur)

LUA (1996) unterscheidet die Leitbilder im Rahmen der Gewässerstrukturgütekartierung nach dem „allgemeinen Leitbild“ und dem „spezifischen Leitbild“. Das „allgemeine Leitbild“ beschreibt den Idealzustand für alle Fließgewässertypen. Im Mittelpunkt stehen die dynamischen Prozesse hinsichtlich des Abflußgeschehens, der Gewässerbettgestaltung, der Auenausbildung, des Stoffhaushaltes und der Entwicklung der Lebensgemeinschaften. Das „spezifische Leitbild“ beschreibt eine spezifische Ausprägung des „allgemeinen Leitbildes“ für eine bestimmte Fließgewässerkategorie (z.B. Muldentalbach) und wird auf der Basis untersuchter, naturnaher Referenzgewässerstrecken entwickelt. Der Festlegung der Leitbilder geht eine typologische Einstufung des Gewässers anhand der Geländeform, der Gewässergröße und naturraumtypischer Aspekte voraus. Die Festlegung der gewässertypologischen Zugehörigkeit richtet sich nach der Form und Strukturentwicklung eines Gewässers. Die Einstufung hängt vom Talgefälle, von der Talform und der Form und Breite der Talniederung ab.

Nach der Karte der Fließgewässerlandschaften in Nordrhein-Westfalen (LUA, 1999a) ist das Untersuchungsgebiet dem Silikatischen Grundgebirge zugeordnet. Der Hellenbrucher Bach entspricht dem Bachtyp „*Kleiner Talauebach im Grundgebirge*“ und dem Hydrologischen Typ „*Oberflächenwassergeprägter Bach*“. Demnach sind die Talformen **Muldental**, **Kerbsohlental** und **Sohlen-Auental** charakteristisch (LUA, 1999a).

Das Talbodengefälle des Bachtyps „*Kleiner Talauebach im Grundgebirge*“ beträgt natürlicherweise 10 – 50 ‰. Die Sohlgefällestruktur führt zu einem regelmäßigen Wechsel von Schnellen und Stillen. Das Strömungsbild ist turbulent und schnell fließend, bei Fließgeschwindigkeiten in langsamen Bereichen zwischen $< 0,1$ und 1 m/s und $0,3$ bis $0,5$ m/s in schnelleren Fließregionen. Die kritische Sohlschubspannung liegt bei $30 - 150$ N/m². Die Strömungsdiversität ist mäßig bis sehr groß. Die Laufentwicklung ist schwach gekrümmt bis geschlängelt, mit Tendenz zur Verzweigung. Bei Hochwasser kann es zu kurzzeitigen Ausuferungen bis hin zur Ausbildung von Hochflutrinnen bei Spitzenhochwasser kommen. Totholz und Uferbäume können Ufer- und Sohlenerosion hervorrufen. Zu den besonderen Laufstrukturen zählen Treibholzansammlungen, Sturzbäume, Inselbildung, Laufverengungen und –weitungen. Das Gewässerbett ist flach und strukturreich mit großer Breiten- und Tiefen-

varianz. Mehr als 30 % der Uferpartien bestehen aus Schotter. Die Einschnittstiefe liegt bei 20 - 100 cm. Prall- und Sturzbäume, Baumumläufe, Unterstände und Holzansammlungen ermöglichen ein sehr vielfältiges Strömungsbild. Zu den besonderen Sohlenstrukturen zählen Schnellen, Kolke, Wurzelflächen und Kehrwasser (LUA, 1999a).

Große und Kleine Talauebäche im Grundgebirge sind besonders dynamische Gewässer, die Raum für ihre eigendynamische Entwicklung benötigen. Angrenzende Grünlandnutzung der Aue führt zu verstärkter Tiefenerosion und zum Erscheinungsbild des „Wiesebaches“ mit hohen Abbruchkanten und Erosionsufern (LUA, 1999a), wie am Hellenbrucher Bach deutlich zu beobachten ist.

Da die einzelnen Gewässerabschnitte unterschiedlichen Talformen folgen, werden in Anlehnung an LUA (1996) nachfolgend die morphologischen Besonderheiten der Grundtypen vorgestellt.

Kerbtalbach

Die Gestalt des Gewässers wird vorwiegend durch die Morphologie und durch Vegetationsstrukturen bestimmt. Der Gewässerverlauf folgt der Tallängsachse. Die Laufkrümmung ist meist schwach, z.T. auch gestreckt. Es findet keine Krümmungserosion statt.

Sohlentalebach

Die Laufkrümmung ist stark geschwungen bis geschlängelt, die Krümmungserosion meist schwach. Vielfach kommt es zu Geschiebeakkumulationen, Ansätzen zu Bildungen von Querbänken, Totholzansammlungen und Laufaufweitungen mit Ansätzen zur Furtbildung.

Muldentalbach

Die Laufkrümmung ist je nach Talnutzung schwach bis stark gekrümmt oder leicht geschlängelt bis stark geschwungen. Die Querprofile sind im Wald naturgemäß sehr flach. Bei Wiesenutzung bilden sich kastenförmige tief eingeschnittene Profile. Krümmungserosion ist häufig anzutreffen, wobei ihre Ausprägung meistens schwach ist. Typisch sind leichte Uferunterspülungen bei stabiler Böschung. Vereinzelt finden sich Ufer- und Krümmungsbänke, Totholzansammlungen, Laufweitungen mit Querbänken und natürliche Sohlabstürze.

3.2.3 Auendynamik

In der Naturlandschaft ist die Aue durch hoch anstehendes Grundwasser gekennzeichnet. Sie wird mehrmals jährlich überschwemmt und dient als Retentionsraum für Wasser und mitgeführte Stoffe. Durch die Abflußdynamik unterliegen die Auestandorte Veränderungen. Es besteht eine enge Verbindung zwischen Land und Wasser und eine Vielfalt unterschiedlicher und artenreicher Lebensräume. Die Aue ist weitgehend mit Auwald bestockt. Von Aue und Einzugsgebiet gehen keine stofflichen oder energetischen Belastungen aus, die die Elastizität des Gewässerökosystems überfordern (BLFW, 1996).

3.2.4 Stoffdynamik

Die stoffliche Belastung natürlicher Fließgewässer beschränkt sich auf den geogenen Hintergrund. Daher sind alle Stoffe, die den Energiefluß oder den Stoffkreislauf erheblich verändern, zurückzuhalten (BLFW, 1996).

3.2.5 Besiedlungsdynamik

Alle typischen Lebensräume, Tier- und Pflanzenarten sind vollständig vertreten und die Populationen dauerhaft existenz- und entwicklungsfähig (BLFW, 1996).

3.2.5.1 Potentielle natürliche Vegetation

Auf dem grundwasserbeeinflussten Gley stockt natürlicherweise ein artenarmer Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald mit Hainbuche, Rotbuche, Hasel, Weißdorn und Hundsrose. Bachbegleitend tritt der Hainmieren-Erlen-Auenwald mit Schwarzerle, Esche und Traubenkirsche auf. Auf den Braunerdeböden wären vor allem artenreiche Hainsimsen-Buchenwälder zu erwarten, stellenweise Perlgras-Buchenwald. Gute Bedingungen findet der Silikat-Buchenwald in den Unterhanglagen auf grusig-steinigem, schluffigem Lehm vor allem im Mündungsgebiet. In seiner Basen- und Nährstoffversorgung entspricht er dem Flattergras-Buchenwald, und unterscheidet sich floristisch nur durch das Auftreten der Hainsimse von diesem. Parabraunerden sind die natürlichen Standorte der Flattergras-Buchenwälder. Neben Stieleiche und Hainbuche dominiert die Rotbuche. Im Bereich des unteren Bachlaufs kommt neben dem artenreichen auch der artenarme Hainsimsen-Buchenwald natürlicherweise vor. Er stellt die Charaktergesellschaft der basenarmen Böden des Berg- und Hügellandes dar. Ausgangsgesteine sind Tonschiefer und Schiefertone, die zu sauren Braunerden umgewandelt

wurden. Auf Kahlschlägen und Waldlichtungen sind Fingerhut-Weidenröschen-Gesellschaften und Fuchsgreiskraut-Traubenholundergestrüpp charakteristisch (TRAUTMANN, 1972).

Die die Kulturlandschaft charakterisierenden Ersatzgesellschaften im Hellenbrucher Bachtal sind die Glatthafer-Wiesen, die „typische Tal-Fettwiese“ und die „frische Tal-Fettwiese“ mit Wiesen-Fuchsschwanz. Den „Feuchtwiesen-Aspekt“ bestimmt die Kohldistelwiese (SZIJJ, 1988). Die potentiell natürlichen Waldgesellschaften dieser Standorte sind Stieleichen-Hainbuchenwälder mit bachbegleitenden Erlenwäldern. Im Bereich des unteren Bachlaufs (ab km Station 0 + 700) sind artenarme bis artenreiche Hainsimsen-Buchenwälder zu erwarten, die in weiterer Entfernung zum Bach in Flattergras-Buchenwälder übergehen (UNTERE LANDSCHAFTSBEHÖRDE KREIS METTMANN, 1996). Auf brachliegenden Feuchtwiesen tritt die „Mädesüß-Hochstauden-Gesellschaft“ auf, kleinflächig im Uferbereich die nitrophile „Pestwurz-Uferflur“. Den unteren Mittelwasserbereich kennzeichnen Fließwasser-Röhrichtgesellschaften.

Neben dem Hainmieren-Schwarzerlenwald ist auch der Bach-Eschenwald fließgewässerbegleitend zu erwarten. Er stockt überwiegend auf saurem Silikatgestein. Neben Hasel, Schneeball, Pfaffenhütchen und Weißdorn in der Strauchschicht überwiegen in der Bodenvegetation hygrophile Pflanzen wie Hexenkraut, Waldziest, Frauenfarn, Drahtschmiele, Rührmichnichtan und Winkelsegge und anspruchsvolle Arten wie Buschwindröschen, Scharbockskraut, Nelkenwurz, Goldnessel und Milzkraut (SZIJJ, 1988). Der Hainmieren-Schwarzerlenwald steht häufig im Kontakt zum Bach-Eschenwald, bevorzugt aber etwas höher gelegene, weniger sickernasse Standorte. Er ist oft nur als schmaler Saum („Galeriewald“) ausgebildet. Neben der dominierenden Schwarzerle als Hauptbestandsbildner zählen Esche, Bergahorn und Bruchweide zu den Nebenholzarten. Die Krautschicht ist bei beiden Uferwald-Gesellschaften ähnlich. Im Hainmieren-Schwarzerlenwald fehlen jedoch immer die Carex-Arten *C. remota*, *C. pendula*, *C. strigosa* und es tritt regelmäßig die Hainmiere auf (SZIJJ, 1988).

Die aquatische Flora wird von Wassermoosen bestimmt, höhere Wasserpflanzen fehlen zu meist. Nach LUA (1999a) sind folgende Moosarten charakteristisch: *Scapania undulata*, *Chiloscyphus polanthos*, *Amblystegium fluviatile*, *Rhynchostegium riparioides* und *Brachythecium rivulare*.

3.2.5.2 Potentielle Bachlebensgemeinschaften

In naturnahen Mittelgebirgsbächen dominieren anspruchsvolle und strömungsliebende Arten. Die Besiedler oberflächenwassergeprägter Bachtypen stellen hohe Anforderungen an die Hydraulik und die Sauerstoffversorgung und sind gegenüber hohen Temperaturamplituden empfindlich. Im Verlauf der Längszonierung treten jedoch vermehrt auch Arten mit höherer ökologischer Toleranz auf. Entsprechend der Einstufung als „*Kleiner Talauebach im Grundgebirge*“, dominieren strömungsliebende Steinbewohner und Besiedler des Lückensystems der Bachsohle. Daher finden sich auch viele Faunenelemente des Kerbtalbaches wie die Steinfliege *Perla marginata*. Die Bachlebensgemeinschaften setzen sich aus Bewohnern des Lithals und Arten des Epi- und Metarhithrals zusammen (LUA, 1999a).

Leitarten, d. h. Arten, die die in einem Gewässertyp herrschenden Lebensbedingungen charakterisieren und diesen bevorzugt besiedeln, sind vor allem Stein- oder Moosbewohner wie die Steinfliege *Perlodes microcephalus*, der Käfer *Oreodytes sanmarki* und die Köcherfliege *Micrasema longulum*. Weitere Leitarten sind die Steinfliegen *Epeorus sylvicola*, *Amphinemura sulcicollis*, *Dinocras cephalotes* und *Perla marginata*, die Köcherfliege *Philopotamus ludificatus*, und die Dipteren *Simulium argyreatum*, *Simulium monticola* und *Simulium cryophilum* (LUA, 1999a). Aspektbildende und mit hoher Stetigkeit und Abundanz vorkommende Arten (Begleitarten) sind die Eintagsfliegenarten *Ecdyonurus venosus* und andere Arten der Gattung *Ecdyonurus*, *Habrophlebia lauta*, Arten der *Rhithrogena*-Gattungen wie *Rhithrogena puytoraci*, *Brachyptera seticornis*, die Steinfliegen *Isoperla oxylepis*, *Leuctra albida*, *Leuctra hippopus*, *Nemoura flexuosa*, *Nemoura marginata*, *Siphonoperla torrentium*, die Käfer *Elmis aenea*, *Elodes marginata*, *Hydraena gracilis*, *Halesus digitatus*, die Köcherfliege *Hydropsyche dinarica* und andere Arten der Gattung *Hydropsyche*, die Dipterenart *Prosimulium tomosvaryi* und kieslaichende Fischarten wie die Bachforelle (*Salmo trutta*) und die Groppe (*Cottus gobio*) sowie das Bachneunauge (*Lampetra planeri*), das sandige Substrate als Laichplatz und Larvenlebensraum benötigt. Arten, die zwar weitgehend typenunspezifisch sind, in größerer Zahl jedoch einen Hinweis auf den naturnahen Charakter des Gewässers anzeigen (Grundarten), sind *Gammarus fossarum* (Crustacea) und *Baetis muticus* (Ephemeroptera) (LUA, 1999a).

4 Ist-Situation - Bestandsaufnahme und Bewertung

4.1 Flächennutzungen im Einzugsgebiet

Die Flächennutzungen im Einzugsgebiet des Hellenbrucher Baches wurden durch Luftbildaufnahmen und Flächenbegehungen im Sommer 1998 erfaßt. Grundlage bildeten die Luftbildwanderkarten Neandertal von 1988, Luftbilder der Unteren Landschaftsbehörde von 1994/95, der Übersichtsplan „Hydrologische Untersuchungen am Mettmanner Bach“ und das „Niederschlags-Abfluß-Modell Mettmanner Bach“ der Firma Hydrotec, Aachen (HYDROTEC, 1997). Alle Karten sind im Maßstab 1:5.000. Sie dienen der Erfassung der Abgrenzungen, der Flächengrößen und des Versiegelungsgrades der Teileinzugsgebiete. Über das „Niederschlags-Abfluß-Modell“ konnte die Lage und die angeschlossenen versiegelten Flächen der in den Hellenbrucher Bach entwässernden Regenüberlaufbauwerken ermittelt werden. Eine kartenmäßige und tabellarische Darstellung der Flächennutzung der Teileinzugsgebiete des Hellenbrucher Baches zeigt Abb. 2.

Das Einzugsgebiet zeichnet sich durch einen hohen Anteil an ackerbaulich genutzten Flächen aus. Mit 2,58 km² macht dieser Anteil 52,1 % an der Gesamtgröße aus (vgl. Abb. 1). Eng an die ackerbauliche Nutzung gekoppelt ist die Stickstoffproblematik, die im Kapitel 4.2.4.2 Chemische Gewässergüte behandelt wird.

Grünlandnutzung findet auf 14,3 % der Gesamtfläche statt, was einer Flächengröße von 0,71 km² entspricht (vgl. Abb. 1). Die Grünländer der Bachtäler werden z.T. extensiv vielfach aber auch relativ intensiv durch Weideführung, die meist bis in den Bach reicht, bewirtschaftet, wodurch es zu Stoffausträgen in das Gewässer kommt, vor allem dort, wo Ufergehölze fehlen.

Im Bereich des mittleren Bachlaufs ist durch die Steilhanglage nur eine extensive Bewirtschaftung des Grünlandes möglich. Wie auch ein weiter bachabwärts gelegenes Großseggenried, ist diese Fläche in der Karte als "naturbetonte Fläche" dargestellt. Weitere naturbetonte Grünlandflächen befinden sich im Quellgebiet und oberen Bachlauf (feuchte Brachfläche, Röhrriecht) sowie im Mündungsgebiet (Hochstaudenflur). Zu den naturbetonten Gehölzflächen zählen ein Erlenbruch, Bach-Eschenwälder und ein Buchenwald im weiteren Bachumfeld im Bereich der Teileinzugsgebietsflächen 24630 und 24600 (vgl. Abb. 2). Mit dem Begriff der "naturbetonten Fläche" werden ungenutzte, extensiv genutzte und brachliegende Grünlandflächen dargestellt sowie Waldgesellschaften, die der potentiell natürlichen Vegetation zuzuord-

nen sind. Mit 2,4 % an der Gesamtfläche und 0,12 km² Größe ist der Anteil der „naturbetonten Fläche“ jedoch gering (Abb.1).

Bei den bewaldeten Flächen überwiegt der Anbau von Obst- und Ziergehölzen mit 7,3 % an der Gesamtfläche und 0,36 km² Flächengröße, vor den Flächen mit überwiegend standortgerechten Gehölzen mit 6,1 % an der Gesamtfläche. Flächen mit überwiegend standortfremden Gehölzen sind mit 0,8 % selten vertreten (Abb.1).

Teichwirtschaft wird auf 1,4 % der Gesamtfläche betrieben, was einer Flächengröße von 0,07 km² entspricht (Abb.1). Die hohen Gehalte an Schwebstoffen und die höheren Wassertemperaturen der Teiche verändern den Stoffhaushalt und die biologische Besiedlung der Fließgewässer nachhaltig (vgl. 2.2.3.3 Teichwirtschaft und 4.2.4 Gewässergüte).

1,8 % der Fläche bzw. 0,07 km² werden als Aufschüttungs- und Entsorgungsflächen für Eisengießereiabfälle, vor allem schwarze Formsande, genutzt (Abb.1). Die Standorte sind durch einen undurchlässigen Untergrund, unter anderem durch Nutzung einer Tongrube im Bereich des Erlenbruchs, vom anstehenden Grundwasserspeicher getrennt. Für die Industrieanlage von Georg Fischer (Teileinzugsgebietsfläche 24441), wie für alle Industrieanlagen im Einzugsgebiet, liegt keine Genehmigung zur Einleitung von Industrieabwässern in den Hellenbrucher Bach vor. Teilweise gelangen sie jedoch durch Mischwasserabschläge in den Bach. Ökologisch bedenklich sind die feinen Industriestäube auf dem Gelände der Firma Fischer, da sie das Interstitial, das von vielen Makroorganismen besiedelte Bachlückensystem unter der Bachsohle, verstopfen. Mit den Sickerwässern der Deponien können Schwermetalle, vor allem Chrom, Nickel und Zink in den Bach gelangen.

Mit einer Gesamtfläche von 0,68 km² ist der Versiegelungsgrad des Einzugsgebietes relativ hoch und liegt mit 13,7 % kurz hinter dem Flächenanteil für Grünland (Abb.1). Die versiegelten Flächen entwässern an ein Mischwasser-Kanalnetz, das Niederschlags- und Abwasser über mehrere Regenüberläufe und Regenüberlaufbecken in den Hellenbrucher Bach einleitet. Außerdem wird aus mehreren versiegelten Teileinzugsgebieten des Mettmanner Bachs, z.B. aus Fläche 100a9 und 100b9 (vgl. Abb. 2) Mischwasser in den Hellenbrucher Bach geleitet, wodurch der natürliche Abfluß und der Stoffhaushalt stark verändert werden. Häufige Uferabbrüche und Eintiefungen weisen auf eine deutliche Überforderung der Kapazität des Hellenbrucher Bachs hin.

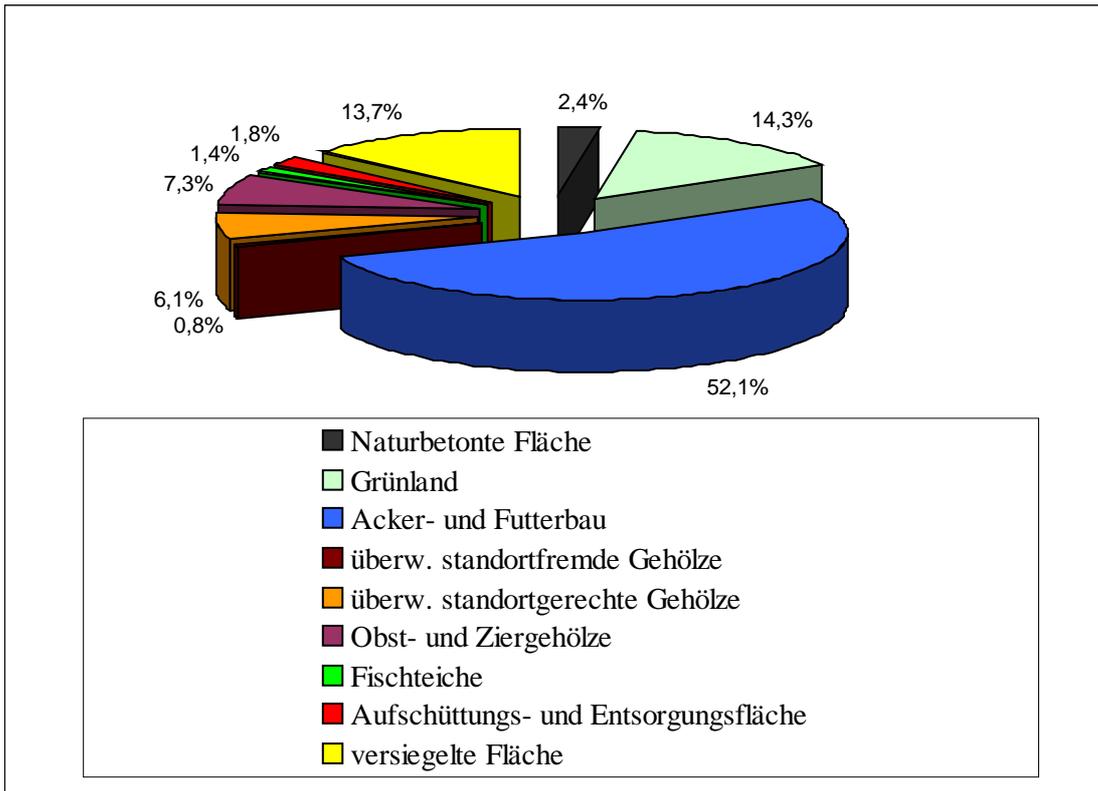


Abb. 1: Flächennutzung im Einzugsgebiet des Hellenbrucher Bachs

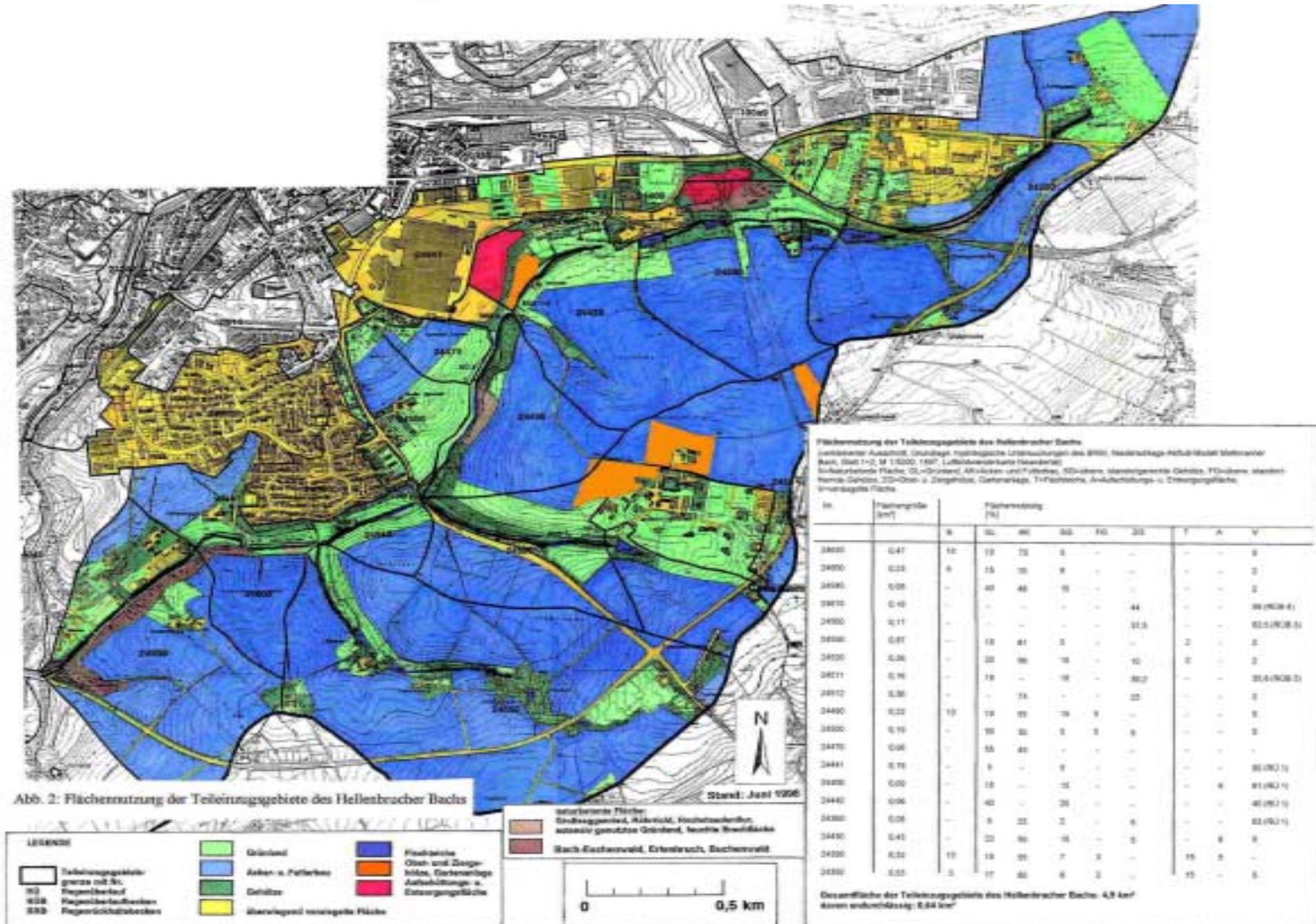


Abb. 2: Flächennutzung der Teileinzugsgebiete des Hellenbrucher Bachs

4.2 Der Hellenbrucher Bach

4.2.1 Gewässerstruktur

Die Untersuchung der Gewässerstruktur ist Teil der Beurteilung des ökologischen Zustandes eines Fließgewässers. Sie wird als Gewässerstrukturgütekartierung durchgeführt. Zur Bewertung einzelner Abschnitte dienen Leitbilder (siehe Kapitel 3. Leitbild). Die im Frühjahr 1996 erfolgte Kartierung des Hellenbrucher Bachs stellte die Grundlage für eine Gewässerstrukturgütekarte (Abb. 3, S. 34) dar. In ihr werden die einzelnen Gewässerabschnitte bestimmten Positionswerten (Gewässerstationierungen) zugeordnet, die aus den Gewässerstationierungskarten des Bergisch-Rheinischen Wasserverbandes (Maßstab 1:5.000) übertragen wurden. Bei der Gewässerstrukturgütekartierung werden Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur und Gewässerumfeld entsprechend des Grades der Entfernung vom naturnahen Zustand bewertet. Die Güteeinstufung erfolgt über eine 7-stufige Bewertungsskala getrennt für die Bereiche Wasser, Ufer und Land und für die rechte und linke Uferseite. Als Abschnitte werden morphologisch ähnliche Strukturen zusammengefaßt. Eine detaillierte Beschreibung zur Methodik der Gewässerstrukturgütekartierung findet sich bei LUA (1996).

4.2.1.1 Der Verlauf

Nahe Schöllersheide bei Eistringhaus liegt die Quellregion, von der der kartenmäßige Verlauf des Hellenbrucher Bachs (vgl. Abb. 3) ausgeht. Das Quellwasser dort gelangt über ein Kunststoffrohr in das Bachbett. Das grundwasserspendende Kiesbett liegt in einem Brunnenschacht in einem angrenzenden Gartengrundstück. Das Grundwasser wird durch ein Erdbecken geleitet und fließt von dort weiter in das Rohr und die Bachregion. Dort münden weitere Kunststoffrohre, die Regenwasser des angrenzenden landwirtschaftlichen Betriebs und Sickerwasser von landwirtschaftlichen Flächen, vor allem Pferdekoppeln, einleiten. Die Wasserspende war im Untersuchungszeitraum jedoch so gering, das der Oberlauf auf etwa 500 m nahezu trocken war und der Hellenbrucher Bach zum größten Teil aus der Tümpelquelle bei km-Station 4+080 (vgl. Abb. 3) gespeist wird. Die Quelle und der obere Bachlauf bei Eistringhaus führen in unregelmäßigen Abständen Wasser, bei starken Niederschlägen z.T. sehr viel.

Der Verlauf des Hellenbrucher Baches ist im oberen Bereich ab der Tümpelquelle naturnah. Nach etwa 400 m Fließstrecke wird seine Durchgängigkeit durch ein Absturzbauwerk und eine daran anschließende Verrohrung und Mündung in eine Teichanlage stark beeinträchtigt.

Die Teichanlage wird gleichzeitig durch eine weitere Quelle gespeist, die etwa 250 m südöstlich von ihr entspringt. Die Quelle ist in einem Wasserbehälter aus Beton gefaßt, was als naturfern zu bewerten ist. Etwa 150 m oberhalb befindet sich ein kleiner Quelltopf auf einer Pferdeweide und unterhalb des Wasserbehälters eine Sickerquelle. Die Wasserführung der beiden Quellen ist jedoch gering und unregelmäßig. Zwei weitere Teichanlagen im mittleren Bachverlauf und eine etwa 50 m lange Verrohrung bei Korreshof führen zu einer Beeinträchtigung der Bachstruktur. Unterhalb der Verrohrung wurde der Bach begradigt und ist infolge der sehr langsamen Fließgeschwindigkeit stark verschlammt. Im weiteren Verlauf verbessert sich das Umfeld, das durch Weidenutzung und kurze waldbaulich genutzte Abschnitte gekennzeichnet ist, und der Längslauf entspricht in etwa dem naturnahen Zustand. Vielfach fehlen jedoch stabilisierende und beschattende Ufergehölze, und auch hier unterbrechen einige Durchlässe und Absturzbauwerke die Durchgängigkeit. Eine starke ökologische Beeinträchtigung stellt der Abschnitt 0+704 - 0+285 (vgl. Abb. 3) dar. Dort wurde der Bach begradigt und mit Rasengitterstein befestigt. Der folgende 1995 umgestaltete Abschnitt ist durch Anlage einer Absturzkaskade, die die Migration aquatischer Lebewesen verhindert, wenig naturnah. Die hohe Fließgeschwindigkeit durch den steilen und wenig mäandrierenden, bzw. unnatürlich geknickten Verlauf wirkt sich nur auf die Zufuhr atmosphärischen Sauerstoffs positiv aus. Vor der Mündung in den Mettmanner Bach erreicht der Hellenbrucher Bach einen hohen Grad an Naturnähe. Als Referenzstrecke hat dieser etwa 180 m lange Abschnitt Leitbildcharakter.

4.2.1.2 Die Ufer

Die Uferbereiche des Hellenbrucher Bachs entsprechen nur selten dem naturnahen Leitbild, 5-10 m breiter Uferstreifen mit standorttypischen Gehölzen, Hochstaudenbereichen und/oder krautreichen extensiv genutzten Wiesenstrukturen mit Flachufern als Amphibienhabitaten. Die mangelnde Stabilität durch fehlende oder unvollständige Uferstreifen führte zur Entstehung kastenartiger Erosionsprofile. Betroffen sind vor allem die weidewirtschaftlich genutzten Bereiche, die etwa 50 % des Bachumfeldes ausmachen. Fehlende oder zu dicht am Gewässer angebrachte Weidezäune und die Nutzung des Baches als Viehtränke verursachen starke Beeinträchtigungen der Uferstruktur durch Trittschäden.

Der obere Bachlauf (km-Station 4+080 - 3+695) ist mit Bereichen binsenreicher Hochstaudenflächen, Rohrglanzgras-Röhrichten und bodenständigen Ufergehölzen durch viele naturnahe Uferstrukturen charakterisiert. Durch die intensive Nutzung als Schafweide seit Frühjahr 1999 wurde die Ufervegetation jedoch stark zurückgedrängt. Das Feuchtgebiet wurde durch

Tieferlegung der Bachsohle um etwa 10 cm entwässert, um eine Beweidung bis an das Gewässer zu ermöglichen. Die Grasnarbe ist sehr kurz und lückig. Ausscheidungen der Schafe gelangen direkt oder über das Sickerwasser in den Bach. Viele Gehölze der Weidefläche wurden durch Rindenfraß stark geschädigt, der Totholzanteil im Tal ist sehr hoch. Insbesondere die alte Bruchweide bei 4+025 ist gefährdet. Dort wurde ein Stall mit angrenzender Scheune, in der Heuballen gelagert werden, auf einer Fläche von etwa 30 m² errichtet. Im Winter 1999 wurde Mulch (Gehölzhäcksel) ausgebracht, das leicht in den Bach verlagert werden kann. Die Tümpelquelle wird als Viehtränke genutzt. Durch Abzäunung ist das Rohrglanzgras-Röhrricht bei km-Station 3+800 nicht mehr Teil der Weidefläche und der natürlichen Sukzession überlassen. Die Schafweide reicht von km-Station 3+800 – 4+150.

Die Ufer des oberhalb liegenden häufig trockenen Gewässerabschnitts werden vorwiegend von naturnahen Ufergehölzen bewachsen, die zu einer guten Beschattung führen. Auch Milzkrautfluren und ein Flutschwaden-Röhrricht bei Eistringhaus zeigen naturnahe Verhältnisse. Die Ufergehölze im Bereich von Eistringhaus sind größtenteils naturfremd.

Der Abschnitt 3+470 - 3+140 ist durch Trittschäden des Weideviehs deutlich beeinträchtigt und zumeist unbeschattet.

Entlang der Karpfenteichanlage im Bereich 3+140 - 3+030 fließt der Bach in einem begradigten Profil. Das Ufer ist steil und mit standortfremden Fichten bewachsen, die durch ihre hohe Schattenwirkung das Aufkommen einer Bodenvegetation unterdrücken. Da es für Fichtennadeln keine angepaßten Zersetzer in Fließgewässern gibt, und der mikrobielle Abbau der Nadeln zu einer Gewässerversauerung führen kann (POPP, 1988), schädigt die Fichtenanpflanzung die ökologische Struktur des Gewässers stark.

Im weiteren Bachverlauf stockt angrenzend an eine Hochstaudenflur und kleinflächigen Pestwurzbeständen ein junger Eschenwald in einem Feuchtgebiet. Der ufernahe Bewuchs führt zu einer guten Beschattung des Gewässers. Der Längslauf wurde jedoch begradigt und das Profil ist eingetieft. Das Feuchtgebiet wird von Amphibien besiedelt.

Unterhalb der Teichanlage bei Korreshof ist die Uferstruktur wenig naturnah. Fehlende Ufergehölze und die Nutzung des Baches als Viehtränke führen zu Uferabbrüchen. Der Gewässerabschnitt 2+850 - 2+325 wurde begradigt und fließt als Wiesenrinnsal z.T. ohne eindeutige Bachbettbegrenzung zwischen einem Triebweg für Weidevieh und einer Gartenanlage. Das Ufer ist stark verkrautet und durch Tritt geschädigt. Eine schwache Beschattung geht von Kopfweiden aus. Vor der Unterquerung einer Brücke (Benninghovener Weg) fließt ein schmaler Wasserlauf in den Hellenbrucher Bach ein. Unterhalb des Regenüberlaufs bei km-

Station 2+325 zeigen sich deutliche Erosionsschäden im Uferbereich mit Einschnittstiefen von bis zu 2 m. Die direkt an den Bach grenzende Viehweide rechts des Bachs bietet kaum Stabilität. Eine gute Beschattung geht von Gehölzen auf der linken Bachseite aus, die z.T. standortgerecht sind. Die dort angepflanzten relativ alten Hybridpappeln sind jedoch nicht standortgerecht. Die Uferstruktur des Abschnitts 2+000 - 1+650 ist auf der linken Seite als naturnah zu beschreiben und setzt sich aus bodenständigen Sträuchern und Ufergehölzen zusammen. Durch die z.T. bis an den Bach reichende Weidenutzung hat sich jedoch ein Erosionsprofil gebildet. Tränkestellen zeigen typische Bachaufweitungen und Trittschäden.

Im weiteren Bachverlauf nimmt die Beschattung durch Ufergehölze (standortgerechte Weidenarten), deutlich zu. Durch Begradigung ist das Bachprofil jedoch eingetieft. Vor der Unterquerung des Gruitener Wegs durchfließt der Bach einen lichten Wald in einem feuchten Sohletal. Zu den Bestandsbildnern zählt die standortfremde Hybridpappel. Daneben finden sich auch standortgerechte Gehölze unterschiedlichen Alters. Ökologisch bedenklich ist das starke Aufkommen des Riesenbärenklaus sowie hohe Einträge von Müll. Die vielen wasser-gefüllten Mulden des Feuchtgebietes dienen Amphibien als Laichgewässer (HENF, 1993). Das Gebiet ist durch einen hohen Anteil an Totholz und großen versumpften Flächen charakterisiert. Ausgehend von der Ackerfläche oberhalb des Hanges fließt Sickerwasser zu. Der Zulauf liegt bei etwa 1+600 und hat sich so tief in den Hang gegraben, daß er bereits auf dem Grundgestein (Schiefer) fließt. Die tiefe Rinne setzt sich auf der Ackerfläche fort und reicht etwa 300 m weit in östlicher Richtung. Nahe des Zulaufs befindet sich ein alter offener Brunnschacht im Hang. Es besteht die Gefahr, daß dort Tiere hineinfallen.

Der Benninghovener Bach fließt über ein Betonrohr, das mit einem Durchmesser von etwa 30 cm zu schmal und zu hoch über dem Bachbett angebracht ist, in den Hellenbrucher Bach ein. Vor der Straßenunterquerung Gruitener Weg wurde ein Eisengitter als Schmutzfang vor die Verrohrung gebaut. Da es häufig verstopft ist, entsteht ein Gefälle mit einer Absturztiefe von bis zu 0,5 m, das für viele Fließgewässerorganismen nicht zu überwinden ist.

Unterhalb der Straßenunterquerung wird der Bach über eine Absturzkaskade geführt. Zwischen km-Station 1+510 - 1+225 fließt er durch eine Viehweide. Die Nutzung bis direkt an das Gewässer führt zu Trittschäden und Uferabbrüchen. Der Abschnitt ist im oberen Teil bis auf wenige einzelne junge Erlen gehölzfrei und stark eingetieft, weiter unterhalb säumt ein schmaler Gehölzstreifen mit Brombeersträuchern den Bach. Die Ufervegetation wird von hochwüchsigen Weidegräsern und Kräutern bestimmt, die den Bach leicht beschatten. Kurze Verrohrungen ermöglichen dem Weidevieh an mehreren Stellen die Überquerung des Baches.

Unterhalb eines Rohres hat sich ein tiefer, 2,5 m breiter Kolk gebildet. Das Rohr befindet sich etwa 20 cm oberhalb der Mittelwasserlinie und entspricht in seiner Wirkung auf die Durchgängigkeit des Baches einem Absturzbauwerk.

Bei km-Station 1+225 folgt ein kleiner Waldabschnitt. Naturnahe Gehölze führen zu einer guten Beschattung des Baches. Die Durchgängigkeit wird jedoch durch ein Absturzbauwerk bei km-Station 1+205 unterbrochen. Vor dem Absturzbauwerk hat sich durch die Abbremsung der Fließgeschwindigkeit ein breiter und tiefer Staubereich gebildet. Auf der rechten Bachseite befindet sich ein offenes Regenüberlaufbecken. Die Einleitungsstelle ist durch eine Steinschüttung gesichert.

Der folgende Abschnitt (km-Station 1+100 - 0+704) wird bis an den Bach als intensive Pferdeweide genutzt und ist nahezu gehölzfrei. Das Profil ist durch Tiefen- und Seitenerosion gekennzeichnet. Der Bach verläuft in der Mitte der Weide. Durch eine etwa 3 m lange Verrohrung, die durch zu hohe Anbringung einen Absturz verursacht, können die Pferde die Bachseite wechseln. Auf der linken Bachseite befindet sich auf einer Fläche von etwa 700 m² ein Großseggenried. Aus dem südlich angrenzenden Ackerstandort tritt in Höhe der km-Station 0+950 Quellwasser aus dem Boden und fließt in die Weide ein, wodurch sich ein kleines Feuchtgebiet bildete. Der Wasseraustritt könnte eine Karstquelle sein, da der Abfluß stark schwankt und die Schüttung mit bis zu 2 l/s recht hoch ist. Im Frühjahr 1999 wurde der Zufluß durch Aushebung einer Erdrinne eingefäßt, wodurch das Feuchtgebiet austrocknete. Bei km-Station 0+860 und 1+095 wurde das Bachbett auf einer Länge von 2 - 5 m in ein kastenförmiges Betonprofil gebracht. Hohe, für Fließgewässerorganismen nicht zu überwindende Abstürze von etwa 0,5 m befinden sich unterhalb des ausgebauten Bereichs bei 0+860 und bei 1+100. Die Straßenunterquerung unterhalb der Mündungsstelle des Voishofer Baches führt zu einer Absturzhöhe von über 30 cm. Die Pferdeweide zwischen km-Station 0+885 und 0+704 wird z.T. so intensiv genutzt, daß keine Grasnarbe mehr sichtbar ist. Daneben führt auch die steile Hanglage zu hohen Einträgen von Nährstoffen. Bei km-Station 0+845 mündet ein Einleitungsrohr in den Bach. Im Sommer 1999 führte der Bergisch-Rheinische Wasserverband unterhalb der Straßenunterquerung bei km 0+885 eine Remäandrierung und Uferbefestigung sowie Sohlenbefestigungen durch Blocksteinversatz und Steinschüttungen durch.

Entlang der Kläranlage Hellenbruch und etwa 150 m darüber hinaus (km-Station 0+704 - 0+285) wurde der Bach im Uferbereich mit Rasengitterstein befestigt. Der steile Hangbereich oberhalb der Mittelwasserlinie ist von bodenständigen Gehölzen bewachsen, die zu einer hohen Beschattung des Baches führen. Eine amphibische Zone fehlt. Unterhalb der Kläranlage

liegt ein landwirtschaftlicher Betrieb mit kleinen sehr intensiv genutzten Weiden für Schafe, Gänse und Schweine sowie einer Pferdekoppel. Mehrere Kunststoffrohre münden dort in den Bach, die Nährstoffe zuführen.

Der Uferstreifen des naturnah ausgebauten Abschnitts bei km-Station 0+285 - 0+174 erfüllt als Böschungsrasen mit vereinzelt jungen Schwarzerlen eine geringe stabilisierende und beschattende Funktion. Die Stabilisierung der Sohle und Ufer geht von einer flächendeckenden Steinschüttung aus.

Die Uferstruktur des Gewässerabschnitts im Mündungsbereich zeichnet sich durch einen hohen Grad an Naturnähe aus. Das Gewässerprofil ist flach, mit einer hohen Breitenvarianz und ausgeprägten Prall- und Gleitufern. Im unteren Bereich wurde eine Uferbefestigung eingebracht. Die senkrecht aus dem Boden stehenden etwa 15 cm langen Eisenstäbe werden aber bereits vom Wasser umspült und haben keine stabilisierende Wirkung. Etwas oberhalb mündet ein kleiner Zulauf ein, der nur ab und zu Wasser führt. Die Beschattung des Hellenbrucher Baches geht von einzelnen Schwarzerlen und einem Bach-Eschenwald aus. Durch den Einfluß von Hangaustrittswasser hat sich auf der linken Bachseite ein Feuchtgebiet entwickelt, daß sich durch hohe Bestandsdichten der Sumpfdotterblume auszeichnet und bachwärts in eine Mädesüß-Hochstaudenflur übergeht. Im Südwesten befinden sich nahe des Baches zwei Amphibienschutzgewässer.

4.2.1.3 Die Bachsohle

Im Oberlauf nordöstlich des Bahndammes ist der Sohlenbereich unbefestigt und wird aus schluffig-lehmigen bis sandig-kiesigen Substraten gebildet.

Eine hohe Substratdiversität durch ins Wasser ragende Wurzeln, Totholz- und Laubeintrag kennzeichnet den natürlichen Waldbach entlang des kleinen Hangwaldes bei Röttgen.

Die stark verschlammte Bachsohle unterhalb der Forellenteichanlage ist Ursache einer hohen Trittbelastung durch Weidevieh und der langsamen Fließgeschwindigkeit. Das seitlich einwachsende Gras führt neben einer hydraulischen Belastung durch Einengung des Querschnitts zu hohen Einträgen organischen Materials mit den möglichen Folgen einer Eutrophierung. Die Sohle wurde stellenweise durch Schüttsteine stabilisiert. Der obere Bereich ist unterhalb einer Verrohrung stark aufgeweitet und eingetieft und durch Mülleintrag belastet.

Die Bachsohle des begradigten Abschnitts entlang der Karpfenteichanlage ist durch Sedimentation von schluffig-lehmigen Feinsubstraten stark verschlammt. Weiter unterhalb folgt ein kurzer steiler Bereich, der durch eine Blocksteinrampe vor Erosion geschützt ist. Als Ablauf-

bauwerk der Karpfenteichanlage dient ein > 30 cm hohes Absturzbauwerk. Das Teichwasser wird über eine glatte befestigte Steinrampe geleitet. Unterhalb des Absturzes stabilisiert eine Steinschüttung die Sohle.

Der Gewässerabschnitt unterhalb der Karpfenteichanlage ist durch Begradigung und langsame Fließgeschwindigkeiten gekennzeichnet. Durch Sedimentation ist die Sohle stark verschlammt.

Unterhalb der etwa 50 m langen Verrohrung bei Korreshof wurde das Bachbett als trapezförmiges Profil mit steilen Ufern umgestaltet. Bauschutt in Form von Betonresten und Backsteinen dient als Sohlensicherung. Der begradigte Gewässerabschnitt bei Hornses zeichnet sich durch seitlich ins Wasser einwachsende Gräser aus, die durch das Zusammenwirken mit einer starken Trittbelastung durch Weidevieh bereits zu starken Ausuferungen geführt haben. Da die Fließgeschwindigkeit sehr langsam ist, ist die Bachsohle verschlammt.

Der Sohlenbereich unterhalb des Regenüberlaufs bei Hornses ist durch eine Steinschüttung befestigt. Gleichzeitig ist dieser Bereich stark durch den Eintrag von Müll und Bauschutt gekennzeichnet.

Das Sohlenmaterial setzt sich im weiteren Verlauf aus grobkörnigerem Material zusammen, was mit einer erhöhten Fließgeschwindigkeit und einer stärkeren Geschiebeführung zusammenhängt. Neben sandig-kiesigen Substraten finden sich größere Steine und Schieferfragmente. Der Fließvorgang ist abwechslungsreich und bietet günstige Lebensbedingungen für Wasserorganismen.

Innerhalb des feuchten Sohlentales nimmt die Geschiebeführung deutlich ab. Das Sohlenmaterial ist feinkörniger und setzt sich aus Schluff und Sand zusammen. Stellenweise wurden größere Steine eingebracht. Die Bachsohle ist verschlammt und eingetieft.

Nach Unterquerung des Gruitener Wegs gelangt das Wasser über eine Absturzkaskade in das Gewässerbett. Die Sohlenstruktur setzt sich aus Schluff, Sand, Kies und größeren Steinen zusammen. Der Fließvorgang ist recht abwechslungsreich. Das Profil ist eingetieft.

Im Bereich des kleinen Hangwaldes wird die Durchgängigkeit des Baches durch ein Absturzbauwerk unterbrochen. Davor hat sich ein tiefer, stark verschlammter Staubereich gebildet. Unterhalb der Einleitungsstelle eines Regenüberlaufbauwerks wurde die Sohle durch eine Steinschüttung gesichert.

Die Sohlenstruktur des Gewässerabschnitts 1+100 - 0+704 ist ähnlich, wie unterhalb des Gruitener Weges durch Weideführung beeinflusst. Das Profil ist eingetieft und durch Uferabbrü-

che unregelmäßig aufgeweitet. Das Sohlensubstrat setzt sich aus Schluff, Sand, Kies und größeren Steinen zusammen. Der Fließvorgang ist abwechslungsreich.

Im Bereich der Kläranlage Hellenbruch wurde der Bach begradigt und im Ufer- und im seitlich angrenzenden Sohlenbereich mit Rasengitterstein befestigt. Zur Stabilisierung der Sohle wurden große Steine eingebracht, durch die Unregelmäßigkeiten im Fließverhalten auftreten.

Im weiteren Verlauf durchfließt der Bach ein kastenförmiges 2 x 2 m breites und hohes Betonprofil unter einer Brücke und fließt über eine Absturzkaskade, die in einen breiten Kolk (Ø ca. 2,50 m) mündet. Als Sohlensubstrat wurde eine flächige Steinschüttung eingebracht.

