

hunte

EG-WRRRL-Modellprojekt
Hunte | Lethe | Haaren
Teilprojekt Hunte

**Planung und Umsetzung
strukturverbessernder Maßnahmen
an Hunte und Huntloser Bach
mit begleitendem maßnahmenbezogenem
Monitoring**

Abschlussbericht



Teilprojekt Hunte

Planung und Umsetzung strukturverbessernder Maßnahmen an Hunte und Huntloser Bach mit begleitendem maßnahmenbezogenem Monitoring

Abschlussbericht

Durchgeführte Einzelprojekte:

- ⇒ Totholzeinbau in der Hunte
- ⇒ Laufverlängerung der Hunte durch Anschluss eines vorhandenen Altwassers
- ⇒ Revitalisierung / Strukturverbesserung an Nebengewässern der Hunte am Beispiel des Huntloser Bachs

Projektträger:

Hunte-Wasseracht

Sannumer Strasse 4
26197 Großenkneten
Geschäftsführer: Hans-Dieter Buschan
Tel. 04487/9279-19 Fax: 04487/9279-30
mail: hans-dieter.buschan@hunte-wasseracht.de

Bearbeitung:

**Projektkoordination, Genehmigungsplanung, Bauleitung,
Wasserwirtschaftliche Berechnung (1-D Modell Laufverlängerung),
Monitoring Strukturentwicklung und Makrozoobenthos:**

NLWKN

– Betriebsstelle Brake- Oldenburg –

Heinestraße 1

26919 Brake

Bearbeiter: Volker Knuth, Peter Suhrhoff

Tel. 04401/926-306

Fax: 04401/926-100

mail: poststelle@nlwkn-bra.niedersachsen.de

**Wasserwirtschaftliche Berechnungen (3-D-Modell Strömungslenker,
2-D Modell Laufverlängerung):**

Environumerix

Ingenieurgesellschaft mbH

Lothar Klauke

Karlshafener Str. 38

37671 Höxter

Tel. 05271/931906

Fax: 05271/931907

mail: info@environumerix.com

Landschaftspflegerischer Fachbeitrag (Laufverlängerung Hunte):

Dr. Jürgen Brand,

Büro für landschaftsökologische Leistungen

Am Sportplatz 13a

27243 Prinzhöfte

Tel.: 04224/141037

Fax: 04224/141039

mail: jnbrand@gmx.de

Vermessungsarbeiten

Ingenieur- und Vermessungsbüro

Scholz & Erdwiens

Königstraße 9

26180 Rastede

Tel.: 04402/91920

Fax: 04202/919229

mail: info@scholz-und-erdwiens.de

Bauausführung

Lothar Börries GmbH

Schinkenweg 1

27801 Neerstedt

Tel.: 04432/611

Fax: 04432/1580

Josef Haschke

Kultur- und Tiefbau

Achter de Beeke 33

28844 Weyhe

Tel.: 04203/5060

BGD

Baustoff und Gewässersanierungs GmbH

Dessau

Schulstraße 8

06846 Dessau

Tel.: 0340/611820

Fax: 0340/619180

mail: info@bsd-dessau.de

Aufgestellt:

Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Betriebsstelle Brake-Oldenburg

im Dezember 2009 von

Volker Knuth (GB II)

Peter Suhrhoff (GB III)



Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	6
2	TOTHOLZEINBAU IN DER HUNTE.....	8
2.1	Veranlassung und Fragestellung	8
2.2	Einbaumethodik	11
2.3	Erfahrungen mit der Einbaumethodik.....	15
2.4	Strukturelle Auswirkung der Totholz-Einbauten	17
2.5	Wirkung der Totholz-Einbauten auf das Makrozoobenthos (MZB)	18
2.5.1	Methodik	18
2.5.2	Ergebnisse und Interpretation des MZB-Totholz-Monitorings	19
2.5.2.1	Allgemeine biozönotische Bewertung.....	19
2.5.2.2	Ergebnisse der WRRL-Bewertungen.....	23
2.5.2.3	Zusammenfassung der MZB-Ergebnisse des Totholzprojektes	27
2.6	Kostenbetrachtung	28
2.7	Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Übertragbarkeit.....	29
3	LAUFVERLÄNGERUNG DER HUNTE DURCH ANSCHLUSS EINES VORHANDENEN ALTWASSERS	31
3.1	Veranlassung und Fragestellung	31
3.2	Beschreibung der umgesetzten Maßnahmen	33
3.3	Hinweise zum Genehmigungsverfahren	37
3.4	Morphologische Entwicklungen.....	38
3.5	Monitoring-Ergebnisse „Aschenbecksche Insel“: Makrozoobenthos.....	40
3.5.1	Methodik	40
3.5.2	Ergebnisse und Interpretation des MZB-Monitorings	40
3.5.2.1	Kurzbeschreibung der Probestrecken	40
3.5.2.2	Allgemeine biozönotische Bewertung.....	44
3.5.2.3	Bewertungsergebnisse der WRRL-Verfahren	47
3.5.2.4	Artengruppen der Hunte, die im ersten Jahr nach dem Anschluss noch nicht in der neuen Flussschleife Aschenbecksche Insel festgestellt wurden	51
3.5.2.5	Zusammenfassung der MZB-Ergebnisse Aschenbecksche Insel.....	52
3.6	Kostenbetrachtung	54
3.7	Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Übertragbarkeit.....	55

4	REVITALISIERUNG / STRUKTURVERBESSERUNG AN NEBENGEWÄSSERN DER HUNTE AM BEISPIEL DES HUNTLOSER BACHS	57
4.1	Veranlassung und Fragestellung	57
4.2	Revitalisierungskonzept	58
4.2.1	Gewässerentwicklung mit laufverändernder Wirkung.....	58
4.2.2	Gewässerentwicklung ohne Laufveränderungen.....	66
4.3	Hydraulisch-numerische Voruntersuchungen	67
4.3.1	Schräggestellte Sohlschwellen (Kategorie 1)	68
4.3.2	Dreiecksbuhnen (Kategorie 2).....	69
4.3.3	Kombinierte Bauweisen (Kategorie 3).....	70
4.4	Kurzbeschreibung der Maßnahmen am Huntloser Bach	73
4.5	Änderung der Gewässerunterhaltung	75
4.6	Morphologische Wirkungen im Projektzeitraum.....	75
4.7	Wirkung der Maßnahmen am Huntloser Bach auf das Makrozoobenthos.....	86
4.7.1	Methodik	86
4.7.2	Ergebnisse und Interpretation.....	86
4.7.2.1	Allgemeine biozönotische Bewertung.....	86
4.7.2.2	Ergebnisse der WRRL-Bewertungen für den Huntloser Bach.....	91
4.7.3	Zusammenfassung der MZB-Ergebnisse für die Strukturverbesserungen am Huntloser Bach	95
4.8	Kostenbetrachtung	97
4.9	Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Übertragbarkeit.....	99
	LITERATURVERZEICHNIS	104

Anlagen

- Anlage 1: Übersichtsplan Maßnahmen Teilprojekt Hunte
- Anlage 2: Übersichtsplan Totholzeinbau
- Anlage 3: Lageplan Totholzeinbau Phase 1
- Anlage 4: Lageplan Laufverlängerung Aschenbecksche Insel
- Anlage 5: Lageplan Strukturverbesserungen Huntloser Bach
- Anlage 6: Rohdaten Makrozoobenthos

Anhang

- Anhang 1: Biozönotisches Bewertungsverfahren Makrozoobenthos (BBM)

1 EINLEITUNG

Derzeit verfehlen viele niedersächsische Fließgewässer den von der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) geforderten „guten ökologischen Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potential“. Die in der Vergangenheit durchgeführten Ausbaumaßnahmen und die regelmäßige maschinelle Gewässerunterhaltung führten zu hydromorphologischen Defiziten und negativen Auswirkungen auf die nach WRRL bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten¹. Daneben können auch stoffliche Belastungen für die Wasserqualität ein Problem sein. Nach den in der Vergangenheit bereits unternommenen Anstrengungen zur Verbesserung der Klärtechnik resultiert der größte Anteil stofflicher Belastungen heute oft aus diffusen Quellen.

Den primären limitierenden Faktor für die biologischen Qualitätskomponenten stellen heute in der Regel hydromorphologische Defizite dar. Eine der wichtigsten Aufgaben zur Erreichung des guten ökologischen Zustands ist daher neben der Wiederherstellung der Durchgängigkeit die Verbesserung der hydromorphologischen Strukturen als abiotische Voraussetzung für eine gewässertypische Besiedlung.

Die in den Jahren 2006 bis 2008 im Rahmen des Teilprojekts Hunte geplanten und umgesetzten Maßnahmen (siehe Abb. 1) dienen vor diesem Hintergrund vorrangig der Verbesserung der hydromorphologischen Situation der bearbeiteten Gewässerabschnitte. Zur Überprüfung der Wirksamkeit der umgesetzten Maßnahmen bezüglich der Umweltziele gemäß Art. 4 EG-WRRL wurde ein maßnahmenbegleitendes operatives Monitoring im Hinblick auf die stark strukturabhängigen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos² und Fischfauna durchgeführt. Zusätzliche Berücksichtigung fand das Verhältnis zwischen Kosten und Wirksamkeit der umgesetzten Strukturverbesserungen unter Bezugnahme auf die nach Anhang III EG-WRRL anzustellende Wirtschaftliche Analyse.

Die Maßnahmen zur Strukturverbesserung wurden an der Erosionsstrecke der Hunte unterhalb Wildeshausens auf mehreren Abschnitten sowie an ausgewählten Unterläufen kleinerer Nebengewässer der Hunte durchgeführt. Die Hunte weist in diesem Abschnitt noch zahlreiche naturnahe Strukturen und eine vergleichsweise gute Fließgewässer-Biozönose auf. Jedoch sind hier deutliche Defizite gegenüber dem angestrebten guten Zustand vorhanden, die durch eine seit Jahrzehnten anhaltende Tiefenerosion -hervorgerufen durch massive Laufverkürzungen- bedingt sind. Die Bearbeitung der Tiefenerosion bildet folglich den Schwerpunkt der Renaturierungsbestrebungen an der Hunte unterhalb von Wildeshausen. Aufgrund der vorhandenen Besiedlungspotenziale (artenreiche Bestände typischer Fließgewässerarten) konnte eine relativ schnelle Besiedlung der umgestalteten Bereiche angenommen werden, so dass innerhalb des relativ kurzen Monitoringzeitraums belastbare Ergebnisse hinsichtlich der biologischen Qualitätskomponenten zu erwarten waren.

Auch für die Maßnahmen an den Unterläufen von Nebengewässern der Hunte wurden Bäche in dem genannten Abschnitt der Hunte ausgewählt. Die Nebengewässer stellen bei ausreichender Strukturdiversität wichtige Rückzugs- und Laichräume für Fische dar. Im Ausgangs-

¹ Biologische Qualitätskomponenten nach WRRL: Fische, aquatisch lebende wirbellose Tiere (Makrozoobenthos), Wasserpflanzen (Makrophyten), bodenlebende Algen (Phytobenthos) sowie schwebende Algen (Phytoplankton)

² Makrozoobenthos: aquatisch lebende wirbellose Tiere, wie z.B. Insekten (u.a. Libellen-, Köcherfliegen-, Eintagsfliegenlarven; Käfer, Wanzen), Schnecken, Muscheln, Krebstiere

zustand vor der Maßnahmenumsetzung waren die projektierten Abschnitte jedoch durch einen stark begradigten, regelmäßig maschinell unterhaltenen Verlauf ohne wesentliche Strukturvarianz gekennzeichnet. Für die Wirksamkeit der durchgeführten Strukturverbesserungen auf die biologischen Qualitätskomponenten konnte wiederum das hohe Besiedlungspotential der Hunte genutzt werden, so dass auch hier repräsentative Ergebnisse innerhalb des verfügbaren Monitoring-Zeitraums zu erwarten waren.

Die Ausgangssituation der jeweiligen Projektabschnitte, die Zielsetzung und Durchführung der Renaturierungsansätze sowie Methodik und Ergebnisse des durchgeführten Monitorings werden in den folgenden Kapiteln erläutert. Zudem werden Hinweise zur Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gewässer mit vergleichbaren Randbedingungen gegeben und eine Kostenbetrachtung durchgeführt.

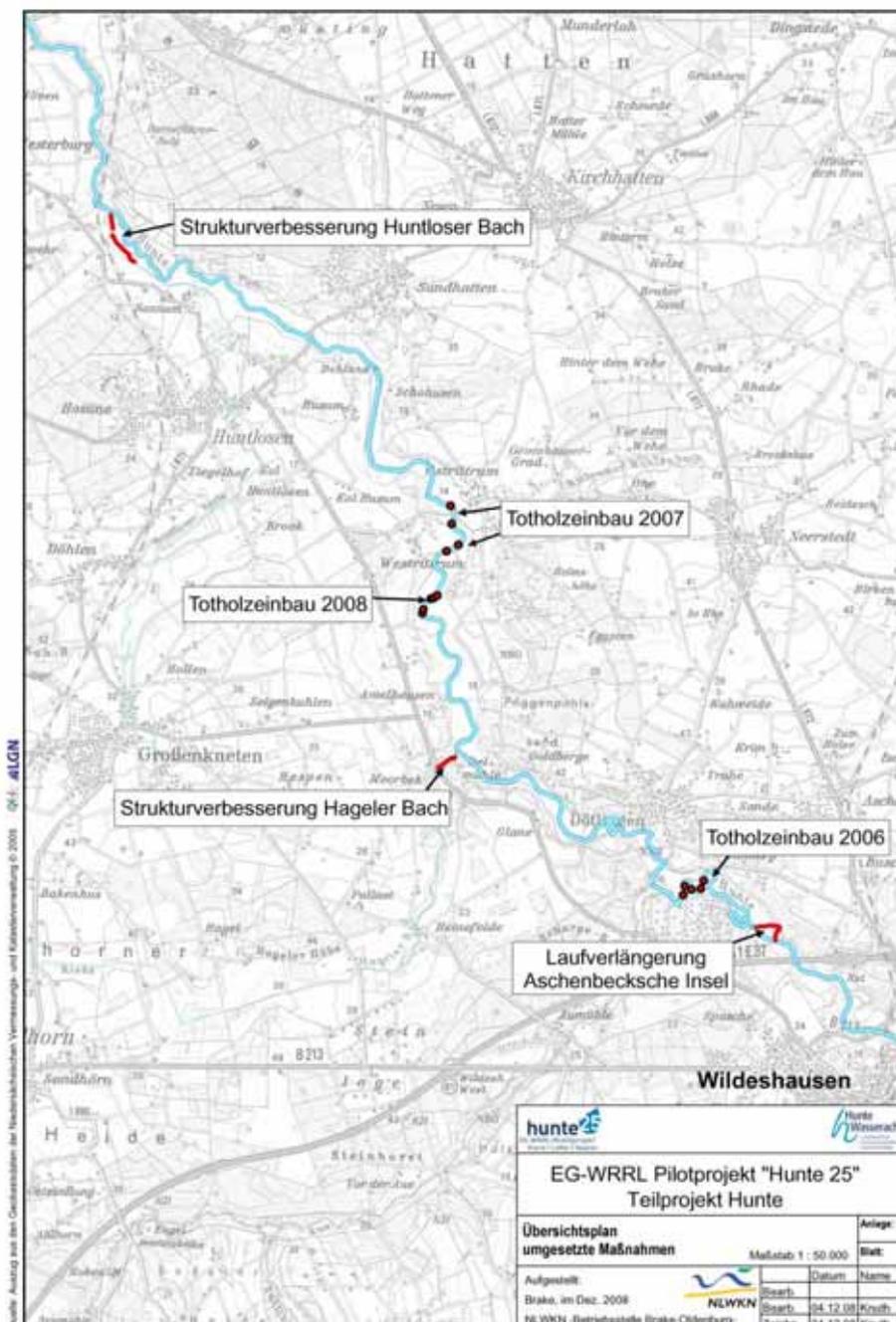


Abb. 1: Umgesetzte Maßnahmen im Teilprojekt Hunte

2 TOTHOLZEINBAU IN DER HUNTE

2.1 Veranlassung und Fragestellung

Die Hunte unterhalb von Wildeshausen hat sich durch zahlreiche Laufverkürzungen und die Intensivierung der Gewässerunterhaltung in den vergangenen 150 Jahren um 2 bis 3 m ins Gelände eingegraben. Die Eintiefungstendenz hält weiterhin unvermindert an, was sowohl durch die Zunahme an größeren Uferabbrüchen in Folge von Böschungsrutschungen als auch durch erhebliche Sedimentablagerungen in der Staustrecke oberhalb des Kraftwerks Oldenburg ersichtlich wird.

Im Interesse des Erhalts der hier vorhandenen wertvollen Fließwasser-Biozönose sowie auch der Umsetzung von WRRL-Zielen soll die Tiefenerosion im Wesentlichen über Laufverlängerungen bearbeitet werden [u.a. SUHRHOFF, 1991, KAIRIES ET AL, 1993, KNUTH, 2001]. Die Erfahrung an der Hunte zeigt allerdings, dass die Umsetzung der erforderlichen Laufverlängerungen sehr zeit- und kostenaufwendig ist. Daher besteht ein deutlicher Bedarf für flankierende Maßnahmen zur kurz- bis mittelfristigen Reduktion des weiteren Erosionsgeschehens.

Eine kostengünstige und zugleich biologisch positiv wirksame Option, das weitere Fortschreiten der Tiefenerosion abzubremsen, wird in dem Einbau von Totholz gesehen (siehe Leitfaden Maßnahmenplanung, Maßnahmensteckbriefe 3.2 u. 5.2, [NLWKN 2008]). Die Bedeutung von Totholz für Besiedlung, Gewässermorphologie, Hydrologie und Stoffhaushalt, die in diversen Untersuchungen in den letzten Jahrzehnten belegt werden konnte [z.B. REICH, GERHARD, TRÄBING 2000; HERING, REICH 1997], wird in der praktizierten Gewässerunterhaltung an zahlreichen norddeutschen Flachlandgewässern nicht ausreichend berücksichtigt. Oftmals besteht die Tendenz, sämtliches Totholz pauschal als abflussbehindernd einzustufen und vollständig aus dem Gewässerquerschnitt zu entfernen. Dabei kommt gerade in den Sandgewässern des norddeutschen Tieflandes dem Totholz als fast einzigem, natürlichem Festsubstrat als Besiedlungshabitat für zahlreiche Gewässerorganismen eine noch höhere Bedeutung zu als in Berg- und Gebirgsbächen [TIMM 1994]. Sehr positiv für die Gewässerstrukturen insgesamt sind außerdem die strömungsdifferenzierenden und sedimentrückhaltenden Wirkungen des Totholzes.

Auch an der Hunte wurden in den vergangenen Jahrzehnten umgestürzte Bäume im Rahmen der Unterhaltung weitgehend aus dem Abflussquerschnitt entfernt. Trotzdem weist das Gewässer auf einigen, kurzen Abschnitten noch ein vergleichsweise hohes Vorkommen an älteren Totholzstämmen auf. Auf den Strecken mit hoher Totholzausstattung z. B. im Barneführer Holz und unterhalb von Dötlingen (Abb. 2) ist die strömungsmodifizierende und sedimentrückhaltende Wirkung deutlich bei niedrigen Wasserständen zu erkennen. Hier sind meist mehrere Stämme in relativ geringem Abstand zueinander auf der Sohle gruppiert. Seitliche Äste, die aus dem Wasser ragen, sind nur sehr vereinzelt vorhanden; meist haben die Totholzelemente eine zylindrische Form mit Längen von 3 – 8 m.



Abb. 2: Ältere Totholzstämme bei Dötlingen mit Anlandungszone im Unterwasser

Diese vorhandenen, älteren Totholzstämme sind jedoch dem natürlichen Zersetzungsprozess unterworfen, so dass das Totholzinventar der Hunte bei Fortführung der bisher durchgeführten Räumung sämtlicher größerer Sturzbäume und –äste stetig abnehmen würde. Durch die jahrelangen Unterhaltungsarbeiten und die teilweise bis ans Ufer reichende agrarische Nutzung ohne ausreichende Randstreifen mit größerem Gehölzbestand ist davon auszugehen, dass das Gesamtvorkommen an größeren Totholzelementen in der Hunte wie auch in anderer anthropogen genutzten Gewässern Mitteleuropas gegenüber einem naturnahen Zustand deutlich vermindert ist [KAIL 1998]. In historischen Unterlagen lässt sich der Umfang der natürlicherweise vorkommenden Totholzmenge erahnen. So wurde der Plan, die Hunte bis Wildeshausen im 18. Jh. mit Treidelschiffen fahrbar zu machen, auch deswegen verworfen, weil „Haupthindernisse für eine Schifffahrtzahlreiche in den Fluss gestürzte Bäume, insbesondere im Barneführer Holz, und Untiefen mit im Sommer nur einem Fuß flachem Wasser..“ darstellten [in: ECKHARDT 1997].

Durch Belassen oder Einbau von Totholz kann die Erosionstendenz reduziert werden. Die Totholzstämme erhöhen die Rauigkeit der Gewässersohle und führen daher zu einer Verringerung der transportwirksamen Geschwindigkeiten bzw. der Schubspannungsbelastung der feinsandigen Gewässersohle. Ober- und unterhalb der Stämme kommt es zu Anlandungszone. Gleichzeitig entstehen an den umströmten Enden Auskolkungen, die die Strukturdiversität der Sohle verbessern (Abb. 3).

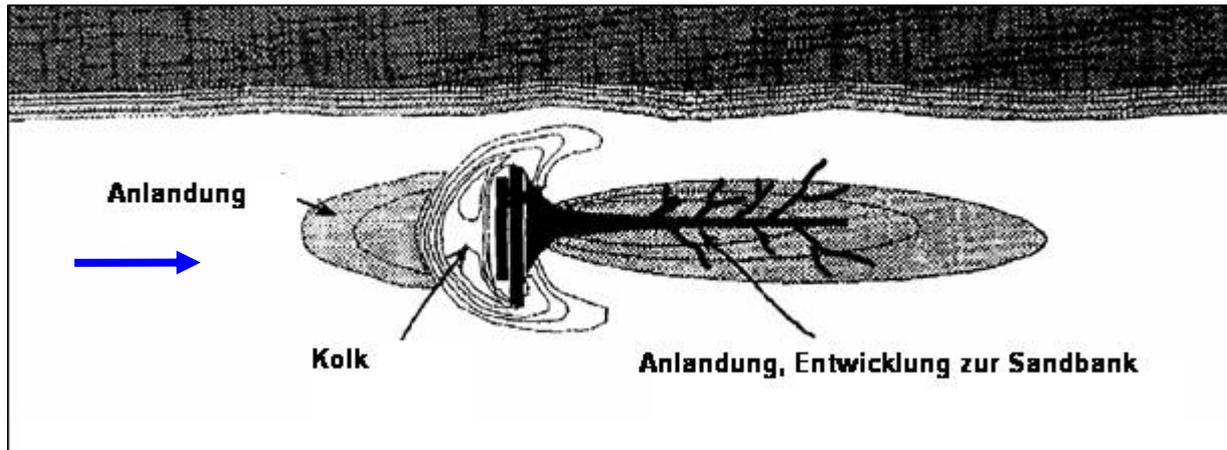


Abb. 3: Wirkung von Totholz auf die Sohlstruktur (aus: ABBE, MONTGOMERY 1996; verändert)

Die Totholzelemente besitzen ferner eine hohe Bedeutung für zahlreiche limnische Wirbellose, die an Festsubstraten leben, die Oberfläche der Stämme von Algenbewuchs und Mikroorganismen abweiden oder in Totholz minieren bzw. sich von Totholz ernähren. Neben den nur äußerst seltenen kiesigen Bereichen auf einigen Gewässerstrecken sowie einzelnen Steinen bzw. Findlingen stellt Totholz das einzige, in größerem Umfang verfügbare Festsubstrat auf der ansonsten sandigen und schon bei mittleren Abflüssen in Bewegung befindlichen Sohle der Hunte dar. Diese Verhältnisse sind auch an zahlreichen anderen norddeutschen Tieflandgewässern vorzufinden, wodurch eine hohe Übertragbarkeit der Projektergebnisse vorhanden ist.

Neben den aquatischen Wirbellosen profitiert auch die Fischfauna von der strömungsdifferenzierenden Wirkung des Totholzes. Die Anlandungszonen mit ihren strömungsberuhigten Flachwasserbereichen, die ansonsten in dem tief eingeschnittenen, kastenförmigen Profil der Hunte unterrepräsentiert sind, sind bevorzugter Lebensraum von Jungfischen, während die tieferen Kolke von adulten Exemplaren häufig als Unterstand genutzt werden.

Neben den geplanten baulichen Maßnahmen an der Hunte (Laufverlängerungen durch Anschluss von Altwässern oder Neubau von Mäandern) kann folglich der gezielte Einbau von Totholz einen entscheidenden Beitrag zur Stabilisierung des morphologischen Gleichgewichts und zur Verbesserung des ökologischen Zustands der Hunte im Sinne der WRRL leisten.

In größerem Umfang ist an der Hunte starkes Pappelholz ortsnah verfügbar. Die Entfernung der Hybrid-Pappeln aus dem Huntetal wird auch von der zuständigen Unteren Naturschutzbehörde befürwortet, um das Aufkommen standortgerechter Gehölze wie Eschen und Eichen zu fördern. Pappelholz soll allerdings nach Literaturangaben [GILLY, 2004] ggf. ungünstig z.B. für die Besiedlung durch Makrozoobenthos sein.

Um Erfahrungen mit dem Einbau von Totholz zu gewinnen, wurden im Sommer 2003 erstmalig gezielt drei Pappelstämme durch den Unterhaltungsverband Hunte-Wasseracht bei Wildeshausen-Wiekau in die Hunte eingebracht.

Durch das tief eingeschnittene Profil der Hunte mit teilweise größeren Wassertiefen stellte sich jedoch heraus, dass mit herkömmlichen Methoden (Fixierung an Pfählen, die per Bagger eingedrückt werden) eine Fixierung großer Stämme insbesondere in den tiefen, erodierenden Sohlbereichen nicht möglich ist.

Daher ergaben sich für das Modellprojekt Hunte 25 folgende Fragestellungen:

1. Wie kann starkes Totholz unter den Randbedingungen der Erosionsstrecke der Hunte kostengünstig und in möglichst naturnaher Form in tiefe, erodierende Sohlbereiche eingebaut und ausreichend fixiert werden?
2. Welche Auswirkungen haben die Totholzstämmen auf Strömung und Sohlstruktur?
3. Welche biologische Wirkung ist mit dem Einbau von starken Pappel-Stämmen verbunden?

2.2 Einbaumethodik

Um die gewünschte Wirkung auf die Sohlstabilität zu erreichen, sollten jeweils mehrere Totholzelemente mit verschiedenen Durchmessern und Längen in Gruppierungen eingebracht werden (Abb. 4). Dies entspricht weitgehend den Verhältnissen in naturbelassenen Fließgewässern, an denen das Totholzvorkommen nicht gleichmäßig verteilt ist, sondern in Ansammlungen bevorzugt an flacheren Stellen auftritt.

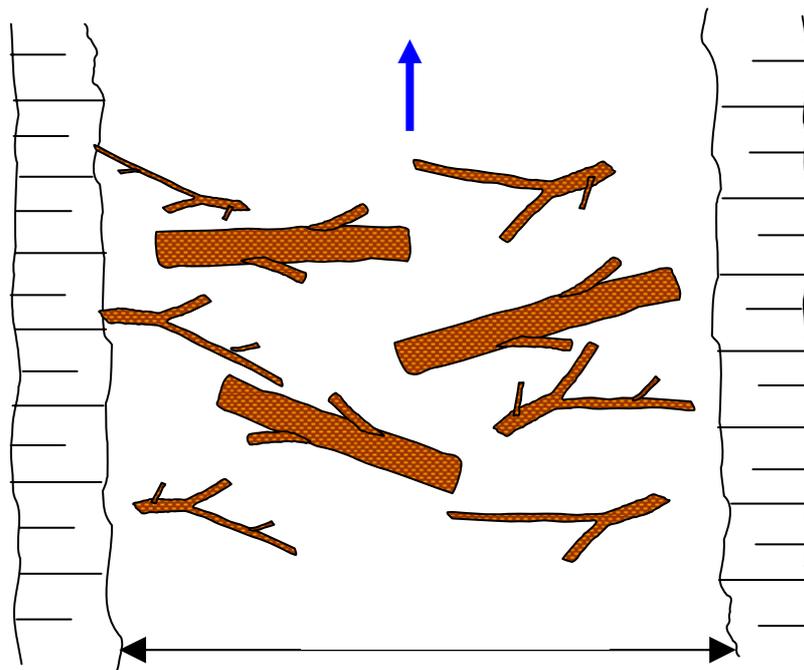


Abb. 4: Prinzipielle Anordnung der Stämme und Äste

Der Einbau mehrerer Stämme unterschiedlichen Durchmessers in Gruppierungen verringert den hydraulischen Einfluss gegenüber einer gleichmäßig verteilten Anordnung [GIPPEL, O'NEILL ET. AL. 1996]. Durch die große Einschnittstiefe von über 4 m an der Hunte und dementsprechend große Gewässerquerschnittsflächen von über 65 m² wurde im Vorfeld der Maßnahmenumsetzung ein maximaler Aufstau durch die vorgesehenen Einbauten bei bordvollem Abfluss von unter 0,5 cm ermittelt [KNUTH, 2006].

Die bislang gewonnenen Erfahrungen beim Einbau von größeren Totholzelementen in der Hunte führten zu einer Änderung der Einbaumethodik, die der speziellen Situation an dem stark tiefererodierten Tieflandfluss Rechnung trägt. Auf Grund der großen Einschnitts- und

Wassertiefe kann eine Fixierung der Stämme gegen Aufschwimmen nicht –wie bei anderen Totholz-Projekten üblich– mit Pflöcken und Drahtbefestigung erfolgen.

Die Sicherung der Stämme gegen Aufschwimmen erfolgte daher durch eine Beschwerung mit kiesgefüllten Jutesäcken (handelsüblichen Sandsäcken), die am Ufer an den Totholzelementen befestigt wurden (Abb. 5). Durch die Beschwerung mit den Kiessäcken wurde das spezifische Gewicht der Totholzelemente soweit erhöht, dass ein Aufschwimmen der Stämme verhindert wurde.



Abb. 5: Befestigung der kiesgefüllten Jutesäcke an einem Stamm

Nach einem in der Literatur [BILBY, HEFFNER ET AL. 1999] mit maximal 6 Monaten angegebenen Zeitraum hat sich das Holz unter Wasser soweit voll gesogen, dass ein Aufschwimmen nicht mehr erfolgen kann. Das Jutematerial der Säcke verrottet im Laufe der Zeit, so dass der darin enthaltene Kies freigesetzt wird und zusätzlich als wertvolles, natürliches Sohlsubstrat dient.

Weiterhin hat die gewählte Methode den Vorteil, dass sich die Stämme durch den Strömungsangriff auf der Sohle etwas ausrichten können. Bei einer starren Fixierung in einer ungünstigen Lage können bei Hochwasser erhebliche Kräfte auf die Stämme wirken, die u. U. ein Versagen der Befestigung bewirken können. Kann der Stamm sich jedoch auf der Sohle drehen, wird sich eine strömungsgünstigere Lage z.B. mit Winkeln zwischen 30 – 45° einstellen. Der hydraulische Einfluss wird dadurch verringert; die Beschwerung mit Sandsäcken bleibt auch nach einer Lageveränderung noch wirksam. Diese strömungsabhängige Ausrichtung der Stämme ist auch bei natürlichen Totholzansammlungen zu beobachten.

Um ein Rollen der Stämme zu verhindern, wurden beim Zusägen größere seitliche Aststücke stehen gelassen, die dann seitlich auf der Sohle zu einer Lagestabilisierung führen. Nur Äste, die in den Fließquerschnitt hinein ragen und dadurch die Gefahr von Verblockungen erhöhen, wurden vollständig entfernt.

Nach der Beschwerung der Stämme wurden die fertigen Tothholzelemente mittels Tieflader zu den ausgewählten Einbauorten transportiert und vom Ufer aus per Bagger ins Wasser abgelassen. Durch die Anwendung der beschriebenen Methode konnten die Stämme auch an tieferen Stellen schnell und einfach platziert werden (Abb. 6).



Abb. 6: Einbringen eines beschwerten Tothholzelements

Die Methode der Beschwerung mit Kiessäcken stößt bei Stammdurchmessern von über 60 cm jedoch an ihre Grenzen, da die Auftriebskraft so groß wird, dass die Stämme mit Kiessäcken vollständig bedeckt werden müssten und der Einbau mit dem Bagger durch das hohe Gesamtgewicht erheblich erschwert würde.

Daher wurden in der ersten Phase des Projektes 2006 an zwei Einbauorten die einzubauenden, dicken Stammstücke unmittelbar am Böschungsfuß unter Wasser konventionell mit Pflöcken und Draht fixiert (Abb. 7). Nach erfolgter Wassersättigung des Holzes wurde im nächsten Jahr die Befestigung in einem zweiten Schritt entfernt und die bereits wassergesättigten Stämme mit dem Bagger ohne weitere Fixierung in ihrer geplanten Positionen eingebaut.



Abb. 7: Vorübergehende Fixierung der größeren Stämme am Böschungsfuß mit Pflöcken

Insgesamt wurden in den drei Projektphasen von 2006 bis 2008 an 14 Einbauorten in drei Teilstrecken ca. 80 Pappelstämme und -äste mit Längen von 3 bis 8 m und Durchmessern von 20 bis 60 cm mit Sandsackbeschwerung sowie 4 Stämme mit Durchmessern bis 80 cm nach vorheriger Wässerung eingebaut (siehe Anlage 2 und 3).



Abb. 8: Gesamtmenge der Pappelstämme der Projektphase 2008 vor Einbau

Die drei bearbeiteten Projektabschnitte der Hunte hatten Längen von 450 bis 900 m bei einer Gesamtlänge von 2300 m. Das Gesamtvolumen des eingebrachten Totholzes beträgt ca. 75 m³. Bei der Gesamtlänge der Projektstrecke von rund 2300 m und einer mittleren Sohlbreite von ca. 15 m ergibt sich ein mittleres spezifisches Totholzvolumen pro Sohlfläche von rund

0,22 m³ / 100 m² mit Minimalwerten für den Abschnitt von 2007 mit rund 0,13 m³ / 100 m² und Maximalwerten von fast 0,4 m³ / 100 m² für den 2008 bearbeiteten Abschnitt.

Die in der Projektstrecke vorhandene Totholzmenge liegt damit noch unter einer Größenordnung, die für Tieflandflüsse als relativ naturnah angesehen werden kann. So wurde in einer Untersuchung von HERING, KAIL ET AL. (2000) für quasi-naturnahe Tieflandflüsse in Deutschland, in denen in den letzten 10 Jahren keine Räumung von Totholz erfolgte, ein geometrisches Mittel von 0,45 m³ / 100 m² ermittelt. Eine natürliche Totholzausstattung dürfte jedoch höhere Werte liefern, da die forstliche Nutzung der Uferbäume und die Gewässerunterhaltung schon seit Jahrhunderten eine Reduzierung des Totholzeintrags bewirkt haben. Auch Untersuchungen in Nordamerika [HARMON ET AL. 1986] ergaben Werte dieser Größenordnung für Flüsse in Laubwäldern, wobei die dort festgestellten Maximalwerte jedoch deutlich höher lagen (0,4 bis 3,0 m³ / 100 m²).

Der Totholzeinbau sollte daher in den nächsten Jahren fortgeführt werden, um die strukturelle und morphologische Wirkung der Totholzelemente sowohl in den schon bearbeiteten Teilstrecken wie in unbearbeiteten Abschnitten zu verbessern.

2.3 Erfahrungen mit der Einbaumethodik

Grundsätzlich ist die Auswirkung von Totholz auf die Morphologie schon in mehreren Untersuchungen an anderen Gewässern nachgewiesen worden [z.B. HERING, REICH 1997; HERING, KAIL ET AL. 2000]. Bei der begleitenden Untersuchung stand vielmehr die Frage im Vordergrund, ob die Beschwerung der Stämme mit kiesgefüllten Sandsäcken ausreicht, um ein Aufschwimmen bzw. Abdriften zu verhindern.

Durch die große Wassertiefe und den hohen Trübungsgrad der Hunte ist es jedoch meistens nicht möglich, die Lage der Stämme auf der Sohle genau zu erfassen. Daher wurden die ersten Maßnahmen 2006 an Einbauorten im Bereich der Dötlinger Schleifen vorgenommen, die eine geringere Wassertiefe aufwiesen. Bei den Dötlinger Schleifen handelt es sich um zwei 1996 hergestellte Mäander-Neubauten. In der damals durchgeführten dreijährigen Begleituntersuchung bestand eines der wichtigsten Ergebnisse darin, dass innerhalb der Neubauabschnitte vorhandene besiedlungsgünstige Substrate sehr schnell besiedelt wurden. Der Umfang dieser Substrate – insbesondere von Totholz – war jedoch deutlich geringer als in naturnahen Vergleichsstrecken [TEWES, KNUTH, SUHRHOFF ET AL.; 2002]. Ein gezielter Einbau von Totholz oder Kiesbänken geschah während der Baumaßnahme nicht; einzig eingedriftete größere Äste würden das Totholzvolumen langsam erhöhen, so dass insbesondere die Siedlungsdichten des Makrozoobenthos auf Jahre hinaus deutlich hinter denen der Vergleichsstrecken zurück bleiben würde. Hier bestand also ein Bedarf zur Verbesserung der Festsubstratausstattung. Diese führte neben der vergleichsweise guten Beprobbarkeit der Einbauorte für die Makrozoobenthosuntersuchungen und die Beurteilung struktureller Entwicklungen durch die hier bereichsweise relativ geringen Wassertiefen zur Auswahl dieses Abschnittes für die Totholzeinbauten.

Die Einbauorte wurden zur Überprüfung der Lagestabilität und Strukturentwicklung jeweils in den abflussarmen Sommermonaten begutachtet. Dabei konnte festgestellt werden, dass die Totholzstämme an den Einbaustellen verblieben sind. Die meisten Stämme befinden sich genau am Einbauort, einzelne Stämme sind durch den Strömungsangriff einige Meter flussab-

wärts verdriftet worden. Ein Aufschwimmen der Totholzstämmen und die Abdrift über größere Strecken wurden im Projektzeitraum nicht beobachtet.

Die Verlagerung um einige Meter entspricht einem natürlichen Vorgang, bei dem sich die Totholzelemente durch den Strömungsangriff bei Hochwasser auf der Sohle bewegen, bis sie in eine strömungsgünstigere Lage kommen. Besonders die zylindrischen Stämme ohne ausladende Seitenäste können einige Meter auf der Sohle rollen, bis sie ihre endgültige Lage eingenommen haben. In naturnahen Gewässerabschnitten stellen diese Vorgänge jedoch kein Problem dar, solange die Stämme nicht aufschwimmen und über weite Strecken verdriftet werden, womit unter Umständen die Bildung einer Verblockung an Brückenbauwerken mit negativen Auswirkungen auf die Hochwassersicherheit verbunden sein könnte.

Auch bei zwei Befahrungen 2007 und 2008 wurden auf der gesamten Strecke der Hunte keine abgetriebenen Totholzelemente z.B. am Ufer oder an Brückenbauwerken entdeckt. Die Beschwerung mit kiesgefüllten Sandsäcken hat sich folglich als geeignet erwiesen, die Stämme gegen Aufschwimmen zu sichern, bis die Wassersättigung nach einigen Monaten soweit fortgeschritten ist, dass die Abdrift durch das Eigengewicht des Stammes dauerhaft unterbunden wird.

Die Haltbarkeit der kiesgefüllten Sandsäcke hat sich im Modellprojekt als ausreichend herausgestellt. Zwar waren nach einem Jahr an den beprobaren Stämmen in der Dötlinger Schleife die Säcke teilweise zerstört und der Kies freigesetzt, die Haltbarkeit der Jutesäcke reichte jedoch für die Wassersättigung der Pappelstämmen aus. Eine höhere Reißfestigkeit und geringere Verrottbarkeit wären im Sinne einer verbesserten Sicherheit gegen Aufschwimmen und Verdriften der Stämme jedoch anzustreben (siehe 2.7).

Einige besonders große Stämme wurden 2006 uferparallel mit Pflöcken befestigt und im darauf folgenden Jahr nach der erfolgten Wassersättigung in ihre vorgesehene Position im Gewässerbett eingebaut. Beim Einbau der Totholzelemente wurde ein Stamm um ca. 50 m verdriftet, bis er im Uferbereich an einer flacheren Stelle anlandete, wo er seitdem lagestabil verblieben ist. Durch den großen Durchmesser von ca. 80 cm war ggf. die Wassersättigung nach ca. 8 Monaten noch nicht voll abgeschlossen oder die zylindrische Form in Verbindung mit dem großen Wasserwiderstand mag Ursache für diese ungewollte, im Endeffekt allerdings unproblematische Verlagerung gewesen sein. Insgesamt ist die Methodik allerdings wesentlich aufwändiger, da sowohl der erstmalige Einbau mit der Sicherung durch Pflöcke arbeitsintensiv ist als auch eine zweite Arbeitsphase zum endgültigen Einbringen der Stämme in die Hunte erforderlich wird.

Die uferparallele Fixierung größerer Stämme zur Wassersättigung vor dem eigentlichen Einbau wurde daher in den Jahren 2007 und 2008 nicht mehr durchgeführt.

Andererseits handelt es sich aber um eine praktikable Methode zum Einbringen sehr großer Totholzstrukturen, die im Endzustand ohne Fixierungspfähle auskommt, d.h. auch in stark tieferenodierten Bereichen einsetzbar ist. Dem erforderlichen höheren Aufwand steht gegenüber, dass gerade auch von quer eingebrachten, sehr starken Stämmen besonders deutliche Wirkungen für den Erosionsschutz erwartet werden können.

