

Hochschule Osnabrück
University of Applied Sciences

Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur

Studiengang Landschaftsentwicklung

Bachelorarbeit

Zur Erlangung des Grades eines Bachelor of Engineering (B. Eng.)

Fließgewässerrevitalisierung der Ellenbäke im Landkreis Vechta – Erfolgskontrolle der Maßnahmen anhand der Kriterien Gewässerstruktur und Fischfauna

Erstprüfer/in: Prof. Hubertus von Dressler

Zweitprüfer/in: Dipl. Biol. Dr. Jens Salva

Bearbeiter: Jan Kiefer

Matrikelnummer: 426187

Ausgabedatum: 27.11.2012

Abgabedatum: 19.02.2013

Inhalt

1. Einleitung.....	1
2. Fließgewässer des Tieflandes	3
2.1 Morphologische Fließgewässertypen des Tieflandes.....	7
3. Revitalisierung und Erfolgskontrolle von Fließgewässern	12
4. Die Ellenbäke	15
4.1 Beschreibung des Vorzustands	19
4.2 Zielsetzung und Beschreibung der Revitalisierungsmaßnahme	22
4.3 Der Referenzzustand.....	24
5. Material und Vorgehensweise.....	27
5.1 Auswahl und Lage der Probestrecken	29
5.1.1 Probestrecke I	30
5.1.2 Probestrecke II	34
5.1.3 Probestrecke III	37
5.1.4 Probestrecke IV	40
5.2 Analyse von chemisch-physikalischen Parametern	42
5.3 Gewässerstrukturgütekartierung.....	43
5.4 Erfassung der Fischfauna.....	46
6. Ergebnisse.....	47
6.1 Chemisch-physikalische Parameter.....	48
6.2 Gewässerstrukturgütekartierung.....	49
6.3 Fischfauna.....	56
7. Diskussion	62
8. Hinweise zur weiteren Gewässerentwicklung	73
9. Zusammenfassung / Summary	74
10. Quellenverzeichnis	76

DANKSAGUNG

VERSICHERUNG AN EIDES STATT

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Lage und Verlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 1:25.000 des LGLN (2012 1)	15
Abb. 2: Verlauf der Ellenbäke in der historischen Karte von Lecoq (LGLN, 2012 2)....	19
Abb. 3: Zustand der Ellenbäke vor Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahmen (Foto: J. Salva)	20
Abb. 4: Darstellung der Ergebnisse der gewässerstrukturellen Übersichtskartierung des NLWKN aus dem Jahr 2009 auf Grundlage der TK 1:25.000 des LGLN (2012) ...	21
Abb. 5: Lage der Probestrecke I im Längsverlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 1:25.000 des LGLN (2012 1)	30
Abb. 6: Zustand des revitalisierten Gewässerabschnittes im Juni 2012 (Foto: J. Kiefer)	31
Abb. 7: Ausschnitt des revitalisierten Bereichs der Ellenbäke (Foto: J. Kiefer).....	32
Abb. 8: Strukturelement im revitalisierten Abschnitt der Ellenbäke: Eine Schwarzerle bildet zahlreiche Wurzeln aus (Foto: J. Kiefer).....	32
Abb. 9: Kiesbank im revitalisierten Abschnitt der Ellenbäke (Foto: J. Kiefer).....	33
Abb. 10: Versandung von Kies-Strukturen im revitalisierten Abschnitt der Ellenbäke (Foto: J. Kiefer)	33
Abb. 11: Lage der Probestrecke II im Längsverlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 25 des LGLN (2012 1).....	34
Abb. 12: Zustand des ausgebauten Gewässerabschnittes im Juni 2012 (Foto: J. Kiefer)	35
Abb. 13: Zustand des ausgebauten Gewässerabschnittes der Ellenbäke im Oktober 2012 (Foto: J. Kiefer).....	35
Abb. 14: Vollständig versandete Gewässersohle im ausgebauten Abschnitt der Ellenbäke	36
Abb. 15: Lage der Probestrecke III im Längsverlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 25 des LGLN (2012).....	37

Abb. 16: Verlauf der Ellenbäke im Probeabschnitt III (Foto: J. Kiefer)	38
Abb. 17: Unterspültes Ufer als ein potenzieller Unterstand für Fische (Foto: J. Kiefer)	38
Abb. 18: Abbruchkante am Ufer der Ellenbäke (Foto: J. Kiefer)	39
Abb. 19: Lage der Probestrecke IV im Längsverlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 25 des LGN	40
Abb. 20: Verlauf der Ellenbäke im Bereich der Probestrecke IV (Foto: J. Kiefer)	41
Abb. 21: Natürlich kiesige Sohlenstruktur im Bereich der Probestrecke IV (Foto: J. Kiefer)	41
Abb. 22: Juvenile Meerforelle (Foto: J. Salva)	56
Abb. 23: Für die durchgeführte E-Befischung beispielhafter Fang einer Meerforelle (Foto: J. Salva)	56

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Anzahl und Artenzusammensetzung des in der Ellenbäke auf Grundlage der TK 1:25.000 des LGLN (2012 1)	18
Tab. 2: Darstellung des Leitbildes und der Strukturausprägungen der Referenzgewässer nach RASPER (2001) für löss- lehmgeprägte Bäche des Tieflandes	25
Tab. 3: Die potenzielle natürliche Fischfauna als Referenz-Fischzönose für die Ellenbäke auf Grundlage der Daten des LAVES (2012)	26
Tab. 4: Gewässerstrukturgüteklassen.....	44
Tab. 5: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen für alle vier Probestrecken.....	48
Tab. 6: Ergebnis der Indexbewertung der durchgeführten Gewässerstrukturgütekartierung für alle vier Probestrecken.....	50
Tab. 7: Gegenüberstellung der Ergebnisse aus der gewässerstrukturellen Detailkartierung und dem definierten Leitbild für löss- / lehm geprägte Bäche des Tieflandes	55
Tab. 8: Verzeichnis der bei der E-Befischung am 22.10.2012 im Bereich der vier Probestrecken erzielten Fänge	58
Tab. 9: Alle gefangenen Arten mit zahlenmäßiger Einteilung in die entsprechenden Längenklassen der Altersgruppe 0+ (AG0+), Altersgruppe 1+ (AG1+) und der jeweiligen Länge bei Geschlechtsreife. Einteilung der Längenklassen auf Grundlage der ARGE ELBE - Wassergütestelle ELBE, Hamburg.	59
Tab. 10: Alle gefangenen Arten mit Gefährdungssituation nach Rote Liste der Bundesrepublik Deutschland (RL BRD) (Freyhof, 2009), Rote Liste Niedersachsen (RL NDS) (Gaumert & Kämmereit, 1993) und FFH - Richtlinie Anhang II (92/43/EWG) (BfN, 2013). 1 "Vom Aussterben bedroht"; 2 "stark gefährdet"; 3 "gefährdet"; 5 "nicht gefährdet; Ja - Arten nach FFH - Anhang II.	60
Tab. 11: Potenziell natürliche Fischfauna der Ellenbäke im Vergleich mit den Ergebnissen der Elektro-Befischung	61

1. Einleitung

Als ein wesentliches Element des Naturhaushaltes erfüllen Fließgewässer vielfältige Funktionen. Sie sind unter anderem ein Lebensraum für Pflanzen und Tiere, dienen als ein Erholungsort für den Menschen und gliedern Landschaftsräume (WWW.BAECHE-LEBENSADERN.DE). Durch eine nutzungs- und regulierungsorientierte menschliche Beeinflussung hat sich das Erscheinungsbild der Fließgewässer zum Teil stark verändert. Besonders die Fließgewässer des Tieflandes und der Geest sind in ihrem heute stark veränderten und degradierten Zustand ein Spiegelbild der intensiven Nutzung und Regulierung der Landschaft durch den Menschen. Der insgesamt schlechte morphologische Zustand wirkt sich überdies auf die Situation der aquatischen Lebensgemeinschaften aus (SOMMERHÄUSER & SCHUMACHER, 2003).

Um den in der Vergangenheit stattgefundenen Beeinträchtigungen entgegenzuwirken und um gezielte ökologische Verbesserungen im und am Fließgewässer zu erzielen, haben sich die Umsetzungen von Revitalisierungsmaßnahmen etabliert. Darüber hinaus muss der aktuellen Gesetzgebung durch die EG – Wasserrahmenrichtlinie Rechnung getragen werden, die einen guten ökologischen Zustand für Fließgewässer bis zum Jahr 2015 (mit Fristverlängerung bis zum Jahr 2027) fordert (EG-WRRL). Diese im Einzelnen durchgeführten Maßnahmen sind unterschiedlichster Natur und können dabei auch unterschiedliche Zielsetzungen für das Fließgewässer verfolgen. Grundsätzlich stellt sich dabei die Frage nach der Wirksamkeit und dem Erfolg der durchgeführten Maßnahmen. Der Aspekt der Wirksamkeit und des Erfolges von Revitalisierungsmaßnahmen wurde lange Zeit nicht weiter analysiert. Es liegen daher auch nur wenige Untersuchungen zur Wirksamkeit von Renaturierungs- bzw. Revitalisierungsmaßnahmen vor (JÄHNING et. al. 2011).

Die Frage nach dem Erfolg von ortsbezogenen Revitalisierungsmaßnahmen soll im Rahmen dieser Arbeit am Beispiel der für die Ellenbäke (bei Ellenstedt im Landkreis Vechta) umgesetzten Revitalisierungsmaßnahmen beantwortet werden. Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf den konkreten Auswirkungen der Gewässerentwicklungsmaßnahmen auf die Gewässerstruktur und die Fischfauna der Ellenbäke. Dazu wurden repräsentative Probestrecken der Ellenbäke ausgewählt, sowie deren Gewässerstruktur und Fischfauna mit Hilfe einer Gewässerstrukturgütekartierung und einer Elektro-Befischung erfasst. Die daraus resultierenden Ergebnisse wurden ausgewertet und untereinander und mit

entsprechenden Referenzzuständen verglichen, um die einzelnen Auswirkungen der durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen zu erfassen, um daraus einen möglichen Erfolg der Maßnahmen abzuleiten. Die hier vorliegende Arbeit soll dabei im Einzelnen die folgenden Fragen beantworten:

- Welche Veränderungen haben die Maßnahmen bei den betrachteten Parametern bewirkt und wie sind diese zu bewerten?
- Sind die der Revitalisierungsmaßnahme vorangestellten Ziele im Bereich der betrachteten Parameter erreicht worden?
- Wie ist der Zustand des revitalisierten Gewässerabschnittes der Ellenbäke im Vergleich zum Referenzgewässer bzw. zum entsprechenden Referenzzustand?
- Ist das ökologische Entwicklungspotenzial des Gewässers mit Durchführung dieser Revitalisierungsmaßnahme ausgeschöpft?

2. Fließgewässer des Tieflandes

Das heutige Landschaftsrelief und die Oberflächenbeschaffenheit des norddeutschen Tieflandes und die dort vorkommenden Fließgewässer haben ihren Ursprung in den drei Inlandeisbedeckungen des quartären Eiszeitalters (Pleistozän), beginnend vor ungefähr 350.000 Jahren. Die drei Eiszeiten, Elster-, Saale- und Weichsel-Eiszeit, unterbrochen von der Holstein- und Eem-Warmzeit, haben mit den entsprechenden Gletschervorstößen und den damit verbundenen Ablagerungen die Grundlagen für die heutige Landschaftsform in Niedersachsen gelegt und können sicher nachgewiesen werden (SEEDORF & MEYER, 1992).

Bezeichnend für einen eiszeitlichen Gletschervorstoß ist dabei die Ablagerung von Sedimenten in Form einer glazialen Serie. Grundmoräne, Endmoräne, Sander und Urstromtal bilden den Kern dieser Abfolge von Ablagerungen. Die am Rand des Gletschereises bzw. an der Gletscherstirn befindlichen Materialien werden zur Endmoräne aufgeschoben und abgelagert. Grobe und feine Sedimente innerhalb des Gletschers, die beim Abtauen des Gletschers auf den Boden sinken, bilden die Grundmoräne. Wird die Endmoräne von Schmelzwässern durchbrochen, fließen feinere Materialien und Sande vor die Endmoräne und bilden Sanderflächen. Die Schmelzwasserströme vereinigen sich, graben sich in den Untergrund und formen Urstromtäler. Die Bildung des Urstromtals erfolgte dabei in etwa parallel zum Inlandeisrand (LIEDTKE & MARCINEK, 2002). Im Elster-Glazial des Pleistozäns wurde der norddeutsche Raum erstmalig von Inlandeisgletschern überzogen. Die Eisgrenze verlief dabei im Nordwesten Deutschlands von der Stadt Osnabrück bis zur niederländischen Provinz Drenthe und bedeckte das hier räumlich betrachtete Gebiet des Tieflandes vollständig. Die durch die Elster-Kaltzeit erfolgten Ablagerungen und Spuren sind jedoch durch abtragende Vorgänge in den nachfolgenden Eiszeiten überprägt und weitestgehend ausgelöscht worden. Die nachfolgende Saale-Kaltzeit breitete sich im sogenannten Drenthe-Stadium am weitesten in Richtung Süden aus und gelangte bis an den Rand des Rheinischen Schiefergebirges. Damit wurde die Eisgrenze der Elster-Eiszeit noch übertroffen. Die Ablagerungen der vorangegangenen Eiszeit wurden durch die Mächtigkeit und das hohe Gewicht des vorrückenden Gletschereises nivelliert. Die vorrückenden Eismassen bewirkten ein Ausräumen von abgelagerten Lockersedimenten, das Abschürfen von Festgestein und die fortschreitende Zerkleinerung von Gestein und Geröll. Gleichzeitig wurde das so gelöste Material durch den in Bewegung befindlichen Gletscher immer weiter in

Fließrichtung des Eises transportiert. Diese gelösten Materialien wurden als Grund- und Endmoränen, als Schmelzwassersande und Geschiebe beim Abtauen des Gletschers wieder abgelagert. Das Abtauen des Gletschereises der Saale-Kaltzeit und die damit verbundenen Ablagerungen schufen die charakteristischen Oberflächen- und Landschaftsformen der heutigen Geestgebiete. Der letzte Gletschervorstoß erfolgte während der Weichsel-Eiszeit vor 115.000 Jahren. Das Eis der Weichsel-Eiszeit hat die Elbe nicht mehr überschritten und trug nur noch indirekt zur Formung der Landschaft bei. Die periglazialen Einflüsse des Tundrenklimas haben jedoch direkte Auswirkungen auf die Landschaftsentwicklung. Die Abtragungs- und Umlagerungsvorgänge durch Bodenfließen in den wärmeren Jahresabschnitten sowie die äolischen Auswehungen und Verwehungen von feineren Sedimenten schufen das heutige Bild des ebenen und auf den ersten Blick wenig strukturierten norddeutschen Tieflandes. Das hier im Fokus stehende Gebiet entwickelte sich so zu einer Altmoränenlandschaft aus mosaikartigen Grundmoränen, welligen Endmoränenzügen sowie Sandern und Urstromtälern. Betrachtet man die Entstehung der Fließgewässer, so sind diese auf eiszeitliche Schmelzwassertäler der Saale–Eiszeit zurück zu führen. Beginnt das Gletschereis großflächig abzutauen, entstehen zahlreiche Spaltensysteme in den Toteisflächen. In diesen eisfreien Zonen sammelte sich das Schmelzwasser und tiefte beim Abfluss in Richtung Meer breite Niederungen aus (HARTUNG, 1970).