Die Sohlenstruktur im Mündungsbereich zeichnet sich durch eine hohe Diversität aus. Sie setzt sich aus allen Korngrößen zusammen. Der Bach fließt durch ein vielgestaltiges, stellenweise leicht unterspültes Naturprofil. Erlenbewuchs stabilisiert das Bachbett. Zu den besonderen Strukturen zählen natürliche Kolke, Rauscheflächen und freigespülte Wurzeln.

4.2.1.4 Das Umland

Im Quellbereich bei Eistringhaus grenzen Privatgärten an den Bach und ein Wohngebiet. Da die Einwohner nicht an das Kanalnetz angeschlossen sind, besitzen sie eine eigene Pflanzenkläranlage, die in den Hellenbrucher Bach entwässert. Im weiteren Bachumfeld findet landwirtschaftliche Nutzung statt. Im Anschluß an eine Straßenverrohrung kennzeichnen Gewerbeanlagen, Futterbau- und Ackerflächen das Umfeld sowie weitere Privatgärten und Bahngleise, die der Bach verrohrt unterquert. Die Nutzung der Flächen reicht oft bis ins Bachbett hinein (Kinderspiele, Einträge von Müll und Schrott). Der Bach verläuft durch eine feuchte Brachfläche. Unterhalb der Gleise durchfließt er eine Teichanlage, die in einem Damwildgehege liegt, das gleichzeitig als Gänseweide genutzt wird. Nach einer weiteren Verrohrung unter einem unbefestigten Verkehrsweg gelangt der Bach in weidewirtschaftlich genutztes Gebiet, das im weiteren Umfeld an Siedlungsflächen mit Gärten grenzt. In etwa 30 m Entfernung erstreckt sich rechts des Baches ein geschützter Erlenbruchwald. Die in nördlicher Richtung angrenzende ehemalige Tongrube wird als Deponie für Eisengießereiabfälle genutzt.

Im weiteren Verlauf durchfließt der Bach eine Karpfenteichanlage. Der begradigte Bach fließt dort durch einen kleinen Fichtenforst und erreicht unterhalb des Forstes ein verwildertes Parkgelände. Hier grenzen die Gärten einer Wohnsiedlung an den Bach. Nach Durchfluß eines weiteren eutrophierten und z.T. verlandeten Teiches wird der Bach durch eine etwa 50m lange Verrohrung unterhalb des landwirtschaftlichen Betriebes Korreshof geleitet und gelangt in weidewirtschaftlich genutztes Gebiet. Rechts des Baches grenzt eine Kleingartenanlage

unmittelbar an das Ufer. Gartenabfälle, Müll und Spieleinwirkung beeinträchtigen diesen Bereich.

Im weiteren Bachverlauf ist das Umland durch Grünlandwirtschaft charakterisiert. Stellenweise werden kleinere Abschnitte waldwirtschaftlich genutzt. Mehrere Verkehrswege durchqueren das Gebiet.

Bei Hellenbruch grenzt eine Kläranlage an den Bach, unterhalb von mehreren kleinflächigen intensiv genutzten Weideflächen, denen sich in etwas weiterer Entfernung ein Parkplatz anschließt. Gleichzeitig befindet sich links des Baches ein Buchenwald, der bis in den Mündungsbereich erhalten bleibt. Rechts liegt ein Parkgelände, das zu einem in etwa 50 m Entfernung zum Bach liegenden Altenheim gehört.

4.2.2 Gewässerstrukturgüte

4.2.2.1 Bewertung der Gewässerstruktur, der Uferstruktur und der realen Vegetation

Verglichen mit dem historischen Verlauf aus dem Jahr 1824 - 25 (vgl. Anhang S.151) ist die jetzige Lage des Baches weitestgehend identisch. Der Bachverlauf war damals jedoch mäandrierter. Das heute gerader verlaufende und eingetiefte Bachbett ist jedoch nicht nur durch Ausbaumaßnahmen, sondern auch infolge einer Überbeanspruchung des Querprofils, durch die Einleitung großer Wassermengen entstanden. Bei Hellenbruch wurde der Bachlauf, wahrscheinlich im Zuge des Kläranlagenbaus, verlegt und fließt jetzt weiter links zwischen Kläranlage Hellenbruch und einem Steilhang. Der einst stark geschwungene Verlauf (Talform: Sohllental) wurde stark eingeschränkt. Die Morphologie entspricht jetzt der des Kerbtalbaches.

Der Hellenbrucher Bach ist durch Seiten- und Tiefenerosion in seiner Struktur deutlich beeinträchtigt. Teichanlagen und Verrohrungen verhindern die Durchgängigkeit für Fließgewässerorganismen, wodurch viele Gewässerbereiche nach Verdriftung nicht wieder besiedelt werden können. Durch die stoßweisen Einleitungen von Mischwasser werden Driftverluste ausgelöst, die bei Anwesenheit von Wanderbarrieren nicht wieder ausgeglichen werden können. Einleitungen von Mischwasser führen zu einer Verarmung der Organismengesellschaft, durch deren Verdriftung und durch Sauerstoffmangel im Interstitial (BONEß, 1991). Daneben bewirken sie verstärkte Sohl- und Wandschubspannungen, die zu Erosionen am Bachbett, zu Auskolkungen und Uferabbrüchen führen, wie es sich besonders unterhalb der Einleitungsstelle bei Hornses zeigt. Die Erosionsvorgänge werden dort, wo Uferstreifen fehlen, verstärkt.

Mit zunehmender landwirtschaftlichen Nutzung der Täler ist der Hellenbrucher Bach an einigen Abschnitten wahrscheinlich begradigt und tiefergelegt worden, um eine Entwässerung der angrenzenden Flächen zu erreichen. Durch die Eintiefung tritt das Wasser bei Hochwasser jedoch weniger über die Ufer und verliert so kaum an Fließgeschwindigkeit, was die Erosionsvorgänge weiter verstärkt. Gleichzeitig gehen ökologisch wertvolle Feuchtflächen verloren. Aus den Acker- und den Grünlandflächen können Nähr- und Schadstoffe in den Bach eingetragen werden. Neben der Bodenpassage durch Versickerung begünstigen die fehlenden oder zu schmalen Uferstreifen den erosiven Stoffeintrag.

Einen starken Eingriff in die natürliche Fließdynamik stellt der Verbau mit Rasengitterstein dar. Die Gewässerstruktur wurde auf einer Länge von ca. 420 m sehr stark geschädigt. Absturzbauwerke und oberhalb der Mittelwasserlinie angebrachte Durchlässe, die die Fließstrecke an insgesamt sechs Stellen unterbrechen, beeinträchtigen die Bachbiozönose nachhaltig.

Biotoptypen, die in der Roten Liste aufgeführt werden (RIECKEN et al., 1994), sind ein Großseggenried (Gefährdungsstufe 3) und eine frische bis feuchte Staudenflur bei Röttgen (Gefährdungsstufe 2). Die Staudenflur wird seit Frühjahr 1999 jedoch durch intensive Schafbeweidung zunehmend zerstört. Die großflächigen feuchten Weidelgras-Weißkleeweiden im Bachtal zählen zu den stark gefährdeten Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. Als gefährdet gelten Milzkrautfluren, eine frische Glatthaferwiese und Bach-Eschenwälder (VERBÜCHELN et al., 1995). Der Mündungsbereich des Hellenbrucher Bachs ist Teil eines Schutzwürdigen Biotops (BK 4707-068) (LÖBF, 1996b). Die Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten wies das gesamte Bachtal als Schutzwürdige Biotopverbundfläche (VB-D-4707-025) aus (LÖBF, 1996a). HENF (1993) hebt die Bedeutung des Hellenbrucher Bachtals als Vernetzungskorridor für Amphibien hervor.

Vor allem die Quellregion bei km-Station 4 + 080 ist relativ naturnah. Die jetzige Tümpelquelle war ursprünglich eine Sickerquelle und entstand durch Aufgraben, um sie als Viehtränke zu nutzen. Da sie sich an einem Hangfuß befindet, ist sie durch oberflächliche Schadstoffeinträge gefährdet. Die Wasseroberfläche des Quelltümpels war im Untersuchungszeitraum fast lückenlos und z.T. in mehreren Lagen mit *Lemna minor* (Kleine Wasserlinse) bedeckt. Als Bioindikator zeigt diese Art eutrophe bis hypertrophe Verhältnisse an. Ebenfalls hohe Nährstoffgehalte zeigen die im Sohllental dominierenden dichten und hochwüchsigen Bestände der Brennnessel an. Die intensive Schafbeweidung seit Frühjahr 1999, mit Nutzung der Tümpelquelle als Tränke, einer verstärkten Gefahr von Hangerosion durch Überweidung

und zunehmende Eutrophierung durch Nährstoffeinträge, führte zu einer extremen Verschlechterung der Strukturgüte in diesem Bereich.

Die an den Bach grenzenden Fichtenforste, oberhalb des Pappelwaldes und an der Karpfenteichanlage sind als naturfremd zu bewerten.

4.2.2.2 Bewertung des Umlandes

Das Umland ist durch intensive Landwirtschaft gekennzeichnet. Nördlich des Hellenbrucher Baches grenzt das Stadtgebiet von Mettmann an den Bach. Im Bachtal überwiegen Grünlandstandorte, im weiteren Einzugsgebiet Ackerbau. Der Bachverlauf wird an mehreren Stellen durch Verkehrswege unterbrochen. Das Umland ist als teilweise naturnah bis überwiegend naturfern zu bewerten.

Als naturnah ist das Umland im Bereich der Mündung in den Mettmanner Bach zu bewerten. Der Bach-Eschenwald und der angrenzende Buchenwald entsprechen der potentiell natürlichen Vegetation.

Die versiegelten Flächen sind als naturfern anzusehen. Durch die Versiegelung wird die natürliche Versickerung von Niederschlagswasser verhindert und die Grundwasserneubildung herabgesetzt. Durch die Einleitung großer Wassermengen entspricht das Abflußregime im Hellenbrucher Bach nicht mehr dem natürlichen Zustand.

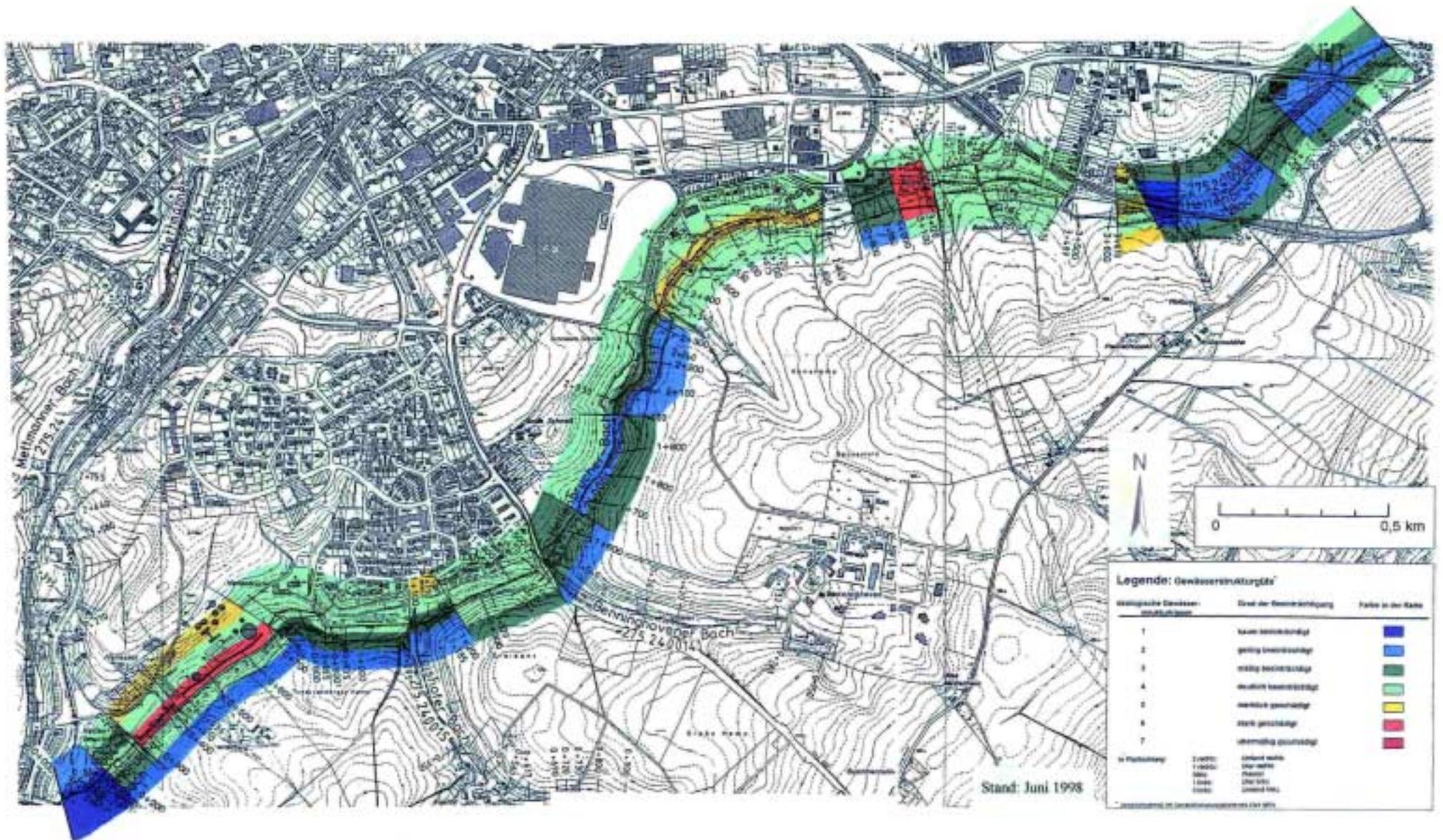


Abb. 3: Gewässerstrukturgütekarte

4.2.3 Makrozoobenthon

4.2.3.1 Artengesellschaften und kommentierte Gesamtartenliste

Zur Erfassung des Arteninventars des Makrozoobenthons wurden im Mai und September 1996 sowie im September 1997 an 14 Probestellen, davon 12 am Hellenbrucher Bach und je eine an den beiden Zuflußbächen Benninghovener Bach und Voishofer Bach, Aufsammlungen durchgeführt. Während etwa 90 Minuten je Probestelle wurden alle Choriotope auf einer Fließstrecke von etwa 20 m abgesammelt und die gefundenen Tiere, außer der Gruppe der Hirudinea (sie wurden vor Ort bestimmt) zur späteren Determination in Ethanol überführt. Zum Aufsammeln der Tiere wurde ein Metallsieb mit einem Durchmesser von 20 cm und einer Maschenweite von 1 mm verwendet.

Tabelle 1 zeigt eine Zusammenfassung aller gefundenen Arten bzw. höheren Taxa und gibt einen Überblick über Ernährungsweisen, Habitatpräferenzen, Konkurrenzverhalten und abiotische Ansprüche. Da der Hellenbrucher Bach der Rhithralregion zuzurechnen ist, deuten Arten, die im Potamal oder Litoral leben, auf anthropogene Einflüsse im Stoffhaushalt und/oder im Fließkontinuum hin. Die Zuordnung der Arten an die jeweiligen Probestellen und den drei Aufsammlungsterminen finden sich im Anhang.

Die Untersuchung im September 1997 ergab, daß der Artenbestand im Vergleich zu September 1996 keine besonderen Unterschiede aufwies, daß die Probestellen insgesamt aber artenärmer waren. Auffällig ist, daß die Gruppe der Eintagsfliegen nur durch *Baetis rhodani* und *Baetis vernus* vertreten war, und sie oft massenhaft auftraten. Neben diesen gilt auch die vielfach gefundene *Hydropsyche angustipennis* als Schmutzwasserindikator. *Hydropsyche angustipennis* und *Baetis* waren vor allem im mittleren Bachlauf besonders häufig, wie auch die beiden Egelarten *Glossiphonia complanata* und *Erpobdella octoculata*, wodurch angezeigt wird, daß dort die organische Verschmutzung besonders hoch ist. Sie resultiert aus den Mischwassereinleitungen und den Schwebstofffrachten der Teichanlagen. Die Artengesellschaften entsprechen denen naturnaher Mittelgebirgsbäche nicht. Viele zu erwartende Arten wurden nicht gefunden und das Massenvorkommen einiger weniger angepaßter Arten zeigt, daß das natürliche Bachökosystem geschädigt ist.

Im Mai 1999 wurde die obere Quellregion bei Eistringhaus limnologisch untersucht. Das Bachbettssubstrat setzte sich über eine Gewässerlänge von etwa 300 m vor allem aus einem Kunststoffgranulat zusammen, das als Einstreu für Pferdeställe genutzt wird und infolge hoher Niederschläge in den Bach eingeschwemmt wurde. Es wurden kurz unterhalb der Quelle

und etwa 200 m bachabwärts Proben entnommen. Für eine Quellregion ungewöhnlich, konnten nur sehr wenige Makrozoobenthonarten nachgewiesen werden. Eine quelltypische Fauna fehlte. Es wurden keine Gammariden gefunden, nur einige wenige Tubificiden und Chironomiden, Ceratopoginiden und ein Exemplar von *Plectrocnemia conspersa*, das für diesen Bachabschnitt typisch ist. Verhältnismäßig zahlreich war *Hydrobius fuscipes* (5 Imagines). Die Art stellt jedoch keine hohen Ansprüche an ihre Umgebung. Die Ursache für die Artenarmut ist wahrscheinlich das Kunststoffgranulat, das sich besiedlungsfeindlich auswirkt. Aber auch toxische Einflüsse wären möglich.

Abkürzungsverzeichnis für Tab. 1:

Entwicklungsstadien:

L=Larve, P=Puppe, Im=Imago

wenn nicht anders angegeben, handelt es sich bei Insektenfunden um Larven

Ernährungstypen/ET:

R=Räuber, W=Weidegänger, D=Detritusfresser, WD=Weidegänger/Detritusfresser,

F=Filtrierer, Z=Zerkleinerer, - = keine eindeutige Zuordnung

Habitatpräferenzen:

PEL: Pelal: unverfestigte Feinsedimente (Schlick, Schlamm; Korngröße < 0,063 mm)

ARG: Argillal: verfestigte Feinsedimente (Lehm, Ton; Korngröße < 0,063 mm)

PSA: Psammal: Fein-Grobsand (Korngröße 0,063-2 mm)

AKA: Akal: Feinkies, Mittelkies (Korngröße 0,2-2 cm)

LIT: Lithal: Grobkies, Steine bis Felsblöcke (Korngröße > 2 cm)

PHY: Phytal: aquatische Algen, Moose, Höhere Wasserpflanzen, Wurzelbärte, ins Wasser ragende Landpflanzen

POM: partikuläres organisches Material: Totholz, Baumstämme, Äste, Zweige, Falllaub, Feindetritus

Biozönotische Regionen:

KR: Krenal

RI: Rhithral; ER: Epirhithral; MR: Metarhithral; HR: Hyporhithral

PO: Potamal

LI: Litoral

Rote Liste Arten:

Rote Liste der gefährdeten Tiere Deutschlands (BINOT et al., 1998)

RL 3: gefährdet, V: Arten der Vorwarnliste

*: Determinationsschwierigkeiten

(): Sind die Angaben bei Habitatpräferenzen oder den biozönotischen Regionen eingeklammert, sind sie für die Art seltener zutreffend.

- Werden mehrere Zuordnungen genannt, gibt die Reihenfolge die Stärke der Bindung an den jeweiligen Habitatanspruch bzw. an die biozönotische Region an.

Tab. 1: Liste der im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten und höheren Taxa mit Zuordnungen zu Ernährungstypen (nach einer Liste der Arbeitsgruppe Hydrobiologie, Universität Essen), Habitatpräferenzen und biozönotische Regionen (nach BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1996).

Taxon	ET	Habitatpräferenz	Biozönotische Region
TURBELLARIA			
Dugesia gonocephala DUGES	R	LIT	RI
Dugesia lugubris/polychroa* SCHMIDT	R		
Polycelis felina DALYELL	R	LIT	KR, RI
Dendrocoelum lacteum MÜLLER	R	LIT	RI, PO, LI

Taxon	ET	Habitat- präferenz	Biozönotische Region
GASTROPODA			
Potamopyrgus jenkinsi SCHMIDT	W	PEL, PSA	PO, RI
Bithynia tentaculata L.	W	LIT, PHY	LI, PO,(RI)
Bathyomphalus contortus L. (leer)	-	PHY	LI, PO,(RI)
Radix ovata DRAPARNAUD	WD		
Planorbis planorbis L.	W	PHY, PEL	LI, PO,(RI)
Ancylus fluviatilis MÜLLER	W	LI,(PEL)	RI
BIVALVIA			
Anodonta anatina L. = V/Vorwarnliste	F	PEL	PO, LI, RI
Pisidium spp.	F	PEL, PSA	PO (RI,LI,KR)
Musculum lacustre MÜLLER	F	PEL	LI, PO,(RI)
OLIGOCHAETA			
Lumbriculus variegatus MÜLLER	D		
Stylodrilus heringianus CLAP.	D	PSA, AKA	RI
Haplotaxis gordioides HART.	D	Grundwasser	RI
Eiseniella tetraedra MICH.	D	AK, LIT, PHY	RI
Limnodrilus spp.	D	PEL, PSA	
Tubificidae non det.	D	PEL	
Oligochaeta non det.	D		
HIRUDINEA			
Glossiphonia complanata L.	R	LIT, PHY	RI, PO, KR
Helobdella stagnalis L.	R	PHY, LIT	PO,(RI)
Erpobdella octoculata L.	R	LIT, PHY	RI, PO,(KR)

Taxon	ET	Habitat- präferenz	Biozönotische Region
CRUSTACEA			
Asellus aquaticus L.	WD	PHY, POM	PO, RI,(KR)
Proasellus coxalis DOLLF.	WD		RI, PO, KR
Gammarus fossarum KOCH	Z	AKA, LIT, PSA	RI, KR
Gammarus pulex L.	Z	LIT	RI, (PO)
EPHEMEROPTERA			
Baetis rhodani PICT.	WD	LIT, PHY	MR, HR
Baetis vernus CURTIS	WD	LIT, PHY	MR, HR
Cloeon dipterum L.	WD	PHY	LI, PO
Rhithrogena cf. iridina KOLENATI	W	LIT	MR, HR
Rhithrogena semicolorata-Gruppe	W	LIT	RI
Ecdyonurus venosus L.	WD	LIT	RI
Electrogena cf. ujhelyii SOWA = RL 3	WD		RI,(KR,PO,LI)
Ephemerella ignita PODA	WD	LIT, PHY	RI, (PO)
Caenis horaria L.	WD	PEL	LI, (PO)
Ephemera vulgata L.	F	PEL	LIT, PO
PLECOPTERA			
Nemurella picteti KLP.	Z	PHY, POM	RI, KR
ODONATA			
Cordulia aenea/Somatochlora metallica*	R	PHY	LI

Taxon	ET	Habitat- präferenz	Biozönotische Region
COLEOPTERA			
Laccornis oblongus STEPH. Im =RL 3	R		
Agabus guttatus PAYK. Im	R		KR, RI
Agabus nebulosus FORST. Im	R	ARG	LI
Agabus sp. L	R	PHY	LI, RI, (KR)
Dytiscidae non det. L	R	PHY	LI, RI, PO
Hydraena bohemica HRBACEK Im.	R		
Hydrobius fuscipes L. Im	R	PHY, POM	LI
Elmis aenea PH. MÜLLER Im	-	LIT, PHY	RI, MR
Elmis sp. L, Im	-	LIT, PHY	RI
Helodes sp. L	D	POM	KR, RI
MEGALOPTERA			
Sialis fuliginosa PICTET	R	PEL	RI, ER
Sialis lutaria L.	R	PEL	LI
TRICHOPTERA			
Rhyacophila fasciata HAGEN L, P	R	LIT	RI, ER
Rhyacophila nubila ZETT. L, P	R	LIT	RI, HR
Hydropsyche angustipennis CURTIS	F	LIT	RI, PO
Hydropsyche saxonica MCL.	F	LIT	RI, ER, KR
Hydropsyche siltalai DÖHLER	F	LIT	RI, (PO)
Hydropsyche sp.	F	LIT	RI, PO
Plectrocnemia conspersa CURTIS	R	LIT	RI, KR
Limnephilus spp.	WD		
cf. Glyphotaelius pellucidus RETZ.	Z	POM	LI, (KR)
Potamophylax cingulatus/latipennis*	Z		RI, KR
Halesus digitatus SCHRANK	Z		RI, PO

Taxon	ET	Habitat- präferenz	Biozönotische Region
TRICHOPTERA			
Micropterna sequax MCL.	WD		KR, RI
Chaetopteryx villosa FABR.	WD	LIT, PHY	RI, KR
Annitella obscurata MCL.	WD	POM, LIT	RI, MR
Chaetopteryginae non det.	-		
Limnephilidae non det. P			
Goeridae (leer)	-	LIT	RI
Sericostoma sp.	Z	AKA, LIT	RI, KR, PO
DIPTERA			
Tipulidae non det.	-		
Dicranota sp.	R	PEL, POM	RI, KR, PO
Eloeophila sp.	-		
Pilaria sp.	-		
Limoniidae non det.	-	PEL	RI, PO
Psychoda sp.	D	PEL, POM	
Ptychoptera sp.	D	PEL	KR, RI
Dixa sp.	-	LIT, PHY	RI, KR
Dixidae non det.			
Simulium ornatum	F	PHY, LIT	RI, PO
Simulium spinosum-Gruppe	F	LIT, PHY	RI, PO
Tanypodinae non det.	R		
Prodiamesa sp.	D		RI, KR, PO
Chironomus thummi-Gruppe	D	PEL	
Chironomidae non det.	D	PEL	RI, PO, LI, (KR)
Ceratopogonidae non det.	-	PHY, PEL, PSA	
Stratiomyidae non det.	-	LIT, PHY	KR, LI, RI
Empididae non det.	R		
Tabanidae non det.	-	PHY	

4.2.3.2 Ernährungstypen

Für die Zuordnung der gefundenen Arten in bestimmte Ernährungstypen-Gruppen diente der „Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs“ (MOOG, 1995) und Forschungsergebnisse der Arbeitsgruppe von Prof. Schuhmacher (Institut für Ökologie, Universität Essen) (PODRAZA, 1996). Die natürliche Ernährungstypenverteilung ist an die Änderung der Quantität und Qualität der organischen Substanz im Längsverlauf eines Fließgewässers angepaßt und geht aus dem „River Continuum Concept“ (VANNOTE et al., 1980) hervor. Der RETI-Wert (Rhithron-Ernährungstypen-Index) wurde nach SCHWEDER (1992) berechnet. Naturnahe Verhältnisse werden durch Werte $> 0,5$ angezeigt.

Tab. 2: Prozentuale Verteilung der Ernährungstypen und die RETI-Werte (nach SCHWEDER, 1992) der Probestellen am Hellenbrucher Bach (1-12), Voishofer Bach (V) und Benninghovener Bach (B) im Mai 1996 und September 1996 (HUERKAMP, 1997) und 1997

17.05.- 20.05.1996						
	Zerkleinerer	Weidegänger	Filtrierer	Detritusfresser	Räuber	RETI
1	67	13	4	8	8	0,87
2	87	0	0	8	5	0,92
3	51	6	20	17	6	0,61
4	23	9	7	55	6	0,34
5	0	5	40	53	2	0,06
6	3	12	13	67	5	0,16
7	15	20	18	33	14	0,40
8	53	25	3	4	15	0,92
B	52	35	0	5	8	0,95
9	59	23	1	6	11	0,92
V	60	15	2	22	1	0,75
10	30	19	1	45	5	0,51
11	64	19	6	3	8	0,90
12	43	38	0	15	4	0,85

<i>05.09. – 17.09.1996</i>						
	Zerkleinerer	Weidegänger	Filtrierer	Detritus- fresser	Räuber	RETI
1	38	28	5	5	24	0,87
2	68	0	2	23	7	0,73
3	30	8	48	10	4	0,40
4	14	8	33	38	7	0,24
5	0	24	1	42	33	0,36
6	6	24	4	54	12	0,34
7	10	19	64	6	1	0,29
8	44	33	13	3	7	0,83
B	48	25	20	1	6	0,78
9	42	34	10	9	5	0,80
V	38	7	28	24	3	0,47
10	54	23	16	2	5	0,81
11	34	29	33	1	3	0,65
12	43	20	15	19	3	0,65
<i>16.09. – 22.09.1997</i>						
1	50	24	6	1	19	0,92
2	61	0	0	25	14	0,71
3	41	9	27	8	15	0,59
4	40	4	14	39	3	0,45
5	0	8	1	45	46	0,16
6	23	26	5	30	16	0,58
7	46	47	2	2	3	0,96
8	74	21	1	1	3	0,99
B	22	33	31	0	14	0,64
9	57	29	6	0	8	0,99
V	79	0	18	2	1	0,80
10	74	20	2	3	1	0,94
11	89	7	3	0	1	0,96
12	86	8	1	2	3	0,97

Anmerkung: In die Gruppe der Weidegänger werden auch die „unselektiven Weidegänger“ (Weidegänger/Detritusfresser) eingeordnet. Die Lage der Probestellen ist in Abb. 7: Gewässergütekarte (Biologische Gewässergüte) (S. 52) dargestellt.

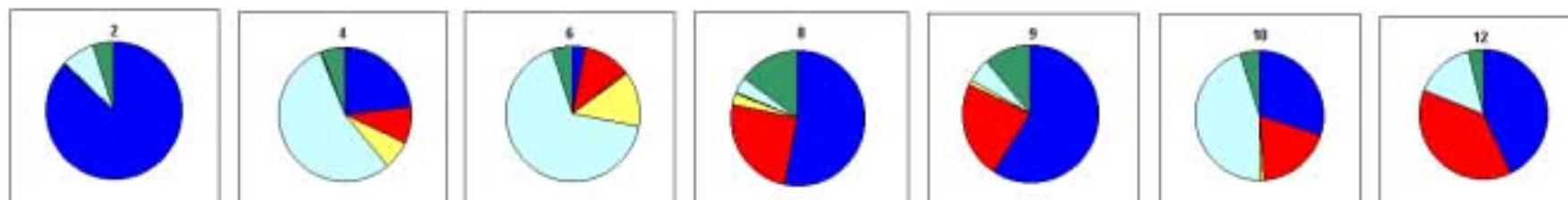
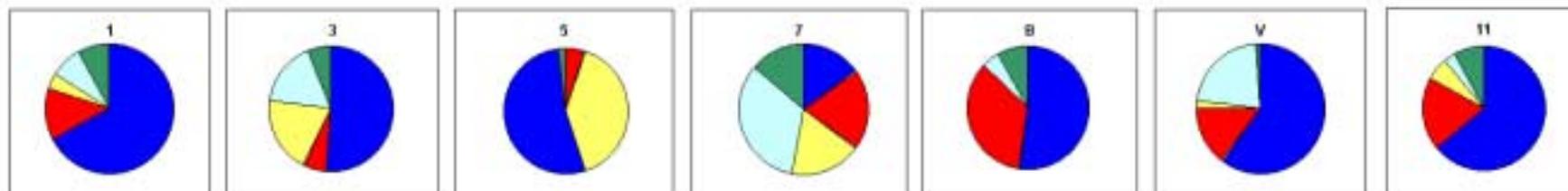
Die ernährungstypologischen Verteilungen der einzelnen Probestellen entsprechen dem Sollzustand für einen naturnahen Mittelgebirgsbach (vgl. Abb.4-6) zumeist nicht. Der Sollzustand stellt das Entwicklungsziel dar, das sich an dem von DVWK (1996) vorgestellten Leitbild eines Mittelgebirgsbaches orientiert.

Bei der Betrachtung der RETI-Werte sind starke Schwankungen vor allem im oberen und mittleren Bachverlauf zu erkennen, was in Übereinstimmung mit SCHWEDER (1992) als anthropogene Einflüsse in das Fließkontinuum gedeutet werden kann. Die RETI-Schwankungen im Jahresverlauf sind Ursache einer Veränderung des Stoffhaushaltes und/oder der Morphologie des Baches (vgl. SCHWEDER, 1992). Teichanlagen, Mischwassereinleitungen und Ausscheidungen der Weidetiere, die durch fehlende Ufergehölze und zu dicht angebrachte oder auf der anderen Bachseite verlaufende Weidezäune in den Bach gelangen, führen zu Ablagerungen und Verschlammungen am Bachgrund, wodurch vor allem die Anzahl der Detritusfresser ansteigt. Dort, wo die Gruppe der Filtrierer stark vertreten ist (Probestelle 3 und 6 im Mai 1996, Probestelle 3, 4, 7, B, V und 11 im September 1996, Probestelle 3, B und V im September 1997) werden große Mengen an organischen Stoffen in der fließenden Welle transportiert. Sie stammen größtenteils aus Fischteichanlagen und Mischwassereinleitungen. Das verstärkte Auftreten der Filtrierer und Detritusfresser bei gleichzeitig stark abnehmender Zahl von Zerkleinerern deutet auf eine Änderung des Nahrungsgefüges hin, das natürlicherweise erst im Unterlauf von Flüssen zu erwarten ist und als „Potamalisierung“ bezeichnet wird. Der vielfach hohe Anteil an Weidegängern resultiert aus einem erhöhten Algenbewuchs, der vor allem durch die Nährstoffeinträge der Landwirtschaft hervorgerufen wird.

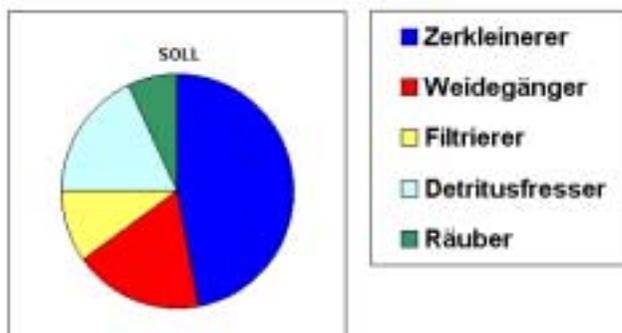
Abb. 4, Abb. 5, Abb. 6: Diagramme zur prozentualen Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthons vom Mai 1996 und September 1996 und 1997

Prozentuale Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthon im Aufsammlungszeitraum 17.05.-20.05.96

	1	2	3	4	5	6	7	8	B	9	V	10	11	12
Zerkleinerer	67	87	51	23	0	3	15	53	52	59	60	30	64	43
Weidegänger	13	0	6	9	5	12	20	25	35	23	15	19	19	38
Filtrierer	4	0	20	7	40	13	18	3	0	1	2	1	6	0
Detritusfresser	8	8	17	55	53	67	33	4	5	6	22	45	3	15
Räuber	8	5	6	6	2	5	14	15	8	11	1	5	8	4

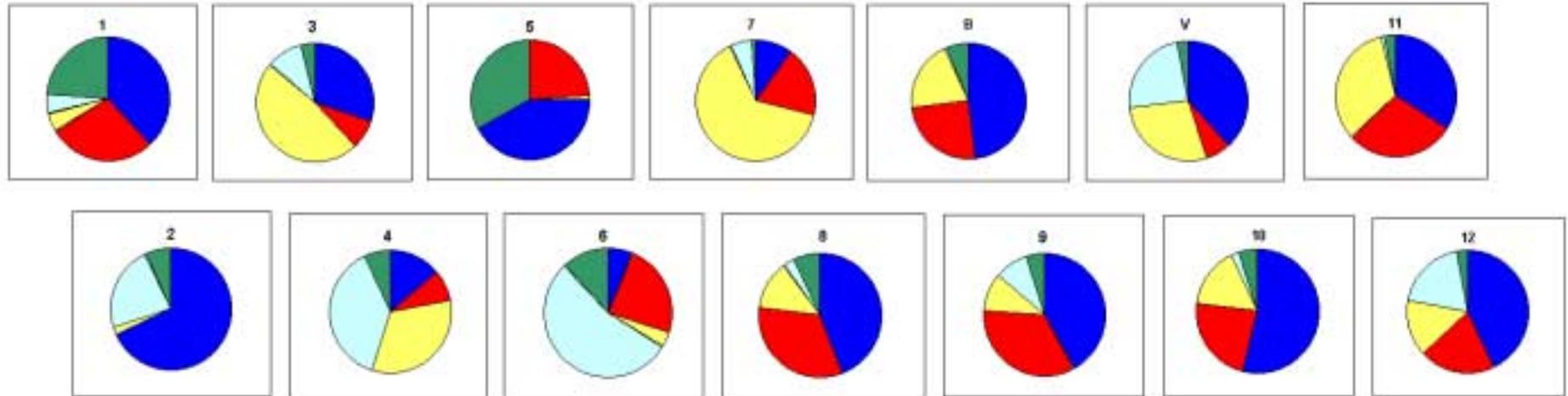


	SOLL
Zerkleinerer	47
Weidegänger	18
Filtrierer	10
Detritusfresser	18
Räuber	7

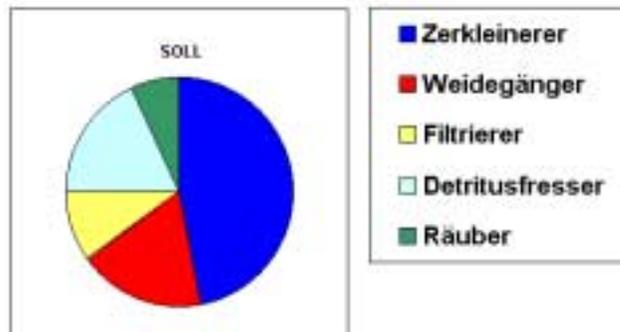


Prozentuale Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthon im Aufsammlungszeitraum 05.09.-17.09.96

	1	2	3	4	5	6	7	8	B	9	V	10	11	12
Zerkleinerer	38	68	30	14	0	6	10	44	48	42	38	54	34	43
Weidegänger	28	0	8	8	24	24	19	33	25	34	7	23	29	20
Filtrierer	5	2	48	33	1	4	64	13	20	10	28	16	33	15
Detritusfresser	5	23	10	38	42	54	6	3	1	9	24	2	1	19
Räuber	24	7	4	7	33	12	1	7	6	5	3	5	3	3



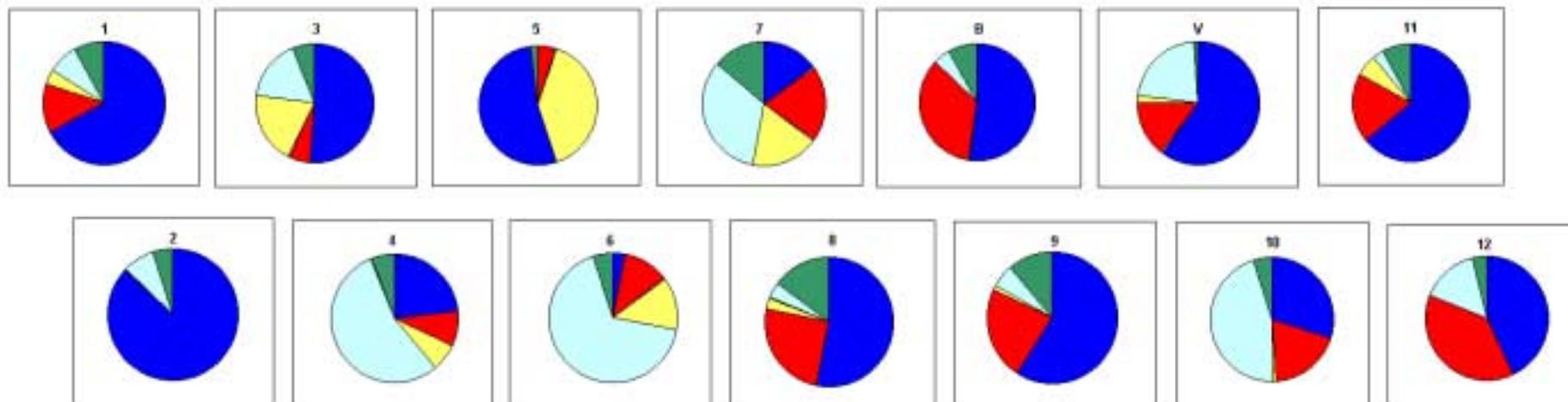
	SOLL
Zerkleinerer	47
Weidegänger	18
Filtrierer	10
Detritusfresser	18
Räuber	7



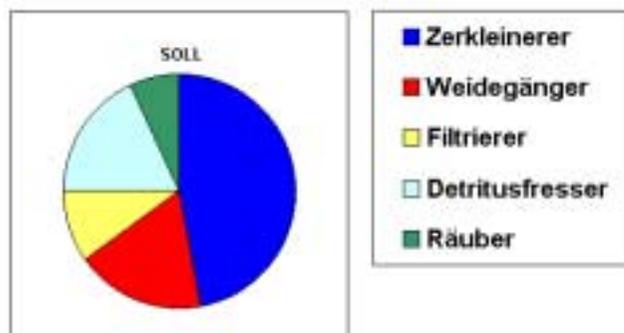
- Zerkleinerer
- Weidegänger
- Filtrierer
- Detritusfresser
- Räuber

Prozentuale Verteilung der Ernährungstypen des Makrozoobenthon im Aufsammlungszeitraum 17.05.-20.05.96

	1	2	3	4	5	6	7	8	B	9	V	10	11	12
Zerkleinerer	67	87	51	23	0	3	15	53	52	59	60	30	64	43
Weidegänger	13	0	6	9	5	12	20	25	35	23	15	19	19	38
Filtrierer	4	0	20	7	40	13	18	3	0	1	2	1	6	0
Detritusfresser	8	8	17	55	53	67	33	4	5	6	22	45	3	15
Räuber	8	5	6	6	2	5	14	15	8	11	1	5	8	4



	SOLL
Zerkleinerer	47
Weidegänger	18
Filtrierer	10
Detritusfresser	18
Räuber	7



4.2.4 Gewässergüte

4.2.4.1 Biologische Gewässergüte

Die Bewertung der biologischen Gewässergüte wurde über das Verfahren zur Bestimmung des Saprobienindex (DIN 38410, 1994) und nach der Gütegliederung der Fließgewässer nach LAWA (1991) (vgl. Anhang) durchgeführt. Im Mai und im September 1996 sowie im September 1997 wurden 14 Probestellen limnologisch untersucht, davon 12 am Hellenbrucher Bach und jeweils eine an den Zuflüssen Benninghovener Bach und Voishofer Bach. Die Bestimmung der biologischen Gewässergüte wurde mittels der Saprobienindices, der Ammoniumgehalte und der Sauerstoffverhältnisse ermittelt und die Ergebnisse in einer Gewässergütekarte farblich dargestellt (Abb.7, S.52).

Die Gewässergüte des Hellenbrucher Baches ist mit Güteklasse I – II (gering belastet) und II (mäßig belastet) an den meisten Probestellen zufriedenstellend. Im mittleren Bereich ist der Bach an den Probestellen 5, 6 und 7 an den Untersuchungsterminen 1996 kritisch belastet gewesen (Güteklasse II – III), was auf die Unterbrechung des Bachkontinuums durch Teichanlagen zurückgeht. Die durch die Teiche verursachten hohen Schwebstoffgehalte führen zu verstärkten Abbauvorgängen im Bach, die zeitweise auch hohe Sauerstoffzehrungen auslösen. Bei der Untersuchung im September 1997 liegen die Saprobienwerte der Probestellen 6 und 7 jedoch noch im Bereich der Güteklasse II, die Tendenz nach II – III besteht durch die hohen Saprobienindices nahe 2,3 und die vergleichsweise niedrigen Sauerstoffgehalte und relativ hohen Nährstoffgehalte (vgl. 4.2.4.1 Chemische Gewässergüte) jedoch auch hier noch. Da auch die Artengesellschaften, die sich vor allem aus Massenvorkommen von *Baetis rhodani* und *Baetis vernus* (Ephemeroptera), *Limnodrilus sp.* und *Tubificidae non det.* (Oligochaeta), *Glossiphonia complanata* und *Erpobdella octoculata* (Hirudinea) sowie *Hydropsyche angustipennis* und *Hydropsyche saxonica* (Trichoptera) zusammensetzen, auf eine hohe organische Verschmutzung hindeuten, können Probestelle 6 und 7 in Güteklasse II – III eingestuft werden. Die Saprobienwerte der Probestelle 1 (Quelle) sind an allen Beprobungsterminen nicht ausreichend aussagekräftig, da die Streuungsmaße immer höher als 0,2 waren. Da die Ammoniumwerte jedoch immer im Bereich von Güteklasse I lagen, und sich die Saprobienwerte nur wenig veränderten, erscheint eine Einstufung in Güteklasse I – II angemessen.

Abkürzungsverzeichnis für Tab. 3 - 4:

S: Saprobienindex

SM: Streuungsmaß

*: da das Streuungsmaß hier > 0,2 ist,

ist der Saprobienindex für die Gütebestimmung unzuverlässig

ΣA_i : Summe der Abundanzziffern

1-12: Nummerierung der Probestellen

V: Probestelle am Voishofer Bach

B: Probestelle am Benninghovener Bach

(Anmerkung: Probestelle 11 wurde bei der Frühjahrsuntersuchung 1996 nicht im Mai, sondern am 26.06. untersucht)

Lage der Probestellen: S. 52: Abb. 7: Gewässergütekarte (Biologische Gewässergüte)

Tab. 3: Die Saprobienindices der Makrozoobenthonuntersuchung von 1996 (nach DIN 38410, 1994)

17.05. – 20.05.1996				05.09. – 17.09.1996		
Nr.	S	SM	ΣA_i	S	SM	ΣA_i
1	1,59	0,25*	20	1,56	0,28*	27
2	1,70	0,14	15	1,76	0,11	26
3	2,12	0,18	33	2,13	0,16	45
4	2,22	0,23*	28	2,25	0,19	28
5	2,53	0,21*	20	2,66	0,13	23
6	2,39	0,19	31	2,32	0,14	55
7	2,28	0,16	23	2,18	0,12	54
8	1,89	0,14	25	1,98	0,12	36
B	1,87	0,17	23	1,84	0,14	29
9	1,90	0,14	30	1,93	0,13	30
V	2,06	0,23*	23	1,98	0,16	33
10	1,96	0,15	30	1,97	0,15	27
11	1,95	0,11	29	1,92	0,14	24
12	1,94	0,12	27	2,08	0,16	36

Tab. 4: Die Saprobienindices der Makrozoobenthonuntersuchung von 1997 (nach DIN 38410, 1994)

<i>16.09.- 22.09.1997</i>			
Nr.	S	SM	ΣA_i
1	1,60	0,25*	30
2	1,71	0,11	19
3	2,05	0,10	41
4	2,10	0,28*	26
5	2,68	0,24*	22
6	2,25	0,16	53
7	2,10	0,12	37
8	2,01	0,12	37
B	1,88	0,10	41
9	1,95	0,12	39
V	1,93	0,17	23
10	2,05	0,10	39
11	1,90	0,14	25
12	2,03	0,11	40

Die Zuweisung der Abundanzwerte für die einzelnen Taxa erfolgt nach den relativen Häufigkeitsklassen 1 - 7 (Abundanzziffern) nach KNÖPP (1955). Die gefundenen Taxa der Aufsammlung vom September 1997 wurden im Gegensatz zu den Untersuchungsergebnissen von 1996 bestimmten Tiergruppen zugeordnet. Mit dieser neuen Einteilung wird die trophische Ebene innerhalb des Ökosystems und die mittlere Vermehrungsrate berücksichtigt (WENDLING, 1998). Die Aufstellung der Tiergruppen mit ähnlicher ökologischer Stellung wurde vom Deutsch-Belgischen Biotopverbund Nordeifel durchgeführt und von Wagener bearbeitet. Die Abundanzziffern wurden nach absoluten Zahlen gemäß Tab.5 nach Angaben von WENDLING (1998) ermittelt. Tab.5 ist an die Skala des Deutsch-Belgischen Biotopverbundes Nordeifel angelehnt und wurde unter Berücksichtigung der gefundenen Taxa verändert.