2.4 Strukturelle Auswirkung der Totholz-Einbauten

Eine Aussage zur Wirkung der Einbauten auf die morphologische Situation der gesamten Projektstrecke z.B. durch vergleichende Querprofilmessungen wurde nicht durchgeführt, da der Betrachtungszeitraum von 2 Jahren zu kurz war. Tendenzen bezüglich des Erosionsverhaltens lassen sich nur über längere Zeiträume und größere Gewässerabschnitte ermitteln. Die Größenordnung der bislang ermittelten langjährigen Erosionstendenz mit ca. 10 cm pro 10 Jahre läge bei der Kürze des Monitoringzeitraums im Bereich von Messungenauigkeiten (sandige, mobile Sohle) sowie im Schwankungsbereich natürlicher, durch Unterschiede im jährlichen Abflussverhalten (trockene bzw. nasse Jahre) und damit der Sedimentfracht der Hunte bedingten Sohlveränderungen.

Hinsichtlich der kleinräumigen strukturellen Auswirkungen wurde eine Einbaustelle in der Dötlinger Schleife näher qualitativ untersucht. Hier zeigte sich die morphologische Wirkung des Totholzes durch eine große Vielfalt verschiedener Kleinlebensräume in enger räumlicher Verzahnung. Neben Sedimentationszonen im Strömungsschatten der Stämme mit geringeren Wassertiefen haben sich tiefere Stromrinnen an den Enden der Stämme gebildet. Die unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten haben zu einer Substratsortierung mit sandigen Bereichen in den Auflandungszonen und gröberen Substraten in den stärker durchflossenen Bereichen geführt. Einige Stämme sind fast vollständig übersandet, wodurch der generelle Effekt auf den Sedimentrückhalt deutlich wird. Die Tiefen- und Strömungsvarianz konnte durch den Totholzeinbau gegenüber der vorher weitgehend ebenen Sohle erheblich gesteigert werden.



Abb. 9: Totholzgruppierung 2 Jahre nach Einbau mit stark übersandeten Stämmen im Vordergrund

Durch die Platzierung der Stämme im mittleren Bereich der Sohle kam es auch nicht zu Uferabbrüchen durch eine Strömungskonzentration zwischen dem Böschungsfuß und dem Stammende. Der Einbau von Totholz kann daher auch in Abschnitten ohne größere Randstreifen durchgeführt werden, ohne dass es zu Nutzungskonflikten kommt.

Insgesamt zeigte sich, dass die in der Literatur beschriebene Wirkung der Totholzstämmen sowohl bei der kleinräumigen Strukturierung der Sohle als auch hinsichtlich der generellen Rückhaltung von Sedimenten und damit der Verringerung der Tiefenerosionstendenz bei der Untersuchung im Zuge des Modellprojekts Hunte 25 beobachtet werden konnte.

2.5 Wirkung der Totholz-Einbauten auf das Makrozoobenthos (MZB)

2.5.1 Methodik

Das Monitoring des Makrozoobenthos³ (MZB) wurde als Simultan-Monitoring ausgeführt, d.h. es wurde kein vorher-nachher-Vergleich vor und nach Maßnahmen durchgeführt, sondern es wurden geeignete Vergleichszustände in möglichst geringem räumlichen Abstand zeitgleich nach Umsetzung der Maßnahmen beprobt. Hierbei kann oft eine direktere Vergleichbarkeit der Datensätze erreicht werden, da annuelle bzw. saisonale Effekte sowie ggf. abflussabhängig unterschiedliche Beprobbarkeiten als mögliche, ggf. erhebliche Störeffekte ausgeschlossen werden können.

Laut Monitoringkonzept war vorgesehen, einen Totholz-Einbauort, eine an natürlichem Totholz reiche Strecke und eine totholzarme Strecke miteinander zu vergleichen. Vorgesehen war je eine Untersuchung mit dem für WRRL-Bewertungen vorgegebenen MHS-Verfahren (Multi-Habitat-Sampling) [MEIER ET AL., 2006]. Zwecks Vervollständigung der Erfassung sollten diese Ergebnisse jeweils durch halbquantitative Untersuchungen ergänzt werden. Bei der MHS-Beprobung werden 20 Teilproben von je ca. 0,2 x 0,2 m Fläche entsprechend der relativen Häufigkeit verschiedener Teilhabitate, die am Untersuchungsort eine Mindestdeckung von 5 % erreichen, beprobt und quantitativ bearbeitet („Vor Ort Methode“). Bei der halbquantitativen Bearbeitung werden alle erkennbaren Habitate solange beprobt, bis nach dem makroskopischen Befund keine neuen Makrozoobenthos-Arten mehr gefunden werden. Die Häufigkeiten der verschiedenen Taxa werden dabei siebenstufig geschätzt. Insbesondere an größeren, strukturreichen Gewässern ist in der Regel mit der halbquantitativen Beprobung eine deutlich vollständigere Erfassung des vorhandenen Artenspektrums erreichbar.

Die vorgesehenen drei Vergleichszustände konnten in sehr enger räumlicher Nachbarschaft in der Dötlinger Huntenschleife (Neubau von zwei Mäanderbögen 1996) realisiert werden. Die Entfernung aller Beprobungsorte liegt unter 50 m, wodurch eine sehr direkte Vergleichbarkeit der Daten unter der gegebenen Fragestellung erreicht werden konnte. Beim Vergleich der Zustände: eingebautes Pappel-Totholz / natürlich vorhandenes Totholz wurden bei der MHS-Beprobung lediglich die auf das Totholz entfallenden Teilproben separat an den entsprechenden Lokationen erhoben. Da der Flächenanteil beider Totholzstrukturen jeweils 15 % betrug, bot sich dieses Vorgehen sowohl aus Gründen der Arbeitersparnis wie auch der möglichst direkten Vergleichbarkeit der Datensätze an. Die auf sandige bzw. kiesige Sohlsubstrate und Ufervegetation etc. entfallenden Teilproben wurden ausschließlich im Bereich der künstlichen Einbauten ausgeführt. Da sich das Gesamtprojekt durch Verzögerungen bei der Realisierung der Laufverlängerung „Aschenbecksche Insel“ verlängerte, konnten die vorgesehenen Untersuchungen nicht nur einmalig, sondern zweimalig ausgeführt werden (2008 u. 2009). Der zunächst vorgesehene Untersuchungsumfang wurde also verdoppelt.

Als optionale Ergänzung waren laut Monitoringkonzept je zwei weitere halbquantitative Untersuchungen im Frühjahr bzw. Herbst 2008 vorgesehen, um eine vollständigere Erfassung der vorhandenen Biozöosen zu erreichen. Die Beprobung der Totholz-Strukturen setzte allerdings zwingend eine Bewatbarkeit der Sohle voraus, die wie bereits bei der Aufstellung des

³ Makrozoobenthos: aquatisch lebende wirbellose Tiere, wie z.B. Insekten (u. a. Libellen-, Köcherfliegen-, Eintagsfliegenlarven; Käfer, Wanzen), Schnecken, Muscheln, Krebstiere

Monitoringkonzepts befürchtet, in den entsprechenden Zeitfenstern bedingt durch zu hohe Abflüsse / Wasserstände nicht gegeben war. Auf die optionalen Ergänzungsuntersuchungen musste somit verzichtet werden.

Abschließend sei darauf hingewiesen, dass für die MZB-Untersuchungen aus Gründen der effektiven Beprobbarkeit nur eine der eingebauten Totholzstrukturen verwendbar war, die in einem flacheren, morphologisch relativ stabilen Bereich der Hunte-Sohle angeordnet war (Dötlinger Hunte Schleife). Die in tiefen, erodierenden Hunteabschnitten eingebrachten Tothölzer konnten mangels Bewatbarkeit der Sohle nicht beprobt werden. Für die im Rahmen der MZB-Untersuchungen zu klärende Fragestellung: Wirkung von Totholz-Einbauten auf das MZB, mögliche biologische Ausschlussgründe für die Verwendung von Pappelholz war diese methodisch bedingte Einschränkung jedoch unerheblich.

2.5.2 Ergebnisse und Interpretation des MZB-Totholz-Monitorings

Die Rohdaten der Totholz-Beprobungen sind der Anlage 6.1 zu entnehmen.

2.5.2.1 Allgemeine biozönotische Bewertung

Bevor auf die Ergebnisse der WRRL-Bewertungen eingegangen wird, sollen zunächst die wichtigsten summarischen Kenngrößen der MZB-Biozönose betrachtet werden, die in Tab. 1 zusammengestellt sind. Hierfür wurden jeweils alle Datensätze einer Probestelle vereinigt, d.h. der Auswertung liegen quasi jeweils 2 „halbquantitative“ Erhebungen (bestehend aus je einer MHS-Beprobung mit einer halbquantitativen Ergänzungsuntersuchung) zugrunde.

Am aussagekräftigsten unter diesen Parametern ist der **BBM-Index** (siehe Anhang 1) der quasi eine gewichtete Artenzahl der für die Bewertung von Fließgewässern besonders relevanten rheotypischen Arten (typische Fließwasserarten) darstellt. In die Auswertung gehen also nur typische Fließwasserarten ein und zwar mit einer Gewichtungszahl entsprechend den ökologischen Ansprüchen der Arten von 1 (geringe Ansprüche) bis 3 (sehr hohe Ansprüche). Der BBM-Index ist die Summe der Einzelgewichtungen der Arten einer Probestelle. Im Leitfadenden Maßnahmenplanung Hydromorphologie [NLWKN 2008] liegen 5-stufige Eichungen für BBM-Indices auf der Basis von zwei bzw. drei Parallelbeprobungen vor, die aus bestimmten jahreszeitlichen Fenstern stammen müssen, zu denen eine möglichst vollständige Erfassung der Biozönose möglich ist. Nicht rheotypische Arten gehen in das Verfahren nicht ein, werden also weder positiv noch negativ gewertet. Es handelt sich also um ein additives, ausschließlich auf rheotypischen Arten beruhendes Verfahren. Eine valide Eichung für die Wertstufen auf der Basis nur einer Untersuchung war nicht sinnvoll möglich, da bei nur einer Untersuchung zufallsbedingte Schwankungen bei der Arterfassung einen zu starken Einfluss auf das Ergebnis haben können.

Im vorliegenden Fall wurden die jahreszeitlichen Vorgaben des BBM-Verfahrens nicht eingehalten, da jeweils die Datensätze von zwei Probenahmen aus etwa gleichen Zeitfenstern vereinigt wurden. Wird auf solche Datensätze dennoch die o.g. Eichung angewandt, so führt dies in der Tendenz zu einer gewissen Unterschätzung der Probestellen, da die Vereinigung zweier Probenahmen aus etwa dem gleichen Jahreszeitfenster (hier Frühling - Frühsommer) im Regelfall weniger Arten ergeben wird als die vom BBM-Verfahren vorgesehene Vereinigung zweier Datensätze aus dem Frühling und dem Herbst. Die BBM-Wertstufe in Tab. 1 ist daher in Klammern gesetzt. Außerdem sind die BBM-Wertstufen in Tab. 1 der Übersichtlich-

keit halber mit einer zu den fünf WRRL-Wertstufen analogen Farbkennung hinterlegt. Es sei hiermit jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass der BBM-Index kein für WRRL-Bewertungen zugelassener Index ist. Das BBM-Verfahren ist eine Entwicklung des NLWKN, die auf dem Verfahren von HOLM (1989) aufbaut und der Bewertung des Artenspektrums von Fließwasserbiozönosen unter dem Aspekt des vorhandenen Besiedlungspotenzials bzw. des Umfangs und der Sensitivität der vorhandenen MZB-Fließwasserbiozönose (rheotypische Arten) dient.

Als weitere aussagekräftige qualitative Kenngrößen von Fließwasserbiozönosen gelten die SEK-Arten, d.h. die Gruppe der Stein-, Eintags- und Köcherfliegen, die besonders viele und anspruchsvolle typische Fließwasserarten umfasst und die gefährdeten Arten (Rote-Liste-Arten).

Tab. 1: Ergebnisübersicht Totholz-Untersuchungen / qualitative summarische Kenngrößen der Makrozoobenthos-Biozönose: BBM-Wertstufe, BBM-Index⁴, Gesamtartenzahl (S ges), Artenzahl der rheotypischen⁵ Arten (S rheo), Artenzahl der Stein-, Eintags- u. Köcherfliegen (S SEK), Artenzahl der Steinfliegen (S S), Artenzahl der Eintagsfliegen SE, Artenzahl der Köcherfliegen (SK), Artenzahl der Rote-Liste –Arten nach Einstufungen für Niedersachsen insgesamt: S RL und für die Gefährdungsgruppen 1: „vom Aussterben bedroht“, 2: „stark gefährdet“ und 3 „gefährdet“

	Totholz natürlich	Totholz eingebaut	ohne Totholz	
BBM-Wertstufe (2Proben)	(3+)	(2-)	(4-)	
BBM-Index	68	72	25	
S ges	76	72	30	
S rheo	44	46	16	
S SEK	32	33	12	
S S	2	2	1	
S E	13	13	9	
S K	17	18	2	
S RL	12	12	7	
S RL 1	1	1	0	
S RL 2	2	2	2	
S RL 3	9	9	5	
Bewertungsstufen BBM-Verfahren:				
Stufe 1 (sehr gut)	Stufe 2 (gut)	Stufe 3 (mäßig)	Stufe 4 (unbefr.)	Stufe 5 (schlecht)

Letztlich ergibt ein **Vergleich** aller relevanten Daten, die in Tab. 1 gelistet sind beim **natürlich vorhandenen und künstlich eingebauten Totholz** annähernd identische Werte. Das **BBM-Verfahren**, die Zahl der rheotypischen Arten und die Zahl der SEK-Arten führen sogar zu einer geringfügig positiveren Bewertung der künstlichen Einbauten. Hieraus resultiert letztlich die positivere Wertstufe 2 für das eingebaute Totholz, wobei die BBM-Indices beider Daten-

⁴ BBM = Biozönotisches Bewertungsverfahren Makrozoobenthos für Niedersachsen (siehe Anhang 1)

⁵ Rheotypische Arten: Fließwasserarten, strömungsliebende Arten

sätze gerade im Übergangsbereich der Stufen 2 u. 3 liegen (Grenzwert: BBM-Index 70). Die geringen Unterschiede beider Beprobungen dürften primär auf Zufallseffekten bei den Probenahmen zurückgehen. Unter Berücksichtigung der Unterschreitung der formalen Anforderungen des BBM-Verfahrens (s.o.) können **beide Totholz-Datensätze** in den (unteren) Bereich der **Wertstufe 2** eingeordnet werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die künstlichen Pappel-Einbauten gegenüber dem natürlich vorhandenen Totholz nicht negativ abschnitten. Allerdings konnte die Artzugehörigkeit des natürlich vorhandenen Alt-Totholzes nicht festgestellt werden, so dass nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden kann, dass es sich hierbei ebenfalls um Pappeln handelte. Die insgesamt hohen Zahlen anspruchsvoller Arten sowie insbesondere die trotz Unterschreitung der methodischen Anforderungen sehr positive Bewertung des BBM-Verfahrens (unterer Bereich der Stufe 2, d.h. „gut“) sowie die zahlreichen Gelege von Wasserinsekten auf den relativ frisch eingebauten Pappelstämmen ca. ein Jahr nach Einbau (vergl. Abb. 10 und Abb. 11) ergeben jedoch insgesamt im Rahmen dieser Untersuchung keine deutlichen Hinweise auf Probleme des Einbaus von Pappeln als Totholz für die makrozoobenthische Besiedlung. Eine nähere Betrachtung der faunistischen Befunde von natürlichem Altholz und eingebauter Pappel ergab lediglich, dass die Totholz bewohnende Köcherfliege *Lype reducta* im ersten Jahr nach Einbau noch nicht auf dem eingebrachten Pappelholz feststellbar war – wohl aber im zweiten Jahr.



Abb. 10: starker Stamm mit zahlreichen Gelegen von Wasserinsekten auf eingebautem Pappelholz ca. 1 Jahr nach Einbau



Abb. 11: Insekten-Gelege und Köcherfliegenlarven auf eingebautem Pappelholz ca. 1 Jahr nach Einbau (kleiner, bei der Probenahme abgebrochener Ast)

Ein **Vergleich der Daten der beiden Totholz-Beprobungen mit der Strecke ohne Totholz** ergibt dagegen sehr erhebliche Unterschiede. Die in Tab. 1 gelisteten Kennwerte erreichen in der Vergleichsstrecke ohne Totholz in aller Regel nicht einmal die Hälfte der Vergleichswerte mit Totholz. Der besonders aussagefähige BBM-Index und die rheotypischen Arten erreichen in der Strecke **ohne Totholz** nur rund ein Drittel der Vergleichswerte mit Totholz. Das **BBM-Verfahren** indiziert hier die **Wertstufe 4**, d.h. gegenüber den Totholz-Standorten eine Verschlechterung um 2 Stufen. Die Bewertungen erscheinen insgesamt plausibel und unterstreichen die starken Besiedlungsunterschiede mit bzw. ohne Totholz. Um Missverständnissen vorzubeugen sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass das BBM-Verfahren normalerweise natürlich nicht zu derartig stark kleinräumig schwankenden Bewertungen führt, da eine normale, repräsentative Probenahme immer sämtliche in einem größeren Abschnitt vorhandenen Substrate u. Habitate umfasst, d.h. die Totholzstrukturen wären bei einer Regelprobenahme zu integrieren gewesen.

Die Ergebnisse unterstreichen insgesamt sehr nachdrücklich die bereits bekannten, stark positiven Effekte von Totholz auf die makrobenthische Besiedlung. Dieser Effekt resultiert einerseits daraus, dass viele Arten das Totholz selber als verlässliches Eiablagesubstrat, Lebensraum, Versteck oder mittelbare oder unmittelbare Nahrungsquelle (Weidegänger u. Zersetzer) nutzen und bewohnen und daraus, dass das Totholz über seine morphologischen Wirkungen im Fließgewässer zu einer großen Vielfalt verschiedener Kleinlebensräume im engen räumlichen Nebeneinander führt wie z.B. Sedimentationszonen neben tiefen Stromrinnen mit entsprechend unterschiedlichen Substrat-Sortierungen (vergl. Abb. 12). Unterstützt wurde diese Vielfalt im vorliegenden Falle noch durch die Einbau-Technik, da der Kies aus den Beschwerungssäcken nach dem teilweisen Zerfall der Säcke als weiteres Siedlungssubstrat in den Stromrinnen zur Verfügung stand.



Abb. 12: morphodynamische Auswirkung von Totholzeinbauten in der Hunte - kleinräumiges Nebeneinander von Sedimentationsbereichen und tiefen, oft kiesigen Stromrinnen

2.5.2.2 Ergebnisse der WRRL-Bewertungen

In die WRRL-Auswertungen gingen entsprechend den methodischen Vorgaben nach MEIER ET AL. [2006] ausschließlich die MHS-Daten ein, nicht also die Daten der halbquantitativen Ergänzungsbeprobungen. In der Bundesrepublik stehen für diese Auswertungen zwei unterschiedliche Verfahren zur Verfügung: PERLODES und AQEM. In Niedersachsen wird für die WRRL-Bewertungen im Zusammenhang mit den Berichtspflichten ausschließlich PERLODES verwendet. Für diese Untersuchungen wurden beide Auswertungen durchgeführt. Die Berechnungen erfolgten mit der aktuellen Software ASTERICS 3.1.1. Die Berechnungen werden jeweils typspezifisch durchgeführt. Die Hunte zählt im Untersuchungsbereich zum Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse.

Das PERLODES-System ist ein multimetrisches Verfahren, wobei sich die Gesamtbewertung nach bestimmten Vorgaben aus den Teilergebnissen der drei Module Saprobie, Allgemeine Degradation (soll primär Beeinträchtigungen der Gewässerstrukturen abbilden) und Versauerung (nur bei bestimmten Gewässertypen relevant) ergibt. Bei Gewässern des Typs 15 unterscheidet das Verfahren noch einmal Typ 15 >1000 km² AEO (Typ 15g) und Typ 15 <1000 km² AEO (Typ 15). Die Hunte gehört im Untersuchungsbereich mit einem Einzugsgebiet von ca. 1500 km² zum Typ 15g, liegt jedoch noch in etwa im Übergangsbereich beider Subtypen. Daher wurden die Daten mit den Rechenverfahren beider Subtypen ausgewertet.

Das AQEM-System ist ebenfalls ein multimetrisches Verfahren. Es soll im Wesentlichen die strukturelle Degradation eines Gewässerabschnitts widerspiegeln und unterscheidet keine Subtypen des Gewässertyps 15.

Eine Übersicht über die Gesamtergebnisse der Bewertungen gibt Tab. 2. Hierbei wurde entsprechend den methodischen Vorgaben jede Untersuchung isoliert als Einzeluntersuchung ausgewertet.

Tab. 2: Totholz-Untersuchungen: Ergebnisübersicht WRRL-Bewertungen

Probestelle	Totholz natürlich		Totholz eingebaut		ohne Totholz		
	Datum	02.06.08	22.04.09	02.06.08	22.04.09	02.06.08	22.04.09
PERLODES Typ 15g gesamt	gut	gut	gut	gut	gut	(gut)	
PERLODES Typ 15g Allg. Degradation	gut 0,78	sehr gut 0,92	gut 0,78	sehr gut 0,93	gut 0,61	(gut) (0,60)	
PERLODES Typ 15g Fauna-Index	0,96	0,98	0,96	0,92	0,73	(0,72)	
PERLODES Typ 15 gesamt	gut	gut	gut	gut	mäßig	(unbefr.).	
PERLODES Typ 15 Allg. Degradation	gut 0,74	gut 0,75	gut 0,74	gut 0,77	mäßig. 0,44	(unbefr.). (0,29)	
PERLODES Typ 15 Fauna-Index	0,87	0,69	0,87	0,73	0,49	(0,20)	
AQEM Typ 15	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	unbefr.	
Bewertungsstufen WRRL-Verfahren							
sehr gut		gut		mäßig		unbefriedigend	schlecht

Betrachtet man zunächst einmal die **Gesamtbewertung von PERLODES für den Typ 15g**, zu dem die Hunte im Untersuchungsbereich zählt, fällt auf, dass die Gesamtbewertung in allen Fällen auf „gut“ lautet, d.h. einerseits werden wie auch beim BBM-Verfahren beide Totholz-Datensätze mit „gut“ bewertet, während andererseits die sehr starken faunistischen Unterschiede der Vergleichsstrecken ohne Totholz (vergl. Tab. 1) in der Gesamtbewertung von PERLODES nicht abgebildet werden (wobei allerdings der Datensatz aus dem April 2009 für die Strecke ohne Totholz wegen Unterschreitung methodischer Anforderungen von PERLODES nicht zuverlässig auswertbar war). Bei Gewässern des Typs 15g/15 ist das Modul Versauerung nicht relevant, so dass sich die Gesamtbewertung aus den Modulen Saprobie und Allgemeine Degradation zusammensetzt. Da die Saprobie im Untersuchungsbereich der Hunte generell als „gut“ zu bewerten ist, dürfte die Integration der Saprobie in die Gesamtbewertung tendenziell die Wirkung struktureller Unterschiede auf die Bewertung reduzieren.

Tab. 2: führt daher auch die Bewertungsergebnisse für das Modul Allgemeine Degradation und den Fauna-Index auf. Das Modul Allgemeine Degradation soll primär strukturelle Defizite bewerten. Der Fauna-Index gilt als aussagekräftigster Teilindex des Moduls Allgemeine Degradation und bestimmt daher das Endergebnis dieses Moduls zu 50 %. Zahlenwerte in der Tabelle geben sogenannte „Score-Werte“ an. Diese Werte sind auf den Zahlenbereich von 0 bis 1 umgerechnete Bewertungsergebnisse. Für die fünf Bewertungsstufen wird dieser Zahlenbereich pauschal in fünf gleiche Teile unterteilt.

Die **Allgemeine Degradation für Typ 15g** fällt noch positiver aus als die Gesamtbewertung. Die beiden Totholz-Datensätze aus 2009 werden mit sehr gut bewertet. Hier dürften sich primär saisonale Effekte widerspiegeln, da in 2009 Ende April beprobt wurde, während die Untersuchungen in 2008 abflussbedingt erst Anfang Juni durchgeführt werden konnten, womit die Chancen zur Erfassung positiv bewerteter rheotypischer Arten in hohen Individuenzahlen 2009 etwas besser waren. Die vergleichsweise sehr artenarmen Datensätze der Beprobung ohne Totholz werden immer noch als „gut“ bewertet, wobei allerdings die Score-Werte im Grenzbereich zu „mäßig“ liegen.

Der **Fauna-Index** (Typ 15g) als relevantester Teilindex des Moduls „Allgemeine Degradation“ bewertet sogar noch positiver – alle Totholz-Datensätze werden in die obere Hälfte der Stufe „sehr gut“ (Score >0,9), die Datensätze ohne Totholz in die obere Hälfte der Stufe „gut“ (Score > 0,7) eingeordnet. Diese Bewertungen sind – besonders im Falle der Station ohne Totholz – als deutlich zu positiv einzuschätzen. Dies ergibt sich einerseits daraus, dass das System einer erheblichen Störung durch Tiefenerosion mit damit einhergehendem, erheblichem Sandtrieb und Sedimentumlagerungen unterliegt und daher mit „sehr gut“ nicht zutreffend bewertet sein kann und andererseits bezogen auf die Station ohne Totholz aus den sehr erheblichen faunistischen Defiziten gegenüber den Totholzstandorten (vergl. Tab. 1). Besonders der Fauna-Index scheint für den Gewässertyp 15g zu deutlichen Überschätzungen zu neigen. Der Aufbau des Bewertungsverfahrens aus überwiegend rein relativ arbeitenden Metrics erscheint allerdings auch grundsätzlich problematisch und störanfällig (siehe Kap. 2.5.2.3).

Die **Ergebnisse von PERLODES für Typ 15** (sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse mit Einzugsgebieten unter 1000 km²) ergeben wiederum die Gesamtbewertung „gut“ für alle Totholz-Datensätze. Die Station ohne Totholz wird 2008 als „mäßig“ eingestuft. Für 2009 lautete die Bewertung „unbefriedigend“, war jedoch wiederum aus methodischen Gründen nicht ausreichend abgesichert. Gleiches gilt für die Allgemeine Degradation. Der Fauna-Index zeigt im Vergleich zur Auswertung für Typ 15g insgesamt etwas niedrigere und damit plausiblere Score-Werte, neigt jedoch noch immer zu zu positiven Einstufungen, wie z.B. an den beiden Einstufungen der Totholz-Datensätze aus 2008 mit „sehr gut“ und der Einstufung der Strecke ohne Totholz (Daten aus 2009) mit „mäßig“ erkennbar. Die Auswertung mit dem für den Untersuchungsbereich nicht vorgesehenen Berechnungsansatz für Typ 15 erbringt somit insgesamt etwas plausiblere Einstufungen als nach dem Ansatz für Typ 15g, erreicht jedoch noch nicht die Plausibilität der BBM-Einstufungen (s.o.).

Die **Ergebnisse der AQEM-Einstufungen** sollen laut Verfahrensbeschreibung [MEIER ET AL., 2006] primär die strukturelle Degradation bewerten und somit quasi ein Analogon zur Allgemeinen Degradation nach PERLODES darstellen. Tab. 2 zeigt, dass das Verfahren analog zur Allgemeinen Degradation nur schwach differenzierte - bis auf den Datensatz der Strecke ohne Totholz vom 22.04.2009 (unbefriedigend) wurden alle Datensätze als „mäßig“ bewertet. Insgesamt fällt die Bewertung deutlich schlechter aus, als nach PERLODES und ist nun in Anbetracht der qualitativ und quantitativ doch recht beachtlichen MZB-Besiedlung der Totholz-Stationen für diese Stationen als unzutreffend negativ einzuschätzen, während der Datensatz ohne Totholz aus dem Juni 2008 immer noch überbewertet erscheint. Das Verfahren verwendet insgesamt 6 Metrics. Die Einzelbewertungen dieser Metrics schwankten bei allen Datensätzen um mindestens 4 von 5 möglichen Bewertungsstufen, was zumindest eine optimale Aussagekraft aller Metrics zweifelhaft erscheinen lässt. Score-Werte u. Verlässlichkeitsangaben werden bei der Berechnung nach AQEM nicht angegeben und konnten somit auch nicht in Tab. 2 gelistet werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die WRRL-Verfahren kaum differenzierten und z.T. unplausibel erscheinende Bewertungen ergaben. Es scheint daher erforderlich, die **WRRL-Bewertungen** einer weiteren **Plausibilitätsprüfung** zu unterziehen. Die Daten von Tab. 1 sind hierfür nur eingeschränkt geeignet, da diese auf der Vereinigung der Datensätze von je zwei Untersuchungen einer Probestrecke basieren, während die WRRL-Bewertungen nur auf je einer MHS-Beprobung fußen. Außerdem muss der primär quantitative Aspekt der WRRL-Bewertungen berücksichtigt werden. Die WRRL-Bewertungen basieren primär auf relativen Vergleichen mehr oder minder positiv oder negativ bewerteter Arten anhand ihrer Individuenzahlen (meist in Form ihrer in 7 Häufigkeitsstufen umgewandelten Abundanzwerte). Um eine geeignete Grundlage für eine grobe Plausibilitätsprüfung zu geben, wurde Tab. 3 erstellt. Hier wurden die wichtigsten qualitativen Kenngrößen von Tab. 1 und einige absolute und relative quantitative Kenngrößen für die einzelnen MHS-Datensätze zusammengestellt.

Tab. 3: Quantitative und qualitative Kennwerte der MHS-Datensätze des Totholz-Projektes: Gesamtindividuenzahl (Ges. Ind), Individuenzahl der rheotypischen Arten (Ind. rheo), Anteil der rheotypischen Arten an der Gesamtindividuenzahl (% Ind. rheo), Gesamtartenzahl (S Ges.), BBM-Index, Zahl der rheotypischen Arten (S rheo), Zahl der Stein-, Eintags- und Köcherfliegenarten (S SEK) und absolute und relative Anteile dieser Arten an der Gesamtindividuenzahl (Ind./SEK, % Ind. SEK)

Probestelle	Totholz natürlich		Totholz eingebaut		ohne Totholz		
	Datum	02.06.08	22.04.09	02.06.08	22.04.09	02.06.08	22.04.09
Ges. Ind/1,25m²		1273	1981	1253	1878	406	505
Ind. rheo/1,25m²		685	834	727	862	49	56
% Ind. rheo		53,8	42,1	58,1	45,9	12,1	11,1
S Ges		45	61	38	61	25	18
BBM-Index		41,5	53,5	34,5	59,5	16,5	12,5
S rheo		28	34	24	37	11	8
S SEK		16	29	14	31	9	7
Ind SEK/1,25m²		488	702	547	751	41	57
% Ind SEK		38,3	35,4	43,6	40,0	10,1	11,3

Auch anhand der Daten der MHS-Einzeluntersuchungen bestätigen sich die bereits anhand von Tab. 1 abgeleiteten Aussagen. Die **Datensätze der Totholz-Beprobungen** können als weitgehend identisch bezeichnet werden. Die qualitativen Daten (Artenzahlen) erreichen ebenso wie die quantitativen Daten (Individuenzahlen) sehr hohe Werte bei hohen relativen Anteilen anspruchsvoller Arten (rheotypische Arten bzw. SEK-Arten). Die stärksten Unterschiede ergeben sich jeweils zwischen den Daten der beiden Untersuchungsjahre und sind primär saisonal bedingt (s.o.). Dabei erreichte 2008 das natürlich vorhandene Totholz und 2009 das eingebaute Totholz etwas bessere Werte. Es wird davon ausgegangen, dass diese Unterschiede weitgehend zufallsbedingt sind.

Sehr stark sind dagegen die Unterschiede zu den Datensätzen ohne Totholz. Auch hier bestätigen sich anhand der Einzelauswertungen die bereits anhand von Tab. 1 erläuterten starken qualitativen Defizite gegenüber den Totholz-Datensätzen. Auf quantitativer Ebene sind die Defizite sogar noch deutlicher. Schon die Gesamtindividuenzahlen betragen nur knapp ein Drittel der Totholz-Datensätze. Noch viel stärker sind die Unterschiede bei den anspruchsvolle-

ren Faunen-Komponenten – und zwar sowohl absolut als auch relativ: Die absoluten Individuenzahlen der rheotypischen Arten und der SEK-Arten betragen an den Strecken ohne Totholz nur noch ca. 10 % und weniger der Vergleichswerte der Totholz-Datensätze. Die relativen Anteile dieser Artengruppen betragen nur um rund 10 % der Gesamtindividuenzahl gegenüber ca. 40 % bis knapp 60 % bei den Totholz-Standorten.

Die gerade auch auf quantitativer Ebene sehr starken Unterschiede hätten eigentlich eine sehr deutliche, negative Reaktion der WRRL-Verfahren bei den Datensätzen ohne Totholz erwarten lassen, zumal sich die starken Unterschiede auch beim Vergleich der rein relativen Werte ergaben. Warum dennoch – gerade auch beim Faunaindex – nur eine sehr schwache Reaktion erkennbar ist, bleibt rätselhaft. Eine nachvollziehbare Erklärung konnte nicht gefunden werden.

2.5.2.3 Zusammenfassung der MZB-Ergebnisse des Totholzprojektes

Die biologische Wirkung der Totholzeinbauten ist als nachhaltig positiv zu beschreiben. Gegenüber einer Vergleichsstrecke ohne Totholz zeigten die wichtigsten qualitativen faunistischen Summenparameter (Artenzahlen) eine Verdopplung bis Verdreifachung (vergl. Tab. 1). Auf quantitativer Ebene waren die Unterschiede sogar noch deutlicher (Tab. 3) und zwar besonders bei den anspruchsvolleren Artengruppen. Bei den rheotypischen Arten und den SEK-Arten lagen die Individuenzahlen der Totholz-Standorte um mehr als Faktor 10 über denen der Strecke ohne Totholz. Relevante Unterschiede der Besiedlung des eingebrachten Pappel-Holzes gegenüber natürlich vorhandenem Totholz (allerdings unklarer Artzugehörigkeit) konnten nicht festgestellt werden. Dies sowie die insgesamt recht positiven faunistischen Besiedlungswerte weisen nicht auf eine eingeschränkte Besiedelbarkeit von Pappel-Totholz für das Makrozoobenthos der Hunte hin. Da Pappelholz an der Hunte sehr kostengünstig bzw. häufig kostenneutral geschlagen werden kann, der Hybrid-Pappeleinschlag im Vergleich zu anderen Baumarten ökologisch weniger problematisch ist und die morphologische und ökologische Wirkung des Pappel-Totholzes uneingeschränkt gegeben zu sein scheint, dürfte die Verwendung von im Gewässerumfeld stockenden Hybrid-Pappeln ökonomisch und ökologisch die beste Kosten-Nutzen-Relation für Totholz-Einbauten an der Hunte haben.

Die neu erprobten Formen des Totholz-Einbaus haben sich auch aus biologischer Sicht bewährt. Die Stämme werden wirksam vor Abdrift geschützt, können sich aber noch in gewissem Umfang verlagern, was die Entstehung naturnaher Strukturen (z.B. kleinräumige Variation von tiefen Stromrinnen und Sedimentationszonen) begünstigt. Der nach dem Zerfall der Beschwerungssäcke freigesetzte Kies blieb in den durch die Totholz-Einbauten induzierten Stromrinnen als weitgehend sandfreies, mineralisches Grobsubstrat erhalten und erhöhte die Vielfalt der verfügbaren Siedlungssubstrate.

Unter den eingesetzten Bewertungsverfahren erbrachte das BBM-Verfahren die plausibelsten Einstufungen. Bei Berücksichtigung der für die Anwendung dieses Verfahrens suboptimalen Datenlage (nur 2 Datensätze aus dem Frühling/Frühsummer statt aus Frühling und Herbst) werden alle Stationen und Datensätze mit Totholz in die Stufe 2 (gut), die ohne Totholz in Stufe 4 (unbefriedigend) im fünfstufigen System eingeordnet. Die WRRL-Verfahren differenzierten dagegen wesentlich schwächer bzw. z.T. gar nicht und neigten dazu, zu positiv einzustufen (PERLODES) bzw. überwiegend zu negativ und teils zu positiv zu klassifizieren (AQEM). Die Bewertungsergebnisse der 6 von AQEM für Typ 15 verwendeten Metrics schwankten bei allen Datensätzen um mindestens 4 von 5 möglichen Bewertungsstufen. Bei

den 4 von PERLODES verwendeten Metrics war dies bei 4 von 6 Datensätzen der Fall. Diese Häufung von starken Abweichungen der Einzelbewertungen begründen Zweifel an der Aussagekraft zumindest eines Teils der zugrunde liegenden biologischen Metrics. Grundsätzlich problematisch erscheint auch der rein relative Aufbau der meisten Metrics des WRRL-Bewertungsverfahrens MZB nach PERLODES bzw. AQEM, der dazu führen kann, dass selbst starke faunistische Unterschiede nicht oder nur stark verkleinert – ggf. sogar invers – indiziert werden. Selbst eine Verdopplung oder Verdreifachung des Artenspektrums bzw. der Individuenzahlen (ebenso wie die umgekehrten Fälle) ergibt bei relativ arbeitenden Metrics keine Veränderung der Bewertung, wenn die relativen Anteile positiv und negativ eingestufte Arten gleich bleiben. Grundsätzlich kann trotz starker Zunahmen positiv eingestufte Arten sogar eine verschlechterte Bewertung resultieren, wenn negativ eingestufte Arten noch stärker zunehmen. Dies kann besonders deshalb zu unplausiblen Ergebnissen führen, weil die Vorkommen vieler negativ eingestufte Taxa nicht wirklich negativ zu bewerten sind, sondern es sich häufig lediglich um relativ anspruchslose Arten handelt, die neben anspruchsvollen Arten zumindest im Tiefland - in jedem guten Gewässer vorkommen können.

Als besonders unplausibel und unverständlich muss herausgestellt werden, dass die WRRL-Verfahren kaum zwischen den Totholz-Standorten und der Strecke ohne Totholz differenzieren, obwohl in diesem Fall gerade auch auf quantitativer Ebene sehr starke Unterschiede vorhanden waren – und zwar sowohl absolut als auch relativ. Ein primär auf quantitativen Daten basierendes und relativ arbeitendes Verfahren hätte bei dieser Sachlage starke Reaktionen erwarten lassen.

Weniger störanfällig und deutlich trennschärfer erscheinen vor diesem Hintergrund additive Verfahren, die ausschließlich auf den aussagekräftigen, anspruchsvolleren Arten der Fließwasserbiozönose fußen – wie z.B. das BBM-Verfahren (siehe Anhang 1).

2.6 Kostenbetrachtung

Der Einbau der Totholzstämmen wurde durch einen ortsansässigen Bauunternehmer durchgeführt. Die Abrechnung erfolgte auf Nachweis der geleisteten Maschinen- und Personalstunden, da eine Vorab-Kalkulation der Leistungen aufgrund des neu gewählten Einbauverfahrens mit eventuell unvorhersehbaren Problemen zu ungenau erschien.

In den drei Projektphasen von 2006 bis 2008 wurden ca. 80 Pappelstämmen auf drei Teilstrecken an insgesamt 14 Einbaustellen eingebaut. Die bearbeiteten Projektabschnitte der Hunte hatten Längen von 450 bis 900 m bei einer Gesamtlänge von 2300 m. Dabei entstanden Einbaukosten von ca. 21.000,- € brutto.

Rechnet man die Einbaukosten pro eingebrachtem Totholzstamm um, ergibt sich ein mittlerer Preis von ca. 220,- €/Stamm. Innerhalb des Projektzeitraumes konnte die Effektivität beim Herrichten und Einbau der Stämme gesteigert werden. So fielen 2006 Kosten von über 300,- €/Stamm an, während 2008 nur noch knapp 150 €/Stamm benötigt wurden. Sowohl der Verzicht auf das anfangs durchgeführte vorläufige Befestigen dickerer Stämme am Ufer mit nachträglichem Einbau im darauffolgenden Jahr an den eigentlichen Einbauort als auch eine Optimierung der Arbeitsabläufe bei der Befestigung der Sandsäcke, dem Transport und dem Einbringen der Stämme trugen zu einer Erhöhung der Kosteneffizienz bei.

Der Vergleich der Kosten der gewählten Sandsackbeschwerung mit denen einer 2003 von der Hunte-Wasseracht durchgeführten Maßnahme, bei der die Stämme mit Pflöcken und Draht fi-

xiert wurden, zeigt den wirtschaftlichen Vorteil der gewählten Methodik. Der Einbau von drei Pappelstämmen mit vergleichbaren Längen und Durchmessern hat 2003 ca. 1250,- € gekostet, wobei die Kosten für An- und Abfahrt sowie Befestigungsmaterial nicht eingerechnet wurden. Damit ergab sich ein Kostenfaktor von über 400,- € pro Stamm.

Die mittleren Kosten pro eingebautem Totholzstamm betragen im Modellprojekt Hunte 25 hingegen nur 220,- €/Stamm, wodurch eine Kostenreduktion von 48 % gegenüber der herkömmlichen Methodik erreicht werden konnte. Bei den 2008 eingebauten Stämmen liegt die Kostenreduktion sogar bei ca. 65 %. Zudem wäre der zuerst 2003 praktizierte Einbau mit Pflöcken und Draht an vielen tieferen Stellen nur unter noch größerem Aufwand bzw. gar nicht möglich gewesen, wodurch die Wirtschaftlichkeit und Praktikabilität der gewählten Einbaumethodik zusätzlich unterstrichen wird.

Rechnet man die Gesamtkosten auf die insgesamt rund 2300 m lange Projektstrecke um, ergeben sich spezifische Kosten von ca. 9,- € pro laufenden Meter bearbeitete Gewässerstrecke. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Umfang des eingebauten Totholzes mit ca. $0,22 \text{ m}^3 / 100 \text{ m}^2$ noch zu gering ist. Nimmt man ein spezifisches Totholzvolumen von $0,45 \text{ m}^3 / 100 \text{ m}^2$ an, ergäben sich Kosten von rund 15 € pro laufenden Meter Gewässerstrecke bei einer mittleren Sohlbreite von rund 15 m.

Besonders die Einbaumethodik mit der Beschwerung der Totholzstämmen mittels kiesgefüllten Sandsäcken hat sich damit als effektive und kostengünstige Maßnahme zur Reduzierung der Tiefenerosionstendenz und strukturellen Verbesserung der bearbeiteten Hunteabschnitte herausgestellt.