Die Flusssdichte, also die Anzahl der in einem Landschaftsraum vorkommenden Bäche und Flüsse, ist in den Geestgebieten gering. Dies rührt vor allem von den stark wasserdurchlässigen Sanden her, in denen ein großer Teil der Niederschläge versickert. Ein weiterer Grund für die geringere Fließgewässerdichte ist die, im Gegensatz zu den von Stau- und Steigungsregen beeinflussten Gebieten der Berg- und Hügellandes, geringere Niederschlagsmenge in den Geestgebieten (SEEDORF & MEYER 1992). Das durch die Eiszeiten bedingte, kleinräumige und unterschiedlich strukturierte Gelände spiegelt sich dabei auch in dem vielfältigen Erscheinungsbild der Fließgewässer nieder. Die verschiedenen Einflüsse der Parameter Klima, Relief, Geologie, Böden und Vegetation prägen dabei den jeweiligen Fließgewässercharakter. Das heutige Erscheinungsbild von vielen Fließgewässern im Norddeutschen Tiefland entspricht jedoch nur noch selten einem ursprünglichen bzw. natürlichen Zustand ohne menschliche Beeinflussung. Vielmehr sind die Fließgewässer Norddeutschlands durch anthropogene Einflüsse stark überformt, ausgebaut und befinden sich in einem stark degradierten Zustand. So unterscheidet beispielsweise v. DRACHENFELS (2011) in seiner Kartieranleitung für Niedersachsen die Bäche bereits nach dem Ausbaugrad der

Gewässer. Als Hauptursachen für die Gewässerdegeneration führt PLACHTER (1991, in SOMMERHÄUSER & SCHUMACHER 2003) einige Faktoren an, die nachfolgend kurz erläutert werden sollen.

Die schon frühzeitig beginnende Rodung der Waldbedeckung auch in Fließgewässernähe führt gerade in den Tieflandgewässern zu einem Fehlen von Totholz. Fehlt darüber hinaus ist der Wald großräumig, ist seine Funktion als ein wichtiger Retentionsraum für Niederschläge und ein gleichmäßiger Wasserabfluss im Gewässer nicht mehr gegeben.

Die Eutrophierung bzw. der erhöhte Nährstoffeintrag in die Landschaft und in die Gewässer stellt einen weiteren negativen Einfluss dar. Die hohe Nährstoffbelastung durch Einträge aus diffusen oder punktuellen Quellen wie beispielsweise landwirtschaftliche Direkteinträge führen zu einem verstärkten Wasserpflanzenwachstum und damit Veränderungen im Sauerstoffhaushalt des Fließgewässers. Die von den absterbenden Wasserpflanzen freigesetzten Nährstoffe sorgen dann für eine weitere Sekundär-Verschmutzung. Wie schon die angesprochenen Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft, sorgt auch die landwirtschaftliche Nutzung der Landschaft selbst für eine negative Beeinflussung der Fließgewässer. Der Ausbau von Vorflutern für einen optimierten Wasserhaushalt in den landwirtschaftlichen Anbauflächen sowie die Drainierung dieser Flächen verändert den ursprünglichen Grundwasserhaushalt des Gebietes und damit auch den Wasserhaushalt der Fließgewässer. Die durch Grundwasserschwankungen verursachte Ausfällung von Eisen zieht eine Verockerung der Böden und der Fließgewässer nach sich. Auch das Fehlen von Gewässerrandstreifen setzt das Gewässer unmittelbar den Einwirkungen der landwirtschaftlichen Arbeitsabläufe und Einflüssen aus.

Die Ausbreitung von menschlichen Siedlungsgebieten an und im Bereich von Fließgewässern und deren Auenbereichen stellt eine Belastung dar. Aufgrund von Flächenknappheit weisen Fließgewässer innerhalb von Siedlungen häufig einen hohen technischen Ausbaugrad auf. Hinzu kommen Mischwassereinleitungen aus dem Kanalsystem mit entsprechenden punktuellen hydraulischen und organischen Belastungen für die Fließgewässer.

Der Boden des norddeutschen Tieflandes enthält eine Vielzahl an begehrten Rohstoffen wie beispielsweise Sande, Kiese, Ton und Torf. Für den Abbau dieser Bodenschätze werden zum Teil Oberflächengewässer nivelliert. Ebenso verändern die bei dem Abbau von Sand und Kies entstehenden Baggerseen durch die erhöhte

Verdunstungsrate des darin enthaltenen Wassers den Wasserhaushalt in den Oberläufen und Quellgebieten der umliegenden Oberflächengewässer.

Als letzter Punkt sind die wasserbaulichen Eingriffe in das Fließgewässersystem zu nennen. Die zahlreichen negativen Auswirkungen wie der Ausbau von Gewässern, die Veränderung des Abflussregimes, Veränderungen des Grundwasserstandes sowie die damit einhergehenden biotischen Veränderungen innerhalb der aquatischen Lebensgemeinschaften komplettieren die Belastungsfaktoren für Fließgewässer. Die Summe dieser Faktoren hat das heutige Erscheinungsbild der Fließgewässer des Tieflandes mit dem häufig kanalartigen, strukturarmen Zustand nachhaltig geprägt. Aus der Gesamtzahl dieser einzelnen belastenden Faktoren ergibt sich ein weiteres, speziell die Fließgewässer der Geest und des Tieflandes betreffendes Problem. Nahezu alle Fließgewässer der Geest weisen eine unnatürlich hohe Sandfracht auf, die die Lebensgemeinschaften der Gewässer schädigen. Die Gründe dafür stellen in großem Maße der Gewässerausbau und die Gewässerunterhaltung dar (ALTMÜLLER & DETTMER, 1996). Unabhängig von den heute bestehenden ökologischen und strukturellen Defiziten waren und sind die Fließgewässer des Tieflandes auch Lebensraum für zahlreiche Fischarten. Die bekannte Zonierung des Fließgewässers in die klassischen Fischregionen des Berglandes kann aufgrund der den Fließgewässern des Tieflandes eigenen Charakteristik nicht angewendet werden. Da sich aber deutliche Zusammenhänge zwischen dem Faktorenkomplex aus Strömung und Längszonierung bei der Zusammensetzung der Fischfauna ableiten lassen, erscheint eine Zuordnung der Fischfauna der kleinen Fließgewässer in rhithrale und potamale Prägung sinnvoller (SCHAARSCHMIDT ET AL. 2005). Aus diesen Überlegungen heraus wurden für die Fischfauna der Tieflandgewässer eigenständige Fischregionstypen erarbeitet. Insgesamt handelt es sich dabei um die zehn folgenden Fischregionen: Forellen-Region, Äschen-Region, Barben-Region, Schmerlen-Region, Rhithrale Hasel-Region, Hasel-Gründling-Region, Güster-Rotfeder-Region, Brassen-Aland-Region, Limnische Kaulbarsch-Flunder-Region und die Kaulbarsch-Flunder-Region des Brackwassers (Übergangsgewässer) (MOSCH, 2009). Die einzelnen Fischregionen weisen dabei unterschiedliche Zusammensetzungen von Fischarten auf. Zu den vorkommenden Fischarten in den Tieflandbächen zählen unter anderem Hasel, Rotaugen, Döbel, Gründling, Aal, Hecht, Quappe, Flussbarsch und beide Stichlings-Arten. Hinzu kommen Bachforellen, Groppen und Bachneunaugen (FRENZ, 2003). Auch Wanderfischarten wie Lachs und Meerforellen sind in Fließgewässern bestimmter Gebiete des Tieflandes heimisch (GAUMERT & KÄMMEREIT, 1993).

2.1 Morphologische Fließgewässertypen des Tieflandes

Die Fließgewässer des Tieflandes wurden erst spät als eine eigenständige Kategorie von Fließgewässern mit verschiedenen charakteristischen Fließgewässertypen beschrieben. Tieflandbäche sind in ihrem Erscheinungsbild sehr vielgestaltig und weisen jeweils charakteristische, biozönotische Unterschiede auf. Dieses vielfältige Erscheinungsbild erschwert die Einteilung von Tieflandbächen in die von den Mittelgebirgsbächen abgeleitete klassische Längszonierung der Gewässer. Die Unterschiede der Tieflandbäche basieren dabei auf regionalen, geologisch-pedologisch und im Besonderen auf den hydrologischen Besonderheiten des jeweiligen Gewässer-Einzugsgebietes. Prägend für die Tieflandbäche sind dabei die vorherrschenden geologischen und bodenkundlichen Verhältnisse und Bedingungen aus den verschiedenen Eiszeiten. Die unterschiedlichen eiszeitlichen Ablagerungen wie Sand, Kies, Lehm und Löss sowie organisches Material finden sich in der Fließgewässersohle wieder und bilden die Grundlage für eine Fließgewässertypisierung für Tieflandbäche. Die durch die Wasserströmung hervorgerufene Substratsortierung in Mittelgebirgsbächen spielt bei der Gliederung von Tieflandbächen nur eine untergeordnete Rolle. Die Hydraulik des Gewässers ist der zweite Faktorenkomplex für eine Typisierung der Fließgewässer und wird durch das Längsgefälle des Geländes und der Hydrologie im Einzugsgebiet des Gewässers bestimmt. Dadurch ergeben sich die weiteren Unterscheidungskriterien in stark strömende, sommerkühle, sommerwarme und sommertrockene Bäche.

Diese beiden grundlegenden Unterscheidungsmerkmale aus Substratform und Hydrologie können sich dabei gleichzeitig überschneiden und verbinden. So ist es durchaus möglich das in Bächen aus Sandgebieten kiesige Substrate vorkommen und umgekehrt. Ebenso muss davon ausgegangen werden, dass kein Fließgewässer über seine gesamte Fließlänge exakt den Einstufungen und Vorgaben aus den Lehrbüchern entspricht (TIMM, 1994). Im Jahr 2003/2004 wurde dann erstmals in Abstimmung mit Bund und Ländern eine deutschlandweite Typengliederung der Fließgewässer vorgelegt. Aktuell umfasst die deutsche Fließgewässertypologie für die Ökoregion des norddeutschen Tieflandes insgesamt neun verschiedene Fließgewässertypen. Dazu zählen sowohl kleine Bäche als auch Flüsse (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER, 2008). Diese wurden im Auftrag der Bund / Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) von POTTGIESSER und SOMMERHÄUSER (2008) in Form von Steckbriefen beschrieben. Die

Unterscheidung der Fließgewässertypen basiert dabei auf hydromorphologischen und biozönotischen Faktoren. Die Einteilung der kleinen Bäche des Tieflandes in bestimmte Fließgewässertypen wird zum Teil kritisch hinterfragt. So hat die Einteilung eines jeden Fließgewässers in einen bestimmten Fließgewässertypus für die Einstufung und Klassifizierung der Gewässerstruktur und der Fischfauna weitreichende Folgen. Kaum ein Fließgewässer im norddeutschen Tiefland weist heute natürliche oder naturnahe Strukturen auf. Dieser hohe und zum Teil erhebliche Degradationsgrad von Fließgewässern erschwert die Einteilung eines Fließgewässers in einen bestimmten Typus ungemein. Aus diesen Gründen bezweifeln einige Fachleute generell die Existenz von heute etablierten Fließgewässertypen, wie beispielsweise den sandgeprägten Fließgewässern des Tieflandes. Ihrer Meinung nach handelt es sich bei diesen Fließgewässertypen um nichts anderes als bis zur Unkenntlichkeit degradierte kiesgeprägte Bäche und Flüsse des Tieflandes (Fließgewässertypen 16 und 17) (REUSCH, 2004). Diese These fand unter Fachleuten durchaus Zustimmung (WASSERNETZ, 2004).

RASPER (2001) benennt für das niedersächsische Tiefland vier morphologisch unterschiedliche Typen von Tieflandbächen. Diese sollen hier auf Grundlage der zuvor erwähnten Steckbriefe von POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2008) und den Beschreibungen und Erläuterungen von RASPER (2001) näher vorgestellt werden. Es werden dabei nur die für diese Arbeit relevanten Parameter wie Gewässermorphologie und Fischfauna betrachtet und aufgeführt.

Das kiesgeprägte Fließgewässer des Tieflandes - LAWA Typ 16

Der kiesgeprägte Tieflandbach gilt als der dynamischste Gewässertyp des Tieflandes. Kiesgeprägte Bäche finden sich vor allem in gefällereichen Gebieten der Grund- und Endmoränen, den Alt- und Jungmoränenlandschaften sowie Flussterrassen mit schnell fließendem Wasser. Das Sohlsubstrat wird von Kiesen dominiert, daneben kommen Sand und Lehmenteile vor. Der Längsverlauf dieses Gewässertyps variiert von schwach gekrümmt bis hin zu mäandrierenden Form. Auf der Sohle wechseln sich dabei flach überströmte Schnellen mit ruhigen Stillen ab. Das lagestabile Material am Gewässergrund verhindert eine Sohlenerosion, am Rand des Gewässers kommt es jedoch zu tiefen Uferunterspülungen. Bei diesem Gewässertyp können im Jahresverlauf geringe bis hohe Abflussschwankungen auftreten, teilweise können diese Gewässer auch sommertrocken sein.

Die dominierende Fischfauna dieses Gewässertyps setzt sich aus verschiedenen kieslaichenden Arten zusammen. Dazu zählen Bachneunaugen, Bachforellen, Groppen, Elritzen und Haseln. Hinzu kommen indifferente Arten mit geringeren Individuenzahlen wie Gründling und Bachschmerle. Regionalspezifisch werden diese Fließgewässer auch von Wanderfischen wie Lachs, Meerforelle und Flussneunaugen besiedelt.

Der kiesgeprägte Fließgewässertyp kann aufgrund eines hohen Degradationsgrades fälschlicherweise als sandgeprägtes Fließgewässer des Tieflandes angesprochen werden.

Sandgeprägtes Fließgewässer des Tieflandes - LAWA Typ 14

Die Verbreitung der sandgeprägten Fließgewässer des Tieflandes erstreckt sich über die Sander, die sandbedeckten Flächen und die Grundmoränen. Die Verlaufsform ist stark mäandrierend. Die Sandfraktion aus verschiedenen Korngrößen bildet neben Kiesen, Tonen und Mergel den größten Anteil der Sohle. Daneben finden sich organische Strukturen wie Totholz, Falllaub und Wasserpflanzen sowie Erlenwurzeln. Die insgesamt flache Profilform kann auch Tiefrinnen und Kolke enthalten. Ebenso sind Prall- und Gleithänge vorhanden. Im Gewässerumfeld ist eine Niedermoorbildung möglich. Im Jahresverlauf ergeben sich mittlere bis hohe Gewässerschwankungen.