Abkürzungsverzeichnis für Tab. 5:

Tiergruppe 1: Tiere, die zu Massenvorkommen neigen

Tiergruppe 2: potentiell häufig vorkommende Tiere

Tiergruppe 3: Tiere, die in geringen Häufigkeiten vorkommen

Tab. 5: Zuordnung gefundener Taxa in Tiergruppen T 1/T 2, Einstufung von Individuenzahlen je Aufsammlung in Häufigkeitsklassen/Abundanzziffern A (nach WENDLING, 1998, verändert)

Abundanzziffer A	1	2	3	4	5	6	7
T 1 <i>Amphipoda:</i> Asellus, Gammarus, <i>Gastropoda/Lamell.:</i> Potamopyrgus jenk., Bithynia tentaculata, Pisidium spp., Musculum lacustre. <i>Oligochaeta:</i> Tubificidae, Limnodrilus spp. <i>Plecoptera:</i> Nemurella picteti <i>Phytophage Trichoptera:</i> Limnephilidae, Sericostoma <i>Diptera: Simuliidae</i>	1	2 – 5	6 - 14	15 - 35	36 - 70	71 - 150	> 150
T 2 <i>Turbellaria</i> <i>Gastropoda (außer s.o.)</i> <i>Oligochaeta (außer s.o.)</i> <i>Hirudinea</i> Baetis Heteroptera <i>Coleoptera</i> <i>Megaloptera</i> <i>Omnivore Trichoptera:</i> Hydropsyche Rhyacophila Plectrocnemia <i>Diptera (außer Simul.)</i>	1	2 – 3	4 - 8	9 - 15	16 - 25	26 - 50	>50

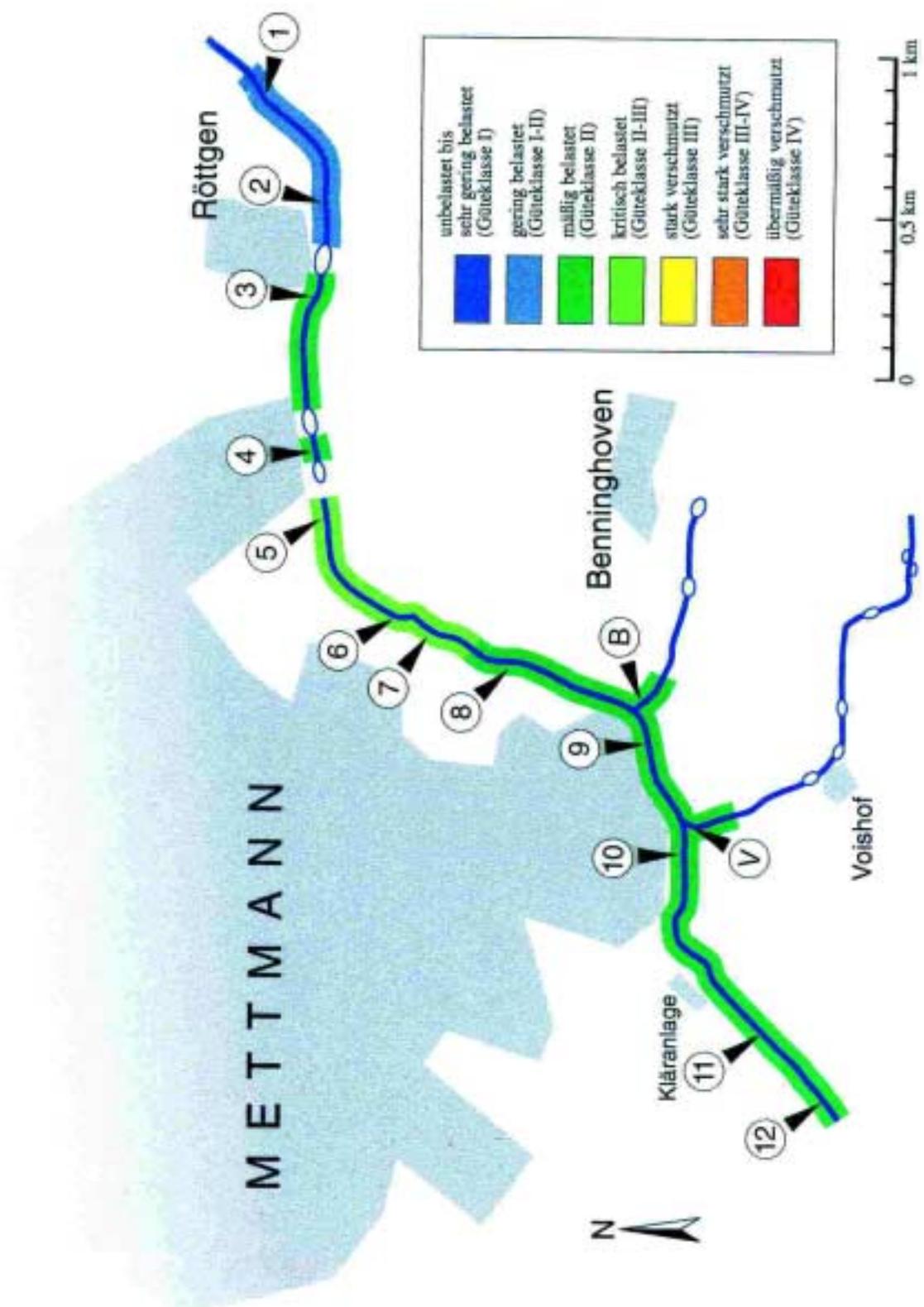


Abb. 7: Gewässergütekarte (Biologische Gewässergüte)

4.2.4.2 Chemische Gewässergüte

Zur chemischen Güteklassifizierung diente ein Entwurf des LAWA-Arbeitskreises “Zielvorgaben” (LUA, 1997). Für die kartenmäßige Darstellung der Güteklassen wurden die gleichen Farben verwendet, wie bei der Gewässergütekarte und der Gewässerstrukturgütekarte. Als Grundlage diente die “Allgemeine Güteanforderung für Fließgewässer” (AGA) (LAWA, 1991) und die Ableitung von “Zielvorgaben”, die im Bund/Länder-Arbeitskreis “Qualitätsziele” erarbeitet wurde und vom LAWA-Arbeitskreis “Zielvorgaben” weitergeführt wird. “Zielvorgaben” sind festgelegte Konzentrationswerte, bei deren Einhaltung oder Unterschreitung keine Gefährdung für bestimmte Schutzgüter zu erwarten sind. Analog zur biologischen Gewässergüteklassifizierung ist die siebenstufige Skala dem Schutzgut “aquatische Lebensgemeinschaften” zugeordnet.

Da am Hellenbrucher Bach nur einige der in der chemischen Güteklassifizierung aufgeführten Stoffe untersucht wurden, zeigt die folgende Tabelle eine gekürzte Form.

Tab. 6: Chemische Güteklassifizierung Fließgewässer (LUA, 1997, verändert)

Meßgröße/ Einheit	Stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse						
	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Nitrat-N [mg/l]	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20
Nitrit-N [mg/l]	≤ 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Ammonium-N [mg/l]	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4
Gesamt-P [mg/l]	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
Ortho-Phosphat- P [mg/l]	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Sauerstoff- Gehalt [mg/l]	> 8,5	> 8	> 6	> 5	> 4	> 2	≤ 2

Nährstoffeinträge in Fließgewässer stammen zum größten Teil aus landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie aus Mischwassereinleitungen und Teichanlagen. Nitrat wird meist über belastetes Grund-, Drän- und Sickerwasser oder indirekt durch Oxidation von Ammonium (Nitrifikation) eingetragen. Ammonium gelangt vor allem über den Prozeß der Ammonifikation, die Mineralisation stickstoffhaltiger Verbindungen, insbesondere der abgestorbenen Biomasse und der Harnstoffe bzw. der Gülle aus der Landwirtschaft und den Abwässern der Städte, in die Gewässer, wo es durch Mikroorganismen unter hohem Sauerstoffverbrauch zu Nitrat oxidiert wird. Dieser Prozeß verlangsamt sich im Winter, so daß Ammonium dann höher konzentriert vorliegt. Das im Zuge der Nitrifikation gebildete toxische Nitrit wird in der Regel sofort zu Nitrat weiteroxidiert, so daß seine Konzentrationen sehr klein sind. Nitrat hat bei allen genannten Konzentrationen keine toxische Wirkung. Es trägt jedoch zur Eutrophierung eines Gewässers bei, da es von Pflanzen als Nährstoff aufgenommen wird. Unter den Phosphorverbindungen stellt Orthophosphat den bedeutendsten Anteil der gelösten und unmittelbar pflanzenverfügbaren Phosphate dar. Da er in abwasserbelasteten Gewässern dominiert, wird er als Leitparameter/Indikator herangezogen (LUA, 1997). Zur Zeit des Pflanzenwachstums kann sein Gehalt deutlich vermindert sein, da er in pflanzlicher Biomasse gebunden ist. Gesamtphosphor ist die Summe aller Phosphorverbindungen und sollte in schneller fließenden Bächen 0,3 mg/l nicht überschreiten (LUA, 1997). Phosphor wird vor allem über Erosion von Ackerflächen und kommunale Abwässer eingetragen sowie durch Teichanlagen, seltener über Grund-, Drän- und Sickerwasser. Hohe Phosphorkonzentrationen führen zu einer verstärkten Algen- und Makrophytenentwicklung. Durch eine intensive Photosyntheseleistung kann aufgrund des hohen CO₂-Entzugs (biogene Entkalkung) der pH-Wert ansteigen, wodurch Ammonium in fischgiftiges Ammoniak dissoziieren kann (LUA, 1997). Viele Fließgewässerarten versuchen Sauerstoffmangel durch Ventilationsbewegungen zu kompensieren. Dies erfordert einen erhöhten Energieverbrauch und führt zu Streß (SCHÖNBORN, 1992).

Die Wasserproben wurden vom Labor des Bergisch-Rheinischen Wasserverbandes untersucht. Um die Ammoniumwerte kälteren Wassers zu überprüfen, in dem die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat langsamer abläuft, wurden Anfang März zusätzliche Laboruntersuchungen im Institut für Landwirtschaftliche Zoologie der Universität Bonn durchgeführt. Ammonium wurde photometrisch nach DIN 38 406 E5 ermittelt, Nitrat ionenchromatographisch nach DIN 38 405 D19/20 EN ISO 10304-1, Nitrit photometrisch mit Sulfanil, Ortho-Phosphat photometrisch nach DIN 38 405 D11 EN 1189, Gesamtphosphor nach schwefelsaurem Aufschluß (DIN 38 405) und Sauerstoff nach DIN 38 408 G22 EN 25814.

Betrachtet man die Ergebnisse der chemischen Güteklassifizierung nach LUA (1997) für den Hellenbrucher Bach (Tab. 7-9), ist vor allem der hohe Nitratgehalt, der zumeist bei Güteklasse III liegt, auffällig. Nitrit-, Ammonium-, Phosphat- und der Sauerstoffgehalt zeigen in der Regel kaum Auswirkungen auf die Wasserqualität. Der niedrige Sauerstoffgehalt der Probestelle 1 ist für die Güteinstufung eines Fließgewässers nicht aussagekräftig, da es sich um wenig bewegtes Quellwasser einer Tümpelquelle handelt und Grundwasser natürlicherweise sauerstoffarm ist. Ein erhöhter Phosphatgehalt mit Güteklasse II - III konnte nur an einem Untersuchungstermin am Benninghovener Bach festgestellt werden und ist vermutlich auf die Teichwirtschaft im Oberlauf des Benninghovener Bachs zurückzuführen. Die Nitratgehalte sind vor allem im oberen und unteren Verlauf des Hellenbrucher Baches und den Zuflüssen Voishofer und Benninghovener Bach sehr hoch (Güteklasse III), im mittleren Bachverlauf (Probestelle 3 – 7) beeinträchtigen sie mit Güteklasse II – III die Wasserqualität jedoch auch merklich. Bei Probestelle 12 wurde im März 1999 ein Nitratwert im Bereich von Güteklasse III-IV gemessen. Auch das Quellwasser bei Drinhausen ist bereits stark mit Nitraten angereichert. Die folgenden Tabellen zeigen die chemischen Gewässergüteklassen an den Probestellen. Die farbliche Darstellung ist an die der Gewässergüte- und Gewässerstrukturgütekarte angelehnt. Die Lage der Probestellen ist in Abb. 7 (S. 52) dargestellt.

Tab. 7: Chemische Gewässergüte des Hellenbrucher Bachsystems; Klassifikation nach LUA, 1997 (vgl. Tab. 5)

Probestelle	Nitrat-N [mg/l]		Ammonium-N [mg/l]	
	Wert	Güteklasse	Wert	Güteklasse
E	9,38	III	0,22	II
D	6,91	III	0,01	I
7	6,26	III	0,17	II
12	10,03	III-IV	0,04	I

Probenahme am 11.03.1999

E: Eistringhaus, unterhalb der Unterquerung der B 7

D: Quellfassung bei Drinhausen

Tab. 8: Chemische Gewässergüte des Hellenbrucher Bachsystems; Klassifikation nach LUA, 1997 (vgl. Tab. 6)

Stickstoff-, Phosphorverbindungen [mg/l]

Probestelle	Nitrit-N		Nitrat-N		Ammonium-N		ortho-PO ₄ -P		P _{Gesamt}	
	Datum	23.09.97	15.07.96	23.09.97	15.07.96	23.09.97	23.09.97	23.09.97	23.09.97	
1	<0,01 I	5,8 III	6,4 III	0,03 I	0,04 I	<0,01 I	<0,05 I			
2	<0,01 I	5,2 III	5,7 III	0,03 I	0,06 I-II	<0,01 I	<0,05 I			
3	0,03 I-II	2,4 II	4,0 II-III	0,17 II	0,11 II	0,02 I	<0,05 I			
4	0,02 I-II	2,0 II	3,2 II-III	0,03 I	0,09 I-II	0,02 I	<0,05 I			
5	0,03 I-II	3,4 II-III	3,7 II-III	0,3 II	0,18 II	0,05 II	0,05 I			
6	0,06 II	3,0 II-III	3,6 II-III	0,11 II	0,18 II	0,05 II	0,05 I			
7	0,05 I-II	3,1 II-III	3,8 II-III	0,11 II	0,16 II	0,06 II	0,06 I-II			
8	0,03 I-II	4,8 II-III	5,1 III	0,01 I	0,07 I-II	0,07 II	0,08 I-II			
B	<0,01 I	7,8 III	6,8 III	0,14 II	0,07 I-II	0,15 II-III	0,15 II			
9	0,02 I-II	6,2 III	5,9 III	0,02 I	0,07 I-II	0,07 II	0,07 I-II			
V	<0,01 I	8,1 III	7,6 III	0,02 I	0,05 I-II	0,05 II	0,05 I			
10	0,01 I	6,4 III	6,1 III	0,01 I	0,05 I-II	0,06 II	0,06 I-II			
11	0,01 I	-	6,1 III	-	0,08 I-II	0,06 II	0,06 I-II			
12	<0,01 I	6,5 III	6,0 III	<0,01 I	0,07 I-II	0,06 II	0,06 I-II			

Tab. 9: Chemische Gewässergüte des Hellenbrucher Bachsystems; Klassifikation nach LUA, 1997 (vgl.Tab. 6)

Sauerstoff [mg/l]

Probe- stelle	<u>O₂- Gehalt</u>	<u>Güte- klasse</u>	<u>O₂- Gehalt</u>	<u>Güte- klasse</u>	<u>O₂- Gehalt</u>	<u>Güte- klasse</u>	<u>O₂- Gehalt</u>	<u>Güte- klasse</u>
Datum	17.05.-20.05.96		17.07.96		05.09.-11.09.96		16.09.-22.09.97	
1	6,2	II	5,5	II-III	4,8	III	3,6	III-VI
2	10,6	I	10,3	I	11,0	I	10,2	I
3	10,1	I	9,7	I	12,5	I	15,9	I
4	9,5	I	8,3	I-II	9,1	I	8,5	I-II
5	10,1	I	8,2	I-II	9,1	I	9,2	I
6	7,8	II	6,8	II	8,2	I-II	7,6	II
7	8,5	I-II	7,8	II	8,7	I	7,7	II
8	9,8	I	10,1	I	9,0	I	9,0	I
B	10,8	I	10,6	I	10,0	I	8,8	I
9	10,4	I	10,7	I	10,2	I	8,1	I-II
V	10,3	I	9,9	I	10,0	I	10,3	I
10	10,4	I	10,8	I	9,7	I	9,4	I
11	-	-	-	-	10,1	I	9,4	I
12	10,4	I	10,5	I	9,9	I	10,2	I

4.3 Die Gewässeraue

4.3.1 Vegetation der Bachtäler

Von Mai bis September 1999 wurde die Vegetation der Bachtäler des Hellenbrucher Bachs pflanzensoziologisch untersucht. Die Methodik der Bestandsaufnahmen und die Schätzung der Artmächtigkeiten sind an BRAUN-BLANQUET (1964) angelehnt. Die Zuordnung in Pflanzengesellschaften wurde für die Gesellschaften des Dauergrünlands nach FOERSTER (1983) und SCHNYDER (1993) und alle anderen Gesellschaften nach RUNGE (1994), WILMANN (1993), ELLENBERG (1978, 1986) und POTT (1992, 1995) vorgenommen. Für die Einstufung in Pflanzengesellschaften der Roten Liste wurden zusätzlich Beschreibungen aus VERBÜCHELN et al. (1995) und LÖBF (1996c): § 62 Biotop in NRW verwendet. Die Artbestimmung der Pflanzen erfolgte nach ROTHMALER (1991), SCHMEIL & FITSCHEN (1982), FITTER et al. (1986), GRAU et al. (1996) und KLAPP & OPITZ v. BOBERFELD (1988, 1990).

Bei der Kartierung wurden nur bachnahe Flächen (bis etwa 30 m landwärts) berücksichtigt, auf denen Pflanzenarten oder -gesellschaften der Roten Liste, oder die Einstufung als Schutzwürdiges Biotop nach § 62 LG (Landschaftsgesetz) vermutet wurden. Die Flächen wurden farblich in Kartenausschnitten im Maßstab 1:2.000 dargestellt. Die Position der Biotop wurde durch Gewässerstationierungspunkte (vgl. Abb. 3, S. 34) festgelegt. Alle Kartenausschnitte sind nach Norden ausgerichtet. Bei der Darstellung der Vegetationsaufnahmen wurden die nachgewiesenen Arten nach Kennarten (AC-VC: Kennart der Gesellschaft, Kennart des Verbandes, OC-KC: Ordnungs- und Klassenkennart, B: Begleiter) unterschieden. Die Werte in Klammern geben die Artmächtigkeiten nach BRAUN-BLANQUET (1964) wieder. Aufgrund von Beweidung oder Mahd war es auf einigen Flächen nicht möglich, pflanzensoziologische Aufnahmen durchzuführen, da viele Pflanzen nicht in ihrer Blütezeit angetroffen wurden. Daher wurden z.T. nur Artenlisten angefertigt, die durch mehrmalige Begehungen entstanden sind. Sie sind in der Regel nicht vollständig.

Auf die pflanzensoziologische und standörtliche Zuordnung der Grünländer folgen Wasserpflanzengesellschaften, Quellfluren, Hochstauden- und Waldgesellschaften.

Die Täler des Hellenbrucher Bachs sind zumeist frische bis feuchte Grünlandstandorte der Ordnung Arrhenatheretalia. Charakteristische Pflanzengesellschaft ist die feuchte Weidelgras-Weißkleeweide (*Lolio-Cynosuretum lotetosum*) mit Leitarten, wie Kammgras (*Cynosurus*

cristatus), Sumpfkraatzdistel (*Cirsium palustre*) und Flatterbinse (*Juncus effusus*). Sie zählt zu den stark gefährdeten Pflanzengesellschaften in NRW (VERBÜCHELN et al., 1995) und ist durch § 62 des Landschaftsgesetzes NRW geschützt. Typische Nutzungsform ist die extensive Beweidung mit 2 - 3 Großvieheinheiten und mäßige Düngung. Am Hellenbrucher Bach ist die Nutzung jedoch nur selten extensiv und zumeist nur in steilen Hanglagen. Als erste Nutzung findet auf den meisten Flächen Ende Mai bis Anfang Juni eine Mahd statt, an die Beweidung anschließt. Der sehr steile Hang unterhalb des Gruitener Wegs wird 2 - 3 mal im Jahr gemäht und selten beweidet. Viele Magerkeitszeiger deuten auf eine extensive Nutzung der Hangwiese hin. Auch die dort angrenzenden Flächen im Bachtal werden kaum beweidet und 2 - 3 mal im Jahr gemäht. Der steile Hangbereich oberhalb des Gruitener Wegs (linke Bachseite) wird extensiv beweidet, eine Nutzung durch Mahd wurde bei keiner Begehung festgestellt. Die Grünlandstandorte unterhalb der Einmündung des Voishofer Bachs werden nach der ersten Mahd intensiv als Pferdeweide genutzt. Die Flächen am Voishofer Bach werden nach der Mahd im Mai als Kuhweide genutzt und im Sommer z.T. auch gemäht. Die Grünlandflächen im Bereich von Bollenhöhe werden nach einmaliger Mahd von Jungrindern beweidet. Bei Röttgen wird eine feuchte Grünlandbrache seit Frühjahr 1999 als intensive Schafweide genutzt.

4.3.1.1 Grünlandgesellschaften

Folgende Pflanzengesellschaften des Grünlandes, Röhrichte, Flutrasen und Riede kennzeichnen das Hellenbrucher Bachtal:

<u>Ordnung und Assoziation</u>	<u>Subassoziation/Fazies</u>
--------------------------------	------------------------------

ARRHENATHERETALIA

- Weidelgras-Weißkleeweide:

Lolio-Cynosuretum feucht, z.T. staunass: *Lolio-Cynosuretum lotetosum*

mager: *Lolio-Cynosuretum luzuletosum*

Trennarten: *Hypochoeris radicata*, *Luzula campestris*

- Glatthaferwiese:

Arrhenatheretum elatioris frisch: Trennart: *Alopecurus pratensis*

MOLINIETALIA

- Honiggras-Feuchtwiese mager: *Holcus lanatus*-Fazies

- Fuchsschwanz-Feuchtwiese *Alopecurus pratensis*-Fazies

POTENTILLO-POLYGONETALIA/TRIFOLIO FRAGIFERAE-AGROSTIETALIA STOLONIFERAE

- Knickfuchsschwanz-Rasen: **Glyceria fluitans-Fazies**

Ranunculo-Alopecurum geniculati

PHRAGMITETALIA AUSTRALIS:

- *Eleocharis palustris*-Gesellschaft

- Flutschwaden-Röhricht:

Glycerietum fluitantis

- Rohrglanzgras-Röhricht:

Phalaridetum arundinaceae

- Sumpfschilf-Ried:

Caricetum acutiformis

Im folgenden werden die Pflanzengesellschaften der einzelnen Standorte beginnend vom Mündungsgebiet des Hellenbrucher Bachs aufgelistet.

Sumpfschilf-Ried (Abb. 8)

Caricetum acutiformis

Biotoptyp nach § 62 LG (Sümpfe und Riede, Kennbuchstabe d)

Größe: etwa 700 m², Vegetationsaufnahme am 04.05.99:

AC-VC: *Carex acutiformis* (4)

VC-KC: *Phalaris arundinacea* (1)

B: *Myosotis palustris* (+), *Cardamine amara* (2), *Stellaria uliginosa* (1), *Caltha palustris* (1), *Equisetum palustre* (+), *Lychnis flos-cuculi* (+), *Glechoma hederacea* (+), *Cirsium palustre* (+), *Urtica dioica* (+), *Galium aparine* (+), *Taraxacum officinale* (+), *Juncus effusus* (+)



Abb. 8: Sumpfschilf-Ried (*Caricetum acutiformis*) (km-Station 1+040 bis 1+095, Maßstab 1:2.000)

Fuchsschwanz-Feuchtwiese (Abb. 9)

Ausbildungsform mit deutlichen Trockenperioden: Ausbildung mit *Bromus hordeaceus* (vgl. FOERSTER, 1983)

Biotoptyp nach § 62 LG (Naß- und Feuchtgrünland, Kennbuchstabe f)

Fazies-bildende Art: *Alopecurus pratensis*

Trennart der Ausbildungsform: *Bromus hordeaceus*

VC: *Myosotis palustris*

OC: *Juncus effusus*, *Lychnis flos-cuculi*

B.: *Holcus lanatus*, *Rumex acetosa*, *Cardamine pratensis*, *Glyceria fluitans*, *Ranunculus repens*, *Ranunculus acris*, *Phalaris arundinacea*, *Taraxacum officinale*, *Poa trivialis*, *Poa pratensis*, *Rumex conglomeratus*, *Cerastium sp.*, *Trifolium campestre*

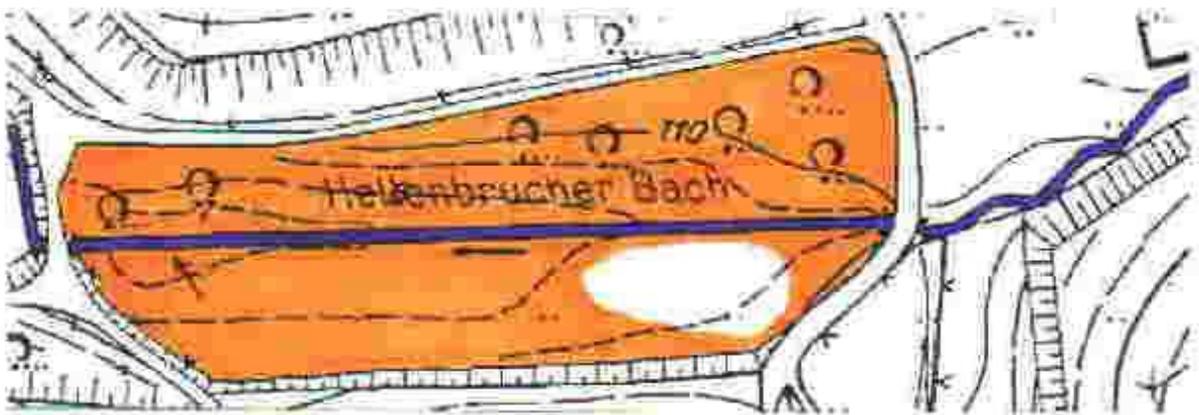


Abb. 9: Fuchsschwanz-Feuchtwiese (km-Station 0+900 bis 1+100, Maßstab 1:2.000)

Rohrglanzgras-Röhricht (Abb. 10)

Phalaridetum arundinaceae

Reine Bestände von *Phalaris arundinacea* von 1 bis 15 m² Größe im Uferbereich und oberhalb eines unbefestigten Wegs (80 m² Größe); angrenzend:

Frische Tal-Glatthaferwiese (Abb. 10)

Dauco-Arrhenatheretum

Gefährdet

Trennart der Subassoziation: *Alopecurus pratensis*

AC-VC: *Arrhenatherum elatius*, *Daucus carota*, *Heracleum sphondylium*

OC-KC: *Phleum pratense*, *Holcus lanatus*, *Ranunculus acris*, *Taraxacum officinale*, *Dactylus glomerata*

B.: *Rumex obtusifolius*, *Rumex longifolius*, *Rumex crispus*, *Rumex acetosa*, *Ranunculus repens*, *Urtica dioica*, *Potentilla anserina*, *Cerastium cerastoides*, *Polygonum persicaria*, *Deschampsia cespitosa*, *Chenopodium album*.

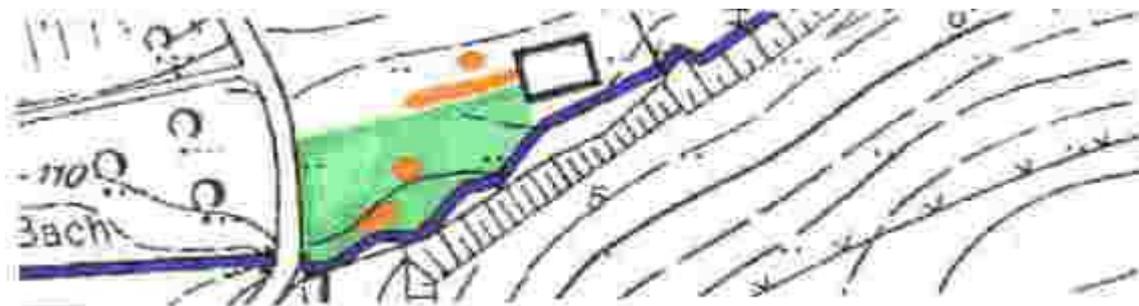


Abb. 10: Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) (orange) und frische Glatthaferwiese (*Arrhenatheretum elatioris*) (grün) (km-Station 1+110 bis 1+190, Maßstab 1:2.000)

Sumpfschilf-Ried (Abb. 11)

Caricetum acutiformis

Biotoptyp nach § 62 LG (Sümpfe und Riede, Kennbuchstabe d)

Reine Bestände von *Carex acutiformis* am Ufer des Voishofer Bachs

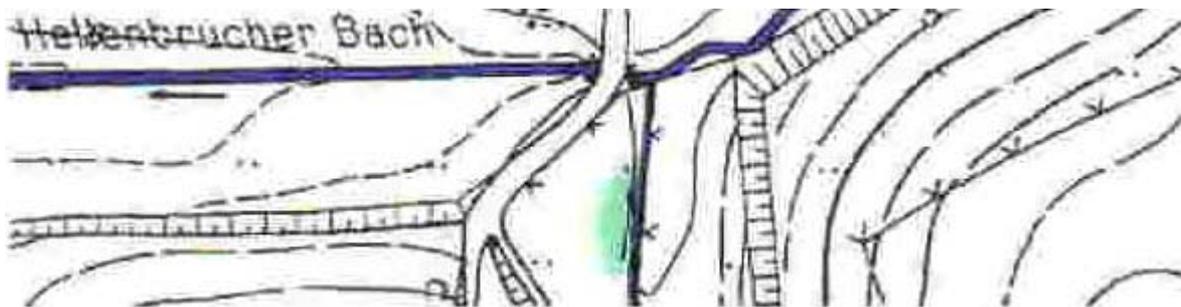


Abb. 11: Sumpfschilf-Ried (*Caricetum acutiformis*) am Voishofer Bach (Maßstab 1:2.000)

Magere Weidelgras-Weißkleeweide (Abb. 12)

Lolio-Cynosuretum luzuletosum

Biotoptyp nach § 62 LG (Magerwiesen und –weiden, Kennbuchstabe l)

Kennarten der Subassoziation: *Hypochoeris radicata*, *Luzula campestris*, *Rumex acetosella*

AC-VC: *Lolium perenne*, *Trifolium repens*, *Cynosurus cristatus*, *Leontodon autumnalis*

OC-KC: *Taraxacum officinale*, *Dactylus glomerata*, *Poa pratensis*, *Festuca rubra*, *Plantago lanceolata*, *Ranunculus acris*, *Rumex acetosa*

B: *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis tenuis*, *Poa trivialis*, *Poa annua*, *Holcus mollis*, *Lotus corniculatus*, *Cerastium sp.*, *Ranunculus repens*, *Stellaria media*.

Im Tal übergehend in:

Feuchte Weidelgras-Weißkleeweide (Abb. 12)

Lolio-Cynosuretum lotetosum

Stark gefährdet

Biotoptyp nach § 62 LG (Naß- und Feuchtgrünland, Kennbuchstabe f)

Feuchtezeiger: *Glyceria fluitans*, *Myosotis palustris*, *Lychnis flos-cuculi*

AC-VC: *Lolium perenne*, *Trifolium repens*, *Cynosurus cristatus*, *Bellis perennis*

OC-KC: *Taraxacum officinale*, *Dactylus glomerata*, *Poa pratensis*, *Ranunculus acris*

B: *Poa trivialis*, *Poa annua*, *Cerastium holosteoides*, *Ranunculus repens*

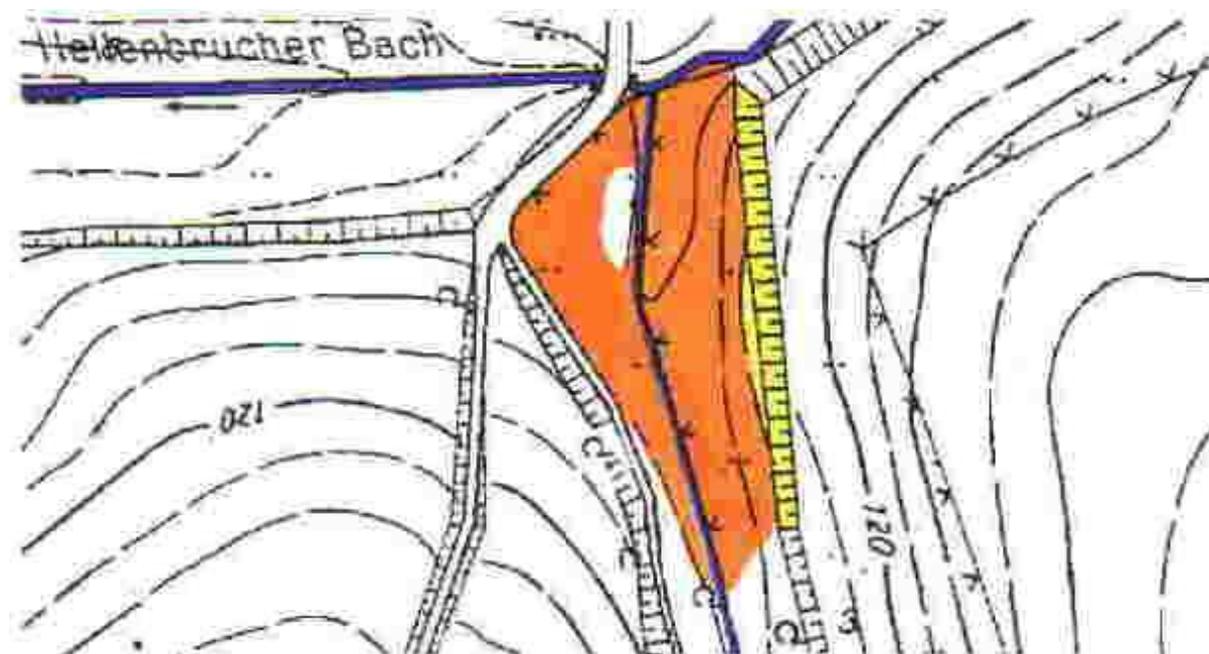


Abb. 12: Magere Weidelgras-Weißkleeweide (*Lolio-Cynosuretum luzuletosum*) (gelb) und feuchte Weidelgras-Weißkleeweide (*Lolio-Cynosuretum lotetosum*) (orange) am Voishofer Bach (Maßstab 1:2.000)

Honiggras-Feuchtwiese (Abb. 13)

Biotoptyp nach § 62 LG (Magerwiesen und –weiden, Kennbuchstabe l)

Fazies bildende Art: *Holcus lanatus*

OC: *Cirsium palustre*, *Juncus effusus*, *Deschampsia caespitosa*

B.: *Rumex acetosa* (Frühjahrsaspekt), *Agrostis tenuis* (Sommerspekt), *Ranunculus repens*, *Ranunculus acris*, *Rumex obtusifolius*, *Cerastium holosteoides*, *Equisetum arvense*, *Taraxacum officinale*, *Cirsium arvense*, *Plantago lanceolata*, *Dactylus glomerata*, *Leontodon autumnalis*, *Hypochoeris radicata*.

Fuchsschwanz-Feuchtwiese (Abb.13)

Biotoptyp nach § 62 LG (Naß- und Feuchtgrünland, Kennbuchstabe f)

Fazies bildende Art: *Alopecurus pratensis*

VC: *Myosotis palustris*

OC: *Lychnis flos-cuculi*, *Equisetum palustre*, *Filipendula ulmaria*

B.: *Cardamine pratensis*, *Ranunculus repens*, *Ranunculus acris*, *Ajuga reptans*, *Rumex acetosa*, *Rumex conglomeratus*, *Bromus hordeaceus*, *Cerastium holosteoides*, *Veronica serpyllifolia*, *Phleum pratense*, *Cynosurus cristatus*, *Phalaris arundinacea*, *Taraxacum officinale*, *Glyceria fluitans*



Abb. 13: Honiggras-Feuchtwiese (gelb) und Fuchsschwanz-Feuchtwiese (orange) (km-Station 1+220 bis 1+470, Maßstab 1:2.000)

Fuchsschwanz-Feuchtwiese (Abb. 14)

Biotoptyp nach § 62 LG (Naß- und Feuchtgrünland, Kennbuchstabe f)

Fazies bildende Art: *Alopecurus pratensis*

OC: *Deschampsia cespitosa*

Frische- bis Feuchtezeiger (Feuchtezahl 6-7): *Poa trivialis*, *Holcus lanatus*, *Cardamine pratensis*, *Ranunculus acris*, *Ranunculus repens* (Wechselfeuchte), *Rumex obtusifolius*

weitere Begleiter: *Rumex acetosa* (Frühjahrsaspekt), *Festuca rubra* agg., *Cerastium holostoides*, *Dactylus glomerata*, *Taraxacum officinale*

Flutschwaden-Röhricht (Abb. 14)

Glycerietum fluitantis

Biototyp nach § 62 LG (Röhrichte, Kennbuchstabe e), Größe: etwa 60 m²

Vegetationsaufnahme am 20.06.99:

AC-VC: *Glyceria fluitans* (5), *Veronica beccabunga* (+)

B.: *Lythrium salicaria* (1), *Ranunculus repens* (+), *Poa trivialis* (+)

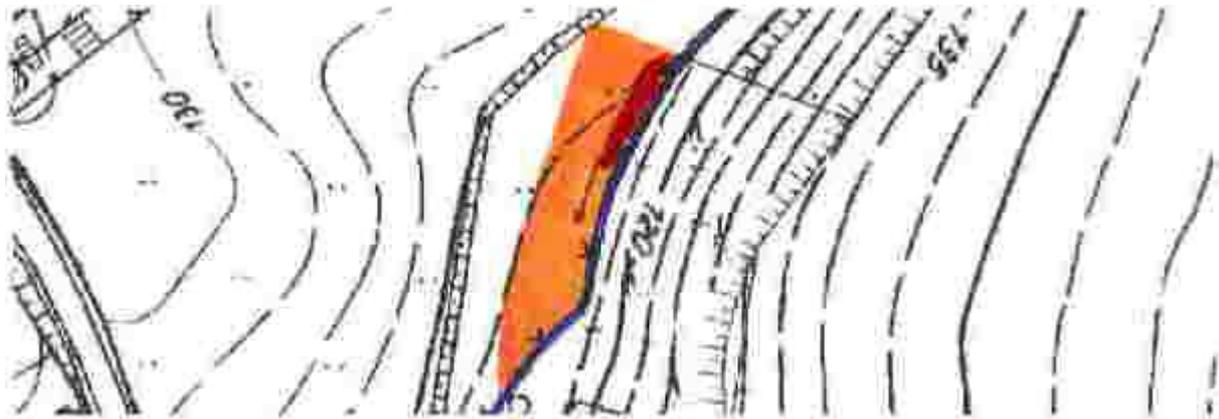


Abb. 14: Fuchsschwanz-Feuchtwiese, bachuferbegleitend Flutschwaden-Röhricht (*Glycerietum fluitantis*) (km-Station 1+650 bis 1+750, Maßstab 1:2.000)

Feuchte Weidelgras-Weißkleeweide Subassoziation: *Alopecurus geniculatus* (Abb. 15)

Lolio-Cynosuretum lotetosum

Stark gefährdet

Biototyp nach § 62 LG (Naß- und Feuchtgrünland, Kennbuchstabe f)

Feuchte, z.T. staunasse Subassoziation durch Überflutung (gekennzeichnet durch hohe Stetigkeit von *Alopecurus geniculatus*)

Kennart der Subassoziation: *Alopecurus geniculatus*

AC-VC: *Lolium perenne*, *Trifolium repens*, *Cynosurus cristatus*, *Phleum pratense*

OC-KC: *Taraxacum officinale*, *Holcus lanatus*, *Poa trivialis*, *Cerastium holostoides*, *Ranunculus acris*, *Cardamine pratensis*, *Alopecurus pratensis*, *Heracleum sphondylium*, *Plantago lanceolata*

B.: Feuchte-, Nässe- und Überflutungszeiger: *Cirsium palustre*, *Myosotis palustris*, *Juncus effusus*, *Phalaris arundinacea*, *Potentilla anserina*, *Glyceria fluitans*, *Rumex obtusifolius*

B.: *Ranunculus repens*, *Agrostis tenuis*, *Epilobium montanum*, *Urtica dioica*, *Poa annua*, *Polygonum persicaria*

***Eleocharis palustris*-Gesellschaft** (Abb.15)

Biotoptyp nach § 62 LG (Naß- und Feuchtgrünland, Kennbuchstabe f)

Größe: etwa 2 m²

Vegetationsaufnahme am 20.06.99:

Bezeichnende Arten: *Eleocharis palustris* (3), *Carex hirta* (2)

B.: *Ranunculus repens* (1), *Ranunculus acris* (+), *Trifolium repens* (1), *Poa trivialis* (1), *Festuca pratensis* (1), *Cerastium holostoides* (+), *Cardamine pratensis* (+), *Taraxacum officinale* (+)

Flutschwaden-Röhricht (Abb. 15)

Glycerietum fluitantis

Biotoptyp nach § 62 LG (Röhrichte, Kennbuchstabe e), Größe: etwa 40 m²

Vegetationsaufnahme am 04.05.99:

AC-VC: *Glyceria fluitans* (5), *Veronica beccabunga* (2)

B.: *Stellaria uliginosa* (1), *Ranunculus repens* (+), *Phalaris arundinacea* (+), *Poa trivialis* (+), *Equisetum palustre* [+], *Cardamine amara* [+]

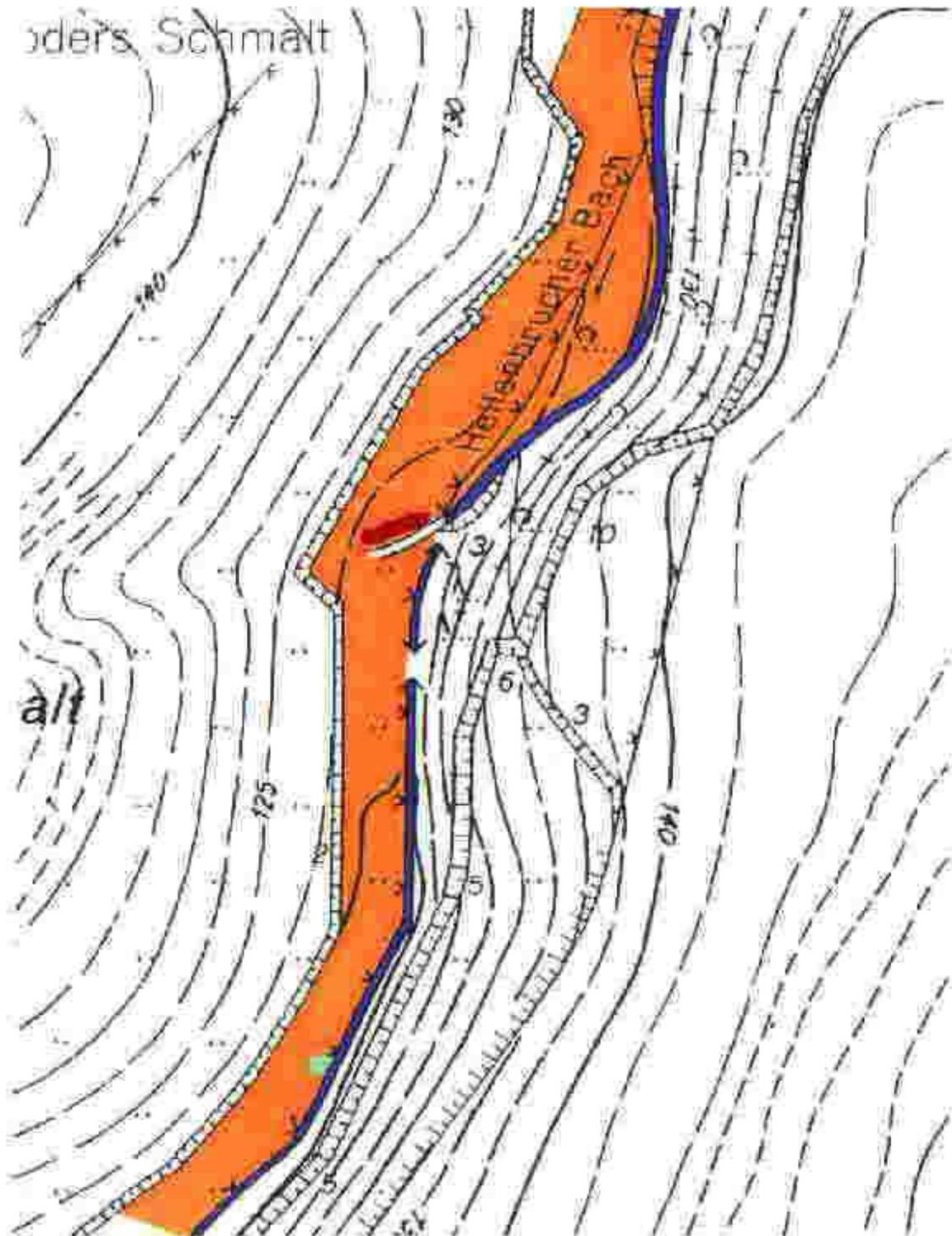


Abb. 15: Feuchte Weidelgras-Weißkleeweide (*Lolio-Cynosuretum lotetosum* mit *Alopecurus geniculatus*) (orange) *Eleocharis palustris*-Gesellschaft (hellgrün) und Flutschwaden-Röhricht (*Glycerietum fluitantis*) (rot) (km-Station 1+750 bis 2+260, Maßstab 1:2.000)

Magere Weidelgras-Weißkleeweide (Abb. 16)

Lolio-Cynosuretum luzuletosum

Feuchte, magere Subassoziation mit Kennarten der Feuchtwiesen (*Cirsium palustre*) und Arten, die in Feuchtwiesen einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt haben (*Deschampsia cespitosa*) sowie Magerkeitszeigern (*Hypochoeris radicata*, *Luzula campestris*) und hohe Artmächtigkeiten von *Holcus lanatus*, *Anthoxanthum odoratum* und *Agrostis tenuis*, die nährstoffarme Standorte kennzeichnen. Die im Sommer aspektbildenden hohen Bestände des Roten Fingerhutes (*Digitalis purpurea*) kennzeichnen den Standort als ehemalige Kahlschlagfläche eines Silikat-Buchenwaldes, evtl. auch eines Fichtenforstes.

Biotoptyp nach § 62 LG (Magerwiesen und –weiden, Kennbuchstabe I)

Vegetationskartierung am 20.06.99:

AC-VC: *Trifolium repens* (+), *Lolium perenne* (+), *Cynosurus cristatus* (2), *Veronica serpyllifolia* (+)

OC-KC: *Holcus lanatus* (2), *Rumex acetosa* (+), *Cerastium holostoides* (1)

Magerkeitszeiger: *Hypochoeris radicata* (2), *Luzula campestris* (+), *Rumex acetosella* (+)

Feuchtezeiger: *Cirsium palustre* (2), *Hypericum tetrapterum* (+)

B.: *Anthoxanthum odoratum* (+), *Agrostis tenuis* (2), *Lotus corniculatus* (2), *Digitalis purpurea* (2), *Ranunculus repens* (+)

Auf der gesamten Weidefläche wurden außer den oben genannten, die folgenden weiteren Arten nachgewiesen:

AC-VC: *Bellis perennis*, *Phleum pratense*

OC-KC: *Heracleum sphondylium*, *Taraxacum officinale*, *Bromus mollis*, *Dactylus conglomerata*, *Poa trivialis*

B.: *Stellaria palustris*, *Carduus acanthoides*, *Urtica dioica*, *Veronica officinalis*, *Hypericum perforatum*, *Cerastium fontanum*, *Deschampsia cespitosa*, *Epilobium montanum*, *Galeopsis pubescens*, *Cirsium arvense*, *Hieracium pilosum*.