2.7 Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Übertragbarkeit

Die Totholzausstattung norddeutscher Tieflandflüsse und Bäche ist durch die jahrzehntelange intensive Gewässerunterhaltung deutlich zu gering bzw. an einigen Gewässern ist nahezu alles Totholz entfernt worden. Da die sehr positive morphologische und biologische Wirkung von Totholz in mehreren Untersuchungen nachgewiesen wurde und auch im Rahmen des Modellprojektes Hunte 25 bestätigt werden konnte, stellt der Einsatz von Totholz generell eine kostengünstige und einfach zu realisierende Methode zur Verbesserung der strukturellen Vielfalt der Gewässer dar. Sind ausreichende Fließgeschwindigkeiten vorhanden, handelt es sich also nicht um eine Staustrecke, stellen sich kurz nach dem Einbau Strömungs-, Tiefen- und Substratdifferenzierungen ein, die neben dem eigentlichen Besiedlungshabitat des Totholzes weitere positive Effekte auf die Fließgewässerbiozönosen haben (vergl. Kap. 2.5.2.3). Die Makrozoobenthos-Untersuchungen ergaben gegenüber Vergleichszuständen ohne Totholz eine Verdopplung bis Verdreifachung der Artenzahlen und besonders bei anspruchsvolleren Artengruppen wie den typischen Fließwasserarten und den Stein-, Eintags- und Köcherfliegenarten eine Zunahme der Individuendichten um etwa Faktor 10.

Das Einbringen von Totholz mittels konventioneller Befestigung durch Pflöcke und Bindedraht scheidet bei größeren Flüssen mit entsprechenden Wassertiefen und oft steilen, sandigen Ufern häufig aus oder verursacht erhebliche Kosten.

Durch die Beschwerung der Totholzstämmen mit kiesgefüllten Sandsäcken konnte eine einfach zu realisierende und kostengünstige Einbaumethodik entwickelt werden, die auch an anderen Gewässern mit vergleichbaren Problemstellungen zum Einsatz kommen kann.

Eine Optimierung des Einbaus könnte durch speziell für die Beschwerung der Stämme gefertigte Säcke aus Jute, Sisal oder Kokos erfolgen. Durch eingewebte Verstärkungen zur Befestigung mittels Krampen und reißfesteres Gewebematerial könnte ein Abreißen der Säcke beim Einbringen der Stämme ins Gewässer, wie vereinzelt geschehen, vermieden werden. Auch die Verwendung von verrottungsresistenterem, natürlichem Material würde die Sicherheit gegen unerwünschtes Aufschwimmen und Abdriften weiter erhöhen. Der mittelfristige Zerfall der Befestigungssäcke (max. 3 Jahre) ist jedoch erforderlich, um das Beschwerungsmaterial (Kies) als zusätzliches Festsubstrat freizusetzen und letztendlich nur den wassergesättigten Stamm auf der Gewässersohle zu belassen. Daher scheidet auch die Verwendung von Kunststoffsäcken zur Beschwerung aus, die als unnatürliche Fremdkörper lange Zeit erhalten blieben.

3 LAUFVERLÄNGERUNG DER HUNTE DURCH ANSCHLUSS EINES VORHANDENEN ALTWASSERS

3.1 Veranlassung und Fragestellung

Die Hunte unterliegt unterhalb von Wildeshausen – wie bereits in Kap. 2.1 erwähnt – einer fortschreitenden Tiefenerosion, die im Interesse des Erhalts der hier vorhandenen wertvollen Fließwasser-Biozönose sowie auch der Umsetzung von WRRL-Zielen im Wesentlichen über Laufverlängerungen (Remäandrierung) bearbeitet werden soll (u. a.: SUHRHOFF, 1991; KAIRIES ET AL, 1993; KNUTH, 2001). Die Laufverlängerung in Verbindung mit einer Anhebung der Niedrig- und Mittelwasserstände bei Beibehaltung der Hochwassersicherheit für nicht erworbene Flächen wird im Leitfaden Maßnahmenplanung –Maßnahmensteckbrief 1.3– [NLWKN 2008] als besonders positiv für Fischfauna, Makrozoobenthos, Gewässerstruktur und Feststoffhaushalt bewertet.

Die gegebenen Randbedingungen an der Hunte legen es nahe, die erforderlichen Verlängerungen des Fließweges sowohl über den Neubau von Gewässerschleifen als auch über den hydraulischen Anschluss noch vorhandener Altwässer zu erreichen.

Erste Erfahrungen mit dem Prinzip der Remäandrierung konnten durch das 1996 umgesetzte Pilotprojekt „Laufverlängerung der Hunte durch den Neubau zweier Huneschleifen bei Dötlingen Badberg und Wildeshausen-Wiekau“ gewonnen werden. Hierbei wurde der verlängerte Gewässerlauf durch umfangreiche Baumaßnahmen vollständig neu geschaffen. Die Ergebnisse einer dreijährigen Begleituntersuchung nach Fertigstellung der Neubaumaßnahme zeigten, dass durch die Laufverlängerung der Erosionstendenz der Hunte maßgeblich entgegen gewirkt werden kann [TEWES, KNUTH, SUHRHOFF ET AL.; 2002]. Sowohl die morphologischen und strukturellen Entwicklungen innerhalb des Betrachtungszeitraumes als auch die rasche Wiederbesiedlung des umgestalteten Bereiches aus vegetationskundlicher und faunistischer Sicht untermauern die Richtigkeit des gewählten Renaturierungskonzeptes. Beim Neubau der beiden Mäander wurde jedoch ein Ausbauprofil gewählt, das dem der tiefenerodierten Hunte vergleichbar ist und nur eine sehr geringe Anhebung der Niedrig- und Mittelwasserstände zum Ziel hatte. Eine Wiederanhebung der für den Landschaftswasserhaushalt prägenden und durch die Tiefenerosion erheblich abgesunkenen mittleren Wasserstände wurde damals nicht umgesetzt, so dass die Folgen der Tiefenerosion nur in geringem Maße kompensiert werden konnten.

Als nächster Schritt zur Behebung der Erosionsproblematik wurde im Zuge des Modellprojekts Hunte 25 eine weitere Laufverlängerung der Hunte durch den Anschluss des bestehenden Altwässers „Aschenbecksche Insel“ ca. 5 km nördlich von Wildeshausen durchgeführt. Das Altwasser wurde zwischen 1929 und 1957 im Zuge mehrerer Begradigungen von der Hunte abgetrennt und ist seitdem als Stillgewässer erhalten geblieben. In einer Studie, die die verschiedenen Altwässer im Huntetal hinsichtlich der Möglichkeit zur Integration in den Flusslauf der Hunte bewertet, ist für das Altwasser „Aschenbecksche Insel“ der Wiederanschluss als Fließgewässer vorgeschlagen worden [TEWES ET AL.; 1992]. Gleichwohl hat sich das Altwasser in den Jahren als besonders schützenswertes Biotop nach § 28 NNatG entwickelt, das durch die Integration in die Hunte Veränderungen der abiotischen Randbedingungen erfahren wird.

Gegenüber dem im Pilotprojekt 1996 erfolgten Neubau einer Laufverlängerung sollte im vorliegenden Projekt die Anhebung niedriger und mittlerer Wasserstände höher ausfallen, um die durch die Tiefenerosion bedingte Absenkung besser zu kompensieren. Dies wurde einerseits durch das gegenüber der heutigen Hunte deutlich kleinere Profil des Altwassers mit höherer Sohllage erreicht. Weiterhin wurde unterhalb des Anschlusses eine Sohlengleite errichtet, durch die eine erzielte Wasserstandsanhhebung bewirkt wurde, um dadurch auch rückschreitende Erosionen im Altwasserabschnitt mit höherer Sohllage zu verhindern.

Gleichzeitig war es ein elementares Ziel, eine Änderung der Hochwassersituation durch die Ausbildung des Absperrdammes als Überlaufschwelle sowie durch den Bau einer Flutmulde zwischen angeschlossenem Altwasser und Hunte zu vermeiden. Nachteilige Auswirkungen der Maßnahmen auf landwirtschaftlich genutzte oder bebaute Gebiete sollten somit verhindert werden.

Allgemein ergibt sich beim Anschluss vorhandener Altwässer daher einerseits die Fragestellung, ob es zu hydraulischen oder morphologischen Problemen durch das gegenüber der heutigen Hunte deutlich kleinere Profil bei höherer Sohllage kommt. Außerdem sind die Altwässer in der Regel stark verschlammt, womit sich das Problem der ausreichenden Entschlammung ohne erhebliche Beeinträchtigung wertvoller Strukturelemente wie Ufergehölze und Totholz etc. stellt bzw. es fragt sich, ob überhaupt eine ausreichende Entschlammung gelingt bzw. wie lange es dauert, bis sich eine vollständig besiedelbare Sohle entwickelt.

Andererseits lässt der Anschluss vorhandener Altwässer gegenüber dem Neubau von Gewässerschleifen auch deutliche Vorteile erwarten. Außer den Kostenvorteilen durch wesentlich geringere Bodenmassenbewegungen wäre z.B. zu erwarten, dass bei bereits vorhandenen Ufergehölzen und vorhandenem Totholz eine gegenüber Neubauten schnellere und vollständigere Besiedlung möglich ist – falls dem nicht Folgeprobleme der ehemaligen Sohlverschlammung entgegenstehen sollten. Außerdem ist natürlich ein mit alten Ufergehölzen bestandenes Ufer morphologisch stabiler als eine Neubaustrecke mit sehr instabilen Sandböschungen, die im Grunde genommen vor dem hydraulischen Anschluss erst einmal eine mehrjährige Konsolidierungsphase für den Aufbau von Ufergehölzen benötigt, wie bei den Begleituntersuchungen zum Pilotprojekt Dötlingen resümiert wurde. Die Laufverlängerung über den Anschluss von Altwässern sollte unter diesem Aspekt also vergleichsweise schneller umsetzbar sein, soweit geeignete Altwässer oder Altarme zur Verfügung stehen.

Generell sind mit der beabsichtigten Anhebung von Niedrig- und Mittelwasserständen zunächst einmal Rückstaueffekte oberhalb der Laufverlängerung verbunden. Zwar kann mittel- bis langfristig davon ausgegangen werden, dass sich diese Effekte durch eine stabile Aufsandung der Sohle weitgehend zurückbilden werden, kurzfristig sind jedoch Beeinträchtigungen besonders der rheotypischen Lebensgemeinschaften möglich.

Zusammenfassend lautet die Fragestellung für das Teilprojekt Laufverlängerung durch Altwasseranschluss:

1. Gelingt eine hydromorphologisch funktionsfähige Maßnahmengestaltung bei der Laufverlängerung unter den Randbedingungen der Sohlanhebung und kleinerer Querprofile bei Beibehaltung der Hochwassersicherheit nicht erworbener Flächen?
2. Wie stellt sich unter dem Aspekt der Verwendung besonders geschützter Altwasserstrukturen für eine Laufverlängerung die Frage der Genehmigungsfähigkeit und des möglichen Bedarfs von Kompensationsmaßnahmen dar?

3. Gelingt eine ausreichende Entschlammung ohne erhebliche strukturelle / ökologische Schäden, d.h. insbesondere unter Erhalt der vorhandenen beidseitigen Ufergehölze und vorhandener Totholz-Strukturen?
4. Kann beim hydraulischen Anschluss von Altwässern/Altarmen aufgrund der kurzfristigen Verfügbarkeit wertvoller Strukturelemente wie z.B. teilweise frei gespülter Wurzeln von Ufergehölzen, umfangreicher Totholzvorkommen etc. eher von einer besonders schnellen und vollständigen Besiedelbarkeit ausgegangen werden oder erfordert das „Gedächtnis des Sediments“ (Folgeprobleme der Sohlverschlammung der Altwässer) eher einen längeren morphologischen Nachlauf bis zur vollständigen Besiedelbarkeit?
5. Wie stellt sich die Besiedlung des angeschlossenen Altwassers gegenüber naturnahen bzw. strukturell weniger wertvollen Vergleichsstrecken der Hunte dar?
6. Gibt es zunächst erhebliche Schäden an der Fließwasser-Biozönose oberhalb des Anschlusses durch Rückstau infolge der (erwünschten) Anhebung der Niedrig- und Mittelwasserstände?
7. Wie ist insgesamt die Kosteneffizienz des Anschlusses von Altwässern gegenüber Mäanderneubauten bei Laufverlängerungen einzuschätzen?

3.2 Beschreibung der umgesetzten Maßnahmen

Primäres Ziel des geplanten Renaturierungsvorhabens war die Verlängerung des Fließweges um ca. 220 m durch den Wiederanschluss der ehemals abgetrennten ca. 560 m langen Hunte Schleife „Aschenbecksche Insel“. Neben der Verlängerung der Fließstrecke stand die Anhebung der Wasserstände bei niedrigen und mittleren Abflüssen zur (Teil-) Kompensation der eingetretenen Erosionsfolgen im Vordergrund des Gewässerentwicklungskonzeptes. Auf den Flächen des Landkreises Oldenburg innerhalb des Projektgebietes wurde eine moderate Anhebung der Überflutungshäufigkeit angestrebt, um lokal die Standortbedingungen für auentypische Tier- und Pflanzengesellschaften zu verbessern.

Die angestrebte Anhebung der Wasserstände durfte jedoch nicht zu einer maßgeblichen Änderung der Überschwemmungshäufigkeit auf den landwirtschaftlich genutzten Privatflächen im Untersuchungsraum führen oder gar die Hochwassersituation im Stadtgebiet von Wildeshausen beeinträchtigen.

Zur Erreichung der teilweise auf den ersten Blick gegenläufigen Ziele (Wasserstands-anhebung bei niedrigen und mittleren Abflüssen, Erhöhung der Überflutungshäufigkeit auf Flächen im Eigentum der öffentlichen Hand ohne Verschlechterung der Hochwassersituation privater Flächen) waren mehrere Einzelmaßnahmen erforderlich (siehe Abb. 13).

- ⇒ Unterhalb des geplanten Altwasseranschlusses wurde eine **Sohlgleite** in der Hunte errichtet, die zur Anhebung der Niedrig- und Mittelwasserstände erforderlich war. Gleichzeitig wurde der unmittelbar an der Böschungsoberkante liegende Wanderweg auf die angrenzende Fläche verlegt, um einen ausreichenden Uferstrandstreifen zu erhalten.
- ⇒ Die **Laufverlängerung** erfolgte durch die Öffnung der Anschlussbereiche, die in der Vergangenheit auf Geländeneiveau aufgeschüttet wurden. Das Altwasser selber musste vor dem hydraulischen Anschluss entschlammt werden, um ein Freisetzen der Schlamm-massen bei der Durchströmung und damit eine eventuelle Schädigung der Fließgewässerfauna zu verhindern.

- ⇒ Am nördlichen Übergang des Altwassers zur Hunte wurde eine **Stein- Kiesbank** eingebaut, die eine Sicherung der Sohle gegen unerwünschte Eintiefung durch rückschreitende Erosion in der Laufverlängerung bewirken soll und gleichzeitig als wertvolles, gewässertypisches Strukturelement dient.
- ⇒ Die Hunte wurde am Einlaufbereich des Altwassers durch einen **Damm** abgesperrt, der niedrige und mittlere Abflüsse sowie kleinere Hochwässer vollständig in die Laufverlängerung umleitet. Erst bei höheren Abflüssen ab ca. 30 m³/s erfolgt eine Entlastung über den Absperrdamm, um durch die dann wirksame Abflussaufteilung die Beibehaltung der Hochwasserstände und Überflutungshäufigkeiten zu gewährleisten.
- ⇒ Nördlich des Altwassers wurde eine flache **Flutmulde** ins Gelände gegraben, die bei höheren Abflüssen durchströmt wird und einen Teil der Hochwasserabflüsse direkt zur nördlich liegenden Huntekrümmung ableitet.
- ⇒ Nördlich der Flutmulde wurde eine flache, maximal 0,5 m hohe **Verwallung** errichtet, um lokal früher einsetzende Überschwemmungen im Bereich der Flutmulde und Laufverlängerung auf die Flächen im Eigentum des Landkreises Oldenburg zu begrenzen und nachteilige Auswirkungen auf landwirtschaftlich genutzte Privatflächen zu verhindern.

Die Umsetzung der Maßnahmen erfolgte in den abflussarmen Sommermonaten zwischen Juni und August 2008.

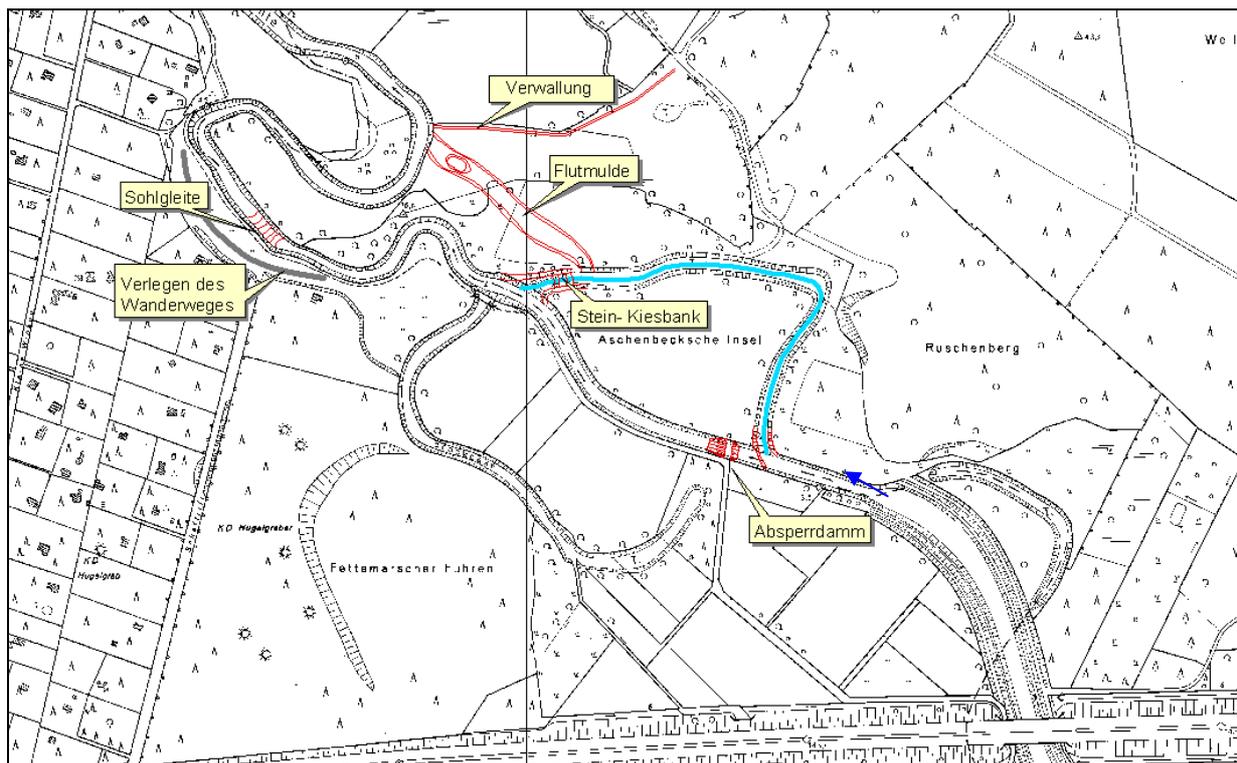


Abb. 13: Umgesetzte Einzelmaßnahmen bei der Laufverlängerung der Hunte

Wasserwirtschaftliche Auswirkungen

Im Vorfeld der Umsetzung wurden die Auswirkungen der geplanten Maßnahmen auf die Wasserstände und Überflutungssituation der Hunte durch hydraulisch-numerische Modelluntersuchungen ermittelt. Für die Berechnung der niedrigen und mittleren Abflüsse kam ein 1-D-Modell zum Einsatz, während höhere Abflüsse mit flächiger Überströmung der Vorländer mittels eines detaillierten 2-D-Modells berechnet wurden [Klauke, 2006 a].

Durch den Einsatz der unterschiedlichen Modelle, die auf der selben Datenbasis aufgebaut und über eingemessene Wasserspiegelfixierungen kalibriert sowie über den Ergebnisvergleich bei einem bordvollen Abflusszustand aufeinander abgestimmt wurden, konnten die Vorteile der schnellen Editierbarkeit des 1-D-Modells für die Dimensionierung der Sohlengleite und zur Ermittlung der Wasserstandsänderung bei geringen bis bordvollen Abflusszuständen genutzt werden, ohne auf die hohe Aussagekraft des 2-D Modells bei komplexen Strömungsbedingungen mit Abflussaufteilung und Vorlandüberströmung zu verzichten. Der Einsatz von 2-D-Modellen entspricht dem heutigen Stand der Technik in wasserwirtschaftlichen Berechnungsverfahren und ist für vergleichbare Projekte mit ausufernden Abflusszuständen und Stromteilung zwingend erforderlich, um eine ausreichende Planungssicherheit im Hinblick auf die Auswirkungen für Hochwasserabflüsse zu gewährleisten.

Durch die Renaturierungsmaßnahmen wurden die Wasserstände bei niedrigen Abflüssen um ca. 0,70 m und bei Mittelwasser um ca. 0,35 m angehoben. In Richtung Wildeshausen nimmt das Maß der Anhebung kontinuierlich ab, so dass im Stadtgebiet von Wildeshausen kein Einfluss mehr vorhanden ist.

Bei höheren Abflüssen verringert sich die Wasserstandsanhhebung zunehmend. Durch die Abflussaufteilung beim Überströmen des Absperrdammes und die Nutzung der Flutmulde als zusätzliche Abflussentlastung kann die Hochwassersituation oberhalb der Laufverlängerung beibehalten werden.

Auf den Flächen im direkten Umfeld der Laufverlängerung, die sich alle im Eigentum des Landkreises befinden, kommt es zu einer aus ökologischer Sicht wünschenswerten moderaten Erhöhung der Überschwemmungshäufigkeit. Durch die niedrigeren Ufer in der neu integrierten Laufverlängerung kommt es schon bei kleineren Hochwasserereignissen mit einer Eintrittswahrscheinlichkeit von ca. 1-2 Jahren zu ersten flächigen Überströmungen der Vorländer. Innerhalb der Flutmulde kommt es zu einer weiteren Erhöhung der Überflutungshäufigkeit von ca. 20 Tagen im Jahr, wodurch eine Verbesserung autentischen Standortverhältnisse erreicht werden konnte.

Entschlammung des Altwassers vor dem hydraulischen Anschluss

Seit der Abtrennung des Altarmes von der Hunte Anfang bis Mitte des letzten Jahrhunderts hatte sich eine Schlammschicht mit einer Mächtigkeit von ca. 50 - 70 cm auf der Sohle gebildet. Um zu verhindern, dass beim hydraulischen Anschluss der Laufverlängerung die Schlammschicht in die Hunte gespült wird und dort vor allem bei den während der Bauphase herrschenden niedrigen Abflüssen und höheren Temperaturen zu Sauerstoffzehrungsprozessen mit einer Schädigung der Gewässerbiozöten führt, musste ein weitestgehende Entschlammung der Altwassersohle durchgeführt werden.

Die Entschlammung wurde mit einem Saugbagger auf einem kleineren Schwimmponton durchgeführt. Das geförderte Schlamm-Wasser-Gemisch wurde in ein Spülfeld auf der Innenfläche des Altwassers geleitet und das ablaufende Wasser in den Altarm zurückgeführt. Gegenüber einer Entschlammung durch einen Bagger vom Ufer aus ergaben sich durch den Einsatz des Schwimmbaggers erhebliche Vorteile. Zum einen konnten die Ufergehölze vollständig erhalten bleiben, da nur an einer Stelle der Saugbagger zu Wasser gelassen werden musste. Weiterhin wurde beim Absaugen des Schlamm-Wasser-Gemischs nur ein geringer Teil der organischen Substanz aufgewirbelt und durch die Vibrationen des Schneidkopfes noch in dem Altwasser vorhandene Fische von der Absaugstelle verscheucht, so dass die Fischfauna im Altwasser weitgehend geschont wurde. Durch die Erfahrung des Fachpersonals konnte der Absaugvorgang bis zur mineralischen Sohle durchgeführt werden, ohne dass verstärkt Sand und Kies ausgespült wurden. Zudem konnte nahezu der gesamte Bestand an Totholzstämmen und –ästen im Wasser verbleiben. Einzelne, größere Stämme wurden zwar zur Erleichterung des Arbeitsfortschritts beiseite geräumt, jedoch im Gewässerprofil belassen. Durch die geringe Größe des Saugbaggers konnte neben dem stark verschlammten mittleren Teil der Sohle auch bis weit an die Ufer heran gearbeitet werden. Einzig auf den flachen Uferbereichen musste eine geringmächtige Schlammsschicht verbleiben, da der Saugrüssel des Baggers dort durch die geringe Wassertiefe nicht arbeiten konnte.

Der Einsatz des Saugbaggers hat sich insgesamt als sinnvolle, gewässerschonende Alternative zum konventionellen Baggereinsatz bewährt.

Hinweise zur Umsetzung

Die Umsetzung der Einzelmaßnahmen wurde durch einen ortsansässigen Bauunternehmer durchgeführt. Die Arbeiten erforderten eine flexible Zeitplanung und Bauleitung, da einige Arbeitsabläufe wie z.B. der Bau des Absperrdamms und der Sohlengleite stark abflussabhängig waren und nur bei geringer Wasserführung durchgeführt werden konnten.

Bei der Konstruktion des Absperrdamms wurde gegenüber anderen, vergleichbaren Projekten auf den Einbau einer Stahlspundwand verzichtet und der Kern des Dammes ausschließlich aus Wasserbausteinen errichtet. Zur besseren Abdichtung gegen Durchströmung empfiehlt sich ein Aufbau aus abgestuftem Steinmaterial, um die Hohlräume zwischen den Steinen zu verringern. Die Abdeckung aus bei der Baumaßnahme anfallendem, humosem Bodenmaterial mit anschließender Grasseinsaat in Verbindung mit den flachen Böschungsneigungen haben sich bewährt. Bei einigen kleineren Hochwässern im Winter 2008/2009 wurde der Damm an mehreren Tagen überströmt, ohne dass es zu Erosionsschäden gekommen ist.

Die Sohlengleite wurde in Riegelbauweise mit Steinriegeln zum Abbau des Gefälles und Ruhebereichen errichtet. Auf den geneigten Grundkörper der Sohlengleite aus Wasserbausteinen wurden die Riegel aus Findlingen gesetzt. Gegenüber kantigen, gebrochenen Wasserbausteinen besteht bei den abgerundeten Findlingen eine geringere Verletzungs- bzw. Materialbeschädigungsgefahr für die an der Hunte im Sommer recht zahlreichen Kanutouristen. Auch bei der Sohlengleite empfiehlt sich ein Aufbau aus Steinmaterial mit abgestuften Größenklassen zur Verminderung der Durchströmung, da ansonsten bei sehr geringen Sommerabflüssen ein zu großer Abflussanteil durch das Lückensystem erfolgt und die angestrebte Wasserstandsanhhebung nicht erzielt werden kann.

3.3 Hinweise zum Genehmigungsverfahren

Für die Herstellung der Laufverlängerung waren mehrere rechtliche Schritte und Prüfungen notwendig.

Im Vorfeld wurde eine Vorprüfung des Einzelfalls auf Grundlage der entsprechenden Kriterien des NUVPG vom GB IV des NLWKN – Betriebsstelle Brake – Oldenburg– durchgeführt. Als Ergebnis der Einzelfallprüfung wurde festgestellt, dass es sich bei den geplanten Baumaßnahmen nicht um ein Projekt handelt, für das gemäß NUVPG eine Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) als erforderlich angesehen wird. Somit war im Hinblick auf § 119 Abs. 2 des Niedersächsischen Wassergesetzes (NWG) ein Planfeststellungsverfahren nicht zwingend erforderlich.

Weiterhin wurden eine Überprüfung hinsichtlich des Schutzstatus nach § 28a NNatG erforderlich. Dabei wurde auf der Grundlage eines landschaftspflegerischen Fachbeitrags [BRANDT, 2006] von der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreis Oldenburg festgestellt, dass sich der Pflanzenartenbestand des Gewässers bei Anschluss an das Fließgewässer zwar ändern könne, die Qualität als geschützter Biotop jedoch erhalten bliebe. Durch den Anschluss des Altwassers an die Hunte würde derselbe die Eigenschaften eines Stillgewässers verlieren und würde zum Fließgewässer. Da das Altwasser dem ursprünglichen, mäandrierenden Flusslauf entspräche und somit als § 28a-Biotop zu werten sei, würde letztendlich ein besonders geschütztes Biotop, das „Kleine naturnahe Altwasser“, in ein anderes besonders geschütztes Biotop, den „Naturnahen, sommerkalten Geestfluss“, überführt. Besonders geschützte Pflanzenarten würden in ihrem Bestand nicht beeinträchtigt.

Der Verlust des Altwassers wird ferner durch die Neuschaffung eines neuen Stillgewässers im Bereich des Flussabschnitts zwischen der Ein- und Auslaufstelle des Altwassers kompensiert. Kurz- bis mittelfristig ist zu erwarten, dass sich das neu entstandene Stillgewässer wieder zu einem besonders geschützten Biotop (§ 28a NNatG) entwickeln wird, das dann als „Kleines naturnahes Altwasser“ einzustufen wäre. Weiterhin ist die Eignung des Gewässers als Laichhabitat für Amphibien gegeben.

Insgesamt wurde festgestellt, dass durch die Maßnahmen keine Kompensationsleistung erforderlich ist, da die allenfalls geringe naturschutzfachliche Beeinträchtigung durch die Neuschaffung eines einseitig angeschlossenen, nur temporär durchflossenen Stillgewässers ausreichend kompensiert würde.

Nach den durchgeführten naturschutzfachlichen Bewertungen wurde ein wasserrechtliches Plangenehmigungsverfahren nach § 128 NWG beantragt, welches vom GB VI des NLWKN – Betriebsstelle Brake – Oldenburg– durchgeführt wurde.

Durch die vorab durchgeführte naturschutzfachliche Bewertung konnte das Genehmigungsverfahren deutlich gestrafft werden und sowohl Verwaltungsaufwand eingespart als auch eine Zeitverzögerung bei der Umsetzung des Projektes verhindert werden. Auch die schon seit längerem bekannten Planungsziele des GEPL „Mittlere Hunte“ [KNUTH, 2001], die sowohl von der Wasser- und Landwirtschaft als auch dem behördlichen und außerbehördlichem Naturschutz befürwortet werden, trugen dazu bei, dass im Rahmen des Genehmigungsverfahrens nur geringe Einwendungen oder Hinweise eingebracht wurden. Ein Erörterungstermin brauchte daher nicht durchgeführt zu werden.

Die Laufverlängerung der Hunte „Aschenbeck“sche Insel“ nördlich von Wildeshausen wurde am 14.12.2007 durch den GB VI des NLWKN genehmigt.

3.4 Morphologische Entwicklungen

Um Aussagen über die generelle morphologische Entwicklung des wieder angeschlossenen Altwassers und der unter- und oberhalb liegenden, von der Maßnahme beeinflussten Teilabschnitte der Hunte zu bekommen, wäre ein längerer Beobachtungszeitraum von mehreren Jahren notwendig. Prozesse wie Sohlerosion und Auflandung verlaufen bei sandigen Gewässern stark abflussabhängig und unterliegen deshalb deutlichen Schwankungen. Will man für einen größeren Abschnitt von mehreren hundert Metern bis zu einigen Kilometern eine plausible Aussage zum morphologischen Verhalten erzielen, sind Gerinnevermessungen über mehrere Jahre notwendig. Für die Vermessung wird heute neben der traditionellen Querprofilpeilung, die lagebezogen erfolgen muss, vermehrt die Peilung der Sohle mittels Echolot eingesetzt, um belastbare Aussagen über die Gerinneentwicklung zu erzielen.

Im einjährigen Beobachtungszeitraum des Modellprojekts Hunte 25 für die durchgeführte Laufverlängerung lassen sich folglich keine Ergebnisse über die morphologische Wirkung der Remäandrierung herleiten. Einzig qualitative Aussagen über die Entwicklung einzelner Teilabschnitte nach dem Anschluss des Altwassers waren Gegenstand des Monitoring. Gerade in der ersten Zeit nach einer Baumaßnahme verläuft die Anpassung der Geometrie an die geänderten hydraulischen Randbedingungen vergleichsweise schnell.

So wurden auch an der Laufverlängerung unmittelbar nach dem Anschluss erste stärkere Ufererosionen beobachtet. Vor allem im Übergangsbereich des Altwassers zur Hunte brach kurz nach dem Anschluss das rechte Ufer verstärkt ab. Die dort freigelegten, sandigen Rohböden ohne Bewuchsbedeckung boten dem Strömungsangriff keinen ausreichenden Widerstand und sogar Niederschlagsereignisse führten zur Bildung von Erosionsrinnen an der Böschung. Um die Abbrüche zu minimieren, wurden noch während der Bauzeit Strömunglenker aus Baumstämmen und ein Uferschutz aus größerem Kies eingebracht. Durch die als inklinante Buhnen eingebauten Stämme wurde der Stromstrich vom Ufer Richtung Flussmitte abgelenkt. Die Abbrüche konnten somit reduziert werden. Mittlerweile hat sich erste Vegetation im Uferbereich angesiedelt, so dass die Stabilisierung der Böschung langsam verbessert wird. Auch im Einlaufbereich zum Altwasser kam es bei den anstehenden, freigelegten Sandböden anfangs zu Böschungsrutschungen, deren Intensität und Umfang mittlerweile jedoch erheblich abgenommen haben und durch aufkommenden Bewuchs weiter verringert werden. Probleme entstanden durch die Ufererosionen nicht, da ausreichend Fläche zur Verfügung steht.

Um Uferabbrüche im Einlaufbereich zum Absperrdamm zu verhindern, wurde dort eine Ufersicherung mit Schüttsteinen durchgeführt. Dort waren nur geringe Böschungsrutschungen zu verzeichnen, so dass eine eventuelle Umläufigkeit des Dammes zuverlässig verhindert werden konnte. Weiterhin wurde bei der Baumaßnahme nur an einer Außenkurve gegenüber dem Auslaufbereichs des Altwasserabschnitts das Ufer am Böschungsfuß durch Schüttsteine gesichert, wo Konflikte durch eventuelle Erosionsschäden und der damit verbundenen Gefährdung des unmittelbar am Gewässer verlaufenden Wanderwegs zu befürchten waren. Ansonsten soll die Hunte sich ungehindert eigendynamisch entwickeln.

Auch unterhalb des Scheitelpunktes des Altwassers kam es im letzten Winterhalbjahr zu Uferauskolkungen. Dort sind zwei Bäume unterspült worden und in den Fluss gestürzt. Die Hunte-Wasseracht hat die Bäume zwischenzeitlich an den Böschungsfuß gezogen, um Abfluss und Kanuverkehr nicht zu behindern. Durch die Platzierung am Ufer können die Bäume nun als teilweise ins Wasser ragendes Totholz sowie als Anstichpunkt für Vögel wie z.B. den Eisvogel wichtige ökologische Funktionen übernehmen und verhindern gleichzeitig weitere Uferauskolkungen durch die strömungsabweisende Wirkung als Rauhbaum.

Generell ist die vereinzelte Unterspülung von Uferbäumen ein natürlicher Prozess an einem naturnahen Gewässerabschnitt. Bei der Planung solcher Maßnahmen ist daher vorab zu klären, ob es durch Uferabbrüche und Sturzbäume zu Konflikten kommen kann. Eine ausreichende Flächenverfügbarkeit, die sich nicht nur auf einen schmalen Uferstreifen von weniger als 10 m beschränken darf, ist erste Voraussetzung für die naturnahe, eigendynamische Entwicklung solcher Gewässerstrecken. Im Fall der Aschenbeckschen Insel waren solche Konflikte nicht vorhanden, da sich die Flächen im Umfeld des Gewässers im Eigentum des Landkreises Oldenburg befinden und der Unterhaltungsverband als Gewässereigentümer ein flexibles Management umgestürzter Bäume durchführt.

Die Entwicklung der Gewässersohle konnte im Projektzeitraum nur abgeschätzt werden, da Nachvermessungen nicht vorgesehen waren. Bei den durchgeführten Befahrungen konnte festgestellt werden, dass sich die Sohle in der Flussmitte leicht eingetieft hat, während die Uferbereiche weiterhin häufig sehr flach sind. Gerade nach dem Anschluss des Altwassers mit der vorher durchgeführten Entschlammung wurden die feineren Bestandteile im Bereich mit höheren Fließgeschwindigkeiten ausgeschwemmt. Unterhalb der Laufverlängerung bildete sich schon im ersten Jahr an der Innenkurve nach dem Anschlussbereich eine flache Anlandungszone aus transportierten Sedimenten. Ebenso ist im Auslaufbereich des alten Verlaufs, der nun als einseitig angeschlossenen Altarm mit der Hunte verbunden ist, eine Sandbank entstanden.

Eine längerfristige Kontrolle der Gerinneentwicklung nach der ersten Phase der Gerinneanpassung wäre wünschenswert, um die Auswirkungen der Laufverlängerung auf die Morphologie zu erfassen. Neben der Wirkung der Laufverlängerung und der Wasserstandsanhhebung durch die Sohlengleite wird auch die Abflussaufteilung bei Hochwasser durch den Absperrdamm und die Flutmulde einen Einfluss auf die Morphologie haben, der sich auf einen größeren Abschnitt der Hunte auswirken kann.

3.5 Monitoring-Ergebnisse „Aschenbecksche Insel“: Makrozoobenthos

3.5.1 Methodik

Im Gegensatz zu den anderen Teilprojekten bot sich das „Simultan-Monitoring“ im Falle der Laufverlängerung der Hunte nicht an, da es an geeigneten Vergleichsstrecken im näheren Umfeld fehlt. Die Strecke oberhalb des Anschlusses wird mit beeinflusst (s.o.), die Strecke unterhalb zeigt eine ausgeprägte Mäanderbildung und ist somit nicht mit dem ehemaligen Durchstich (durch die Laufverlängerung aus dem normalen Abflussgeschehen ausgegliederter Abschnitt) vergleichbar.

Entsprechend dem Monitoringkonzept wurden vier Vergleichszustände untersucht: das neu angeschlossene ehemalige Altwasser „Aschenbecksche Insel“, eine besonders naturnahe Referenzstrecke der Hunte bei Dötlingen (parallele Untersuchungen etwa ein Jahr nach Maßnahmenumsetzung), der ehemalige Huntedurchstich, der durch die aktuelle Laufverlängerung wieder aus dem regelmäßigen Abflussgeschehen ausgegliedert wurde (Untersuchung vor der Maßnahme) und der oberhalb des Anschlusses (zunächst) entstehende Rückstaubereich (Untersuchung vor und nach Maßnahmenumsetzung). Als naturnahe Referenzstrecke wurde dabei die nach Voruntersuchungen [SUHRHOFF, 1991] artenreichste Strecke der Hunte bei Dötlingen untersucht. Es handelt sich hierbei um eine sehr kies- und totholzreiche Strecke mit einem ausgeprägten Steilhang (Geestkante) und insgesamt sehr ausgeprägter Strömungs-, Tiefen- und Substratvarianz (vergl. Abb. 14 bis 16).

Je Vergleichssituation waren nach Monitoring-Konzept im Interesse einer kostengünstigen, jedoch möglichst vollständigen Erfassung vorgesehen: zwei halbquantitative Untersuchungen in Frühjahr bzw. Herbst und eine MHS-Beprobung im Frühling mit halbquantitativer Ergänzungs-Untersuchung. Wegen Verschiebungen bei der Projektrealisierung und der limitierten Laufzeit des Projektes musste auf die halbquantitative Herbstbeprobung nach Maßnahmenumsetzung verzichtet werden. Eine sinnvolle Auswertung der faunistischen Summenparameter inkl. Anwendung des BBM-Verfahrens erschien dennoch möglich.

3.5.2 Ergebnisse und Interpretation des MZB-Monitorings

3.5.2.1 Kurzbeschreibung der Probestrecken

Die **Referenzstrecke bei Dötlingen** (Abb. 14 bis 16) war geprägt durch eine sehr umfangreiche Kiesbank aus relativ feinem Kies, die im Frühjahr 2009 auch einige Großsalmoniden-Laichplätze erkennen ließ, eine ausgeprägte Tiefen- und Strömungsvarianz, einige größere Totholzstrukturen und das Vorkommen submerser Vegetation auf der flach überströmten Kiesbank mit ca. 10 % Deckung. Außerdem war auf den überwiegend sehr steilen Ufern eine emerse Ufervegetation und Ufergehölze (meist Weiden) in geringer Deckung vorhanden. Sandige Substrate deckten nur rund 40 % der Sohle.



Abb. 14: Referenzmessstelle Dötlingen; Übersicht, Mai 2009



Abb. 15 u. Abb. 16: Referenzmessstelle Dötlingen; Kiesbank mit submerser Vegetation im Mai 2009; Uferbereich mit Totholz, April 2009

Die Laufverlängerung Aschenbecksche Insel zeigte schon kurz nach Anschluss ebenfalls eine hohe Strukturvielfalt (Abb. 17 bis 22), besonders dank der vorhandenen Ufergehölze und relativ umfangreicher Alt-Totholz-Vorkommen. Eine Ufervegetation entwickelte sich im Wasserwechselbereich im Untersuchungszeitraum noch nicht, was primär durch die Beschattung bedingt gewesen sein dürfte. Teilweise waren in Böschungsbereichen noch kolmatierte

Reste der ehemaligen Altwasser-Sohlverschlämmung vorhanden. Am Prallhang hatte beim erosiven Angriff auf den hier relativ steilen Geesthang analog zur Referenzstrecke Dötlingen die Freilegung mineralischer Grobsubstrate eingesetzt. Ansonsten war die Sohle überwiegend sandig mit hohem Anteil grober und feinerer Totholz-Strukturen.