Neben den auf sandigem Grund laichenden Arten wie Gründling und Steinbeisser finden sich im Bereich der Kiesbänke auch kieslaichende Arten wie Hasel und Bachschmerle. In einigen Regionen können auch Bachforellen und Meerforellen vorkommen. In Abhängigkeit von den vorherrschenden Strömungsverhältnissen und den vorhandenen Wasserpflanzen kommen indifferente und auf Pflanzen ablaichende Fischarten hinzu.

Eine Verwechslung ist aufgrund der jeweils kennzeichnenden Gewässerstrukturen mit degenerierten organischen bzw. kiesgeprägten Bächen mit sandüberdeckter Sohle des Tieflandes möglich.

Organisch geprägtes Fließgewässer des Tieflandes - LAWA Typ 11

Die organisch geprägten Fließgewässer des Tieflandes finden sich in den Grund- und Endmoränenlandschaften, den Niedermooren der Alt- und Jungmoränen sowie den Sandern und Flussterrassen. Besonders kennzeichnend ist die Braunfärbung des Wassers durch die hohe Menge an Huminstoffen. Das Gewässer weist nur eine

geringe Profiltiefe auf und ist kaum in das Gelände eingeschnitten. Daher rührt auch die Neigung zu Mehrbettgerinnen, was zu einer engen Verzahnung von Gewässer und Umfeld führt. Eintretende Hochwasser führen dabei zu einer Überflutung der gesamten Aue. Dieser Gewässertyp weist einen geschwungenen Verlauf mit ruhig fließendem bis turbulent strömendem Wasser auf. Die Sohlsubstrate setzen sich nahezu vollständig aus Torf, Holz, Grob - und Feindetritus sowie Wasserpflanzenbestände zusammen. Der Wasserstand zeigt mittlere bis hohe Abflussschwankungen im Jahresverlauf.

Kleine Fließgewässer dieses Typs neigen zur Sommertrockenheit. Im Gegensatz zu RASPER (2001) stufen POTTGIESSER und SOMMERHÄUSER (2008) diesen Gewässertypus als von der Ökoregion unabhängig ein. Dieser Aspekt gilt demnach auch für die in diesem Gewässertyp existente Fischfauna. Eine allgemeingültige Beschreibung der Fischfauna ist somit nicht möglich. In Abhängigkeit von den vorherrschenden Sohlsubstraten, der Strömung, Temperatur und Gewässergröße kommen unterschiedliche Fischzönosen vor.

Befindet sich dieses Gewässer in einem naturnahen Zustand gibt es kaum Verwechslungsmöglichkeiten mit anderen Tieflandgewässertypen.

Löss-/ Lehmgeprägtes Fließgewässer des Tieflandes - LAWA Typ 18

Die Fließgewässer diesen Typus finden sich vor allem in den Lössregionen oder auch in den Bereichen der Grundmoränen. Die Verlaufsform des löss- lehmgeprägten Fließgewässers des Tieflandes ist in unregelmäßigen Bögen geschlängelt bis mäandrierend. Dieser Gewässertyp weist von allen Tieflandbächen die höchste natürliche Einschnittstiefe auf, gleichzeitig sind die senkrechten und an den Prallhängen zum Teil ausgehöhlten Uferränder aufgrund des feinen Lössmaterials lagestabil. Die umliegende Aue wird durch die große Profiltiefe nur selten überflutet. Ein weiteres Kennzeichen für diesen Typus ist die durch die Erosion von feinen Lösspartikeln am Gewässergrund hervorgerufene milchig-trübe Färbung des Wassers. Bei eher lehmgeprägten Gewässern tritt diese Trübung nicht auf. Die Substrate am Gewässergrund setzen sich aus Lehmplatten sowie feinputikulären mineralischen Hartsubstraten zusammen. Auf- oder auch in die Gewässersohle eingelagerte Kiesbereiche treten häufig auf. Insgesamt zeigt das Gewässer in gleichmäßiges Strömungsbild, dabei können flache, schnell strömende und ruhig fließende Bereiche auftreten. Geringe bis hohe Abflussschwankungen im Jahresverlauf sind die Regel, bei kleinen Gewässern kann es auch zur Sommertrockenheit kommen. Insgesamt sind diese Gewässer aufgrund der spezifischen Bedingungen

individuenarm. Die vorhandene Fischfauna wird von strömungsliebenden Arten wie der Bachforelle sowie Bachschmerlen und Gründlingen dominiert. In größeren Fließgewässern wird das Artenspektrum von weniger anspruchsvollen Arten wie Rotaugen und Döbeln ergänzt.

3. Revitalisierung und Erfolgskontrolle von Fließgewässern

In den achtziger Jahren begannen die Bemühungen zur Revitalisierung von Fließgewässern, da die Gewässer nicht mehr nur als Abflusssysteme sondern auch als eigenständiger Lebensraum begriffen wurden. Ziel dabei war nicht nur wie in früheren Zeiten die chemische Gewässergüte zu verbessern, sondern auch die morphologischen Gewässerstrukturen wieder in einen naturnahen Zustand zu versetzen, um die Grundlage für naturnahe Funktionen und Lebensgemeinschaften zu schaffen. Die durchgeführten Maßnahmen basierten dabei im Wesentlichen auf Programmen und Verwaltungsvorschriften der einzelnen Bundesländer (bspw. Niedersächsisches Fließgewässerschutzprogramm) oder vielfach auch aus Einzelprojekten von unterschiedlichen Trägerorganisationen wie Kommunen oder Naturschutzorganisationen (JÄHNING et. al., 2011).

Mit der im Jahr 2000 in Kraft getretenen EG - Wasserrahmenrichtlinie wurde für die Fließgewässerrenaturierung dann erstmalig ein verbindlicher, gesetzlicher Rahmen geschaffen. Der grundsätzliche Unterschied zwischen den zuvor durchgeführten Maßnahmenplanungen liegt in der klaren Zielformulierung der Wasserrahmenrichtlinie. Hier wird als Ziel für die Gewässerentwicklung unter anderem der gute ökologische Zustand festgeschrieben. Der gute ökologische Zustand bemisst sich an dem Zustand der Organismengruppen Phythobenthos, Makrophyten, Makrozoobenthos und der Fischfauna (EG-WRRL). Der Erfolg von durchgeführten Maßnahmen wird sich also immer an diesen Parametern messen lassen müssen.

Revitalisierungsmaßnahmen setzen grundsätzlich konkrete, klare und nachvollziehbare Vorstellungen über die Ziele der Maßnahmen voraus, die später qualitativ wie quantitativ überprüft werden können. Die Zielformulierung stellt damit für die Beurteilung des Erfolges von Naturschutzmaßnahmen eine zentrale Grundlage dar (BLAB & VÖLKL, 1994). Die Vorgehensweisen zur Revitalisierung von Fließgewässern können dabei unterschiedliche Ansätze verfolgen. STÖCKMANN (1994) beschreibt die Anforderungen und Voraussetzungen für eine Revitalisierung dahingehend, dass die Einleitung von Sukzessionsvorgängen Vorrang vor aktiven Umgestaltungsmaßnahmen haben sollte. Demgegenüber stehen vielfach umfangreiche Revitalisierungsmaßnahmen, bei denen durch menschliches Handeln aktiv in das Fließgewässer eingegriffen wird, um die Fließgewässersituation zu verändern und zu verbessern. Einen weiteren Ansatz stellt die in Band 81 der Schriftenreihe des DRL

(DEUTSCHER RAT FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE, 2008) beschriebene Strahlwirkung dar. Diese beschreibt eine mögliche positive Auswirkung von naturnäheren Gewässerabschnitten auf weniger naturnahe, strukturell überprägte Abschnitte des Gewässers durch aktive und passive Migration von Tieren.

und Pflanzen. Diese unter dem Begriff der „Strahlwirkung“ zusammengefassten Auswirkungen können demnach einen verbesserten bzw. guten ökologischen Zustand indizieren, obwohl die Gewässerstruktur noch Defizite aufweisen kann. Grundlage für diesen Effekt ist eine arten- und individuenreiche Biozönose, die Potenzial hat sich weiter zu verbreiten. Dabei geht es in erster Linie nicht um eine direkte Besiedelung des degradierten Abschnittes, sondern um die beschriebene Migration von Organismen in weitere geeignete, struktureichere Gewässerabschnitte.

Für eine Bewertung von maßnahmenbedingten Veränderungen haben sich drei verschiedene methodische Ansätze etabliert. Dazu zählen der Vorher-Nachher-Vergleich, der Soll-Ist-Vergleich und der Mit-Ohne-Vergleich. Werden bei einem Vorher-Nachher-Vergleich die Zustände vor und nach einer Revitalisierungsmaßnahme verglichen, wird bei dem Soll-Ist-Vergleich ein definierter Soll-Zustand dem aktuellen Ist-Zustand gegenübergestellt. Der Mit-Ohne-Vergleich stellt zwei ähnlich geartete Flächen gegenüber, wobei auf einer dieser Flächen eine Revitalisierungsmaßnahme stattgefunden hat. Welche Herangehensweise sinnvoll erscheint, muss dabei von Fall zu Fall entschieden werden (JESSEL & TOBIAS, 2002). Neben diesen verschiedenen Herangehensweisen sind bei Erfolgskontrollen weitere Aspekte zu beachten. Für die Vorgehensweise bei Erfolgskontrollen definiert das Umweltbundesamt in den Ergebnissen des Workshops zur ökologischen Effektivität von hydromorphologischen Maßnahmen an Fließgewässern zwei wesentliche Aspekte die es zu berücksichtigen gilt. Dazu zählen zum einen die Auswahl von geeigneten, maßnahmenbezogen biologischen und hydromorphologischen Parametern, d.h. die angestrebten Effekte sollten mittels der Parameter abzubilden sein. Gleichzeitig muss eine Erfolgskontrolle zeitlich und räumlich so gestaltet sein, dass eine Wirkungsanalyse zwischen den Veränderungen der hydromorphologischen Verhältnisse und der Reaktion der biologischen Qualitätskomponenten möglich ist (UBA, 2008). Generell sind bei Erfolgskontrollen deshalb ausreichende (Nach)Laufzeiten berücksichtigen, d.h. mindestens 5 Jahre, besser 10 Jahre, da die bestehenden Kenntnisse stabile Besiedlungen nach frühestens 5 Jahren erwarten lassen und ansonsten kurzfristige Effekte zu Fehleinschätzungen der Maßnahmenwirkungen führen können (UBA, 2008).

Um auf dieser Grundlage eine aussagekräftige Erfolgskontrolle durchzuführen, ist ein definiertes Beurteilungsverfahren, mit dem die Gewässer- bzw. Zielzustände eingeschätzt werden können wichtig. Hierfür sollen soweit möglich Beurteilungsverfahren angewendet werden, die bereits in der Praxis etabliert sind und für die ausreichende Daten vorliegen (KOENZEN, 2008).

Die Überprüfung des Erfolges von Revitalisierungsmaßnahmen kann auf Grundlage der Gewässerstruktur an Hand von Referenzzuständen, die noch einen sehr hohen Natürlichkeitsgrad aufweisen, bzw. an Hand von Referenzzuständen bei Beurteilung der Fischfauna, erfolgen.

Davon ausgehend, dass die Mehrzahl der Revitalisierungsmaßnahmen eine Verbesserung der hydromorphologischen Fließgewässerstrukturen beabsichtigt, bietet sich die Fischfauna als ein Bewertungsparameter für die Wirksamkeit der Maßnahmen an. Fische sind eng an hydromorphologische Strukturen gebunden und besitzen daher gute Indikationseigenschaften für die strukturelle Ausstattung eines Gewässers. Ebenso können Fische die Durchgängigkeit eines Gewässers indizieren (B. I. A. BIOLOGEN IM ARBEITSVERBUND, 2010). Darüber hinaus bildet die Fischfauna in fast allen aquatischen Lebensräumen repräsentative Vorkommen. Die verschiedenen Fischarten und Populationen haben dabei spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum und die dort vorhandenen Strukturen wie z. B. Sohlsubstrat, Unterstände etc. Zusätzlich konnte ein hoher Kenntnistand zur Verbreitung und zu Autökologie der Fischfauna gebildet werden (ARNDT ET. AL., 1987).

Die Qualität der Bewertungskomponente „Fischfauna“ ist nach Anhang V WRRL aus den Parametern Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur zu ermitteln (EG-WRRL). Dazu wurde im Rahmen des Verbundprojektes „Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Flüssen anhand ihrer Fischbestände gemäß EG-WRRL“ von DÜBLING et al. (2010) das computergestützte Programm „fiBS - fischbasiertes Bewertungssystem“ entwickelt. Unter Angabe der relativen Häufigkeiten der jeweils nachgewiesenen Fischpopulationen werden diese mit einer Referenz-Fischzönose verglichen und eingestuft. Für einen guten ökologischen Zustand müssen die am Gewässer erhobenen Daten der Fischfauna der Referenz-Fischzönose weitestgehend entsprechen (DÜBLING et al., 2010). Das fischbasierte Bewertungssystem hat sich mittlerweile als nationales Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Biokomponente Fisch etabliert (BECKER, 2009).

4. Die Ellenbäke

Allgemeine Daten und räumliche Lage

Die Ellenbäke (Gewässerkennzahl 25051) ist ein Fließgewässer zweiter Ordnung mit einer Länge von 5,47 km. Ihren Ursprung hat die Ellenbäke unmittelbar westlich der Ortschaft Ellenstedt, in der Gemeinde Goldenstedt im Landkreis Vechta, Niedersachsen. Von dort verläuft sie in süd-östliche Richtung und mündet ca. 1 km nord-östlich der Ortschaft Bockhorn in die Hunte. Als einziger Zufluss mündet in den Unterlauf der Ellenbäke der Apeler Bach ein. Der Apeler Bach wurde 2012 ebenfalls einer umfangreichen Revitalisierung unterzogen. Das Vorgehen und die Zielsetzungen der Maßnahme entsprachen dabei den in Kapitel 4.2 beschriebenen Maßnahmen für die Ellenbäke. Die Ellenbäke ist durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasser-, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) gewässertypologisch als löss- / lehmgeprägtes Gewässer des Tieflandes ausgewiesen. Die Einstufung der Ellenbäke in diesen Typus wurde für diese Arbeit beibehalten.