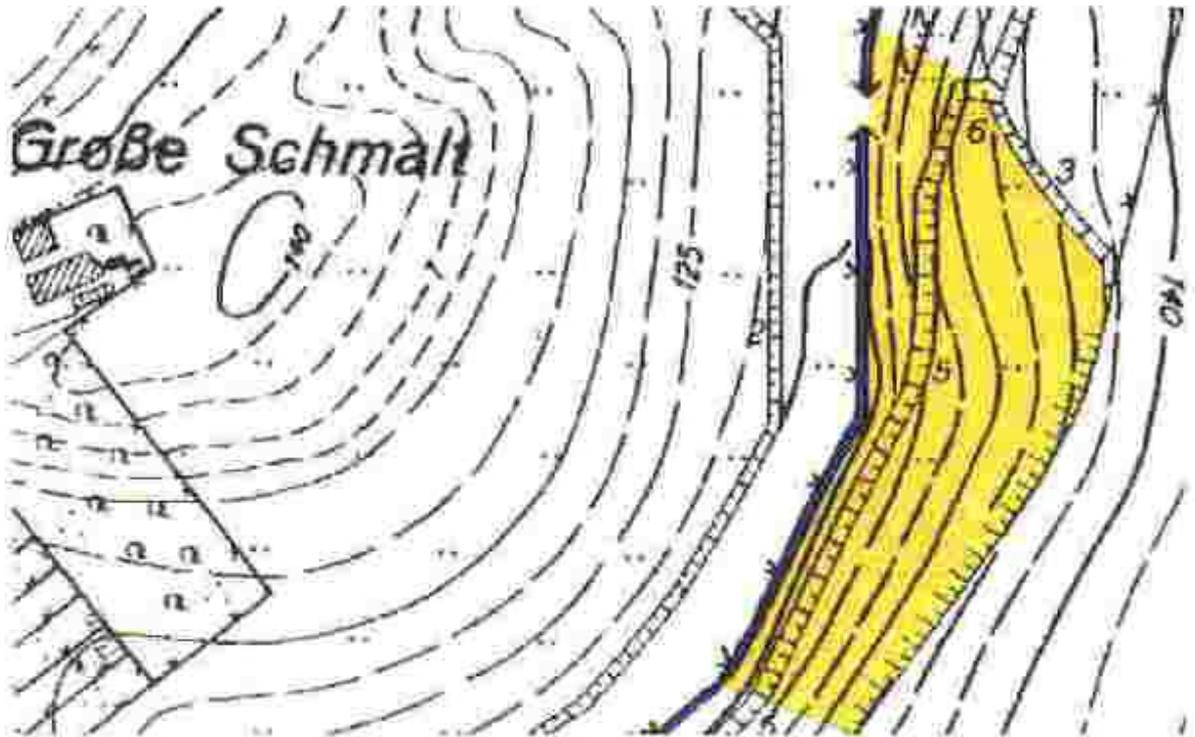


Abb. 16: Magerweide (*Lolio-Cynosuretum luzuletosum*) (km-Station 2+000 bis 2+200, Maßstab 1:2.000)

Knickfuchsschwanz-Rasen – *Glyceria fluitans*-Fazies (Abb. 17)

Ranunculo Alopecurum geniculati

Biotoptyp nach § 62 LG (Naß- und Feuchtgrünland, Kennbuchstabe f)

Vegetationskartierung am 17.05.99:

Fazies bildende Art: *Glyceria fluitans* (2)

AC-VC: *Alopecurus geniculatus* (2)

OC-KC: *Poa annua* (1), *Poa trivialis* (2), *Cardamine pratensis* (+), *Myosotis palustris* (+),
Cerastium holostoides (+)

B.: *Phalaris arundinacea* (1)

Feuchte Weidelgras-Weißkleeweide Subassoziation: *Alopecurus geniculatus* (Abb. 17)

Lolio-Cynosuretum lotetosum

Stark gefährdet

Biotoptyp nach § 62 LG (Naß- und Feuchtgrünland, Kennbuchstabe f)

Feuchte, z.T. staunasse Subassoziation durch Überflutung

Kennart der Subassoziation: *Alopecurus geniculatus*

AC-VC: *Lolium perenne*, *Trifolium repens*, *Bellis perennis*, *Cynosurus cristatus*, *Phleum pratense*

OC-KC: *Taraxacum officinale*, *Dactylus conglomeratus*, *Holcus lanatus*, *Festuca pratensis*,
Cerastium holostoides, *Cardamine pratensis*, *Alopecurus pratensis*, *Poa trivialis*

B.: *Ranunculus repens*, *Ranunculus sceleratus*, *Veronica beccabunga*, *Cardamine amara*,
Stellaria graminea, *Rumex conglomeratus*, *Rumex obtusifolius*, *Polygonum hydropiper*, *Ma-*
tricularia maritima, *Equisetum arvense*, *Chrysosplenium alternifolium*, *Lychnis flos-cuculi*

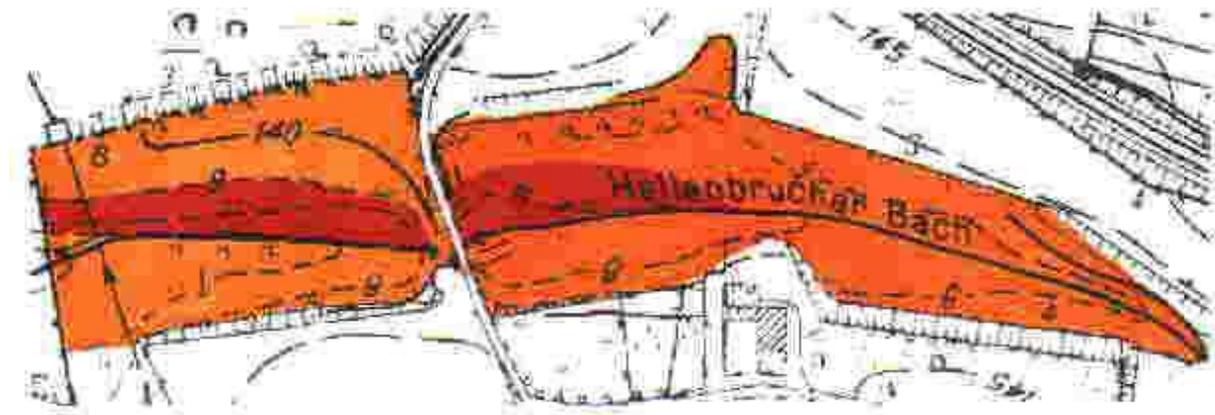


Abb. 17: Feuchte Weidelgras-Weißkleeweide (*Lolio-Cynosuretum lotetosum* mit *Alopecurus geniculatus*) (km-Station 3+120 bis 3+470) (orange), im Uferbereich Knickfuchsschwanzrasen (*Ranunculo-Alopecurus geniculati*) (rot) (Maßstab 1:2.000)

Rohrglanzgras-Röhricht (Abb. 18)

Phalaridetum arundinaceae

Biotoptyp nach § 62 LG (Röhrichte, Kennbuchstabe e)

AC-VC: *Phalaris arundinaceae*

OC-KC: *Iris pseudacorus*, *Lycopus europaeus*, *Sparganium erectum* agg., *Juncus effusus*

B.: *Epilobium montanum*, *Epilobium hirsutum*, *Urtica dioica*, *Lythrum salicaria*

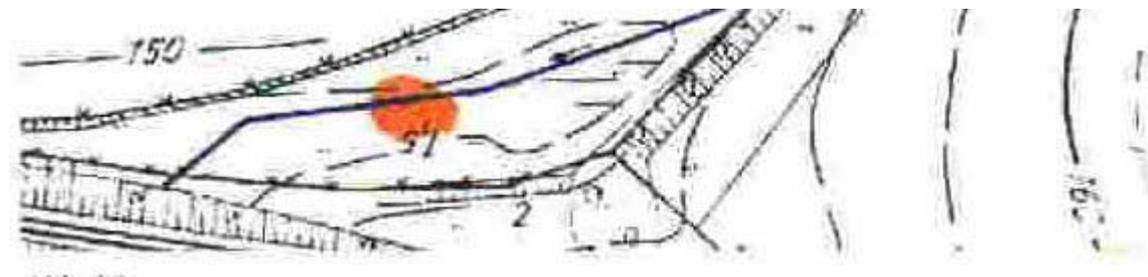


Abb. 18: Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) (km-Station 3+770 bis 3+800, Maßstab 1:2.000)

Flutschwaden-Röhricht (Abb. 19)

Glycerietum fluitantis

Biotoptyp nach § 62 LG (Röhrichte, Kennbuchstabe e)

Vegetationsaufnahme am 20.06.99:

AC-VC: *Glyceria fluitans* (5), *Veronica beccabunga* (1)

B.: *Poa palustris* (1), *Phleum pratense* (1), *Poa trivialis* (+), *Ranunculus repens* (1), *Epilobium hirsutum* [+], *Holcus lanatus* [+], *Cirsium palustre* [+], *Callitriche* sp.[+]



Abb. 19: Flutschwaden-Röhricht (*Glycerietum fluitantis*) (km-Station 4+480 bis 4+523, Maßstab 1:2.000)

4.3.1.2 Wasserpflanzengesellschaften und Quellfluren

LEMNETALIA MINORIS

Lemna minor-Dominanzgesellschaft

Einartbestände von *Lemna minor* auf der Wasseroberfläche der Tümpelquelle bei km 4+080

MONTIO-CARDAMINETALIA

Milzkrautflur (Abb. 20)

Chrysosplenietum oppositifolii

Gefährdet

Biotoptyp nach § 62 LG (Quellbereiche, Kennbuchstabe g)

Vegetationskartierung am 04.05.99:

AC-VC: *Chrysosplenium oppositifolium* (4), *Cardamine amara* (1)

B.: *Caltha palustris* (3), *Filipendula ulmaria* (2), *Urtica dioica* (2), *Galium aparine* (1), *Veronica montana* (+), *Glechoma hederacea* (+), *Lysimachia nemorum* (+)



Abb. 20: Milzkrautflur (*Chrysosplenium oppositifolii*) (km-Station 0+030, Maßstab 1.2.000)

Milzkrautflur (Abb. 21)

Chrysosplenium oppositifolii

Gefährdet

Biotoptyp nach § 62 LG (Quellbereiche, Kennbuchstabe g)

Vegetationskartierung am 07.05.99:

AC: *Chrysosplenium oppositifolium* (5)

B.: *Veronica montana* (+), *Galium aparine* (+)

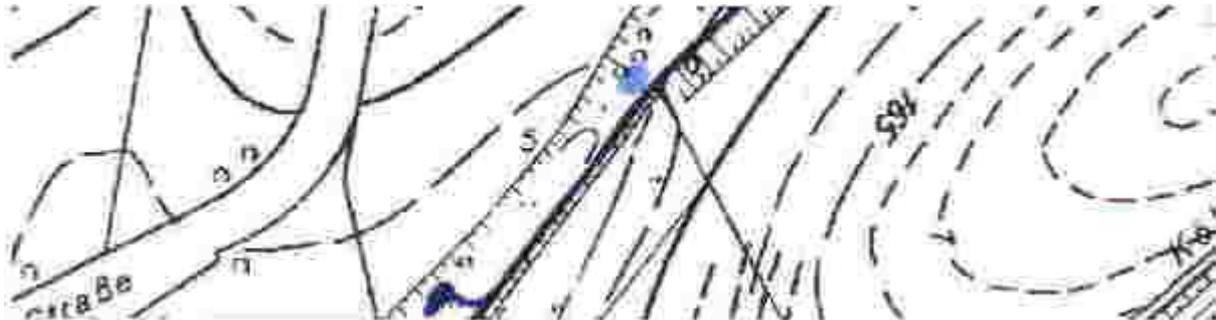


Abb. 21: Milzkrautflur (*Chrysosplenium oppositifolii*) (km-Station 4+160, Maßstab 1:2.000), Tümpelquelle dunkelblau.

4.3.1.3 Hochstaudengesellschaften

MOLINIETALIA

Mädesüß-Flur (Abb. 22)

Filipendulion

Sukzessionsgesellschaft: brachgefallene **Kohldistel-Wiese** (*Angelico-Cirsietum oleraceum*) im Übergang zur **Mädesüß-Gesellschaft** (*Valeriano-Filipenduletum*), am Bachufer Erlen, viele typische Montio-Cardaminetea-Arten (*Chrysosplenium oppositifolium*, *Cardamine amara*) im gesamten Mündungsgebiet, nach POTT (1995) würde sich durch weitere Sukzession dort Erlen-Quellwald (*Chrysosplenio oppositifolii-Alnetum glutinosae*) ausbilden

Biotoptyp nach § 62 LG (Naß- und Feuchtgrünland, Kennbuchstabe f)

Vegetationskartierung am 04.05. und 22.08.99:

VC: *Epilobium hirsutum* (2), (2); *Lythrum salicaria* (-), (1)

dominierende Arten: *Cardamine amara*(3),(2);*Filipendula ulmaria* (3),(2);*Cirsium oleraceum* (2),(2);*Caltha palustris* (3),(+);*Chrysosplenium oppositifolium*(2),(3),*Urtica dioica* (2),(3)

B.: *Ranunculus ficaria* (2),(2); *Iris pseudacorus* (1),(-); *Stachys sylvatica* (2),(-); *Galium aparine* (2), (1); *Veronica montana* (+), (-); *Glechoma hederacea* (+), (1); *Impatiens glandulifera* (+), (+); *Cyrcaea lutetiana* (+), (+); *Carex acutiformis* (+), (-); diverse Moose (2), (3)



Abb. 22: Brachgefallene Feuchtwiese (*Angelico-Cirsietum oleraceum*) die über Sukzession in eine Mädesüß-Gesellschaft (*Valeriano-Filipenduletum*) übergeht (km-Station 0+000 bis 0+080, Maßstab 1:2.000)

ATROPETALIA BELLADONNAE

Landreitgras-Gesellschaft (Abb. 23)

Calamagrostis epigeios-Gesellschaft

AC: *Calamagrostis epigeios*

VC-OC: *Rubus ideaus*

B.: *Festuca arundinacea*, *Deschampsia cespitosa*, *Lythrum salicaria*, *Epilobium hirsutum*, *Juncus effusus*, *Epilobium montanum*, *Athyrium filix-femina*, *Milium effusum*, *Urtica dioica*, *Geranium robertianum*, *Circaea lutetiana*, *Scrophularia nodosa*, *Galeopsis tetrahit*, *Humulus lupulus*, *Geum urbanum*, *Galium aparine*, *Sorbus aucuparia*, *Rubus sp.*

PHRAGMITETALIA

Röhricht (Abb. 23)

Biotoptyp nach § 62 LG (Röhrichte, Kennbuchstabe e)

VC-KC: *Phalaris arundinacea*, *Glyceria fluitans*, *Iris pseudacorus*, *Mentha aquatica*

B.: *Juncus effusus*, *Poa trivialis*, *Holcus lanatus*, *Epilobium hirsutum*, *Veronica montana*, *Calystegia silvatica*, *Solanum dulcamara*, *Petasites albus*

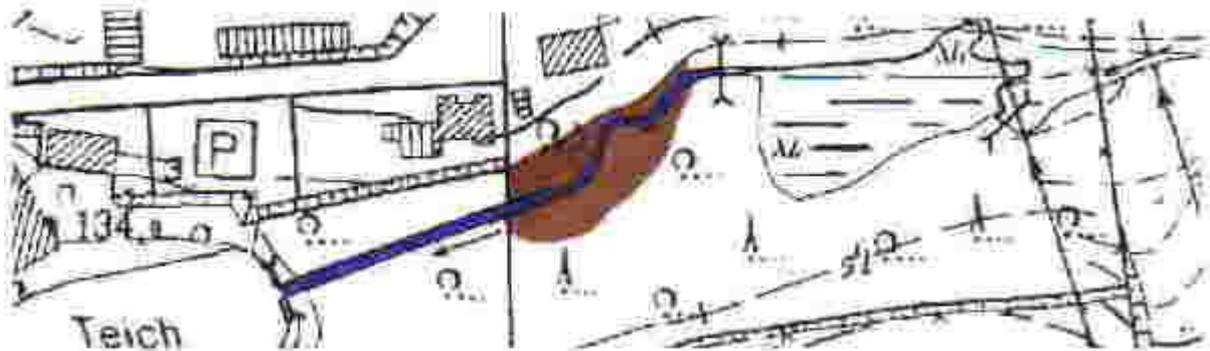


Abb. 23: Landreitgras-Gesellschaft (*Calamagrostis epigeios*-Gesellschaft), bachuferbegleitend ein Röhricht (km-Station 2+980 bis 3+030, Maßstab 1:2.000)

MOLINIETALIA

Feuchte Wiesenbrache/Hochstaudenflur (Abb.24)

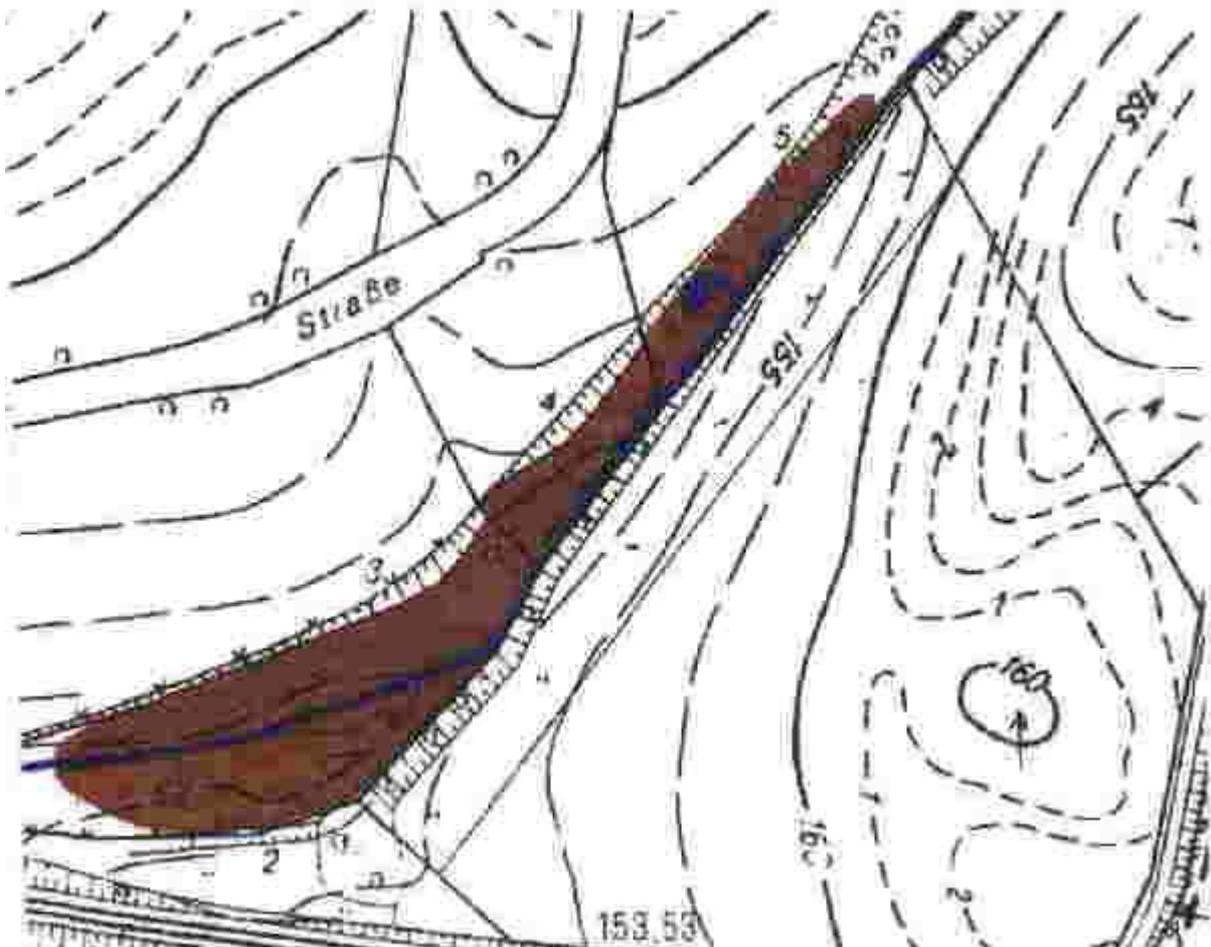


Abb. 24: Feuchte Wiesenbrache, schutzwürdig (vgl. LÖLF, 1991 und HUERKAMP, 1997, Kapitel 5.1). Seit März 1999 intensive Nutzung durch Schafbeweidung. Da die Vegetation dadurch stark reduziert war, war eine pflanzensoziologische Aufnahme im Kartierzeitraum nicht möglich (Tümpelquelle dunkelblau) (km-Station 3+800 bis 4+150, Maßstab 1:2.000)

4.3.1.4 Waldgesellschaften

Abkürzungen:

B: Baumschicht

S: Strauchschicht

K: Krautschicht (bei krautigen Pflanzen ohne Hinweis)

FAGETALIA SYLVATICAE

Bach-Eschenwald (Abb. 25)

Carici remotae-Fraxinetum

Gefährdet

Biotoptyp nach § 62 LG (Auwälder, Kennbuchstabe r)

Vegetationskartierung am 17.05.99:

AC-VC: *Carex remota* (+), *Veronica montana* (1), *Circaea lutetiana* (1),

OC-KC: *Fraxinus excelsior* (B/2, S/+), *Carex sylvatica* (+), *Acer platanoides* (B/2), *Acer pseudoplatanus* (S/+), *Carex sylvatica* (+), *Milium effusum* (+), *Galeobdolon montanum* (+), *Fagus sylvatica* (B/1, S/+, K/1), *Quercus robur* [B/1], *Carpinus betulus* (B/1, S/+)

B.: *Alnus glutinosa* [B/1], *Cornus sanguinea* (S/+), *Aesculus sp.* (S/+), *Prunus avium* (S/+), *Rubus sp.* (S/+), *Geum urbanum* (1), *Glechoma hederacea* (1), *Ribes sp.* (K/1), *Festuca altissima* (1)



Abb. 25: Bach-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*) (km-Station 0+090 bis 0+285, Maßstab 1:2.000)

Bach-Eschenwald (Abb. 26)

Carici remotae-Fraxinetum

Gefährdet

Biotoptyp nach § 62 LG (Auwälder, Kennbuchstabe r)

Vegetationskartierung am 04.05.99 und 02.09.99:

AC-VC: *Veronica montana* (+; 1), *Stachys sylvaticus* (2; -), *Veronica montana* (+; 1) *Ulmus laevis* [+; +], *Impatiens noli-tangere* (+; +), *Circaea lutetiana* (2; 2)

OC-KC: *Galium oderatum* (2; 1), *Fraxinus excelsior* (B/1; 4, S/+; +), *Arum maculatum* (+; +), *Acer platanoides* (S/1; 1), *Acer pseudoplatanus* [B/1; -], *Milium effusum* (+; -), *Galeobdolon montanum* (-; 2), *Athyrium filix-femina* [+; +], *Carpinus betulus* [+; -], *Fagus sylvatica* [B/2; 2] (S/+; +, K/+; -), *Ulmus glabra* (1; 1)

B.: *Sambucus nigra* (S/1; 1, K/-; +), *Crataegus monogyna* (S/+; -), *Rubus sp.* (K/2; 2), *Ranunculus ficaria* (5, 1), *Glechoma hederacea* (1; 2), *Urtica dioica* (1; 2), *Dryopteris dilatata* (+; +), *Hedera helix* (+; -), *Geranium robertianum* (+; -), *Filipendula ulmaria* (+; -), *Geum urbanum* (+; 1), *Alliaria petiolata* (+; -), *Chrysosplenium oppositifolium* (+; 1)



Abb. 26: Bach-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*) entlang eines Seitenzuflusses nahe des Mündungsgebietes des Hellenbrucher Bachs (km-Station 0+080, Maßstab 1:2.000)

Hainsimsen-Waldmeister-Buchenwald (Abb.27)

***Galio oderati-Fagetum luzuletosum* (POTT, 1995)**

Übergangsform zwischen Hainsimsen- und Waldmeister-Buchenwald, in dem u.a. Waldmeister, Perlgras und Goldnessel mit der Hainsimse vergesellschaftet sind, von TRAUTMANN (1972) als **Hainsimsen-Perlgras-Buchenwald** bezeichnet, frische bis feuchte Ausprägung

AC-VC: *Galium oderatum*, *Polygonatum multiflorum*, *Melica uniflora*, *Luzula sylvatica*, *Festuca altissima*

OC-KC: *Arum maculatum*, *Dryopteris filix-mas*, *Fagus sylvatica*, *Lamium galeobdolon*, *Milium effusum*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Anemone nemerosa*, *Fraxinus excelsior*, *Viola reichenbachiana*, *Circaea lutetiana*, *Hedera helix*, *Oxalis acetosella*, *Poa nemoralis*

B.: *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*, *Athyrium filix-femina*, *Veronica chamaedris*, *Rubus sp.*, *Geum urbanum*, *Galeobdolon luteum*, *Impatiens noli-tangere*, *Stachys sylvatica*, *Ribes uva-crispa*, *Ribes rubrum*, *Carex sylvatica*

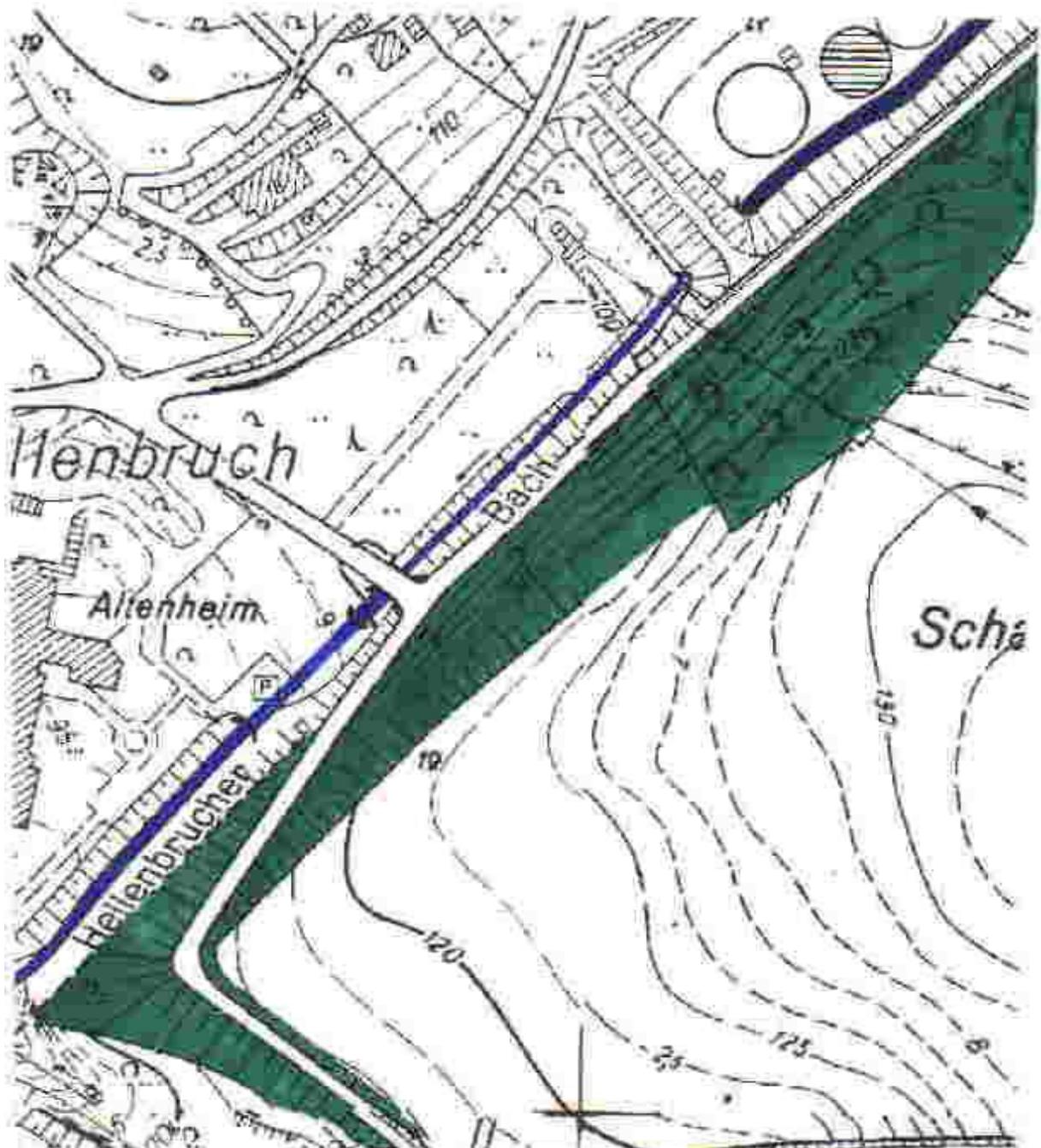


Abb. 27: Hainsimsen-Waldmeister/Perlgras-Buchenwald (*Galio oderati-Fagetum luzuletosum*) (km-Station 0+100 bis 0+935, Maßstab 1:2.000); da die Waldfläche die Seitengröße übersteigt, zeigt diese Abbildung den südlichen Teil des Buchenwaldes, in Abb. 25 b ist die Anschlußfläche im Norden dargestellt.

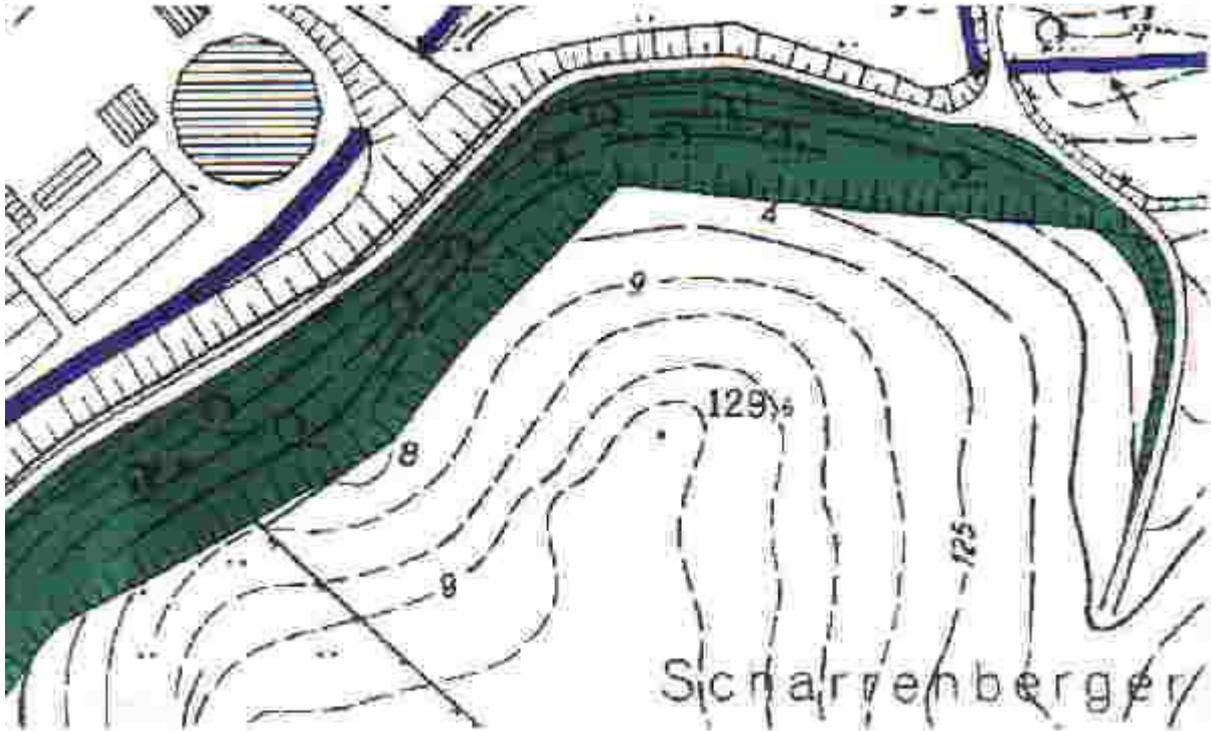


Abb. 28: Hainsimsen-Waldmeister/Perlgras-Buchenwald (*Galio oderati-Fagetum luzuletosum*) (km-Station 0+100 bis 0+935, Maßstab 1:2.000), nördlicher Teil

Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald (Abb. 29)

Stellario-Carpinetum

Vegetationsaufnahme am 02.09.99:

AC-VC: *Carpinus betulus* (B/1), *Prunus avium* (B/2, S/+), *Stachys sylvatica* (+)

OC-KC: *Quercus robur* (B/2), *Arum maculatum* (1), *Dryopteris filix-mas* (1), *Fagus sylvatica* (S/+), *Lamium galeobdolon* (1), *Milium effusum* (+), *Polygonatum multiflorum* (1), *Acer platanoides* (B/2, S/1), *Fraxinus excelsior* (B/2), *Hedera helix* (2)

B.: *Quercus rubra* (B/1), *Betula pendula* (B/1), *Rubus sp.* (S/2), *Corylus avellana* (S/1), *Senecio fuchsii* (1)



Abb. 29: Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum*) (km-Station 0+704 bis 0+885, Maßstab 1:2.000)

Junger Eschenwald (Abb.30), ursprünglich Eschenforst, jetzt in Bach-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*) übergehend, charakteristisch ist der Frühjahrsaspekt mit *Primula elatior*

Biotoptyp nach § 62 LG (Auwälder, Kennbuchstabe r)

AC-VC: *Circaea lutetiana*, *Veronica montana*

OC-KC: *Fraxinus excelsior*, *Milium effusum*, *Galium oderatum*, *Arum maculatum*, *Acer pseudoplatanus*, *Galeobdolon montanum*, *Hedera helix*

B.: *Primula elatior*, *Urtica dioica*, *Ranunculus ficaria*, *Geum urbanum*, *Poa palustris*, *Alnus glutinosa*, *Corylus avellana*, *Sambucus nigra*, *Rubus* sp., *Glechoma hederacea*, *Scirpus sylvaticus*, *Teucrium scordium* (Rote Liste NRW: 1)

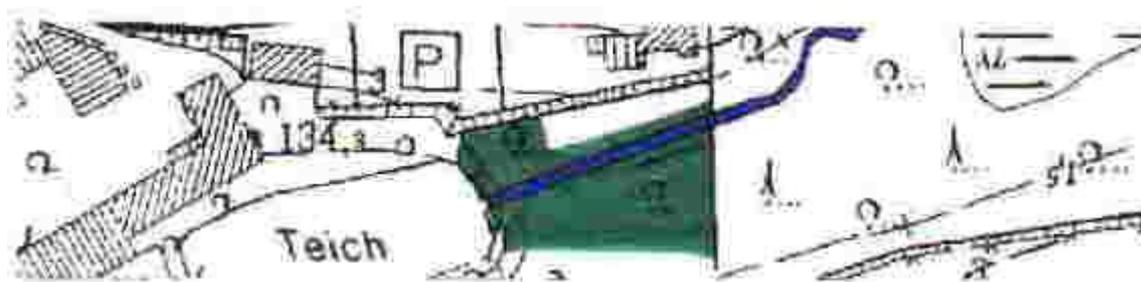


Abb. 30: Junger Eschenwald (km-Station 2+880 bis 2+980, Maßstab 1:2.000)

4.3.2 Amphibienvorkommen

Im Hellenbrucher Bachtal existieren eine Vielzahl von Laichgewässern unterschiedlicher Ausprägung, die die Basis für eine geschlossene, artenreiche Amphibienfauna bilden (HENF, 1993). Das Bachtal bildet einen Vernetzungskorridor, der die Ausbreitung und den genetischen Austausch einzelner Teilpopulationen ermöglicht. Die Ergebnisse der Kartierungen von HENF (1993) zeigt folgende Artenliste. Nach HENF (1999) hat sich das Artenspektrum seither nicht verändert.

	<u>Gefährdungsstatus (BINOT et al., 1998)</u>
Bergmolch (<i>Triturus alpestris</i>)	-
Teichmolch (<i>Triturus vulgaris</i>)	-
Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)	Gefährdet
Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)	Stark gefährdet
Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>)	-
Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)	Gefährdet
Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>)	Arten der Vorwarnliste
Teichfrosch (<i>Rana kl. esculenta</i>)	-

Wichtigstes Laichgewässer für Amphibien im Einzugsgebiet des Hellenbrucher Bachs ist ein Kleinweiher-Tümpel-Lachen-Komplex nordwestlich der Kreisstraße K 18 bei Wilhelmshöhe, in etwa 200 m Entfernung zur Teichanlage bei Röttgen. Er umfaßt ca. 2.000 m², mit einer Wasserfläche von 800 m². Von den drei Tümpeln fällt einer regelmäßig trocken, wodurch die Habitatansprüche der Kreuzkröte berücksichtigt werden. Gute Versteckmöglichkeiten bieten Holzstöbe. Die einschürigen Wiesen am Ufer wirken sich günstig auf die Sonneneinstrahlung aus. Vereinzelt Kopfwiden erhöhen die Strukturdiversität. Als Sichtschutz wurden zur Landstraße hin Gehölze angepflanzt. Eine Amphibienleitanlage mit Kleintierdurchlässen unter der Straße dient dem Schutz wandernder Amphibien. Die angrenzenden Ackerflächen werden als Landhabitate und Wanderkorridore genutzt. Die Populationen sind nach HENF (1999) Spenderpopulationen für das gesamte Hellenbrucher Bachgebiet.

Weitere wichtige Amphibienlaichplätze befinden sich im Erlenbruch bei Bollenhof, der ehemaligen Tongrube Hastert, mit dem artenreichsten Amphibienspektrum im Mettmanner Raum, z.B. dem der Grünfrösche. Die Nutzung als Formsand-Deponie durch die Firma Georg Fischer führte jedoch zum Verschwinden vieler gefährdeter und stark gefährdeter Arten. So war der letzte Fund von Laubfrosch und Kreuzkröte vor 1970. Die Geburtshelferkröte wurde 1987 zum letzten Mal gefunden. Durch Anlage mehrerer Teichfoliengewässer nahe der Bahntrasse siedeln derzeit noch Teich-, Berg- und Kammolch sowie Grasfrosch und Gelbbauchunke im Erlenbruch (HENF, 1999).

Amphibienlaichplätze wies HENF (1993) außerdem im Bereich der Teichanlage bei Röttgen sowie oberhalb der Bahntrasse an der Tümpelquelle nach. Da das Umfeld der Tümpelquelle seit Frühjahr 1999 als intensive Schafweide genutzt wird, ist dieser Amphibienlaichplatz stark gefährdet und möglicherweise bereits zerstört worden.

Im Mündungsbereich des Hellenbrucher Bachs wurden mehrere Amphibienschutzgewässer durch die Firma Fauflo (Faunistisch-Floristische AG Rheinland Niederberg e.V.) wiederhergestellt. Auch im feuchten Pappelwald nordöstlich des Gruitener Wegs wurden Amphibienschutzgewässer angelegt, die von Berg- und Teichmolchen besiedelt werden (HENF, 1999).

Fast überall am Ufer im gesamten Bachverlauf wurden Amphibien beobachtet, wodurch seine Bedeutung als Vernetzungskorridor bestätigt werden kann.

4.3.3 Arten verschiedener Tiergruppen

Während der Flächenbegehungen zwischen Februar 1996 und Oktober 1999 wurden weitere Tierarten aus verschiedenen Gruppen beobachtet. Unter Einbeziehung faunistischer Kartierungen von HENF (1999) werden ausgewählte Arten tabellarisch aufgelistet:

<u>TIERGRUPPE</u>	<u>STATUS</u>	<u>FUNDORT</u>	<u>ZEITPUNKT</u>
<u>SÄUGTIERE</u>			
Steinmarder (<i>Martes foina</i>)	-	Magerweide bei Probestelle 8	9/1999
Feldhase (<i>Lepus europaeus</i>)	Gefährdet	Magerweide bei Probestelle 8	9/1999
Bisam (<i>Ondatra zibethicus</i>)	-	zw. Probest. 7 u. 8 (2/1996) + Teich bei Röttgen (10/1999)	
Wasserfledermaus (<i>Myotis daubentoni</i>)	Gefährdet*	nach HENF (1999) überall im Bachtal	
<u>FISCHE</u>			
Dreistachliger Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	-	Voishofer Bach	5/1996, 9/1996
<u>VÖGEL</u>			
Mäusebussard (<i>Buteo buteo</i>)	-	überall im offenen Grünland bei fast allen Begehungen	
Gebirgsstelze (<i>Motacilla cinerea</i>)	-	über dem Wasser fliegend überall im Tal mehrfach gesehen	
Eisvogel (<i>Alcedo atthis</i>)	Stark gefährdet*	über dem Wasser fliegend am Teich bei Röttgen 10/1999	
Wasseramsel (<i>Cinclus cinclus</i>)	Gefährdet*	Brutverdacht in Verrohrung oberhalb der Kläranlage Hellenbruch; der Wasseramselkasten, der dort in den achziger Jahren angebracht wurde, ist intakt u. wird bebrütet	
Teichhuhn (<i>Gallinula chloropus</i>)	Vorwarnliste	Teich bei Röttgen	1/2000
Graureiher (<i>Ardea cinerea</i>)	-	Teich und Feuchtgebiet bei Röttgen	mehrfach
<u>SCHMETTERLINGE</u>			
Schwalbenschwanz (<i>Papilio machaon</i>)	Vorwarnliste	Magerweide bei Probestelle 8	9/1999
<u>LIBELLEN</u>			
Gebänderte Prachtlibelle (<i>Calopteryx splendens</i>)	Vorwarnliste	Waldlichtung unterhalb des Karpfenteiches	6/1999, 7/1999

* Gefährdungsstatus nach NOWAK et al. (1994): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland. Nach Bundesländern/hier: Gefährdungsstatus in Nordrhein-Westfalen

Sonst: BINOT et al. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands.

5 Entwicklungsziel (integriertes Leitbild)

Während das Leitbild den naturgegebenen Charakter von Einzugsgebiet, Aue und Gewässer vorgibt, definiert das Entwicklungsziel den voraussichtlich realisierbaren Zustand. Die derzeitige Besiedlung des Einzugsgebietes, kulturhistorische Entwicklungen und die Belange des Biotop- und Artenschutzes führen dazu, daß vom Leitbild Abstriche gemacht werden müssen.

Im Vordergrund steht die Entwicklung eines dynamischen Ökosystems (vgl. DVWK, 1996).

Als Teilziele werden demnach angestrebt:

- *naturraumtypische Gewässerbettdynamik* durch Förderung einer freien Entwicklung im Quer- und Längsprofil sowie in Lauflänge und –krümmung,
- *naturraumspezifische Abflußdynamik* durch das Reaktivieren von Retentionsflächen und andere abflußverzögernde oder abflußvermindernde Maßnahmen,
- *natürliche Auendynamik* durch Schaffung von Überschwemmungsflächen, die zum Schutz von Auenlebensgemeinschaften nicht oder extensiv genutzt werden,
- *naturnahe Stoffdynamik* durch Fernhalten aller Stoffe, die über die naturraumbedingte Hintergrundbelastung hinausgehen,
- *naturraumtypische Besiedlungsdynamik* durch Sicherung naturnaher Bereiche und Aufbau standortgerechter Bestände.

Der Begriff „Gewässerentwicklung“ beinhaltet die natürliche Eigenentwicklung eines Gewässers sowie Maßnahmen, die die Eigenentwicklung schützen, fördern und beschleunigen. Ziel ist es, das natürliche Entwicklungsvermögen dort, wo es die Umfeldverhältnisse zulassen, wiederherzustellen (LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ, 1998).

5.1 Quelle

Für die Quellen des Hellenbacher Bachs werden folgende Entwicklungsziele verfolgt:

A. Quellregion bei Eistringhaus

- Rückbau der Quellfassung
- Aufbau einer standortgerechten, quelltypischen Fauna und Flora
- Schutz der Quelle durch Anlage einer Pufferzone

- Schutz vor hydraulischer und stofflicher Belastung, die aus den stoßweisen Einleitungen großer Wassermengen der oberhalb liegenden Flächen resultiert

B. Quellregion bei Röttgen

- Schutz der Tümpelquelle vor Nährstoffeinträgen
- Aufbau einer standortgerechten, quelltypischen Fauna und Flora
- Aufgabe der intensiven Schafbeweidung, keine Weidenutzung im Sohlental
- Zulassung von Sukzession zur Ansiedlung von standorttypischen Gehölzen

5.2 Fließgewässer

Entwicklungsziele, die für das Fließgewässer verfolgt werden, sind:

- 1) Erhaltung des Fließgewässercharakters und der Durchgängigkeit des Gewässers. Beseitigung von Verrohrungen, Abstürzen, Teichanlagen im Hauptschluß und anderen Gewässerstauungen, die die Wanderbewegungen von Fischen und Makrozoobenthonorganismen verhindern. Bestehende Hindernisse müssen naturnah gestaltet werden.
- 2) Schaffung unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten (Strömungsdiversität) durch Tiefen- und Breitenvariabilität.
- 3) Wiederherstellung der Fließgewässerdynamik im Quer- und Längsprofil. Entfesselung und Rückbau begradigter und befestigter Bereiche. Förderung der Eigendynamik zur Ausbildung einer strukturellen Vielfalt der Habitate.
- 4) Entwicklung einer gewässertypischen Erosions- und Sedimentationsdynamik
- 5) Wiederherstellung der natürlichen Gewässerrandstreifen, die ihre Funktionen als Lebensraum, als Element linearer Biotopvernetzung und als Pufferzone zu angrenzenden Nutzflächen erfüllen. Stabilisierung der Ufer und Beschattung des Gewässers durch Gehölze. Durch Einträge von Fallaub und Totholz Verbesserung der Lebensbedingungen für Bachorganismen und Förderung der Laufentwicklung.
- 6) Schutz und Wiederherstellung einer strukturellen Vielfalt von Biotopen im Bach und am Ufer durch Förderung der Eigendynamik und Bereitstellung von Flächen für eine freie Laufentwicklung. Schutz des Gewässers und des Ufers durch Abzäunung der Weideflächen.

- 7) Schaffung von Überflutungsflächen zur Speicherung von Hochwasser und Bremsung des Hochwasserabflusses sowie zur Absetzung von Schwebstoffen und Entzug von eutrophierenden Stoffen.
- 8) Erhaltung ökologisch wertvoller Bereiche durch Schutz- und Pflegemaßnahmen.
- 9) Verbesserung der Gewässergüte durch Verringerung der Zufuhr von Stoffen, die die Gewässergüte beeinträchtigen, Erhöhung der Selbstreinigungskraft und Verstärkung der Beschattung.
- 10) Wiederherstellung einer typischen Bachlebensgemeinschaft durch Verwirklichung aller genannten Entwicklungsziele. Steigerung der regionaltypischen Artenvielfalt insbesondere rheobionter (ausschließlich in der Strömung lebender), rheophiler (strömungsliebender) und stenöker Arten (wie z.B. Steinfliegenlarven und Fließwassermuscheln). Wiederbesiedlung mit naturraumtypischen Leitarten. Gewährleistung eines kompletten Lebenszyklus (Ei-Larve-Adultstadium).

5.3 Aue und Umland, Stillwasserarten

- Verbesserung der Lebens- und Ausbreitungsbedingungen für Amphibien durch Anlage von zusätzlichen Laichhabitaten und Schaffung eines durchgängigen Vernetzungskorridors entlang des Hellenbrucher Bachtals. Schutz gefährdeter Amphibienarten durch Erfüllung ihrer Habitatansprüche.

6 Ökologisches Entwicklungskonzept Hellenbrucher Bach

6.1 Einzugsgebiet

6.1.1 Umweltgerechte Landwirtschaft

Ziel einer umweltgerechten Landwirtschaft ist die Minimierung der Immissionen an Nähr- und Schadstoffen (Phosphor, Stickstoff und Pflanzenschutzmittel) auf ein gewässer-verträgliches Maß (BLFW, 1996). Hierbei steht das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ im Vordergrund. Als Zielvorgabe, bei deren Einhaltung oder Unterschreitung keine Gefährdung der aquatischen Lebensgemeinschaft zu erwarten ist, gibt LUA (1997) für Nitrat 2,5 mg/l und für Gesamtphosphor 0,15 mg/l an. Die Werte entsprechen der Obergrenze der Güteklasse II. Im Sickerwasser sollte ein Nitratgehalt von 25 mg/l nicht überschritten werden (BFLW, 1996). Schwerpunkte einer umweltgerechten Landwirtschaft sind die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit vor allem durch ganzjährige Bodenbedeckung, gezielte Fruchtfolgen, Verminderung der Nährstoffausträge und der Bodenerosion (DVWK, 1996). Nährstoffgaben müssen an den Pflanzenbedarf angepaßt werden, der sich durch Messung im Boden vor der Pflanzung und nach der Ernte feststellen läßt. Da das Ertragsniveau auch von Bodenart und -typ abhängig ist, ist die Düngerbemessung dementsprechend anzupassen. Voraussetzung für eine bedarfsgerechte Düngeplanung ist die Kenntnis über den Versorgungszustand des Bodens sowie die Abschätzung des maximal höchsten Ertragsniveaus und die sich daraus ergebenden Nährstoffentzüge (GEISLER, 1988; DIERCKS & HEITEFUSS, 1994). Die Schätzung des N-Düngungsbedarfs einer Feldfrucht ist jedoch schwierig, denn die N-Nachlieferung über den Boden unterliegt starken Schwankungen, insbesondere durch unterschiedliche standortspezifische und jährlich veränderliche Witterungsverläufe (GEISLER, 1988). Wichtig ist auch die Kenntnis darüber, wie hoch der Anteil an festgelegtem Stickstoff ist und in welcher Zeitspanne dieser mobilisiert werden wird. Auch spielen die Bodenbearbeitungsformen und die Vernässung der Böden eine Rolle bei der N-Freisetzung. Sie wird durch nasse Böden gehemmt. Allgemein steigt die festgelegte N-Menge in der Reihenfolge Halmfrucht, nicht N-fixierende Blattfrucht, N-fixierende Blattfrucht (DIERCKS & HEITEFUSS, 1994). Bei der Abschätzung der Düngergabe ist außerdem zu berücksichtigen, daß die Pflanzen in ihrem Vegetationsablauf unterschiedlich hohe Ansprüche an ihre Nährstoffversorgung stellen. Schwierigkeiten bei der Kalkulation der Düngerbemessung ergeben sich durch Leguminosen, da sie durch Bindung von Luftstickstoff N zuführen sowie durch Verluste bei der

Denitrifikation und Verdunstung von Ammoniak (GEISLER, 1988). Die Messung der pflanzenverfügbaren N-Vorräte (N_{\min} -Methode) muß im gesamten durchwurzelten Bodenraum durchgeführt werden, der durch die Bodenverhältnisse und die pflanzenartspezifische Wurzelentwicklung bestimmt wird. Bei der Messung muß der Zeitpunkt der Untersuchung beachtet werden, um das Wachstumsstadium der Kulturpflanze mit diesem in Bezug zu setzen (GEISLER, 1988). OTILLINGER & SAILER (1991) empfehlen die Messung nach der Haupternte im Herbst und vor der ersten Düngung im Frühjahr durchzuführen.

Da man beim Abbau organischer Substanzen nie von einer gleichbleibenden Mineralisierungsrate ausgehen kann, ist eine exakte Mengenbemessung für die Gülleausbringung sehr schwierig. Zudem unterliegt der N-Gehalt von Gülle großen Schwankungen (Rindergülle: 1,0 – 6,4 kg je m³) (DIERCKS & HEITEFUSS, 1994). Für eine umweltgerechte Landwirtschaft ist die Untersuchung von Gülle hinsichtlich ihrer Nährstoffgehalte demnach wichtigste Voraussetzung. Die Geräte für die Ausbringung von Gülle müssen eine gleichmäßige Ausbringung und genaue Dosierung gewährleisten. Um hohe Ammoniakverluste zu vermeiden, muß die Gülle schnell versickern, was evtl. durch eine Verdünnung mit Wasser erreicht werden kann. Die Gülleausbringung ist nur bei bedecktem oder regnerischem Wetter durchzuführen oder durch sofortiges Einarbeiten (Injektion) (DIERCKS & HEITEFUSS, 1994). Zur Erhöhung der Wirksamkeit des Stickstoffs in der Gülle schlagen DIERCKS & HEITEFUSS (1994) vor, die Gülle unmittelbar vor der Bestellung einer Feldfrucht oder als Kopfdüngung in den wachsenden Bestand anzuwenden.