Abb. 17 u. Abb. 18: Angeschlossenes Altwasser August 2008 und Mai 2009



Abb. 19 u. Abb. 20: Angeschlossenes Altwasser August 2008



Abb. 21 u. Abb. 22: Angeschlossenes Altwasser August 2008

Die Probestrecken im Bereich des „**Durchstichs**“ (Abb. 23 und 24), d.h. der ehemaligen Laufverkürzung und **oberhalb des Altwasser-Anschlusses** (Abb. 25 und 26) waren sehr ähnlich strukturiert und hatten nur einen Abstand in Fließrichtung von ca. 200 m. Die Hunte war hier relativ geradlinig, sehr tief eingeschnitten und hatte sehr steile, nachsackende Ufer, mit schmalen emersen Vegetationsgürteln bzw. Strauchweiden. Submerse Vegetation war nur ganz vereinzelt im Uferbereich anzutreffen. Die Unterwasserböschungen waren extrem steil. Schon in 1 m Abstand vom Ufer betrug die Wassertiefe um und über 2 m. Die Sohle war soweit feststellbar (Sondierung per Teleskop-Kescher) überwiegend rein sandig und enthielt kaum mineralisches Grobsubstrat und nur wenig Totholz.



Abb. 23: Durchstich Juni 2007; Übersicht

Abb. 24: Durchstich Oktober 2007; Uferbereich



Abb. 25: Oberhalb Anschluss Mai 2009; Übersicht stromab m. Absperrdamm Aschenbecksche Insel im Hintergrund und Abb. 26: Juni 2007; Ufervegetation

3.5.2.2 Allgemeine biozönotische Bewertung

Die MZB-Rohdaten sind der Anlage 6.2 zu entnehmen

Die qualitativen faunistischen Kennwerte der Probestrecken, die sich aus der Vereinigung je zweier Parallelproben ergaben, sind Tab. 4 zu entnehmen. Da für die Untersuchungen 2009 keine Herbstbeprobungen mehr durchgeführt werden konnten, wurden im Interesse der Vergleichbarkeit für Tab. 4 immer Datensätze aus dem Frühjahr und Frühling/Frühsummer vereinigt. Die Daten aus den Herbstbeprobungen des Durchstichs und der Stecke oberhalb Aschenbeck aus 2007 wurden also im Interesse der Vergleichbarkeit der Daten nicht in die Auswertung einbezogen.

Die Zuordnung zu BBM-Wertstufen ist nur eingeschränkt möglich, da das BBM-Verfahren bei nur zwei vorliegenden Paralleluntersuchungen Daten aus dem Frühjahr / Frühling und dem Herbst verlangt, wobei in der Regel mit höheren BBM-Indices zu rechnen ist, als wenn Daten aus dem Frühjahr und Frühling/Frühsummer vereinigt werden. Es ist also davon auszugehen, dass die zugeordneten BBM-Wertstufen in der Tendenz methodisch bedingt etwas zu schlecht ausfallen.

Für die Laufverlängerung „Aschenbecksche Insel“ wurde einmal ein Datensatz ohne Berücksichtigung der eingebauten Kiesbank und ein Datensatz mit Beprobung der Kiesbank erstellt.

Tab. 4: Ergebnisübersicht Aschenbecksche Insel / qualitative summarische Kenngrößen der Makrozoobenthos-Biozönose: BBM-Wertstufe, BBM-Index, Gesamtartenzahl (S ges), Artenzahl der rheotypischen Arten (S rheo), Artenzahl der Stein-, Eintags- u. Köcherfliegen (S SEK), Artenzahl der Steinfliegen (S S), Artenzahl der Eintagsfliegen SE, Artenzahl der Köcherfliegen (SK), Artenzahl der Rote-Liste –Arten nach Einstufungen für Niedersachsen insgesamt: S RL und für die Gefährdungsgruppen 1: „vom Aussterben bedroht“, 2: „stark gefährdet“ und 3 „gefährdet

	Durchstich	Referenz Dötlingen	Aschenb. Insel mit Kiesbank	Aschenb. Insel ohne Kiesbank	oberhalb Aschenb. vor Anchl.	oberhalb Aschenb. nach Anchl.
Jahr	2007	2009	2009	2009	2007	2009
BBM-Wertstufe (2Proben)	4+	3+	2--	3+	4	4
BBM-Index	41	64	71	63	37,5	36
S ges	57	85	89	81	66	66
S rheo	28	43	47	43	27	25
S SEK	28	35	34	32	27	26
S S	1	2	2	2	1	1
S E	11	14	14	14	12	9
S K	16	19	18	16	14	16
S RL	9	10	12	9	4	8
S RL 1	0	0	2	1	0	1
S RL 2	2	0	0	0	0	0
S RL 3	7	10	10	8	4	7
Bewertungsstufen BBM-Verfahren						
Stufe 1 (sehr gut)	Stufe 2 (gut)	Stufe 3 (mäßig)	Stufe 4 (unbefriedigend)	Stufe 5 (schlecht)		

Es ergaben sich **deutliche Unterschiede in qualitativer Hinsicht (Artenzahlen, Artenspektren) in Abhängigkeit der strukturellen Ausstattungen** der Probestrecken. Eine besonders gute, mit den strukturellen Parametern korrespondierende Differenzierung erbrachte der BBM-Index. In die gleiche Richtung wiesen die Artenzahlen der typischen Fließwasserarten (rheotypische Arten) und der Stein-, Eintags- und Köcherfliegenarten (SEK-Arten), die sich überwiegend aus Fließwasserarten zusammensetzten. Auch die wegen des unklaren Anteils von weniger anspruchsvollen Arten und Ubiquitisten weniger aussagekräftige Gesamtartenzahl wies weitgehend in die gleiche Richtung. Die gefährdeten Arten differenzierten – vermutlich nicht zuletzt wegen ihrer vergleichsweise geringen Anzahl – weniger deutlich.

Insgesamt können unter Berücksichtigung ggf. zufälliger Effekte bei den Probenahmen die **Datensätze der strukturreichen Referenzstrecke bei Dötlingen und die Datensätze aus der Laufverlängerung Aschenbecksche Insel** (mit und ohne Beprobung der Kiesbank) als weitgehend identisch betrachtet werden (Tab. 4). Vom **BBM-Verfahren** werden diese Datensätze in den Übergangsbereich der Stufen 2 und 3 gestellt. Wird die Unterschreitung der methodi-

schen Anforderungen des BBM-Verfahrens berücksichtigt, können diese Datensätze in den **(unteren) Bereich der Stufe 2** gestellt werden. Das neu angeschlossene ehemalige Altwasser erreichte also bereits ein Jahr nach Anschluss die qualitativen Summenparameter der strukturreichsten Referenzstrecke der Hunte. Die geringfügige Überschreitung der Referenzwerte bei Mitberücksichtigung der eingebauten Kiesbank in der Laufverlängerung wird als weitgehend zufallsbedingtes Artefakt eingeschätzt bzw. mag auch durch eine bei Mitberücksichtigung der Kiesbank gegenüber der Referenzstrecke ggf. etwas umfangreichere Beprobung bedingt gewesen sein. Dieses für die neu angeschlossene Gewässerstrecke sehr positive Ergebnis dürfte primär durch den Reichtum dieser Strecke an Totholz und Wurzelwerk und Folgewirkungen dieser Strukturen auf die Sohlmorphologie bedingt gewesen sein (siehe auch Kap. 2).

Die **summarischen qualitativen Daten der weniger strukturreichen Probestrecken** (ehemaliger Durchstich, Hunte oberhalb Anschluss Aschenbecksche Insel) liegen auf deutlich niedrigem Niveau und sind unter sich weitgehend gleichwertig. Vom **BBM-Verfahren** werden sie in das obere Drittel der Stufe 4 gestellt. Wird wiederum die Unterschreitung der methodischen Anforderungen des BBM-Verfahrens in Rechnung gestellt, dürfte die Bewertung auf den **unteren Bereich von Stufe 3** anzupassen sein, was in Anbetracht der festgestellten Biozöosen und Gewässerstrukturen auch angemessen erscheint.

Die **qualitativen summarischen Daten oberhalb des Anschlusses vor und nach dem Anschluss des Altwassers** zeigten weitgehend konstante Werte (z.B. BBM-Index fast konstant, die Zahl der rheotypischen Arten ging nur um zwei Arten von 27 auf 25 zurück, die der SEK-Arten von 27 auf 26, bei den Rote-Liste-Arten ergaben sich sogar Zuwächse). Auf dieser Ebene ergaben sich also keine deutlichen Hinweise auf nennenswerte Schäden an der Biozönose durch den zunächst entstehenden Rückstaubereich oberhalb des Anschlusses.

3.5.2.3 Bewertungsergebnisse der WRRL-Verfahren

Analog zur Totholz-Auswertung wurden die WRRL-Bewertungen nach PELODES für die beiden Varianten des Typs 15 (sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse) mit Einzugsgebieten über (Typ 15g) und unter 1000 km² (Typ 15) als auch nach AQEM durchgeführt. Die Ergebnisse sind Tab. 5 zu entnehmen.

Tab. 5: Ergebnis-Übersicht der WRRL-Bewertungen Laufverlängerung Aschenbecksche Insel

	Durchstich	Referenz Dötlingen	Aschenb. Insel ohne Kiesbank	oberhalb Aschenb. vor Anschl.	oberhalb Aschenb. nach Anschl
Datum	06.06.2007	25.05.2009	25.05.2009	06.06.2007	27.05.2009
PERLODES Typ 15g gesamt	gut	gut	gut	gut	gut
PERLODES Typ 15g Allg. Degradation	0,88	0,88	0,87	0,84	0,60
PERLODES Typ 15g Fauna-Index	0,80	0,95	0,82	0,76	0,57
PERLODES Typ 15 gesamt	gut	gut	gut	gut	unbefriedigend
PERLODESTyp 15 Allg. Degradation	0,72	0,74	0,68	0,66	0,28
PERLODES Typ 15 Fauna-Index	0,54	0,72	0,47	0,47	0,14
AQEM Typ 15	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	unbefriedigend
Bewertungsstufen WRRL-Verfahren					
sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	

Aufgrund der Einzugsgebietsgröße im Untersuchungsbereich von knapp 1500 km² ist laut Verfahrensvorgabe für die PERLODES-Auswertung der Typ 15g zugrunde zu legen. Die **Gesamtbewertung von PERLODES für Typ 15g** (> 1000 km² AeO) lautet für alle Datensätze „gut“, erbringt also z.B. im Gegensatz zum BBM-Verfahren keine Differenzierung, obwohl die Biozönosen zumindest deutliche qualitative Unterschiede aufweisen (s.o.). Die weniger artenreichen Biozönosen der vergleichsweise strukturarmen Probestrecken (Durchstich und Bereich oberhalb des Anschlusses) erscheinen dabei überbewertet.

Für das Modul **Allgemeine Degradation** fallen die Bewertungsergebnisse sogar noch besser aus: bis auf die nach wie vor mit „gut“ eingestufte Rückstaustrücke oberhalb des Anschlusses lauten alle Bewertungen auf „sehr gut“. Da das Gesamtsystem einer erheblichen Störung durch Tiefenerosion unterliegt, müssen diese Einstufungen eindeutig als unplausibel (zu positiv) eingeschätzt werden.

Ähnlich sieht es beim **Fauna-Index** aus (drei Bewertungen mit „sehr gut“: Durchstich, Referenzstrecke Dötlingen, Anschluss Aschenbeck), der als aussagfähigster Teil-Index des Verfahrens gilt und daher das Endergebnis zu 50 % bestimmt. Allerdings deutet sich hier eine deutlich negativere Bewertung der Probestrecke oberhalb der Aschenbeckschen Insel – besonders nach Anschluss des Altwassers an, die grundsätzlich aufgrund der zunächst einmal entstehenden Rückstaueffekte in der Tendenz auch erwartet worden war (sich auf rein qualitativer Ebene aber nicht bestätigte, s.o.).

Die **Bewertung nach PERLODES für Typ 15** (<1000 km² AeO) fielen analog zum Totholz-Projekt tendenziell etwas schlechter aus. Die Ergebnisse der Gesamtbewertung und der Allgemeinen Degradation waren hier identisch und lauteten bis auf die hier besonders stark abgewertete Strecke oberhalb Aschenbeck nach Anschluss, die als „unbefriedigend“ klassifiziert wird, auf „gut“. Der Fauna-Index bewertet hier deutlich schlechter, wobei nur noch die Referenzstelle Dötlingen mit gut bewertet wird und die Rückstau-Strecke oberhalb des Anschlusses sogar als „schlecht“ klassifiziert wird. Die übrigen Strecken bewertet der Fauna-Index nun als „mäßig“ – wobei überraschend der Durchstich den besten Score-Wert erreicht.

Die **AQEM-Auswertung** erbringt wie auch beim Teilprojekt Totholz eine insgesamt deutlich schlechtere Einstufung bei geringer Differenzierung: Der Datensatz der nach dem Anschluss rückgestauten Strecke wird als „unbefriedigend“, alle anderen werden als „mäßig“ klassifiziert.

Die auf einmaligen Untersuchungen und vorwiegend auf den quantitativen Relationen besser bzw. schlechter eingestufte Arten basierenden WRRL-Auswertungen erbringen damit im Gegensatz zu den auf zwei Untersuchungen basierenden qualitativen Summenparametern (Tab. 4) einerseits Hinweise auf negative Effekte oberhalb der Laufverlängerung nach dem Anschluss, die rückstaubedingt plausibel wären und differenzieren darüber hinaus unplausibel wenig. Es erscheint daher wiederum erforderlich, die möglichen Ursachen näher zu untersuchen und die **WRRL-Bewertungen auf Plausibilität zu prüfen**. Die Daten von Tab. 4 sind hierfür nur eingeschränkt geeignet, da diese auf der Vereinigung der Datensätze von zwei Untersuchungen (MHS-Daten und halbquantitative Daten) basieren, während die WRRL-Bewertungen nur jeweils auf einer MHS-Beprobung fußen. Außerdem muss der primär quantitative Aspekt der WRRL-Bewertung berücksichtigt werden. Um eine geeignete Grundlage für eine grobe Plausibilitätsprüfung zu geben, wurde Tab. 6 erstellt. Hier wurden die wichtigsten qualitativen Kenngrößen von Tab. 4 und einige absolute und relative quantitative Kenngrößen für die MHS-Datensätze zusammengestellt.

Tab. 6: Quantitative und qualitative Kennwerte der MHS-Datensätze des Teilprojekts Aschenbecksche Insel: Gesamtindividuenzahl (Ges. Ind), Individuenzahl er rheotypischen Arten (Ind. rheo), Anteil der rheotypischen Arten an der Gesamtindividuenzahl (% Ind. rheo), Gesamtartenzahl (S Ges.), BBM-Index, Zahl der rheotypischen Arten (S rheo), Zahl der Stein-, Eintags- und Köcherfliegenarten (S SEK) und absolute und relative Anteile dieser Arten an der Gesamtindividuenzahl (Ind./SEK, % Ind. SEK)

	Durchstich	Referenz Dötlingen	Aschenb. Insel ohne Kiesbank	oberhalb Aschenb. vor Anschl.	oberhalb Aschenb. nach Anschl
Datum	06.06.2007	25.05.2009	25.05.2009	06.06.2007	27.05.2009
Ges Ind/1,25m ²	637	2394	4941	949	1878
Ind. rheo/1,25m ²	385	1670	3942	671	414
% Ind. rheo	60,4	69,8	79,8	70,7	22,0
S Ges	35	51	60	43	43
BBM-Index	24	39	42	28,5	22
S rheo	18	25	30	22	15
S SEK	19	19	27	20	16
Ind SEK/1,25m ²	360	926	3017	634	343
% Ind SEK	56,5	38,7	61	66,8	18,3

Auf **qualitativer Ebene (Artenzahlen)** ergibt sich auch anhand der einmaligen MHS-Beprobungen (Tab. 6) ein ähnliches Bild, wie nach Tab. 4 die Referenzstrecke Dötlingen und das neu angeschlossene ehemalige Altwasser Aschenbecksche Insel erreichen mit deutlichem Abstand vor dem Durchstich und dem Bereich oberhalb des Anschlusses die höchsten Werte, wobei die Aschenbecksche Insel durch besonders hohe Werte hervorsteicht, der BBM-Index wiederum die deutlichste Differenzierung unter den qualitativen Daten ergibt und sich oberhalb der Aschenbeckschen Insel nach Anschluss bei den MHS-Daten auch qualitativ ein relativ deutlicher Rückgang zeigt (z.B. Rückgang der rheotypischen Arten von 22 auf 15). Da sich ein deutlicher Rückgang auf der Basis von zwei Untersuchungen bzw. bei Mitberücksichtigung der halbquantitativen Ergänzungsuntersuchungen jedoch nicht zeigte (Tab. 4), ist davon auszugehen, dass o.g. Ergebnis auch durch Zufallseffekte bei der Probenahme bedingt war. Gerade bei den Probestrecken Durchstich und oberhalb Aschenbeck ist bei den MHS-Beprobungen mit der Möglichkeit hoher Zufalls-bedingter Schwankungen zu rechnen, da die Probenahme-Vorschrift für die MHS.-Beprobung bei den strukturärmeren Huntstrecken dazu führte, dass 14 der 20 Teilproben auf die nur arten- und meist individuenarm besiedelte Treibsandsohle entfielen, so dass nur bei 6 Teilproben arten- und individuenreicher besiedelte Strukturen wie Totholz, Makrophyten, Baumwurzeln, Äste etc. zu beproben waren. Hierdurch erhöht sich zwangsläufig das Risiko starker zufallsbedingter Schwankungen der Vollständigkeit der Arterfassung.

Auf **quantitativer Ebene (Individuenzahlen)** ergibt sich eine ähnliche Reihung der Probestrecken, wobei sich für die Aschenbecksche Insel sowohl absolut wie bei den rheotypischen Arten auch relativ die mit Abstand höchsten Werte ergeben. Bei den SEK-Arten ergibt sich absolut der mit Abstand höchste Wert, relativ allerdings nur Rang 2 (nach der Strecke oberhalb Aschenbeck vor dem Anschluss). Dieses überraschend positive Ergebnis dürfte wie be-

reits erwähnt, durch den hohen Anteil von Totholz im neu angeschlossenen Flussabschnitt bedingt gewesen sein, welches sich als besonders individuenreich durch rheotypische Arten und SEK-Arten besiedelt erwies, während die in der Referenzstrecke Dötlingen stark vertretenen Feinkiese etwas weniger reich besiedelt waren – vermutlich weil diese ansonsten auch sehr arten- und individuenreich besiedelten Strukturen bei den Strömungsverhältnissen der Hunte nicht ausreichend lagestabil sind. Bei den MHS-Beprobungen waren die weniger artenreich besiedelten Sandsubstrate in der Referenzstrecke Dötlingen (40 %, d.h. 8 Teilproben) und in der neuen Flussschleife Aschenbecksche Insel (45 %, d.h. 9 Teilproben) in ähnlichem Umfang vertreten. In der Referenzstrecke Dötlingen entfielen darüber hinaus 8 Teilproben auf feinkiesige Substrate, eine Teilprobe auf Totholz und 3 Teilproben auf sub- bzw. emerse Makrophyten. In der Laufverlängerung Aschenbecksche Insel wurden neben den Sandsubstraten je 5-mal Totholz und grobpartikuläres organischen Material (z.B. Falllaub) und einmal emerse Vegetation beprobt.

Unter dem Aspekt der **Plausibilisierung der WRRL-Bewertungen** wäre zunächst einmal eine besonders positive Bewertung der Aschenbeckschen Insel zu erwarten gewesen, da dieser Datensatz nicht nur qualitativ sondern auch quantitativ (sowohl absolut wie auch relativ) besonders gute Werte zeigte. Die Fauna war hier also besonders arten- und individuenreich und dabei qualitativ und quantitativ von anspruchsvollen Arten dominiert. Überraschend fielen jedoch die Score-Werte für die Allgemeine Degradation und besonders den Fauna-Index für die Aschenbeckschen Insel schlechter aus, als für die am besten eingestufte Referenzstrecke Dötlingen, obwohl hier z.B. die absoluten und relativen Werte rheotypischer Taxa und von SEK-Arten deutlich niedriger lagen, als in der Aschenbeckschen Insel. Besonders unplausibel erscheint beim Fauna-Index auch die deutlich bessere Bewertung des relativ strukturalmen Durchstichs, der sowohl qualitativ wie auch quantitativ (absolut und relativ) deutlich niedrigere Besiedlungs-Werte zeigte. Die Ursachen dieser unplausibel erscheinenden Bewertungen konnten auch bei Durchsicht und expert-judgement-Bewertung der Rohdaten nicht aufgeklärt werden und dürften in konstruktiven Schwächen des Fauna-Indexes bzw. der typspezifischen Einstufung der Indikator-Arten des Fauna-Indexes zu suchen sein. Der Index berechnet sich als Quotient der Summe der Produkte der Abundanzklassen der Arten und ihrer Wertzahlen und der Summe der Abundanzklassen. Die Arten werden hierfür gewässertypen-spezifisch mit Wertzahlen belegt, die Werte zwischen + 2 und – 2 annehmen können. Problematisch erscheint dabei neben dem relativ aufgebauten Bewertungsansatz vor allem auch die Negativ-Bewertung von Arten. Bis auf wenige klare Verschmutzungsindikatoren gibt es eigentlich kaum Arten, deren Vorkommen zweifelsfrei als negativ zu bewerten wären. Häufig handelt es sich bei vom Fauna-Index negativ eingestuftem Taxa einfach nur um Arten ohne besondere ökologische Ansprüche, die jedoch auch in guten Gewässern (neben möglichst zahlreichen und dominanten anspruchsvollen Arten) ggf. auch zahlreich vorkommen können, ohne dass dies unbedingt als negativ einzuschätzen wäre. Eindeutig negativ zu bewerten wäre jedoch, wenn anspruchsvolle Arten nur in sehr geringen Arten- und / oder Individuenzahlen vorkämen. Solche Vorkommen müssen jedoch auf Grund des relativen Bewertungsansatzes vom Fauna-Index nicht unbedingt negativ bewertet werden, wenn z.B. anspruchslose Arten ähnlich schwach vertreten sind, d.h. in der Relation die positiver eingestuftem Arten noch bedeutsame Anteile stellen oder gar überwiegen. Wären anspruchslose Arten relativ schwächer vertreten, würde sogar eine deutlich verarmte Biozönose besser bewertet werden können.

Erklärbar, wenn auch zumindest dem Umfang nach nicht wirklich plausibel, erscheint dagegen die schlechte **Bewertung der Probestrecke oberhalb Aschenbeck nach dem Anschluss**. Nach dem Anschluss wurde in etwa eine Verdopplung der Gesamtindividuenzahl ermittelt, während für die Individuenzahlen der rheotypischen Arten und der SEK-Arten als relativ an-

spruchvolle Artengruppen niedrigere Individuenzahlen gemessen wurden. Besonders stark waren demzufolge die relativen Rückgänge anspruchsvollerer Arten, was in Anbetracht der o. g. primär relativen Arbeitsweise des Fauna-Indexes eine entsprechend negative Veränderung der Bewertung erwarten lässt. Die absoluten Individuenzahlen der anspruchsvolleren Arten lagen jedoch nach dem Anschluss oberhalb Aschenbeck immer noch in der gleichen Größenordnung (SEK.Arten) bzw. sogar höher (rheotypische Arten) als die Vergleichswerte des vom Fauna-Index wesentlich besser eingestuften Durchstichs. Insgesamt erscheint die schlechte Bewertung oberhalb Aschenbeck nach dem Anschluss damit als verfahrensbedingt erklärbar, aber dem Umfang nach überhöht.

Ein direkter Vergleich der Rohdaten oberhalb Aschenbeck vor und nach dem Anschluss zeigte zunehmende Individuenzahlen vor allem bei Artengruppen die direkt bzw. über vermehrt sedimentierendes organisches Feinmaterial von niedrigeren Geschwindigkeiten profitieren (*Stylaria lacustris*, Chironomiden, *Miconecta* sp.), was als plausible Folge des mit der Wasserspiegelanhebung zunächst verbundenen Rückstaus oberhalb des Anschlusses interpretiert werden kann. In welchem Umfang die niedrigeren Gesamt-Individuenzahlen rheotypischer Arten (Tab. 6) ebenfalls durch Rückstaueffekte bedingt sind, kann in Anbetracht etwa vergleichbarer Werte des Durchstichs und der o.g. Zufalls-Risiken der Probenahme nicht klar entschieden werden. Da sich deutliche Verschlechterungen auf qualitativem Niveau nicht ergaben (Tab. 4), kann insgesamt davon ausgegangen werden, dass sich durch Rückstau bedingte Wirkungen des Anschlusses der Aschenbeckischen Insel weitgehend auf Zunahmen bei nicht rheotypischen Arten beschränkten, wobei zumindest bei einem Teil der rheotypischen Fauna auch von (moderaten) Rückgängen der Siedlungsdichten auszugehen sein dürfte. Diese insgesamt eher schwachen Wirkungen dürften zeitlich beschränkt sein und nach stabiler Aufsandung der Rückstauzone abklingen. Die Untersuchungen erfolgten im Bereich der maximalen Rückstaueffekte kurz oberhalb des Anschlusses. Mit dem stromauf zurückgehenden Rückstaueffekt kann auch heute von einem relativ schnellen Abklingen der Effekte ausgegangen werden. Starke negative Effekte, die ggf. eine reduzierte oder stufenweise Anhebung des Wasserspiegels erforderlich erscheinen lassen könnten, waren mit der hier realisierten WSP-Anhebung offenbar nicht verbunden. Die realisierten Anhebungen von ca. 0,7 m (MNW) bzw. ca. 0,35 m (MW) (jeweils Maxima direkt oberhalb der Maßnahme, die nach oberhalb abklingen) scheinen somit unter den Randbedingungen der Hunte ohne größere ökologische Begleit-Probleme in zunächst entstehenden Rückstaustrrecken oberhalb von WSP-Anhebungen verträglich umsetzbar zu sein. Deutlich stärkere Anhebungen – zumindest soweit sie in einem Zuge umgesetzt werden, könnten sich allerdings als problematisch erweisen. Außerdem sind die Aussagen zur Verträglichkeit nicht auf andere Gewässer mit deutlich geringeren durchschnittlichen Wassertiefen und/oder Fließgeschwindigkeiten übertragbar, da sich hier bei gleicher WSP-Anhebung deutlich stärkere Rückstaueffekte ergeben würden.

3.5.2.4 Artengruppen der Hunte, die im ersten Jahr nach dem Anschluss noch nicht in der neuen Flussschleife Aschenbeckische Insel festgestellt wurden

Während die meisten Arten der Hunte den neu entstandenen Lebensraum erstaunlich schnell und vollständig besiedelten, konnten einige Arten bzw. Gruppen im ersten Jahr nach dem Anschluss noch nicht nachgewiesen werden. Als vermutlich nicht nur zufallsbedingt werden folgende Unterschiede eingeschätzt.

Bis auf Einzelexemplare auf der Auslaufgleite konnten bislang nicht festgestellt werden: Muscheln und die erst neuerdings in der Hunte nachweisbare und in den letzten Jahren scheinbar stark zunehmende Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis*.

Das Fehlen der Muscheln im ersten Jahr nach dem Anschluss war nach Voruntersuchung zur Neubesiedlung der neu gebauten Mäander bei Dötlingen (TEWES, KNUTH & SUHRHOFF, 2002) zu erwarten und erklärt sich auch daraus, dass Muscheln kaum zur Driftverbreitung neigen und schon aus diesem Grunde längere Zeit für die Besiedlung neu verfügbarer Lebensräume benötigen.

Die Ursache für das Fehlen der Grundwanze im neuen Flusslauf bei Aschenbeck ca. ein Jahr nach dem Anschluss ist allerdings unklar. Die Art war zur Zeit des Neubaus der Dötlinger Mäander noch nicht für die Hunte nachgewiesen. In jüngster Zeit hat sie sich stark in der Hunte ausgebreitet und bevorzugt schnelle, strukturreiche Strecken mit Festsubstraten. Auch bei den Totholzuntersuchungen (Kap. 2) in der Dötlinger Hunteschleife wurde die Art zahlreich festgestellt. Sie wäre also auch in der relativ schnellen und totholzreichen neu angeschlossenen Strecke bei Aschenbeck regelmäßig bis häufig zu erwarten gewesen, zumal diese Insektenart wie andere Insekten auch z.B. durch Drift in der Lage sein sollte, neue Lebensräume schnell zu besiedeln. Ggf. könnte das Fehlen dieser sehr sauerstoffbedürftigen, bodenorientierten Art doch noch auf Folgen der ehemaligen Sohlverschlammung des Altwassers hinweisen, d.h. die Anreicherung sandiger Substrate mit Sauerstoff zehrendem organischem Feinmaterial („Gedächtnis des Sediments“) hatte sich ggf. trotz Entschlammung ein Jahr nach der Maßnahme noch nicht ausreichend normalisiert. Allerdings erscheint diese Erklärungsmöglichkeit recht spekulativ, da in diesem Fall auch bei anderen rheotypischen Arten Probleme zu erwarten gewesen wären. Stattdessen erreichte die Aschenbecksche Insel aber besonders hohe Arten- und Individuenzahlen gerade auch bei den rheotypischen Arten (vergl. Tab. 4 u. Tab. 5).

Andererseits ist das aktuelle Verbreitungsbild der Grundwanze in der Hunte nicht bekannt, da aus neuester Zeit nur wenige Daten aus der Erosionsstrecke vorliegen. In der Staustrecke oberhalb Wildeshausens ist die Art nicht zu erwarten und bislang auch nicht nachgewiesen. Nachweise aus der Erosionsstrecke liegen oberhalb der Aschenbeckschen Insel bislang nicht vor und konnten auch im Rahmen dieser Untersuchung nicht erbracht werden (der Durchstich und die Strecke oberhalb Aschenbeck erbrachten ebenfalls keine Nachweise). Es ist also auch denkbar, dass die nicht flugfähige und damit für schnelle stromauf-Ausbreitungen „benachteiligte“ Grundwanze diesen Bereich der Hunte einfach noch nicht erreicht hat und ihr Fehlen im neu angeschlossenen Flussabschnitt somit ggf. gar nichts mit dessen struktureller Ausstattung zu tun hat.

3.5.2.5 Zusammenfassung der MZB-Ergebnisse Aschenbecksche Insel

Die Integration des ehemaligen Altwassers Aschenbecksche Insel hat sich als kostengünstige Option für Laufverlängerungen der Hunte zwecks Bearbeitung der fortschreitenden Tiefenerosion unter dem Aspekt der MZB-Besiedlung eindeutig bewährt. Es konnte eine sehr schnelle Neubesiedlung festgestellt werden, wobei bereits etwa ein Jahr nach dem Anschluss qualitative und quantitative Kennwerte erreicht wurden, die nicht nur im Vergleich zu relativ strukturarmen Strecken (Durchstich, Probestrecke oberhalb Aschenbeck), sondern auch zur sehr strukturreichen und nach Voruntersuchungen [u. a. SUHRHOFF, 1991] artenreichsten Strecke der Hunte als sehr hoch einzuschätzen sind (Referenzstrecke Dötlingen, vergl. Tab. 4, Tab.

6). Die Biozönose war dabei sowohl qualitativ als auch quantitativ von anspruchsvollen Arten dominiert (z.B. sehr hohe Anteile rheotypischer Arten und von SEK-Arten). Unter Berücksichtigung der Unterschreitung methodischer Anforderungen (s.o.) werden sowohl die Referenzstrecke bei Dötlingen als auch die neu angeschlossene Strecke bei Aschenbeck vom BBM-Verfahren in die Stufe 2 (gut) gestellt.

Die schnelle und sehr umfangreiche Neubesiedlung ist nicht zuletzt das Ergebnis einer gelungenen Sohl-Entschlammung per Saugbagger, die offenbar einerseits eine weitestgehende Schonung vorhandener Ufergehölze und Alt-Totholz-Bestände in der Sohle bei ausreichender Entschlammung ermöglichte. Es konnte daher sehr schnell ein funktionsfähiger, strukturreicher Fließwasser-Lebensraum angeboten werden. Ob allerdings bereits ein Jahr nach Anschluss eine im Hinblick auf die Anreicherung mit organischem Feinmaterial vollständig normale Sohle entwickelt werden konnte, bleibt angesichts ausgebliebener Nachweise der Grundwanze *Aphelocheirus aestivalis* unklar. Die ansonsten sehr positiven Ergebnisse zeigen in jedem Fall, dass mögliche Rest-Defizite der Sohle aus der ehemaligen Verschlammung allenfalls klein sein können und eine vollständige Normalisierung kurz- bis mittelfristig erwartet werden kann. Der Anschluss ehemaliger Altwässer als kostengünstige Option zur Bearbeitung der Tiefenerosion der Hunte kann somit unter der Voraussetzung einer vorsichtigen (Schonung von Ufergehölzen und Festsubstraten) aber wirksamen Entschlammung per Saugbagger im Bezug auf das Makrozoobenthos uneingeschränkt empfohlen werden.

Oberhalb des Anschlusses konnten zwar Veränderungen festgestellt werden, die mit Rückstauwirkungen durch die Wasserspiegel-Anhebung erklärt werden können, jedoch werden diese Effekte insgesamt als schwach und durch zu erwartende nachfolgende morphologische Entwicklungen (Aufsandung des Rückstaubereiches) als reversibel eingeschätzt. Unter den Randbedingungen der Hunte sind die durchgeführten Anhebungen und die damit zunächst verbundene Rückstauproblematik oberhalb also vertretbar. Bei deutlich stärkeren Anhebungen wäre jedoch zumindest kurz- bis mittelfristig mit entsprechend starken biologischen Risiken oberhalb der Anhebung zu rechnen. Soweit möglich sollten daher deutlich stärkere Anhebungen möglichst mehrstufig erfolgen – was allerdings im Zusammenhang mit dem Anschluss von Flussschleifen mit höherer Sohlage mit nicht unerheblichen praktischen Problemen verbunden bzw. in nur relativ begrenztem Umfang möglich wäre.

Die Untersuchung der verschiedenen Probestrecken ergab sehr deutliche Besiedlungsunterschiede in qualitativer und quantitativer Hinsicht, die eng mit dem Struktureichtum der Probestrecken korrelierten und bei summarischen qualitativen und quantitativen Auswertungen sehr deutlich hervortraten (vergl. Tab. 4 u. Tab. 6). Die beste und plausibelste Differenzierung erbrachte nach Einschätzung des Bearbeiters der BBM-Index. Demgegenüber differenzierten die WRRL-Verfahren kaum (das für das Untersuchungsgebiet anzuwendende PERLODES-Tool für Typ 15g mit AeO >1000 km² bewertete alle Datensätze mit „gut“), neigte jedoch z. T. zu überschießenden Reaktionen (zu starke Abwertung der Rückstauzone nach Anschluss durch den Fauna-Index). Nachvollziehbare Erklärungen für die gemessen an den Ergebnissen der summarischen Auswertungen (Tab. 4 u. Tab. 6) oft unplausibel erscheinenden Reihungen der Probestrecken durch die WRRL-Verfahren (z.B. Durchstich laut Fauna-Index besser als Aschenbecksche Insel) konnten abgesehen von der methodisch erklärbaren, jedoch nicht in diesem Umfang plausiblen Abwertung der nach dem Anschluss entstandenen Rückstauzone, auch bei näherer Prüfung nicht gefunden werden. Die Verfahren erscheinen damit stör anfällig und wenig trennstark. Die Ursachen werden primär im vorwiegend relativen Aufbau der Verfahren und der Problematik der Negativ-Gewichtungen beim Fauna-Index vermutet.

3.6 Kostenbetrachtung

Bei der Laufverlängerung Aschenbecksche Insel fielen Herstellungskosten inklusive aller Nebenarbeiten von ca. 240.000,- € an. Zusätzlich entstanden Planungskosten inkl. der notwendigen hydraulischen Modellberechnungen von ca. 50.000,- €. Die Gesamtkosten beliefen sich demnach auf ca. 290.000,- €.

Umgerechnet auf die neu in die Hunte integrierte Gewässerstrecke von 560 m ergibt sich ein Preis von ca. 520 €/lfm; bezogen auf die effektive Laufverlängerung von 220 m ein Preis von ca. 1300,- €/m.

Auf die Entschlammung des Altwassers inklusive Rückbau des Spülfeldes entfiel ein Anteil von ca. 60.000,- €. Der Neubau einer Gewässerschleife mit identischer Lauflänge und Querprofilgeometrie hätte ca. 15.000 m³ Bodenaushub zusätzlich erforderlich gemacht; die Kosten für die Entschlammung wären dann nicht angefallen. Gegenüber einem vollständigen Neubau ergibt sich bei dem durchgeführten Altwasseranschluss – bei Annahme der spezifischen Kosten für Bodenaushub und Abtransport wie bei der Öffnung der Anschlussbereiche – eine Kostenreduktion von ca. 30.000,- €. Die Kosten für die Teilmaßnahmen Absperrdamm, Flutmulde, Sohlgleite etc. sind dabei unverändert.

Zusätzlich zur Kostenreduktion beim Anschluss des Altwassers gegenüber einem vollständigen Neubau ist auch die schnellere Wirksamkeit des Altwasseranschlusses zu betrachten. Durch die vorhandenen Strukturen z.B. durch Totholz und die stabileren, durch Ufergehölze bewachsenen Böschungen kann die hydraulische Anbindung sofort nach der Öffnung der Anschlussbereiche erfolgen und auch die Wiederbesiedlung verläuft in sehr kurzen Zeiträumen. Beim Neubau einer Gewässerschleife müssten einerseits die Strukturen zusätzlich eingebracht werden (z. B. Totholz nach der in Kap. 2 beschriebenen Methode), wodurch zusätzliche Kosten entstünden, andererseits dürfte die vollständige hydraulische Durchströmung der Neubaustrecke erst nach einer Konsolidierungsphase von 2 Jahren erfolgen, um unnatürlich hohe Böschungserosionen zu verhindern. So wurden in der Begleituntersuchung für die Laufverlängerung Dötlingen [TEWES, KNUTH, SUHRHOFF, 2002] vor allem im ersten Jahr erhebliche Gerinneveränderungen festgestellt, da die sandigen, unbewachsenen Böschungen sehr instabil waren und durch Strömungsangriff oder Böschungsrutschungen stellenweise stark erodiert wurden. Erst nach einem Anpassungszeitraum von zwei Jahren nahm die Erosionsrate ab. Daher wurde eine Empfehlung erarbeitet, dass nach dem Bau des Gerinnes nur ein unterwasserseitiger Anschluss erfolgen und erst nach Aufkommen von Ufervegetation nach ca. 2 Jahren der vollständige hydraulische Anschluss durchgeführt werden sollte.

Die ökologische Effizienz eines Altwasseranschlusses ist –bei den vorliegenden Randbedingungen der Aschenbeckschen Insel– durch die geringeren Kosten und die schnellere Wirksamkeit daher höher anzusetzen als bei einem Neubau von Gewässerschleifen.

3.7 Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Übertragbarkeit

Zunächst einmal ist festzuhalten, dass die Aussagen des Pilotprojektes Hunte 25 und damit auch die Übertragbarkeit von Erfahrungen und Aussagen zum Anschluss von Altwässern sich ausschließlich auf den vollen hydraulischen Anschluss von Altwässern mit dem Ziel der naturnahen Laufverlängerung laufverkürzter Gewässer, d.h. der Umsetzung möglichst weitreichender Fließgewässer-Renaturierungen beziehen und nicht auf den nur einseitigen Anschluss von Altwässern, der auf die Fließgewässer-Strukturen keine wesentliche Wirkung hat.

Eine Laufverlängerung stellt bei laufverkürzten Gewässern grundsätzlich eine sinnvolle Vorgehensweise dar, die Ursachen der durch Laufverkürzungen hervorgerufenen Defizite möglichst weitgehend zu bearbeiten. Aus der im Pilotprojekt Hunte 25 erreichten hohen ökologischen Effizienz eines Altwasseranschlusses im Zuge von Laufverlängerungen lassen sich allerdings nur bedingt verallgemeinerbare Schlüsse ziehen. Wenn Laufverlängerungen durchgeführt werden sollen - z. B. um eine Tiefenerosion zu bearbeiten – setzt eine Wahlmöglichkeit zwischen dem Anschluss von Altwässern bzw. Neuprofilierungen zunächst einmal voraus, dass überhaupt Altwässer in geeigneter Ausdehnung, Lokalisierung und Profilierung vorhanden sind. Außerdem muss der derzeitige ökologische Zustand des Altwassers einen Anschluss vertretbar erscheinen lassen, d.h. bei der Abwägung der ökologischen Wirkungen muss sich eine positive Bilanz für den Anschluss ergeben. Wo diese Randbedingungen nicht gegeben sind, muss ohnehin mit Neubauten gearbeitet werden, von denen an dieser Stelle nicht etwa grundlegend abgeraten werden soll. Wo geeignete Altwässer vorhanden sind (Biotopqualität derzeit nicht optimal, kein Verfüllungen von Altwasserteilbereichen z.B. mit Bau-schutt oder Abfällen, ausreichende Flächenverfügbarkeit im Umfeld), wird der Altwasseranschluss einem Neubau von Gewässerschleifen aus ökologischen, morphologischen und ökonomischen Gründen in der Regel vorzuziehen sein (geringere Kosten, vorhandene Strukturen, z.B. durch Ufergehölze und Totholz, somit kurzfristig relativ hohe Gerinnestabilität und schnelle und vollständige Wiederbesiedlung erreichbar).

Als übertragbare Empfehlungen für die Umsetzung von Laufverlängerungen im Allgemeinen sowie an tiefenerodierenden Flüssen und bei Verwendung von Altwässern im Besonderen können folgende generelle Hinweise gegeben werden:

- Laufverlängerungen sind grundsätzlich nur dann ökologisch sinnvoll und auch morphologisch funktionsfähig, wenn sie nicht überdimensioniert ausgeführt werden. Im Zweifelsfall erscheint eine eher knappe (erosive) Auslegung besonders des Niedrig- und Mittelwasserbettes im Vergleich zur Überdimensionierung als deutlich bessere Randbedingung für die Entstehung eines naturnahen und unterhaltungsarmen Endzustandes.
- Muss Hochwasserneutralität gewahrt werden ist dies durch Abflussaufteilung bei Hochwässern (überströmbarer Absperrdamm, ggf. Flutmulden) oft erreichbar. Der Hauptabfluss muss dabei aber immer durch die Laufverlängerung erfolgen, um Verlandungen der neuen Gewässerstrecke vorzubeugen. Die Abflussaufteilung sollte daher erst so spät wie möglich erfolgen (frühestens ab etwa dem doppelten MQ). Für die erforderliche Planungssicherheit ist der Einsatz geeigneter hydraulischer 2-D Modelle notwendig.
- Ansteigende Niedrig- und Mittelwasserspiegellagen müssen als Folge von Laufverlängerung hinnehmbar bzw. erwünscht sein (bzw. es müsste bei angestrebter weitgehender Wasserspiegelkonstanz für geringe bis mittlere Abflüsse zusätzliches, zuvor in Form von Stauanlagen etc. „gespeichertes“ Wasserspiegelgefälle freisetzbar sein).