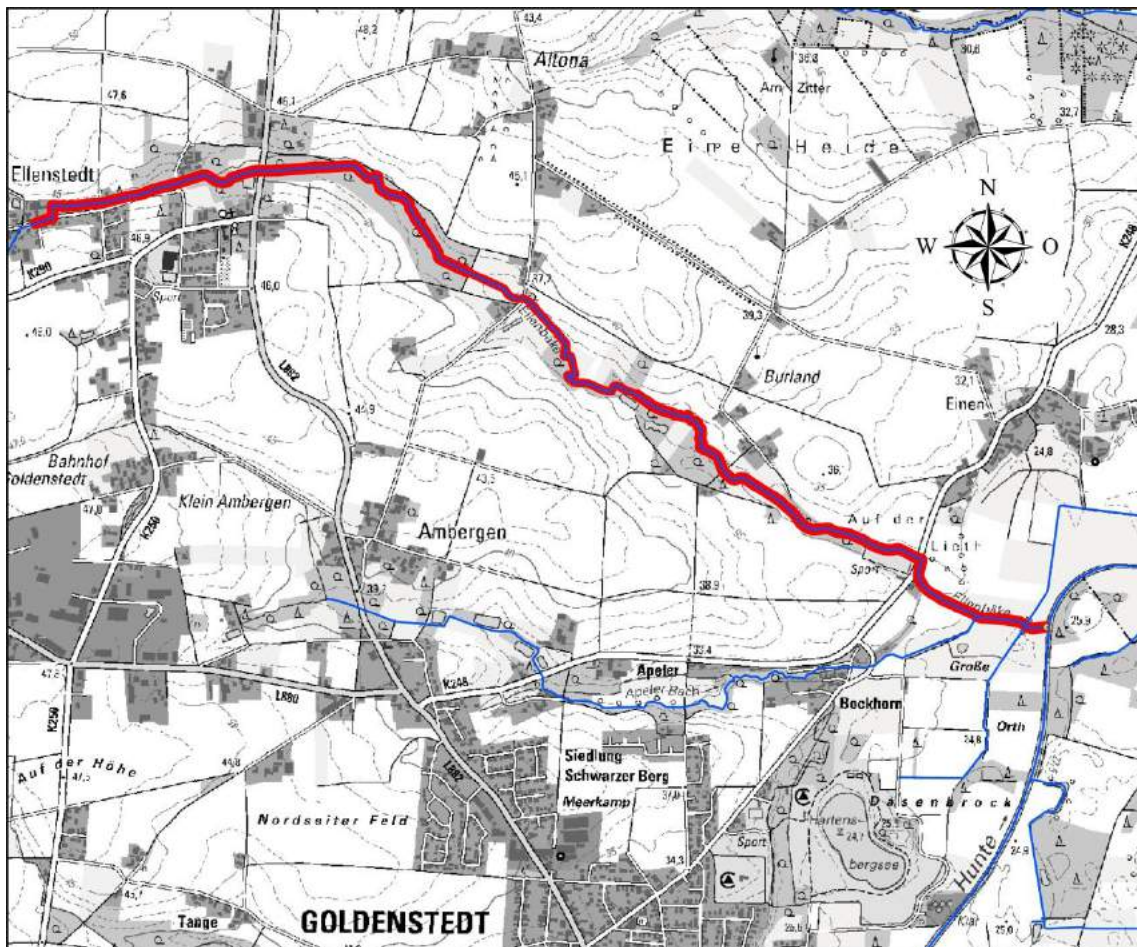


Abb. 1: Lage und Verlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 1:25.000 des LGLN (2012 1)

Auswahl des Fließgewässers

Die Ellenbäke eignet sich aus mehreren Gründen als Untersuchungsgewässer für eine Erfolgskontrolle von bereits umgesetzten Revitalisierungsmaßnahmen. Die Ellenbäke ist ein kleines Fließgewässer des norddeutschen Tieflandes mit einer umfangreichen Revitalisierung im Unterlauf des Gewässers. Kleine und mittelgroße Fließgewässer kommen in der norddeutschen Tiefebene sehr häufig vor und bilden einen Großteil der dort vorkommenden Oberflächengewässer. Allein deshalb werden Revitalisierungsmaßnahmen häufig an diesen kleinen und mittelgroßen Fließgewässern umgesetzt, da sie zahlreich vorhanden sind und gute Realisierungsmöglichkeiten für entsprechende Maßnahmen bestehen. Darüber hinaus weist die Ellenbäke in ihrer aktuellen Erscheinungsform eine Vielzahl von unterschiedlichen gewässermorphologischen Strukturen auf. Neben dem revitalisierten Gewässerabschnitt im Unterlauf des Gewässers mit einem jetzt geschlängelten Längsverlauf, finden sich in ein Regelprofil ausgebaute Gewässerbereiche genauso wie anthropogen wenig beeinflusste Bereiche im Oberlauf, die ein naturnahes Erscheinungsbild aufweisen.

Die Ellenbäke stellt damit ein typisches Fließgewässer des Tieflandes dar und eignet sich so für eine exemplarische Erfolgskontrolle der umgesetzten strukturverbessernden Maßnahmen und deren Auswirkungen auf die Gewässerstruktur und Fischfauna. Darüber hinaus besteht seitens der Initiatoren großes Interesse an Informationen bezüglich eines möglichen Erfolgs bzw. Misserfolgs der durchgeführten Maßnahmen.

Böden und Geologie

Die Ellenbäke durchquert in ihrem Längsverlauf zwei geologische Schichten, die sich beide der jüngeren Erdgeschichte zuordnen lassen. Daraus resultieren auch die unterschiedlichen bodenkundlichen Verhältnisse im Bereich des Gewässers selbst, sowie in den angrenzenden Auenbereichen.

Die Bodenübersichtskarte 1:50.000 weist im und um das Gewässerbett der Ellenbäke als Bodentyp einen Gley mit einer Erd-Niedermoorauflage aus. Der Boden im Unterlauf in unmittelbarer Nähe zur Hunte ist ein Gley. Die Bodenlandschaft wechselt dabei im Längsverlauf der Ellenbäke von Moor im Bereich des Gley mit Erd-Niedermoorauflage im Ober- und Mittellauf zu einem Talsandgebiet im Bereich des Gleys im Unterlauf. Nord- und südlich der Ellenbäke schließt sich zum Teil flächig eine zur Bodenlandschaft der Sandlössverbreitungsgebiete gehörende Pseudogley-Parabraunerde an. Unterbrochen wird die anstehende Pseudogley-Parabraunerde nur

von einem sowohl nördlich als auch südlich vorkommenden, von Parabraunerde unterlagerten Plaggenesch (LBEG, 2013 a).

Die geologische Karte im Maßstab 1:25.000 weist für die geologische Schichtfolge im Gebiet der Ellenbäke drei verschiedene geologische Bereiche aus. Im unmittelbaren Bereich um das Gewässerbett der Ellenbäke wird die obere Erdschicht dem Zeitalter des Holozäns zugeordnet. Der Hauptgemengeanteil ist Sand, die Nebengemengeanteile bestehen aus Ton und Schluff. Die Genese dieser oberen Schicht ist durch fluviatile Vorgänge geprägt. Die unter der ersten Schicht befindliche zweite Schicht wird dem Erdzeitalter des älteren Drenthe-Stadial bzw. dem Drenthe-Hauptvorstoß zugeordnet. Die Gemengeanteile setzen sich aus feinem Sand mit Korngrößen von 0,063 bis 0,2 mm als Hauptgemengeanteil und mittlerem Sand mit Korngrößen von 0,2 bis 0,63 mm als Nebengemengeanteil zusammen. Die Entstehung dieser zweiten Schicht erfolgte durch glazifluviatile Prozesse. Im westlichen Abschnitt der Ellenbäke schließt sich an beiden Gewässerseiten ein weiterer geologischer Abschnitt an. Die obere Schicht dieses Gebietes entstammt aus der Weichsel-Kaltzeit. Der Hauptgemengeanteil ist Schluff, der Nebengemengeanteil besteht aus feinem Sand. Die Entstehung dieses Gebietes basiert auf Sandlöss und ist somit von äolischen Vorgängen geprägt und geformt. Im Unterlauf der Ellenbäke und dem Einmündungsbereich in die Hunte ist eine weitere geologische Flächenabgrenzung dargestellt. In diesem Gebiet ist der geologische Geländeaufbau auf eine Schicht reduziert. Diese Schicht ist dem Erdzeitalter des Holozäns zuzuordnen. Die Gemengeanteile setzen sich, wie auch im Oberlauf der Ellenbäke, aus Sand als Hauptbestandteil und Ton und Schluff als Nebenbestandteile des Bodens zusammen. Dieses Gebietes ist ebenfalls durch fluviatile Vorgänge entstanden (LBEG, 2013 b).

Naturräumliche Gegebenheiten

Das hier betrachtete Gebiet im Umkreis der Ellenbäke gehört zur naturräumlichen Region der Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung. Das Untersuchungsgewässer befindet sich in der naturräumlichen Haupteinheit der Cloppenburg-Geest und gehört zur naturräumlichen Untereinheit des Goldenstedter-Flottsandgebietes sowie dem Barnstorf-Wildeshauser-Hunte-Tal.

Die naturräumliche Region der Ems-Hunte-Geest besteht im Wesentlichen aus den sanftwelligen, großen Geestplatten zwischen dem Weser- und dem Emstal. Die höher gelegenen Geestplatten dieser Region grenzen sich dabei von den umliegenden, tiefer gelegenen Talsandflächen und Niederterrassenflächen im Bereich von Ems und Weser

ab. Die Geestplatten sind größtenteils Überreste der saaleeiszeitlichen Grundmoränen, die durch periglaziale Vorgänge stark überformt wurden. Die zahlreich vorhandenen Täler werden als Schmelzwasserinnen gedeutet. Die vorhandenen Bodenarten und -typen sind sehr verschieden. Weite Bereiche der Geest sind durch sandige Böden geprägt. Kleine Bereiche der sandig-lehmigen Grundmoräne dehnen sich im Osten der Ems-Hunte-Geest aus und bilden dort die Grundlage für die dort vorherrschenden Braunerden und Parabraunerden. In den Niederungen und Talauen sind die Böden zum Teil von Niedermoor überlagert.

Landschaftlich kann dieses Gebiet als Parklandschaft bezeichnet werden. Zahlreiche lineare und punktuelle Landschaftselemente ergeben ein mosaik-artiges Erscheinungsbild.

Die Dümmer Geestniederung besteht aus Talsandflächen, Mooren und kleinen Grundmoränenplatten, die sich bis zu den Bodenwellen und Hügelgruppen der oftmals verwaschenen saaleeiszeitlichen End- und Stauchmoränen des Rehburger Stadiums erstrecken (MEYNEN & SCHMITHÜSEN 1962; MEISEL, 1956).

Fischbesatzmaßnahmen in der Ellenbäke

In die Ellenbäke wurden in den Jahren von 2008 bis 2012 regelmäßig Fisch-Besatzmaßnahmen durch den Tückerverein Goldenstedt e. V. durchgeführt. Das Gewässer wurde dabei mit Meerforellen-Brütlings sowie Smolts besetzt. Der im Einzelnen durchgeführte Besatz ist aus Tabelle 1 ersichtlich. Ziel dieser Maßnahme ist die Bestandsstützung der Meerforelle sowie die Wiederansiedlung des Lachses im Einzugsgebiet der Hunte (KOHLS, 2012).

Tab. 1: Anzahl und Artenzusammensetzung des in der Ellenbäke vorgenommenen Fischbesatzes in den Jahren 2008-2012 (KOHLS, 2012)

Fischbesatz Ellenbäke				
Jahr	Art	Anzahl	Art	Anzahl
2008	Meerforelle	10.000	Lachse (Smolts)	500
2009	Meerforelle	10.000	Lachse (Smolts)	500
2010	Meerforelle	10.000	Lachse (Smolts)	500
2011	Meerforelle	--	Lachse (Smolts)	200
2012	Meerforelle	10.000	Lachse (Smolts)	300

4.1 Beschreibung des Vorzustands

Das Erscheinungsbild und die Gewässerstruktur der Ellenbäke haben sich im Laufe der Zeit zum Teil erheblich verändert. Wesentlich beeinflusst wurde das Gewässer dabei durch die zahlreichen anthropogen bedingten Veränderungen.

Die historische Karte von Karl-Friedrich Lecoq aus dem Jahr 1805 stellt die Ellenbäke als ein stark mäandrierendes Fließgewässer mit Auenbereichen dar. Auch innerhalb der Siedlung Ellenstedt zeigt das Gewässer noch einen geschlängelten Verlauf. Auf den höher gelegenen Gebieten, die nicht im unmittelbaren Einzugsgebiet des Gewässers liegen, wurden die Flächen landwirtschaftlich genutzt.

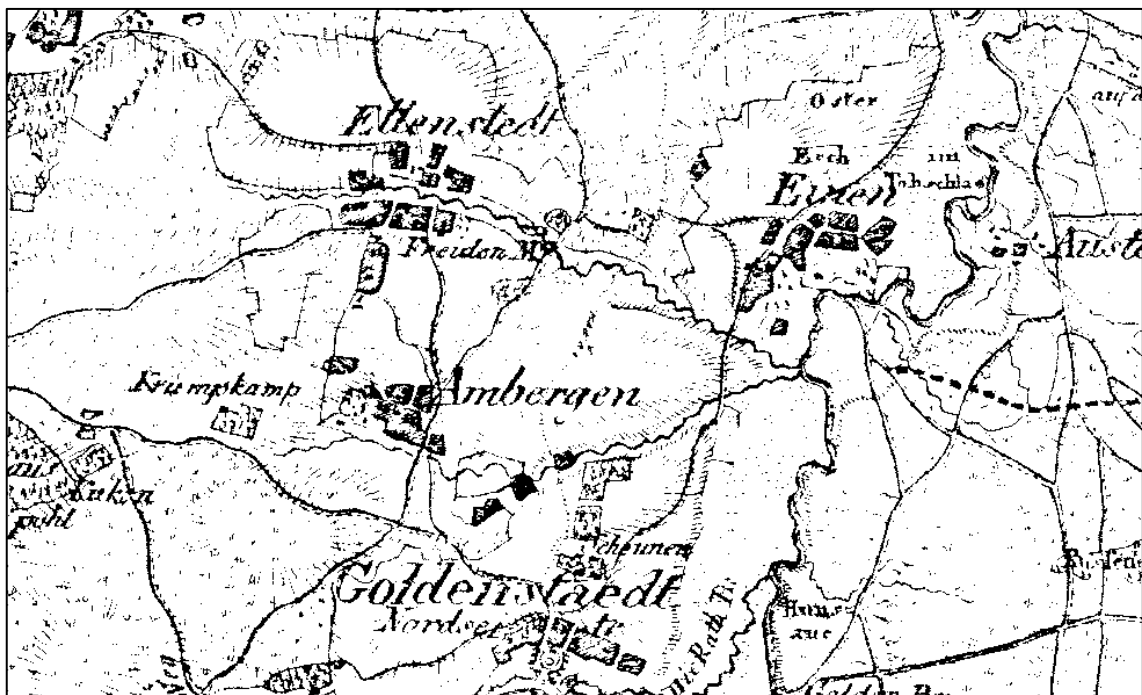


Abb. 2: Verlauf der Ellenbäke in der historischen Karte von Lecoq (LGLN, 2012 2)

Um das Jahr 1950 wurde der Unterlauf der Ellenbäke begradigt und die Länge des Gewässers somit stark verkürzt. Das Gewässerbett wurde in ein Trapezprofil mit entsprechenden Uferbefestigungen aus Holz ausgebaut. Die neue Gewässerform erforderte zusätzlich eine regelmäßige Unterhaltung des Gewässers. Diese Unterhaltung erfolgte in der Regel einmal jährlich und wurde nach Möglichkeit maschinell und ansonsten manuell durchgeführt. Zu den regelmäßigen Gewässerunterhaltungsmaßnahmen zählen das Mähen der Uferränder und das Ausmähen der Gewässersohle (KIESEKAMP, 2012).