Als Planungsgrundlage für eine umweltschonende Güllewirtschaft dient ein Güllekalender. Er enthält die Zeitabschnitte in den für die einzelnen Feldfrüchte Gülle ausgebracht werden kann und die jeweiligen Höchstmengen an Ammoniak-N, die von den Feldfrüchten im Mittel produktiv verwertet werden können. Es wird dabei berücksichtigt, daß während der Vegetationszeit noch 20 % des Stickstoffs mineralisiert werden und zunächst 50 % des Gesamt-N als Ammonium sofort verfügbar sind (DIERCKS & HEITEFUSS, 1994). Der Betrieb sollte über einen Speicherraum verfügen, der einen Gülleanfall von etwa 6 Monaten aufnehmen kann. Auch OTILLINGER & SAILER (1991) empfehlen eine Güllelagerung von mindestens 6 Monaten sowie einen maximalen Viehbesatz von 1,5 GV pro ha für einen Betrieb mit idealer Fruchtfolge. DVWK (1996) schlägt außerdem den Verzicht auf Futtermittelzukauf zur Aufrechterhaltung geschlossener Nährstoffkreisläufe vor. MAIDL, 1991 empfiehlt bei Mais keine Flächendüngung, sondern eine Reihendüngung mit Stickstoff. Zur Verringerung des Nitratreintrags in Gewässer muß vor Beginn der Grundwasserneubildung im Herbst Stickstoff vermehrt im Boden festgelegt werden. Dies geschieht durch Einarbeiten von Stroh ohne zusätzli-

che Stickstoffdüngung, Untersaaten in Mais, Ackerbohnen und Getreide, Zwischenfruchtbau und Stoppelsaaten mit Gräsern oder Kreuzblütern sowie durch Steigerung der Nährstoffaufnahme aus dem Einzugsgebiet mit der Erntemasse und Verhinderung tiefgreifender Bodenbearbeitung im Herbst (DVWK, 1996). Zur Verringerung von Bodenerosion ist eine Bewirtschaftung quer zum Hang wichtig sowie erosionsschützende Bestellverfahren (Mulch-, Direkt- und Kulissensaat), Einsaat von Zwischenfrüchten, Untersaaten und Grünstreifen, Anlage und Erhaltung von Feldrainen und Windschutzstreifen und Verringerung der Hanglänge bei großen Schlägen (DVWK, 1996). Wichtigster Erosionsschutz und Schutz vor Nitratauswaschung ist jedoch die Erhaltung und die Entwicklung von Grünland.

6.1.2 Umweltverträgliche Forstwirtschaft

Auch wenn die Emissionen aus Wäldern mengen- und wirkungsmäßig deutlich geringer ausfallen als die aus landwirtschaftlichen Flächen, mehren sich die Nachweise über Nitratauswaschungen insbesondere bei Nadelwäldern (BLFW, 1996). Auch DVWK (1996) stellt vor allem die Nadelstreu durch ihre hohe Luftschadstoffbindung als Verursacher morphologischer und stofflicher Belastungen der Gewässer dar. Als Maßnahme steht damit die Entfernung der Fichtenforste im Einzugsgebiet des Hellenbrucher Bachs im Vordergrund. Dies sollte im Hangbereich jedoch durch vorsichtiges Auslichten (Plentern) geschehen, um Hangerosion zu vermeiden. Wichtigstes Ziel ist der Aufbau naturraumtypischer Wälder (vgl. 3.2.5.1 Potentielle natürliche Vegetation), was durch die Beseitigung nicht standortgerechter Bäume, wie z.B. der Fichte und der Hybrid-Pappel erfolgen sollte. Zur Unterstützung können standortgerechte Bäume, wie Esche, Schwarzerle und Stieleiche gepflanzt werden. Der Aufbau eines heterogenen Bestandes mit naturnahen Gehölzen sollte aber auch über Sukzession erreicht werden können. Zur Erhöhung der Strukturvielfalt ist es wichtig, daß kein Totholz entfernt wird. Kopfweiden müssen, um ihre hohe Bedeutung als Bruthabitat für Vögel und Insektenlebensraum zu erhalten, durch Entfernen der Äste am Kopf (Schneiteln) mindestens alle 10 - 20 Jahre gepflegt werden (BLAB, 1993). Zum Schutz von gefährdeten Baumbewohnern wie z.B. dem Steinkauz, sollte dieses zwischen Anfang Oktober und Anfang März erfolgen (LÖLF, 1988). Stellenweise ist auch eine Neuanlage von Kopfweiden vorzuschlagen.

Im Rahmen forstwirtschaftlicher Maßnahmen dürfen keine Kahlschläge durchgeführt werden. Die Bewaldung der Bachauen sollte vor allem über Sukzession, nicht durch Aufforstung erfolgen, sofern dieses nicht dem Landschaftsplan entgegensteht. Gräben, die als Dränung genutzt werden, müssen zugeschüttet werden. Bei befestigten Wegen sollte das Niederschlagswasser über die Böschung oder in Erdbecken gesammelt und versickert werden. Direkte Ein-

leitungen müssen vermieden werden. Wichtig für die Entwicklung einer natürlichen Vegetation ist die Reduktion von Schalen- und Schwarzwildbeständen. Auf Bodenbearbeitung und den Einsatz von Forstchemikalien muß verzichtet werden. Die Holzrückung sollte schonend erfolgen und eine Erweiterung des Wegnetzes vermieden werden. Für bestimmte Waldbereiche wäre eine Ausweisung mit Schutzfunktionen für Wasser- und Bodenhaushalt denkbar (DVWK, 1996).

6.1.3 Teichwirtschaftliche Maßnahmen

Da Teichanlagen, die im Hauptschluß eines Fließgewässers liegen, durch ihre Stauwirkung eine Barriere für Fließwasserorganismen darstellen, müssen sie in den Nebenschluß gelegt werden. Um die Zufuhr von Schlamm und Schwebstoffen in das Fließgewässer zu verhindern, ist es wichtig, daß am Auslauf Filter- und Absetzanlagen eingebaut werden (BLFW, 1993). Die Futtermenge muß der Verwertung durch die Fische angepaßt sein, und es sollte energiereiches sowie phosphor- und stickstoffarmes Futter eingesetzt werden. Die Fischteiche müssen in bestimmten Abständen, die im wasserrechtlichen Bescheid festgelegt werden, entschlammt werden, damit Rücklösungsvorgänge vermieden werden (BLFW, 1993). Der Schlamm muß entfernt werden. Durch die Herabsetzung des Sauerstoffgehaltes infolge der Erwärmung des Wassers und dem Verbrauch durch die Fische und die Mikroorganismen, deren Aktivität vor allem durch den Abbau der Ausscheidungen der Fische verstärkt ist, sollte im Auslaufbereich eine Sauerstoffanreicherung erfolgen. Dies könnte durch den Einbau von Sohlgleiten oder flachen Sohlenrampen erfolgen. Mit dem Eintrag von Sauerstoff und der Schaffung eines abwechslungsreichen Sohlensubstrates z.B. auch durch das Einbringen von Störsteinen wird gleichzeitig die Selbstreinigungskraft erhöht. Zur Reduzierung der Erwärmung des Wassers im Teich sollte die Beschattung z.T. durch Pflanzung standortgerechter Ufergehölze verstärkt werden.

Die Teichanlage im Oberlauf des Hellenbrucher Bachs bei Röttgen stellt eine hohe ökologische Belastung dar, da sie alle Bachökosysteme in Fließrichtung beeinträchtigt. Im Sommer 1999 stellten sich durch Nutzungsaufgabe und zunehmenden Verfall der Anlage jedoch viele positive ökologische Effekte ein. Es entwickelten sich Abbruchkanten und Verlandungszonen. Anfang Oktober 1999 konnte ein Eisvogel, der die Wasseroberfläche als Jagdrevier nutzte, und ein Bisam beobachtet werden. Auch viele Libellen nutzten das Stillgewässer, u. a. die Gemeine Heidelibelle. Die Entwicklung ist aus Gründen des Artenschutzes weiter zu fördern und zu unterstützen. Die Nutzung als Fischteich ist aufgrund der Belastung des Bachökosystems aufzugeben. Der Bachlauf muß im Seitenschluß neu angelegt werden. Für die Festle-

gung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen ist es wichtig, zuvor faunistische Erhebungen der Avifauna, der Amphibien und Libellen durchzuführen.

Die Teichwirtschaft im Quell- und Oberlauf des Benninghovener und des Voishofer Bachs ist aus ökologischen Gründen völlig zu beenden. Der Karpfenteich zwischen Bollenhöhe und Korreshof sollte durch Anlage von Stillwasserzonen und Verlandungsflächen in seiner Struktur- und Artenvielfalt verbessert werden. Der angrenzende Fichtenforst muß entfernt werden und der Hellenbrucher Bach, der entlang des Teiches in einen Erdkanal verlegt wurde, naturnah umgestaltet werden. Der Teich bei Korreshof wurde im Winter 1999 trocken gelegt und ein mäandrierendes Bachbett angelegt. Da der Teich zuvor bereits viele Verlandungsbereiche aufwies, war er aus ökologischer Sicht schutzwürdig. Durch die Trockenlegung gingen viele Lebensräume verloren. Als Maßnahme zur Wiederansiedlung ehemaliger Bewohner sollten Teilbereiche wiedervernäßt und Amphibienschutzgewässer angelegt werden. Durch Offenlegung der anschließenden verrohrten Bachstrecke ist die Grundlage für eine lineare Vernetzung der Lebensräume zu schaffen. Für die Makrozoobenthonfauna wird durch die Aufhebung der Barrierewirkung der Aufbau einer für die Rhithralregion charakteristischen Artengemeinschaft ermöglicht. Vollständige Durchgängigkeit, Verbesserung der Wasserqualität, Strömungs- und Substratdiversität sind Voraussetzungen dafür, daß die Filtrierer/Detritusfresser-Biozönose durch eine Zerkleinerer/Weidegänger-Biozönose ersetzt wird und die Artenvielfalt erhöht wird. Eine Wiederbesiedlung ist jedoch nur möglich, wenn Arten aus tiefergelegenen Sohlenbereichen oder Seitenbächen einwandern können.

6.1.4 Wasserrückhaltung und Versickerung in Siedlungsgebieten

Um die Einleitungen des Mischkanalsystems in den Hellenbrucher Bach zu reduzieren, muß das Niederschlagswasser, das in den Siedlungsgebieten anfällt, verstärkt versickert werden. Da sich das Problem durch geplante Bebauungsmaßnahmen im Einzugsgebiet weiter verschärfen wird, und die geomorphologische Struktur des Hellenbrucher Baches durch Erosionsvorgänge schon jetzt z.T. stark belastet ist, sollten, wo immer möglich, versickerungsfördernde Maßnahmen am Entstehungsort durchgeführt werden und einer zunehmenden Bodenversiegelung entgegengewirkt werden. So sollten Parkplätze, die selten genutzt werden, Stellplätze und Grundstückseinfahrten sowie Fuß- und Radwege in Grünanlagen für das Regenwasser durchlässig sein. Geeignete Bodenbeläge sind Pflaster ohne dichten Fugenverguß, Rasengittersteine und sandgeschlämmte Kies- und Schotterdecken (DVWK, 1996). Entwässerungseinrichtungen sollten nach ingenieurbiologischen und ökologischen Belangen gestaltet und als neue Lebensräume für Pflanzen und Tiere ausgebildet werden (DVWK, 1996).

Ziel ist es, die Abflußverhältnisse eines bebauten Gebietes an die des unbebauten Zustandes anzupassen. Dies läßt sich durch eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung erreichen. Vorrangig ist die Minimierung der versiegelten Flächen. Daran schließen Methoden der dezentralen Regenversickerung an, wobei eine oberirdische Flächen- und Muldenversickerung einer unterirdischen Rigolen- und Schachtversickerung grundsätzlich vorzuziehen ist (SIEKER, 1996). Voraussetzung für eine Versickerung ist, daß nicht oder nur schwach belastetes Niederschlagswasser von Wegen, Dachflächen oder Hofflächen versickert wird, daß ein versickerungsfähiger Untergrund und ein ausreichender Grundwasserabstand gewährleistet ist und keine Altlasten im Untergrund liegen. Für Wasserschutzgebiete gelten besondere Regelungen (SPIES & BÖLINGER, 1998).

Über Flächenversickerung wird das Regenwasser direkt versickert. Bei der Muldenversickerung wird es zeitweise in Bodenvertiefungen mit Raseneinsaat gespeichert und über eine etwa 20 cm tiefe belebte Bodenzone versickert (SPIES & BÖLINGER, 1998). Rigolen sind künstlich errichtete Kieskörper unterhalb der belebten Bodenzone. Bei der Rigolenversickerung wird das Niederschlagswasser über eine Mulde in die Rigole und schließlich in den Untergrund versickert. Bei schlecht durchlässigen Böden kann das Regenwasser über ein Rohrrigolen-System versickert werden. Dabei wird das gesammelte Regenwasser in einen Schacht mit einem Absetzbecken und weiter über ein perforiertes Rohr in einen Kieskörper (Rigole) geleitet, der in den Untergrund entwässert (SPIES & BÖLINGER, 1998).

Sind die Möglichkeiten der dezentralen Regenversickerung ausgeschöpft, kann auch zentral versickert werden, wobei größere Wassermengen in Versickerungsbecken mit vorgeschaltetem Absetzraum oder in Versickerungswannen geleitet werden. Auf Böden mit Altlasten können sie unterhalb der Mutterbodenschicht abgedichtet werden. Das Regenwasser wird dann über ein Dränrohr aufgefangen und über einen Schacht in das Grundwasser geleitet oder über einen Ableitungssammler dem Mischkanalsystem zugeführt (SIEKER, 1996). Durch Vernetzung mehrerer Mulden-Rigolen-Systeme können kombinierte Systeme gebaut werden. Nahe über der Rigolensohle eingebrachte Dränrohre leiten einen Teil des Regenwassers zu einem Speicherschacht, von wo die zu versickernde Wassermenge über ein Regelorgan festgelegt wird. Ein Überlauf leitet den Wasserüberschuß über eine Sammelleitung in ein Oberflächen-gewässer (SIEKER, 1996).

Zur Reduzierung von stofflichen und hydraulischen Belastungen an Überläufen von Mischwassersystemen sollten Bodenfilterbecken gebaut werden. Sie reinigen das Mischwasser mechanisch durch Rückhalt der abfiltrierbaren Stoffe, biologisch durch Abbau der organischen Belastung und Nitrifikation des Ammoniums sowie chemisch durch teilweise Adsorption von

Phosphor und Schwermetallen (SIEKER, 1996). Im Ablauf von Regenrückhaltebecken sollte das Mischwasser durch Beschickung von Vegetationspassagen gefiltert werden oder durch ein zusätzliches Rückhaltebecken mit einer als Bodenfilter ausgebildeten Sohle geleitet werden. Als Bodenfilter eignet sich z.B. ein bepflanzter Mehrschichtfilter von 1,2 m Gesamtstärke nach BRUNNER (1991). Die oberste Schicht bildet ein 0,8 m mächtiger bindig kalkhaltiger Ackerboden, der, um Verdichtungsvorgänge zu verhindern, bepflanzt wird. In der Mitte wird eine 20 cm dicke Sandschicht mit einer Körnung von 0,1 – 2 mm eingebracht und als unterste Schicht ein 20 cm dicker Kiesfilter der Körnung 2 – 8 mm mit Vollsickerrohren, die das gereinigte Wasser aufnehmen und ableiten. Es wird über einen Kontrollschacht verzögert an den Vorfluter abgegeben. Sohle und Böschungen müssen abgedichtet sein. Der Böschungswinkel sollte 1 : 3 betragen. Als Pflanzmaterial eignet sich das Rohrglanzgras, da es auch dem natürlichen Bewuchs der Ufer am Hellenbrucher Bach entspricht. Aber auch Schilf, eignet sich zur Reinigung von Mischwasser, insbesondere von schadstoffbelastetem Wasser sehr gut (OSTERKAMP et al., 1999).

Auch das Regenwasser gedichteter Rigolen sollte über Bodenfilter oder durch Vegetationspassagen gereinigt werden. Vegetationspassagen werden dann erforderlich, wenn die Passage einer belebten Bodenschicht nicht möglich ist. Die mit einem sandig-lehmigen Substrat gefüllte und mit Röhricht bepflanzte Mulde ist nach unten mit einer Folie abgedichtet. Im Bereich des Zu- und Ablaufs ist Kies eingebracht, das das Wasser durch sein grobkörniges Lückensystem seitlich in den feinkörnigen Boden ein- und ausleitet (SIEKER, 1996).

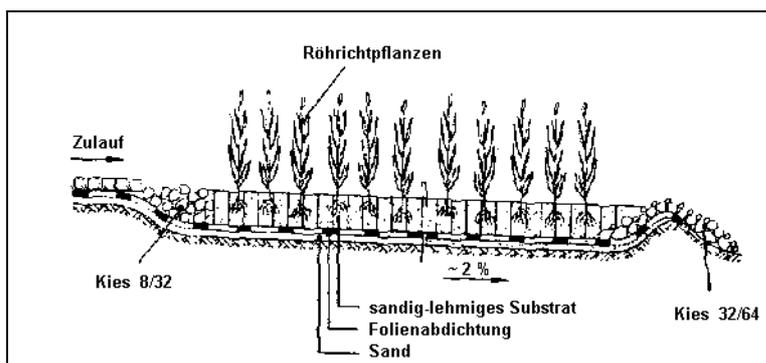


Abb. 31: Längsschnitt einer Vegetationspassage (aus SIEKER, 1996)

Weitere Möglichkeiten für naturnahe Regenwasserbewirtschaftung sind Dachbegrünungen und Regenwassernutzung, z.B. durch das Aufstellen von Regentonnen zur Gartenbewässerung. Mit Regenwassernutzungsanlagen kann Niederschlagswasser als Trinkwasser aufbereitet werden. Auch ist die Einleitung von Niederschlagswasser in Teichbiotope möglich. Das

gesammelte Wasser wird dann über eine zur Versickerung geeignete, wechselfeuchte Flachwasserzone in den Teich geleitet (SPIES & BÖLINGER, 1998).

6.1.5 Behandlung von Mischwasser und Straßenabwasser

In der ersten Stufe der Mischwasserbehandlung werden Grobstoffe mit Rechen oder Sieben entfernt. Anschließend werden Feststoffe durch Sedimentation und mittels eines Wirbelabscheiders eliminiert. Durch Speicherung und weitergehende Behandlung z.B. Nutzung eines Bodenfilters werden Bakterien, toxische Stoffe und die hydraulische und organische Belastung reduziert (KREJZI et al., 1994). Um die Abwasserfrachten in Mischwasserüberläufen bei Regenwetter zu vermindern schlagen KREJZI et al. (1994) eine gezielte Schmutzwasserspeicherung vor. Dies betrifft stark verschmutztes Abwasser, z.B. Industrieabwasser, das in einem Schmutzwasserspeicher gelagert und direkt der Kläranlage zugeführt werden sollte.

Zur Steuerung der Einleitungsgeschwindigkeit sollte am Ablauf der Regenüberlaufwerke eine Wirbeldrossel eingebaut werden. Die Abflußmenge ist so zu dimensionieren, daß kein Geschiebetrieb oder keine Gefahr einer starken Verdriftung von Fließwasserorganismen besteht. Es müssen ausreichende Refugialräume geschaffen werden, was durch ein abwechslungsreiches Angebot an Substraten, vor allem Grobmaterial und durch Verbesserung der strukturellen Vielfalt, durch Anlage von Inseln und Buchten erreicht werden kann. Hydraulischer Streß, der bei Fließwasserorganismen durch unnatürlich häufige Hochwässer und fehlende Retentions- und Refugialräume hervorgerufen wird, sollte verhindert werden. Auch muß einer weiteren Verschlämmung des Interstitials entgegengewirkt werden.

Beim Bau eines Regenrückhaltebeckens nach ökologischen Kriterien müssen im Vorfeld detaillierte floristische und faunistische Untersuchungen durchgeführt werden, um bestimmte Arten zu schützen und ihren Habitatansprüchen gerecht zu werden. Nach SOWA & FELSCHEN (1993) ist ein dauerhafter Stau und eine Abdichtung zum Untergrund zu gewährleisten. Für die standortgerechte Bepflanzung ist in der Regel eine „Initialzündung“ ausreichend. Ökologisch vorteilhaft sind unterschiedliche Böschungsneigungen, die im Mittel bei 1 : 3 liegen. Es sollten sowohl Tief- als auch Flachwasserzonen angelegt werden sowie bewegte, wechselnde Uferzonen, Halbinseln und Inseln. Wegen einer möglichen Geruchsbelästigung bei offenen Mischwasserbecken ist von einem dauerhaften Stau eventuell abzusehen, bzw. eine Vorklärung durchzuführen.

Zur Behandlung von schadstoffbelastetem Straßenwasser ist der Einsatz von Pflanzenkläranlagen mit vorgeschaltetem Ölabscheider und einem Vorbecken zur Sedimentation grober

Feststoffe geeignet. Dies zeigten Versuche von OSTERKAMP et al. (1999). Die Reinigungsleistung für abfiltrierbare Stoffe mit den daran gebundenen Schwermetallen lag im Durchschnitt bei 60 %. Mineralölwasserstoffe wurden dabei fast vollständig abgebaut. Als Bodenfilter wurde ein nicht-bindiges Sand-Kiesgemisch eingesetzt. Es wurden verschiedene Pflanzenarten verwendet, wobei die Reinigungsleistung des Schilfs am besten ausfiel.

Zur Entschlammung von Straßenwasser können gedichtete Rigolen eingesetzt werden. Zunächst wird das Wasser in einen Speicher geleitet, in dem sich der Schlamm in einem Schlammraum absetzt. Das entschlammte Wasser fließt dann der abgedichteten Rigole und schließlich dem Dränrohr zu (SIEKER, 1996).

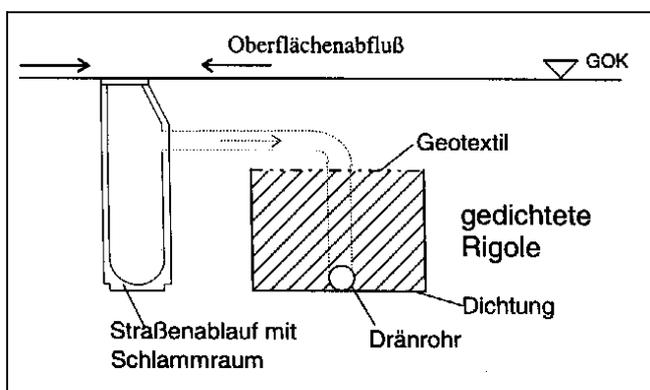


Abb. 32: Schnitt einer gedichteten Rigole (aus SIEKER, 1996)

An stark befahrenen Straßen sollten bei der Infiltration von Ablaufwasser Leichtstoffabscheider vorgeschaltet werden und chemisch reaktives Material an der Sickerbeckensohle eingebracht werden, das in regelmäßigen Abständen entsorgt wird (LEUCHS & RÖMERMANN, 1991).

6.2 Aue und Niederung

6.2.1 Erhaltung und Entwicklung von Aueflächen

Die Bachtäler am Hellenbrucher Bach sind zumeist Grünlandflächen, im Mündungsgebiet Bach-Eschenwälder und Mädesüß-Fluren, oberhalb des Gruitener Wegs ein feuchter Pappelwald z.T. mit standortgerechten Gehölzen, ein junger Eschenwald bei Korreshof und eine feuchte Grünlandbrache mit Hochstauden und Rohrglanzgras-Röhrichten im Umfeld der Tümpelquelle. Die dort seit 1999 betriebene intensive Schafhaltung führte zur Zerstörung der typischen Vegetation (vgl. Kap. 4.2.1.2 S. 24 ff.) Bereits 1987 wurde dieser Bereich (Hellenbrucher Bachtal bei Drinhausen) im Biotopkataster NRW als schutzwürdig ausgeschrieben und eine Ausweisung als Geschützter Landschaftsbestandteil nach § 22 LG (Landschaftsgesetz) vorgeschlagen (LÖLF, 1991). Die ehemalige feuchte Glatthaferwiese zeigte bei Kartierungen 1980 - 1987 eine hohe strukturelle Vielfalt und wurde insbesondere für Amphibien als wertvoll erachtet. Als Pflegemaßnahme wurde eine Mahd alle 3 - 4 Jahre empfohlen, die auch jetzt vorzuschlagen wäre. Leider wurde die Möglichkeit der Unterschutzstellung, die bereits nach 3-jähriger Brache bestanden hätte, von der Unteren Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann versäumt. Um weiteren ökologischen Schaden zu verhindern, muß die Nutzung als intensive Schafweide aufgegeben werden. Im Zusammenhang mit der Unterschutzstellung der Tümpelquelle wäre eine Ausweisung als Flächiges Naturdenkmal nach § 22 LG (Landschaftsgesetz) vorzuschlagen.

Zur Entwicklung von naturnahen Aueflächen müssen die dort angepflanzten nicht standortgerechten Gehölze und Forste entfernt werden. Dies sind vor allem Fichten- und Pappelbestände. Für den Pappelwald oberhalb des Gruitener Wegs wird eine Umwandlung in einen Erlbruch über natürliche Sukzession vorgeschlagen. Dabei darf beim Fällen der Pappeln nicht das Abwasserrohr, das in etwa 5 m Höhe das Tal überquert, beschädigt werden. Sein Bruch würde einen Abwasserzulauf in den Bach und das Tal verursachen. Zur Förderung der Entwicklung sollte das Bachtal stärker vernäßt werden, was durch eine Sohlenanhebung am Hellenbrucher Bach erreicht werden kann. Durch Anlage von Amphibientümpeln und Kleingewässern könnten zusätzliche Amphibienlaichhabitats geschaffen werden (vgl. Kap. 6.2.3.1). Vorteilhaft wäre es, wenn die Kopfweiden entlang des Bachufers durch weitere Anpflanzungen von Weiden ergänzt würden. Um das hohe Aufkommen des Riesen-Bärenklaus dauerhaft zu unterdrücken, müssen alle Pflanzen über mehrere Jahre vor der Blüte geschnitten und entfernt werden. Der Schnitt sollte Anfang bis Mitte Juni erfolgen.

Zur Verbesserung der Wasserspeicherung in der Fläche wird vorgeschlagen extensiv genutztes Grünland als Überschwemmungsfläche auszuweisen. Das Großseggenried nahe der Mündung des Voishofer Bachs sollte durch Ausweisung als Geschützter Landschaftsbestandteil nach § 23 LG (Landschaftsgesetz) unter Schutz gestellt werden. Eine Mahd darf dann erst ab Mitte September erfolgen. Durch Abzäunung muß der Zutritt für Pferde verhindert werden.

Entsprechend der Forderung der LÖBF (1996b) sollte das Mündungsgebiet als Naturschutzgebiet ausgewiesen werden.

6.2.2 Auenangepaßte Landwirtschaft

Die frischen bis feuchten, z.T. nassen Mähweiden des Hellenbrucher Bachtals werden nur in steilen Hanglagen extensiv genutzt. Die flacheren Tallagen werden ab Anfang Juni überwiegend intensiv beweidet, was vielfach zu starken Trittbelastungen führt. Pflanzensoziologisch sind sie den Weidelgras-Weißklee-Weiden (*Lolio-Cynosuretum*) zuzuordnen. Verschiedene Subassoziationen lassen jedoch auch Übergänge zu Feuchtwiesen (*Molinietalia*) erkennen. Der blütenreiche Frühjahrsaspekt vieler Grünlandbereiche im Hellenbrucher Bachtal mit hochwüchsigen Obergräsern und hohen Bestandsdichten des Sauerampfers und des Fuchschwanzes macht die Nähe zu feuchten Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum elatioris*) deutlich. Mit Beginn der Beweidung und Steigerung der Düngierzufuhr setzt jedoch eine Artenverschiebung hin zur Gesellschaft der Weidelgras-Weißklee-weiden ein.

Durch z.T. schlechte Beweidungstechnik werden hochwüchsige Gräser und Kräuter flach gedrückt und nicht gefressen. Auf die Beweidung folgen oft längere Weidepausen.

Zur Förderung der Artenvielfalt, insbesondere der für die Fauna wertvollen Wiesenkräuter, ist, wo immer möglich, eine Extensivierung der Nutzung anzustreben. Zur Erhöhung der Strukturvielfalt sollte ein „unruhiges Bodenrelief“ geschaffen werden, mit kleinen, feuchten Mulden und trockeneren Erhöhungen, durch die ein unregelmäßiges Vegetationsprofil und Mikroklima entsteht, wodurch eine Vielzahl von Tier- und Pflanzenarten gefördert wird, insbesondere Tierarten mit unterschiedlichen Feuchtigkeitsansprüchen in ihrem Entwicklungszyklus. Auch Wiesenbrachen, Hecken, Tümpel, Einzelbäume, Steine und Maulwurfshaufen bereichern die Strukturvielfalt und damit die Möglichkeit floristischer und faunistischer Artenvielfalt (BLAB, 1993).

Die Weideflächen sollten als Standweide genutzt werden und 4 Tiere pro ha nicht übersteigen. Entlang des Bachlaufs, in feuchten bis nassen Tallagen ist aus Gründen der hohen Trittbelastung und des Nährstoffeintrags durch die Ausscheidungen der Weidetiere ganz auf die

Beweidung zu verzichten. Die Tränkestellen am Bach sollten durch Selbsttränkeanlagen oder durch Aufstellen von Wasserbehältern ersetzt werden. Bei Selbsttränkeanlagen kann das Bachwasser über Pumpsysteme aus dem feuchten Bachtal auf die höher gelegenen Weideflächen geleitet werden. Die Wasserzufuhr wird durch eine Hebelvorrichtung vom Weidevieh selbst reguliert. Die Abzäunung der Weideflächen, die je nach Bodenverhältnissen in 5 - 20 m Entfernung vom Bach erfolgen sollte, dient vor allem dem Schutz von Amphibien, die das Hellenbrucher Bachtal als Vernetzungskorridor nutzen (HENF, 1993). Ökologisch besser als die herkömmliche Bewirtschaftung wäre eine 2-malige Mahd der Flächen Mitte Juni und Mitte September. Sofern gefährdete Vogelarten zu schützen sind, darf die erste Mahd erst ab Mitte Juli erfolgen. Zur Entwicklung von Hochstaudenfluren sollte der Uferstreifen in Teilbereichen in mehrjährigem Turnus gemäht werden, jedoch nie über die gesamte Länge. Im Winter müssen ungemähte Bereiche als Überdauerungsquartier für Insekten bestehen bleiben.

6.2.3 Amphibienschutz

6.2.3.1 Wiederherstellung, Pflege und Neuanlage von Amphibienschutzgewässern

Die Gestaltung von Amphibienschutzgewässern richtet sich nach den Habitatansprüchen der von HENF (1993) kartierten Arten (vgl. 4.3.2 Amphibienvorkommen) und soll die Wiederansiedlung von Geburtshelferkröte und Laubfrosch ermöglichen. Als Vorbild für die Neuanlage von Amphibienlaichgewässern eignet sich der Kleinweiher-Tümpel-Lachenkomplex an der Kreisstraße K 18 bei Wilhelmshöhe (vgl. 4.3.2 Amphibienvorkommen). Die im Mündungsgebiet und am dort zufließenden temporären Seitenbach angelegten Amphibienschutzgewässer wurden im Herbst 1999 durch die Firma Fauflo (Faunistisch-Floristische AG Rheinland Niederberg e.V.) wiederhergestellt, wie auch die Laichgewässer im Pappelforst am Gruitener Weg. Die Amphibiengewässer an der K 18 und die Teichfoliengewässer im Erlenbruch werden durch Maßnahmen des ehrenamtlichen Naturschutzes gepflegt.

Die nördlich des Hellenbrucher Bachs verlaufende Bahntrasse ist eine bedeutende Biotoplinie zum Mettmanner Bach und wird von Amphibien und Reptilien als Wanderkorridor genutzt (HENF, 1999). Einen Engpass stellt die Bahnunterführung an der B 9 dar. Durch den Bau einer Leitanlage mit Kleintierdurchlässen im Bereich der ehemaligen Tongrube Hastert (Erlenbruch) ließe sich die Wanderbarriere beheben. Als Ersatz für die verlorengegangenen Lebensräume der Tongrube Hastert sollten auf der angrenzenden Weide Amphibiengewässer angelegt werden. Im Bereich der Ufer und evtl. auch im weiteren Grünlandumfeld, das den Amphibien als Sommerquartier dient, sollte dann die Weidenutzung auf eine einschürige

Wiesenutzung umgestellt werden. Dem Weidevieh muß der Zutritt durch Abzäunungen verwehrt werden. Weitere Laichgewässer könnten auch auf den feuchten Wiesen zwischen Grüntener Weg und Benninghovener Weg neu angelegt werden. Hierzu eignen sich besonders die feuchten und nassen Senken im Bachtal. Günstige Laichbedingungen für Amphibien bietet der Teich bei Korreshof. Seine verlandeten Ufer mit vielen flachen Stellen und eine Wasser- und Verlandungsvegetation, die zu unterschiedlichen Besonnungsintensitäten führt, berücksichtigt die Ansprüche vieler Amphibienarten. Mit dem Verfall der Teichanlage bei Röttgen seit Beginn 1999 ergeben sich günstige Habitatbedingungen für Amphibien, vor allem durch das Aufkommen von Wasservegetation, und Hochstauden am Ufer, Verlandungen und Abbruch von Uferkanten.

Auf der südwestlich an die Teichanlage Röttgen angrenzenden Weide sind Vertiefungen entlang des Hanggefälles entstanden, die z.T. mit Wasser gefüllt sind und zum Hangfuß in eine versumpfte Fläche übergehen. Das abfließende Wasser wird in den Teich geleitet. Es scheint, daß die Vertiefungen durch Bodenabsenkungen entstanden sind, die möglicherweise auf unterirdische Verkarstungen zurückgehen. In die größte Vertiefung (4 x 5 m breit, etwa 0,5 m tief) mündet ein Kunststoffrohr, durch das Wasser eingeleitet wird, das in eine weitere Vertiefung hangabwärts fließt. Die Randbereiche werden von hohen Beständen des Gemeinen Wassersterns (*Callitriche palustris*) bewachsen. Da die Tümpel innerhalb des Wanderkorridors vom Laichgewässer an der K 18 zum Hellenbrucher Bach liegen, eignen sie sich als Amphibienschutzgewässer. Sie müßten entsprechend den Habitatansprüchen entwickelt werden.

Damit die Amphibienlaichplätze im Bereich der Tümpelquelle wiederhergestellt werden können, muß die Weidewirtschaft (intensive Schafbeweidung) beendet werden.

Um den Habitatansprüchen der nachgewiesenen Amphibienarten zu entsprechen, und um Arten, die seit einigen Jahren nicht mehr gefunden wurden, wiederanzusiedeln, müssen bestimmte Anforderungen an das Laichgewässer und das Sommerquartier erfüllt werden. Für alle Arten ist das „offene Wasser“ (nicht von Stein- oder Erdmaterial überdecktes Wasser) (BLAB & VOGEL, 1996) ein wesentliches Laichplatzmerkmal. Die Besonnung des Laichgewässers ist für alle, außer für Bergmolch und Erdkröte sehr wesentlich bis vorteilhaft (BLAB & VOGEL, 1996). Bergmolch und Erdkröte besiedeln schwerpunktmäßig Wälder, meiden aber dichte Fichtenkulturen (BLAB, 1978). Da viele Erdkröten im Uferbereich des Karpfenteiches und im angrenzenden Eschenwald siedeln, muß der Fichtenforst nahe des Teiches entfernt werden, denn er ist zugleich auch Wanderbarriere für die oberhalb liegenden Amphibienhabitate.

Laichplätze der Gelbbauchunke und Kreuzkröte sind kleine, flache und vegetationsfreie Gewässer. Auch die Geburtshelferkröte nutzt als Laichgewässer kleinere, sonnenexponierte und vegetationsarme Gewässer (BLAB & VOGEL, 1996). Im Vergleich zur Gelbbauchunke benötigt die Geburtshelferkröte jedoch Laichgewässer, die dauerhaft vernäßt sein müssen. Kamm-, Berg- und Teichmolch sowie Erdkröte, Grasfrosch und Laubfrosch laichen in größeren Gewässern mit gut ausgebildeter Vegetationsstruktur. Unterwasservegetation wird von Kammolch, Erdkröte und Teichfrosch beansprucht (BLAB & VOGEL, 1996).

Wesentliche Grundlagen bei der Gestaltung des Laichgewässers sind der stockwerkartige Aufbau mit flachen und tiefen Stellen, eine vielgestaltige Uferlinie, etwas Wasservegetation, Besonnbarkeit und die räumliche Nähe weiterer Gewässer. Vorzugsweise sollten mehrere Gewässer unterschiedlicher Größe mit einer Mindesttiefe von 1 m in engem räumlichen Verbund angelegt werden (BLAB & VOGEL, 1996). Die tiefste Stelle muß ganzjährig Wasser führen und darf im Winter nicht völlig durchfrieren, da einige Arten im Gewässer überwintern. Im Durchmesser können die Laichgewässer variieren, sollten nach BLAB (1978) und BLAB & VOGEL (1996) aber im Bereich von 10 m und darüber liegen. Viele Arten besiedeln allerdings auch wesentlich kleinere Gewässer (Erdkröte jedoch nur bedingt). Die Uferlinie sollte möglichst langgezogen, und durch Buchten, Halbinseln und einem Wechsel von Flach- und Steilufern vielfältig gestaltet sein. Die Wasserversorgung ist durch Grund- oder Hangwasser zu gewährleisten. Die Laichgewässer müssen ausreichend besonnt sein. Wichtig ist, daß die sonnenexponierten Ufer als Flachwasserbereiche angelegt werden.

Kreuzkröte und Gelbbauchunke benötigen kleinere und flachere Gewässer, z. B. zum Austrocknen neigende Regen- und Sickerwassertümpel unterschiedlicher Größe und Tiefe, jedoch mit minimalen Werten von 1 m Länge, 30 cm Breite und 10 cm Tiefe (BLAB, 1978). Auch die Geburtshelferkröte laicht in kleinen bis mittelgroßen, flachen Gewässern. Da ihre Larven jedoch überwintern, darf das Gewässer nicht austrocknen oder durchfrieren. Der Laichplatz sollte zudem gut besonnt sein und in der Nähe des Landlebensraumes liegen (BLAB, 1978). Im Gegensatz zur Geburtshelferkröte verweilt der Laubfrosch monatelang an einem Gewässer, das gut besonnt, aber auch hochwüchsige Vegetation am Ufer aufweisen sollte (BLAB, 1978). Im ehemaligen Verbreitungsgebiet des Laubfrosches (Tongrube Hastert) müssen daher bei der Neuanlage von Kleingewässern auf der angrenzenden Weide an sonnenexponierten Uferbereichen einzelne Büsche gepflanzt werden. Die Ufervegetation ist nach Möglichkeit auf einige Meter zu bemessen. Die Wiesen sollten gelegentlich im Herbst gemäht und Gehölze ausgelichtet werden. Bei stark beschatteten Gewässern ist es wichtig, daß zumindest der Baumbestand am Südufer ausgelichtet wird. Eine Bepflanzung der Ufer ist in der Regel nicht

notwendig. Die Entwicklung einer natürlichen Wasser- und Verlandungsvegetation sollte durch Sukzession erfolgen.. Prinzipiell dürfen keine Fische eingesetzt werden. Um den Habitatansprüchen der einzelnen Amphibienarten gerecht zu werden, schlägt NOWAK (1987) vor, Kleingewässerbiootope mit einer gezielten Reliefgestaltung zu schaffen (Abb. 33). Die folgenden Gewässer-Profile (a – f) eignen sich für die nachgewiesenen Arten:

- a) Regelprofil: Flachwasserzone; für Kammolch und Grasfrosch
- b) Regelprofil: Zentrale Inselzone mit Flach- und Tiefwasserbereichen; für Bergmolch, Teichmolch, Grasfrosch
- c) Regelprofil: Kombination Flach- und Tiefwasserbereiche; für Bergmolch und Teichmolch
- d) Regelprofil: Tiefwasserzonen; für Bergmolch, Teichmolch, Kammolch, Laubfrosch und Erdkröte
- e) Regelprofil: Pfützen und Lachenflächen; für Kreuzkröte
- f) Regelprofil: Tümpel und Grabensystem; für Bergmolch, Teichmolch und Gelbbauchunke

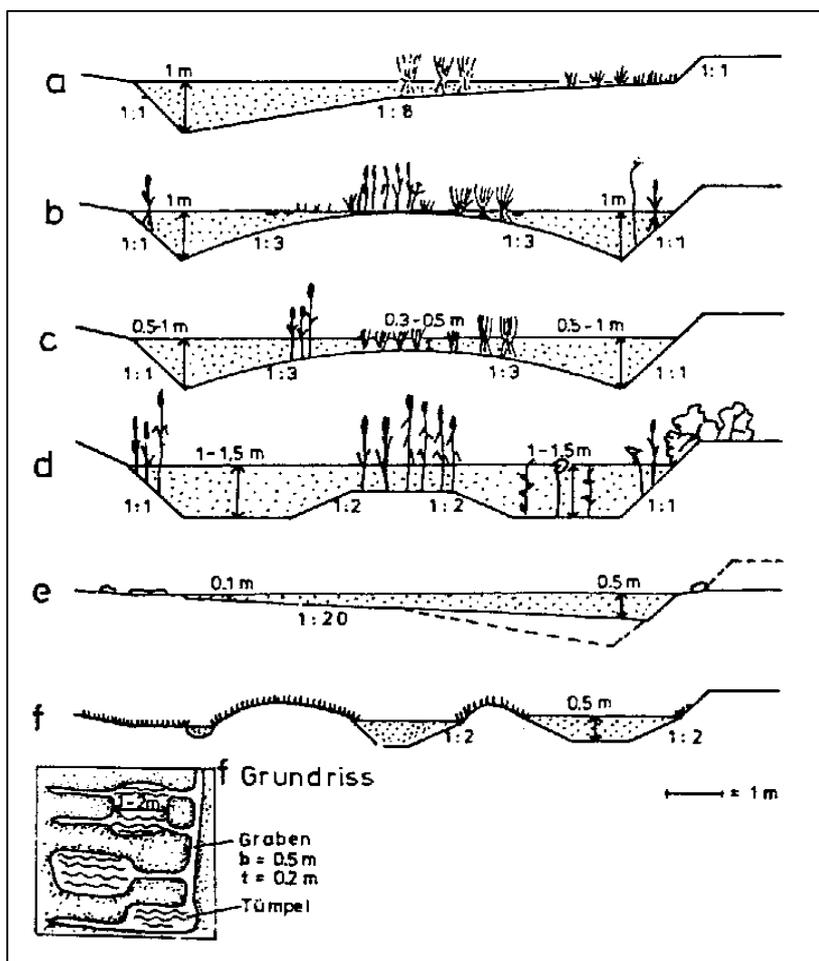


Abb. 33: Pläne zur Gestaltung von Kleingewässern für Amphibien (aus NOWAK, 1987)

Um den Ansprüchen von Grasfrosch, Erdkröte und Bergmolch an ihr Sommerquartier gerecht zu werden, muß nahe des Laichgewässers ein Waldgebiet liegen, was auch für Gelbbauchunke und Geburtshelferkröte vorteilhaft wäre. Gerne besiedeln Grasfrosch und Erdkröte auch halboffene Landschaften, was sie mit Kammolch, Teichmolch, Teichfrosch und Laubfrosch gemein haben (BLAB & VOGEL, 1996). Im Offenland sind sie zum Schutz gegen die Sonne an Büsche und Stauden gebunden. Sommerquartier von Kreuzkröte und Laubfrosch ist das offene Land. Der Laubfrosch hat eine Vorliebe für „Sonnenbäder“ und wählt meist sonnenexponierte, vertikale Strukturen (Gebüsch, Stauden) unmittelbar am Rand zur offenen Wasseroberfläche. Er lebt gerne in der Nähe feuchter Wiesen und Weiden. Die Kreuzkröte bevorzugt sonnenexponiertes Gelände mit fehlender oder schütterer Vegetation, vor allem mit grabbarem Substrat (z. B. Sand). Auch die Geburtshelferkröte wählt als Landlebensraum sonnenexponierte, schütter bewachsene Flächen mit grabbarem Boden (sandig/ lehmig/ kiesig) oder Flächen, die Unterschlupfmöglichkeiten z.B. durch Geröll bieten, die jedoch in engster Nachbarschaft zu einem Laichgewässer liegen müssen (BLAB, 1978). Günstige Bedingungen für die Art finden sich auch auf sonnenexponierten Hanglagen, wie z.B. auf der Magerweide zwischen Gruitener Weg und Benninghovener Weg.

Wichtigste Maßnahme zur Verbesserung der Lebensbedingungen in den Sommerquartieren und zur Vernetzung der Laichhabitate ist die Anreicherung der Agrarlandschaft mit belebenden und strukturierenden Elementen wie Hecken und Buschgruppen. Die durch den Straßenbau verursachten Zerschneidungen der Jahreslebensräume und der damit zusammenhängenden Gefahr des Straßentods, sollte durch Schaffung neuer Gewässer im laichplatzabseitigen Gelände und in größerer Entfernung zur Straße entgegengewirkt werden. Die praktizierten Maßnahmen gegen den Straßentod sind nach BLAB (1978) zumeist ungeeignet. Als beste Lösung werden stationäre Straßenabsperungen (niedrige Mauern beidseits der Straßenränder an Amphibienwechsellinien) beurteilt, mittels derer den Amphibien der Straßenzutritt verwehrt wird. Die Tiere werden nach dem Trichterprinzip zu untertunnelten Straßendurchlässen geleitet (z.B. an der K 18 bei Drinhausen).

6.2.3.2 Wiederansiedlung des Feuersalamanders

Die Zuwanderung des Feuersalamanders (*Salamandra salamandra*) in das Hellenbrucher Bachtal ist nach HENF (1999) über die Region nahe des Zusammenflusses von Düssel und Mettmanner Bach möglich. Die Bedingungen für eine Wiederansiedlung sind vor allem im Mündungsgebiet des Hellenbrucher Baches günstig, da der naturnahe Wald für eine ausreichende Beschattung sorgt und bereits mehrere kleine Stillgewässer und feuchte Senken dort

existieren. Da die Feuersalamanderregion natürlicherweise oberhalb der Forellenregion liegt, dürfen die Laichgewässer nicht im Hellenbrucher Bach angelegt werden, da die Salamanderlarven sonst gefressen würden. Das Laichgewässer muß von sauerstoffreichem, sauberen und kaltem Wasser gespeist werden. Vorzugsweise leben die Larven in seicht fließenden Abschnitten von Waldbächen, typischerweise in den ruhigen Wasserbecken eines kaskadenartigen Bachlaufs, in Quelltümpeln, aber auch in beschatteten Gräben und Radspuren (BLAB & VOGEL, 1996). Durch Überflutungen im Mündungsgebiet besteht jedoch die Gefahr, daß Prädatoren in die Laichgewässer gelangen könnten. Günstige Bedingungen für die Anlage von Laichbiotopen bietet das feuchte Tal eines kleinen Seitenzuflusses. Es liegt nahe der Quelle und wird von einem Bach-Eschenwald beschattet. Der hohe Totholzanteil bietet den Feuersalamandern gute Versteckmöglichkeiten. Hier könnten Pfützen und Kolke angelegt werden. Zur Nachbildung von Kolken sollte der Seitenbach naturnah aufgestaut werden, was z.B. durch das Einbringen von Störsteinen oder Holzpfählen erfolgen kann. Es sollten mehrere ruhige Wasserbecken entstehen.

6.2.4 Schutz und Wiederansiedlung von Fledermäusen

Wichtige Winterquartiere der Fledermäuse sind natürliche Höhlen, Kellerräume, Gewölbe älterer Gebäude und unterirdische Gänge (NOWAK, 1987). Gerne überwintern sie auch in nicht genutzten Dachräumen. Zum Schutz der Wasserfledermaus (*Myotis daubentoni*) und als Möglichkeit der Wiederansiedlung anderer Fledermausarten wurde vor 2 - 3 Jahren im Schornstein der ehemaligen Mühle am Hellenbruch (etwa bei km-Station 0+280) ein Fledermausquartier eingerichtet. Der Schornstein wurde durch Verschließen von Dach und Tür und Auflassen von Einflugschlitzen umgestaltet. Ein weiteres Winterquartier für Fledermäuse könnte im Bereich des Pappelwaldes am Gruitener Weg errichtet werden. Dort befindet sich im Hang etwa bei km-Station 1+650 ein verfallenes Pumphaus und ein Brunnen, die der ehemaligen Versorgung des Benninghofes dienten. Brunnenschacht und Pumphaustür müßten bis auf schmale Einflugschlitze (mind. 30 cm breit und 5 cm hoch) verschlossen werden. Im Innern sollten Hohlblocksteine an Decke und Wänden angebracht werden (HENF, 1999). Als Winterquartiere eignen sich außerdem alte, höhlenreiche, z.T. morsche Bäume, wie sie südlich des Teiches bei Korreshof und auf der feuchten Weidelgras-Weißkleeweide nahe der Probestelle 8 gesehen wurden, und deshalb erhalten werden sollten. Im Siedlungs- und Waldbereich sollten zur Fledermausansiedlung Nistkästen angebracht werden. Eine Bauanleitung hierzu zeigt Abb. 34. Auch das Anbringen von Fledermausbrettern aus unbehandeltem Holz

an der Südseite landwirtschaftlicher Gebäude (z.B. Korreshof) schafft Sommerquartiere für Fledermäuse (NOWAK, 1987).