Laufverlängerungen, bei denen kein zusätzliches Gefälle freigesetzt werden kann und die dennoch keine ansteigenden Niedrig- und Mittelwasserstände bewirken sollen, sind weder in ökologischer noch in morphologischer Hinsicht funktionsfähig umsetzbar, da sie deutlich überdimensionierte Profile erfordern würden. Diese wären aufgrund zu geringer Fließgeschwindigkeiten morphologisch nicht stabil (Verlandung) und böten auch keinen geeigneten Lebensraum für eine Fließwasser-Lebensgemeinschaft.

- Von grundlegender Bedeutung ist eine ausreichende Flächenverfügbarkeit insbesondere an Prallhängen, um langfristige, eigendynamische Laufverlagerungen tolerieren zu können und nicht etwa mit künstlichen Sicherungen gegen natürliche Entwicklungen anarbeiten zu müssen
- Wichtige Randbedingung bei der Umsetzung von Laufverlängerungen an tiefenerodierten Gewässern ist die Wiederanhebung der durch die Tiefenerosion abgesunkenen Mittelwasserstände und Sohlagen durch höhere Sohlagen in den neuen Abschnitten (u. ggf. stabilisierende Sohlgleiten). Es dürfte sich auch in aller Regel empfehlen, die höheren Sohlagen in neu angeschlossenen Altwässern (oder auch in Neubaustrecken) durch eingebrachte Kiesbänke und/oder ggf. auch durch zusätzlich eingebrachte große Totholzstrukturen soweit nötig / möglich gegen erneute Tiefenerosion zu stabilisieren. Aus grundsätzlichen Erwägungen ist aus ökologischen und morphologischen Gründen zu empfehlen, mit den zumindest an größeren Gewässern immer nur sukzessiv umsetzbaren Maßnahmen am unterstromigen Ende der Erosionsstrecke zu beginnen und sich von dort sukzessiv stromauf zu arbeiten. In diesem Fall entstehen die geringsten morphologischen Probleme und Nebenwirkungen (z.B. landen so erhalten bleibende, zunächst noch vertiefte Abschnitte des alten Verlaufes am schnellsten stabil mit mineralischem Material auf) und die Randbedingungen für die Neubesiedlung der Bauabschnitte sind am besten.
- Sollen vorhandene Altwässer für Laufverlängerungen genutzt werden, wird im Regelfall eine Entschlammung erforderlich werden, um nach Anschluss eine massive Belastung des Fließgewässers durch die ausgespülten Schlämme zu vermeiden. Wenn dabei nicht wesentliche Vorteile der Verwendung von Altwässern verspielt werden sollen, ist hierbei auf maximale Schonung vorhandener Ufergehölze, alter Totholzbestände und mineralischer Sohlstrukturen (insbesondere ggf. vorhandene alte Kies- / Steinbänke) zu achten. An der Aschenbeckschen Insel hat sich gezeigt, dass diese Ziele durch Einsatz kleiner Saugbagger sehr weitgehend umsetzbar sind.

4 REVITALISIERUNG / STRUKTURVERBESSERUNG AN NEBENGEWÄSSERN DER HUNTE AM BEISPIEL DES HUNTLOSER BACHS

4.1 Veranlassung und Fragestellung

Ziel des Teilprojektes war es zu untersuchen, in welchem Umfang bei geringer Flächenverfügbarkeit bzw. ggf. auch ohne Flächenverfügbarkeit über relativ kostengünstige, punktuelle strömungsmodifizierende Einbauten WRRL-Ziele erreicht werden können. Hierbei sollte jeweils ein Ansatz mit laufverändernder Wirkung und beidseitiger Flächenverfügbarkeit von etwa dreifacher Gewässerbreite (Laufentwicklung mit Strömungslenkern, siehe Leitfaden Maßnahmenplanung, Maßnahmensteckbrief 2.1 [NLWKN 208]) und ein Ansatz ohne laufverändernde Wirkung untersucht werden, der im Grundsatz auch ohne Flächenverfügbarkeit umsetzbar sein sollte (Vitalisierung im vorhandenen Profil, siehe Leitfaden Maßnahmenplanung, Maßnahmensteckbrief 3.1 [NLWKN 208]).

Die morphologische Wirkung verschiedener Maßnahmen an Fließgewässern ist nicht im engeren Sinne eine maßnahmenspezifische Konstante, sondern wird abgesehen vor der jeweiligen Dimensionierung der Maßnahme deutlich modifiziert von den jeweiligen Randbedingungen, unter denen die Maßnahme realisiert wird wie z.B. vom Geschiebetrieb, dem Sohlgefälle, der Profilierung und dem geologischen Ausgangsmaterial für die Bettbildung. Die biologische Wirkung ist sowohl von den erreichten morphologischen Verbesserungen wie auch vom verfügbaren biologischen Besiedlungspotenzial im näheren Umfeld abhängig. Es war daher beabsichtigt, Maßnahmen an drei verschiedenen Gewässerstrecken umzusetzen und zu untersuchen, um Anhaltspunkte für die Verallgemeinerbarkeit der Ergebnisse zu erhalten. Vorgeesehen waren Maßnahmen am Huntloser Bach, am Hageler Bach und an der Visbeker Aue. Auf die ursprünglich vorgesehenen Maßnahmen an der Visbeker Aue wurde schließlich verzichtet, da der beabsichtigte Flächenerwerb nicht realisiert werden konnte und sich für den auch ohne Flächenerwerb möglichen Einbau von Kiesbänken zwischenzeitlich eine andere Umsetzungsoption ergeben hatte.

Am Huntloser Bach und am Hageler Bach wurden die Maßnahmen umgesetzt. Zu Beginn der Monitoring-Untersuchungen im Frühjahr 2008 wurde allerdings festgestellt, dass am Hageler Bach kein sinnvolles biologisches Monitoring möglich war, da das Gewässer sich gegenüber früheren Untersuchungen aus sonstigen, vom Projekt unabhängigen Gründen, stark negativ verändert hatte: extreme Fadenalgenentwicklung mit meterlangen, dichten Algenmatten, die eine effektive Beprobung ausschlossen und recht starke Verockerung. Außerdem war hier auch die Wirkung der eingebauten Strömungslenker nicht mehr gegeben bzw. es war nur noch eine suboptimale Restwirkung vorhanden (Strömungsbeschleunigung durch Querschnittseinengung, jedoch Ausfall der den Lauf verändernden Richtwirkung). Die aus Grobkies erstellten Strömungslenker dürften hier mit hoher Wahrscheinlichkeit durch anthropogene Einwirkung Dritter neutralisiert worden sein. Es konnten somit letztlich nur am Huntloser Bach sinnvolle Monitoring-Untersuchungen durchgeführt werden.

Die Fragestellung für das Teilprojekt lautete zusammenfassend:

1. Welche morphologischen und biologischen Wirkungen sind mit den beiden Ansätzen (Laufentwicklung mit Strömungslenkern bzw. Vitalisierung im vorhandenen Profil) zu erreichen?

2. Mit welchen Entwicklungszeiten ist zu rechnen?
3. Gibt es deutliche Unterschiede verschiedener Einbautypen in Bezug auf ihre morphologische bzw. biologische Wirkung?
4. Gibt es Einbau-Typen, die unter dem Aspekt der Kosteneffizienz besonders sinnvoll erscheinen?
5. Können aus den Untersuchungen Empfehlungen für ein aussagefähiges biologisches Monitoring in Bezug auf die WRRL-Zielerreichung abgeleitet werden?

4.2 Revitalisierungskonzept

4.2.1 Gewässerentwicklung mit laufverändernder Wirkung

Eine Verbesserung der ökologischen Situation ausgebauter und begradigter Gewässerabschnitte kann durch einen streckenweisen Neubau eines gewundenen bis mäandrierenden Verlaufs neben dem vorhandenen Gewässerbett erfolgen. Dies erfordert jedoch neben einer umfangreichen Flächenverfügbarkeit einen hohen baulichen Aufwand bei der Gestaltung der Querprofile und zusätzliche Kosten beim nachträglichen Einbringen von naturraumtypischem Grobsubstrat in Form von Kiesbänken. Als Alternative empfiehlt sich die Nutzung der gestaltenden Kräfte des Wassers durch eine gezielte Förderung der Eigendynamik mit Hilfe von Strömungslenkern [SUHRHOFF 2002], die einerseits auch bei relativ geringer Flächenverfügbarkeit einsetzbar ist und andererseits durch die Nutzung eigendynamischer Kräfte ggf. auch die Entwicklung besonders naturnaher Strukturen erwarten lässt.

Ziel der Entwicklungsmaßnahmen ist es, den Nutzungsdruck durch Erwerb bachbegleitender Randstreifen (in mindestens dreifacher Gewässerbreite) zurückzunehmen und einen zumindest ausgeprägt gewundenen Gewässerverlauf mit Ufergehölzen aus Schwarzerlen in der MW-Linie zu entwickeln, der mindestens die Strukturgüteklasse 3 erreicht und damit die strukturellen Voraussetzungen für die Entwicklung einer nur geringfügig beeinträchtigten Biozönose nach EG-WRRL bietet.

Voraussetzung für die Entwicklung naturnaher Gewässerstrukturen ist ein gewundener bis mäandrierender Verlauf, dessen Querprofile nicht überdimensioniert sein dürfen. Nur unter diesen Voraussetzungen kann sich die für naturnahe Fließgewässer typische Strukturvielfalt mit kleinräumigem Wechsel zwischen Krümmungskolken (pool) mit ausgeprägten Prallhang-/Gleithangstrukturen und flachen, oft kiesigen Übergangsstrecken mit Rauschen (riffle) ausbilden bzw. erhalten (Abb. 27).

Vor allem den Rauschen aus Kiessubstrat kommt eine hohe fließgewässerökologische Bedeutung zu. Durch die höheren Fließgeschwindigkeiten über den Rauschen wird das Lückensystem im Boden (Interstitial) ausreichend durchströmt und mit Sauerstoff versorgt. Kieslaichende Fischarten (z.B. Forellen und Lachse) und andere Lebewesen sind auf diese Standortbedingung angewiesen. Durch den Ausbau- und Unterhaltungszustand der meisten Gewässer und die erhöhten Sandfrachten durch den Eintrag von ackerbaulich intensiv genutzten Flächen sind diese Lebensräume jedoch heute oft deutlich unterrepräsentiert und in ihrem Fortbestand gefährdet.

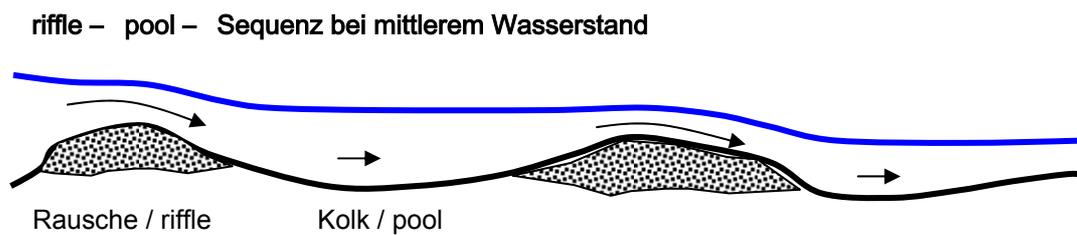
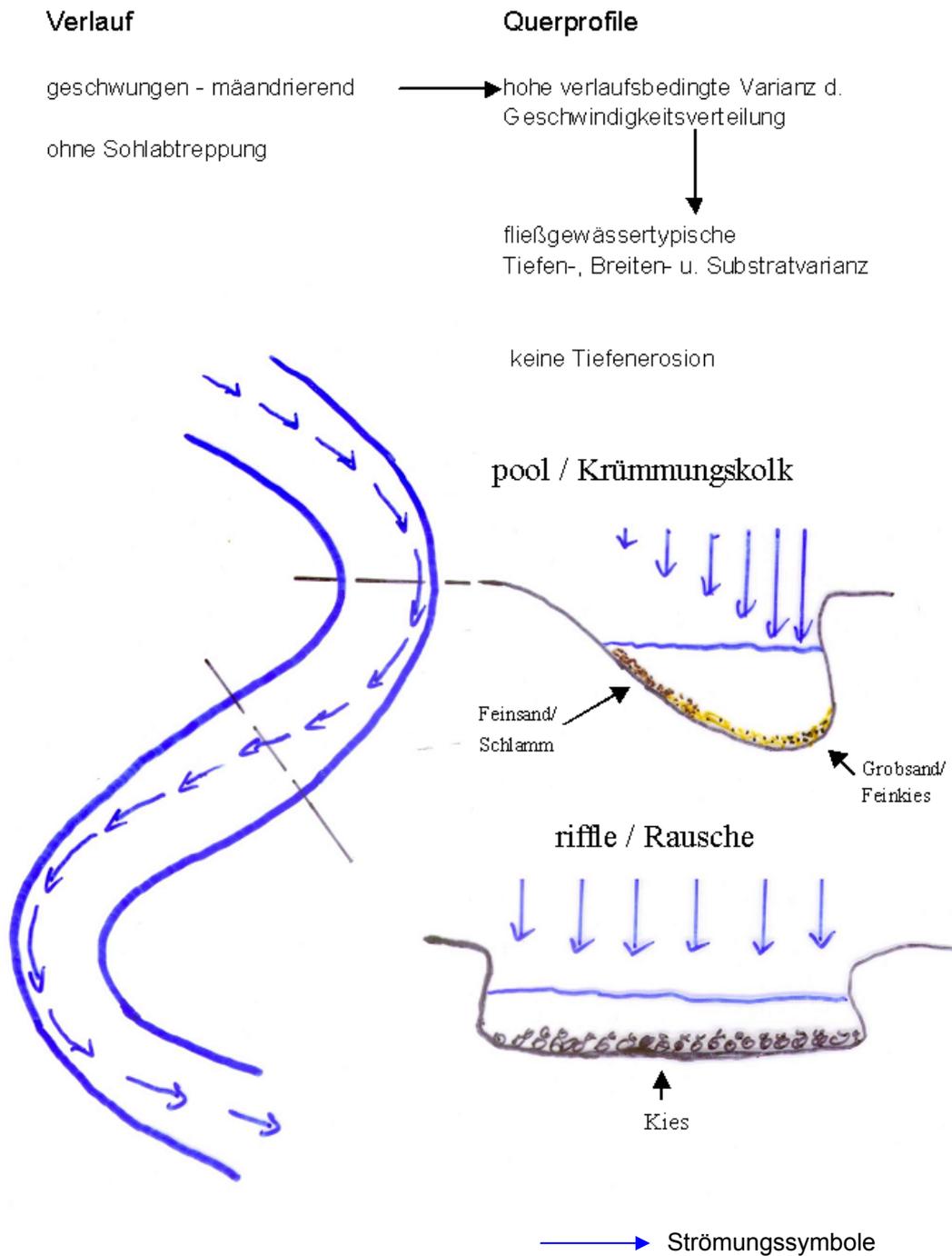


Abb. 27: Schema des Zielzustandes für den Gewässerverlauf und die Querprofilentwicklung

Die zweite zwingende Voraussetzung zur Entwicklung bzw. Erhaltung naturnaher Fließgewässerstrukturen sind beidseitige, zumindest einreihige, in der MW-Linie wurzelnde Ufergehölze aus Schwarzerlen bzw. ggf. Eschen. Beidseitige Ufergehölze stabilisieren und strukturieren nicht nur die Ufer, sondern stellen an kleineren Gewässern auch die einzige auf Dauer bezahlbare (bzw. sogar kostensparende) Alternative zum Mähkorbeinsatz dar, dessen Folgewirkungen (u.a. Entnahmen von Kiessubstraten, Totholz, Großmuscheln, z.T. von Fischen und Neunaugen, regelmäßige Nivellierung der Biotopstrukturen sowie Förderung von Ufererosion durch Freilegen des Unterbodens im Böschungsbereich) mit naturnahen Gewässerstrukturen unvereinbar sind. Außerdem sind beidseitige Ufergehölze besonders an kleineren Fließgewässern in hohem Maße Struktur bildend – nicht nur im Bezug auf die Ufer sondern auf das gesamte Gewässerbett – indem sich z.B. zwischen direkt gegenüberstehenden Bäumen Engstellen ausbilden, die unterhalb zur Ausspülung tiefer Kolke führen können (Abb. 28).

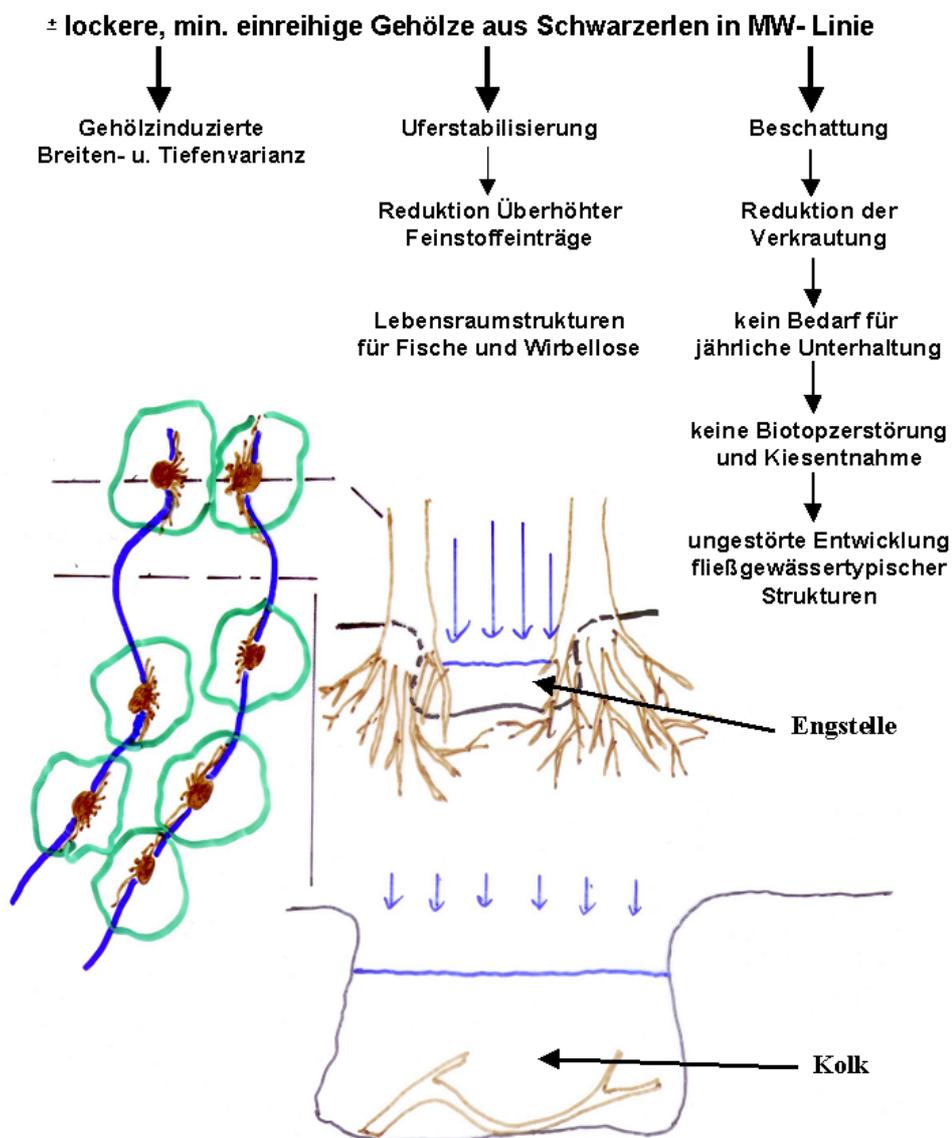


Abb. 28: Schema des Zielzustandes für gehölzinduzierte Breiten- und Tiefenvarianz

Durch einseitige Gehölze sind die erforderlichen Funktionen nicht erreichbar, da sich meist keine ausreichende Beschattung ausbildet, die den Verzicht auf Sohlmahd ermöglicht. Ferner wird das gegenüber liegende, nicht gehölzbestandene Ufer destabilisiert und kann dementsprechend wegbrechen. Unter erheblichen Sandeinträgen verbreitert sich das nur einseitig gehölzbestandene Gewässer oft „von selbst“ – häufig entsteht ein überdimensioniertes Profil mit meist reiner Treibsandsohle. Kiesbänke und Kolke als wohl wertvollste Gewässerstrukturen werden unter den Sandmassen begraben und können sich bei entstehender Überdimensionierung auch langfristig nicht mehr „freispülen“.

Neben einem gewundenen Verlauf und beidseitigen Ufergehölzen ist eine gewässertypische Ausstattung mit Festsubstraten (Kies, Steine, Totholz) erforderlich, damit sich eine naturnahe Biozönose im Bach etablieren kann. Bei den Gewässerunterläufen des Modellprojekts Hunte 25 handelt es sich um Strecken des Gewässertyps 14 „Sandgeprägter Tieflandbach“. Neben dem dominierenden Sand sind in einem natürlichen Zustand bei den im Projektgebiet anstehenden Böden jedoch auch in Sandgewässern zahlreiche kiesige Zonen vorhanden. Gerade viele der anspruchsvolleren Arten der Fließwasserfauna – auch der Sandgewässer - sind eng an das Vorkommen von Festsubstratstrukturen in Form von Kiesbänken gebunden.

Um die angestrebte eigendynamische Entwicklung einzuleiten, können Strömunglenker z.B. in Form von Dreiecksbuhnen aus Totholzstämmen, schräg angeordnete Sohlschwellen aus Grobkies oder eine Kombination aus beiden zum Einsatz kommen. Durch die vorab durchgeführten hydraulischen Modelluntersuchungen (siehe Kap. 4.3) wurde eine Kombination aus Sohlschwelle und Dreiecksbuhne ausgewählt, die gute morphologische Wirkung mit geringer Auswirkung auf die Wasserstände vereint.

Die Sohlschwellen werden aus Grobkies in geschütteter Bauweise hergestellt. Durch die Schrägstellung der Schwelle zur Gewässerachse wird der Stromstrich so ausgelenkt, dass ein Erosionsangriff im Böschungsbereich erfolgt. Zur Optimierung der Richtwirkung bei höheren Abflüssen werden die Schwellen einseitig überhöht hergestellt (siehe Abb. 29). Dieses Bauprinzip hat auch den Vorteil eines sehr geringen Herstellungsaufwands und ist bei Bedarf sehr einfach nachzubessern (Nachbesserung an kleinen Gewässern schon von Hand mit Schaufel und Harke möglich). In der Aufsicht hat die Schwelle etwa die Form einer etwas verzerrten Konkavlinse. An der unterstromigen Seite läuft die Schwelle flach aus (in Abb. 29 kurzgestrichelt dargestellt), um die abgelenkte Strömung mit möglichst hoher Geschwindigkeit ins Ufer zu lenken. Der Winkel α zwischen Ufer und Schwellenkronen soll ca. 50 - 55° betragen.

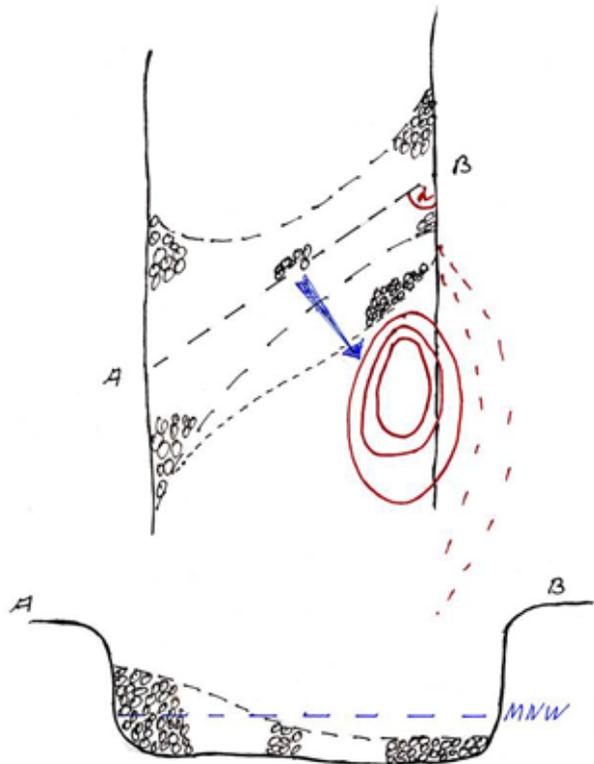


Abb. 29: Prinzipskizze einseitig überhöhte Sohlschwelle

Die Zahl der durch die Strömunglenker entwickelbaren „riffle-pool“-Strukturen je Gewässerstrecke ergibt sich aus der Wellenlänge bzw. -frequenz der Mäanderbögen (siehe Abb. 30). Um eine naturnahe Strukturvielfalt erreichen zu können, werden die Schwingungslängen der vollständigen S-Schwingungen entsprechend natürlichen Verhältnissen mit der ca. 10 – 14-fachen natürlichen Gewässerbreite [MADSEN, TENT, 2000] gewählt. Die Anzahl der Laufkrümmungen je Gewässerstrecke wird also in etwa natürlichen Verhältnissen entsprechen.

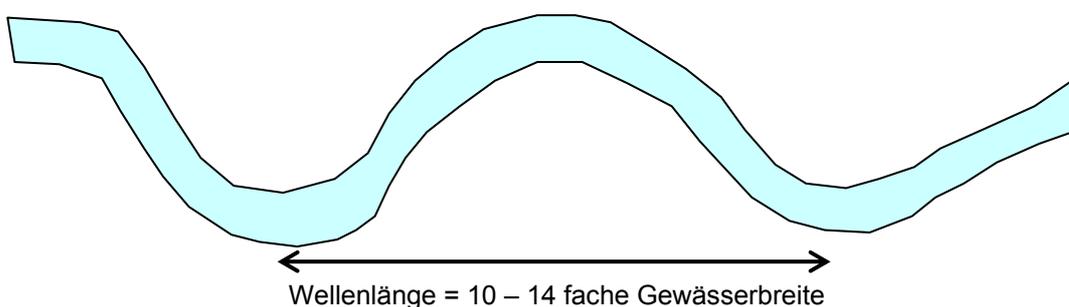


Abb. 30: Wellenlänge eines Mäanders bei Tieflandbächen

Der Einbau der Strömunglenker erfolgt demnach in Abständen der halben Mäanderwellenlänge zwischen etwa 5 – 7-facher Gewässerbreite (vergl. Abb. 31) mit wechselseitiger Richtwirkung. Innerhalb der angegebenen Größenordnung sind die Abstände „naturnah“ zu variieren. Die genaue Lage der Strömunglenker ist im Zuge einer qualifizierten Bauleitung vor Ort

zu ermitteln, um lokal vorhandene Tendenzen des Gewässers zur seitlichen Verlagerung durch die Einbauten zu verstärken. Auch erfolgte Abbrüche am gegenüber liegenden Ufer können die Wirkung der Strömunglenker erhöhen und sind bei der Lage zu berücksichtigen. Aufkommende Erlensäume und Einzelbäume sind andererseits möglichst zu schonen. Eventuelle Ufersicherungen müssen zwangsläufig mindestens im Bereich der projektierten Außenkurven –also wechselseitig– entfernt werden, um die gewünschte Laufverlagerung erreichen zu können.

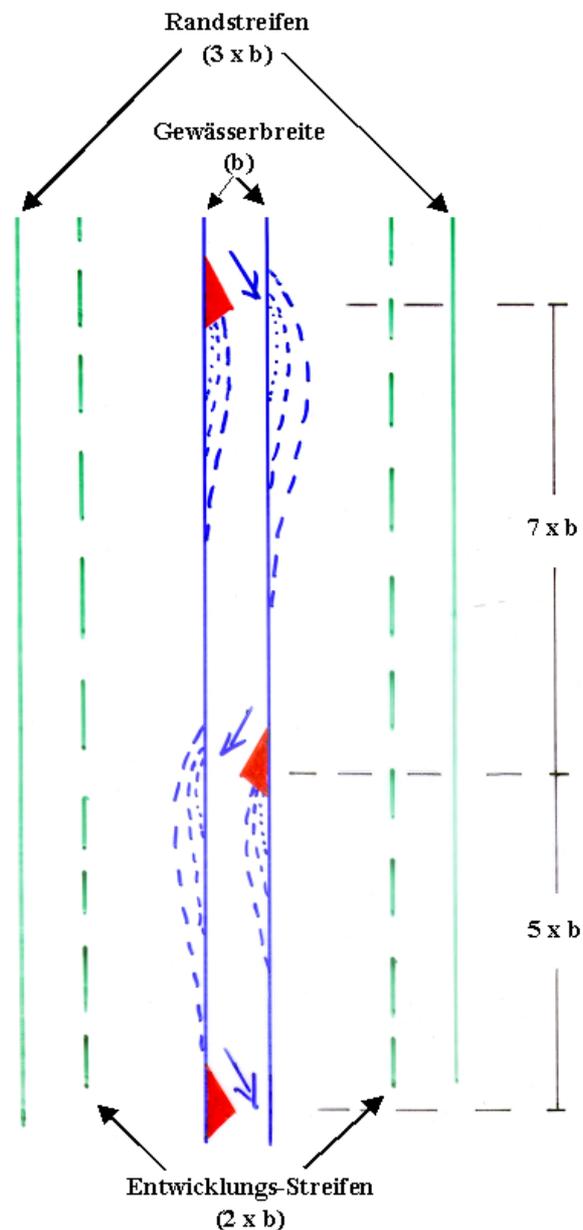


Abb. 31: Schema der Gewässerentwicklung mit Strömungslenkern – Anfangsphase der Entwicklung

Soweit Strömungslenker aus Grundschwelen verwendet werden, sollte keine Nacharbeit der Strömungslenker in der Entwicklungsphase erforderlich werden, da sich die Richtwirkung dieser Einbauten im Gegensatz zu Dreiecksbuhnen nicht bei beginnender Laufverlagerung reduziert. Empfehlenswert sind allerdings Kontrollen, ob die Wirkung der Einbauten nicht ggf.

durch unerwünschte Einwirkung Dritter oder konstruktive Mängel (ggf. für die Strömungsverhältnisse zu feines Material, Einspülung in den Untergrund durch zu geringe Schichtstärke, Umlagerung durch laichende Salmoniden bei zu geringer Korngröße) nachgelassen hat. Soweit Unterhaltungsmaßnahmen an Entwicklungsabschnitten für erforderlich gehalten werden, ist es im Interesse der Erreichbarkeit der gewünschten Entwicklung nötig, dass diese Entwicklung im Rahmen der Unterhaltung gefördert wird (z.B. durch das Belassen von Anlandungen und Vegetation an projektierten Gleitufeln und die Unterbindung zu früher Stabilisierungen der Prallufer durch zu frühen Erlenaufwuchs) und nicht konterkariert wird (z.B. durch die Entnahme sich bildender Anlandungen an projektierten Gleithängen, was die gewünschte Entwicklung unmöglich machen und zu Überprofilen führen würde).

Die Ausprägung der entstehenden riffle-pool-Strukturen wird auch durch die Mäanderamplituden gesteuert. Sind für die Gewässerentwicklung nur beidseitige Randstreifen von mindestens 3-facher Gewässerbreite vorhanden, werden die Schwingungsamplituden auf die ca. 2-fache Gewässerbreite begrenzt, damit sowohl Wasserstandsentwicklung als auch Flächenbedarf kontrollierbar bleiben (Abb. 32). Die Amplituden bleiben somit zwar hinter den natürlichen Verhältnissen zurück, sind jedoch bei kleineren Fließgewässern zumindest in Verbindung mit beidseitigen Ufergehölzen ausreichend, um die nötige Strukturvarianz zu induzieren.

Nach Erreichen der gewünschten Mäanderamplitude kann die Stabilisierung des entwickelten Gewässerbettes durch den Aufbau beidseitiger Ufergehölze aus Schwarzerlen bzw. ggf. Eschen in der MW-Linie erreicht werden – wenn möglich durch natürlichen Aufwuchs. Soweit nicht bereits in der Entwicklungsphase ein natürliches Aufkommen von Ufergehölzen erkennbar wird, muss der Aufbau der Ufergehölze durch Anpflanzungen erfolgen. Aufgrund von Erfahrungen mit Bepflanzungen zur Uferstabilisierung sollten möglichst junge Pflanzen (ca. 0,5 – 1 m Höhe) in Abständen von etwa 1 – 2 m verwendet werden, die im Frühjahr nach der Hochwasserphase in die MW Linie zu setzen sind (am besten vom Gewässerbett aus). Die Pflanzen sollten möglichst aus natürlichem Aufwuchs genommen werden, da Baumschulware oft mit wesentlich größeren Verbiss- und Fegeschäden verbunden ist. Sobald die Gehölze das Gewässerbett ausreichend beschatten und der sommerliche Krautstau ausfällt, kann auch die Sohlmahd eingestellt werden.

Können für eine Projektstrecke breitere Uferstreifen bis hin zur gesamten Talniederung erworben werden und sind oberhalb keine negativen Auswirkungen der Maßnahme auf konkurrierende Nutzungen vorhanden (hohe WSP-Differenz an Sohlgleiten, Flächen im Besitz der öffentlichen Hand etc.), kann die laterale Entwicklung des Gewässers weitgehend ungehindert toleriert werden.

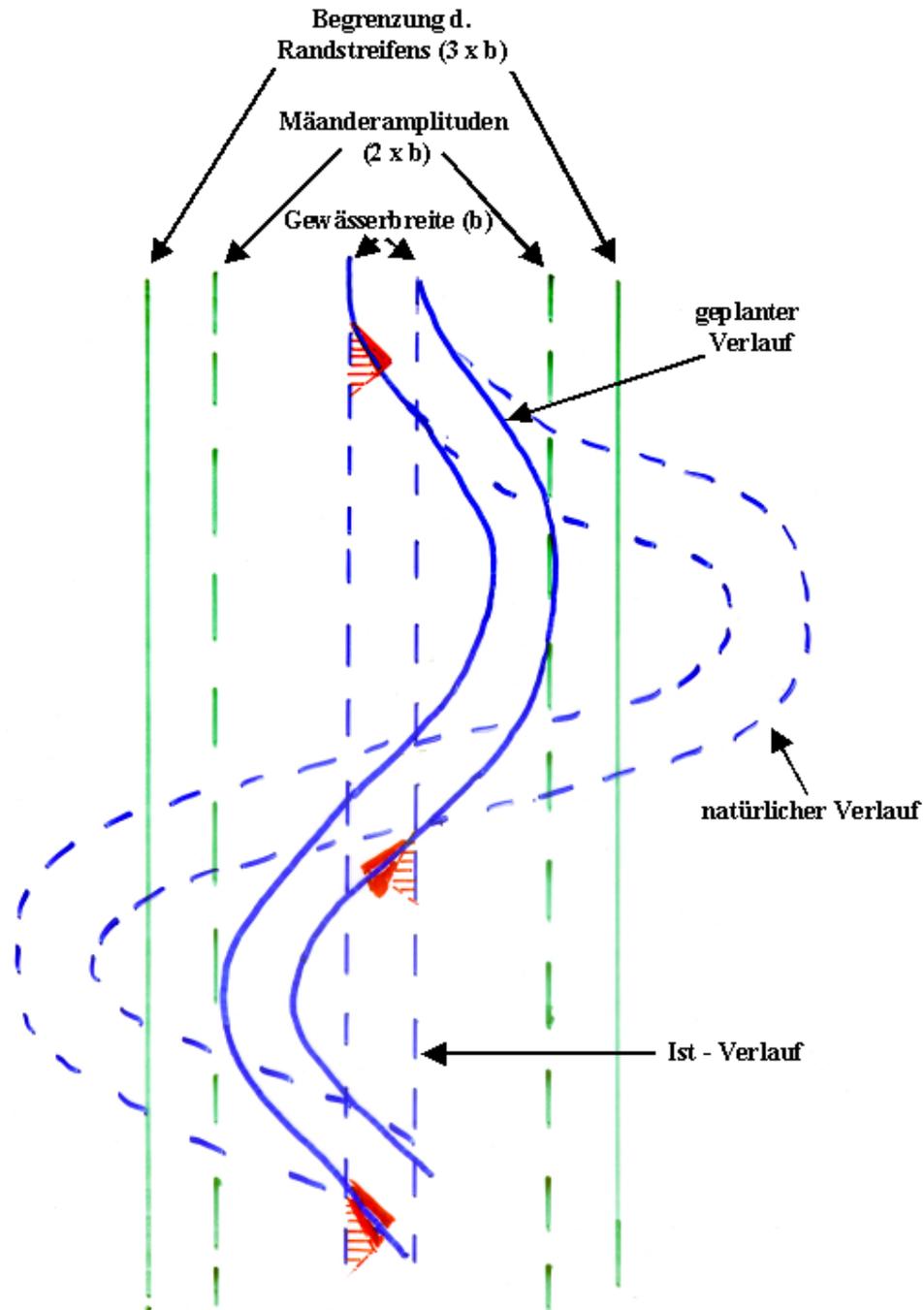


Abb. 32: Schema des Zielzustandes der Verlaufsentwicklung mit Strömunglenkern bei begrenztem Uferstreifen

4.2.2 Gewässerentwicklung ohne Laufveränderungen

Stehen an einem Gewässerabschnitt keine Randstreifen für die laterale Entwicklung zur Verfügung bzw. können diese nicht erworben werden, muss die angestrebte Verbesserung der Strukturausstattung des Gewässers innerhalb des vorhandenen Profils erfolgen. Hierbei werden Kiesbänke und Totholzeinbauten so angeordnet, dass die Strömung nicht in die Ufer gelenkt wird, sondern dass kleinräumige Geschwindigkeitsmaxima entstehen, die auf die Gewässermitte konzentriert werden (Abb. 33). Es entsteht also lediglich eine Verbesserung der Substrat-, Strömungs- und Tiefenvarianz im begradigten Verlauf. Durch die entstehenden Kolke in der Gewässermitte sind allerdings kleinräumige Böschungsangriffe nicht ganz auszuschließen. Ein gewisser Flächenpuffer zu den angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen ist daher wünschenswert. Dieser kann sich allerdings auf einen schmalen Randstreifen beschränken bzw. geringe, ggf. entstehende laterale Wirkungen können über Entschädigungszahlungen ausgeglichen werden.

Außerdem sollen wie beim Ansatz mit Laufveränderung beidseitige, lockere Ufergehölze aufgebaut werden, um schließlich die Ufer in naturnaher Form zu strukturieren und zu stabilisieren sowie auf eine maschinelle Unterhaltung weitgehend verzichten zu können.

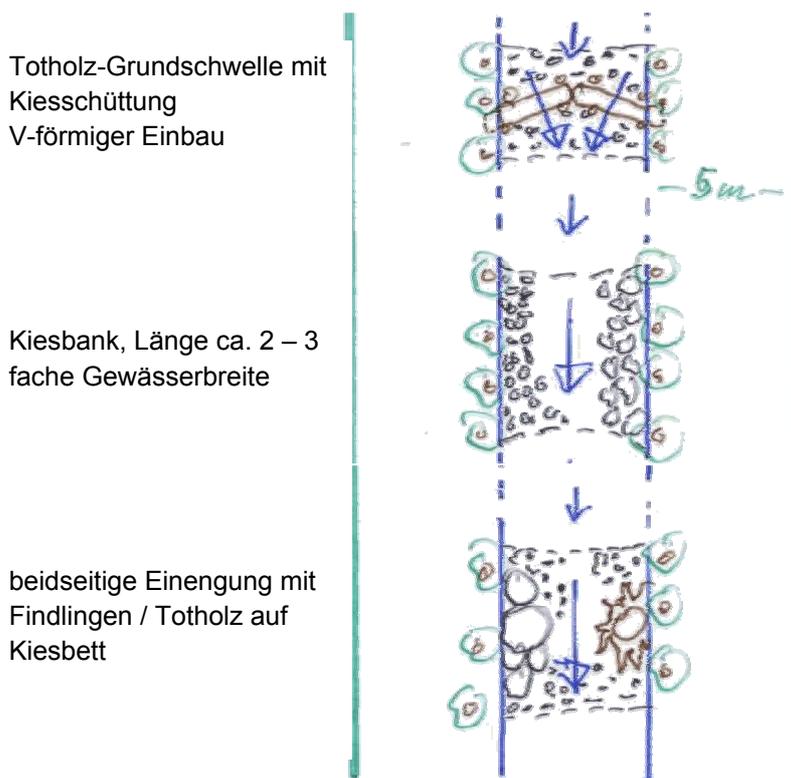


Abb. 33: Maßnahmen zur Revitalisierung ohne Laufveränderung

Die Wirkung der Maßnahmen auf die Gewässerbiozönosen erfolgt in erster Linie auf Grund der eingebrachten Materialien selbst (z.B. als Laichsubstrat, Besiedlungssubstrate für benthische Organismen), da Festsubstrate wie Totholz und Kiese in den ausgebauten, regelmäßig unterhaltenen Gewässern mit monotonen Treibsandsohlen deutlich unterrepräsentiert sind und durch die mit den Einbauten verbundene Erhöhung der Varianz der Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen.

4.3 Hydraulisch-numerische Voruntersuchungen

Um die beabsichtigte Wirkung durch die verschiedenen Strömunglenkertypen bei der geplanten Gewässerentwicklung mit laufverändernder Wirkung vor Umsetzung der Baumaßnahmen besser beurteilen zu können und Aussagen über die Wasserstandsänderungen bei verschiedenen Abflüssen zu erhalten, wurde eine 3-dimensionale Strömungsmodellierung in Auftrag gegeben [KLAUKE 2006 b]. Hierbei wurden in einem idealisierten Modellgerinne die Strömunglenkertypen

- ⇒ schräggestellte Schwellen
- ⇒ Dreiecksbuhnen
- ⇒ Kombination zweier Dreiecksbuhnen
- ⇒ Kombination Schwelle mit Dreiecksbuhne

in verschiedenen Geometrievarianten bei den maßgeblichen Abflüssen MNQ, MQ und bordvollem Abfluss nachgebildet.