Der Ausbau des Gewässers hat aus ökologischer Sicht zahlreiche, erhebliche Nachteile für die Gewässerstruktur und die im Gewässer heimische Fauna ergeben. Die vormals vorhandenen kiesigen Sohlbereiche der Ellenbäke sind im ausgebauten Abschnitt der Ellenbäke verschwunden. Neben dem Verlust der ursprünglichen Fließgewässercharakteristik und dem Verlust von Strukturelementen ist die Versandung der Gewässersohle ein schwerwiegendes Problem. Eine Versandung der Gewässersohle ist dabei nicht nur in dem ausgebauten Bereich des Unterlaufs der Ellenbäke zu beobachten, sondern auch in Bereichen des Mittel- und des Oberlaufs.



Abb. 3: Zustand der Ellenbäke vor Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahmen (Foto: J. Salva)

Quellen für den Sandeintrag können die regelmäßige Unterhaltung des Gewässers, Wasser-Erosion von anorganischem Material aus umliegenden Ackerflächen bei Starkregenereignissen oder auch die Sand transportierenden Einleitungen von drainierten Flächen sein. Dieser Sandeintrag ist in Verbindung mit dem ausgebauten Gewässerbett ein besonders negativ wirkender Faktor für weite Teile der Gewässerfauna. Durch den Gewässerausbau sind die vorher vorhandenen kiesigen Bereiche der Ellenbäke überdeckt bzw. entfernt worden. Gleichzeitig

sorgt das durch den Ausbau aufgeweitete Gewässerprofil für eine Verlangsamung der Strömung bzw. der gesamten Fließgeschwindigkeit des Wassers und damit für eine stärkere Sedimentation von Feinsubstraten auf der Sohle. Die nicht am Grund des Gewässers festliegenden Sande sind mobil und überdecken bei ansteigenden Strömungsgeschwindigkeiten das für viele Arten und Organismen überlebenswichtige Kies-Lücken-System. Das Lückensystem kann nicht mehr von Frischwasser durchströmt werden und verliert seine Funktion als Lebensraum.

Das vielfältige Erscheinungsbild der Ellenbäke hat sich auch in der gewässerstrukturellen Übersichtskartierung aus dem Jahr 2009 niedergeschlagen. So finden sich im Längsverlauf der Ellenbäke sowohl gering veränderte, als auch sehr stark veränderte Gewässerbereiche. Der heute revitalisierte Bereich der Ellenbäke gilt im Jahr 2009 als stark verändert und weist damit erhebliche Beeinträchtigungen der Gewässerstruktur auf.

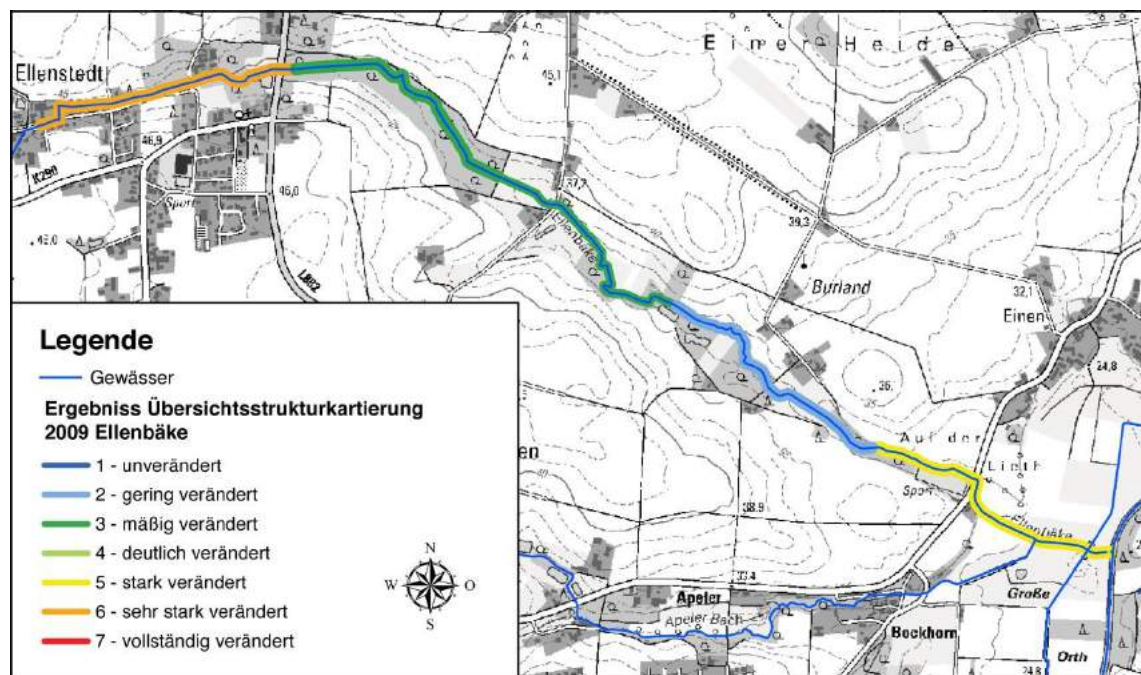


Abb. 4: Darstellung der Ergebnisse der gewässerstrukturellen Übersichtskartierung des NLWKN aus dem Jahr 2009 auf Grundlage der TK 1:25.000 des LGLN (2012)

4.2 Zielsetzung und Beschreibung der Revitalisierungsmaßnahme

Die nachstehenden Angaben beziehen sich, wenn nicht anders angegeben auf mündliche Angaben von Herrn Dr. Jens SALVA (2012).

In einer Kooperation von verschiedenen Akteuren und Interessengruppen wurde das Projekt zur Revitalisierung der Ellenbäke begründet. Projektbeteiligte waren der Wasser- und Bodenverband Hunte-Wasseracht, der ortsansässige Angelsportverein aus Goldenstedt, genannt Tückerverein, die Gemeinde Goldenstedt, der Landkreis Vechta, sowie der Landesfischereiverband Weser-Ems e. V.. Vorhabenträger des Projektes war die Hunte-Wasseracht, die Ausarbeitung der gesamten Revitalisierungsmaßnahmen oblag dem Diplom-Biologen Dr. Jens Salva vom Landesfischereiverband Weser-Ems. Die Maßnahmendurchführung erfolgte in den Monaten Oktober bis November im Jahr 2009.

Die Zielsetzung des Projektes sowie der angestrebte Entwicklungszustand der Ellenbäke orientierten sich an den bestehenden Leitbildern von naturnah- bzw. natürlich gebliebenen Referenzgewässern des Norddeutschen Tieflandes (vgl. Kapitel 4.3). Im Vordergrund standen dabei die Verbesserung der hydromorphologischen Strukturen und die Förderung von gewässerdynamischen Prozessen. Dazu zählte im Einzelnen die Schaffung von naturraumtypischen Gewässerstrukturen am und innerhalb des Gewässerkörpers als auch die Initialisierung einer Fließgewässeraue. Ein weiteres Zielkriterium war die Schaffung von Lebensräumen für kieslaichende Fischarten wie Meerforelle und Neunaugen.

Als Vorbild dienten dabei auch die noch im Oberlauf der Ellenbäke vorhandenen naturnahen Strukturen (vgl. Kapitel 5.1.1). Ebenso sollten die Maßnahmen einen Beitrag zur Erfüllung der Zielvorgaben der EG-WRRL darstellen, standen aber nicht im Vordergrund der Maßnahmen. Das gesamte Revitalisierungsprojekt betraf einen Gewässerabschnitt von ca. 250 Metern Länge im Unterlauf des Gewässers.

Um dieser Zielsetzung gerecht zu werden, wurden umfangreiche Maßnahmen geplant und umgesetzt. Teile des vormals in einem klassischen Regel-Trapez-Profil ausgebauten Unterlaufes der Ellenbäke wurden durch eine Verlegung des Bachbettes neu gestaltet. Das neue Niedrigwasserprofil des Baches wurde dabei verengt und mit einer durchschnittlichen Breite von 0,8 Metern wesentlich schmäler angelegt als das ursprüngliche Gerinne. Zusätzlich wurde das neue Gewässerbett mit einigen Kurven und Windungen versehen. Durch die Verengung des Bachbettes soll sich die

Schleppkraft des Wassers erhöhen und eine dynamische Sohlentwicklung entstehen. Die erhöhte Fließgeschwindigkeit soll das Ablagern von vorkommenden Feinsanden am Gewässergrund verhindern und für einen Weitertransport sorgen. Das Einbringen von Hartsubstraten in unterschiedlichen Korngrößen und die Anlage von Kiesbänken soll die Entwicklung von Laichhabitaten fördern. Rund 10-15 Meter um das neue Gewässerbett herum wurde der anstehende Oberboden abgeschoben und eine Sekundäraue geschaffen. Diese so genannte Sekundär-Aue ist eine tiefer gelegene Aue, die die Abflussfunktionen des Gewässers und den Hochwasserschutz mit den Anforderungen an eine naturnahe Gewässerentwicklung in Einklang bringen kann. Um eine Befestigung und Stabilisierung der Uferkanten des neuen Bachbettes zu erreichen, wurden zahlreiche Schwarzerlen angepflanzt. Die Ausbildung von umfangreichen Wurzelstrukturen soll zum einen für eine zusätzliche Uferstabilität sorgen und zum anderen als Strukturelement und Unterstand für Fische etc. dienen. Die angepflanzten Schwarzerlen sollen in Zukunft ein lückiges Dach bilden, um das Gewässer vor starkem Lichteinfall zu schützen. Damit soll ein übermäßiges Wasserpflanzenwachstum sowie eine zu starke Erwärmung des Gewässers in den Sommermonaten verhindert werden, um gleichmäßige Lebensraumbedingungen zu gewährleisten.

Das alte Gerinne blieb bestehen und erfüllt, neben der neuen Sekundäraue, aktuell den Zweck als zusätzlicher Hochwasserabfluss bei Starkregenereignissen.

Die Finanzierung der umgesetzten Maßnahmen erfolgte durch die im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL eingerichtete Gebietskooperation 25-Hunte. Die Ausführung der Arbeiten übernahm die Hunte-Wasseracht. Zusätzlich beteiligte sich der Tückerverein Goldenstedt e. V. mit freiwilligen Helfern an der Maßnahmenumsetzung. Die noch notwendigen Gewässerunterhaltungsmaßnahmen wie beispielsweise die in den ersten Jahren nach Fertigstellung des Projektes notwendige Ufer-Mahd werden ebenfalls von Mitgliedern des Tückerverein Goldenstedt e. V. übernommen.

4.3 Der Referenzzustand

Als Referenzzustand gilt sowohl für die Gewässerstruktur als auch für die Fischfauna der potenziell natürliche Zustand. Das Leitbild des potenziell natürlichen Zustands ist ein Gewässerzustand, der sich nach der Einstellung von vorhandener Nutzungen im und am Gewässer und seiner Aue sowie nach Entnahme aller anthropogenen Verbauungen einstellen würde (LAWA, 2000 in RASPER, 2001). Die Gewässerstruktur und die Morphologie eines Gewässers werden dabei mit Referenzgewässern, die dem potenziell natürlichen Zustand sehr nahe kommen, verglichen und bewertet.

RASPER (2001) beschreibt in seiner Veröffentlichung „Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen - Leitbilder und Referenzgewässer“ das Leitbild für die löss- und lehmgeprägten Fließgewässer des Tieflandes (mit Börden). Dieses Leitbild definiert dabei den Zustand für die einzelnen, für das Gewässerstrukturgüteverfahren nach RASPER (2001) formulierten Hauptparameter zur Einstufung eines Fließgewässers. Darüber hinaus werden zwei Fließgewässer benannt, die heute noch dem potenziell natürlichen Zustand weitestgehend entsprechen und als Referenzzustand dienen sollen. Als Referenzgewässer, die zumindest in Teilstrecken noch einem naturnahen Zustand entsprechen, sind der Holtorfer Bach im Landkreis Oldenburg und die Saale im Landkreis Hameln-Pyrmont ausgewiesen.