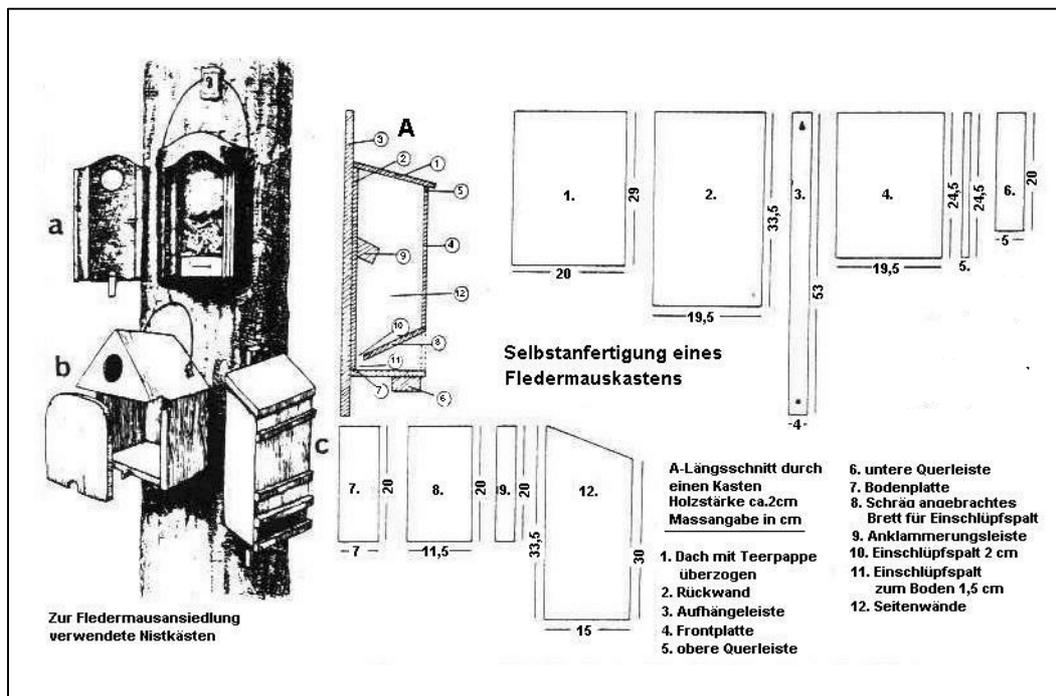


Abb. 34: Bauanleitung für einen Fledermauskasten (aus NOWAK, 1987)

6.2.5 Verbesserungen der Lebensbedingungen für gefährdete Vogelarten

Zur Verbesserung der Lebensbedingungen bachgebundener Vogelarten müssen strukturarme und naturferne Bachabschnitte ökologisch umgestaltet werden. Die wichtigsten Habitatansprüche der Avifauna eines Bachtals ist ein naturnaher Verlauf mit Gleit- und Prallufern, vereinzelt Steilufern und Abbruchkanten, einem unregelmäßigen Fließverhalten, grobe Bachsedimente, bachbegleitende Ufergehölze und naturnahe Auelandschaften sowie wenig belastetes Wasser.

Unter den nachgewiesenen Arten zählt die Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*) zwar nicht zu den gefährdeten Arten in Nordrhein-Westfalen, ist aber in einigen anderen Bundesländern gefährdet, und aufgrund ihres stenöken Habitatschemas von natürlichen oder naturnahen Fließgewässern abhängig (KARTHAUS, 1989). Sie bevorzugt schnellfließende, flache Bachabschnitte und nutzt aus dem Wasser ragende Steine und Ufergehölze sowie schlammige oder kiesige Flachufer zur Insektenjagd. Die Art ist nicht an hohe Wasserqualität gebunden, da sie auch das Futterangebot des Umfeldes nutzen kann. Sie toleriert Gewässerschmutzung jedoch nur in dem Maße, wie die Qualität der angrenzenden Biotope ausreichend ist. Da ihr Brutplatz direkt

am Bach liegt, ist die Gefahr der Zerstörung durch Viehtritt besonders hoch. Eine Abzäunung der Weiden entlang des Baches ist daher die wichtigste Schutzmaßnahme. Als Nistplatz bevorzugt sie Mauerlöcher, nistet aber auch gerne in Nischen und Spalten der Uferböschung und unter Brücken (MILDENBERGER, 1984).

Die Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) reagiert wegen ihrer Abhängigkeit von Makrozoobenthon als Nahrung empfindlicher auf Wasserverschmutzung, kommt aber auch in mesosaprobien Bachabschnitten vor. Eine hohe Zahl lotischer Bereiche kann den Verschmutzungsgrad kompensieren (KARTHAUS, 1989). Sie besiedelt vor allem reich strukturierte, untiefe Gewässerabschnitte mit kleinen Inseln, Steinen und Flachwasserzonen auf kiesigem Untergrund (MILDENBERGER, 1984). Grobe Bachsedimente, insbesondere größere Steine, sind ein wesentlicher Habitatfaktor. Suspensierter Schlamm oder das Wasser trübende Schmutzstoffe wirken sich nachteilig aus (KARTHAUS, 1989). Die Wasseramsel lebt nur in Bachabschnitten mit Ufergehölzen oder Sträuchern, meidet jedoch dichte Wälder. Ihr Nistplatz befindet sich häufig unter Brückenbauwerken. Am Hellenbrucher Bach wurde die Wasseramsel in den 80 er Jahren mehrfach beobachtet. Als Nisthilfe wurde in einer Verrohrung am Klärwerk Hellenbruch ein Wasseramselkasten angebracht. Bei der letzten Kontrolle im September 1999 zeigte sich, daß er kürzlich als Bruthabitat diente. Da Wasseramselkästen z.T. jedoch auch von anderen Arten, z.B. Gebirgsstelze oder Zaunkönig bebrütet werden (NOWAK, 1987), ist unklar, ob die Wasseramsel im Hellenbrucher Bachtal noch siedelt. Auch wenn die Art in andere Lebensräume abgewandert sein sollte, sollten Maßnahmen für eine Wiederansiedlung ergriffen werden. Zur Verbesserung der Lebensraumbedingungen muß der Bachlauf am Klärwerk entfesselt und naturnah umgestaltet werden. Durch Abzäunung des Baches im Abstand von mindestens 5 m je Seite und Pflanzung von Ufergehölzen müssen im Bereich der Pferdeweiden Einträge von Ausscheidungsstoffen und Trittschäden, die häufig zu Uferabbrüchen führen und durch die das Wasser getrübt wird, entgegengewirkt werden. Die eingetiefte Bachsohle sollte durch Geschiebezugabe (Kies und größere Steine) um etwa 10 - 15 cm erhöht werden. Der Ufersaum ist vorwiegend über Sukzession zu entwickeln und die freie Laufentwicklung zu unterstützen. Zusätzlich sollte ein weiterer Wasseramselkasten unter der Brücke bei km-Station 0+290 oder an der Ziegelmauer (Reste der ehemaligen Mühle Hellenbruch) im Bereich von km-Station 0+240 aufgehängt werden. Als Bauanleitung dient Abb. 35.

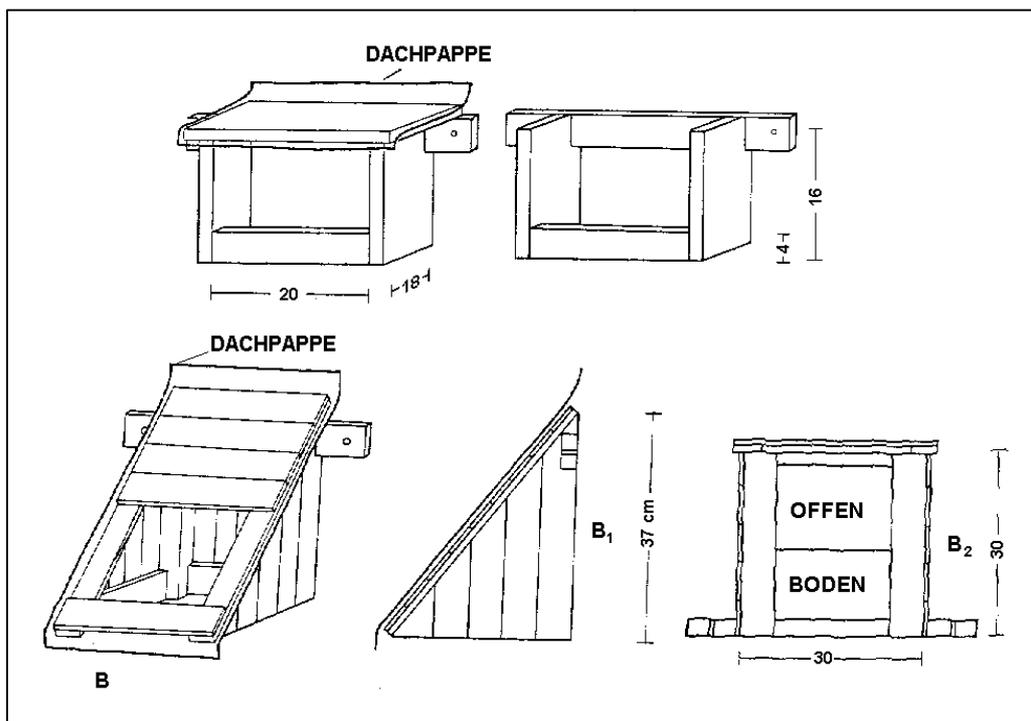


Abb. 35: Wasseramsel-Nistkasten (aus NOWAK, 1987)

- A. zum Befestigen unter Brücken, Einflug von vorne, mit und ohne Dachpappe
- B. zum Befestigen im Freien an Mauern, Einflug von unten, B: schräg von vorn, Dachbretter für Einblick teilweise entfernt, B₁: von der Seite, B₂: von unten.

Am nördlichen Ufer des Teiches bei Röttgen sind hohe Abbruchkanten entstanden, in die ein Eisvogel (*Alcedo atthis*) Höhlen angelegt hat. Mit einer Höhe von > 0,5 m erfüllen sie seine Ansprüche für eine Bruthöhle. Der Gehölzbewuchs ist z. Z. jedoch gering und sollte vor allem als Sichtschutz am gegenüberliegenden Ufer durch Pflanzmaßnahmen verstärkt werden, denn Ufergehölze sind bedeutsame Habitatstrukturen und werden als Ruhe-, Schutz- und Schlafplatz genutzt (KARTHAUS, 1989). Neben Stillgewässern lebt der Eisvogel auch an lenitischen Fließgewässerbereichen. Er benötigt Sichttiefen von mindestens 30 cm. Durch Anlage von Kolken, Pflanzung von Ufergehölzen oder Sträuchern und Abzäunung der Weide vom Bach soll erreicht werden, daß der unterhalb liegende Bachbereich den Habitatansprüchen des Eisvogels angepaßt und sein Jagdrevier erweitert wird. Als Biotopmanagementmaßnahmen zur Erhöhung des Bestandes des Eisvogels sind die Vorschläge von NOWAK (1987) zu berücksichtigen:

- Abstechen von senkrechten Wänden an Prallufeln aus Lößboden
- Erhaltung von Wurzeltellern gestürzter Bäume am Rande von Gewässern
- Kontrollen der Steilwände, schräg gewordene oder abgerutschte Steilwände abstechen

- Bau künstlicher Brutröhren in Steilwände

Beim Fällen der Pappeln im Bereich des Gruitener Wegs sollten größere Wurzelteller im Tal erhalten bleiben. Auch der Einbau künstlicher Brutröhren in Steilwände fördert die Ansiedlung des Eisvogels. Eine einfache Methode ist das Bohren von leicht nach oben führenden bis 50 cm tiefen Löchern in steile Uferhänge mit einem 4 - 5 cm Ø Erdbohrer. Auch der Einbau von Drainageröhren (Ø 6 - 8 cm) in Steilwände ist als künstliche Brutröhre geeignet (NOWAK, 1987). Aufwendiger ist der Vorschlag von BUNZEL & DRÜKE (1982), die eine Eisvogel-Nisthilfe aus Beton entwickelt haben. Näheres dazu findet sich in NOWAK (1987, S.71ff.).

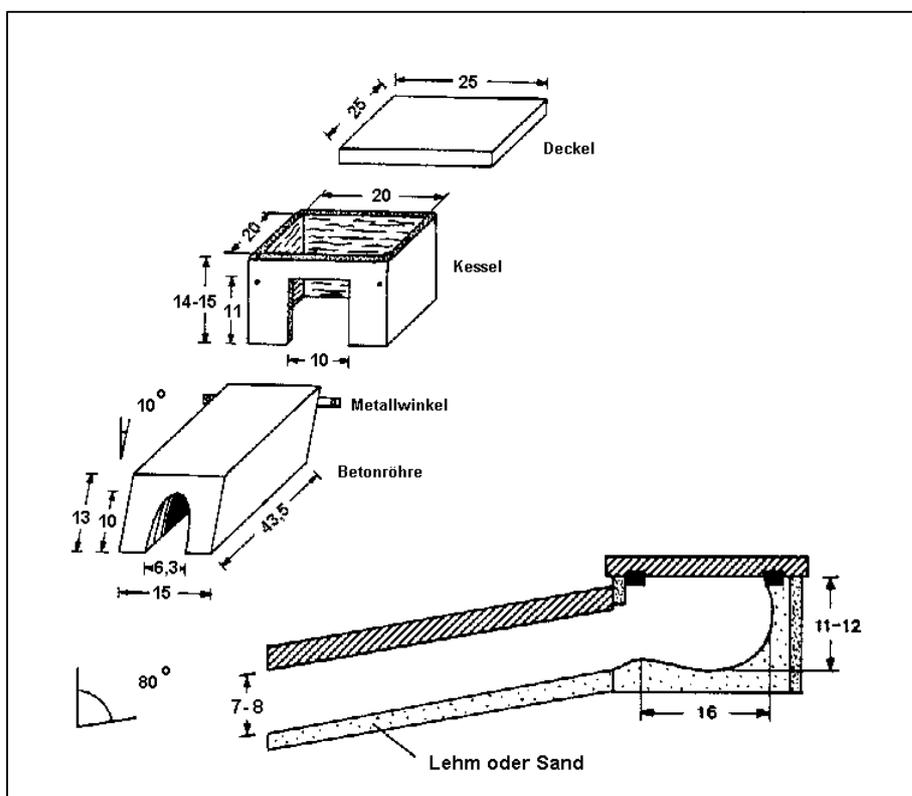


Abb. 36: Nisthilfe für den Eisvogel (aus BUNZEL & DRÜKE, 1982)

Am Teich bei Röttgen sollten auch die Ansprüche des Teichhuhns (*Gallinula chloropus*) berücksichtigt werden. Zum Nestbau benötigt die Art dichten Uferbewuchs. Im Schutz der Vegetation baut sie am Boden ihr Nest aus Pflanzenteilen (PERRINS, 1987). Die Ufervegetation dort kann sich über natürliche Sukzession entwickeln. Als Sichtschutz sollten zum Weg hin einige standortgerechte Gehölze gepflanzt werden.

6.3 Gewässer

6.3.1 Einführung

6.3.1.1 Gewässerentwicklung

Der Begriff der Gewässerentwicklung bezeichnet zum einen die geomorphologischen und ökologischen Prozesse, in dessen Verlauf sich ein Gewässer eigendynamisch und scheinbar zielgerichtet auf einen gewässertypischen Dauerzustand „sukzessive“ hin verändert. Zum anderen beinhaltet der Begriff alle Maßnahmen des Menschen, die diesen Prozeß aktivieren, beschleunigen und schützen (OTTO, 1996). Wichtige morphologische Regenerationsfaktoren mit denen Fließgewässer ihren natürlichen morphologischen Zustand wiederherzustellen versuchen sind (OTTO, 1996):

- Krümmungserosion: wechselseitige Ufererosion, die zu mehr Laufkrümmung führt
- Breitenerosion: zur Ausbildung breiterer, flacherer Querprofile
- Sturzbäume, Totholzansammlungen, Verklausungen: zur natürlichen Profilgliederung
- Körnungsselektion (getrennt nach Grob- und Feinmaterial): Bildung von Querbänken
- Natürliche Ansiedlung von Ufergehölzen

Zur Erreichung eines natürlichen Gleichgewichtszustandes finden Entwicklungssukzessionen in einer naturgegebenen Abfolge statt (OTTO, 1996):

1. Krümmungserosion und Laufentwicklung:

Das Gewässer hat ein natürliches Bestreben seinen Lauf solange zu verlängern, bis das Hochwasser so langsam wird, das es keine zu große Erosionskraft mehr entwickelt.

2. Breitenerosion und Querprofilentwicklung:

Führt ein Gewässer ausreichend Grobgeschiebe, entwickelt es natürlicherweise ein breites, flaches und ungleichförmiges Profil.

3. Strömungswender und Turbulenzauslöser:

Sturzbäume und Treibholzansammlungen ermöglichen eine natürliche Profilgliederung durch Bänke, Furten, Schnellen und Kolke.

Die Unterstützung der natürlichen morphologischen Regenerationsentwicklung erfolgt in Anlehnung an den potentiellen natürlichen Gewässerzustand (vgl. 3. Leitbild). Das entscheidende Instrument der Gewässerentwicklung ist die Gewässerunterhaltung (DVWK, 1996).

6.3.1.2 Gewässerausbau, Gewässerunterhaltung

Gewässerausbau und Gewässerunterhaltung sind Instrumente der Umsetzung von Maßnahmen zur Gewässerentwicklung.

Da der Gewässerausbau als Eingriff gewertet wird (§ 4 Abs.2, Nr.5 Landschaftsgesetz), und ein Planfeststellungs- bzw. Plangenehmigungsverfahren nach § 31 WHG (Wasserhaushaltsgesetz) erfordert, sollten die festgelegten Maßnahmen nach Möglichkeit im Rahmen der Gewässerunterhaltung durchzuführen sein. Demnach darf es sich nicht um eine wesentliche Umgestaltung des Gewässers oder seiner Ufer handeln. Dieses ist dort möglich, wo keine Neugestaltung des Gewässers notwendig ist, und die Eigendynamik durch Maßnahmen geringen Ausmaßes unterstützt wird, z.B. durch Rückbau von Sohl- und Ufersicherung und Pflanzung von Ufergehölzen. Der ökologische Ausbau eines Gewässerabschnitts ist dort notwendig, wo die Entwicklungsziele durch Förderung der Eigenentwicklung in absehbarer Zeit nicht verwirklicht werden können (BLFW, 1996). Demnach ist die Offenlegung einer Verrohrung, die Verlegung der Bachtrasse in den Nebenschluß (im Bereich der Teichanlagen) und die Neugestaltung als Gewässerausbau zu bezeichnen. Eine Ausbaugenehmigung ohne vorherige Durchführung eines Planfeststellungsverfahrens und Umweltverträglichkeitsprüfung werden bei Maßnahmen von geringerer Bedeutung, z.B. naturnaher Ausbau von Teichen und Beseitigung von Bachverrohrungen genehmigt. Auch wenn keine erheblichen Auswirkungen auf die in § 2 Abs. 1 Satz 2 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung genannten Schutzgüter zu erwarten sind oder eine wesentliche Verbesserung der Schutzgüter erzielt wird, kann die Maßnahme ohne Planfeststellungsverfahren durchgeführt werden (LUA, 1999b).

Die Unterhaltung eines Gewässers ist eine öffentlich-rechtliche Verpflichtung, die der Erhaltung eines ordnungsgemäßen Zustandes für den Wasserabfluß dient, und Maßnahmen an Ufer und Gewässerbett beinhaltet (LUA, 1999b). Ziel ist die Erhaltung und die Entwicklung der günstigen Wirkungen des Gewässers für den Naturhaushalt. Es soll das Selbstreinigungsvermögen erhalten und verbessert werden, der heimische Pflanzen- und Tierbestand erhalten und wiederhergestellt sowie das Gewässer freigehalten und gereinigt werden (LUA, 1999b). Nach § 97 LWG (Landeswassergesetz) müssen die Besitzer der Ufergrundstücke Unterhaltungsmaßnahmen dulden. Sie sind dazu verpflichtet, alles zu unterlassen, was den Schutz des Gewässers gefährden würde (§ 97 Abs.6 LWG). Hierzu gehört auch, daß bei der Nutzung der

Grundstücke ein ausreichender Abstand zum Ufer gehalten werden muß. Der dem Unterhaltungszweck dienende Bewuchs (z.B. Ufergehölz) darf in seinem Bestand nicht gefährdet werden (LUA, 1999b). Demnach müssen Weidenflächen vom Bach abgezaunt werden. Die Anlieger können verpflichtet werden, die Ufergrundstücke in erforderlicher Breite so zu bewirtschaften, daß die Unterhaltung nicht beeinträchtigt wird, bzw. müssen die Bepflanzung durch den Unterhaltungspflichtigen dulden (LUA, 1999b). Auch das Bundesnaturschutzgesetz und das Landschaftsgesetz (BNatSchG § 2, Abs.1, Nr.9 und LG § 2 Nr.9) fordern, daß die Ufervegetation im Rahmen einer ordnungsgemäßen Nutzung gesichert wird.

Der Vollzug der Unterhaltungsmaßnahmen liegt in der Verantwortung des Bergisch-Rheinischen Wasserverbandes. Bei stehenden Gewässern sind die Besitzer unterhaltungspflichtig.

Maßnahmen der Unterhaltung sind nach LAWA (1989):

- Schaffung von Stillwasserbereichen und verschiedenen Strömungsgeschwindigkeiten durch das Einbringen von Grundswellen, Sohlgleiten, Störsteinen und Baumwurzeln
- Eingabe von Steinschüttungen (Grobkies, Schotter, Bruchsteine)
- Pflanzung von Ufergehölzen entlang der Mittelwasserlinie
- Maßnahmen gegen Erosion durch Verringern des Sohlgefälles mit Hilfe von Sohlgleiten und, um die Erosionskraft herabzusetzen, Erzielung eines wechsellvollen Fließverhaltens durch Störsteine, Grundswellen, Sohlgleiten und Buhnen.

Aus ökologischen Gründen gelten folgende Grundsätze bei der Gewässerunterhaltung (OTTO, 1997):

- Keine Gewässerräumung
- Keine Reparatur oder Erneuerung von Uferbefestigungen (mit Ausnahme dort, wo Gebäude zu sichern sind)
- Kein Beschneiden, Fällen oder Auf-den-Stock-Setzen von Ufergehölzen.

Auch Ufersteinschüttungen verhindern die Wiederentstehung eines strukturreichen, ökologisch funktionstüchtigen Gewässerbetts. Ein toleranter Umgang mit der Ufererosion ist wichtig, denn ohne sie ist eine naturnahe Gewässerentwicklung nicht möglich (OTTO, 1997).

Projekte des naturnahen Gewässerausbaus, die im Detail festgelegt wurden und weniger auf Eigenentwicklung ausgerichtet waren, führten in den meisten Fällen zu keinen nennenswerten ökologischen Verbesserungen und waren zudem sehr kostenintensiv (OTTO, 1997). Um zu

einer ökologisch effizienteren Umgestaltung der Gewässer zu gelangen, sollte sich der wasserbauliche Eingriff darauf beschränken, das natürliche morphologische Regenerationsvermögen des Gewässers wiederherzustellen.

Die gezielte Einleitung eines Jahre und Jahrzehnte dauernden Entwicklungsprozesses erfordert eine ständige Betreuung, um eventuell erneut aktivierend oder korrigierend in die Entwicklung eingreifen zu können. Die Entwicklungsplanung muß sich vor allem darauf konzentrieren, wo in absehbarer Zeit (10 - 15 Jahre) gute Entwicklungsvoraussetzungen gegeben sind (LAWA, 1998).

6.3.1.3 Entwicklungsraum und Flächenbedarf

Damit sich ein Fließgewässer seinem Charakter gemäß selbständig verändern kann, muß ihm genügend Entwicklungsraum zur Verfügung stehen. Diese Flächen müssen frei verfügbar sein, was zum einen über Flächenkauf bzw. -tausch oder bei bestimmten Bewirtschaftungsauflagen durch Ausgleichs- oder Ersatzzahlungen an den Besitzer realisiert wird. Werden § 97 LWG, BNatSchG § 2, Abs.1, Nr.9 und LG § 2 Nr.9 geltend gemacht, sind die Besitzer der Ufergrundstücke für den Schutz und die Entwicklung des Uferstreifens verantwortlich und müssen Unterhaltungsmaßnahmen, die der naturnahen Entwicklung des Gewässers dienen, dulden. Da der Gewässerentwicklungsraum jedoch gleichbedeutend mit dem Überflutungsraum ist (DVWK, 1996), übersteigt er in der Regel die Flächenausdehnung der Uferstreifen. Nach DVWK (1997) sind Uferstreifen Teile der Aue ab Mittelwasserlinie, soweit sie eine funktionale Einheit mit dem Gewässer bilden. Der Entwicklungsraum ist dem Gewässertyp entsprechend unterschiedlich groß. Am Anfang der Entwicklung sollten ausreichend breite Gewässerrandstreifen von etwa 10 m auf beiden Seiten ausgewiesen werden. Sie sollten keiner oder nur einer sehr extensiven Nutzung unterliegen. Im Rahmen des **Kulturlandschaftsprogramms** der Kreise und kreisfreien Städte in NRW wird die extensive Nutzung des Uferstrandstreifens jährlich mit 120 - 1400 DM/ha gefördert. Die Bewirtschaftungsauflagen entsprechen den Grundsätzen des Mittelgebirgsprogramms (MURL, 1999). Voraussetzung für die Förderung ist die Ausweisung der Flächen als Geschützter Landschaftsbestandteil nach § 23 LG oder als Schutzwürdiges Biotop nach § 62 LG. Die Zustimmung an der Teilnahme an diesem Programm wird durch das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen erteilt (MURL, 1999).

6.3.1.4 Hochwasserschutz

Hochwässer sind natürliche Ereignisse und notwendige Bestandteile der Gewässerdynamik (DVWK, 1996). Maßnahmen des Hochwasserschutzes zielen aus ökologischer Sicht auf die Erhaltung und Entwicklung natürlicher Auen als Überflutungsräume. Durch Wasserspiegelanstiege können Retentionsflächen aktiviert werden. Dies kann durch Anhebung der Bachsohle oder durch Einbau einer Sohlenschwelle erfolgen (TÖNSMANN, 1996). Die Verringerung der Hochwasserscheitel kann durch die Erhöhung von Rückhalten erreicht werden. Durch Entsiegelungsmaßnahmen im Einzugsgebiet wird der Bodenspeicher als Rückhalt aktiviert. Auch Nutzungsänderungen von Ackerbau zu Grünland und die Umwandlung in Auewald bewirken eine Verringerung des Hochwasserscheitels. Große Bedeutung kommt in dem Zusammenhang auch der Wasserrückhaltung und Versickerung in Stadtgebieten (vgl. Kapitel 6.1.4) zu. Mit Erreichung eines natürlichen Gleichgewichtszustandes entwickelt sich ein ungleichförmiges, rauhes und flaches Bachbett, das bei Hochwassersituationen in der Lage ist durch intensive Verwirbelungen Energie umzuwandeln und den schnellen Abfluß wirkungsvoll zu verhindern (FRÖMBGEN et al., 1992).

6.3.2 Quellschutz

Der Hellenbrucher Bach wird von mehreren Quellen gespeist. Am ergiebigsten ist die Tümpelquelle bei km-Station 4+080. Die Quellregion bei Eistringhaus führt unregelmäßig Wasser. Dort wird vor allem von den oberhalb liegenden landwirtschaftlichen Flächen Wasser oberirdisch und durch Kunststoffrohre eingeleitet. An manchen Tagen ist die Wasserzufuhr so hoch, daß das Bachbett stark ausufert und eine starke hydraulische Belastung auftritt. Anwohner haben, um die hohe Fließgeschwindigkeit zu bremsen, Querhölzer eingebaut. Wie schon dargestellt (S.35/36) wird mit dem Wasserzulauf ein Kunststoffgranulat eingebracht, das als Einstreu für Pferdeställe dient. Im Sommer 1999 bildete es fast das gesamte Bachbettsubstrat. Das Quellwasser wird über ein Kunststoffrohr in die Quellregion geleitet. Dort, wo das Kunststoffrohr mündet, wurde Bauschutt abgelagert, und es entstand eine Vertiefung, in die das Wasser einfließt. Häufig spielen Kinder im Wasser. Unmittelbar unterhalb des Quellzulaufs breitet sich ein Flutschwaden-Röhricht auf eine Fläche von etwa 150 m² aus. An den Hängen stehen junge Kopfweiden. In der Umgebung stocken zum größten Teil Hybridpappeln und Fichten.

Ziel aller Maßnahmen ist die Förderung der Entwicklung einer quelltypischen Fauna und Flora. Dazu ist der Rückbau der Quellfassung durch Beseitigung des Kunststoffrohres Voraussetzung. Das Grundwasser sollte über eine grobkörnige, wasserleitende Erdschicht in die Quell-

region einfließen. Jeglicher Müll und Bauschutt sowie die Einleitungsrohre des landwirtschaftlichen Betriebs müssen entfernt werden. Da der Betrieb nach eigenen Aussagen nur leicht verschmutztes Regenwasser einleitet, sollte das Kunststoffrohr weiter unterhalb (ca. 20 – 30 m) in das Gewässer münden. Der Verschmutzungsgrad des Einleitungswassers ist gegebenenfalls zu überprüfen. Die Wassermenge, die von den anliegenden Flächen abfließt, muß reduziert werden, und darf nicht zu einer hydraulischen Belastung führen. Der direkte Zulauf in die Quellregion muß verhindert werden. Das Wasser sollte seitlich über einen aufgedigerten Zulauf weiter unterhalb in den Bach einfließen. Es darf kein Kunststoffgranulat eingetragen werden und auch die Nährstoffbelastung ist gering zu halten. Im Umfeld müssen Fichten und Pappeln entfernt und Erlen, Eschen und Weiden nachgepflanzt werden. Dem Schutz der Quelle könnte eine Pufferzone aus Weiden dienen. Um das Flutschwaden-Röhricht zu schützen, sollte dieser Bereich nicht durch Gehölze beschattet werden. Auch wenn das Röhricht die Mindestflächengröße für eine Unterschutzstellung (500 m²) nach § 62 LG nicht erfüllt, zählt es zu den geschützten Biotopen im Sinne von § 62 LG, da es durch das Quellwasser beeinflusst wird (LÖBF, 1996, Kapitel 2.5 Quellbereiche: „Ebenso geschützt sind durch Quellwasser beeinflusste naturnahe Bereiche in der Umgebung gefaßter Quellen.“). Entsprechend der Empfehlung von IDEKO (1997) sollte im Zuge der 2. Änderung des Landschaftsplanes der Quellbereich als Flächiges Naturdenkmal gemäß § 22 a und b LG ausgewiesen werden, wodurch eine naturnahe Entwicklung ermöglicht würde.

Die Quellregion bei km-Station 4+080 liegt in einer Schafweide. Die Tümpelquelle hat eine Größe von etwa 4 x 2 m und ist relativ unbeschattet. Sie wird als Viehtränke genutzt. Das Umfeld ist durch die intensive Weidewirtschaft stark geschädigt. Die Grasnarbe ist extrem dünn bis nicht vorhanden, so daß die Einträge von Nährstoffen über das Sickerwasser aber auch durch Direkteinträge sehr hoch sind. Die Quelle liegt an einem Hang, über den auch durch Oberflächenabfluß Nährstoffe eingetragen werden. Eutrophe Verhältnisse der Tümpelquelle werden durch dichte Bestände von *Lemna minor* (Kleine Wasserlinse) auf der Wasseroberfläche angezeigt. Der Nitratgehalt ist mit 5,8 mg/l im Juli 96 und 6,4 mg/l im September 97 sehr hoch und entspricht der Güteklasse III. Die Artengemeinschaft des Makrozoobenthon ist quelltypisch aber artenarm. Die hohe Abundanz von *Polycelis felina* (Turbellaria) weist auf kalkarme Grundwasserzufuhr hin. Nach HENF (1993) ist die Tümpelquelle ein Amphibienlaichhabitat. Seit mehr als 10 Jahren wurde das umliegende Feuchtgebiet nicht genutzt und war ein Refugium für viele Tier- und Pflanzenarten. Mit Beginn der intensiven Weidewirtschaft 1999 wurden viele Lebensräume zerstört.

Zum Schutz und zur Förderung ihrer natürlichen Entwicklung sollte die Tümpelquelle als Flächiges Naturdenkmal nach § 22 LG ausgewiesen werden. Die Schafbeweidung muß aufgegeben werden. Um Bodenerosion am Hang zu verhindern, müssen Gehölze und Sträucher gepflanzt werden. Es dürfen keine weiteren Mulchhäckselaufgaben ausgebracht werden, wie es im Winter 1999/2000 durchgeführt wurde, und der Mulch muß abgeräumt werden. Im ersten Jahr nach Beendigung der Beweidung sollte der Aufwuchs zunächst nicht gemäht werden, damit sich wieder eine Grasnarbe entwickeln kann. Um eine Aushagerung zu erzielen, darf kein Dünger zugeführt werden. Die erste Mahd kann im Herbst durchgeführt werden und sollte im Abstand von 1 - 5 Jahren im September/Okttober als Pflegemahd regelmäßig erfolgen. Um Ausweichmöglichkeiten für Wiesenbewohner zu bieten, darf sich die Mahd nicht gleichzeitig auf die gesamte Fläche erstrecken, sondern nur auf Teilflächen. Zur ausreichenden Beschattung der Tümpelquelle ist der Uferbereich von der Mahd auszuschließen, so daß sich durch natürliche Sukzession Hochstauden und Gehölze ansiedeln. Die Ausbildung eines Uferstreifens kann evtl. auch durch Pflanzung von Erlen, Eschen oder Weiden unterstützt werden.

Eine weitere Quelle, die einen kleinen Zulauf zum Hellenbrucher Bach über die Teichanlage Röttgen bildet, befindet sich etwa 250 m südöstlich der Teichanlage bei Drinhausen (Drinhauserkuhle) (vgl. Abb.41, S.136). Sie ist in einem Behälter aus Beton gefaßt und demnach als naturfern zu bewerten. Um die Ausbildung einer quelltypischen Fauna und Flora zu entwickeln, muß die Quellfassung rückgebaut werden, so daß das Grundwasser frei aus dem Boden fließen kann. Die Quellregion muß ausreichend beschattet sein. Ist dies über natürliche Sukzession nicht gewährleistet, müssen standortgerechte Gehölze gepflanzt werden. Eine Verbesserung der Wasserqualität (Nitrat-N: 6,91 mg/l / Güteklasse III) kann nur über eine extensive Bewirtschaftung der angrenzenden Flächen, die dem Wassereinzugsgebiet zuzuordnen sind, erreicht werden.

6.3.3 Naturnahe Längsentwicklung des Baches

6.3.3.1 Erhöhung der eigendynamischen Entwicklung von Krümmungsradien (Laufverlängerung) und Förderung eines vielfältigen Fließverhaltens

Erosionsvorgänge haben am Hellenbrucher Bach dort, wo Grünlandnutzung bis an den Bach reicht, zu starken Eintiefungen des Bachbettes geführt. Sie sind Ursache hoher Fließgeschwindigkeiten, die durch Verkürzung der Fließstrecke (Begradigung) und verstärkte Mischwassereinleitungen hervorgerufen wurden. Die Tiefenerosion deutet darauf hin, daß der Hellenbrucher Bach eine zu geringe Laufentwicklung und Bettrahigkeit besitzt. Durch seine

hohe Feststofftransportkapazität ist das Geschiebegleichgewicht verloren gegangen. Die Abschnitte mit Grünlandnutzung haben aufgrund der fehlenden Ufergehölze keine erosionshemmende Wirkung mehr.

Zur Verringerung der Fließgeschwindigkeiten wird eine Verlängerung des Fließwegs angestrebt, was durch Unterstützung der eigendynamischen Entwicklung von Krümmungsradien erfolgt. Wichtigste Voraussetzung hierfür ist der Rückbau von Ufersicherungen. Zur Unterstützung der Eigendynamik wird der Einbau von Leitwerken, die am gegenüberliegenden Ufer Strömungserosion erzeugen, vorgeschlagen. Geeignete Leitwerke sind wechselseitige Querhölzer, Flügelbuhnen aus Schüttstein (GUNKEL, 1996), Totholz, Baumstubben und Störsteine. Durch Zugabe von Geschiebe, daß dem geologischen Untergrund entspricht (Tonschiefer, Mergelschiefer, Kalkschiefer, Kalkstein, Sandstein und Kies), soll erreicht werden, daß der gestörte Geschiebehaushalt wiederhergestellt und durch Erhöhung der hydraulischen Rauigkeit die Voraussetzung für eine natürliche Selbstentwicklung geschaffen wird. Durch das Einbringen von Störsteinen (Kantenlänge 25 – 30 cm) oder Baumstubben werden strömungsschwache Bereiche als Ruhezonen für Wasserorganismen geschaffen (LUA, 1999b). Um die Tiefenerosion einzugrenzen, sollten streckenweise, zwischen zwei Krümmungen angeordnet, Grundswellen eingebaut werden. Durch Anhebung des Wasserspiegels wird das Fließverhalten abwechslungsreicher gestaltet und unterhalb der Schwellen Kolke gebildet (LUA, 1999b).

Die Möglichkeit zu freier Laufentwicklung ist durch den Ankauf von Flächen, etwa 10 m auf jeder Bachseite, oder über Flächentausch zu gewährleisten. Auch über eine Zusammenarbeit mit den Landbesitzern, die gegen Ausgleichszahlungen bestimmte Bewirtschaftungsauflagen erfüllen müssen, z.B. im Rahmen des Kulturlandschaftsprogramms (vgl. 6.3.1.3 Entwicklungsraum und Flächenbedarf) kann Entwicklungsraum für das Gewässer bereitgestellt werden.

6.3.3.2 Entfernung von Sohl- und Uferverbau

Der die natürliche Gewässerentwicklung behindernde Sohl- und Uferverbau muß entfernt werden. Nur dort, wo Bauwerke gefährdet sind, sind Ufersicherungen durch Pflanzung standortgerechter Gehölze (Schwarzerlen, Eschen, bei langsamer Fließgeschwindigkeit auch Weiden) oder, falls erforderlich, in Kombination mit Steinmaterial (Tonschiefer, Mergelschiefer, Kalkstein), zu erhalten. Sind bereits Mauern oder Steinpflaster vorhanden und dürfen nicht entfernt werden, sollten möglichst bepflanzte Vorschüttungen einen naturnäheren Zustand herbeiführen.

6.3.3.3 Entfernung und Umgestaltung von Durchlässen und Verrohrungen

Die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit eines Fließgewässers ist Voraussetzung für die Wiederbesiedlung von Bachabschnitten, die durch Aufwärtswanderungen und natürliche Abdrift stattfindet. Mit Maßnahmen, die die ökologische Durchgängigkeit verbessern, soll das Entwicklungsziel „Wiederherstellung einer typischen Bachlebensgemeinschaft und Steigerung der regionaltypischen Artenvielfalt“ verwirklicht werden. In durchgängigen Fließgewässern wird Geschiebe und Totholz verdriftet, wodurch die Voraussetzung für Strukturvielfalt im Bachbett und Biotop- und Artenvielfalt geschaffen wird. Die Vergrößerung des Totholzanteils führt zu einer verstärkten Abflußabbremmung und verhindert Sohlen-erosion. Totholz ist wichtig für Laufverlagerungen und die Strukturregeneration eines Gewässers (LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ, 1998).

Wanderbarrieren müssen aus ökologischer Sicht grundsätzlich beseitigt werden. Verrohrungen, die aufgrund von Nutzungskonflikten nicht entfernt werden können, wie Unterquerungen von Straßen- und Gleisanlagen, sollten naturnah gestaltet werden, d. h. ihre Querschnitte sind mindestens so breit zu dimensionieren, wie das Gewässer breit ist, um Laufverlagerungen zu ermöglichen. Das Sohlensubstrat muß dem naturraumtypischen Substrat entsprechen und mindestens 20 cm dick sein. Da die Wanderung auch von einer ausreichenden Belichtung im Innern von Durchlässen abhängig ist, stellt LUA (1999b) bestimmte Mindestanforderungen. Bei kurzen Durchlässen ist ein Durchmesser von mind. 1,20 m einzuhalten. Bei mehr als 10 m überbauter Gewässerstrecke darf die lichte Höhe über dem Sohlsubstrat nicht weniger als 1/10 dieser Strecke betragen. Durchlässe, die zu Abstürzen führen, müssen in Höhe der Mittelwasserlinie verlegt werden.

Der ca. 50 m lange verrohrte Abschnitt am Korreshof und die Durchlässe auf den Grünlandflächen müssen aufgelassen und naturnah umgestaltet werden. Die Neugestaltung erfolgt in Anlehnung an das Leitbild. Die Grünlandflächen und der verrohrte Abschnitt bei Korreshof liegen in einem Muldental (vgl. Kap. 3.2.2).

6.3.3.4 Umbau von Abstürzen in rauhe Sohlenrampen

Abstürze von mehr als 0,3 m Höhe unterbrechen die Durchgängigkeit des Gewässers und sollten deshalb in rauhe Sohlenrampen bzw. -gleiten umgebaut werden. Geeignete Bauwerke sind flach geneigte strukturreiche Sohlenrampen mit einem Gefälle von 1 : 20 und kleiner, die den Aufstieg von Fischen und Makrozoobenthon-Organismen ermöglichen (vgl. Abb.37). Nach ökologischen und ökonomischen Kriterien eignet sich besonders die Schüttsteinrampe durch Schüttung von unterschiedlich großen gewässertypischen Steinen. Entsprechend der geologi-

schen Ausgangssituation sind Mergelschiefer, Kalkschiefer, Kalkstein und Grobkies zu verwenden. Gegebenenfalls muß der Untergrund durch einen Bodenfilter gesichert werden (LUA, 1999b).

Abstürze, die in rauhe Sohlenrampen umgebaut werden müssen, befinden sich bei km-Station 3+695 vor der Unterquerung der Bahntrasse bei Röttgen, unterhalb der Unterquerung des Gruitener Wegs bei 1+510 (Absturzkaskade), bei 1+205 und bei 0+270 (Absturzkaskade, Renaturierungsmaßnahme bei Hellenbruch).

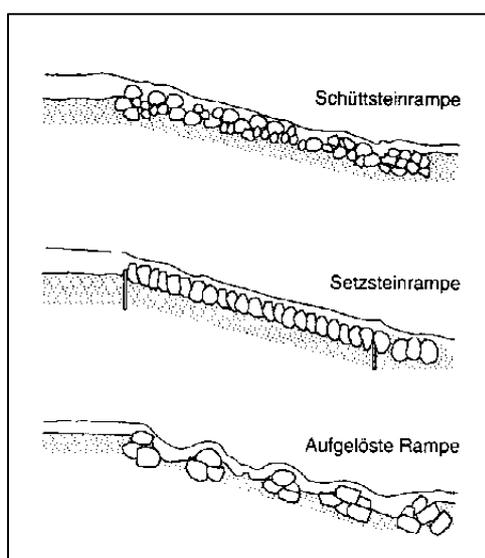


Abb. 37: Bauweisen von Sohlenrampen (aus GUNKEL, 1996)

6.3.3.5 Verlegung der Teiche in den Nebenschluß

Da in der Fließstrecke des Baches (im „Hauptschluß“) angelegte Teiche die Durchgängigkeit des Fließgewässers für aquatische Organismen unterbrechen, müssen sie in den Nebenschluß verlegt werden. Kurz vor der Einmündung in die Teichanlage sollte eine Abzweigung, die seitlich der Teiche verläuft und unterhalb wieder in das Hauptgewässer einfließt, durch Ausbaggern eines naturnahen Längs- und Querprofils als neuer Bachabschnitt gestaltet werden. Die Wasserspeisung der Teiche ist so zu bemessen, daß der für die Existenz der Bachorganismen erforderliche Mindestabfluß im Bach gewährleistet ist (Mindestwasserführung). Für die Neugestaltung ist die Leitbildbeschreibung zu berücksichtigen (vgl. 3.2.2 Gewässerbettdynamik S. 14).

Im Hauptschluß werden am Hellenbrucher Bach die Teiche bei Röttgen (km-Station 3+470 – 3+610) und Korreshof (km-Station 2+850 – 2+880) betrieben. Entsprechend den morphologischen Gegebenheiten ist die Talform „Sohlen-Auental“ bzw. der Bachtyp „Sohlenthalbach“

Grundlage der Neugestaltung. Die Laufkrümmung ist demnach stark geschwungen bis geschlängelt, mit Tendenz zur Verzweigung. Die Krümmungserosion ist meist schwach. Jedoch können Totholz und Uferbäume Ufer- und Sohlenerosion hervorrufen. Bei Hochwasser kann es zu kurzzeitigen Ausuferungen kommen. Das Gewässerbett ist flach und strukturreich mit großer Breiten- und Tiefenvarianz. Die Einschnittstiefe liegt bei 20 - 100 cm. Prall- und Sturzbäume, Baumumläufe, Unterstände und Holzansammlungen führen zu einem sehr vielfältigen Strömungsbild. Besondere Sohlenstrukturen sind Schnellen, Kolke, Wurzelflächen und Kehrwasser.

Am Teich bei Röttgen sollten entlang des neuen Bachverlaufs standortgerechte Ufergehölze gepflanzt werden. Es wird vorgeschlagen, die Bachtrasse nördlich der Teichanlage anzulegen und unterhalb des Dammes nach dessen Unterquerung in einem naturgerechten Durchlaßbauwerk (siehe Kap. 6.3.3.3) in den Hellenbrucher Bach einmünden zu lassen.

Der Teich bei Korreshof wurde Ende 1999 trocken gelegt. Der neu angelegte Bachverlauf ist jedoch zu schmal und zu tief, wodurch das umgebende Feuchtgebiet zunehmend austrocknet. Zum Schutz des Feuchtgebietes und der dort lebenden Tier- und Pflanzenarten, insbesondere der Amphibien, ist eine Wiedervernässung von Teilbereichen notwendig. Die Gestaltung des Längs- und Querprofils muß an die Leitbildbeschreibung angepaßt werden. Da durch die Trockenlegung Amphibienlaichplätze verloren gingen, sollten kleinere Ersatzgewässer durch Ausheben von Mulden geschaffen werden. Das Gebiet könnte bei hohen Wasserständen als natürliche Retentionsfläche genutzt werden. Bei der Neugestaltung der Gewässerabschnitte müssen bestimmte Grundsätze, die in Abb. 38 (S. 117) dargestellt sind, beachtet werden.

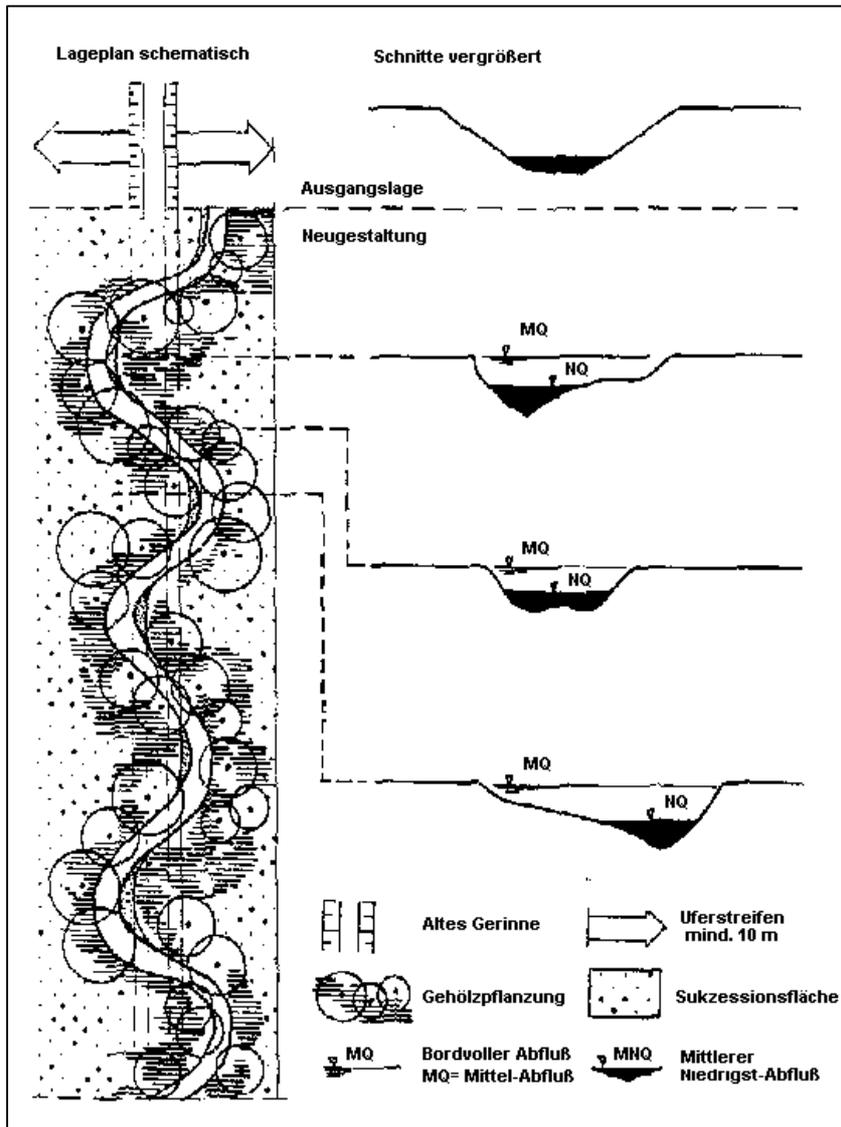


Abb. 38: Grundsätze für die Neugestaltung kleiner Fließgewässer (aus BLFW, 1996)

6.3.4 Naturnahe Profilgestaltung

6.3.4.1 Förderung von Breitenerosion und natürlicher Querprofilentwicklung

Da der Hellenbrucher Bach überwiegend zu schmale, zu tiefe und wenig abwechslungsreiche Profile besitzt, die vielfach durch menschliche Eingriffe (Begradigungen, Tieferlegungen und Nutzung bis an das Gewässer) entstanden sind, werden Maßnahmen, die die Förderung von Breitenerosion und Querprofilentwicklung fördern, und so zu naturnäheren Profilen führen, vorgestellt.