Die Grundgeometrie (Längsgefälle, Breiten, Abflüsse) wurde durch im NLWKN vorhandene Längs- und Querprofilaten verschiedener Gewässer der Wildeshauser Geest ermittelt, um eine möglichst gute Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Gewässer gleichen Typs zu gewährleisten.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass jeweils nur die **Wirkung eines isoliert betrachteten Strömunglenkers** modelliert wurde. Ziel der hydraulischen Modelluntersuchung war es, verschiedene Bautypen von Strömunglenkern hinsichtlich der Auswirkung auf die Wasserstände sowie die Größe der entstehenden Schubspannungen und den Ort des Strömungsangriffs zu vergleichen. Werden konkrete Maßnahmen an Gewässern geplant, bei denen Strömunglenker eingesetzt werden sollen, sind in Abhängigkeit der lokalen Verhältnisse (Gefälle, Abflüsse, Profilgeometrie etc.) die Dimensionierung der Strömunglenker und die Wirkung der Einbauten zueinander projektbezogen zu ermitteln. Eine gegenseitige Beeinflussung der Strömunglenker durch einen Rückstau bei sehr hoch ausgebildeten Einbauten würde z.B. die morphologische Wirksamkeit deutlich mindern.

Tab. 7: Parameter Modellgerinne

Breite Gerinnesohle	3,0 m
Breite Gerinneoberkante	4,5 m
Tiefe Gerinne	1,0 m

	Wassertiefe ohne Einbauten [m]
MNQ	0,17
MQ	0,33
MHQ	0,92

Insgesamt wurden 9 Geometrievarianten der Strömungslenker jeweils bei drei Abflusszuständen (MNQ, MQ und bordvoller Hochwasserabfluss) untersucht und mit der Berechnung des Gerinnes ohne Einbauten verglichen:

Kategorie 1: Strömungslenker in Form von schräggestellten Schwellen

Variante 1: Anstellwinkel 40 °, Höhe 30 cm

Variante 2: Anstellwinkel 60 °, Höhe 30 cm

Variante 3: Anstellwinkel 40 °, Höhe 15 cm

Kategorie 2: Strömungslenker in Form von Dreiecksbuhnen

Variante 4: Anstellwinkel 40 °, Höhe 35 cm, Breite 1,5 m

Variante 5: Anstellwinkel 40 °, Höhe 35 cm, Breite 2,0 m

Variante 6: Anstellwinkel 60 °, Höhe 35 cm, Breite 1,5 m

Variante 7: Anstellwinkel 60 °, Höhe 35 cm, Breite 2,0 m

Kategorie 3: kombinierte Bauweisen der Strömungslenker

Variante 8: gegenüberliegende Dreieckslenker, Anstellwinkel 40 °, Höhe 35 cm, Breite 1,5 m

Variante 9: Kombination aus Schwelle und Dreiecksbuhne, Anstellwinkel 40 °, Höhe der Dreiecksbuhne 35 cm, Höhe der Schwelle 15 cm, Breite der Dreiecksbuhne 1,5 m

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchung kurz zusammengefasst und Hinweise für die praktische Anwendung gegeben.

4.3.1 Schräggestellte Sohlschwellen (Kategorie 1)

Die strömungslenkende Wirkung der Schwellen, deren Höhe knapp unterhalb der MQ-Wassertiefe liegt (Var. 1 u. 2), ist bei niedrigen Abflüssen deutlich festzustellen. Die Zone der maximalen Strömungsbeanspruchung der Böschung befindet sich dabei relativ dicht am Fuß der Schwelle. Mit steigenden Abflüssen verringert sich die auslenkende Wirkung und die Höhe der Schubspannungsmaxima sinkt. Hierbei ist der Winkel der Schwelle zur Fließrichtung (im Modell überprüft zwischen 40° und 60°) von untergeordneter Bedeutung. Bei einer geringeren Höhe der Schwelle (Var. 3) von ca. 1/2 MQ-Wassertiefe ist die Wirkung deutlich geringer und nimmt bei steigenden Abflüssen sehr stark ab.

Der Aufstau durch die eingebauten Schwellen mit größerer Höhe ist bei geringen Abflüssen relativ groß, verringert sich jedoch bei steigendem Abfluss. Die niedrigere Schwelle verursacht einen deutlich kleineren Aufstau. Beim bordvollen Abfluss ist nur noch eine rechnerische Anhebung der Wasserstände von ca. 1 cm vorhanden, so dass die Leistungsfähigkeit des Gerinnes durch die Einbauten nicht maßgeblich beeinträchtigt wird.

Durch die Lage der Schubspannungsmaxima am Fuß der Schwelle wird sich dort ein Uferkolk bilden, der mittelfristig zur Umläufigkeit der Schwelle führen kann. Ebenso können die hohen Schubspannungen an der Flanke der Schwelle die Bildung eines Sohlkolkes bewirken, der zum Absacken der Schwelle führen kann. Die Schwellen sind daher im Unterwasser relativ flach mit einer Nachbettsicherung auszubilden und im Gegensatz zu den Modell-Schwellen im Querschnitt muldenförmig auszubilden, also im Uferbereich höher auszuliegen, um eine Umläufigkeit zu vermeiden.

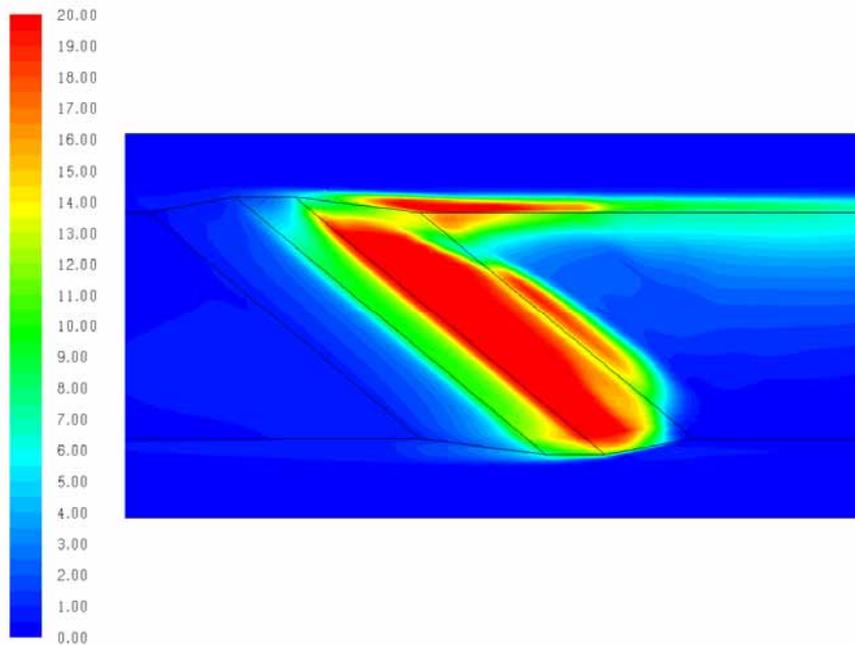


Abb. 34: Darstellung der Schubspannungen einer Sohlschwelle bei MQ (Angaben in N/m²) [aus: Klauke, 2006 b]

Der Einsatz von Schwellen mit nahezu waagerechter Konstruktionsoberkante ist nur eingeschränkt zu empfehlen. Bei niedrigen Schwellen, deren Höhe mindestens $\frac{2}{3}$ MW betragen sollte, ist die geringe morphologische Wirkung auf niedrige Abflüsse begrenzt, während bei höheren Abflüssen kaum eine Auslenkung eintritt. Werden die Schwellen höher ausgebildet, entsteht bei Niedrigwasser ein relativ hoher Aufstau, der die Wirksamkeit der oberhalb liegenden Schwelle beeinträchtigen und negative Folgen für die Gewässerbiozönosen im Rückstau-bereich verursachen kann.

Zur Verbesserung der morphologischen Wirkung bei geringerer Wasserstandsänderung wurde in Var. 9 eine Kombination aus niedriger Schwelle und Dreiecksbuhne untersucht (Kap. 4.3.3).

4.3.2 Dreiecksbuhnen (Kategorie 2)

Die Dreiecksbuhnen wurden in zwei Breiten ($\frac{1}{2}$ Sohlbreite, $\frac{2}{3}$ Sohlbreite) und mit zwei verschiedenen Winkeln (40° und 60°) modelliert. Die Höhe wurde so gewählt, dass bei MQ keine Überströmung stattfinden kann.

Die Winkel der Dreiecksschenkel waren von untergeordneter Bedeutung für die beabsichtigte Strömunglenkung; hingegen hatte der Verbauungsgrad einen deutlichen Einfluss. Um einen ausreichenden Strömungsangriff auf das Prallufer zu erzielen, sind Buhnen mit einem hohen Verbauungsgrad ($\frac{2}{3}$ Sohlbreite) einzusetzen.

Die Auslenkung der Strömung erfolgt nicht so deutlich wie bei den Schwellen, vor allem bei den im Abflussjahr häufig auftretenden und daher morphologisch bedeutsamen niedrigen und mittleren Abflüssen, sondern es handelt sich mehr um eine Einengung unter weitgehender Beibehaltung der Richtung der Geschwindigkeitsvektoren. Die Erhöhung der Schubspannungen an der Gerinnewandung resultiert daher vorrangig aus der Verkleinerung des Fließquerschnitts und den dadurch erhöhten Fließgeschwindigkeiten. Nach den erfolgten Erosionen im

Böschungsbereich wird die Wirkung der Buhnen durch die gleichzeitige Vergrößerung des Abflussquerschnitts wieder reduziert werden. Bei den Dreiecksbuhnen ist folglich ein Nacharbeiten nach der ersten Gerinneanpassung notwendig.

Bei den Dreieckslenkern mit einem hohen Verbauungsgrad ist ferner eine leichte Anhebung des bordvollen Abflusses berechnet worden, während die Auswirkung auf die niedrigen und mittleren Abflüsse geringer waren als bei den Sohlswellen.

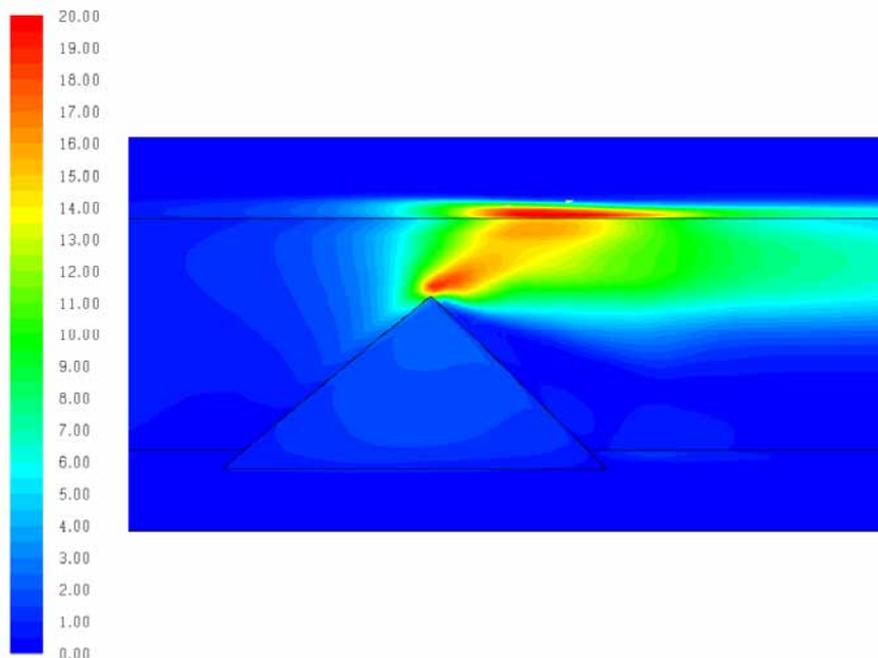


Abb. 35: Darstellung der Schubspannungen eines Dreieckslenkern bei MQ (Angaben in N/m²) [aus: Klauke, 2006 b]

Auch der Einbau der Dreieckslenker, die aus Totholzstämmen gebaut werden und durch ihre technische Form naturfern wirken, kann nur eingeschränkt empfohlen werden, da erst bei einem hohen Verbauungsgrad eine ausreichende Richtwirkung eintritt, gleichzeitig aber eine Beeinflussung der Hochwasserstände stattfindet. Zudem sind nach einer ersten Gerinneanpassung aufwändige Nacharbeiten notwendig, um die erwünschte Richtwirkung aufrecht zu erhalten und nicht nur lokale Aufweitungen zu produzieren.

4.3.3 Kombinierte Bauweisen (Kategorie 3)

Nach Auswertung der ersten Ergebnisse an den Schwellen und Dreiecksbuhnen wurden zwei zusätzliche Kombinationen untersucht. Es handelt sich hierbei um eine Kombination aus zwei wechselseitig eingebauten Dreiecksbuhnen sowie einer Dreiecksbuhne plus schräger Schwelle. Um den Aufstau möglichst gering zu halten, wurden die kleineren Buhnen (1/2 Sohlbreite) und die niedrige Schwelle miteinander kombiniert.

Der Einbau der **wechselseitig angeordneten Dreieckslenker** bewirkt eine erkennbare Auslenkung der Strombahnen. Während bei einer Buhne der Angriffspunkt auf die gegenüberliegende Böschung unmittelbar unterhalb des Buhnenkopfes liegt, verschiebt sich bei den Doppelbuhnen die Zone der höchsten Schubspannungen weiter nach unterstrom.

Die Schubspannungswerte sind jedoch nur unwesentlich größer als bei alleinigem Einsatz einer Buhne. Der Aufstau steigt durch die erhöhte Verbauung bei allen Abflüssen leicht an. Der entscheidende Vorteil dieser Kombination liegt in der dauerhaften Wirkung auch nach erfolgter Erosion der Böschung. Durch den weiter unterhalb des Bühnenkopfes gelegenen Angriffspunkt an der Böschung und die erzwungene Umlenkung bleibt die Ausrichtung der Strömung auch nach einer Aufweitung des Gewässers erhalten, so dass weiterhin eine –wenn auch durch den dann vergrößerten Abstand zwischen Bühnen und Böschung verringerte– Ufererosion erfolgen wird. Allerdings ist die Einbindung ins Landschaftsbild durch die technische Bauart aus Totholzstämmen negativ zu bewerten.

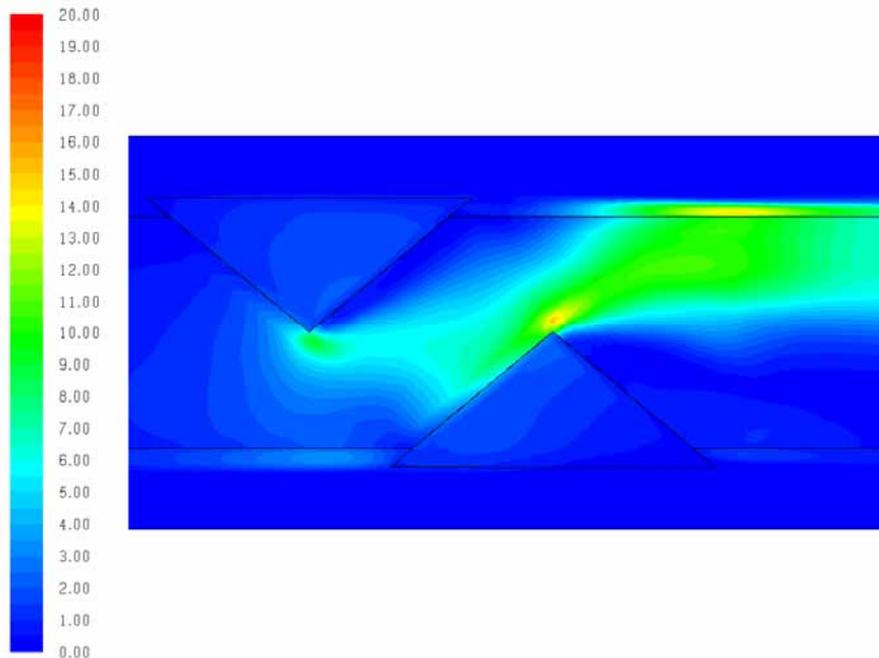


Abb. 36: Darstellung der Schubspannungen von 2 Dreieckslenkern bei MQ (Angaben in N/m²) [aus: Klauke, 2006 b]

Aus den Ergebnissen der Einzeluntersuchungen für die schräggestellten Schwellen und die Dreiecksbuhnen wurde eine Kombination aus beiden Bauweisen entwickelt. Dabei wurde die niedrige Schwelle mit einer Buhne mit geringem Verbauungsgrad kombiniert.

Die geometrischen Grundabmessungen der kombinierten Einbauten sind in Abb. 37 dargestellt.

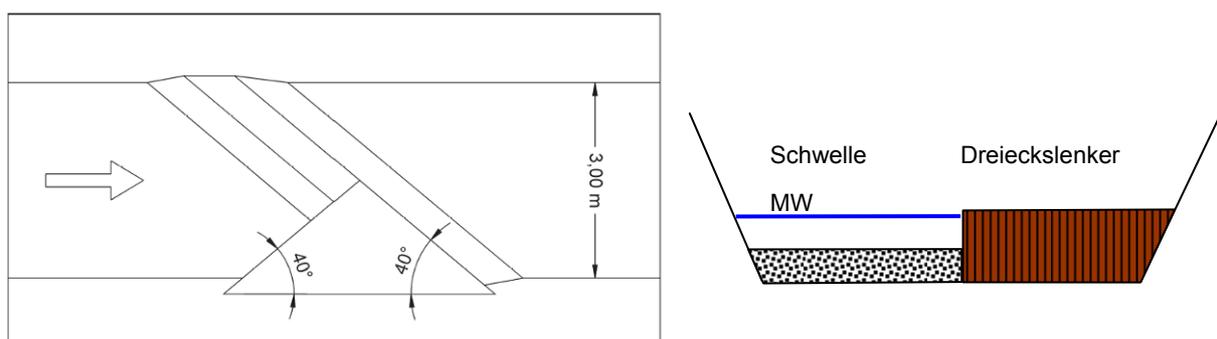


Abb. 37: Prinzipskizze Modellgerinne mit Kombination Schwelle und Dreieckslenker [aus: Klauke, 2006 b]

Die Bauweise **aus schräggestellter Sohlschwelle mit Dreiecksbuhne** verlagert den Angriffspunkt der Strömung an der Böschung nach unterstrom. Im Gegensatz zur alleinigen Verwendung einer Schwelle wird somit die Tendenz zur Umläufigkeit verringert. Ferner sind die Schubspannungen auf dem Schwellenrücken und direkt unterhalb geringer als bei schräg gestellten Schwellen, so dass die Tendenz zur Sohlauskolkung mit nachfolgendem Absacken der Schwelle gemindert wird.

Die Schubspannungswerte im Böschungsbereich liegen etwas höher als bei alleiniger Verwendung der niedrigen Schwelle bzw. der Buhne mit geringem Verbauungsgrad, jedoch etwas niedriger als bei den hohen Schwellen bzw. den großen Dreiecksbuhnen. Andererseits sind die Wasserspiegelanhebungen etwas geringer als bei den hohen Schwellen bzw. großen Buhnen, so dass bei der Kombination aus Schwelle und Buhne ein Kompromiss zwischen Erosionswirksamkeit und Wasserstandsänderung besteht.

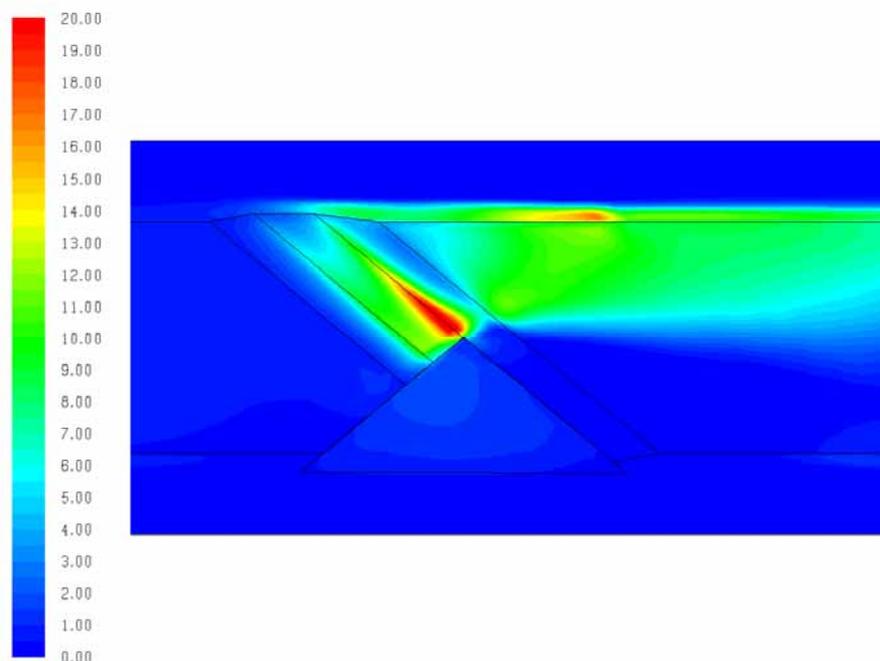


Abb. 38: Darstellung der Schubspannungen der Kombination Schwelle und Dreieckslenker bei MQ (Angaben in N/m²) [aus: Klauke, 2006 b]

Diese kombinierte Bauweise aus Schwelle mit einer einseitig angeordneten, dreieckigen Erhöhung wurde in der Maßnahme zur Initiierung eigendynamischer Entwicklung am Huntloser Bach umgesetzt. Gegenüber der Kombination aus Schwelle und Totholzuhne in der 3-D-Modellierung wurden die Strömunglenker bei der Baumaßnahme vollständig aus Grobkies errichtet. Die Geometrie der seitlichen Erhöhung aus Grobkies (siehe Abb. Abb. 29) weicht daher etwas von der des Modells ab, hat jedoch prinzipiell dieselbe Auswirkung auf die Strömungsauslenkung und die Wasserstandsänderung und ist vor allem einfacher zu bauen bzw. nachzubessern (Kostenvorteil). Außerdem entsteht eine deutlich naturnähere Optik.

4.4 Kurzbeschreibung der Maßnahmen am Huntloser Bach

Auf den unteren 220 m des Huntloser Baches (**Abschnitt A**) vor der Einmündung in die Hunte war ein ca. 12 m breiter Flurstücksstreifen längs des Gewässerverlaufs sowie der linksseitige Uferstreifen mit ca. 10 m Breite, der gleichzeitig als Unterhaltungsweg dient, bereits im Besitz der Hunte-Wasseracht (siehe Anlage 5). Bei der vorhandenen Profilbreite des Hauptabflussquerschnitts von ca. 2 bis 3 m war damit ein ausreichendes Potential für seitliche Entwicklungen auf den Eigentumsflächen der Hunte-Wasseracht gegeben. Im Abschnitt A wurden daher mehrere **Strömungslenker** zur Initiierung eigendynamischer Entwicklungen eingebaut.

Im weiteren Verlauf entgegen der Fließrichtung (**Abschnitt B**) ist auf einer Länge von 570 m nur noch das Gewässer mit dem Böschungsbereich, das hier als rund 12 m breites Trapezprofil mit einem Mittelwasserbett von rund 2 m Breite und flach geneigten Böschungen ausgebaut ist, im Eigentum des Unterhaltungsverbands. Für Strukturverbesserungen ohne seitliche Entwicklung im heutigen Verlauf durch den **Einbau von Kiesbänken, Einengungen aus Findlingen und Baumstubben und Totholzelementen** war der bereits verfügbare Flurstücksstreifen somit reichlich bemessen. Durch die flachen, breiten Ufer im Besitz der Hunte-Wasseracht konnten kleinere Auskolkungen und lokale Uferabbrüche z.B. direkt unterhalb der einzubauenden Kiesbänke toleriert werden, weil keine privaten, landwirtschaftlich genutzten Flächen betroffen gewesen wären. Entsprechende Wirkungen sind bislang allerdings nur sehr vereinzelt und nur in zu vernachlässigendem Umfang aufgetreten.

Abschnitt A

Im Abschnitt A wurde der Einbau von Strömungslenkern, die eine Auslenkung der Hauptströmungsrichtung ins Ufer bewirken und durch die einsetzenden Ufererosionen eine beginnende eigendynamische Verlagerung des Gewässerbettes erreichen sollen, umgesetzt. Als Strömungslenker wurden einseitig überhöht, schräg zur Fließrichtung ausgerichtete Sohlschwellen aus Grobkies in geschütteter Bauweise verwendet (siehe Abb. 29).

Der Einbau der Strömungslenker erfolgte mit wechselseitiger Richtwirkung in Abständen der halben Mäanderwellenlänge, also zwischen etwa 5 – 7-facher Gewässerbreite. Bei einer Breite des Hauptabflussprofils von ca. 2,5 m ergaben sich Abstände von 12,5 – 17,5 m. Innerhalb der angegebenen Größenordnung wurden die Abstände „naturnah“ variiert und die genaue Lage der Strömungslenker in Abhängigkeit von lokal vorhandenen Tendenzen des Gewässers zur seitlichen Verlagerung angepasst. Insgesamt wurden im Abschnitt A **14 Sohlschwellen** eingebaut.

Abschnitt B

Im Abschnitt B erfolgte die angestrebte Verbesserung der Strukturausstattung des Gewässers innerhalb des vorhandenen Profils. Dabei wurden Kiesbänke, Findlinge und Totholzeinbauten so angeordnet, dass die Strömung nicht in die Ufer gelenkt wurde, sondern kleinräumige Geschwindigkeitsmaxima entstanden, die auf die Gewässermitte konzentriert wurden. Es entstand also lediglich eine Verbesserung der Substrat-, Strömungs- und Tiefenvarianz im begradigten Verlauf.

Die Länge der **Kiesbänke** betrug ca. 5 – 6 m und die Schichtdicke ca. 30 cm, wobei bei geringen Fließtiefen die Überhöhung zur heutigen Sohle auf ca. 10 cm (2/3 MNW) begrenzt wurde. Vor Einbau der Kiesschicht wurde das sandige Sohlmaterial in einer Schichtstärke von ca.

20 cm ausgekoffert und der Kies anschließend dort eingebracht. Als Material wurde Kies der Körnung 16 / 32 und 32 / 63 mm zu gleichen Teilen gemischt verwendet. Auf dem 570 m langen Streckenabschnitt B wurden insgesamt 6 Kiesbänke eingebaut.

Bei den **Einengungen aus Findlingen und / oder Baumstubben** wurde zuerst eine 20 cm dicke Kiesschicht auf einer Länge von 3 m auf die Sohle aufgebracht, wobei die Überhöhung zur heutigen Sohle auf 5 cm begrenzt wurde. Auch hierbei wurde die Sandsohle an der Einbaustelle vor Einbringen des Kieses um ausgekoffert. Anschließend wurden an den beiden Ufern die Einengungen eingebracht. Die Baumstubben wurden durch eingeschlagene Pflöcke gegen Abdrift gesichert. Die seitlichen Einengungen aus Findlingen bestanden jeweils aus 3-4 Steinen mit Durchmessern von 20 – 50 cm. Insgesamt wurden zwei Einengungen aus Baumstubben und drei aus Findlingen eingebaut.

Weiterhin wurden zwei **v-förmige Totholzschwellen** eingebaut, bei denen 2 ca. 10 – 20 cm dicke Stämme auf einem Kiesbett mit ca. 20 cm Dicke und 3 m Länge so angeordnet und mit Pflöcken fixiert wurden, dass sich ein leichter Überfall zur Gewässermitte hin ergab.

Zusätzlich wurden noch zwei jeweils 5 - 6 m lange Uferabschnitte mit **Lenkbuhnen** ausgestattet [Mende, 2006]. Hierbei handelte es sich jeweils um mehrere, inklinat eingebaute Totholzstämmen mit ca. 10 cm Durchmesser und einer Länge von ca. 1,5 m, die eine Ablenkung der Strömung zum gegenüber liegenden Ufer bewirken (Abb. 39). An den beplanten Stellen verläuft der Huntloser Bach sehr nahe an der linksseitigen Flurstücksgrenze der Hunte-Wasseracht, so dass mit den am linken Ufer eingebauten Lenkbuhnen eine Verschiebung des Gewässerverlaufs zur Mitte der Gewässerparzelle bewirkt werden sollte. Die Totholzbuhen wurden ebenfalls mit eingeschlagenen Pflöcken gegen Abdrift gesichert.

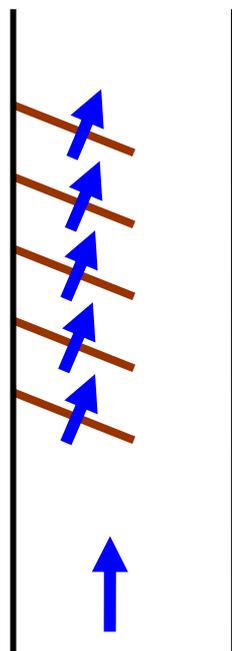


Abb. 39: Wirkung von überströmten Lenkbuhnen

4.5 Änderung der Gewässerunterhaltung

Ein weiterer wichtiger Baustein zur strukturellen Verbesserung des Pilotabschnitts am Huntloser Bach war die Umstellung der bisherigen Gewässerunterhaltung. Der Huntloser Bach wurde vor der Maßnahmenumsetzung auf ganzer Länge einmal jährlich mit dem Mähkorb unterhalten. Dabei wurde die Wasservegetation auf ganzer Profillbreite entfernt und in unregelmäßigen Abständen eine Grundräumung angelandeter Sedimente durchgeführt. Die Böschungen wurden zudem mit dem Schlegelmulcher unterhalten.

Während im unteren Abschnitt A nur ein geringes Krautwachstum auf der Gewässersohle vorhanden war und sich die Unterhaltung meist auf die Böschungen bis zur Niedrigwasserlinie beschränkte, war im Abschnitt B das Pflanzenwachstum deutlich höher, so dass hier auch die Sohle regelmäßig unterhalten wurde. Die Ursache für das unterschiedliche Pflanzenwachstum lag vermutlich in der unterschiedlichen Wassertiefe, die im Abschnitt A auch vor Maßnahmenumsetzung mit 20 – 50 cm bei mittleren Abflüssen deutlich über den mit rund 10 – 20 cm niedrigen Wassertiefen des Abschnitts B lagen.

Im ersten Jahr nach der Maßnahmenumsetzung wurde weiterhin eine Mahd mittels Mähkorb im Abschnitt B durchgeführt. Hierbei sollten jedoch nur Sohlbereiche gekrautet werden, die auf ganzer Sohlbreite bewachsen waren und nur eine schmalere Abflusssrinne mit Schonung der Vegetation im Uferbereich freigeschnitten werden. Auch das Schlegeln der Böschung sollte nicht mehr bis zur Wasserlinie erfolgen, sondern den Bereich der Wasserwechselzone ausparen. Bei der Durchführung der Unterhaltungsarbeiten wurde jedoch weiterhin ein zu breiter Abschnitt der Sohle freigeschnitten, so dass im zweiten Jahr die Unterhaltung der Sohle versuchsweise auf Handmahd umgestellt wurde. Die Böschungsflanken wurden weiterhin mit dem Schlegelmulcher unterhalten. Jetzt gelang es, gezielt die mittleren Sohlbereiche freizuschneiden und die ufernahe Vegetation zu schonen. Niedrige Abflüsse konzentrieren sich jetzt auf eine ca. 1,0 – 1,5 m breite Stromrinne, in der eine höhere Fließgeschwindigkeit vorherrscht. Hierdurch sind erkennbare Effekte auf die Sohlstruktur eingetreten (siehe Kap. 4.6). Bei höheren Abflüssen kann weiterhin der gesamte Querschnitt durchflossen werden, wobei die ufernahe Vegetation durch den höheren Strömungsdruck bei Hochwasserabflüssen nieder gedrückt wird, so dass die Abflusskapazität erhalten bleibt.

Auf eine Sohlräumung der Pilotstrecke wurde während des Monitoringzeitraums verzichtet, während die Vergleichsstrecke oberhalb der Maßnahmen im Spätsommer 2009 (nach den biologischen Untersuchungen) grundgeräumt wurde.

4.6 Morphologische Wirkungen im Projektzeitraum

Betrachtet man die morphologische Wirksamkeit von Vitalisierungsmaßnahmen, sind immer die hydraulisch-morphologischen Randbedingungen des jeweiligen Gewässerabschnitts zu beachten. Unterschiede im Sohlgefälle, in der Gerinnebreite, den Abflussbedingungen im Jahresverlauf, den transportierten Sedimenten und den anstehenden Böden können ganz unterschiedliche Entwicklungsgeschwindigkeiten gleicher Einbauten bei verschiedenen Gewässern bewirken.

Der Unterlauf des Huntloser Bachs ist durch ein breites Ausbauprofil mit vergleichsweise geringem Gefälle gekennzeichnet. Der heutige Verlauf entspricht dabei nicht mehr dem natürli-

chen, sondern es wurde zur Zeit der Rieseleiwirtschaft ein Entwässerungsgraben angelegt, der parallel zur Hunte die Rieselwiesen entwässern sollte. In diesen Graben wurde der Huntloser Bach eingeleitet und somit der Unterlauf um ca. 2 km verlängert. Daher ist das Sohlgefälle vor allem im Abschnitt B mit 0,77 ‰ relativ gering. Im Abschnitt A ist mit 1,17 ‰ ein etwas größeres Sohlgefälle vorhanden, das jedoch unter dem vergleichbarer Geestgewässer liegt (Durchschnittswerte von ca. 1,5 bis 2 ‰). Im Abschnitt A erfolgt zudem bei höheren Abflüssen durch den Rückstau aus der Hunte eine Verminderung des Wasserspiegelgefälles. Morphologische Prozesse wie die durch die Strömunglenker beabsichtigte Verlagerung des Verlaufs erfolgen daher nur bei mittleren Abflüssen ohne merklichen Rückstau aus der Hunte. Wäre die Rückstausituation nicht vorhanden und das Gefälle größer, könnten Erosionsprozesse sowohl bei Hochwasser als auch mittleren Abflüssen eine schnellere morphologische Veränderung des Gewässerbettes hervorrufen.

Zudem scheint in den gesamten Projektabschnitt sehr viel sandiges Sediment und teilweise organische Substanz eingetragen zu werden (nicht zuletzt in Form driftender Fadenalgen). Nach Aussagen der Hunte-Wasseracht wurde in der Vergangenheit der Projektabschnitt in unregelmäßigen Abständen grundgeräumt, um die Auflandungen zu entfernen, wie auch 2009 im Vergleichsabschnitt oberhalb geschehen. Diese spezielle Situation ist bei der Bewertung der strukturellen Entwicklung durch die Einbauten grundsätzlich zu berücksichtigen.

Im Ausgangszustand vor der Maßnahmenumsetzung war der Huntloser Bach durch ein stark begradigtes, regelmäßig per Mähkorb unterhaltenes Profil mit eintöniger, rein sandiger Sohle gekennzeichnet. Im Abschnitt B waren bei Niedrigwasser nur geringe Fließtiefen von rund 10 cm mit niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten auf der ca. 2 m breiten Sohle vorhanden.

Im Abschnitt A waren größere Fließtiefen von 20 bis 50 cm vorhanden, die einen Rückstau zum Zeitpunkt der Maßnahmenumsetzung durch zahlreiche in den Abflussquerschnitt ragende Weiden an der Einmündung zur Hunte zurückzuführen waren. Die Fließgeschwindigkeiten bei niedrigen Abflüssen waren daher sehr gering. Der Einmündungsbereich wurde zwischenzeitlich freigeschnitten. Im Abschnitt A war eine leichte Tendenz zur seitlichen Entwicklung erkennbar, die durch die Strömunglenker verstärkt werden sollte.



Abb. 40 u. Abb. 41: Abschnitte A und B des Huntloser Bachs vor Maßnahmenumsetzung

Die Wirkung der **Strömungsenker** im Abschnitt A wurde bei einer Begehung im August 2009 also ca. 2 Jahre nach Einbau wie folgt ermittelt:

Die Strömungsenker hatten eine deutliche Erhöhung der Tiefenvarianz bewirkt, die bereits kurz nach Einbau erkennbar war. Auf den Schwellen waren höhere Fließgeschwindigkeiten mit geringen Fließtiefen von ca. 5 - 10 cm bei mittlern Abflüssen vorhanden, die unterhalb der Schwelle zu einer Kolkbildung mit Wassertiefen von 40 – 50 cm geführt hatten. Oberhalb der Schwellen war es zu einer Auflandung von ca. 20 – 30 cm des vorher relativ tiefen Profils gekommen, so dass dort jetzt Fließtiefen von rund 15 cm vorherrschen (siehe Abb. 42).

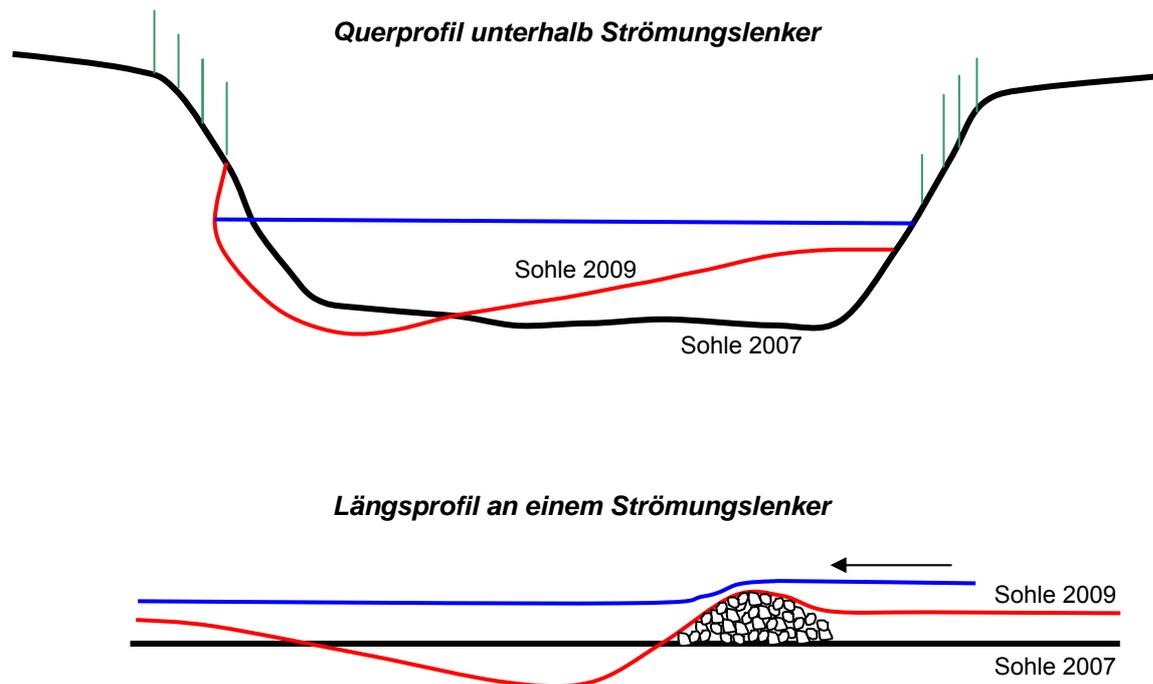


Abb. 42: Prinzipskizzen der Sohlhöhenentwicklung im Bereich der Strömungsenker

Insgesamt hat sich in diesem Abschnitt die Sohle bis auf den Bereich der Kolke um ca. 20 cm aufgehöhht. Für die Abflusssituation ist dieser Auflandungsprozess nicht weiter problematisch, da bei mittleren Abflüssen die Wasserstände weiterhin durch die Höhe der mit geringer Fließtiefe überströmten Schwellen bestimmt werden und bei Hochwasser der Rückstau aus der Hunte maßgeblich ist. Da Akkumulationsprozesse allgemein stark vom Sedimentinput aus dem Oberlauf und den in der letzten Zeit vorherrschenden Abflussbedingungen abhängig sind, kann derzeit auch noch keine Aussage getroffen werden, ob die Auflandungen stabil sind oder eventuell bei erhöhten Abflüssen wieder remobilisiert werden. Teilweise war der Untergrund bei der Begehung im August 2009 stabil, während in anderen Bereichen weichgründige Sedimente in den Auflandungsstrecken und in Sedimentationszonen der Kolke (projektierte Gleitufer) vorhanden waren. Für eine gesicherte Aussage über die morphologische Tendenz des Abschnitts wäre ein längerer Beobachtungszeitraum notwendig.

In diesem Abschnitt hatte sich auch ein pendelnder Stromstrich mit unterspülten Prallufeln unterhalb der Strömungsenker entwickelt. Die Auslenkung der Strömung hatte zu der beschriebenen Kolkbildung und einer seitlichen Erosion der Ufer geführt, die jedoch durch die Vegetationsdecke verlangsamt wird. Teilweise sind jedoch Unterspülungen der Ufer von bis zu 30 cm

eingetreten, so dass mittelfristig ein Abrutschen der Grassoden eintreten wird. Eine deutliche Laufverlagerung hat sich bislang noch nicht eingestellt, jedoch wird die seitliche Verlagerung vorgezeichnet (siehe Abb. 43). Durch die beschriebene Randbedingung des Rückstaus bei den eigentlich stark wirksamen Hochwasserereignissen verläuft der Verlagerungsprozess trotz des relativ leicht erodierbaren, sandigen Untergrunds vergleichsweise langsam. Durch die Unterspülung der Ufer wird es nach und nach zu einem Abbrechen der erosionsstabilen Vegetationsdecke kommen und somit die gewünschte seitliche Verlagerung eintreten.