Die jeweiligen Ausprägungen der einzelnen Bewertungsparameter aus dem Detailverfahren zur Gewässerstrukturgütekartierung für kleine und mittlere Fließgewässer sind in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tab. 2: Darstellung des Leitbildes und der Strukturausprägungen der Referenzgewässer nach RASPER (2001) für löss- lehmgeprägte Bäche des Tieflandes

Referenzzustand	Parameter	Leitbild	Ausprägung Referenzgewässer Holtorfer Bach Saale	
Laufentwicklung	Laufkrümmung	mäandrierend bis geschlängelt	mäandrierend	geschlängelt
	Krümmungserosion	vereinzelt bis häufig, schwach ausgeprägt	vereinzelt schwach	häufig schwach
	Längsbänke	häufig vorhanden	viele Längsbänke	viele Längsbänke
	Besondere Laufstrukturen	häufig vorhanden	viele Strukturen	viele Strukturen
Längsprofil	Querbänke	sehr ausgeprägt, bei hohem Kiesanteil oft abrupte Wechsel von flachen Kiesbänken zu tiefen Lösskolken	mehrere Querbänke	viele Querbänke
	Strömungsdiversität	groß bis sehr groß	groß	sehr groß
	Tiefenvarianz	groß bis sehr groß	groß	sehr groß
Querprofil	Profiltyp	----	Naturprofil	annähernd Naturprofil
	Profiltiefe	natürlicherweise sehr tief bis tief	sehr tief	tief
	Breitenerosion	schwach ausgeprägt	keine	schwach
	Breitenvarianz	bei kleinen Oberläufen gering bis mäßig	gering	mäßig
Sohlenstruktur	Sohlsubstrat	geprägt durch Löss, bzw. Sandlöss, Anteile von Kies und Schotter, stabile Sohle	> 50 % Sandlöss	> 50 % Kies und Schotter
	Substratdiversität	Verschiedene Substrattypen kommen regelmäßig vor	groß	sehr groß
	Besondere Sohlenstrukturen	häufig vorhanden	viele Strukturen	viele Strukturen
Uferstruktur	Uferbewuchs beidseitig	Durch Wald oder große Einzelbäume geprägt; ausgeprägte Wurzelflächen	> 50 % bodenständiger Wald	> 50 % bodenständige Einzelgehölze
	Besondere Uferstrukturen	Stabile Steilufer, Unterstände und Holzstrukturen	viele Strukturen	viele Strukturen
Gewässerumfeld	Flächennutzung links	bodenständiger Laubwald; Überflutung aufgrund großer Profiltiefe nur bei langjährlichem Hochwasser	> 50 % bodenständiger Wald	> 50% Acker, 10-50% Grünland
	Flächennutzung rechts	bodenständiger Laubwald; Überflutung aufgrund großer Profiltiefe nur bei langjährlichem Hochwasser	> 50 % bodenständiger Wald	> 50% Grünland, 10-50% Brache
	Gewässerrandstreifen links	bodenständiger Laubwald; Überflutung aufgrund großer Profiltiefe nur bei langjährlichem Hochwasser	> 50 % flächenhaft Wald	10- 50 % Randstreifen, > 50% Saumstreifen
	Gewässerrandstreifen rechts	bodenständiger Laubwald; Überflutung aufgrund großer Profiltiefe nur bei langjährlichem Hochwasser	> 50% flächenhaft Wald	> 50% Saumstreifen

Potenziell natürliche Fischfauna

Nach Aussage des Dezernats für Binnenfischerei-Fischereikundlicher Dienst im niedersächsischen Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) gehört die Ellenbäke in voller Länge zur rithralen Hasel-Region (LAVES, 2012). In den naturräumlichen Regionen der Stader- und der Ems-Hunte-Geest ist

Tab. 3: Die potenzielle natürliche Fischfauna als Referenz-Fischzönose für die Ellenbäke auf Grundlage der Daten des LAVES (2012)

Potenziell natürliche Fischfauna		
DVNR	Art	Abundanz in %
9020	Aal	3,0
9013	Bachforelle	0,5
9047	Bachneunauge	4,9
9142	Döbel	0,8
9239	Dreistachliger Stichling	3,0
9019	Flussbarsch	3,0
9979	Flussneunauge	0,9
9006	Gründling	30,1
9009	Hasel	10,0
9018	Hecht	0,1
9000	Koppe, Groppe	25,0
9965	Meerforelle	0,4
9949	Neunstachliger Stichling	0,1
9016	Quappe	0,2
9023	Rotaugen, Plötze	5,0
9103	Schmerle	10,0
9032	Steinbeißer	3,0

diese Fisch-Region häufig anzutreffen.

Die rithrale Hasel-Region kann sowohl den Oberlauf einer Hasel-Gründling-Region als auch ein eigenständiges Gewässer darstellen.

Ein wichtiges Unterscheidungsmerkmal zwischen diesen beiden Fisch-Regionen ist der höhere Kies-Anteil in der rithralen Hasel-Region. Das Arteninventar dieser Fischregion ähnelt der Forellenregion, jedoch liegt eine jeweils unterschiedliche Abundanzverteilung vor. Gewässer der rithralen Hasel-Region werden in einigen Gebieten von der Meerforelle und auch von Flussneunaugen als Laichgewässer genutzt. Die LAWA-Fließgewässertypen 14, 16, und 18 können der rithralen Hasel-Region zugehörig sein. Insgesamt dominieren

kieslaichende Arten diese Fischregion, während an einen sandigen Lebensraum gebundene Arten nur einen reduzierten Anteil der Fischfauna ausmachen. Charakteristische Fischarten dieser Region sind Bach- und Flussneunaugen, Gropen, Gründlinge, Hasel, Meerforellen und Schmerlen. Hinzu kommen weitere Arten wie Aal, Bachforelle, Dreist. Stichling, Elritze, Flussbarsch, Lachs, Quappe und Steinbeißer (MOSCH, 2008).

Als Referenz-Fischzönose für die Ellenbäke hat der fischereikundliche Dienst des LAVES die in der Tabelle 3 aufgeführten Fischarten mit entsprechender Artenabundanz definiert.

5. Material und Vorgehensweise

Die hier vorliegende Arbeit widmet sich bei der Erfolgskontrolle auf einen lokal durchgeführten Maßnahmenkomplex. Betrachtet werden die Auswirkungen der durchgeführten Revitalisierung auf die Gewässerstruktur und die Fischfauna der Ellenbäke. Damit werden sowohl eine hydromorphologische als auch eine biologische Qualitätskomponente in dieser Erfolgskontrolle berücksichtigt. Um die Auswirkungen der Revitalisierung erfassen und bewerten zu können, wurde der revitalisierte Abschnitt drei bestehenden, unterschiedlich strukturierten Abschnitten der Ellenbäke gegenübergestellt. Die gewässerstrukturelle Verbesserung und Aufwertung der Ellenbäke stand im Mittelpunkt der realisierten Revitalisierungsmaßnahmen, um die erfolgten Degradierungen des Gewässers zu beheben. Um den Effekt der Maßnahmen dokumentieren und bewerten zu können, wurde für diese Arbeit im Bereich der Probestrecken eine Gewässerstrukturgütekartierung durchgeführt. Da viele Bewertungsverfahren für Fließgewässer auf der Struktur des Gewässers gründen, eignet sich dieses Vorgehen für eine Teil-Bewertung der Revitalisierungsmaßnahmen. Die Ergebnisse dieser Kartierung werden sowohl mit den Ergebnissen der Übersichtskartierung aus dem Jahr 2009, dem leitbildspezifischen gewässerstrukturellen Referenzzustand als auch mit den Probestrecken untereinander verglichen. Diese Vorgehensweise stellt also sowohl einen Soll-Ist-Vergleich als auch einen Mit-Ohne-Vergleich dar. Die aus diesem Vergleich resultierenden Ergebnisse ermöglichen daraufhin eine Einschätzung in Bezug auf die Wirksamkeit und den Erfolg der durchgeführten Maßnahmen im Bereich der Gewässerstruktur.

Bei der Erfassung der Fischfauna handelt es sich hier um eine quantitative Erhebung des Fischbestandes sowie die räumliche Verteilung der Fischpopulation in den ausgewählten Gewässerabschnitten der Ellenbäke. Die Fischfauna eignet sich wie schon in Kapitel 3 beschrieben als ein besonders aussagekräftiger Indikator für die Gewässerstruktur und die Durchgängigkeit des Gewässers. Aus diesen Eigenschaften der Fischfauna ergibt sich daher auch die besondere Eignung der Fischfauna als eine Bewertungsgrundlage für die in dieser Arbeit behandelte Fragestellung. Für die Ellenbäke liegen noch keine Daten bezüglich der Fischfauna vor bzw. wurden noch keine Daten diesbezüglich erhoben. Es besteht daher nur die Möglichkeit eines sogenannten Mit-Ohne-Vergleichs bzw. eines Soll-Ist-Vergleiches. Dabei wird der Zustand des untersuchten Parameters bzw. Untersuchungsraumes nach Umsetzung

der Maßnahmen mit dem Zustand eines Parameters bzw. gleichartigen Untersuchungsraumes ohne Maßnahmen verglichen. Die erhobenen Daten zur Fischfauna der einzelnen Probestrecken sollen unter Berücksichtigung der Anzahl der gefangenen Individuen und der Zusammensetzung der Fischfauna sowie der Längenklassen und Gefährdungsklassen untereinander verglichen und in direktem Bezug zur Referenz-Fischzönose ausgewertet werden.

Die in Kapitel 3 beschriebenen Kriterien für eine Erfolgskontrolle von einer Fließgewässerrevitalisierung werden mit dieser Vorgehensweise berücksichtigt und erfüllt.

5.1 Auswahl und Lage der Probestrecken

Die für diese Erfolgskontrolle untersuchten Probestrecken wurden in enger Zusammenarbeit mit Herrn Dipl.-Biol. Dr. Jens Salva festgelegt. Die Entscheidung für die hier getroffene Auswahl an Gewässerabschnitten wurde im Wesentlichen durch die Überlegung bestimmt, einen repräsentativen Überblick über die verschiedenen Strukturverhältnisse der Ellenbäke zu gewährleisten. Die vier ausgewählten Abschnitte spiegeln die vorkommenden Strukturverhältnisse des Gewässers wieder und erstrecken sich dabei über den gesamten Längsverlauf des Fließgewässers. Darüber hinaus soll die Auswahl von unterschiedlich strukturierten Gewässerabschnitten und den zu ermittelnden Daten einen direkten Vergleich der Abschnitte untereinander ermöglichen und so Rückschlüsse auf die Wirkung der durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen zulassen. So finden sich neben dem revitalisierten Gewässerabschnitt ein ausgebauter Bereich mit angrenzenden Wirtschaftsflächen sowie naturnahe Gewässerstrecken in einem Waldgebiet im Bereich der Probestrecken. Die Länge der Beprobungstrecken ist auf 100 Meter festgelegt. Die Abschnittslänge von 100 Metern eignet sich für eine aussagekräftige Erfassung der Fischfauna (Salva, mdl. 2012), ebenso wie für das ausgewählte Gewässerstrukturgüteverfahren.

Die ausgewählten Gewässerabschnitte wurden zu Beginn der Datenerhebungen mit Hilfe eines GPS-Gerätes von Garmin genau verortet. Mit Hilfe dieser satellitengestützten Einmessung der einzelnen Probestrecken ist eine Wiederauffindbarkeit im Gelände gewährleistet, wodurch lagegenaue Folgeuntersuchungen ermöglicht werden.

5.1.1 Probestrecke I

Die Probestrecke I befindet sich ca. 200 Meter oberhalb der Hunte-Mündung. Die Probestrecke I ist ein Teil des im Jahr 2009 revitalisierten Abschnittes im Unterlauf der Ellenbäke.

Die Probestrecke wurde mit Hilfe einer GPS – Peilung genau im Gelände verortet:

Streckenanstang: Rechtswert 3463364 / Hochwert 5851992

Streckenende: Rechts-Wert 3463275 / Hoch-Wert 5852017.

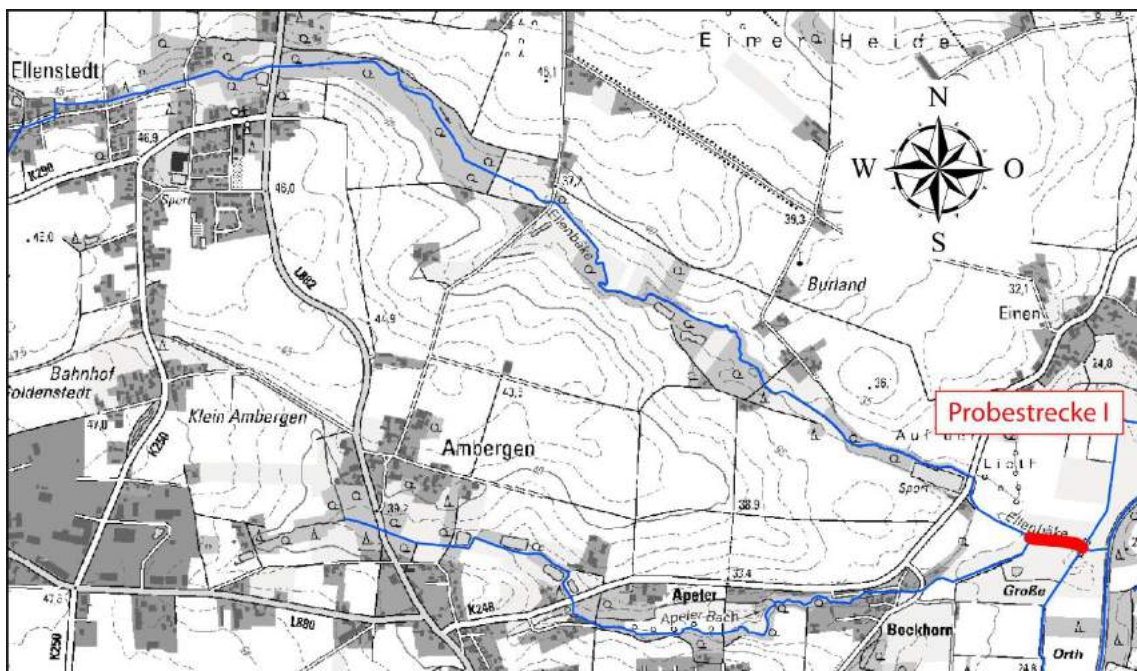


Abb. 5: Lage der Probestrecke I im Längsverlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 1:25.000 des LGLN (2012 1)

Die Uferbereiche der Gewässerstrecke und die angrenzende, neu angelegte Sekundär-Aue sind mit einer dichten Hochstaudenflur und zahlreichen Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) bewachsen. In den Sommermonaten des Jahres ist der Gewässerverlauf bzw. das Gewässer aufgrund des Uferbewuchses nur noch schwer erkennbar. In diesem Abschnitt grenzen beidseitig Grünlandflächen an die Sekundäraue.

Die Durchführung der Untersuchungen wurde durch eine, von dem Tückerverein Goldenstedt e. V. durchgeführten Handmähd der Uferränder wesentlich erleichtert, da aufgrund der dichten Vegetation die Begehung des Ufers nur unter erschwerten Bedingungen möglich gewesen wäre. Die Handmähd der Uferlinien ist Teil der noch bestehenden Gewässerunterhaltungsmaßnahmen zur Abfluss- und Ufersicherung. Diese wird sobald als möglich eingestellt, da die Ufer eine für löss- und lehmgeprägte Fließgewässer typische stabile Struktur ausbilden. Dazu tragen zum großen Teil auch die angepflanzten Schwarzerlen mit ihrer starken Wurzelausbildung bei, die gleichzeitig wichtige Unterstände für die Fauna des Gewässers schaffen. Die Gewässersohle zeichnet sich durch den Wechsel von kiesigen und sandigen bis lehmigen Bereichen aus. Gleichzeitig scheint der Sandeintrag in diesen Gewässerabschnitt überhöht und überlagert in einigen Bereichen die kiesige Grundstruktur der Gewässersohle.



Abb. 6: Zustand des revitalisierten Gewässerabschnittes im Juni 2012. (Foto: J. Kiefer)



Abb. 7: Ausschnitt des revitalisierten Bereichs der Ellenbäke (Foto: J. Kiefer)



Abb. 8: Strukturelement im revitalisierten Abschnitt der Ellenbäke: Eine Schwarzerle bildet zahlreiche Wurzeln aus (Foto: J. Kiefer)



Abb. 9: Kiesbank im revitalisierten Abschnitt der Ellenbäke (Foto: J. Kiefer)



Abb. 10: Versandung von Kies-Strukturen im revitalisierten Abschnitt der Ellenbäke (Foto: J. Kiefer)

5.1.2 Probestrecke II

Die Probestrecke II befindet sich ungefähr 100 Meter unterhalb der Kreisstraße K248 und grenzt unmittelbar an den revitalisierten Teilabschnitt der Ellenbäke an. Die Koordinaten dieses Gewässerabschnittes lauten:

Streckenanfang: Rechts-Wert 3463094 / Hoch-Wert 5852069

Streckenende: Rechts-Wert 3463021 / Hoch-Wert 5852120.