Die Profilentwicklung variiert je nach Bettmaterial und Ufervegetation und entsteht durch ein natürliches Wechselspiel von Ufererosion und Uferanlandung (LANDESAMT FÜR WAS-

SERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ, 1998). Mit Einsetzen einer natürlichen Erosions- und Sedimentationsdynamik entwickeln sich Uferbuchten, -bänke und -unterschneidungen sowie Inseln, Mündungsbänke und Steilufer. Letztere jedoch nicht in so großem Umfang wie sie zur Zeit durch starke Tiefenerosion verursacht werden. Die Tiefenerosion zeigt, daß zuviel Material abgeführt und zu wenig nachgeliefert wird.

Um diesem Vorgang entgegenzuwirken und den gestörten Geschiebehaushalt wiederherzustellen, wird die Zufuhr von Geschiebe (Tonschiefer, Mergelschiefer, Kalkschiefer, Kalkstein, Sandstein und Kies) an mehreren Abschnitten des Hellenbrucher Bachs vorgeschlagen (vgl. Kap. 7). Wegen des relativ hohen Arbeits- und Kostenaufwands, ist sie möglicherweise jedoch nicht überall flächendeckend realisierbar. Zur Wiederherstellung eines naturraumtypischen Geschiebehaushalts und zur Unterstützung der natürlichen Profil- und Längsentwicklung sollte die Zufuhr von Geschiebe jedoch möglichst immer in Teilbereichen der Abschnitte umgesetzt werden. Es können die Bereiche ausgenommen werden, in denen z.T. noch naturraumtypisches Geschiebe vorhanden ist, bzw. die Möglichkeit der Zufuhr durch oberhalb liegende Abschnitte möglich ist. Teilweise kann auch über den Einbau von Störsteinen eine natürliche Bachentwicklung gefördert werden. Auch punktuelle Schüttungen von grobem Gesteinsmaterial z.B. Sohlen-Schüttstreifen (vgl. FRÖMBGEN et al., 1992) dienen der Erhöhung der Rauigkeit und damit der natürlichen Entwicklung. Sie sind vor allem dort einzubringen, wo sich ein naturnäheres Profil eigendynamisch entwickeln soll (z.B. Abschnitt 0+285 – 0+704, vgl. Kap. 7). Gleiches bewirkt auch die Vergrößerung des natürlichen Totholzanteils von Ästen und umgefallenen Bäumen des Ufergehölzstreifens. Da Ufergehölze erosionshemmend wirken und die natürliche Entwicklung behindern, wenn sie nicht entlang des natürlichen Längslaufs angeordnet werden, sollten sie erst dann gepflanzt werden, wenn das Quer- und Längsprofil dem Leitbild entspricht. Um dies zu erreichen sind z.T. Gestaltungsmaßnahmen, wie sie nachfolgend beschrieben werden, erforderlich.

Ziel ist die Wiederentstehung breiter, flacher und ungleichförmiger Ufer mit großer hydraulischer Wirksamkeit, einer vielfältigen Ufervegetation und einer typischen amphibischen Biozönose (FRÖMBGEN et al., 1992).

6.3.4.2 Aufweitung und Abflachung von Profilen, Uferfußschüttungen

Durch Aufweitung von Profilen werden die Strömungsangriffe und die Fließgeschwindigkeit verringert. Die Maßnahme dient der Unterstützung der Eigenentwicklung naturnaher Querprofile und sollte dort durchgeführt werden, wo das Bachbett stark eingetieft ist, und wo Pflanzmaßnahmen vorgesehen sind. Zur naturgerechten Uferstabilisierung von Erosionsufern wird vorgeschlagen punktuell keilförmige Uferfußvorschüttungen einzubauen (Abb. 39). Das Schüttmaterial muß eine naturgerechte Korngrößenzusammensetzung haben. Der Durchmesser des sogenannten mittleren Kornes darf höchstens doppelt so groß wie das mittlere Korn des natürlichen Sohlendeckwerks sein (FRÖMBGEN et al., 1992). Die allmähliche Abflachung entsteht im Laufe der Zeit von selbst. Dann können auch Pflanzmaßnahmen durchgeführt werden. Die Maßnahme wird vor allem an den Erosionsufern, der weidewirtschaftlich genutzten Bachbereiche zu strukturellen Verbesserungen führen, z.B. Abschnitt 0+704-1+100 und 2+000 – 2+325.

Soll die Abflachung früher eintreten, kann das Ufer auch durch Erdabtrag auf eine Böschungsneigung von etwa 1 : 3 künstlich abgeflacht werden. Voraussetzung ist jedoch, daß der Bach dort eine naturnahe Laufkrümmung besitzt. Punktuelle Brechungen der Uferlinie durch Ufernischen, Ufervorsprünge und Uferrandschüttungen, wie sie FRÖMBGEN et al. (1992) vorschlagen, dienen der Abbremsung der Erosionskraft des Wassers. Starke Eintiefungen sollten durch den Einbau von Grundschwellen angehoben werden.

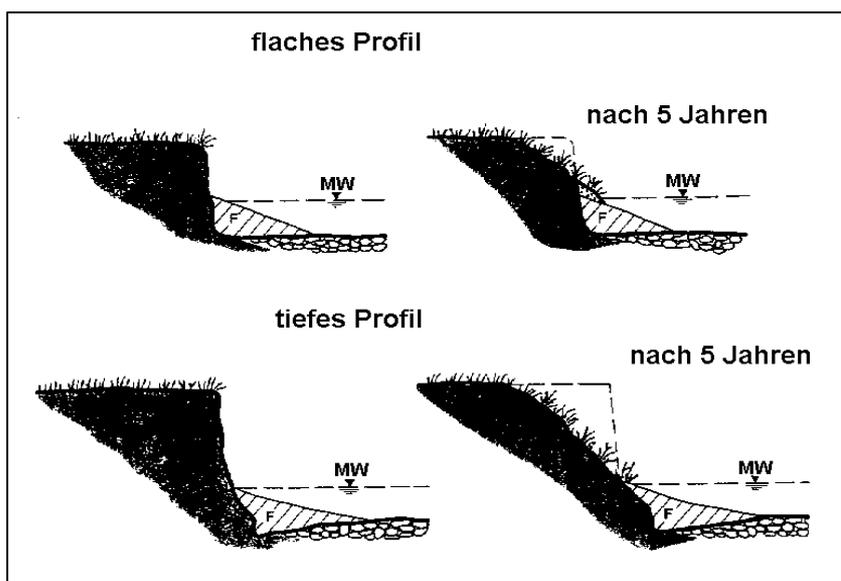


Abb. 39: Naturgerechte Uferstabilisierung von Erosionsufern durch Uferfußvorschüttung (F) (aus FRÖMBGEN et al., 1992)

6.3.5 Naturnahe Ufergestaltung

6.3.5.1 Anlage von Gewässerrandstreifen

Gewässerrandstreifen oder Uferstreifen sind die am Ufer angrenzenden und das Gewässer begleitenden nicht genutzten Flächen. Sie können gepflegt, bepflanzt oder der natürlichen Sukzession überlassen werden (LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ, 1998). Als Teile der Aue bilden sie eine funktionale Einheit mit dem Gewässer. Uferstreifen schließen das Ufer und den Randstreifen ab der Böschungsoberkante ein. Im ökologischen Sinne decken sie den amphibischen und den terrestrischen Teil des Gewässers ab (DVWK, 1997). Ihre Bemessung richtet sich nach der voraussichtlichen natürlichen Strukturentwicklung, denn sie dienen als seitlicher Bewegungsspielraum für eine freie Lauf-, Profil- und Uferentwicklung. Sie sollten im Bereich von 5 - 10 m landseits der Böschungskante auf beiden Seiten des Gewässers angelegt und auf Dauer als ungenutzte Fläche ausgewiesen werden. In erster Linie ist eine natürliche Gehölzansiedlung zu fördern. Pflanzmaßnahmen können dort durchgeführt werden, wo sie als Ersatz für künstliche Baustoffe dienen und wo das Gewässer entsprechend seinem Leitbild weitgehend natürlich verläuft und die Ufer flach sind. Gehölze entlang der Mittelwasserlinie stabilisieren das Bachufer und die –sohle. Sie erhöhen die Beschattung des Wasserkörpers und die Strukturvielfalt im und am Wasser. Naturnahe Uferstreifen sind im Profil abgestuft. Nach den Schwarzerlen, untergeordnet auch Eschen und Baumweiden, folgen landwärts niederwüchsige Gehölze und/oder Hochstauden, die anschließend in einen Krautsaum übergehen. Die Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen (LUA, 1999b) schlägt für die Pflanzung auf basenreichen Böden im Mittelwasserbereich Schwarzerle, Esche, Bruch-, Fahl- und Silberweide vor. Oberhalb des Mittelwasserbereichs sind bei den Bäumen 1.Ordnung (> 25 m) Stieleiche, Vogelkirsche, Esche, Berg- und Spitzahorn, bei den Bäumen 2.Ordnung (< 25 m) Traubenkirsche, Hainbuche und Feldahorn geeignet. Als Sträucher können Gemeiner Schneeball, Hasel, Schlehe, Hundsrose, Kreuzdorn, Heckenkirsche, Pfaffenhütchen und Roter Hartriegel gepflanzt werden. Die genannten Arten entsprechen denen der potentiell natürlichen Vegetation im Bachtal (vgl. Kapitel 3.2.5.1, S.16). Abb. 40 zeigt, wie ein erodiertes gehölzfreies Ufer in ein naturnahes flaches Ufer mit Ufergehölzen umgewandelt werden sollte. Der Uferstreifen ist durch einen Zaun vor Viehtritt zu schützen.

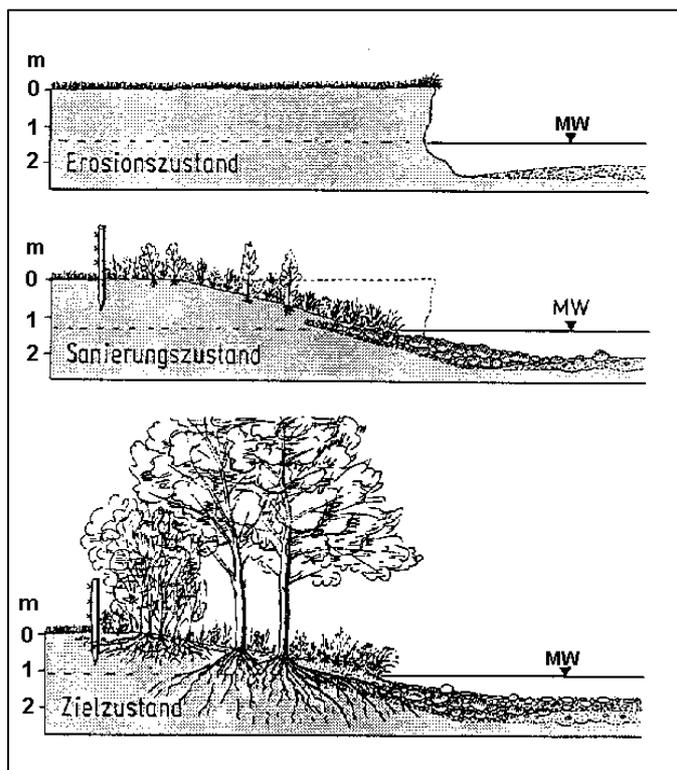


Abb. 40: Grundschemata der Ufersanierung. Die Uferböschung wird auf 1 : 3 bis 1 : 5 abgeflacht und im Mittelwasserbereich mit einer flach geneigten Steinschüttung aus einem Stein-Schotter-Kiesgemisch versehen (aus FRÖMBGEN et al., 1992)

Für die Pflanzung von Baumweiden sollten bewurzelungsfähige Steckhölzer, Setzstangen, Ruten oder bewurzelte Pflanzen von Wildweiden des Hellenbrucher Bachtals verwendet werden. Die Pflanzung der Ufergehölze erfolgt, in Anlehnung an FRÖMBGEN et al. (1992), im Gruppenverband und nicht durch Reihenpflanzung, um die Dynamik des Gewässers nicht zu stark einzuschränken. Die Pflanzmaßnahmen sind schwerpunktmäßig an Prallufern durchzuführen. Standortfremde Gehölze (Fichte, Hybridpappel) müssen gefällt und durch standortgerechte Arten, z.B. Erlen und Eschen, ersetzt werden, denn größere Bestände der Hybridpappeln führen zu Grundwasserabsenkungen, mit der Folge, daß Feuchtgebiete trockenfallen und Nährstoffe freigesetzt werden, wodurch vor allem die Brennnessel stark gefördert wird (DÜLL & KUTZELNIGG, 1986) (z.B. Pappelwald am Gruitener Weg). Da Fichtennadeln von Wasserorganismen nicht abgebaut werden, können sie zu einer Versauerung des Gewässers führen.

Die Kopfweidenbestände bei Hornses, Korreshof, Bollenhöhe und nahe des Gruitener Wegs im Bereich des Pappelwaldes sollten durch Neupflanzungen von Weiden erweitert werden. Für die Vorgehensweise wird die Anleitung von FLL (1990) vorgeschlagen. Demnach werden gut entwickelte Steckhölzer aus 4 – 6 Jahre alten geköpften Kopfweiden mit einer Länge von etwa 3 m entnommen. Der Durchmesser sollte mindestens 5 cm betragen. Die Seitenzweige

werden glatt abgeschnitten und die Setzstangen in 80 cm tiefe Pflanzlöcher auf dem grundwasserbeeinflussten Boden im Abstand von 5 – 6 m gesteckt werden. Nach dem Austrieb ist nur die Kopffregion von 20 – 30 cm mit Seitentrieben zu entwickeln, alle anderen Austriebe werden entfernt. Zum Schutz vor Wildverbiß müssen die Setzlinge in ca. 1,20 m Entfernung eingezäunt werden.

Einige Sukzessionsflächen sollten gehölzfrei bleiben und durch Pflegemaßnahmen als Hochstaudenfluren, Röhrichte oder artenreiche Krautsäume entwickelt werden. Die Uferstreifen sollten in ihrer Artenzusammensetzung und Breite abwechslungsreich gestaltet werden.

6.3.5.2 Schutz- und Pflegemaßnahmen

Der Gewässerrandstreifen ist durch Anlage eines Zauns vor dem Zutritt von Weidevieh zu schützen. Das Gewässer darf nicht als Tränke genutzt werden. Der Gewässerrandstreifen muß durchgängig sein, und eine Breite von 5 - 10 m haben.

Kopfweiden müssen, um ihre Bedeutung als Vogelbruthabitat und Insektenlebensraum zu erhalten, durch Entfernen der Äste am Kopf (Schneiteln) alle 10 - 20 Jahre zwischen Anfang Oktober und Anfang März geschnitten werden. Uferstreifen, die gehölzfrei bleiben, müssen in bestimmten Abständen gemäht werden. Hochstauden und Röhrichte sollten einmal im Jahr im Herbst gemäht werden, artenreiche Krautsäume alle 2 - 5 Jahre (DVWK, 1997). Grundsätzlich ist eine „abschnittsweise Pflege“ durchzuführen, um für Bewohner des Lebensraumes Ausweichmöglichkeiten zu erhalten. So wird auch die Mahd von Hochstauden und Röhrichten auf den jeweiligen Abschnitten in mehrjährigem Turnus durchgeführt.

Das Großseggenried nahe des Voishofer Baches sollte durch Ausweisung als Geschützter Landschaftsbestandteil nach § 23 LG (Landschaftsgesetz) unter Schutz gestellt werden. Durch Abzäunung ist der Zutritt für Pferde zu verhindern. Die Mahd sollte in 100 – 500 m² großen Teilflächen zwischen 1. Oktober und 1. Februar erfolgen, so daß die Gesamtfläche im Rhythmus von etwa 3 Jahren einmal gemäht wird (DVWK, 1997).

Im Feuchtgebiet bei Röttgen muß die Schafbeweidung beendet werden. Die gesamte Fläche sollte im Zuge der Ausweisung der Tümpelquelle als Flächiges Naturdenkmal nach § 22 LG unter Schutz gestellt und als Hochstaudenflur gepflegt werden. Das Mähgut muß grundsätzlich immer von den Flächen entfernt werden.

6.3.6 Sonstige Maßnahmen

Die starke Zerschneidung des Bachgebietes und die nahe Besiedlung führen zu Belastungen durch Einträge von Müll, Schrott und Bauschutt, die über die Straßenböschungen und von angrenzenden Gärten aus in das Bachtal abgeladen werden. Betroffen sind vor allem der Oberlauf zwischen Röttgen und Eistringhaus (Bauschutt und Schrott), der Bereich südlich des Benninghovener Wegs (Hausmüll, Bauschutt, Schrott) und der Pappelwald am Gruitener Weg (Hausmüll, Bauschutt, Schrott). Das gesamte Material muß entfernt werden. Weiteres Abladen dort sollte durch Abzäunungen oder durch Pflanzung dichter Sträucher und Hecken verhindert werden.

Für das Abwasserrohr, das das Bachtal oberhalb des Gruitener Wegs überquert, wird der Umbau als Düker vorgeschlagen. Das Bauwerk paßt nicht in das Landschaftsbild und es besteht die Gefahr eines Bruches durch umfallende Bäume. Es sollte entweder auf dem Talboden oder unter die Talsohle verlegt werden und den Bach unterqueren.

Der Geschiebefang vor der Unterquerung des Gruitener Wegs muß so umgebaut werden, daß er nicht mehr verstopft und zu einem Absturz führt, oder er muß regelmäßig geräumt werden.

7 Entwicklungskonzept-Plan

Allgemeine Forderungen und Unterschützstellungen

Im Vordergrund steht die Verwirklichung der Entwicklungsziele für die Landschaftsschutzgebiete L 51 und L 54, wie sie im Landschaftsplan des Kreises Mettmann dargestellt werden (UNTERE LANDSCHAFTSBEHÖRDE KREIS METTMANN, 1995). Konkret ist für das gesamte Einzugsgebiet des Baches eine „Anreicherung der im ganzen erhaltungswürdigen Landschaft mit gliedernden und belebenden Elementen“ anzustreben.

Auch die von der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF, 1996a) vorgeschlagenen Ziele, die die Erhaltung und Entwicklung vielfältig strukturierter Bachtäler, die Renaturierung des Baches und seiner Stillgewässer, extensive Grünlandnutzung und Förderung von bodenständigen Gehölzen beinhaltet, sollten umgesetzt werden. Das Bachtal ist als Landschaftsschutzwürdige Biotopverbundfläche (VB-D-4707-025) unter besonderer Berücksichtigung seiner hohen Bedeutung als Lebensraum für Amphibien zu entwickeln.

Das Mündungsgebiet und der Bach-Eschenwald im Bereich des kleinen Seitenzuflusses, die in der LÖBF-ÖKO-DOK-NRW: Schutzwürdige Biotope, BK-4707-068 (LÖBF, 1996) kartenmäßig dargestellt sind, sollten als Naturschutzgebiet (als Teil des Naturschutzgebietes Neandertal) ausgewiesen werden.

Ziele und Entwicklungsmaßnahmen für die einzelnen Gewässerabschnitte

(vgl. Karte Abb. 41: Entwicklungsmaßnahmen, S.136)

I. Naturnahes Mündungsgebiet, Referenzgewässerstrecke (Sohlentalbach)

0+000 – 0+174: Schützen und Sichern

- Naturschutzgebiets-Ausweisung
- Entfernen der Eisenstäbe im Uferbereich (verfallene Ufersicherung)
- Entfernen von Müll
- Pflege der Amphibienschutzgewässer
- Im Seitenzufluß: zur Förderung der Wiederansiedlung des Feuersalamanders naturnahe Aufstauung zur Nachbildung von Kolken (vgl. Kapitel 6.2.3.3), im Tal Pflege der Amphibienschutzgewässer

II. Renaturierter Bachabschnitt (Baumaßnahme des BRW 1995)

0+174 – 0+285: Entwickeln

- Umbau der Absturzkaskade in eine rauhe Sohlenrampe (vgl. Kap. 6.3.3.4)
- Entfernen der flächigen, nicht naturgerechten Steinschüttung an Ufer und Sohle und Ersetzen durch Geschiebe unterschiedlicher Gesteinsarten und Größenzusammensetzung (Tonschiefer, Mergelschiefer, Kalkschiefer, Kalkstein, Sandstein, Kies)
- Zur Erhöhung der hydraulischen Wirksamkeit ungleichförmige Gestaltung der Uferlinie durch Buchten und Ufervorsprünge
- Um die eigendynamische Entwicklung von Krümmungsradien zu unterstützen, Einbau wechselseitiger Leitwerke (vgl. Kap. 6.3.3.1)
- Verschmälerung des angelegten unnatürlich breiten Kolks um etwa 0,5 m auf jeder Seite, ggf. Entfernung
- Am Ufer Zulassen natürlicher Sukzession, keine Mahd des Böschungsrasens
- Anbringung eines Wasseramselkastens an der Ziegelmauer bei km-Station 0+200 (oder bei Abschnitt III.) (Bauanleitung Kap. 6.2.5, Abb. 35)

III. Begradigter, mit Rasengitterstein verbauter Abschnitt an der Kläranlage Hellenbruch

0+285 – 0+704: Gestalten

- Naturnaher Gewässerausbau
- Neugestaltung entsprechend des Leitbildes für Kerbtalgewässer (Kap. 3.2.2) unter Berücksichtigung der Grundsätze für die Neugestaltung kleiner Fließgewässer (Abb.38)
- Entfernung des Rasengittersteinverbaus
- Wiederherstellung des natürlichen Geschiebehaushaltes durch Zufuhr von Geschiebe (Tonschiefer, Mergelschiefer, Kalkschiefer, Kalkstein, Grobkies) und Förderung der Bildung von Turbulenzen durch Einbringen von Störsteinen (Kap. 6.3.3.1 und 6.3.4.1)
- Zur Bremsung der Erosionskraft des Wassers punktuelle Brechungen der Uferlinie durch Ufernischen und Ufervorsprünge
- Einbringen von Sohlen-Schüttstreifen zur Erhöhung der Betrauhtigkeit
- Aufweitung des Profils um 0,2 bis 0,5 m (Breitvariabilität)
- Pflanzung von standortgerechten Gehölzen entlang der Kläranlage Hellenbruch

- Anbringung eines Wasseramselekastens unter der Brücke bei km-Station 0+290 (oder bei Abschnitt II.) (Bauanleitung Kap. 6.2.5, Abb. 35)

IV. Durch Tiefenerosion gekennzeichnete „Wiesenbach“, Pferdeweiden, Großseggenried

0+704 – 1+100: Entwickeln

- Erhöhung der eigendynamischen Entwicklung von Krümmungsradien (Laufverlängerung) durch Zugabe von Geschiebe (Tonschiefer, Mergelschiefer, Kalkschiefer, Kalkstein, Sandstein, Kies), Störsteinen und wechselseitigen Leitwerken (Kap. 6.3.3.1)
- Gewährleistung der freien Laufentwicklung durch Bereitstellung von Entwicklungsraum (Kap. 6.3.1.4)
- Abzäunung der Pferdeweiden im Abstand von mindestens 5 m zum Bach, Bereitstellen von Selbsttränkeanlagen oder Wasserbehältern
- Zur Eingrenzung der Tiefenerosion und für mehr Strömungsvariabilität in Teilbereichen Anheben der Gewässersohle durch Einbau von Grundswellen (Kap. 6.3.3.1)
- Rückbau des Blocksteinversatzes (Renaturierungsmaßnahme) im Bereich von km-Station 0+860 und Zulassen freier Laufentwicklung
- Zur Abflachung der steilen Erosionsufer Einbau von Uferfußschüttungen (Kap. 6.3.4.2, Abb. 39)
- Entfernung oder naturnahe Umgestaltung der Durchlässe und Verrohrungen, Verlegung in Höhe der Mittelwasserlinie (Kap. 6.3.3.3)
- Umbau von Abstürzen in rauhe Sohlenrampen (Kap. 6.3.3.4)
- Nachdem sich eine naturnahe Laufkrümmung entwickelt hat (Talform Muldental) (siehe Kap. 3.2.2) Pflanzung von Ufergehölzen im Gruppenverband an Prallufeln (Kap. 6.3.5.1), Zulassen von natürlicher Sukzession auf 60 - 70 % der Fläche, Entwicklung von Hochstaudenbereichen und artenreichen Krautsäumen (Pflegetal Kap. 6.3.5.2)
- Nutzungsextensivierung im Bereich von km-Station 0+704 – 0+885 und Erhöhung der Pufferkapazität des Gewässerstreifens durch Pflanzung von Rohrglanzgras-Röhrichten
- Zur Wiedervernässung eines trockengefallenen Feuchtgebietes Zuschütten einer angelegten Erdrinne, durch die Quellwasser geleitet wird, so daß das Wasser flächig zufließt

- Unterschutzstellung der Feuchtwiese (km-Station 0+900 – 1+100) und des Großseggenrieds als Schutzwürdiges Biotop nach § 62 LG (Kap. 4.3.1.1); Ausweisung des Großseggenrieds als Geschützter Landschaftsbestandteil nach § 23 und Abzäunung der Fläche, Pflege siehe Kap. 6.3.5.2

V. Kleines Waldgebiet mit Absturzbauwerk, feuchte extensive Wiese, Zufluß Voishofer Bach

1+100 – 1+225: Entwickeln

- Umbau eines Absturzes in eine raue Sohlenrampe (Bauweise nach Abb.37)
- Abzäunung der Weidefläche im Abstand von mindestens 5 m, Entwicklung des Gewässerstreifens über natürliche Sukzession
- Schutz des kleinen Waldgebietes (Niederwald)
- Schutz der frischen Tal-Glatthaferwiese (Gefährdete Pflanzengesellschaft) und Unterschutzstellung des kleinflächigen Sumpfseggenrieds und der mageren und feuchten Weidelgras-Weißkleeweidens am Voishofer Bach als Schutzwürdige Biotope nach § 62 LG (Kap. 4.3.1.1)

VI. Typischer „Wiesenbach“ in Feuchtwiesen unterhalb des Gruitener Wegs

1+225 – 1+510: Entwickeln

- Anhebung der Gewässersohle durch Einbau von Grundschwellen (Kap. 6.3.3.1), um das Bachtal als Überschwemmungsfläche zu nutzen
- Aufgrund der Flächeninanspruchnahme Treffen von Vereinbarungen mit dem Landwirt, der die Fläche nutzt, oder Flächenkauf bzw. -tausch (Kap. 6.3.1.3)
- Unterschutzstellung der Feuchtwiesen als Schutzwürdige Biotope nach § 62 LG (Kap.4.3.1.1)
- Anbringung bzw. Verlegung des Weidezauns im Abstand von 5 m zum Bach, Bereitstellen von Selbsttränkeanlagen oder Wasserbehältern
- Zur naturgerechten Uferstabilisierung der Erosionsufer punktueller Einbau von Uferfußschüttungen (Abb. 39)
- Umbau der Absturzkaskade bei km-Station 1+490 – 1+500 in eine raue Sohlenrampe (Bauweise nach Abb. 37)
- Pflanzung von Ufergehölzen im Gruppenverband an Prallufern (Kap. 6.3.5.1), Zulassen von natürlicher Sukzession auf etwa 60 - 70 % der Flächen, Entwicklung von Hochstaudenbereichen und artenreichen Krautsäumen (Pflegemahd Kap. 6.3.5.2)

- Entfernung oder naturnahe Umgestaltung der Durchlässe und Verrohrungen, Verlegung in Höhe der Mittelwasserlinie (Kap. 6.3.3.3).
- Behandlung des Straßenwassers vom Gruitener Weg (Kap. 6.1.5)
- Austausch des Rohres am Gruitener Weg (Unterquerung des Baches) gegen ein Rohr mit einem größeren Durchmesser (lichte Höhe: 1/10 der Gewässerstrecke); Anbringung so, daß sich ein natürliches Bachbettssubstrat (mind. 20 cm hoch) absetzt (Kap.6.3.3.3)

VII. Pappelwald am Gruitener Weg, Zufluß Benninghovener Bach

1+510 – 1+650: Entwickeln

- Zur Angleichung an ein naturraumtypisches Bachbettssubstrat und zur Erhöhung der eigendynamischen Entwicklung von Krümmungsradien Zugabe von Geschiebe: als unterste Schicht ein Sand-Kies-Gemisch, darüber gröberes Material (Tonschiefer, Mergelschiefer, Kalkstein, Sandstein) und Einbau von Störsteinen und/oder Baumstubben (Kap. 6.3.3.1)
- Anhebung der Gewässersohle durch Einbau von Grundswellen (Kap. 6.3.3.1)
- Umwandlung des Pappelwaldes in einen Erlenbruch durch Fällen der Pappeln, dauerhafte Unterdrückung des Riesenbärenklaus, Pflanzen von Erlen und Zulassen von Sukzession
- Neuanlage und Pflege von Amphibienschutzgewässern (Kap. 6.2.3.1)
- Pflanzungen von Weiden und Pflege als Kopfbäume auf der rechten Bachseite zur Ergänzung des bestehenden Weidenbestandes (Kap. 6.3.5.1)
- Rückbau von Ufersicherungen
- Tieferlegung des verrohrten Abschnitts des Benninghovener Bachs und Austausch des Rohres gegen eines mit größerem Durchmesser (Kap. 6.3.3.3), nach Möglichkeit Auflassen des Bachabschnitts und Neugestaltung (Leitbild: Sohlentalbach, Kap. 3.2.2)
- Umbau des Geschiebefangs vor der Unterquerung des Gruitener Wegs, so daß er nicht mehr verstopft und zu einem Absturz führt oder regelmäßiges Beseitigen von Treibgut
- Verlegung des Abwasserrohrs, Umbau als Düker
- Behandlung des Straßenwassers vom Gruitener Weg (Kap. 6.1.5)

VIII. Feuchtwiesen und -weiden nahe des Pappelwaldes am Gruitener Weg

1+650 - 2+000: Entwickeln

- Förderung der natürlichen Querprofilentwicklung durch Einbau von Störsteinen und Abflachung der Profile auf eine Böschungsneigung von etwa 1 : 3, punktuelle Brechung der Uferlinie durch Ufernischen, Ufervorsprünge und Uferrandschüttungen (Kap. 6.3.4.2)
- Unterschutzstellung der Fuchsschwanz-Feuchtwiese und der feuchten Weidelgras-Weißkleeweide als Schutzwürdige Biotope nach § 62 LG (Kap. 4.3.1.1)
- Abzäunung der Weide im Abstand von 5 bis 20 m zum Bach (bis zum Hangfuß); Aufgabe der Weidenutzung im Bachtal und Bewirtschaftung als extensive Wiese (Kap. 6.2.2)
- Erhöhung der Strukturvielfalt durch ein unregelmäßiges Vegetationsprofil, indem nicht alle Bereiche gleichzeitig gemäht werden; Ausgraben von feuchten Mulden und Senken als Amphibienschutzgewässer (Gestaltungspläne siehe Kap. 6.2.3.1)
- Umwandlung des Fichtenforstes in einen standortgerechten Buchen- oder Buchenmischwald durch langsames Auslichten (Plentern) (Kap. 6.1.2)
- Fällen der Hybridpappeln
- Bau eines Fledermausquartiers in einem verfallenen Brunnen und einem alten Pump- haus im Bereich von km-Station 1+650 (Kap. 6.2.4)

IX. Magerweide in Hanglage, feuchte Wiesen und Weiden im Bachtal

2+000 – 2+325: Schützen und Sichern

- Schutz der Magerweide als Schutzwürdiges Biotop nach § 62 LG und Beibehalten der extensiven Beweidung, Abzäunung der Magerweide vom Bach im Abstand von 5 m
- Auf der rechten Bachseite Abzäunung der Weide im Abstand von 10 - 20 m zum Bach (bis zum Hangfuß), Aufgabe der Weidenutzung im Tal und Bewirtschaftung als extensive Wiese, Bereitstellen von Selbsttränkeanlagen oder Wasserbehältern (Kap. 6.2.2)
- Aufbau eines 5 m breiten Gewässerrandstreifens durch Zulassen von natürlicher Sukzession und Pflege von Teilbereichen durch jährliche Mahd im Herbst (Hochstauden und Röhrichte) und im Abstand von 2-5 Jahren (artenreiche Krautsäume) (Kap.6.3.5.2)

- Unterschutzstellung der Knickfuchsschwanzwiese und der feuchten Weidelgras-Weißkleeweide als Schutzwürdige Biotope nach § 62 LG
- Erhöhung der Strukturvielfalt durch Aufbau eines unregelmäßigen Vegetationsprofils, indem nicht alle Bereiche gleichzeitig gemäht werden
- Ausgraben von feuchten Mulden und Senken als Amphibienschutzgewässer auf beiden Bachseiten (Gestaltungspläne siehe Kap. 6.2.3.1)
- Nutzung des Bachtals als natürliche Retentionsfläche, was evtl. ein Anheben der Gewässersohle durch Einbau von Grundswellen erforderlich macht (Kap. 6.3.3.1)
- Durch die Flächeninanspruchnahme Treffen von Vereinbarungen mit dem Landwirt, der die Fläche nutzt, oder Flächenkauf bzw. -tausch (Kap. 6.3.1.3)
- Zur naturgerechten Stabilisierung von Erosionsufern punktueller Einbau von Uferfußschüttungen (Abb. 39) und/oder Abflachung der Ufer durch Erdabtrag auf eine Böschungneigung von 1 : 3 (Kap. 6.3.4.2), Erhalt einiger Erosionsufer mit einer Höhe von > 0,5 m als Niststandorte für den Eisvogel
- Fällen der Hybridpappeln

X. Schmalen, verschlammten Bachabschnitt bei Hornses, 50 m lange Verrohrung bei Korreshof 2+325 – 2+850: Entwickeln und Gestalten

- Zur Angleichung an ein naturraumtypisches Bachbettsubstrat und zur Erhöhung der eigendynamischen Entwicklung von Krümmungsradien Zugabe von Geschiebe: als unterste Schicht ein Sand-Kies-Gemisch, darüber gröberes Material (Tonschiefer, Mergelschiefer, Kalkstein, Sandstein), Einbau von Störsteinen und/oder Baumstubben (Kap. 6.3.3.1)
- Verlegung des parallel verlaufenden Pfades in weiterer Entfernung zum Bach
- Zur naturgerechten Stabilisierung und allmählichen Abflachung von Erosionsufern punktueller Einbau von Uferfußschüttungen (Kap. 6.3.4.2, Abb. 39)
- Fällen der Hybridpappeln
- Nachdem sich eine naturnahe Laufkrümmung entwickelt hat (Leitbild: Muldental, siehe Kap. 3.2.2), Pflanzung von Weiden als Ergänzung des bestehenden Weidenbestandes und Pflege als Kopfbäume (Kap. 6.3.5.1 und 6.3.5.2)

- Im Bereich von km-Station 2+600 – 2+800: Tieferlegung der Bachsohle um 10 – 20 cm und naturnahe Gestaltung des Gewässerbettes (vgl. Leitbild: Muldentalbach, Kap. 3.2.2), um das Einfließen in den parallel verlaufenden Triebweg zu verhindern
- Zur Anlage eines durchgängigen Gewässerrandstreifens Abzäunung des Baches vom Umland im Abstand von 5 m, Pflanzung von standortgerechten Ufergehölzen und Zulassen von natürlichen Gehölz-, Röhricht- und Hochstaudenansiedlungen
- Bei Korreshof: Auflassen der ca. 50 m langen Verrohrung und Neugestaltung des Bachabschnitts in Anlehnung an das Leitbild: Muldentalbach (Kap. 3.2.2) unter Einbeziehung von Grundsätzen (Abb. 38) und Bau eines naturnahen Brückenbauwerks (Wegunterquerung) nach Kap. 6.3.3.3; naturnahe Umgestaltung des trapezförmigen Profils unterhalb der Verrohrung durch Abflachung der Ufer auf eine Böschungsneigung von etwa 1 : 3, Schaffung ungleichförmiger Ufer durch Erhöhung der Strukturvielfalt (Uferrandstreifen), Entfernung von Bauschutt und Abzäunung des Baches von der Gänseweide

XI. Teich bei Korreshof

2+850 – 2+880: Entwickeln

- Wiedervernässung von Teilbereichen des trocken gelegten Teiches (Kap. 6.3.3.5)
- Naturnahe Umgestaltung des angelegten Bachverlaufs entsprechend des Leitbildes Sohlentalbach (Kap. 6.3.3.5)
- Gestaltung des Feuchtgebietes als Amphibienlebensraum (Kap. 6.2.3.1 und 6.3.3.5)

XII. Begradigter, verschlammter Bachbereich in naturnaher Umgebung (Eschenwald, Hochstauden, Röhrichte), Lebensraum der *Gebänderten Prachtlibelle* (Kap. 4.3.3)

2+880 – 3+030: Entwickeln

- Erhöhung der eigendynamischen Entwicklung von Krümmungsradien durch Zugabe von gewässertypischem Geschiebe: als unterste Schicht ein Sand-Kies-Gemisch, darüber gröberes Material, Einbau von Baumstubben und/oder Störsteinen (Kap. 6.3.3.1)
- Unterschutzstellung des Eschenwaldes und der angrenzenden Hochstauden- und Röhrichtfläche als Schutzwürdige Biotope nach § 62 LG

XIII. Karpfenteichanlage, naturferner Bachverlauf in einem Fichtenforst

3+030 – 3+140: Gestalten

- Neugestaltung des Bachabschnitts durch Ausbaggern eines naturnahen Längs- und Querprofils unter Einbeziehung des Leitbildes: Sohlentalbach (Kap. 6.3.3.5), Beachtung von Grundsätzen für die Neugestaltung kleiner Fließgewässer (Abb. 38)
- Fällen der Fichten und Pflanzung von Erlen und Eschen, Förderung der Entwicklung eines naturnahen Bach-Eschenwaldes
- Teichwirtschaftliche Maßnahmen: Extensivierung der Nutzung, Anlage von Stillwasserzonen und Verlandungsflächen (Kap. 6.1.3)

XIV. Schmalere, unbeschatteter Bachabschnitt in einer feuchten Weide bei Bollenhöhe

3+140 – 3+470: Entwickeln

- Unterschutzstellung der feuchten Weidelgras-Weißkleeweide und der Knickfuchsschwanzwiese als Schutzwürdige Biotope nach § 62 LG
- Abgrenzung der Weide vom Bach im Abstand von 5 m durch einen Weidezaun
- Anbringung von Selbsttränkeanlagen oder Wasserbehältern (Kap. 6.2.2)
- Aufbau eines Gewässerrandstreifens durch Pflanzung von Ufergehölzen, insbesondere Erlen und Weiden (Kopfweidenpflege) und Zulassen natürlicher Gehölzansiedlung; Entwicklung eines artenreichen Krautsaums auf etwa 30 % des Uferstreifens, Mahd von Röhrichtbeständen jährlich im Herbst (nie gleichzeitig auf der gesamten Fläche) (Kap. 6.2.2, 6.3.5.1 und 6.3.5.2)
- Regelmäßige Pflege der Kopfweiden (Kap. 6.3.5.2)
- Nutzungsextensivierung: Beweidung mit bis zu 4 Tieren pro ha (Standweide)
- Anlage von Amphibienschutzgewässern in Höhe des Erlenbruchwaldes, Schutz durch Abzäunung (Gestaltung siehe Kap. 6.2.3.1)
- Nutzung der Weide als natürliche Retentionsfläche, Treffen von Vereinbarungen mit dem Landwirt, der die Fläche nutzt, oder Flächenkauf bzw. –tausch (Kap. 6.3.1.3)
- Als Biotopmanagementmaßnahme zur Erweiterung des Jagdreviers des Eisvogels (Brutstandort am Teich bei Röttgen) Anlage von Kolken im Bach durch Einbau von Grundschwellen (Kap. 6.3.3.1) und Pflanzung von standortgerechten Ufergehölzen unterhalb des Teiches (Kap. 6.2.5)

- Zur Sauerstoffanreicherung Einbau von flachen Sohlenrampen oder –gleiten unterhalb des Teiches
- Zugabe von gewässertypischem Geschiebe (Kap. 6.3.3.1)

XV. Teichanlage bei Röttgen

3+470 – 3+610: Gestalten

- Verlegung des Teiches in den Nebenschluß (Kap. 6.3.3.5)
- Optimierung des Lebensraumes in Übereinstimmung mit den Habitatansprüchen des Eisvogels: Belassen der hohen Abbruchkanten, extensive Nutzung oder Aufgabe der Nutzung des Teiches und des Umlandes, Pflanzung von standortgerechten Gehölzen und Zulassen von natürlicher Sukzession (Kap. 6.2.5 und 6.1.3)
- Teichwirtschaftliche Maßnahmen (Kap. 6.1.3)
- Vor der Festlegung von Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen Durchführung faunistischer Untersuchungen zum Artenspektrum von Libellen, Amphibien und Vögeln

XVI. Naturferner Bachverlauf oberhalb der Teichanlage Röttgen

3+610 – 3+695: Gestalten

- Naturnahe Neugestaltung des künstlich angelegten Bachverlaufs entsprechend des Leitbildes: Sohllentalbach (Kap. 3.2.2 und 6.3.3.5), Beachtung von Grundsätzen für die Neugestaltung kleiner Fließgewässer (Abb. 38)
- Fällen nichtstandortgerechter Gehölze und Pflanzung von Erlen und Eschen, Anlage eines Gewässerrandstreifens (Kap. 6.3.5.1)
- Naturnahe Umgestaltung der Verrohrung unterhalb der Gleisanlagen: Vergrößerung des Querschnitts, so daß die lichte Höhe über dem Sohlensubstrat wenigstens 1/10 der überbauten Gewässerstrecke beträgt, Neuverlegung des Rohres zur Reduzierung der Absturzhöhe bei km-Station 3+695 (Kap. 6.3.3.3)
- Umbau des Absturzes in eine rauhe Sohlenrampe (Kap. 6.3.3.4, Abb. 37)

XVII. Naturnaher Bachabschnitt (kleiner Hangwald) bei Röttgen

3+695 – 3+805: Schützen und Sichern

- Ausweisung als Flächiges Naturdenkmal nach § 22 LG in Verbindung mit der angrenzenden Feuchtbrache und der Tümpelquelle bei km-Station 4+080 oder als Geschützter Landschaftsbestandteil nach § 23 LG

XVIII. Feuchte Wiesenbrache, seit Frühjahr 1999 wieder in Nutzung (Schafweide)

3+805 – 4+035: Schützen und Sichern

- Ausweisung der Feuchtfläche als Flächiges Naturdenkmal nach § 22 LG
- Nutzungsaufgabe (Schafbeweidung) und Entfernung aller Beeinträchtigungen (Stall und Scheune, Futterstelle, Zäune, Mulchauflage)
- Anhebung der tiefergelegten Bachsohle durch Einbau von Grundswellen und Zugabe von sandig-kiesigem Geschiebe auf etwa 10 – 15 cm
- Zulassen und Unterstützen der natürlichen Regeneration
- Pflegemahd alle 1 - 5 Jahre im September/Okttober ab dem zweiten Jahr nach der Nutzungsaufgabe und nie über die gesamte Fläche, Belassen von ungemähten Bereichen als Ausweichmöglichkeit für Wiesenbewohner, keine Düngierzufuhr (Kap. 6.3.2)

XIX. Feuchte Wiesenbrache, seit Frühjahr 1999 Schafweide, Tümpelquelle bei 4+080

4+035 – 4+175: Schützen und Sichern (Kapitel 6.3.2 Quellschutz)

- Ausweisung der Feuchtfläche als Flächiges Naturdenkmal nach § 22 LG
- Nutzungsaufgabe (Schafbeweidung) und Entfernung aller Beeinträchtigungen
- Anhebung der tiefergelegten Bachsohle durch Einbau von Grundswellen und Zugabe von sandig-kiesigem Geschiebe auf etwa 10 – 15 cm
- Zulassen und Unterstützen der natürlichen Regeneration
- Pflegemahd alle 1 - 5 Jahre im September/Okttober ab dem zweiten Jahr nach der Nutzungsaufgabe und nie über die gesamte Fläche, Belassen von ungemähten Bereichen als Ausweichmöglichkeit für Wiesenbewohner, keine Düngierzufuhr
- Quellschutz: Pflanzung von standortgerechten Gehölzen und Zulassen von natürlicher Sukzession

XX. Naturnahes, bewaldetes Bachtal zwischen Röttgen und Eistringhaus

4+175 – 4+320: Entwickeln

- Schutz des feuchten mit standortgerechten Gehölzen bestandenen Bachtals durch Beibehalten des Verzichts auf Nutzung und Belassen von Totholz
- Unterschutzstellung in Zusammenhang mit der Ausweisung der angrenzenden Feuchtbrache und der Quelle bei Eistringhaus als Flächiges Naturdenkmal nach § 22 LG

- Beseitigung von Müll und Schrott
- Verhindern des Zutritts über angrenzende Gärten und Gewerbeanlagen durch Abzäunung an der Hangoberkante
- Zum besseren Schutz vor Nährstoffeinträgen aus der landwirtschaftlichen Fläche ab der Hangoberkante (linke Bachseite): Abgrenzung eines Randstreifens von 1 - 2 m Breite, Pflege als artenreicher Krautsaum (Mahd alle 2 - 5 Jahre)
- Austausch der Verrohrung unter der B 7 gegen ein Rohr mit einem Durchmesser von mind. 1,20 m (Kap. 6.3.3.3)
- Behandlung des Straßenwassers der B 7 (Kap. 6.1.5)

XXII. Quellregion bei Eistringhaus

4+320 – 4+523: Entwickeln (Kapitel 6.3.2 Quellschutz)

- Rückbau der Quelfassung durch Beseitigung des Kunststoffrohres, Ermöglichung eines freien Grundwasserzuflusses
- Entfernung aller Kunststoffrohre, die in die Quellregion münden und Verhinderung von Nährstoffeinträgen aus angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen
- Reduzierung der hydraulischen Belastung und Verschmutzung des Baches mit Einstreumaterial (Kunststoffgranulat) durch Einleitung von Niederschlagswasser
- Unterschutzstellung des Flutschwaden-Röhrichts als Schutzwürdiges Biotop nach § 62 LG und Ausweisung der Quellregion als Flächiges Naturdenkmal nach § 22 LG
- Entfernen von Pappeln und Fichten, Pflanzung von Erlen, Eschen und Weiden (Kopfbau Pflege)
- Anschluß der Siedlungsfläche an das Kanalnetz und Beseitigung der Pflanzenkläranlage oder Verbesserung der Reinigungsleistung der Pflanzenkläranlage
- Behandlung des Straßenwassers der B 7 (Kap. 6.1.5)

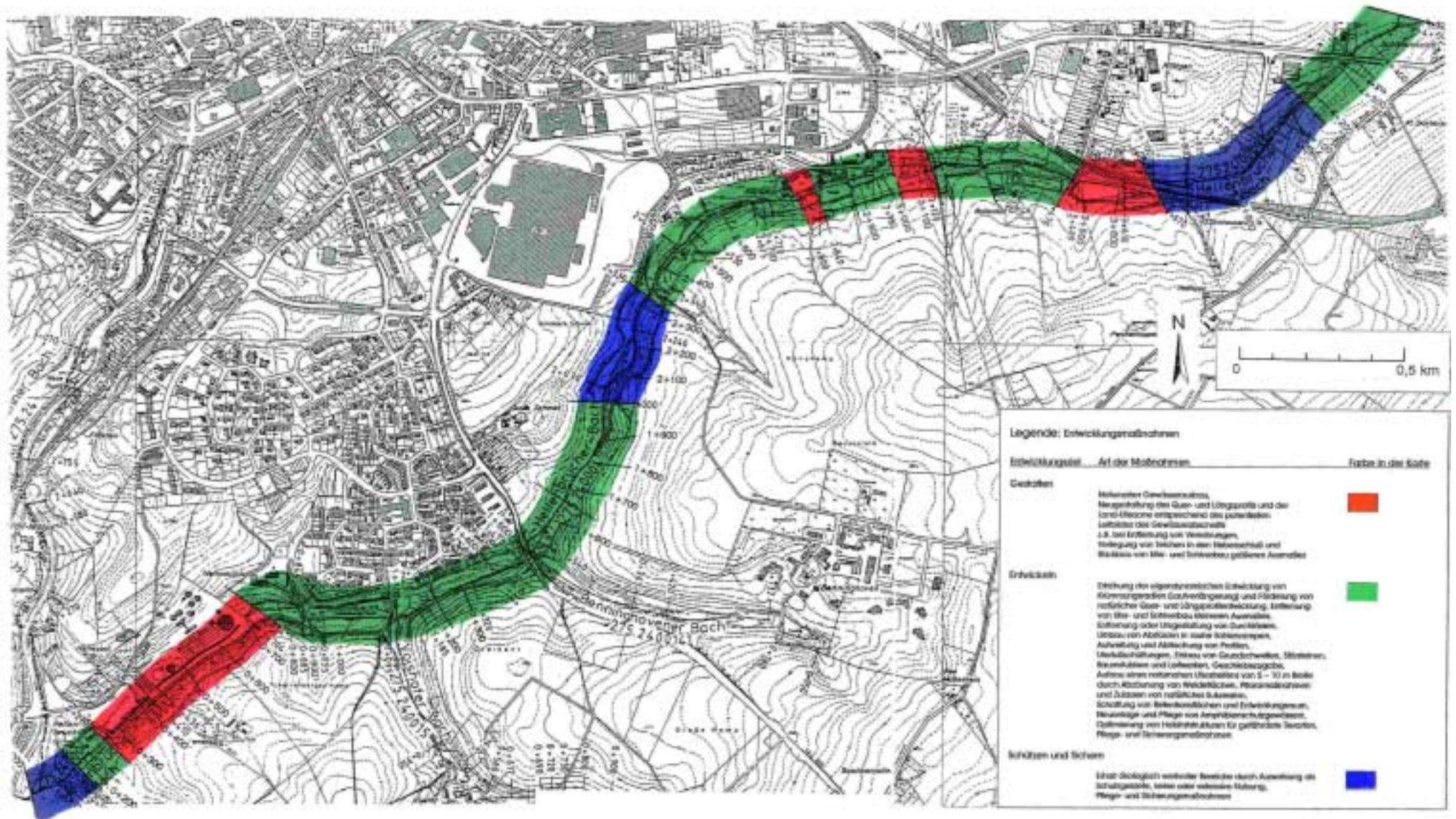


Abb. 41: Entwicklungsmaßnahmen

8 Zusammenfassung

Es wird ein ökologisches Entwicklungskonzept für den Hellenbrucher Bach (Kreis Mettmann, NRW) vorgelegt. Als Basis dienten limnologische Untersuchungen am Hellenbrucher Bach sowie seinen Zuflüssen Voishofer Bach und Benninghovener Bach, pflanzensoziologische Erhebungen im unmittelbaren Umfeld des Baches, punktuelle faunistische Erhebungen und von HENF (1993, 1999) vorgenommene Kartierungen des Vorkommens von Amphibien und Fledermäusen. Außerdem wurden detailliert die Flächennutzungen im Bacheinzugsgebiet ermittelt und kartenmäßig dargestellt.