Gegenüber den eingetieften und unterspülten Ufern haben sich Sedimentationsbereiche im Strömungsschatten der Schwellen gebildet (siehe Abb. 44). Die Auflandungen bestehen sowohl aus sandigen Sedimenten als auch aus abgelagertem Falllaub und anderer organischer Substanz. Bis zum Zeitpunkt der Begehung im August 2009 war auf den Anlandungsbereichen, die den Gleithang der sich einstellenden Krümmung bilden, noch keine maßgebliche Vegetation feststellbar. Somit ist auch unklar, ob die Anlandungen stabil bleiben oder bei höheren Abflüssen remobilisiert werden. Langfristig kann eine dauerhafte Auflandung der Gleituferebereiche nur in Verbindung mit einer die Sedimente durch Wurzelgeflecht stabilisierenden und die Sedimentation fördernden Vegetationsdecke erfolgen. Dies unterstreicht auch die Bedeutung einer angepassten Gewässerunterhaltung, um nicht den gewünschten Effekt durch das Entfernen der Vegetation zu verhindern.

Durch die Umstellung der Gewässerunterhaltung auf Handmähd hat sich im Abschnitt A an vielen Stellen die abflusswirksame Niedrigwasserbreite von ca. 2 m auf tlw. unter 1 m verringert (siehe Abb. 45). Durch die Verringerung der Abflussbreite hat sich die Fließgeschwindigkeit im Stromstrich leicht erhöht, wodurch der Fließgewässercharakter weiter verbessert wurde. Zudem übernehmen die geringer durchströmten Pflanzensäume weitere biologische Funktionen z.B. als Unterschlupf für juvenile Fische.



Abb. 43: diagonale Kiesschwelle als Strömungslenker mit sich entwickelndem Krümmungskolk rechts u. Sedimentationsbereich an projektierte Gleithangseite links im Bild, Herbst 2008



Abb. 44: Wirkungen der Kiesschwelle zur gleichen Zeit (ca. 1 Jahr nach Einbau) aus anderer Perspektive: tiefe Stromrinne mit unterspültem Prallhangufer oben, Sedimentationszone unten im Bild



Abb. 45: Unterlauf des Huntloser Bachs mit verringerter Abflussbreite bei Niedrigwasser nach Handmahd

Im Abschnitt B mit den **strukturverbessernden Einbauten ohne auslenkende Wirkung** hat sich die Tiefen- und Strömungsvarianz im Projektzeitraum ebenfalls erhöht.

Die **Kiesbänke mit seitlichen Einengungen aus Steinen bzw. mit Wurzeltellern** führten zu Kolken mit Wassertiefen von 40 – 50 cm unterhalb der Einbauten. Die Fließtiefen auf dem Kiesbett betragen hingegen nur 5 – 10 cm bei deutlich erhöhten Fließgeschwindigkeiten (siehe Abb. 46 bis 49). Die Einbauten bewirkten also im Verein mit den eingebrachten Festsubstraten eine deutliche Erhöhung der Strömungs-, Tiefen- und Substratvarianz. Außerdem konnte durch die lateralen Einengungen die Versandungstendenz der Kiesbänke unter den Bedingungen des offenbar starken Sandtriebs des Huntloser Baches reduziert und die Besiedelbarkeit der Kiessubstrate so verbessert werden.

Einschränkend ist allerdings darauf hinzuweisen, dass ein Kiesbankeinbau mit lateralen Einengungs-Steinen am obersten Ende des Entwicklungsabschnittes im Spätsommer 2009 inklusive des ursprünglich entstandenen Kolkes weitgehend versandet war, sodass die Nachhaltigkeit der Maßnahmen unter der Randbedingung des starken Sandtriebs besonders bei gleichzeitig geringem Gefälle und für geringe Abflüsse überdimensioniertem Profil derzeit unklar erscheint. Hierbei ist allerdings auch zu berücksichtigen, dass die genannte Beobachtung nach dem sehr trockenen Sommer 2009, also einem langen, sehr abflussarmen Zeitraum erfolgte. Diese Situation ließ gerade unter den Randbedingungen des Huntloser Baches besonders starke Versandungsprobleme erwarten.

Probleme mit sehr weichgrundigen Sohlabschnitten waren wie auch in der Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen kaum vorhanden bzw. zumindest deutlich schwächer ausgeprägt, als in der Strecke mit den Strömungslenkern. Ursache ist vermutlich die in diesem Bereich wegen deutlich geringerer Ausgangs-Wassertiefen weniger ausgeprägte Überhöhung der Einbauten gegenüber der Ausgangssohle.



Abb. 46 u. Abb. 47: Kiesbank mit lateraler Einengung mit Steinen u. flachem Kolk unterhalb, April 2008



Abb. 48 u. Abb. 49: Kiesbank mit lateraler Einengung mit Wurzelteller u. tiefem Kolk unterhalb, April 2008

Die **Kiesbänke ohne ausgeprägte laterale Einengung** zeigten unter den beschriebenen Bedingungen des Huntloser Baches mit starkem Feinsandtrieb eine stärkere, im zeitlichen Verlauf schwankende, vermutlich u.a. abflussabhängige Versandungstendenz und führten kaum zur Ausspülung deutlicher Kolkstrukturen. Im ersten Jahr verlandeten die Kiesbänke stark, so dass ihre ursprüngliche Funktion nur noch sehr eingeschränkt gegeben war (siehe Abb. 50). Daher wurden die Kiesbänke ein Jahr nach dem Einbau nachgebessert. Es wurde zusätzlich Kies in einer Schichtstärke von ca. 5 cm auf die Bänke durch die Hunte-Wasseracht aufgebracht. Um die Strömung auf die Gewässermittle zu konzentrieren, wurde der eingebrachte Kies zum Ufer hin etwas höher aufgeschüttet. Gleichzeitig wurde die Unterhaltung auf Handmähd umgestellt, um die durchströmte Sohlbreite zu verringern und somit durch die dadurch entstehenden höheren Fließgeschwindigkeiten bei niedrigen und mittleren Abflüssen die eingetragenen Sedimente weiter zu transportieren.

Durch die Nacharbeiten in 2008 am Abschnitt B und die Umstellung der Unterhaltung auf Handmähd mit dem Freischneiden einer schmaleren Stromrinne konnte die Versandungstendenz bis zum Zeitpunkt August 2009 deutlich verringert werden (siehe Abb. 52).



Abb. 50 u. Abb. 51: teilübersandete Kiesbank ohne laterale Einengung, April u. Mai 2008



Abb. 52: Kiesbank nach Stromrinnenmahd, August 2009 (roter Pfeil: Breite des Ausbauprofils ca. 2 m, blauer Pfeil: abflusswirksame Niedrigwasserbreite ca. 1 m)

Der Einbautyp **dachförmige Totholzschwelle** bewirkte die Ausspülung deutlicher Kolkstrukturen unterhalb ohne zu Ufererosionen zu führen (Abb. 53 und 54). Die Kolkiefen betragen ca. 40 cm; oberhalb der Schwellen reduzierte sich die Wassertiefe auf rund 10 cm. Dort wurde die Kiesschüttung von abgelagertem Sand überdeckt. Auf der Totholzschwelle entstand ein deutlicher Wasserspiegelsprung, der prinzipiell die Durchgängigkeit bei niedrigen Abflüsse beeinträchtigen könnte. Ein Unterspülen der Einbauten wurde nicht festgestellt.



Abb. 53 u. Abb. 54: Dachförmige Totholzschwelle: Einbau auf Kiesschüttung mit Kolk unterhalb, April 2008



Abb. 55: Dachförmige Totholzschwelle: anderer Einbauort, August 2009

Die **Mende-Lenker** (Abb. 56 und 57) erzielten zunächst die beabsichtigte morphologische Wirkung, d.h. es bildeten sich Anlandungen im Bereich der Hölzer und eine vertiefte Stromrinne am gegenüber liegenden Ufer. Durch eine akkumulative Entwicklung kam es jedoch innerhalb des ersten Jahres zu einer vollständigen Übersandung der Tothölzer und schließlich auch der Stromrinne, womit im Grunde genommen wieder eine monotone Sandsohle auf höherem Niveau entstand. Ob der Einbautyp generell weniger sinnvoll bzw. besonders sensitiv für erhöhten Geschiebetrieb ist, kann allein anhand der Ergebnisse vom Huntloser Bach nicht abgeleitet werden, da sich die Vitalisierungstrecke im oberen Bereich (wie auch die Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen oberhalb davon) im Untersuchungszeitraum akkumulativ entwickelte und im Spätsommer 2009 nach einer langen Phase sehr geringer Abflüsse sogar eine Kiesbank mit lateraler Einengung im obersten Teil der Vitalisierungstrecke versandet war (s.o.). Ein versuchsweiser Einbau in einem anderen kleinen Geestgewässer (Brookbäke bei Hude) scheint jedoch ebenfalls darauf hinzuweisen, dass der Einbautyp für Laufentwicklungen über Strömungslenkung eher weniger effektiv ist. Zur abschließenden Klärung der Eignung des Bautyps erscheinen weitere Versuche unter verschiedenen Randbedingungen erforderlich.



Abb. 56 u. Abb. 57: Mende-Lenker, April 2008, linksseitig Sedimentationsbereich zwischen den bereits übersandeten Tothölzern, Totholz Kopf mit beidseitigen Befestigungspflöcken, rechtsseitig: Sedimentationsbereich, linksseitig: vertiefte Stromrinne

In den **Übergangsstrecken zwischen den Einbauten** kam es zu einer leichten Auflandung der Sohle. Die Ursache hierfür wird vor allem in der akkumulativen Gesamtsituation des Huntloser Bachs vermutet und weniger den Einbauten selber zugeschrieben. Durch die Umstellung der Unterhaltung auf Handmähd reduzierte sich stellenweise die Niedrigwasserbreite von 2 auf rund 1 – 1,2 m, so dass dort eine Differenzierung der Strömungen mit höherer Fließgeschwindigkeit in der Stromrinne und geringeren Fließgeschwindigkeiten in der Vegetationszone stattfand. Im Bereich der Stromrinne war überwiegend eine sandige Sohle vorhanden, während zum Zeitpunkt der Begehung im August 2009 im strömungsberuhigten Bereich organische Ablagerungen vorgefunden wurden (Abb. 58).



Abb. 58: Strömungs- und Substratdifferenzierung durch Stromrinnenmähd

Die **Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen** oberhalb des Projektabschnitts wies weiterhin eine monotone Treibsandsohle auf (Abb. 59 und 60). Die Fließgeschwindigkeiten lagen in diesem Abschnitt allerdings etwas höher, als in den Strecken mit Maßnahmen (etwas schmaleres und/oder flacher durchströmtes Profil).



Abb. 59 u. Abb. 60: Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen: monotone Treibsandsohle, April 2008

Unmittelbar vor der Begehung im August 2009 wurde die Vergleichsstrecke intensiv per Mähkorb unterhalten (Abb. 61 und 62). Neben der Entfernung der Sohl- und Böschungsvegetation erfolgte auch eine Grundräumung. Die Fließgeschwindigkeiten sanken dadurch deutlich ab und es bildete sich auf ganzer Sohlbreite eine organische Auflage.



Abb. 61 u. Abb. 62: Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen nach Mähkorb-Unterhaltung, August 2009, Uferschaden und geräumtes Sediment

4.7 Wirkung der Maßnahmen am Huntloser Bach auf das Makrozoobenthos

4.7.1 Methodik

Das Monitoring wurde analog zu den Totholz-Untersuchungen wiederum als Simultan-Monitoring ausgeführt, d.h. es wurde kein vorher- nachher-Vergleich vor und nach Maßnahmen durchgeführt, sondern es wurden geeignete Vergleichszustände zeitgleich nach Umsetzung der Maßnahmen beprobt. Hierbei kann in der Regel eine sehr direkte Vergleichbarkeit der Datensätze erreicht werden, da annuelle bzw. saisonale Effekte sowie ggf. abflussabhängig unterschiedliche Beprobbarkeiten ausgeschlossen werden können.

Nach Monitoring-Konzept [SUHRHOFF, 2006] war vorgesehen, die drei Vergleichsstrecken Laufentwicklung mit Strömungslenkern, Vitalisierungs-Maßnahmen im Profil und eine Strecke ohne Maßnahmen durch jeweils 2 Probestrecken zu repräsentieren. Hiervon wurde dann bei der praktischen Umsetzung abgewichen, da es sinnvoller schien, die unterschiedlichen Einbauten in der Vitalisierungsstrecke (Kiesbank mit lateraler Einengung über Steine, Kiesbank mit lateraler Einengung über Wurzelteller, Kiesbank ohne laterale Einengung, dachförmige Totholzschwelle, Strömungslenker nach Mende) möglichst getrennt zu untersuchen, um die ggf. unterschiedliche biologische Wirkung der Einbauten getrennt abbilden zu können. Die Strecke ohne Maßnahmen und die Strecke mit Laufentwicklung schienen dagegen durch eine, relativ ausgedehnte Probestrecke ausreichend repräsentierbar, zumal im Bereich der Laufentwicklung nur ein Einbautyp (schräg angeordnete Sohlschwelle aus Grobkies) eingesetzt wurde, womit die Notwendigkeit der Untersuchung verschiedener Bauformen entfiel.

Laut Monitoring-Konzept sollten 3 Untersuchungsdurchgänge in 2008 durchgeführt werden: je eine MHS-Beprobung für die WRRL-Bewertungen und zwei zusätzliche halbquantitative Untersuchungen, um die Artenspektren der Vergleichszustände einigermaßen vollständig und repräsentativ erfassen und auch nach dem BBM-Verfahren klassifizieren zu können. Aufgrund von Verzögerungen bei der Umsetzung des Gesamtprojektes konnte außerdem in 2009 noch eine zweite MHS-Beprobungsserie für die WRRL-Bewertungen durchgeführt werden. Bei den MHS-Beprobungen wurden jeweils zusätzlich noch halbquantitative Ergänzungsuntersuchungen durchgeführt, die getrennt ausgewertet wurden. Wegen der relativ kleinräumigen Strukturen in der Vitalisierungsstrecke erschien es nicht sinnvoll möglich, jeden Einbautyp mit den erforderlichen 20 Teilproben einer MHS-Beprobung zu belegen. Für die MHS-Beprobungen wurde die Vitalisierungsstrecke daher als Einheit beprobt.

4.7.2 Ergebnisse und Interpretation

Die Rohdaten der MZB-Beprobungen des Huntloser Baches sind Anlage 6.3 zu entnehmen.

4.7.2.1 Allgemeine biozönotische Bewertung

Bevor auf die Ergebnisse der WRRL-Bewertungen eingegangen wird, sollen zunächst wiederum die wichtigsten summarischen Kenngrößen der MZB-Biozönose betrachtet werden, die in Tab. 8 zusammengestellt sind. Hierfür wurden jeweils die Datensätze der beiden halbquantitativen Beprobungen vereinigt. Die MHS-Beprobungen wurden für diese Zusammenstellung

nicht verwendet, da diese Beprobungen in der Vitalisierungs-Strecke im Gegensatz zu den halbquantitativen Untersuchungen nicht spezifisch für die Einbau-Typen erfolgen.

Die Eichung des BBM-Verfahrens und der WRRL-Verfahren ist gewässertyp-spezifisch, die des BBM-Verfahrens zusätzlich Breiten-Klassen-spezifisch. Der Huntloser Bach ist im Untersuchungsbereich eindeutig als sandgeprägter Tieflandbach einzustufen, da der Untergrund keinerlei mineralische Grobsubstrate (Kies, Steine) enthielt. Der Bach wird der Breitenkategorie ≤ 2 m Breite zugeordnet. Die aktuelle Breite schwankt regional und in Abhängigkeit vom Unterhaltungszustand und liegt in der Regel unter bzw. um 2 m. Die Profildbreite wird als ausbaubedingt tendenziell überdimensioniert eingeschätzt, sodass die Zuordnung eindeutig zur Kategorie ≤ 2 m Breite zu erfolgen hatte.

Tab. 8: Ergebnisübersicht MZB Huntloser Bach / qualitative summarische Kenngrößen der Makrozoobenthos-Biozönose (Basis: je 2 halbquantitative Parallel-Untersuchungen Frühjahr / Herbst): BBM-Wertstufe, BBM-Index, Gesamtartenzahl (S ges), Artenzahl der rheotypischen Arten (S rheo), Artenzahl der Stein-, Eintags- u. Köcherfliegen (S SEK), Artenzahl der Steinfliegen (S S), Artenzahl der Eintagsfliegen SE, Artenzahl der Köcherfliegen (SK), Artenzahl der Rote-Liste –Arten nach Einstufungen für Niedersachsen insgesamt: S RL und für die Gefährdungsgruppen 1: „vom Aussterben bedroht“, 2: „stark gefährdet“ und 3 „gefährdet“

	Laufentwicklung	Vitalisierungsmaßnahmen				ohne Maßnahmen
	Laufentw.	KB+Steineinengung	KB+Baumstubben	KB (Kiesbank)	Mende-Lenker	ohne Maßn.
BBM-Wertstufe (2Proben)	2-	3+	3+	3	4	4
BBM-Index	39,5	38,5	38,5	29,5	23,5	19,5
S ges	57	56	58	37	46	38
S rheo	27	26	26	19	17	15
S SEK	23	19	22	14	14	11
S S	2	3	3	1	2	3
S E	11	5	9	7	6	3
S K	10	11	12	6	6	5
S RL	6	5	6	4	4	3
S RL 1	0	0	0	0	0	0
S RL 2	1	1	1	0	1	1
S RL 3	5	4	5	4	3	2
Bewertungsstufen BBM-Verfahren						
Stufe 1 (sehr gut)	Stufe 2 (gut)	Stufe 3 (mäßig)	Stufe 4 (unbefriedigend)	Stufe 5 (schlecht)		

Die in Tab. 8 dokumentierten faunistischen Auswirkungen der verschiedenen Entwicklungsziele bzw. Einbautypen und –formen korrelieren sehr direkt mit der im Projektzeitraum jeweils erreichten morphologischen Wirkung bzw. der entwickelten Strömungs-, Substrat- und Tiefenvarianzen (vergl. Kap.4.6). Die direkteste und plausibelste Abbildung der Unterschiede erfolgt durch den BBM-Index. Auch die Zuordnung der Daten zu Wertstufen durch das BBM-Verfahren (Eichung) erscheint plausibel. Andere Summenparameter wie die Zahl der rheotypischen Arten, die Zahl der Stein-, Eintags- und Köcherfliegenarten und die wegen des zunächst unklaren Anteils an anspruchlosen Ubiquitisten weniger aussagekräftige Gesamtartenzahl weisen in die gleiche Richtung – wenn auch mit weniger deutlicher Differenzierung. Dies gilt auch für die gefährdeten Arten, die allerdings bereits aufgrund ihres vergleichsweise schmalen Artenspektrums nur relativ schwach differenzieren.

Mit allerdings sehr geringem Vorsprung am besten bewertet wurde im ersten Jahr nach Durchführung der Maßnahmen die **Entwicklungsstrecke für Laufverlängerung mit Strömungslenkern**, die im Entwicklungszeitraum die ausgeprägteste Strömungs-, Substrat- und Tiefenvarianz erreichte. Dieser Entwicklungsabschnitt wurde vom BBM-Verfahren knapp in den unteren Bereich der Stufe 2 eingeordnet. Gegenüber der Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen zeigten die wichtigsten qualitativen faunistischen Summenparameter in etwa eine Verdopplung.

Gegenüber den anderen Vergleichs-Abschnitten nachteilig einzuschätzen war allerdings ein bereichsweise sehr weichgrundiges an organischem Material reiches, instabiles Sohlsubstrat. Da die Sohle selber vor Beginn der Maßnahmen nicht begangen bzw. näher sedimentologisch untersucht wurde, konnte leider im Nachhinein nicht gesichert geklärt werden, ob es sich hier um ein primäres, schon vor der Maßnahme gegebenes Phänomen handelte (beispielsweise aufgrund besonderer geologischer Randbedingungen bzw. als Auswirkung des bei Huntehochwässern in diesem Bereich durch die Hunte besonders stark rückgestauten Abflusses). oder um (temporäre) Begleiteffekte des Entwicklungsansatzes unter den spezifischen Randbedingungen des Huntloser Baches. Vermutlich war letztere Ursachen-Option zumindest beteiligt. Aufgrund relativ hoher Ausgangswassertiefen vor der Maßnahme, war eine recht starke Überhöhung der Einbauten gegenüber der Sohle erforderlich. Hierdurch entstanden oberhalb der Einbauten (bis zum nach oberhalb anschließenden Kolk) verbesserte Sedimentationsbedingungen. Der Effekt dürfte somit nicht zuletzt durch die hohen Ausgangswassertiefen beim Einbau bedingt gewesen sein. Diese Ausgangswassertiefen waren dabei durch Rückstauereffekte (das Profil weitgehend einnehmendes Weidengebüsch unterhalb) unnatürlich überhöht. Hier wäre es also sinnvoller gewesen, die Rückstauereffekte vor der Maßnahme zu reduzieren. Dies hätte eine wirksamere Entwicklung mit besserem Endergebnis ohne unnötig weichgrundige Sohlpartien ermöglicht.

Weitgehend gleichrangig stellten sich hinsichtlich der qualitativen Summenparameter und des BBM-Indexes in 2008 die **Einbauten in der Vitalisierungsstrecke** dar, die als **Kiesbank mit lateralen Einengungen aus Steinen bzw. mit Wurzeltellern** ausgeführt wurden. Durch die deutlich erhöhte Tiefen- und Strömungsvarianz in Verbindung mit der kiesigen Sohle hatte eine deutliche Verbesserung der Strukturvielfalt gegenüber dem Ausgangszustand stattgefunden. Die Fauna dieser Einbauten wurde vom BBM-Verfahren in den obersten Bereich der Stufe 3 eingeordnet (Stufengrenze zu 2: BBM-Index >39).

Bei den **Kiesbänken ohne ausgeprägte laterale Einengungen** lagen trotz der in Kap. 4.6 genannten morphologischen Einschränkungen durch die Versandungstendenz die faunistischen Summenparameter abgesehen von der weniger aussagefähigen Gesamtartenzahl (s.o.) deutlich über den Vergleichswerten ohne Maßnahmen aber auch deutlich unter den Ver-

gleichswerten der Strecke mit den Strömunglenkern bzw. den Kiesbankeinbauten mit lateralen Einengungen. Das BBM-Verfahren gruppierte den Einbautyp in das untere Drittel der Stufe 3, was als plausibel angesehen werden kann.

Die **Mende-Lenker** sind im Projektzeitraum fast vollständig versandet. Eine positive Wirkung auf die Strukturvielfalt konnte nur im ersten Jahr nach dem Einbau festgestellt werden; im zweiten Jahr war auch die zwischenzeitlich freigespülte Stromrinne versandet. Entsprechend der reduzierten morphologischen Wirksamkeit der Mende-Lenker wurden auch nur niedrigere faunistische Kennwerte ermittelt, die ähnlich niedrig wie in der Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen lagen und vom BBM-Verfahren in den oberen Bereich der Stufe 4 eingeordnet werden. Das bessere Abschneiden gegenüber der Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen erklärt sich daraus, dass bei den ersten Beprobungen in gewissem, gegenüber den anderen Einbautypen allerdings reduziertem Umfang eine verbesserte Strömungs- Tiefen- und Substratvarianz gegeben war, die zunächst eine gegenüber der Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen verbesserte Besiedlung ermöglichte. Die relativ hohe Gesamtartenzahl bei relativ niedriger Zahl rheotypischer Arten dürfte neben o.g. Effekten auch durch Förderung von nicht rheotypischen Arten durch die Förderung von Sedimentationsbereichen zwischen den Hölzern zu erklären sein.

Die **Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen** wies weiterhin eine monotone Treibsandsohle mit etwas höheren Fließgeschwindigkeiten als in den Strecken mit Maßnahmen auf (geringere Sohlbreite und / oder Fließtiefe). Dieser Unterschied würde für sich betrachtet eher verbesserte Voraussetzungen für rheotypische Arten erwarten lassen, d.h. führt im Ergebnis eher zu einer verkleinerten Darstellung der mit den Maßnahmen erreichten Verbesserungen. Der Abschnitt erreichte erwartungsgemäß die niedrigsten faunistischen Kennwerte und wurde vom BBM-Verfahren in den mittleren Bereich der Stufe 4 gestellt, was als plausibel bis ggf. etwas zu positiv einzuschätzen ist.

Anmerkung: während der Untersuchungen des Makrozoobenthos erfolgte keine intensive Unterhaltung der Vergleichsstrecke. Die nach der Mähkornunterhaltung mit Grundräumung 2009 zu erwartenden negativen Effekte in der Strecke ohne Maßnahmen sind also in den Untersuchungsdaten nicht erfasst.

Der **Einbautyp dachförmige Totholzschwelle** wurde nicht gesondert beprobt, da die mit diesem Bautyp verbundene Bereitstellung zusätzlicher Sohlsubstrate für eine gesonderte Untersuchung zu kleinräumig erschien. Zusätzliche Siedlungssubstrate (Totholz und Kies) entstehen nur vergleichsweise sehr kleinräumig. Insgesamt ist qualitativ eine positive biologische Wirkung zu erwarten, die für das Makrozoobenthos in etwa zwischen den Einbauten von Kiesbänken mit bzw. ohne laterale Einengung liegen dürfte.

Eine **Gesamtschau auf der Basis dreier Untersuchungen** im Jahreszyklus ist in vergleichbarer Form aufgrund der nicht Einbautyp-spezifischen Beprobung der Vitalisierungsstrecke bei der MHS-Beprobung nur dadurch möglich, dass für die Vitalisierungsstrecke die beiden halbquantitativen Datensätze der einzelnen Einbautypen jeweils mit der MHS-Beprobung aus 2008 für die gesamte Vitalisierungsstrecke vereinigt werden. Da der MHS-Datensatz sich aber aus der Beprobung mehrerer Einbautypen der Vitalisierungsstrecke zusammensetzt, werden Unterschiede der einzelnen Bautypen bei dieser Vorgehensweise tendenziell verwischt. Eine zu Tab. 8 analoge Zusammenstellung in der beschriebenen Form auf Basis dreier Paralleluntersuchungen enthält Tab. 9.

Werden die Ergebnisse dreier Untersuchungen vereinigt, erhöhen sich erwartungsgemäß die faunistischen Summenparameter. Die BBM-Einstufungen der Strecke mit Laufentwicklung

(Stufe 2) und der Strecke ohne Maßnahmen (Stufe 4) bleiben konstant, d.h. die Eichungen des Verfahrens für zwei bzw. für drei Parallelbeprobungen erweisen sich als stabil. Erwartungsgemäß verwischt die Vorgehensweise die Besiedlungs-Unterschiede der Einbautypen der Vitalisierungsstrecke (s.o.), sodass diese Daten nicht weiter sinnvoll interpretierbar sind.

Tab. 9: Ergebnisübersicht MZB Huntloser Bach / qualitative summarische Kenngrößen der Makrozoobenthos-Biozönose (Basis: je 2 halbquantitative Parallel-Untersuchungen Frühjahr / Herbst u. eine MHS-Untersuchung (Frühling) aus 2008: BBM-Wertstufe, BBM-Index, Gesamtartenzahl (S ges), Artenzahl der rheotypischen Arten (S rheo), Artenzahl der Stein-, Eintags- u. Köcherfliegen (S SEK), Artenzahl der Steinfliegen (S S), Artenzahl der Eintagsfliegen SE, Artenzahl der Köcherfliegen (SK), Artenzahl der Rote-Liste –Arten nach Einstufungen für Niedersachsen insgesamt: S RL und für die Gefährdungsgruppen 1: „vom Aussterben bedroht“, 2: „stark gefährdet“ und 3 „gefährdet“)

	Laufent- wicklung	Vitalisierungsmaßnahmen				ohne Maßnahmen	
	Laufentw.	KB+Stein- einengung	KB+Baum- stubben	KB (Kiesbank)	Mende- Lenker	ohne Maßn.	
BBM- Wertstufe (Typ 14, B=1-2m)	2	3+	2-	3	3	4	
BBM- Index	54	49	52	44	44	25	
S ges	76	77	77	61	74	48	
S rheo	37	34	36	30	31	19	
S SEK	29	28	29	23	24	14	
S S	3	3	3	1	2	2	
S E	14	10	11	12	12	6	
S K	13	15	15	10	10	5	
S RL	9	6	7	6	6	3	
S RL 1	0	0	0	0	0	0	
S RL 2	1	1	1	1	1	1	
S RL 3	8	5	6	5	5	2	
Bewertungsstufen BBM-Verfahren							
Stufe 1 (sehr gut)		Stufe 2 (gut)		Stufe 3 (mäßig)		Stufe 4 (unbefriedigend)	
Stufe 5 (schlecht)							

4.7.2.2 Ergebnisse der WRRL-Bewertungen für den Huntloser Bach

Analog zu den Teilprojekten an der Hunte wurden die WRRL-Bewertungen sowohl nach dem PERLODES-System als auch nach dem AQEM-Ansatz durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 10 wiedergegeben. Die Anforderungen der Verfahren für ein gesichertes Bewertungsergebnis waren in allen Fällen erfüllt. Da die Teilproben nach MHS entsprechend dem Deckungsgrad der unterschiedlichen Habitate anteilmäßig aufzuteilen sind, waren z.B. bei Vitalisierungsmaßnahmen unterschiedliche Ergebnisse in Abhängigkeit vom Abstand der Einbauten zu erwarten. Bei den MHS-Beprobungen in 2008 wurden für die Vitalisierungsstrecke zwei unterschiedliche Varianten durch die Probenahme simuliert: Einbauten in 20 m Abstand (d.h. in etwa zehnfacher Gewässerbreite) und Abstände der Einbauten von 40 m (d.h. in etwa zwanzigfacher Gewässerbreite).

Das **PERLODES-Gesamtergebnis** bewertet mit zwei Ausnahmen alle Datensätze als „mäßig“. Der Ende April 2009 erhobene Datensatz in der Strecke für Laufentwicklung mit Strömungslenkern wird als „gut“ eingestuft, der aus dem Mai 2008 aus der Vergleichsstrecke ohne Maßnahmen als „unbefriedigend“.

Diese Einstufung wiederholt sich bei der **Allgemeinen Degradation**. Anhand der Score-Werte wird die Strecke mit den Strömungslenkern im Mai 2008 in den unteren Bereich von „mäßig“, im April 2009 in den mittleren Bereich von „gut“ gestellt. Die Vitalisierungsstrecke liegt 2008 bei 40m Abständen der Einbauten im unteren Bereich, bei 20 m Abständen im mittleren und 2009 (20 m Abstände) im obersten Bereich von „mäßig“ (Grenzwert: 0,60). Die Strecke ohne Maßnahmen wird 2008 in den mittleren Bereich von „unbefriedigend“, 2009 von „mäßig“ gestellt. Die sich in diesen Bewertungen bereits andeutenden saisonalen Effekte werden vermutlich primär durch den Fauna-Index bewirkt.

Der als aussagefähigster Teilindex von PERLODES geltende **Fauna-Index**, der zu 50% das Endergebnis bestimmt (s.o.), bewertet alle Untersuchungen aus 2008 (die aus Ende Mai stammen) mit „unbefriedigend“ und alle aus 2009 (jeweils aus Ende April stammend) mit „mäßig“. Die Strecke ohne Maßnahmen erhält dabei in 2009 die deutlich beste Bewertung und liegt mit einem Score von 0,57 bereits nahe der Grenze zu „gut“. Dies spricht für eine sehr starke Empfindlichkeit des Indexes für saisonale Effekte und eine sehr geringe Sensitivität für Veränderungen von Artenspektren, z.B. im Zuge von Maßnahmen – auch deutliche Zunahmen rheotypischer Arten werden offenbar nicht verlässlich positiv indiziert.

Die **AQEM-Bewertungen**, die laut Verfahrensbeschreibung ebenfalls strukturelle Degradationen bewerten sollen, differenzieren fast gar nicht und bewerten bis auf den Datensatz der Strecke mit Laufentwicklung in 2009 („mäßig“) alle Datensätze mit „unbefriedigend“. Die Bewertungen fielen damit in der Regel eine Stufe schlechter aus, als nach PERLODES.

Tab. 10: Huntloser Bach: Ergebnisübersicht WRRL-Bewertungen, Auswertungen für Typ 14 (sandgeprägte Tieflandbäche)

Probestelle	Laufentwicklung		Vitalisierung			ohne Maßnahmen	
			Einb. alle 20m	40m			
Datum	26.05.2008	28.04.2009	27.05.2008	28.04.2009	27.05.2008	27.05.2008	27.04.2009
PERLODES gesamt	mäßig	gut	mäßig	mäßig	mäßig	unbefriedigend	mäßig
PERLODES Allg. Degradation	0,42	0,69	0,51	0,60	0,41	0,29	0,47
PERLODES Fauna-Index	0,21	0,51	0,35	0,47	0,36	0,32	0,57
AQEM	unbefriedigend	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend
Bewertungsstufen WRRL-Verfahren							
sehr gut		gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht		

Gegenüber den direkt mit den morphologischen Zuständen korrespondierenden, in Tab. 8 und Tab. 9 gelisteten Summenparametern und den BBM-Bewertungen erscheinen die WRRL-Bewertungen analog zu Befunden der Teilprojekte an der Hunte wiederum weniger plausibel und zudem stark saisonal beeinflusst (besonders der Fauna-Index). Beim Versuch einer Ursachenanalyse der unterschiedlichen Aussagen ist zunächst wiederum zu berücksichtigen, das BBM- u. WRRL-Verfahren auf unterschiedlichen Datensätzen beruhen: Tab. 8 fußt auf zwei halbquantitativen Erhebungen aus 2008. In Tab. 9 wurde noch die MHS-Beprobung aus 2008 inkl. halbquantitativer Ergänzung zusätzlich berücksichtigt. Die WRRL-Bewertungen fußen dagegen ausschließlich auf den jeweils einmaligen MHS-Beprobungen aus 2008 bzw. 2009. Außerdem berücksichtigen Tab. 8 u. Tab. 9 ausschließlich qualitative Daten (Vorhandensein bzw. Fehlen von Arten). Das MHS-Verfahren legt das Schwergewicht dagegen eher auf quantitative Daten (Individuenzahlen), wobei vorwiegend die Relation der Individuenzahlen mehr oder weniger positiv bzw. negativ bewerteter Faunenkomplexe und nicht die absoluten Individuen- bzw. Artenzahlen relevant sind (Ausnahme: Trichopteren (Köcherfliegen)-Index).

Im Interesse einer **Plausibilitätsbetrachtung der Bewertungsergebnisse der WRRL-Verfahren für den Huntloser Bach**, wurde ausschließlich für die hierfür herangezogenen MHS-Datensätze je Einzeluntersuchung eine zu Tab. 3 und Tab. 6 analoge Auswertung unter Berücksichtigung der quantitativen Ebene (Individuenzahlen) gemacht. Das Ergebnis zeigt Tab. 11

Tab. 11: Quantitative und qualitative Kennwerte der MHS-Datensätze des Teilprojektes Huntloser Bach: Gesamtindividuenzahl (Ges. Ind), Individuenzahl der rheotypischen Arten (Ind. rheo), Anteil der rheotypischen Arten an der Gesamtindividuenzahl (% Ind. rheo), Gesamtartenzahl (S Ges.), BBM-Index, Zahl der rheotypischen Arten (S rheo), Zahl der Stein-, Eintags- und Köcherfliegenarten (S SEK) und absolute und relative Anteile dieser Arten an der Gesamtindividuenzahl (Ind./SEK, % Ind. SEK)

	Lauf-entwicklung		Vitalisierung			ohne Maß-nahmen	
			Einb. alle 20m	40m			
Datum	26.05. 2008	28.04. 2009	27.05. 2008	28.04. 2009	27.05. 2008	27.05. 2008	27.04. 2009
Ges. Ind/1,25m²	3868	3070	2987	1120	2224	691	2460
Ind. rheo/1,25m²	3065	2515	2232	885	1619	211	201
% Ind. rheo	79,2	81,9	74,7	79	72,7	30,5	8,2
S Ges	36	42	48	36	39	25	19
BBM-Index	24	33,5	30	20,5	22	9,5	10
S rheo	18	21	22	14	17	7	8
S SEK	17	20	17	13	12	7	6
Ind SEK/1,25m²	1648	1702	1337	613	1081	119	119
% Ind SEK	42,7	55,4	44,8	54,7	48,6	17,2	4,8

Zunächst einmal ist Tab. 11 zu entnehmen, dass sich auch auf Ebene der Einzeluntersuchungen die Strecke ohne Maßnahmen in qualitativer Hinsicht (Artenzahlen) deutlich schlechter darstellt, als die Strecken mit Maßnahmen. Dies gilt besonders für die anspruchsvolleren Faunenkomponenten (rheotypische Arten und SEK-Arten). Der BBM-Index hat sich in den Strecken mit Maßnahmen etwa verdoppelt bis verdreifacht. Noch stärker sind die Unterschiede bei den Individuenzahlen der anspruchsvolleren Faunenkomponenten – und zwar sowohl absolut als auch relativ. Hier übertreffen die Werte der Strecken mit Maßnahmen die Strecke ohne Maßnahmen oft um etwa Faktor 10 oder mehr.

Die absoluten Werte der beiden Untersuchungen der **Strecke ohne Maßnahmen** (Tab. 11) waren etwa beide gleich schlecht (abgesehen von der Gesamtindividuenzahl). Die relativen quantitativen Daten der rheotypischen Arten und der SEK Arten fielen allerdings für die Untersuchung vom 27.04.2009 mit Abstand am schlechtesten aus, da hier u.a. sehr viele juvenile Chironomiden gefunden wurden. Der relative Anteil der rheotypischen Arten an der Gesamtindividuenzahl lag unter 10 %, der der SEK-Arten unter 5 %. Es wäre daher zu erwarten, dass ein relativ arbeitendes, quantitative Daten und die unterschiedliche Sensitivität („Wertigkeit“) der Arten berücksichtigendes Verfahren wie der Fauna-Index in diesem Fall eine besonders schlechte Bewertung ergeben müsste. Tatsächlich war das Gegenteil der Fall – der genannte Datensatz wurde vom Fauna-Index mit dem besten Score des Teilprojektes Huntloser Bach (0,57) bewertet, d.h. die Stufe „gut“ wurde nur knapp verfehlt. Dieses Ergebnis steht offensichtlich in eklatantem Widerspruch zu den realen Tatsachen und kann nicht erklärt werden. Unverständlich erscheint auch, weshalb der von den relativen quantitativen Werten her bessere Datensatz aus 2008 deutlich schlechter bewertet wird.

Die **Strecke mit Strömungslenkern für Laufentwicklung** zeigte laut Tab. 11 von 2008 zu 2009 eine weitere positive Entwicklung. Die qualitativen Daten, die sich gegenüber der Strecke ohne Maßnahmen bereits 2008 mehr als verdoppelt hatten, zeigten eine weitere positive Entwicklung, am deutlichsten indiziert durch die Zunahme des BBM-Indexes um fast 10 Punkte (von 24 auf 33,5). Die quantitativen Daten lagen in beiden Jahren auf sehr hohem Niveau, wobei 2009 leicht reduzierte Gesamtindividuenzahlen bei noch weiter erhöhten relativen Anteilen rheotypischer Arten (Zunahme von 79 % auf 82 %) und SEK-Arten (Zunahme von 43 % auf 55 %) gemessen wurden. Die positive Bewertung des Datensatzes aus 2009 durch PERLODES (Gesamtbewertung und Allgemeine Degradation) mit „gut“ erscheint somit plausibel, wobei allerdings der Fauna-Index nur im mittleren Bereich von „mäßig“ lag. Nicht plausibel erscheint allerdings die wesentlich schlechtere Einstufung des Datensatzes aus 2008 besonders durch den Fauna-Index, da zumindest die absoluten und relativen quantitativen Summenparameter aus 2008 weitgehend vergleichbar waren. Weshalb trotzdem der Fauna-Index mit einem Score von nur 0,21 nur gerade eben über der Bewertung „schlecht“ blieb und damit den schlechtesten Wert des Teilprojektes erreichte, bleibt rätselhaft.

Die **Vitalisierungs-Strecke** zeigte laut Tab. 11 von 2008 nach 2009 eine negative Tendenz, die aufgrund der morphologischen Entwicklung auch plausibel ist, da die eingebrachten Strukturen in 2009 besonders im oberen Streckenbereich, in dem die meisten Probenahmen erfolgten, deutliche Versandungseffekte zeigten. Die in 2008 bereits recht hohen Artenzahlen gingen in 2009 zurück, wobei der BBM-Index ca. 10 Punkte verlor (Rückgang von 30 auf 20,5). Die Gesamtindividuen-dichte reduzierte sich auf rund ein Drittel, die der rheotypischen Arten und der SEK-Arten auf unter 50 % der Vorjahreswerte. Die faunistischen Daten hatten sich also eindeutig negativ verändert. Dennoch erbrachte PERLODES für die Allgemeine Degradation (Zunahme des SCORE von 0,51 nach 0,60, d.h. Grenzbereich zu „gut“) und des Fauna-Index (Zunahme des Score von 0,35 nach 0,47, d.h. Übergang von „unbefriedigend“ zu „mäßig“) deutlich bessere Bewertungen. Wiederum müssen somit Einstufungen von PERLODES als nicht plausibel bezeichnet werden, wobei allerdings die Bewertung in diesem Fall zumindest erklärbar erscheint, da sich von 2008 nach 2009 zwar alle absoluten Werte deutlich verschlechtert hatten, die relativen quantitativen Werte der rheotypischen Arten und der SEK-Arten sich jedoch verbessert hatten. Ein primär relativ und mit quantitativen Daten arbeitendes Bewertungssystem lässt unter diesen Bedingungen verbesserte Einstufungen erwarten. Dies offenbart gleichzeitig die mit einer solchen Arbeitsweise verbundenen Risiken für Fehlbewertungen.

In der Sache relativ plausibel erscheinen dagegen die relativen Unterschiede der Ergebnisse für die Allgemeine Degradation bei den beiden Datensätzen für die Vitalisierungsstrecke aus 2008. Der Datensatz für Einbauten alle 20 m wird um eine halbe Stufe besser bewertet als der Einbauten in 40 m Abständen simulierende Datensatz. Bei größeren Abständen der Einbauten entfallen weniger Teilproben auf die eingebrachten Festsubstrate und durch die Einbauten erzeugte Sonderstrukturen wie Kolke etc., so dass reduzierte Artenzahlen und Individuendichten zu erwarten sind. Erwartungsgemäß zeigte auch der Datensatz für Einbauten alle 40 m eine Reduktion der quantitativen und besonders der qualitativen Werte. Betrachtet man jedoch die relativen quantitativen Daten, so gab es keine deutliche Verschlechterung: während die rheotypischen Arten von 75 % auf 73 % abnahmen, legten die SEK-Arten von 45 % auf 49 % zu. Dies dürfte die zur Gesamtbewertung der Allgemeinen Degradation gegenläufige und wiederum nicht als zutreffend einzuschätzende Reaktion des Fauna-Indexes erklären.