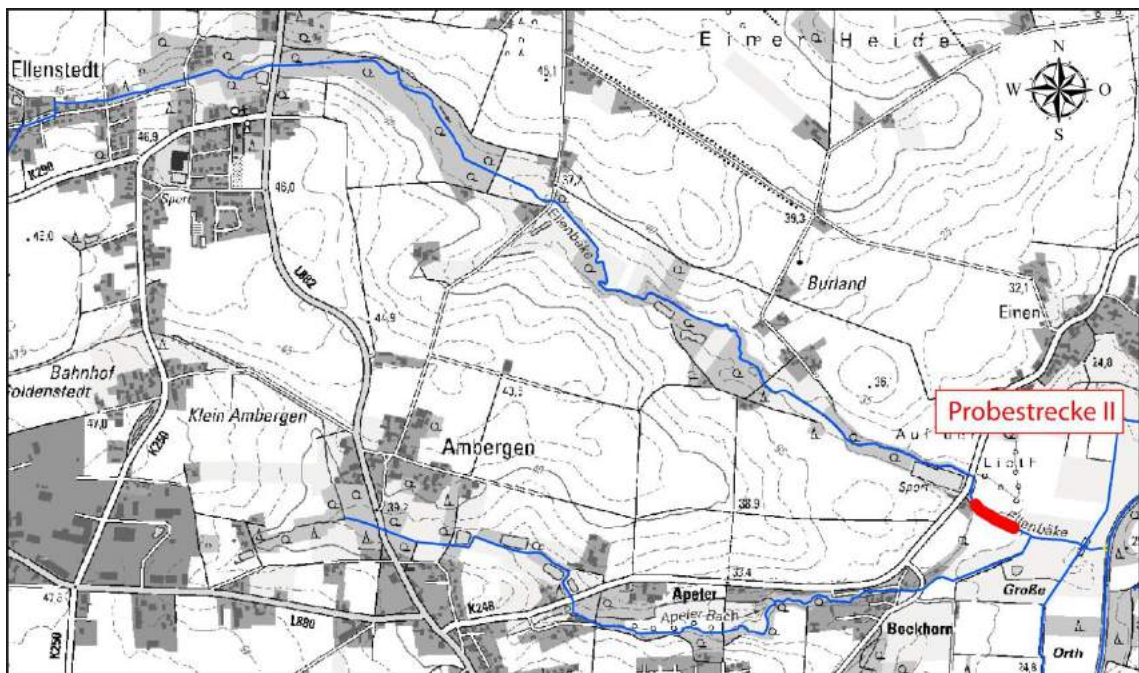


Abb. 11: Lage der Probestrecke II im Längsverlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 25 des LGLN (2012 1)

Diese Probestrecke befindet sich in einem ausgebauten Zustand. Zu erkennen sind Reste einer aus Holz bestehenden Uferbefestigung an den im Wasser liegenden Uferrändern. Ein Sohlenverbau liegt nicht vor. Das Gewässer ist stark in das Gelände eingetieft. Die Uferböschungen unterliegen einer regelmäßigen Gewässerunterhaltung durch die Mahd des Uferbewuchses. An das Gewässer grenzen beidseitig, durch einen Böschungstreifen mit Einzelgehölzen auf der linken und einem Unterhaltungsweg auf der rechten Uferseite, Ackerflächen an. Das Gewässerbett verläuft ohne Tiefenvarianzen einförmig gestreckt, die Gewässersohle setzt sich aus Sand und Detritus zusammen. Nennenswerte morphologische Strukturen sind nicht vorhanden. Die Probestrecke II entspricht dem Zustand der Probestrecke I vor Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahmen.



Abb. 12: Zustand des ausgebauten Gewässerabschnittes im Juni 2012 (Foto: J. Kiefer)



Abb. 13: Zustand des ausgebauten Gewässerabschnittes der Ellenbäke im Oktober 2012 (Foto: J. Kiefer)



**Abb. 14: Vollständig versandete Gewässersohle im ausgebauten Abschnitt der Ellenbäke
(Foto: J. Kiefer)**

5.1.3 Probestrecke III

Die dritte Probestrecke befindet sich direkt bei den zwei Fischteichen bei Burland ca. 1,2 km nordöstlich von Ambergen im Mittellauf der Ellenbäke und hat die Koordinaten

Streckenbeginn: Rechts-Wert 3461957 / Hoch-Wert 5852838

Streckenende: Rechts-Wert 3461858 / Hoch-Wert 5852876.

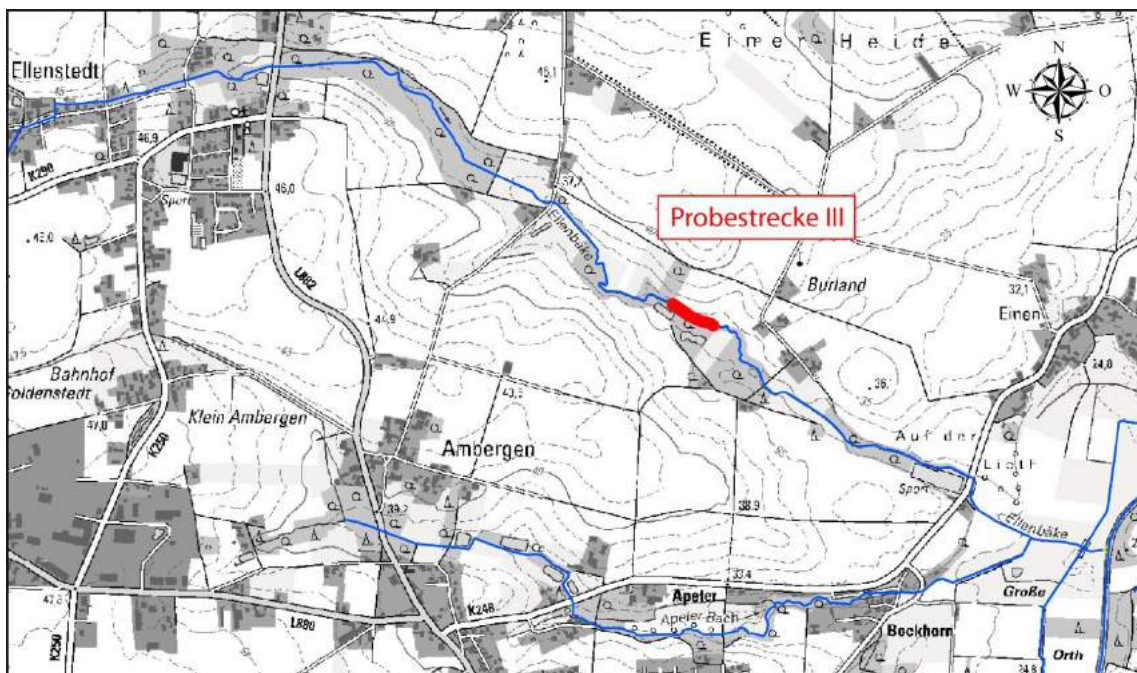


Abb. 15: Lage der Probestrecke III im Längsverlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 25 des LGLN (2012 1)

Das Gewässer ist in diesem Abschnitt von bodenständigen Waldflächen aus Erlen und Eschen umgeben die keine forstliche Bewirtschaftung zeigen. Die Ellenbäke weist in diesem Bereich einen mäandrierenden Verlauf auf. Die Sohlstruktur setzt sich neben den kiesigen und mergeligen Substraten aus einem hohen, zum Teil unnatürlichen Sand-Anteil zusammen. Die Ufer und die Sohlstruktur bilden zahlreiche Unterstände und weisen viele besondere Laufstrukturen auf. Verbauungen sind nicht zu erkennen, ebenso ist eine Gewässerunterhaltung nicht erkennbar. Direkt südlich dieser Probestrecke gelegen, befinden sich mehrere künstliche Fischteiche ohne direkten Anschluss an das Fließgewässer.



Abb. 16: Verlauf der Ellenbäke im Probeabschnitt III (Foto: J. Kiefer)



Abb. 17: Unterspültes Ufer als ein potenzieller Unterstand für Fische (Foto: J. Kiefer)



Abb. 18: Abbruchkante am Ufer der Ellenbäke (Foto: J. Kiefer)

5.1.4 Probestrecke IV

Die Probestrecke IV im Oberlauf der Ellenbäke befindet sich nördlich von Ellenstedt direkt unterhalb der Straße L882. Die GPS - Koordinaten lauten:

Streckenbeginn: Rechts-Wert 3460521 / Hoch-Wert 5843762

Streckenende: Rechts-Wert 3460451 / Hoch-Wert 5853753.

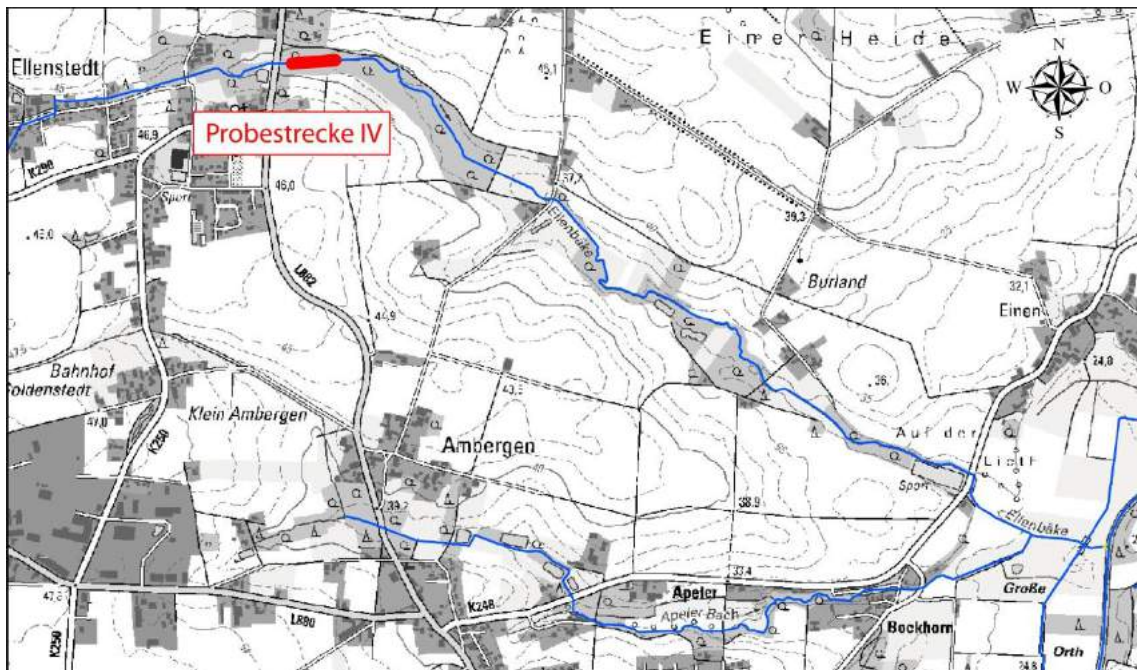


Abb. 19: Lage der Probestrecke IV im Längsverlauf der Ellenbäke auf Grundlage der TK 25 des LGLN (2012 1)

Dieser Streckenabschnitt befindet sich, wie Probestrecke III ebenfalls in einem überwiegend aus Erlen und Eschen bestehendem Waldgebiet. Das Gewässer weist einen geschlängelten Verlauf auf. Die Sohlstruktur setzt sich aus Kies- Sand und Lehmanteilen zusammen. Merkmale für eine Gewässerunterhaltung sind nicht vorhanden. Diese einzelnen Parameter erlauben, diese Probestrecke als naturnah anzusprechen. Aufgrund eines nur sehr geringen Wasserstandes kann ein Trockenfallen in den Sommermonaten angenommen werden.



Abb. 20: Verlauf der Ellenbäke im Bereich der Probestrecke IV (Foto: J. Kiefer)



Abb. 21: Natürlich kiesige Sohlenstruktur im Bereich der Probestrecke IV (Foto: J. Kiefer)

5.2 Analyse von chemisch-physikalischen Parametern

Für diese Arbeit wurden die chemisch-physikalischen Parameter Leitfähigkeit in MikroSiemens (μS) die Wassertemperatur in Grad Celsius ($^{\circ}\text{C}$), der Sauerstoffgehalt des Wassers in Milligramm (mg) und die Sauerstoffsättigung in Prozent (%) erfasst werden. Die Ermittlung der Daten erfolgte im Rahmen der E-Befischung am 19.10.2012. Für die Bestimmung der Leitfähigkeit wurde das Taschengerät Cond 315i der Firma WTW verwendet. Die Wassertemperatur und die Sauerstoffsättigung sowohl in mg als auch in % wurden mit dem Handy Polaris der Firma OxyGuard ermittelt.

Auch wenn die chemisch-physikalischen Parameter nicht in erster Linie dem Ziel der vorliegenden Arbeit dienen, erfolgte deren Aufnahme, um die für die weiteren Parameter erfassten Daten in den entsprechenden Kontext zu setzen.

5.3 Gewässerstrukturgütekartierung

Die nachstehenden Angaben beziehen sich, sofern nicht anders angegeben auf die von Manfred RASPER bearbeitete Veröffentlichung „Gewässerstrukturgütekartierung in Niedersachsen – Detailverfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer“ des NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESAMTES FÜR ÖKOLOGIE (2001).

Die für diese Arbeit durchgeführte Gewässerstrukturgütekartierung erfolgte nach dem von Manfred Rasper entwickelten Verfahren „Gewässerstrukturgütekartierung in Niedersachsen - Detailverfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer“ des NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESAMTES FÜR ÖKOLOGIE (2001). Die Kartierung wurde am 20.10.2012 bei bedecktem Wetter und Niedrigwasser durchgeführt. Durch die geringe durchschnittliche Gewässerbreite und dem ebenfalls niedrigen Wasserstand konnte die Aufnahme der zu bewertenden Parameter unter guten Bedingungen erfolgen. Es wurden dabei die vorher festgelegten Probestrecken I - IV erfasst und bewertet.

Dieses Verfahren zur Bewertung der Gewässerstruktur von kleinen und mittelgroßen Fließgewässern ist in Niedersachsen das gängige Verfahren und wird standardmäßig angewendet.