Der Hellenbrucher Bach ist durch seine Nähe zum Stadtgebiet Mettmann in seiner Struktur, seinem Stoffhaushalt und seinem Artenspektrum stark anthropogen beeinflusst. Sein ökologischer Zustand entspricht in weiten Teilen nicht mehr dem Leitbild eines naturnahen Mittelgebirgsbaches. Zu den größten Belastungen zählen gewässerbauliche Veränderungen, Mischwassereinleitungen, Teichwirtschaft und intensive Landwirtschaft. Durch den hohen Versiegelungsgrad im Einzugsgebiet werden dem Hellenbrucher Bach große Mengen an Mischwasser (mit Regenwasser gemischtes Abwasser der Kanalsysteme) zugeführt, was zu stofflichen und hydraulischen Belastungen führt und die Bachbiozönose nachhaltig beeinträchtigt.

Es wird ein Leitbild für die Gewässerstruktur, die Abfluß-, Auen- und Stoffdynamik sowie die Besiedlungsdynamik (Potentielle natürliche Vegetation und Bachlebensgemeinschaften) aufgestellt und danach die Ist-Situation des Baches bewertet.

Der Hellenbrucher Bach ist in seiner chemischen Zusammensetzung ein „*Karbonatbach*“. Hydrologisch entspricht er dem „*Oberflächengeprägten Bach*“ und morphologisch dem „*Kleinen Talauebach im Grundgebirge*“ (vgl. Kapitel 2.1.3 und 3.2.2).

In seiner Gewässerstruktur ist der Hellenbrucher Bach vor allem durch Seiten- und Tiefenerosion beeinträchtigt. Die Eintiefungen und Uferabbrüche werden durch die vielfach fehlenden Ufergehölze und die Beweidung bis an den Bach verstärkt. Durch hohe Abstürze, Teichanlagen und naturferne Verrohrungen und Durchlässe wird an vielen Stellen die Durchgängigkeit für Fließgewässerorganismen unterbrochen. Nur selten begleitet ein Gehölzstreifen das Gewässer, wodurch nicht nur die Uferstabilität gering ist, sondern auch die Fähigkeit Schadstoffeinträge zu puffern und eine ausreichende Beschattung zu gewährleisten.

Das Bachtal ist in Teilbereichen naturnah und entwicklungsfähig, mit feuchten bis nassen Wiesen und Weiden, Röhrichten, Quell- und Hochstaudenfluren sowie Bach-Eschenwäldern. Es ist

als Vernetzungskorridor für viele Amphibienarten von Bedeutung (HENF, 1993, 1999). Die Grünlandstandorte werden jedoch nur z.T. extensiv bewirtschaftet.

Viele Biotoptypen des Bachtals sind schutzwürdig nach § 62 LG (Landesgesetz). Die dominierende Grünlandgesellschaft (feuchte Weidelgras-Weißkleeweide) zählt zu den stark gefährdeten Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen (VERBÜCHELN et al., 1995).

Die Artengesellschaften des Makrozoobenthons entsprechen nicht denen naturnaher Mittelgebirgsbäche, viele zu erwartende Arten wurden nicht nachgewiesen. So wurde nur eine Steinfliegenart (*Nemurella picteti*) gefunden und auch Eintagsfliegenarten waren nur in geringer Zahl vertreten. Das Massenvorkommen von abwassertoleranten Arten deutet auf eine Schädigung des Bachökosystems hin. Dies wird auch durch die Ernährungstypenverteilung deutlich, denn die Zerkleinerer/Weidegänger-Gemeinschaft wird an einigen Stellen durch eine Filtrierer/Detritusfresser-Biozönose ersetzt, wodurch eine hohe organische Verschmutzung angezeigt wird. Durch den erhöhten Algenbewuchs, der vor allem aus den Nährstoffeinträgen der Landwirtschaft resultiert, ist der Anteil der Weidegänger oft höher als natürlicherweise zu erwarten wäre.

Die biologische Gewässergüte ist mit Klasse II an den meisten Probestellen mäßig belastet, im mittleren Verlauf mit II-III jedoch kritisch. Nur der obere Bereich ist gering belastet.

Bei der chemischen Gewässergüteuntersuchung wurden fast überall hohe Nitratwerte gemessen, die im Bereich von Güteklasse III liegen. Alle anderen untersuchten Parameter (Nitrit, Ammonium, Phosphat) zeigen keine bis geringe Qualitätsbeeinträchtigungen.

Die Amphibienfauna im Hellenbrucher Bachtal ist artenreich und viele der gefundenen Arten gelten in Deutschland als gefährdet oder stark gefährdet. Auch unter den beobachteten Säugetieren, Vögeln und Landinsekten sind gefährdete und stark gefährdete Arten sowie Arten der Vorwarnliste vertreten (vgl. Kapitel 4.3.3).

Da in der Kulturlandschaft der potentiell natürliche Zustand (das Leitbild) nur eingeschränkt realisierbar ist, wird ein integriertes Leitbild als Sollzustand bzw. Entwicklungsziel formuliert. Im Vordergrund steht die Entwicklung eines dynamischen Ökosystems und die Erfüllung der Belange des Biotop- und Artenschutzes. Ziel ist es, das natürliche Regenerationsvermögen des Gewässers durch Entwicklungsmaßnahmen zu schützen, zu fördern und zu beschleunigen. Um dem ganzheitlichen Ansatz eines ökologischen Konzepts gerecht zu werden, werden Maßnahmen und Ziele für das Einzugsgebiet, die Aue, die Quellen und das Fließgewässer erarbeitet. Für das Einzugsgebiet standen die Reduzierung der Schadstoffeinträge und der Mischwassereinleitungsmengen im Vordergrund, für die Aue die Extensivierung der Grünlandnutzung, die Schaf-

fung von Retentionsflächen, der Aufbau naturnaher Wälder und der Schutz von Amphibien, Fledermäusen und gefährdeten Vogelarten. Es wurde das Ziel verfolgt, das Bachtal als landschaftsschutzwürdige Biotopverbundfläche gemäß LÖBF (1996a) zu entwickeln, was unter anderem durch Unterschutzstellungen von Biotoptypen nach § 62 LG (Landschaftsgesetz), Geschützten Landschaftsbestandteilen (§ 23 LG) und Flächigen Naturdenkmälern (§ 22 LG) verwirklicht werden sollte.

Die vorgeschlagenen Entwicklungsmaßnahmen am Gewässer dienen in erster Linie dazu, das morphologische Regenerationsvermögen wiederherzustellen. Um die natürliche Eigenentwicklung zu ermöglichen, muß Entwicklungsraum bereitgestellt werden. Dies setzt voraus, daß ein durchgängiger Gewässerrandstreifen von 5 – 10 m abgegrenzt wird. Damit sich eine natürliche Ufervegetation ansiedeln kann und die dynamischen Veränderungen bei der Quer- und Längsprofilentwicklung nicht eingeschränkt werden, muß der Gewässerstreifen in einigen Bereichen zunächst der Sukzession überlassen werden. Bei naturgemäßer Laufkrümmung und Querprofilausbildung sind, um die stabilisierende und beschattende Wirkung zu verbessern, z.T. Pflanzungen von standortgerechten Gehölzen oder Pflegemaßnahmen erforderlich.

Für eine naturnahe Längsentwicklung des Baches wird vorgeschlagen:

- Erhöhung der eigendynamischen Entwicklung von Krümmungsradien durch Einbau von Leitwerken, Baumstubben und Störsteinen,
- Zugabe von naturraumtypischem Geschiebe,
- zur Anhebung des Wasserspiegels und zur Ausbildung von Kolken Einbau von Grundswellen,
- Rückbau von Sohl- und Ufersicherungen,
- für die Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit: Naturnaher Umbau oder Entfernung von Durchlässen und Verrohrungen, Umwandlung von Abstürzen in raue Sohlenrampen, Verlegung von Teichen in den Nebenschluß.

Zur Unterstützung der naturnahen Profilentwicklung werden folgende Vorschläge gemacht:

- Erhöhung der Betrauigkeit durch Geschiebezugabe und Einbau von Störsteinen,
- Abflachung von Profilen durch Erdabtrag oder Einbau von Uferfußschüttungen,
- Einbau von Grundswellen,
- Brechung der Uferlinie durch Ufernischen, Ufervorsprünge und Uferrandschüttungen.

9 Danksagung

Für die Betreuung der Arbeit möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Hartmut Bick sehr bedanken.

Auch danke ich Herrn Prof. Dr. Norbert Wilbert für die Übernahme des Korreferates.

Mein Dank gilt außerdem dem Bergisch-Rheinischen Wasserverband in Gruiten und der Unteren Landschaftsbehörde im Kreis Mettmann, die mir Kartenmaterial zur Verfügung stellten. Insbesondere möchte ich Frau Marita Kolk für ihre Unterstützung danken.

Für die hilfreichen Beiträge bei pflanzensoziologischen Kartierungen und die Bestimmung von schwierig zu determinierenden Pflanzenarten möchte ich mich bei Herrn G. Richter bedanken.

Für die detaillierten Angaben zum Amphibien- und Fledermausvorkommen im Hellenbrucher Bachtal sowie Vorschläge zu Schutzmaßnahmen bin ich Herrn Manfred Henf sehr dankbar.

Mein besonderer Dank gilt meinem Lebenspartner Bernd Marx, der mich stets unterstützt und motiviert hat und zur Fertigstellung der Arbeit in hohem Maße beigetragen hat.

10 Literaturverzeichnis

- AID (1995): Gewässerrenaturierung und Landwirtschaft. Heft 1111, Bonn.
- ATV (ABWASSERTECHNISCHE VEREINIGUNG) (1989): Behandlung von häuslichem Abwasser in Pflanzenbeeten. Heft 262, August 1989, Sankt Augustin.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsberichte des BLfW, Heft 2/1988, München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des BLfW, Heft 4/1996, München.
- BELLMANN, H. (1996): Leben in Bach und Teich. – Steinbachs Naturführer, Mosaik Verlag, München.
- BICK, H. (1993): Ökologie: Grundlagen, terrestrische und aquatische Ökosysteme, angewandte Aspekte. 2. Aufl., Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York.
- BICK, H. (1998): Grundzüge der Ökologie: Grundlagen, terrestrische und aquatische Ökosysteme, angewandte Aspekte. 3. Aufl., Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York.
- BINOT, M.; BLESS, R.; BOYE, P.; GRUTTKE, H.; PRETSCHER, P. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Heft 55, Bonn-Bad Godesberg.
- BLAB, J. (1978): Untersuchungen zu Ökologie, Raum-Zeit-Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. Ein Beitrag zum Artenschutzprogramm. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Heft 18, Bonn-Bad Godesberg.
- BLAB, J.; NOWAK, E.; TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl., Kilda Verlag, Greven.
- BLAB, J. (1986): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn. 2. Aufl., Kilda-Verlag, Greven.
- BLAB, J. (1993): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn. 4. Aufl., Kilda-Verlag, Greven.

- BLAB, J. & VOGEL, H. (1996): Amphibien und Reptilien erkennen und schützen: Alle mitteleuropäischen Arten. Biologie, Bestand, Schutzmaßnahmen. 2. Aufl., BLV Verlagsgesellschaft mbH, München.
- BLESS, R. (1981): Untersuchungen zum Einfluß von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. - Natur und Landschaft, 56 (7/8), 243 -252.
- BLFW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (1993): Richtlinien für den Bau von Anlagen zur Haltung von Nutzfischen (Teichbaurichtlinien). Informationsberichte des BLfW, Heft 1/1993. München.
- BLFW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (1996): Ökologisch begründete Sanierungskonzepte kleiner Fließgewässer, Fallbeispiel Vils/Oberpfalz. Schriftenreihe des BLfW, Heft 26/1996, München.
- BÖDEKER, WAGENFELD & PARTNER (1989): Biotop-Managementplan – Naturschutzgebiet Neandertal und Landschaftsschutzgebiet Fraunhofer Steinbruch, Band III – Planung, Mettmann.
- BONEß, M. (1991): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf das Ökosystem kleiner Fließgewässer. - Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft. Universität - Gesamthochschule Kassel, 151-157.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 26, 1-317.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. 3. Aufl., Springer Verlag, Wien, New York.
- BRUNNER, P. G. (1991): Bodenfiltersysteme für die weitergehende Mischwasserbehandlung. - Wasser Boden Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität - Gesamthochschule Kassel, Heft 7, 215-224.
- BRW(BERGISCH-RHEINISCHER WASSERVERBAND) (1996): Gewässerstationierungskarte für den Hellenbrucher Bach auf Grundlage der Deutschen Grundkarte im Maßstab 1:5000, Gruiten.
- BUNZEL, M. & DRÜKE, J. (1982): Der Eisvogel – Erhalt und Schutz. DBV Landesverband NW, Wesel.
- DARSCHNIK, S. & SCHUHMACHER, H. (1987): Störung des natürlichen Längsgradienten eines Bergbaches durch Forellenteichanlagen. - Arch. Hydrobiol. 110, 409-439.

- DEUTSCHER WETTERDIENST (1997): Wetterdaten der Station Mettmann und Essen. Niederschlags- und Klimadaten von 1996 sowie vieljährige Werte von 1961- 1990, Essen.
- DIERCKS, R. & HEITFUSS, R (1994): Integrierter Landbau: Systeme umweltbewußter Pflanzenproduktion; Grundlagen, Praxiserfahrungen, Entwicklungen; Ackerbau, Gemüse, Obst, Hopfen, Grünland. 2.Aufl., BLV Verlagsgesellschaft mbH, München.
- DIN 38410 Teil 2 (Lieferung 1994): Bestimmung des Saprobienindex, in: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Berlin.
- DÜLL, R. & KUTZELNIGG, H. (1986): Neues botanisch – ökologisches Exkursions-Taschenbuch. 2. Aufl., IDH-Verlag, Rheurdt.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V.) (1996): Fluß und Landschaft - ökologische Entwicklungskonzepte. Ergebnisse des Verbundforschungsvorhabens "Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer" DVWK Merkblätter 240/1996, Bonn.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V.) (1997): Uferstreifen an Fließgewässern – Funktion, Gestaltung und Pflege. DVWK Merkblätter 244/1997, Bonn.
- ELLENBERG, H. (1978): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 2.Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4.Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H.(1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 5.Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- EMIG (1999): Regenüberlauf und Regenrückhaltebecken Röttgen. Nachtrag zum Genehmigungsentwurf vom 30.01.1990. – Erläuterungsbericht und Kartenmaterial, Ingenieurbüro Dipl.-Ing. Emig, Mettmann.
- FITTER, R.; FITTER, A. & BLAMEY, M. (1986): Pareys Blumenbuch: Wildblühende Pflanzen Deutschlands und Nordwesteuropas. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

- FLL (FORSCHUNGSGESELLSCHAFT LANDSCHAFTSENTWICKLUNG LANDSCHAFTSBAU e.V) (1990): Biotoppflege Biotopentwicklung. Maßnahmen zur Stützung und Initiierung von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen Teil 1. Dokumentation des Symposiums am 5. November 1990 in Bonn.
- FOERSTER, E. (1983): Pflanzengesellschaften des Grünlandes in Nordrhein-Westfalen. – Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen Band 8, Recklinghausen.
- FREUDE, H.; HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1965, 1971, 1979): Käfer Mitteleuropas. Bänder 1, 3 und 6, Krefeld.
- FRIEDRICH, G. & RENNERICH (1991): Flankierende Maßnahmen bei Kanalisationsentlastungen. Wasser-Abwasser-Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität. Gesamthochschule Kassel, Heft 7, 255-260.
- FRÖMBGEN, B. K.; OTTO, A.; TÖNSMANN, F.; RICHTER, K. (1992): Naturnaher Wasserbau, Projekt Holzbach. Strüder-Druck, Neuwied.
- GEISLER, G.(1988): Pflanzenbau: Ein Lehrbuch – Biologische Grundlagen und Technik der Pflanzenproduktion. 2. Aufl., Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW: Bodenkarte von NRW Maßstab 1:50.000, Blatt Düsseldorf L 4706.
- GLÖER, P.; MEIER-BROOK, C & OSTERMANN, O. (1992): Süßwassermollusken. 10. Aufl. – Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- GOLWER, A. & SCHNEIDER, W. (1983): Untersuchungen über die Belastung des unterirdischen Wassers mit anorganischen und toxischen Spurenelementen. - Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Hf. 391, 1-47.
- GRAU, J.; KREMER, B. P.; MÖSELER, B. M. et al. (1996): Gräser. – Steinbachs Naturführer, Mosaik Verlag, München.
- GUNKEL, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. Fischer Verlag, Jena.
- HENF, M. (1993): Landschaftspflegerischer Begleitplan HRB Hellenbrucher Bach / Bollenhof - Kritik und Anregungen, Mettmann.
- HENF, M. (1999): Mündliche Mitteilungen.

- HUERKAMP, P. (1997): Limnologische Untersuchungen am Hellenbrucher Bach (Kreis Mettmann, NRW). – Diplomarbeit am Institut für Landwirtschaftliche Zoologie und Bienenkunde der Universität Bonn.
- HYDROTEC (1997): Übersichtsplan Hydrologische Untersuchungen am Mettmanner Bach; Niederschlags-Abfluß-Modell Mettmanner Bach. Karten und Text, Firma Hydrotec Ing.–Gesellschaft für Wasser und Umwelt mbH, Aachen.
- IDEKO (Planungsbüro) (1997): Quellenkartierung im Bereich Mettmann, Erkrath und Haan.
- KARTHAUS, G. (1989): Bachufergehölze als Ornitopstrukturen in der urban geprägten Kulturlandschaft am Beispiel des Stadtgebietes Bonn. Dissertation an der Universität Bonn.
- KLAPP, E. & OPITZ v. BOBERFELD, W. (1988): Kräuterbestimmungsschlüssel für die häufigsten Grünland- und Rasenunkräuter. 2. Aufl., Paul Parey Verlag, Berlin und Hamburg.
- KLAPP, E. & OPITZ v. BOBERFELD, W. (1990): Taschenbuch der Gräser. 12. Aufl., Paul Parey Verlag, Berlin und Hamburg.
- KLAUSNITZER, B. (1978): Ordnung Coleoptera (Larven). Akademie Verlag, Berlin.
- KNÖPP, M. (1955): Grundsätzliches zur Frage biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains. – Arch. Hydrobiol. Suppl.22, 268–386.
- KOLK (1995): Landschaftspflegerischer Begleitplan Hellenbrucher Bach - Offenlegung am Hüfer Weg. - Bergisch-Rheinischer Wasserverband, Gruiten.
- KREJCI, V.; FANKHAUSER, R. GAMMETER, S. et al. (1994): Integrierte Siedlungsentwässerung Fallstudie Fehraltorf. Schriftenreihe der EWAG Nr.8, Zürich, Schweiz.
- LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ (1998): Sanierungskonzept Lahn Rheinland-Pfalz. –Heft 3 – Schlußbericht, Mainz.
- LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (1974): Landschaftseinheiten. - in: Deutsche Grundkarte 1:5.000, aus Topographischer Karte 1:25.000 Blatt 4707.
- LANDESVERMESSUNGSAMT NRW (1994/1995): Topographische Karte 1:25.000, Blatt 4707 Mettmann 18. Aufl. und Blatt 4708 Wuppertal-Elberfeld 14. Aufl., Bonn.
- LANGE (1996): Mündliche Mitteilungen. - Geologisches Landesamt NRW, Krefeld.
- LANGE, G. & LECHER, K. (1986): Gewässerregelung, Gewässerpflege – Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. Parey Verlag, Hamburg, Berlin.

- LANGGUTH, H. R. (1966): Die Grundwasserverhältnisse im Bereich des Velberter Sattels (Rheinisches Schiefergebirge). - Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes NRW, Düsseldorf.
- LAUKÖTTER (1987): Quellen – Vom Leben im saubersten Wasser. Naturschutzzentrum NRW, Recklinghausen.
- LAWA (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL, NRW) (1989): Richtlinie für naturnahen Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen. 4. Aufl., Woeste Druck + Verlag, Essen.
- LAWA (LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL, NRW) (1991): Allgemeine Güteanforderung für Fließgewässer (AGA). Woeste Druck + Verlag, Essen.
- LEUCHS, W. & RÖMERMANN, H. (1991): Auswirkungen stadtoökologischer Gestaltungsmaßnahmen auf die Grundwassersituation. - Urbane Gewässer, 427-445.
- LÖBF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW) (1996a): LÖBF-ÖKO-DOK-NRW – Biotopverbundfläche - VB-D-4707-025. Text- und Kartenausschnitt, Kartenmaßstab 1:25.000, Recklinghausen.
- LÖBF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW) (1996b): LÖBF-ÖKO-DOK-NRW: Schutzwürdige Biotope, BK-4707-068. Text- und Kartenausschnitt, Kartenmaßstab 1:25.000, Recklinghausen.
- LÖBF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN NRW) (1996c): Biotopkartierung Nordrhein-Westfalen – Methodik und Arbeitsanleitung, § 62-Biotope in NRW – Entwurf zur Kartieranleitung, Recklinghausen.
- LÖLF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG NRW) (1988): Naturschutz praktisch – Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz, Recklinghausen.
- LÖLF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG NRW) (1991): Biotopkataster NRW – Auswertung des Linfos NRW. Biotop Nr. 4708-007. Recklinghausen.
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW) (1996): Naturraumspezifische Leitbilder für große und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft. – Materialien Nr. 23, Essen.
- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW) (1997): Gewässergütebericht '96. Auswertung des Trendmeßprogramms 1990 - 1995, Essen.

- LUA (LANDESUMWELTAMT NRW) (1999a): Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. - Merkblätter Nr. 17, Essen.
- LUA (LANDESUMWELTAMT, NRW) (1999b): Richtlinie für naturnahe Unterhaltung und naturnahen Ausbau der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. 5. Aufl., Essen.
- MAIDL, F. X. (1991): Verbesserung der Trinkwasserqualität durch Optimierung der Landwirtschaft. Heißenhuber (Hrsg.): Grundwasserschutz und Landwirtschaft. Vorträge anlässlich einer Tagung am 11. April 1991 an der TU München-Weihenstephan, 84-111.
- MILDENBERGER, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes - Band 2, Kilda Verlag, Greven.
- MOOG, O. (1995): Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs - Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/1995. - Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- MURL (MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT DES LANDES NRW) (1999): Kulturlandschaftsprogramme der Kreise und kreisfreien Städte - Internetinformation.
- NOWAK, E. (1987): Gestaltender Biotopschutz für gefährdete Tierarten und deren Gemeinschaften. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (Hrsg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 28, Bonn-Bad Godesberg.
- NOWAK, E.; BLAB, J.; BLESS, R. (1994): Rote Liste der gefährdeten Wirbeltiere in Deutschland mit kommentierten Artenverzeichnissen und Synopsen der Roten Listen der Bundesländer. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 42, Bonn-Bad Godesberg.
- OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. Aufl., Ulmer Verlag, Hamburg.
- OCHSE, M. & MICHELS, C. (1999): Effizienzkontrolle im Feuchtgrünlandschutz. Ein Beispiel aus dem NSG „Dingdener Heide“ (Nordrhein-Westfalen). Naturschutz und Landschaftsplanung 31 (8), 238-243.
- OSTERKAMP, S. et al. (1999): Einsatz von Pflanzenkläranlagen zur Behandlung von schadstoffbelastetem Oberflächenabfluß städtischer Straßen. Limnologica 29 (1) 93-102.

- OTILLINGER, F; SAILER, E. (1991): Kriterien einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung – aus Sicht eines Wasserversorgungsunternehmens. Heißenhuber (Hrsg.): Grundwasserschutz und Landbewirtschaftung, Vorträge anlässlich einer Tagung am 11. April 1991 an der TU München-Weihenstephan, 41-60.
- OTTO, A. (1988): Naturnaher Wasserbau; Modell Holzbach. - Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AID), Bonn.
- OTTO, A. (1996): Renaturierung als Teil der ökologischen Fließgewässersanierung. Kasseler Wasserbau-Mitteilungen Nr.6/1996, Herkules Verlag, Kassel.
- OTTO, A. (1997): Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Heft 1, 3. Aufl., Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Mainz.
- PERRINS, C. (1987): Vögel: Biologie + Bestimmen + Ökologie. Pareys Naturführer Plus. Parey, Hamburg, Berlin.
- PITSCH, T. (1993): Zur Lavaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). – Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung, Sonderheft F 8, Technische Universität Berlin.
- PODRAZA, P. (1991): Der Einfluß von Mischwasserabschlägen aus einem Regenüberlauf auf die Mazoobenthoszönose eines Stadtbaches. Urbane Gewässer, 175-186.
- PODRAZA, P. (1996, 1997): Mündliche Mitteilungen.
- POPP, D. (1988): Biologische und limnologische Kriterien bei der naturnahen Regelung bestehender Fließgewässer. - Grundlagen der naturnahen Regelung bestehender Gewässer (DVWK Fortbildungsreihe H. 13), 7 - 26.
- POTT, R. (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 1. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl., Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- RECK, H. (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung. Empfehlungen zum Untersuchungsaufwand und zu Untersuchungsmethoden für die Erfassung von Biodeskriptoren. Naturschutz und Landschaftsplanung 4/92, 129-135.
- RICHTER, G. (1996): Entwicklungsplan Mettmanner Lößterassen (unveröffentlicht).

- RIECKEN, U.; RIES, U. & SSYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz, Heft 41, Kilda Verlag, Bonn.
- ROTHMALER, W. (1991): Exkursionsflora von Deutschland. Band 3, Atlas der Gefäßpflanzen, 8. Aufl., Volk und Wissen Verlag GmbH, Berlin.
- RUNGE, F. (1994): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. 12./13. Aufl., Münster.
- SCHELLENBERG, A. (1942): Krebstiere oder Crustacea IV. Flohkrebse oder Amphipoda. – in: Dahl, F. (Hrsg.): Tierwelt Deutschlands 40/IV, Fischer Verlag, Jena.
- SCHMEIL, O. & FITSCHEN, J. (1982): Flora von Deutschland. 87. Aufl., Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg.
- SCHNYDER, H. (1993): Spezielle Grünlandlehre. Eine praktische Vegetationskunde des Dauergrünlandes. Lehrstuhl für Allgemeinen Pflanzenbau, Universität Bonn.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. G. Fischer Verlag Jena, Stuttgart.
- SCHOENEMUND, E. (1930): Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. – in: Dahl, F. (Hrsg.): Tierwelt Deutschlands 19, Fischer Verlag, Jena.
- SCHUMACHER, G. T. (1991): Untersuchung zum ökologischen Zustand der Düssel – Situation, Bewertung und Biotopmanagement. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Köln.
- SCHWEDER H. (1992): Neue Indizes für die Bewertung von Fließgewässern. – Limnologie aktuell Band 3, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie, 7. Aufl. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- SEDLAK, E. (1987): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta: Trichoptera). 2. Aufl., Bundesanstalt für Wassergüte in Wien: Wasser und Abwasser, Band 29, Kaiserslautern.
- SIEKER, F. (1996): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten. Grundlagen, Leitfaden und Anwendungsbeispiele. Kontakt & Studium Band 508, Expert Verlag, Renningen-Malmsheim.
- SOWA, W. & FELSCHEN, O. (1993): Vermeidung und Verminderung von Regenwasserüberflüssen aus Siedlungsgebieten durch Rückhaltung und Versickerung. Wasser + Boden H.10.

- SPIEKERMANN GMBH & CO. BERATENDE INGENIEURE (1998): Regenüberlaufbecken und Regenrückhaltebecken Benninghover Weg. Text und Kartenmaterial, Düsseldorf.
- SPIES, K.- P. & BÖLINGER, T. (1998): Niederschlagswasserbewirtschaftung. Grundlagen zum Bau und zur Bemessung von Anlagen zur dezentralen Versickerung von nicht schädlich verunreinigtem Niederschlagswasser im Rhein-Sieg-Kreis, Siegburg.
- STATZNER, B. (1976): Zur Unterscheidung der Larven und Puppen der Köcherfliegen-Arten *Hydropsyche angustipennis* und *pellucidula* (Trichoptera: Hydropsychidae). Ent. Germ. 3 (3).
- STOTZ, G. (1991): Möglichkeiten und Grenzen weitergehender und alternativer Maßnahmen bei der Regenwasserbehandlung. Wasser Boden Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität Gesamthochschule Kassel, Heft 7, 225-238.
- SZIJJ (1988): Bioökologischer Fachbeitrag zum Biotop-Managementplan LSG Frauenhofer Steinbruch. Bearbeitung Ökologische Arbeitsgruppe Szijj, Universität-Gesamthochschule Essen.
- TÖNSMANN, F. (Hrsg.) (1996): Sanierung und Renaturierung von Fließgewässern – Grundlagen und Praxis -. Kasseler Wasserbau – Mitteilungen Heft 6, Kassel.
- TRAUTMANN, W. (1972): Erläuterungen zur Karte „Vegetation“ (Potentielle natürliche Vegetation) Nordrhein-Westfalen. Hannover. Mit Karte der potentiellen natürlichen Vegetation 1:500.000, Nordrhein-Westfalen.– in: Deutscher Planungsatlas, Band I Nordrhein-Westfalen.
- UNTERE LANDSCHAFTSBEHÖRDE KREIS METTMANN (1994/95): Luftbilder der Bildflüge von 1994/95 auf Grundlage der Deutschen Grundkarte im Maßstab 1:5.000.
- UNTERE LANDSCHAFTSBEHÖRDE KREIS METTMANN (1995): Landschaftsplan Mettmann - in der geänderten Fassung vom 16.09.1995.
- UNTERE LANDSCHAFTSBEHÖRDE KREIS METTMANN (1996): Schriftliche Mitteilungen: Landschaftseinheiten – Text und Kartenmaterial im Maßstab 1:5.000.
- VANNOTE, R. et al. (1980): The river continuum concept. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 130–137.
- VERBÜCHELN, G. et al. (1995): Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Schriftenreihe, Band 5, Recklinghausen.

VERMESSUNGS- UND KATASTERAMT DES KREISES METTMANN (1999): Vergrößerungen der Deutschen Grundkarte 1:5.000. Blattnummern/Eckkoordinaten: 6676, 6678, 7078, 7080 im Maßstab 1:2.000 (Nr. L 14/99), Mettmann.

WENDLING (1998): Schriftliche Mitteilungen.

WILMANNS, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie. 5. Aufl., Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, Wiesbaden.

11 Anhang

11.1 Ökologische Bewertung von Fließgewässern Stammblatt 06.05.1996

Gewässername: Hellenbrucher Bach Gewässersystem: Mettmanner Bach, Düssel, Rhein
 Gewässertyp: kl. Berglandbach Gewässer-Nr.: 275.24.0004
 TK 25 Nr:

4707	4708		
------	------	--	--

Gebiets-Kennzahl	Stationierung		Bewertungen						Abschnitts-länge in m	Datum
	Anfang	Ende	L		W	U				
			L	R		L	R			
	Quelle 4 + 523	4 + 320	4		2	3		trocken 203	06.05.96	
	4 + 320	4 + 175	3		2	2		trocken 145	06.05.96	
	Quelle 4 + 175	4 + 035	4	3	3	3		140	22.04.96	
	4 + 035	3 + 805	3		2	2		230	22.04.96	
	3 + 805	3 + 695	3		1	1		110	18.04.96	
	3 + 695	3 + 610	5		5	4		85	18.04.96	
	3 + 610	3 + 470						Forellen- teiche 140	18.04.96	
	3 + 470	3 + 140	4		4	4		330	18.04.96	
	3 + 140	3 + 030	4		6	6		110	18.04.96	
	3 + 030	2 + 880	2	4	3	3		150	17.04.96	
	2 + 880	2 + 850						Teich 30	17.04.96	
	2 + 850	2 + 325	4		5	4		z.T. verrohrt 525	15.04.96	
	2 + 325	2 + 000	2	4	3	2	4	325	15.04.96	
	2 + 000	1 + 650	3	4	2	3	4	350	15.04.96	
	1 + 650	1 + 510	2	3	3	3		140	10.04.96	
	1 + 510	1 + 225	4		4	4		285	10.04.96	
	1 + 225	1 + 100	2	5	3	2	4	125	09.04.96	
	1 + 100	0 + 704	2	4	4	3	4	396	09.04.96	
	0 + 704	0 + 285	2	5	6	4		419	09.04.96	
	0 + 285	0 + 174	2	4	4	3		111	26.03.96	
	0 + 174	Mündung 0 + 000	1		1	1	2	174	26.03.96	

Gesamtlänge: 4.523 m

11.2 Historische Karte von Mettmann (Ausschnitt): M 1:25.000 (von Müffling, 1825)



11.3 Gütegliederung der Fließgewässer (nach LAWA, 1991)

Saprobiebereich	Saprobienindex	Grad der organischen Belastung	NH ₄ -N [mg/l]	O ₂ -Minima [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	Güteklasse Farbe der Gütekarte
Oligosaprobie	1,0 - <1,5	unbelastet bis sehr gering belastet	höchst. Spuren	> 8	1	I blau
Oligosaprobie mit β-mesosaprobem Einschlag	1,5 - <1,8	gering belastet	um 0,1	> 8	1 - 2	I - II hellblau
ausgeglichene β-Mesosaprobie	1,8 - <2,3	mäßig belastet	< 0,3	> 6	2 - 6	II dunkelgrün
β - α-mesosaprobe Grenzzone	2,3 - <2,7	kritisch belastet	< 1	> 4	5 - 10	II - III hellgrün
ausgeprägte α-Mesosaprobie	2,7 - <3,2	stark verschmutzt	0,5 bis mehrere	> 2	7 - 13	III gelb
Polysaprobie mit α-mesosaprobem Einschlag	3,2 - <3,5	sehr stark verschmutzt	mehrere mg/l	< 2	10 - 20	III - IV orange
Polysaprobie	3,5 - <4,0	übermäßig verschmutzt	mehrere mg/l	< 2	> 15	IV rot

Saprobienindex (S) nach DIN 38410 (1994):

$$S = \frac{\sum s_i \cdot A_i \cdot G_i}{\sum A_i \cdot G_i}$$

- s_i Saprobiewert des i-ten Taxon
 A_i Abundanzziffer des i-ten Taxon
 G_i Indikationsgewicht des i-ten Taxon
 n Anzahl der Taxa

PROBESTELLE	s	G	12	11	10	V	9	B	8	7	6	5	4	3	2	1
Elmis sp. Im			1
Helodes sp. L			3	1
Sialis lutaria	2,3	4	1	.	.
Rhyacophila fasciata	2,0	4	.	2	4	.	4	.	3
Rhyacophila nubila	2,0	4	3	2
Hydrops. angustipennis			3	.	.	2	4	.	.
Hydropsyche saxonica			1	.	.	.	2	.	.
Hydropsyche siltalai	1,8	8	.	.	1
Plectrocnem. conspersa	1,5	4	4	4
Limnephilus sp.			1
Cf. Glyptotaelius pellucides			1	.	.	.
Potamophylax cingulatus/latipennis			2
Halesus digitatus			.	.	.	2
Micropterna sequax			1
Chaetopteryx villosa			1
Annitella obscurata			3	.	.	.
Chaetopteryginae n.d.			3
Limnephilidae non det.			1
Goeridae non det. Leer			1
Sericostoma sp.	1,5	8	.	.	1
Dicranota sp.			.	1	.	.	.	2	.	.	1	.	2	.	.	.
Eloeophila sp.			1	.	1	.	.	1	1	1
Pilaria sp.			1	.	.	1
Psychoda sp.	3,4	4	1
Ptychoptera sp.			4	.
Simulium ornatum	2,0	8	.	.	.	2	.	.	3	.	3	6	2	4	.	.
Simulium spinosum Gr.			.	4	3	.	7	2	3	.	.
Tanypodinae non det.			.	.	1	2	2
Prodiamesa sp.			5	.	6	5	.	.	.	3
Chironomus thummi Gr.	3,2	4	6
Chironomidae non det.			.	3	5	2	4	2	4	4	6	7	6	5	3	3
Ceratopogonidae n. d.			.	.	2	.	.	1	1	2	4	.	3	3	2	.
Stratiomyidae non det.			.	.	.	1
Tabanidae non det.			2	1	.	.
SAPROBIENINDEX			1,94	1,95	1,96	2,06	1,9	1,87	1,89	2,28	2,39	2,53	2,22	2,12	1,7	1,59
STREUUNGSMAB			0,12	0,11	0,15	0,23	0,14	0,17	0,14	0,16	0,19	0,21	0,23	0,18	0,14	0,25

PROBESTELLE	s	G	12	11	10	V	9	B	8	7	6	5	4	3	2	1
Cordulea aenea/ Somatochlora metallica			.	.	1
Corixidae non det.			1
Nepa cinerea			1	.	.
Agabus guttatus Im			1
Agabus nebulosus Im			.	.	.	1
Dytiscidae n. det. L			1
Hydraena bohemica Im			1
Elmis aenea Im			2
Elmis sp. L+Im			.	+1	.	.	2
Laccornis oblongus Im			2
Helodes sp. L			1	1	.	.	.	2	.	.	1
Sialis fuliginosa	2,0	8	.	1	1	2	.	.	3	.	4
Rhyacophila fasciata	2,0	4	3	3	4	5	.	1	4	3
Hydrops. angustipennis			.	.	1	4	4	.	4	6	.	.
Hydropsyche saxonica			.	1	3	3	.	.	2	.	.	.
Hydropsyche sp.			1	.	.	4	.	.	.
Plectrocnem. conspersa	1,5	4	4	.
Potamophylax cingula- tus/latipennis			1
Chaetopteryx villosa			2	.	.	.
Limnephilidae non det.			.	.	2
Sericostoma sp.	1,5	8	2	4	2	.
Tipilidae non det.			1	.	.
Dicranota sp.			1	2	1	.
Eloeophila sp.			1	1	.
Pilaria sp.			2	.	.	.
Limoniidae non det.			1	.	.	1	1
Ptychoptera sp.			.	.	.	1	3	.	2	1
Dixa sp.			1
Simulium ornatum	2,0	8	.	.	.	7	4	.	.	7	2	.	4	7	.	.
Simulium spinosum Gr.			6	7	6	6	5	7	6	7	3	1	2	7	.	.
Tanypodinae non det.			2	.	1	3	1	.	.	1	2	.	.	.	4	1
Prodiamesa sp.			6	.	3	7	6	.	2	4	6	.	2	2	4	.
Chironomidae non det.			3	3	.	6	3	.	.	4	5	.	4	5	7	5
Ceratopogonidae n. d.			.	.	.	3	.	.	1	.	1	.	2	1	3	.
Tabanidae non det.			3	.	.	.
SAPROBIENINDEX			2,08	1,92	1,97	1,98	1,93	1,84	1,98	2,18	2,32	2,66	2,25	2,13	1,76	1,56
STREUUNGSMAB			0,16	0,14	0,15	0,16	0,13	0,14	0,12	0,12	0,14	0,13	0,19	0,16	0,11	0,28

PROBESTELLE	s	G	12	11	10	V	9	B	8	7	6	5	4	3	2	1
Nepa cinerea			.	.	.	1	3	.	.	.
Agabus sp. L			3
Elmis aenea Im			.	.	1	.	1	1	1
Elmis maugetii Im	1,5	8	2	2	.	.	.
Elmis sp. Im			.	.	2	.	2	1
Helodes sp. L			3	2
Sialis lutaria	2,3	4	2	.	.
Rhyacophila fasciata L,P	2,0	4	3	6	6	.	6	.	5	4
Hydropsy. Angustipennis			3	6	2	6	7	.	.
Hydropsyche saxonica			2	.	.	.	1	.	3	3	6	.	7	.	.	.
Plectrocnemia conspersa	1,5	4	1	4	1
Limnephilus spp. P			2	.
Limnephilidae n. d. L, P			2	2	3	.
Micropt. lateris / sequax			1	.	.	.
Sericostoma sp.	1,5	8	2	4	1	.
Tipulidae non det.			1
Dicranota sp.			3	.	2	2	1	3	.
Eloeophila sp.			1
Ptychoptera sp.			.	.	2	1	.	1	6	.	3	.
Dixidae n.d.			3	2
Simulium ornatum	2,0	8	.	4	3	5	4	6	.	1	3	.	.	2	.	.
Simulium spinosum Gr.			.	.	4	4	3	6
Simulium spp.			2	.	.	3	4	6	.	.	3	.	.	2	1	.
Tanypodinae non det.			1	.	1	.	.	3	6	7	.
Prodiamesa sp.			4	.	5	4	1	1	.	.	.	2	.	7	7	.
Chironomus thummi Gr.	3,2	4	.	.	1	3
Chironomidae non det.			1	.	3	.	7	2
Ceratopogonidae n. d.			1	.	.	1	.	6	1	6	.
Empididae n. d.			2	.	.
SAPROBIENINDEX			2,03	1,90	2,05	1,93	1,95	1,88	2,01	2,10	2,25	2,68	2,10	2,05	1,71	1,60
STREUUNGSMAB			0,11	0,14	0,10	0,17	0,12	0,10	0,12	0,12	0,16	0,24*	0,28*	0,10	0,11	0,25*

PROBESTELLE	ET	12	11	10	V	9	B	8	7	6	5	4	3	2	1
Elmis sp. Im		1
Helodes sp. L	D	6	1
Sialis lutaria	R	1	.	.
Rhyacophila fasciata L+P	R	.	4	3+9	.	5+8	.	3+7
Rhyacophila nubila L+P	R	4+5	4
Hydropsy. Angustipennis	F	6	.	.	2	19	.	.
Hydropsyche saxonica	F	1	.	.	.	2	.	.
Hydropsyche siltalai	F	.	.	1
Plectrocnemia conspersa	R	12	15
Limnephilus sp.	WD	1
cf. Glyphotael.pellucides	Z	1	.	.	.
Potamophylax cingulatus/latipennis	Z	2
Halesus digitatus	Z	.	.	.	3
Micropterna sequax	WD	1
Chaetopteryx villosa	WD	1
Annitella obscurata	WD	5	.	.	.
Chaetopteryginae n.det.		5
Limnephilidae non det.		1
Goeridae non det. I.		1
Sericostoma sp.	Z	.	.	1
Dicranota sp.	R	.	1	.	.	.	2	.	.	1	.	2	.	.	.
Eloeophila sp.		1	.	1	.	.	1	1	1
Pilaria sp.		1	.	.	1
Psychoda sp.	D	1
Ptychoptera sp	D	13	.
Simulium ornatum	F	.	.	.	2	.	.	8	.	10	66	3	20	.	.
Simulium spinosum Gr.	F	.	11	5	.	158	4	7	.	.
Tanypodinae non det.	R	.	.	1	2	2
Prodiamesa sp.	D	30	.	66	24	.	.	.	7
Chironomus thummi Gr.	D	56
Chironomidae non det.	D	.	5	31	2	13	3	12	13	68	157	66	24	6	5
Ceratopogonidae n. d.		.	.	4	.	.	1	1	3	17	.	8	7	4	.
Stratiomyidae non det.		.	.	.	1
Tabanidae non det.		4	1	.	.
RETI		0,85	0,90	0,51	0,75	0,92	0,95	0,92	0,40	0,16	0,06	0,34	0,61	0,92	0,87

PROBESTELLE	ET	12	11	10	V	9	B	8	7	6	5	4	3	2	1
Cordulea aenea/ Somo- tochlora metallica	R	.	.	1
Corixidae non det.		1
Nepa cinerea	R	1	.	.
Agabus guttatus Im	R	1
Agabus nebulosus Im	R	.	.	.	1
Dytiscidae n. det. L	R	1
Hydraena bohemia Im	R	1
Elmis aenea Im		3
Elmis sp. L+P	WD	.	+1	.	.	2
Laccornis oblongus Im	R	2
Helodes sp. L	D	1	1	.	.	.	2	.	.	1
Sialis fuliginosa	R	.	1	1	2	.	.	6	.	11
Rhyacophila fasciata L+P	R	2 +4	3 +4	5 +8	12 +25	.	+1	4 +11	4 +2
Hydropsy. angustipennis	F	.	.	1	14	13	.	18	48	.	.
Hydropsyche saxonica	F	.	1	6	8	.	.	4	.	.	.
Hydropsyche sp.	F	1	.	.	18	.	.	.
Plectrocnemia conspersa	R	18	.
Potamophylax cingula- tus/latipennis	Z	1
Chaetopteryx villosa	WD	3	.	.	.
Limnephilidae n.d. +P		.	.	+2
Sericostoma sp.	Z	4	11	2	.
Tipilidae non det.		1	.	.
Dicranota sp.	R	1	2	1	.
Eleoophila sp.		1	1	.
Pilaria sp.		3	.	.	.
Limoniidae non det.		1	.	.	1	1
Ptychoptera sp.	D	.	.	.	1	8	.	2	1
Dixa sp.		1
Simulium ornatum	F	.	.	.	121	15	.	.	109	4	.	11	288	.	.
Simulium spinosum Gr.	F	97	116	75	81	39	104	58	336	7	1	3	126	.	.
Tanypodinae non det.	R	2	.	1	6	1	.	.	1	2	.	.	.	19	1
Prodiamesa sp.	D	46	.	10	134	42	.	3	16	97	.	3	4	17	.
Chironomidae non det.	D	8	5	.	44	6	.	.	15	50	.	13	22	135	26
Ceratopogonidae n. d.		.	.	.	5	.	.	1	.	1	.	2	1	8	.
Tabanidae non det.		5	.	.	.
RETI		0,65	0,65	0,81	0,47	0,80	0,78	0,83	0,29	0,34	0,36	0,24	0,40	0,73	0,87

PROBESTELLE	ET	12	11	10	V	9	B	8	7	6	5	4	3	2	1
Nepa cinerea	R	.	.	.	1	4	.	.	.
Agabus sp. L	R	4
Elmis aenea Im		.	.	1	.	1	1	1
Elmis maugetii Im		2	3	.	.	.
Elmis sp. Im	WD	.	.	2	.	3	1
Helodes sp. L	D	5	2
Sialis lutaria	R	2	.	.
Rhyacophila fasciata L+P	R	2 +6	2 +26	3 +35	.	4 +28	.	5 +13	1 +8
Hydropsy. Angustipennis	F	6	38	2	31	185	.	.
Hydropsyche saxonica	F	2	.	.	.	1	.	5	6	27	.	58	.	.	.
Plectrocnemia conspersa	R	1	13	1
Limnephilus spp. P	WD	3	.
Limnephilidae n.d. +P		2	+3	+6	.
Miropt. lateralis / sequax	WD	1	.	.	.
Sericostoma sp.	Z	2	25	1	.
Tipulidae non det.		1
Dicranota sp.	R	4	.	3	3	1	5	.
Eloeophila sp.		1
Ptychoptera sp.	D	.	.	2	1	.	1	50	.	8	.
Dixidae n.d.		4	2
Simulium ornatum	F	.	19	12	54	35	110	.	1	6	.	.	5	.	.
Simulium spinosum Gr.	F	.	.	15	35	13	110
Simulium spp.	F	5	.	.	13	16	150	.	.	7	.	.	3	1	.
Tanypodinae non det.	R	1	.	1	.	.	7	30	96	.
Prodiamesa sp.	D	12	.	18	14	1	1	.	.	.	3	.	100	132	.
Chironomus thummi Gr.	D	.	.	1	7
Chironomidae non det.	D	1	.	7	.	108	3
Ceratopogonidae n. d.		1	.	.	1	.	38	1	48	.
Empididae n. d.	R	3	.	.
RETI		0,97	0,96	0,94	0,8	0,99	0,64	0,99	0,96	0,58	0,16	0,45	0,59	0,71	0,92