Unplausibel erscheinen die in 2009 generell deutlich besseren Einstufungen durch den Fauna-Index. 2009 lauteten alle Bewertungen auf „mäßig“ (dabei meist eher im oberen Bereich),

während 2008 alle Einstufungen mit „unbefriedigend“ erfolgten. Dabei zeigten die absoluten qualitativen und quantitativen Daten in der Strecke mit Vitalisierungs-Maßnahmen und der Strecke ohne Maßnahmen eine gegenläufige Tendenz zum Fauna-Index. In der Strecke ohne Maßnahmen war dies in sogar sehr deutlicher Form auch bei den relativen quantitativen Daten der Fall. Warum der Fauna-Index sich extrem sensibel für saisonale Effekte zeigte, sich jedoch bei substantziellen Veränderungen der Biozönose als weitgehend unsensibel erwies, bleibt unklar.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die WRRL-Bewertungen wiederum kein verlässliches Handwerkszeug zur Dokumentation der sowohl auf qualitativer als auch auf quantitativer Ebene erreichten, deutlichen Verbesserungen der MZB-Biozönosen darstellten. Einige Bewertungen des Fauna-Indexes erschienen dabei derartig widersinnig, dass die Fehlbewertungen nicht einmal mit erkennbaren Konstruktionsschwächen des Verfahrens erklärt werden konnten, sondern im Grunde nur ggf. noch vorhandene Programmfehler als Ursache denkbar erscheinen (z.B. Bewertung des schlechtesten Datensatzes aus Tab 10: Strecke ohne Maßnahmen vom 27.04.2009 mit Score 0,57). **Im Gegensatz zu einer geringen Sensitivität für die ökologische Bewertung von Qualitäten und Quantitäten der MZB-Biozönose zeigte der Fauna-Index jedoch eine erstaunlich starke Empfindlichkeit für saisonale Effekte,** die abgesehen von den sonstigen Problemen auch eine eher schwache Reproduzierbarkeit von Bewertungsergebnissen z.B. bei mehrjährigen Monitoring-Untersuchungen befürchten lässt. Aufgrund unterschiedlicher Klimaverläufe in verschiedenen Jahren könnte diese Empfindlichkeit auch bei gleichen kalendarischen Untersuchungszeitpunkten Anlass für Fehlinterpretationen sein.

4.7.3 Zusammenfassung der MZB-Ergebnisse für die Strukturverbesserungen am Huntloser Bach

Insgesamt konnte mit allen Einbauten gegenüber dem monotonen Ausgangszustand (reine Treibsandsohle ohne Breiten- und Tiefenvarianz) eine deutliche Verbesserung der Substrat-, Strömungs- und Tiefenvarianzen, d.h. der Gewässerstrukturen erreicht werden. In direktem Zusammenhang mit den morphologischen Verbesserungen entwickelten sich auch deutliche Verbesserungen der Makrozoobenthos-Besiedlung. Die summarischen qualitativen Daten (Artenzahlen) besonders der anspruchsvollen Artenkomponenten (z.B. rheotypische Arten, SEK-Arten) sowie der BBM-Index zeigten Zunahmen um Faktor zwei bis drei und z.T. darüber. Auf quantitativer Ebene (Individuenzahlen) waren die Zunahmen gerade bei den o.g. anspruchsvolleren Faunenkomponenten sogar noch deutlich stärker. Hier lagen die Zunahmen meistens im Größenordnungsbereich von Faktor 10 und darüber.

Zunächst stellten sich die beiden unterschiedlichen Ansätze: Laufveränderung mit Strömungslenkern und Vitalisierungsmaßnahmen innerhalb der vorhandenen Profile hinsichtlich der morphologischen und biologischen Entwicklung relativ ähnlich dar, wobei sich bereits im ersten Untersuchungsjahr 2008 trotz noch weitgehend fehlender Laufveränderungen ein leichter Vorteil für die Strecke mit den Strömungslenkern für Laufentwicklung andeutete, die vom rein qualitativ arbeitenden BBM-Verfahren bereits in den unteren Bereich der Stufe 2 gestellt wurde, während die Vitalisierungsstrecke in den oberen Bereich der Stufe 3 gruppiert wurde (gegenüber der Stufe 4 für die Strecke ohne Maßnahmen). Ursache dürfte der pendelnde Stromstrich der Strecke mit den Strömungslenkern gewesen sein, der trotz weitgehend noch fehlen-

der Laufschwüngen zu einer etwas stärkeren Strömungs- und Struktur-Differenzierung geführt haben mag, die dann auch eine entsprechend umfangreichere Besiedlung ermöglichte.

Wegen Verzögerungen des Gesamtprojektes konnte 2009 einmalig noch eine ursprünglich nicht geplante weitere Probenserie (MHS-Beprobung mit halbquantitativer Ergänzung) durchgeführt werden. Diese Probenserie deutete eine weiterhin positive Entwicklung für die Strecke „Laufentwicklung mit Strömungslenkern“ an (Zunahme von Artenzahlen, BBM-Index und relativen Anteilen der Individuenzahlen von rheotypischen Arten und SEK-Arten bei weiterhin sehr hohen Gesamtindividuenzahlen), während sich für die Strecke mit den Vitalisierungsmaßnahmen ein gegenläufiger Trend ergab und die Strecke ohne Maßnahmen weitgehend konstant schlechte Werte zeigte.

Die sich allerdings nur basierend auf einer einmaligen Probenserie andeutenden unterschiedlichen Entwicklungstendenzen beider Entwicklungsansätze in 2009 korrespondierten mit einer Zunahme von Versandungseffekten der eingebrachten Strukturen in der Vitalisierungsstrecke, die besonders den oberen Bereich dieser Strecke betraf, in dem auch überwiegend die bereits in 2008 festgelegten Untersuchungsbereiche lagen. Vergleichbare Probleme konnten im Bereich der Strecke mit den Strömungslenkern so nicht festgestellt werden. Ob diese Entwicklungen grundsätzliche Unterschiede beider Entwicklungsansätze hinsichtlich der Versandungs-Sensitivität dokumentieren, oder ob sich hier lediglich lokale und/oder temporäre Effekte – z.B. bedingt durch einen sehr hohen Feinsandtrieb bei überwiegend nur sehr geringen Abflüssen in 2009 zeigten, kann derzeit nicht entschieden werden.

Abgesehen von der noch offenen Frage der weiteren Entwicklung unter den speziellen Randbedingungen des Huntloser Baches (siehe auch Kap. 4.6, u. Kap. 4.9) ist generell davon auszugehen, dass der mögliche morphologische Optimalzustand sich bei Vitalisierungsmaßnahmen sehr schnell einstellt, dabei allerdings nur begrenzte Wirksamkeit erreicht, während der Entwicklungsansatz über Strömungslenker kurzfristig zu ähnlichen Effekten wie die Einbauten zur Vitalisierung führt, langfristig jedoch einen morphologisch deutlich höherwertigen Zustand ermöglicht, der jedoch in jedem Falle eine mehrjährige Entwicklung voraussetzt. Die erforderliche Entwicklungsdauer sowie z.T. auch die erreichbare Struktur-Diversität hängt von zahlreichen Randbedingungen ab (z.B. Sohlmaterial, Gefälleverhältnisse, Uferstabilität, Dimensionierung der Querprofile, Gewässerunterhaltung etc.) und kann derzeit nicht eingeschätzt werden. Im Rahmen dieser Untersuchung konnten lediglich die Initialphasen beider Entwicklungsoptionen verfolgt werden. Eine abschließende Bewertung würde eine Fortsetzung des Monitorings über einen Zeitraum von vermutlich ca. 10 Jahren bei möglichst wenigstens zweijährlichen Untersuchungsserien erfordern.

Die bislang vorliegenden MZB-Daten der Maßnahmen vom Huntloser Bach sprechen dafür, dass der Einsatz von Vitalisierungsmaßnahmen im Profil im Regelfall eine Verbesserung auf einen „mäßigen Zustand“ und die Gewässerentwicklung mit Strömungslenkern eine Verbesserung auf einen „guten Zustand“ nach WRRL ermöglicht. Gesicherte Aussagen sind allerdings derzeit nicht möglich – zumal auch noch unklar ist, ob die weitere Entwicklung der Strecke mit den Strömungslenkern in vollem Umfang erwartungsgemäß positiv verlaufen wird. Es sei an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen, dass die erreichten kurzfristigen und umfangreichen biologischen Verbesserungen nur dadurch möglich waren, dass einerseits deutliche Strukturverbesserungen erreicht werden konnten und andererseits mit der artenreichen Fließwasserfauna der Hunte im Nahbereich ein umfangreiches biologisches Besiedlungspotenzial vorhanden war. Die Besiedlung musste dabei im Wesentlichen stromauf erfolgen, was insbesondere für die Insektenarten mit ihren flugfähigen Vermehrungsstadien jedoch offenbar unproblematisch war.

Generell erwiesen sich die WRRL-Bewertungsverfahren nicht als geeignet, positive oder negative Zustandsveränderungen der Biozönose ausreichend treffsicher zu erfassen und zu differenzieren. Stattdessen zeigte sich besonders der Fauna-Index als extrem anfällig für saisonale Schwankungen, wobei die Ursachen letztlich nicht geklärt werden konnten. Als Grundlage für die Bewertung des Erfolgs von Maßnahmen (Maßnahmen bezogenes Monitoring) können die WRRL-Verfahren nach den Ergebnissen dieser Untersuchung kaum empfohlen werden. Nötig erscheinen in jedem Fall darüber hinaus mindestens generelle summarische Auswertungen der wichtigsten qualitativen und quantitativen Daten der Biozönose, wie sie in dieser Untersuchung durchgeführt wurden. Als verlässlicher Indikator für qualitative Veränderungen (Umfang und Qualität der Artenzusammensetzung) kann der BBM-Index empfohlen werden.

4.8 Kostenbetrachtung

In der folgenden Kostenbetrachtung wurden die primären, d.h. bei der Bauausführung entstandenen Kosten der verschiedenen Ansätze und Einbautypen verglichen. Sekundäre Kosten wie z.B. geänderter Unterhaltungsaufwand oder Nacharbeit der Einbauten nach mehreren Jahren wurden nicht betrachtet, da der Untersuchungszeitraum von 2007 bis 2009 hierfür zu kurz war.

Ein direkter Vergleich der beiden unterschiedlichen Ansätze zur Strukturverbesserung am Huntloser Bach gestaltet sich grundsätzlich schwierig. Einerseits war die Anzahl der Einbauten im Abschnitt A bezogen auf die Gewässerlänge wesentlich größer, da hier bessere hydraulische Randbedingungen vorlagen, während mit Rücksicht auf die Wasserstandsanhhebung im Abschnitt B die Einbauten einen wesentlich größeren Abstand hatten. Andererseits ist die Zielkonzeption beider Ansätze unterschiedlich. Durch die Strömungslenker soll eine laufbedingte Strukturvarianz initiiert werden, die sich erst allmählich einstellen wird. Im Abschnitt B übernehmen die Einbauten selber größtenteils die strukturverbessernde Wirkung; die Initiierung eigendynamischer Entwicklungen war hier nur begrenzt (z.B. Kolkbildung in Gewässermitteln) erwünscht.

Der Einbau der **Strömungslenker aus Grobkies** konnte für ca. 150 €/Stück realisiert werden. Bei der relativ geringen Gewässerbreite von ca. 2 m und einer Höhe der Schwellen von rund 30 cm bzw. 50 cm der einseitigen Überhöhung wurden rund 1,75 t Grobkies pro Schwelle eingebaut. Der Einbau geschah per Bagger mit direkter Nacharbeit mittels Harke von Hand. Weitere Arbeiten fielen nicht an.

Im Vergleich mit anderen Bauweisen wie Dreiecksbuhnen aus Rundhölzern sind die Grobkieswellen deutlich günstiger, da der Anteil der manuellen Arbeit äußerst gering ausfällt und die Materialkosten ebenfalls vergleichsweise niedrig anzusetzen sind. Zudem übernehmen die Schwellen direkt nach dem Einbau durch das Kiessubstrat wertvolle Biotopfunktionen und haben daher auch schon vor der Ausbildung des angestrebten, gewundenen Verlaufs zu einer erheblichen biologischen Aufwertung der Gewässerstrecke geführt. Auch eventuelle Nacharbeiten können vergleichsweise kostengünstig durch Nachschütten des Grobkiesmaterials vorgenommen werden, während feste Einbauten aus Rundhölzern einen erhöhten manuellen Arbeitsaufwand erfordern würden.

Auch der Einbau der Kiesbänke sowie der seitlichen Einengungen war relativ kostengünstig. Für die **Kiesbänke** entstanden Einbaukosten von ca. 310 €/Stück bei einer Länge der Bänke von 6 m und 2 m Gewässerbreite. Die erforderliche Nachbesserung der Bänke nach einem Jahr wurde hierbei nicht eingerechnet, da sie durch die spezielle Situation am Huntloser Bach (akkumulative Tendenz) bedingt war.

Die **seitlichen Einengungen auf einer Kiesschicht** schlugen mit ca. 220,- € (Baumstubben) bis 315,- € (Findlinge) inklusive des Kiesbetts von 3 m Länge zu Buche und entsprach damit weitgehend den Einbaukosten der Kiesbänke.

Der Einbau der **Totholzschwellen** war mit fast 700,- €/Stück deutlich teurer. Hier verteuerten die Personalkosten für das Einbringen und Befestigen der Stämme maßgeblich den Stückpreis.

Ebenso fielen für den Bau der **Mende-Lenker** hohe Personalkosten an, die den Einzelpreis pro Einbaugruppe auf 700,- € erhöhten.

Betrachtet man die Kosten der strukturverbessernden Einbauten ohne laufverändernde Wirkung unter sich in Relation zur Wirkung auf die Strukturbildung und Makrozoobenthosbesiedlung, schneiden die seitlichen Einengungen mit Kiesbett am besten ab. Sie führten zu einer hohen Tiefen- und Strömungsvarianz und brauchten nicht nachgearbeitet zu werden, da das Kiesbett durch die höheren Fließgeschwindigkeiten zwischen den Einengungen von abgelagertem Sand freigehalten wurde. Der etwas günstigere Preis der Einengungen gegenüber den Kiesbänken ohne Einengung resultiert jedoch aus dem geringeren Materialbedarf für das sichernde Kiesbett, das mit 3 m Länge und einer Schichtdicke von 15 cm weniger als die Hälfte des beim Bau der mit 6 m Länge und 20 cm Schichtstärke doppelt so großen Kiesbänke eingebauten Materials benötigte. Ein direkter Vergleich der beiden Einbautypen im Sinne alternativer Einbauoptionen erscheint zudem nicht sinnvoll, da beide Einbauten unterschiedliche ökologische Funktionen haben. Während die größeren und aus feinerem Kies hergestellten Kiesbänke z.B. auch als Laichhabitat für kieslaichende Fischarten dienen können, aber keine ausgeprägten Kolke als Einstellplätze erzeugen, wird letztere Funktion von den Einbauten mit den Einengungen übernommen. Beide Einbautypen sollten daher bei der strukturellen Verbesserung von Sand-Kiesgewässern (Vitalisierung im vorhandenen Profil) berücksichtigt werden.

Die v-förmigen Totholzschwellen waren hingegen arbeits- und somit kostenintensiver. Außerdem dürfte der Bautyp wegen des trotz der Ergänzung durch einen Kies-Unterbau gegebenen Risikos der Unterläufigkeit bzw. einem erhöhten Beschädigungsrisiko bei Unterhaltungsarbeiten sowie auch wegen der beschränkten Lebensdauer der Hölzer weniger nachhaltig sein. Die Gesamteinschätzung lautet also: auch mit diesem Bautyp können zwar auch ohne Flächenverfügbarkeit deutliche Strukturverbesserungen erreicht werden, unter dem Aspekt der Kosteneffizienz dürften Kiesbänke mit lateralen Einengungen jedoch deutlich bevorteilt sein.

Rechnet man die Kosten der Grobkiesbänke zur Initiierung der eigendynamischen Entwicklung auf die vorhandene Gewässerstrecke um, ergibt sich ein spezifischer Preis von rund 9 €/lfm. Die Kosten für die Strukturverbesserungen im Profil lagen bei ca. 10 €/lfm, wobei der Umfang der Einbauten mit 15 Stück auf 570 m Länge erheblich geringer war als bei den Strömungslenkern, wo 14 Stück auf 220 m eingebaut wurden. Bezogen auf die vorgenommenen Einbauten war die vom bislang erreichten und insbesondere vom langfristig zu erwartenden Ergebnis ökologisch und morphologisch wesentlich weiter führende Laufentwicklung mit Strömungslenkern also sogar etwas kostengünstiger, als die Vitalisierungsmaßnahmen. Bei einem Vergleich der Gesamtkosten wären allerdings selbstverständlich auch die Kosten für den Flächenerwerb anzusetzen, die in diesem Projekt nicht anfielen (s.o.) und den Ansatz für

die Laufentwicklung wegen des damit verbundenen Flächenbedarfs entsprechend verteuern würden.

Insgesamt konnte durch die umgesetzten Maßnahmen die Struktur- und Strömungsvielfalt des Huntloser Bachs bei vergleichsweise geringen Baukosten deutlich verbessert werden. Sowohl der Ansatz der Initiierung eigendynamischer Entwicklungen mittels Grobkiesschwellen als auch die lokale Strukturverbesserung im bestehenden Profil haben sich bewährt, wobei beide Grundprinzipien je nach Randbedingung ihre Berechtigung haben.

4.9 Schlussfolgerungen, Empfehlungen, Übertragbarkeit

Viele Gewässer in Niedersachsen sind in der Vergangenheit begradigt und ausgebaut worden, so dass von der ehemals durchgängig mäandrierenden Linienführung heute nur noch ein gestreckter bis leicht gewundener Verlauf erhalten ist. Überbreite, eingetieft Profile, fehlende Eigendynamik und auch Auswirkungen der Gewässerunterhaltung haben vielfach monotone, rein sandige Gerinne entstehen lassen, in denen kaum noch die natürlicherweise vorhandenen Strukturen wie Kiesbänke, Totholz, tiefere Kolke, unterspülte Prallhänge oder flache Gleitufer zu finden sind. Um die Ziele der EG-WRRL zu erreichen, sind daher wirksame und kostengünstige Ansätze gefragt, die den strukturellen Zustand der degradierten Gewässerabschnitte verbessern können.

Sollen einzelne Gewässerabschnitte ökologisch entwickelt werden, ist dabei immer die Gesamtsituation des Gewässers zu betrachten. Liegen Defizite im Oberlauf vor wie z.B. ein zu starker Sedimenttransport, muss in einer Gesamtplanung ein nachhaltiger Ansatz gewählt werden, um diese Problematik zu entschärfen. Ebenso ist z.B. zu prüfen, ob vorhandene Gefällesprünge z.B. an ehemaligen Kulturstauanlagen aufgehoben und das dabei frei werdende Gefälle zur Gewässerentwicklung genutzt werden kann. Werden Renaturierungen nur streckenbezogen geplant, ohne die Gesamtsituation ausreichend zu berücksichtigen, können die strukturverbessernden Einbauten in ihrer Wirksamkeit auf Morphologie und Biologie deutlich gemindert werden bzw. sogar negative Effekte bewirken.

Die Förderung der Eigendynamik durch den **Einbau von Strömungslenkern** ist eine Möglichkeit, die verlaufsbedingte Strukturvielfalt zu erhöhen, wenn ausreichend Uferstrandstreifen zur lateralen Entwicklung zur Verfügung stehen. Durch die hydraulischen Voruntersuchungen konnten die schräg gestellten, einseitig überhöhten Sohlschwellen als die Bauform ermittelt werden, die bei geringst möglichen hydraulischen Neben-Wirkungen (geringe Anhebung von Niedrigwasserspiegellagen, Wasserstandsneutralität bei Hochwasserabflüssen) die wirksamste Strömungslenkung und damit auch den besten morphologischen Effekt erreichen. Durch die einfache Bauweise aus Grobkies oder Findlingen entstehen zudem niedrige Herstellungskosten. Der Grobkies fungiert ferner sofort als Besiedlungssubstrat für benthische Organismen, so dass sehr schnell eine Verbesserung der Habitatbedingungen erfolgt und die Strukturen erwecken besonders im Vergleich zu Dreiecksbuhnen einen naturnahen optischen Eindruck – stellen also eher eine Bereicherung als eine Beeinträchtigung des Landschaftsbildes dar. Ein weiterer wesentlicher Vorteil z.B. gegenüber Dreiecksbuhnen besteht darin, dass die Grundswellen Fixpunkte der Verlaufsentwicklung bleiben und somit bei richtiger Konstruktion (u.a. ausreichende Schichtstärken und Korngrößen) während der Gewässerentwicklung im Regelfall nicht nachgearbeitet werden müssen.

Sollen Gewässerabschnitte mittels Strömungslenkern entwickelt werden, ist jeweils im Einzelfall zu überprüfen, wie die Schwellen dimensioniert werden können, um eine optimierte Wirkung zu erzielen. Dies hängt sowohl von den Gefälleverhältnissen, der Gewässergröße und der Erodierbarkeit des Böschungsmaterials ab. Sicher ist, dass mindestens 2/3 des MNW Querschnittes verbaut werden müssen, um überhaupt eine nennenswerte Wirkung zu erzielen. Hierbei würde MW weitestgehend unbeeinflusst bleiben. Um eine ausreichende Wirkung zu erzielen wird es jedoch erforderlich sein, mit einer leichten Anhebung der Mittelwasserstände - also etwas höheren Schwellen zu arbeiten, wobei sich allerdings sowohl im Interesse der Fließwasser-Lebensgemeinschaft aber auch der erwünschten morphologischen Wirkungen keine stärkeren Rückstauereffekte ausbilden dürfen, die ja auch die gewünschten erosiven Wirkungen wieder konterkarieren würden. Auf keinen Fall dürfen sich die Schwellen also gegenseitig deutlich einstauen. Ist nur ein geringes Sohlgefälle vorhanden, oder bestehen die Böschungen aus schwer erodierbarem Material, wird es häufig sinnvoll sein, o.g. Schema (Abb. 31 auf Seite 63) abzuwandeln und zunächst mit weniger, dafür etwas höheren Schwellen zu arbeiten, deren Abstände dann zur Vermeidung gegenseitiger hydraulischer Beeinflussungen größer zu bemessen wären (z.B. Verdopplung oder Verdreifachung der Abstände nach Abb. 31). So könnte auch bei ungünstigen Randbedingungen eine ausreichende, erosive Wirkung erreicht werden. Durch die Reflektion der Strömungsbahnen würden sich mittelfristig auch in den Zwischenabschnitten Ufererosionen einstellen. Falls dies zur Entwicklung eines ausreichenden Windungsgrades nicht ausreichen sollte, würden Nacharbeiten erforderlich. Hierbei müssten die Schwellen bereits ausreichend entwickelter Laufkrümmungen abgeflacht werden und neue Schwellen dort eingebaut werden, wo noch kein ausreichender Windungsgrad vorhanden ist.

Bei sehr geringen Gefälleverhältnissen und niedrigen Fließgeschwindigkeiten ist der Ansatz zur gelenkten, eigendynamischen Verlaufsentwicklung ggf. nur mit eingeschränktem Erfolg oder auch gar nicht umsetzbar. Hier könnten ggf. bessere Ergebnisse mit der strukturellen Verbesserung im bestehenden Profil z.B. durch Kiesbänke mit gleichzeitig angepasster Gewässerunterhaltung (Stromrinnenmäh) möglich sein.

Aussagen über die langfristige Entwicklung der durch die Strömungslenker zu entwickelnden Gewässerstrecke am Huntloser Bach konnten im Beobachtungszeitraum von zwei Jahren nicht getroffen werden. Die Entwicklung wurde jedoch durch die unterspülten Ufer und Sohlkolke vorgezeichnet. Um eine dauerhafte Änderung der Linienführung zu bewirken, muss es im Strömungsschatten der Schwellen zu stabilen Auflandungen kommen. Erst nach dem Aufkommen von Wasserpflanzen wird eine Sicherung der abgelagerten Sedimente eintreten, so dass diese nicht bei höheren Abflüssen remobilisiert werden. Gelingt es nicht, die Anlandungen zu stabilisieren, wäre ein aufgeweiteter, ökologisch negativ zu bewertender Gewässerbereich unterhalb der Strömungslenker die Folge. Die dann entstehende Struktur bliebe zwar in der Regel eine Verbesserung gegenüber einem stark begradigten Ausgangszustand, würde jedoch bei weitem nicht die gesetzten Ziele erreichen. Die unverzichtbare Bedeutung einer fachkundigen, den Bedürfnissen der Hydraulik und Ökologie angepassten, die gewünschte Entwicklung unterstützenden Gewässerunterhaltung wird dadurch deutlich. Das gezielte Freischneiden einer gewundenen Stromrinne [siehe MADSEN, TENT 2000] in den Erosionsbereichen und Schonung der Vegetation in den Anlandungszonen gegenüber den Erosionsstellen ist Voraussetzung für die Entwicklung der Gewässerstrecken zu einem gewundenen, struktureichen Verlauf. Auf keinen Fall dürfen bei der Unterhaltung sich bildende Anlandungen im Bereich der projektierten Gleithänge entnommen werden.

Zusammenfassend ist es für eine erfolgreiche Entwicklung sowohl erforderlich, die projektierten Prallhänge zu erodieren als auch parallel zu diesen erosiven Prozessen stabile Gleithänge durch dauerhafte Sedimentationen aufzubauen. Insbesondere die Erreichbarkeit stabiler Gleithänge erscheint zur Zeit noch nicht abschließend gesichert, da die Leitwirkung der Einbauten bei zunehmenden Abflüssen und größeren Überströmungshöhen stark nachlässt (dieses Problem besteht bei allen Einbautypen, wenn eine deutliche Beeinflussung der HW-Spiegel unterbleiben soll). Damit ist die Gefahr verbunden, dass bei geringeren Abflüssen an projektierten Gleithängen sedimentiertes Material bei Hochwässern wieder remobilisiert wird – besonders, wenn sich in den Sedimentationszonen keine stabilisierende Vegetation entwickeln konnte. Die Frage, unter welchen Randbedingungen welcher Prozess überwiegen wird, kann derzeit weder beantwortet noch eingeschätzt werden und bedarf weiterer und langfristiger Untersuchungen. In jedem Fall wird eine absolute Schonung der Gleithangbereiche bei der Unterhaltung erforderlich sein (keine Mahd und keine Sedimententnahme).

Stehen an einem Gewässerabschnitt keine ausreichenden Uferstrandstreifen zur lateralen Entwicklung zur Verfügung, können Einbauten ohne auslenkende Wirkung zur Verbesserung der Gewässerstruktur eingesetzt werden. Durch Kiesbänke, beidseitige Einengungen und Totholzeinbauten können lokale Substrat-, Tiefen- und Geschwindigkeitsvarianzen innerhalb des bestehenden Verlaufs erzeugt werden. Die unterschiedlichen Einbautypen haben unterschiedliche ökologische Funktionen: während die Kiesbänke z.B. auch als Laichhabitat für kieslaichende Fischarten dienen können, aber kaum Kolke als Einstellplätze erzeugen, steht bei den Einengungen und Totholzeinbauten letztere Funktion im Vordergrund. Beide Einbautypen sollten daher bei der strukturellen Verbesserung von Sand-Kiesgewässern kombiniert werden.

Durch die im Modellprojekt Hunte 25 gewonnenen Ergebnisse lassen sich Hinweise geben, die auf zahlreiche andere Gewässer vergleichbaren Typs (kleinere Sandbäche mit kiesigen Sohlsubstratanteilen) und mit einer ähnlichen Ausgangslage (ausgebaut, begradigt, intensiv unterhalten) übertragbar sind.

Um die erwünschte Strömungsvarianz durch eine lokale Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten zu erzeugen, werden die Querprofile im Niedrigwasserbereich lokal eingeeengt. Um direkt im Bereich der Einengungen Auskolkungen zu vermeiden, die diese Strukturen mittelfristig wieder aufheben würden (Einengungssteine fallen schließlich in den Kolk, womit die Einengung wieder aufgehoben wäre und sich daher wieder die „Standard-Sandsohle“, ausbilden würde), ist dort eine sichernde Kiesschicht einzubringen, die gleichzeitig die Substratvarianz erhöht. Die gewünschte Auskolkung wird sich dann unterhalb der Einengungen in der Gewässermitte bilden. Bei den Kiesbänken ist es erforderlich, diese seitlich etwas zu überhöhen, sprich muldenförmig anzulegen. Hierdurch kann eine ausreichende Überströmung mit etwas größeren Wassertiefen und schnelleren Fließgeschwindigkeiten bei Niedrigwasser erreicht werden, um einer Versandung der Kiessubstrate vorzubeugen. Die Sohlhöhe der Kiesbänke sollte grundsätzlich über der Sohle des Ausbauprofils liegen, um die erforderliche Geschwindigkeitserhöhung zu bewirken. Bei beiden Einbautypen ist eine ausreichende Schichtstärke des Kieses erforderlich, die nach Gewässergröße unterschiedlich dick sein muss, jedoch eine Mindeststärke von 30 cm nicht unterschreiten darf. Sowohl die Einengungen als auch die Kiesbänke haben sich als wirkungsvoll und kostengünstig bei der strukturellen Aufwertung des Huntloser Bachs bewährt.

Der Einbau von v-förmig angeordneten Totholzschwelen hat auch zu einer Erhöhung der Strömungs- Substrat- und Tiefenvarianz geführt. Gegenüber den beidseitigen Einengungen entstanden jedoch höhere Baukosten und die Nachhaltigkeit ist durch die Gefahr der Unterspülung und des größeren Risikos für unbeabsichtigte Beschädigungen bei der Gewässer-

unterhaltung als weniger günstig einzuschätzen. Der Einsatz der Totholzschwellen empfiehlt sich daher vorrangig für organische Gewässer, die naturgemäß keinen Kies enthalten, so dass der Einbau von Kies bzw. Steinen hier nicht leitbildkonform wäre (Einbringen gewässerfremder Materialien).

Die erreichbaren Strukturverbesserungen und damit auch die biologische Wirksamkeit hängen selbstverständlich nicht nur von der Qualität der entwickelten Einzelstrukturen, sondern auch von deren Anzahl bzw. dem Anteil dieser Strukturen am Gewässerbett insgesamt ab. Der „Idealabstand“ der Strukturen wird dabei auch stark vom verfügbaren Gefälle abhängen und kann aus dieser Untersuchung nicht allgemeingültig abgeleitet werden. Ziel sollte natürlich sein, die Anzahl der entstehenden riffle-pool-Sequenzen weitestgehend naturnahen Bedingungen anzunähern, was nach den in Kap. 4.2 genannten Angaben etwa Abständen der 5 – 7-fachen Sohlbreite entsprechen würde. Da die entstehenden Kolke bei Vitalisierungsmaßnahmen (besonders bei Kiesbänken mit beidseitiger Einengung) nach den Erfahrungen vom Huntloser Bach gegenüber natürlichen Krümmungskolken etwas ausgeprägter und länger auszufallen scheinen, wird es jedoch vermutlich häufig sinnvoll sein, den Abstand der Einbauten bei Vitalisierungsmaßnahmen gegenüber den Empfehlungen für die Gewässerentwicklung mit Strömungslenkern (ca. 5 – 7-fache Sohlbreite, s.o.) etwas zu erhöhen, um einen zu hohen Anteil tieferer und damit besonders bei geringen Abflüssen ja auch langsamer durchströmter Streckenanteile zu vermeiden. Sinnvolle Abstände der Einbauten dürften etwa im Größenordnungsbereich der 10 bis max. 20-fachen Sohlbreite zu suchen sein, wobei bei ausreichenden Fließgeschwindigkeiten, d.h. ausreichendem Gefälle, geringere Abstände tendenziell eine stärkere biologische Wirksamkeit erwarten lassen (siehe auch Kap. 4.7.2.2, Ausführungen zur Vitalisierungsstrecke, S. 94).

Bei allen Strukturverbesserungen haben Umfang und Methode der Gewässerunterhaltung einen wesentlichen Einfluss auf die Erreichbarkeit der angestrebten ökologischen Ziele. Würden die revitalisierten Gewässerabschnitte weiterhin intensiv mittels Mähkorb unterhalten, würde sich einerseits bis auf die Einbauten und die sich direkt unterhalb davon entwickelnden Kolke keine Verbesserung der Gewässerstrukturen einstellen und andererseits bestünde die Gefahr, dass die Einbauten bei unsachgemäßem Mähkorbeinsatz wieder zerstört bzw. beschädigt und damit zumindest in ihrer Wirksamkeit gemindert würden. Erst nach Umstellung auf eine Stromrinnenmahd, bei der die ufernahe Vegetation und die Sohlstruktur geschont werden und nur eine den Abflussverhältnissen angepasste Niedrigwasserrinne freigeschnitten wird, kann eine ökologische Verbesserung auf der gesamten Länge der projektierten Abschnitte erreicht werden. Die Stromrinne sollte einen leicht gewundenen Verlauf haben, um dadurch innerhalb des vorhandenen Profils zusätzliche, verlaufsbedingte Strömungsvarianzen zu erzeugen. Die Durchführung der Stromrinnenmahd dürfte dabei bei kleineren Gewässern ausschließlich per Handmahd möglich sein. Ob es gelingt, bei ausreichender Profilbreite die Ziele mit dem Einsatz des Mähkorbes zu erreichen, sollte überprüft und fachkundig begleitet werden.

Zusammenfassend können nach derzeitigem Kenntnisstand beide Ansätze als kosteneffektiv eingeschätzt werden, da für die ggf. höheren Gesamtkosten der Laufentwicklung –falls Flächenerwerb erforderlich ist– auch eine höhere ökologische Wirkung erwartet werden kann. Gesicherte Aussagen werden allerdings nur nach langjährigen Erfahrungen mit beiden Ansätzen unter verschiedenen Randbedingungen möglich sein.

Die erreichbaren Verbesserungen durch Vitalisierungsmaßnahmen im Profil stellen sich sehr schnell nach Durchführung der Maßnahmen ein, bleiben in ihrer ökologischen Wirksamkeit jedoch hinter dem Ansatz der Laufentwicklung mit Strömungslenkern zurück. Nicht zuletzt das fehlende Pendeln des Stromstrichs begründet ggf. eine größere Versandungs-Sensitivität vor

allem bei erhöhter Sedimentfracht, wie sie am Huntloser Bach und anderen, ausgebauten Gewässern vorhanden ist.

Die Verlaufsentwicklung mit Strömungslenkern führte ebenfalls schon kurzfristig nach Umsetzung der Maßnahmen zu deutlichen ökologischen Verbesserungen, die sogar bereits im kurzfristigen Vergleich die Wirkung der Vitalisierungsmaßnahmen überstiegen. Das Pendeln des Stromstrichs scheint auch kurzfristig zu einer effektiveren Diversifizierung der Habitatstrukturen zu führen, wobei besonders die unterspülten Prallhänge auch gute Fischunterstände darstellen. Der Ansatz benötigt jedoch zur Entwicklung des angestrebten Endzustandes in jedem Fall eine mehrjährige Entwicklung die nur selten unter einem Zeitraum von 10 Jahren abzuschließen sein dürfte. Die erforderliche Entwicklungsdauer hängt stark von den jeweiligen Randbedingungen ab (insbesondere Gefälle, Abflusssituation, Profilgeometrie, Erosionsstabilität des Böschungsmaterials) und kann z.Z. nicht näher eingeschätzt werden.

LITERATURVERZEICHNIS

- ABBE, T. B.,
D. R. MONTGOMERY (1996) Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers; In: Regulated rivers: research & management 12 (1996), S 223-236
- BILBY, R. E., J.T. HEFFNER,
B. R. FRANSEN, J. W. WARD (1999) Effekte on immersion in water on deterioration of wood from five species of trees used for habitat enhancement projects; In: North American Journal of Fisheries Management (19), S. 687-695
- BRAND, J. (2006) Landschaftspflegerischer Fachbeitrag über den Anschluß eines Altarmes an die Hunte (Bilanzierung 28a – Biotope / Kompensationsvorschläge), Gutachten zum Modellprojekt Hunte 25 (Teilprojekt Hunte); im Auftrage der Hunte-Wasseracht, unveröffentlicht
- ECKHARDT, A.(1997) Unerfüllter Traum der Kaufleute: Frachtschiffe bis Wildeshausen; In: Nordwest-Heimat, Beilage Nordwest-Zeitung, 11/1997
- FAASCH, H. (2006) Typspezifische Eichung BBM (Biozönotisches Bewertungsverfahren Makrozoobenthos) – ein erster Entwurf; im Auftrag des NLWKN -Bst. Brake-Oldenburg-; unveröffentlicht
- GILLY, I. (2004) Sollen Pappelbestände an Gewässerrändern entnommen werden? http://www.fva-bw.de/forschung/wg/gewaesser/pappeln_an_gewaessern0304.pdf
- GIPPEL C. J., I. C. O'NEILL,
B. L. FINLAYSON, I. SCHNATZ (1996) Hydraulic guidelines for the re- introduction and management of large woody debris in lowland rivers; In: Regulated rivers: research & management 12 (1996), S 201-221
- HARMON, M. E., J. F. FRANKLIN,
F. J. SWANSON ET AL. (1986) Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems, In: Advances of Ecology Research 15, S. 133 - 302
- HERING, D., J. KAIL, S. ECKERT
ET AL. (2000) Coarse woody debris quantity and distribution in central european streams, In: Internat. Review Hydrobiol. 85, S. 5 - 23
- HERING, D., M. REICH (1997) Bedeutung von Totholz für Morphologie, Besiedlung und Renaturierung mitteleuropäischer Fließgewässer, In: Natur und Landschaft, 72. Jg. Heft 9, S. 383-389
- HOLM, A. (1989) Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche) für die Naturräume der Geest und des östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein
- KAIL, J. (1998) Beschreibung und Bewertung der Totholzausstattung naturnaher Fließgewässer im Tiefland von Nordrhein-Westfalen; In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998
- KAIRIES, E., B. LÖFFLER (1993) BMFT-Forschungsvorhaben „Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte“; Rahmenbericht, Hrsg. Nds. Landesamt für Ökologie, Hildesheim/Hannover

- KLAUKE, L. (2006 A) Zweidimensionale numerische Strömungsuntersuchungen zur Laufverlängerung der Hunte; Ingenieurgesellschaft Environumerix, Höxter; Gutachten zum Modellprojekt Hunte 25 (Teilprojekt Hunte); im Auftrage der Hunte-Wasseracht, unveröffentlicht
- KLAUKE, L. (2006 B) Numerische Modelluntersuchungen zur Wirksamkeit von Strömungslenkern in kleineren Gewässern; Ingenieurgesellschaft Environumerix, Höxter; Gutachten zum Modellprojekt Hunte 25 (Teilprojekt Hunte); im Auftrage der Hunte-Wasseracht, unveröffentlicht
- KNUTH, V. (2001) Gewässerentwicklungsplan Mittlere Hunte, NLWK Brake, unveröffentlicht
- KNUTH, V. (2006) WRRL Modellprojekt Hunte 25, Teilprojekt Hunte: Einbau von Totholz; Zwischenbericht 2006, NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg, im Auftrag der Hunte-Wasseracht, unveröffentlicht
- MADSEN, B., L. TENT (2000) Lebendige Bäche und Flüsse; Hrsg.: Edmund Siemers-Stiftung, Hamburg, Verl.: Libri books on demand, Norderstedt
- MEIER, C., P. HAASE,
P. ROLAUFFS, K. SCHINDEHÜTTE,
F. SCHÖLL, A. SUNDERMANN
& D. HERING (2006) Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung; Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie; <http://www.fliessgewaesserbewertung.de>
- MENDE, M. (2006) Lenkbuhnen: Eine kostengünstige Methode zur Aufwertung von Fließgewässern, Beitr. Z. Kolloq. TU Magdeb. V. 16.11.2006: Kostengünstige Bausteine zur Umsetzung der EU-WRRL, S. 22-26.
- NLWKN (2008) Wasserrahmenrichtlinie Band 2, Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer, Teil A Fließgewässer-Hydromorphologie; Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Lüneburg; auch unter: www.nlwkn.de. > Wasserwirtschaft > EG-Wasserrahmenrichtlinie > Oberflächengewässer > Leitfaden Maßnahmenplanung
- REICH, M., M. GERHARD,
K. TRÄBING (2000) Renaturierung von Fließgewässern mit Totholz; In: Gewässer-Info 1/1999, Beilage der Korrespondenz Abwasser, S. 77-80
- SUHRHOFF, P. (1991) Limnologische Studie zur Sanierung der Hunte unterhalb von Wildeshausen - Ökologische Auswirkungen verschiedener Ansätze zur Behebung der Tiefenerosion; StAWA Brake, unveröffentlicht
- SUHRHOFF, P. (2002) Gesamtkonzept für die Renaturierung der Delme und ihrer Aue, NLWK Brake; unveröffentlicht
- SUHRHOFF, P. (2006) Konzept für ein maßnahmenbezogenes Monitoring für das Teilprojekt Hunte innerhalb des WRRL-Pilotprojektes Modellprojektes Hunte 25; NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg, im Auftrag der Hunte-Wasseracht, unveröffentlicht
- TEWES, E. ET AL. (1992) Entwicklungs- und Sanierungskonzept für die Huntealtarme zwischen Wildeshausen und Sannum; AG Landschaftsökologie und Umweltplanung; im Auftrage des StAWA Brake, unveröffentlicht

TEWES, E., V. KNUTH,
P. SUHRHOFF ET AL. (2002)

Ökologische Begleituntersuchungen zum Pilotprojekt Hunesanie-
rung bei Dötlingen, Hunte-Wasseracht, unveröffentlicht

TIMM, T. (1994)

Zielvorgaben und Handlungsanweisungen für die Renaturierung von
Tieflandsbächen in Nordrhein-Westfalen; Studie im Auftrag des
MURL – NRW, unveröffentlicht