Mit diesem Verfahren werden Gewässerabschnitte mit einer Länge von 100 Metern erfasst und bewertet. Betrachtet werden die Hauptparameter Laufentwicklung, Längsprofil, Querprofil, Sohlenstruktur, Uferstruktur und Gewässerumfeld mit jeweils insgesamt 30 Einzelparametern, die den Hauptparametern zugeordnet werden. Dem Hauptparameter Laufentwicklung werden die Einzelparameter Laufkrümmung, Krümmungserosion, Längsbänke und besondere Laufstrukturen zugeordnet. Die Einstufung des Längsprofils wird durch die Parameter Querbauwerke, Rückstau, Verrohrung, Querbänke, Strömungsdiversität und Tiefenvarianz ermittelt. Die Qualität des Querprofils ergibt sich aus dem Profiltyp, der Profiltiefe, der Breitenerosion und Breitenvarianz sowie möglichen Durchlässen. Die Sohlenstruktur des Gewässers setzt sich aus den Einzelparametern Sohlensubstrat, Sohlenverbau, Substratdiversität und dem Vorhandensein von besonderen Sohlenstrukturen zusammen. Der Hauptparameter Uferstruktur untergliedert sich in die Einzelparameter Uferbewuchs, Uferverbau und besonderen Uferstrukturen. Der Hauptparameter Gewässerumfeld ergibt sich aus den Einzelparametern Flächennutzung, Gewässerrandstreifen und den sonstigen Umfeldstrukturen des Gewässers

Das Verfahren bietet dabei zwei Bewertungsmethoden: Die auf einer Index-Berechnung basierende Bewertung und die Bewertung anhand funktionaler Einheiten.

Bei der Index- gestützten Bewertung werden die 30 Einzelparameter im Gelände bewertet und eingestuft. Aus den Einzelwerten ergibt sich in einer zusammenfassenden Berechnung die Gesamtbewertung des Gewässers. Die Bewertung anhand funktionaler Einheiten erfolgt in direktem Bezug zum jeweiligen Referenzgewässer (Strukturgüteklasse 1) des zu untersuchenden Gewässers. Dabei wird eine abstufende Einteilung (Strukturgüteklasse 2 bis 7) des Gewässers vorgenommen. Die Beschreibung und Bedeutung der einzelnen Strukturgüteklassen sind in Tabelle 4 näher erläutert.

Diese Art der Bewertung kann aufgrund unterschiedlicher gewässerspezifischer Vorstellungen der Kartierer ein erhöhtes Diskussionspotenzial bieten. Die Ergebnisse der Index- bzw. Funktionsbewertung sind im Idealfall identisch. Abweichungen von einer Stufe gelten als noch akzeptabel. Bei Abweichungen von zwei oder mehr Stufen kann von einer falschen Einstufung der funktionalen Parameter ausgegangen werden.

Tab. 4: Gewässerstrukturgüteklassen

Struktur- güteklasse	Veränderung gegenüber dem potenziell natürlichem Zustand (Leitbild)	Kurzbeschreibung
1	unverändert	Gewässerstruktur entspricht dem potenziell natürlichem Zustand
2	gering verändert	Gewässerstruktur ist durch einzelne, kleinräumige Eingriffe nur gering beeinflusst
3	mäßig verändert	Gewässerstruktur ist durch mehrere kleinräumige Eingriffe nur mäßig beeinflusst
4	deutlich verändert	Gewässerstruktur ist durch verschiedene Eingriffe z.B. in Sohle, Ufer, durch Rückstau und/oder Nutzungen in der Aue deutlich beeinflusst
5	stark verändert	Gewässerstruktur ist durch Kombination von Eingriffen, z.B. in die Linienführung, durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzungen in der Aue stark beeinträchtigt
6	sehr stark verändert	Gewässerstruktur ist durch Kombination von Eingriffen z.B. in die Linienführung, durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzungen in der Aue stark beeinträchtigt
7	vollständig verändert	Gewässerstruktur ist durch Eingriffe in die Linienführung, durch Uferverbau, Querbauwerke, Stauregulierung, Anlagen zum Hochwasserschutz und/oder durch die Nutzungen in der Aue vollständig verändert

Die Fließgewässer des löss- lehmgeprägten Typus stellen bei der Gewässerstrukturgütekartierung einen Sonderfall dar. So ist die Einstufung des Hauptparameters „Querprofil“ ohne die Bewertung zweier Einzelparameter vorzunehmen. Der Einzelparameter „Profiltiefe“ wird aufgrund der hohen natürlichen Einschnittstiefe in das Gelände nicht in die Bewertung mit einbezogen. Gleiches gilt für den Parameter „Breitenerosion“, da Fließgewässer diesen Typus natürlich stabile Uferstrukturen ausbilden.

Auf eine Darstellung der Ergebnisse aus der Bewertung der Gewässerstruktur an Hand funktionaler Einheiten wurde in der hier vorliegenden Arbeit bewusst verzichtet, da für eine Bewertung der Auswirkungen der Revitalisierungsmaßnahme das Indexsystem mit den einzelnen Bewertungsparametern für eine Analyse die bessere Grundlage bildet.

5.4 Erfassung der Fischfauna

Die im Rahmen dieser Arbeit vorgenommene Elektro-Befischung der Ellenbäke wurde durch den Dipl.- Biologen Dr. Jens Salva durchgeführt. Dabei kam ein batteriebetriebenes Gerät der Firma Bretschneider Typ EFGI 650 zum Einsatz. Dieses Gerät erreicht in der Einstellung „Gleichstrom“ eine Leistung von 650 W. Die Befischung des Gewässers wurde immer im Wasser stromaufwärts watend vorgenommen. Gefischt wurde dabei mit einer Spannung von 135 V. Die notwendigen Einstellungen wurden dabei immer von Herrn Dipl.-Biologen Dr. Jens Salva vorgenommen und an die vorherrschenden Gewässerverhältnisse angepasst um einen bestmöglichen Fangerfolg zu garantieren.

Die Befischung erfolgte am Vormittag des 19.10.2012 bei klarem, zum Teil sonnigem Wetter. Die Erfassungsbreite erstreckte sich dabei in der Regel über die gesamte Breite des Fließgewässers. Um eine Doppelerfassung von Fischen zu vermeiden, wurden diese kurzzeitig dem Gewässer entnommen. Alle gefangenen Fische wurden in einer mit Wasser gefüllten Kunststoffwanne gehalten und nach Beendigung der Elektro-Befischung in den vier verschiedenen Probestrecken bestimmt und vermessen (Totallänge, abgerundet auf volle Zentimeter) und abschließend an verschiedenen Stellen der Probestrecke wieder in das Gewässer eingebracht.

Für die Bestandserfassung der Fischfauna wurde die Methode der Elektro-Fischerei ausgewählt, da sie nach KÄMMEREIT (2000 b) eine besonders geeignete Methode ist, um den Fischbestand eines Gewässers zu erfassen und zu bestimmen. Dabei vereint diese Methode mehrere Vorteile in sich. Die Elektrobefischung ist eine schonende, dem Tierschutz gerecht werdende Fangmethode. Dabei ist sie sehr effektiv und führt bei gewissenhafter Anwendung zu hohen Fangerfolgen im Erfassungsbereich. Gleichzeitig ist die Methode schnell einsetzbar und liefert innerhalb kürzester Zeit belastbare Ergebnisse.

Die Bewertung der Fischfauna soll mit dem von DÜBLING et. al. (2010) im Verbundprojekt zur Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß der EG-WRRL entwickelten fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (fiBS), Version 8.0.6.a, erfolgen.

6. Ergebnisse

Die Darstellung der Ergebnisse untergliedert sich in die erfassten Qualitätsparameter Gewässerstruktur, Fischfauna und chemisch-physikalische Parameter. Die Darstellungen der Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung sind in die einzelnen Hauptbewertungsparameter untergliedert. Die Ergebnisse der Elektrobefischung sind aufgeschlüsselt in die Gliederungspunkte Gesamtfang, Dominanzverhältnisse, Diversität, Verbreitung im Untersuchungsgebiet, Längenklassen und Gefährdungsgrade.

6.1 Chemisch-physikalische Parameter

Die durchgeführten Messungen haben für die vier beprobten Gewässerabschnitte ähnliche Ergebnisse ergeben. Die beabsichtigte Messung des pH-Wertes in allen vier Probestrecken konnte aufgrund eines technischen Defektes am Messgerät nicht durchgeführt werden.

Vom Unterlauf der Ellenbäke ausgehend, steigerte sich die Leitfähigkeit des Wassers in Richtung Oberlauf. Die Leitfähigkeit des Wassers im Bereich der Probestrecke I im Unterlauf lag bei 593 μS , innerhalb der Probestrecke II bei 566 μS , in der Probestrecke III bei 573 μS und in der Probestrecke IV im Oberlauf bei 593 μS .

Für den Sauerstoffgehalt in mg ergibt sich eine genau gegenteilige Entwicklung. Dieser nimmt vom Unterlauf zum Oberlauf ausgehend ab. Liegen die Probestrecken I und II noch bei einem Sauerstoffgehalt von 8,7 mg sind es im Bereich der Probestrecke III nur noch 6,6 bzw. 6,4 mg innerhalb der Probestrecke IV. Aus diesen Werten ergeben sich damit auch unterschiedliche Sauerstoffsättigungsgrade in den jeweiligen Gewässerabschnitten. Die Sauerstoffsättigung in den Probestrecken I und II erreicht einen Wert von 81 %. Das Wasser in den Probestrecken III und IV ist deutlich weniger mit Sauerstoff gesättigt. Beide Probestrecken weisen mit einer 61 bzw. 59 prozentigen Sättigung aber einen ähnlichen Wert auf.

Die gemessenen Wassertemperaturen ergaben keine großen Schwankungen im Verlauf der Ellenbäke. Die Probestrecken I, II und III ergaben jeweils eine Temperatur von 12 Grad Celsius. Allein die Probestrecke IV war mit 13 Grad Celsius ein Grad wärmer.

Tab. 5: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen für alle vier Probestrecken

Untersuchte Parameter	Übersicht Probestrecken			
	Probestrecke I	Probestrecke II	Probestrecke III	Probestrecke IV
Leitfähigkeit in μS	554	566	573	593
Wassertemperatur in $^{\circ}\text{C}$	12	12	12	13
Sauerstoffgehalt in mg	8,7	8,7	6,6	6,4
Sauerstoffsättigung in %	81	81	61	59
pH-Wert	---	---	---	---

6.2 Gewässerstrukturgütekartierung

Das hier angewendete Verfahren zur Gewässerstrukturgütekartierung räumt die Darstellung der Ergebnisse nach Bedarf auch in einem unterschiedlichen Detaillierungsgrad, von den Einzelparametern ausgehend bis zur Gesamtbewertung ein (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE, 2001). In diesem Fall wurde für die Gesamtbewertung eine kartographische und textliche Darstellung gewählt. Zusätzlich werden die Bewertungen der Einzelparameter in Text- und tabellarischer Form dargestellt. Damit soll eine bessere Möglichkeit des Vergleiches der hier betrachteten Probestrecken erreicht werden.

Gesamtbewertung

Die durchgeführte Fließgewässerkartierung hat für die einzelnen Abschnitte unterschiedliche Ergebnisse ergeben. Die Bewertung des revitalisierten Abschnittes mit angrenzender Sekundär-Aue, die Probestrecke I, ergab eine Einteilung in die Strukturgüteklasse 3, dieser Abschnitt gilt demnach als mäßig verändert. Der in ein Regelprofil ausgebaute Abschnitt II wird mit der Strukturgüteklasse 7 als vollständig verändert bewertet und weist die größten und erheblichsten strukturellen Defizite auf. Der Probeabschnitt II ist damit der am negativsten bewertete Gewässerbereich der Ellenbäke innerhalb dieser Kartierung. Der von Wald umgebene Probeabschnitt III weist demgegenüber ein gänzlich anderes gewässerstrukturelles Erscheinungsbild auf. In der abschließenden Gesamtbewertung erreicht dieser Gewässerabschnitt die Güteklasse 1 und gilt demnach gegenüber dem potenziellen natürlichen Zustand als unverändert. Die Probestrecke IV wird in die Güteklasse 2 eingestuft und gilt als gering verändert. Die durchgeführte Kartierung spiegelt somit die zum Teil erheblichen Unterschiede im Bereich der Gewässerstruktur und des Erscheinungsbildes wieder. Innerhalb der relativ kurzen Gewässerlänge von 5,47 km gibt es eine inhomogene Gewässerstruktur, die teilweise dem potenziellen natürlichen Zustand entspricht, gleichzeitig aber auch durch verschiedenartige Eingriffe in bestimmten Gewässerabschnitten in eben dieser Struktur vollständig verändert ist.

**Tab. 6: Ergebnis der Indexbewertung der durchgeführten Gewässer-
strukturgütekartierung für alle vier Probestrecken**

		Indexbewertung Gewässerstrukturgüte im Vergleich (teilw. Durchschnittsangaben)			
		PS I	PS II	PS III	PS IV
Laufentwicklung	Laufkrümmung	5	7	1	5
	Krümmungserosion	5	7	1	5
	Längsbänke	5	7	3	2
	Besondere Laufstrukturen	5	7	2	3
	Güteklasse Laufentwicklung:	5	7	1	4
Längsprofil	Querbauwerke	keine	keine	keine	keine
	Rückstau	Kein	kein	kein	kein
	Verrohrung	keine	keine	keine	keine
	Querbänke	7	7	5	4
	Strömungsdiversität	3	7	3	5
	Tiefenvarianz	3	5	1	1
	Güteklasse Längsprofil:	5	7	3	3
Querprofil	Profiltyp	2	7	1	2
	Profiltiefe	X	X	X	X
	Breitenerosion	X	X	X	X
	Breitenvarianz	3	7	2	2
	Durchlässe	keine	keine	keine	keine
	Güteklasse Querprofil:	2	7	1	2
Sohlenstruktur	Sohlensubstrat	7	7	7	0
	Sohlenverbau	kein	kein	kein	kein
	Substratdiversität	2	4	1	1
	Besondere Sohlenstrukturen	1	7	1	4
	Güteklasse Sohlenstruktur:	3	6	3	1
Uferstruktur	Uferbewuchs	4	4	1	1
	Uferverbau	kein	kein	kein	kein
	Besondere Uferstrukturen	5	7	2	3
	Güteklasse Uferstruktur:	4	6	1	2
Gewässerumfeld	Flächennutzung	2	6	1	1
	Gewässerrandsreifen	1	6,5	1	1
	Sonstige Uferstrukturen	keine	keine	keine	keine
	Güteklasse Gewässerumfeld:	2	6	1	1
Güteklasse Gesamtbewertung:		3	7	1	2

Laufentwicklung

Die Laufentwicklung der Ellenbäke im revitalisierten Abschnitt (Probestrecke I) ist nach Einstufung der entsprechenden Einzelparameter in die Strukturgüteklasse 5 einzuordnen. Alle vier Einzelparameter werden als stark verändert eingestuft.

Die Bewertung der Laufentwicklung der Ellenbäke im Bereich der Probestrecke II ist als vollständig verändert anzusehen. Alle Einzelparameter werden einheitlich in die Güteklasse 7 eingestuft.

Im Gegensatz dazu steht der Probeabschnitt III mit unterschiedlichen Bewertungen der Einzelparameter. Die Laufkrümmung wurde als mäandrierend eingestuft und gilt damit als unverändert gegenüber dem potenziellen natürlichen Zustand. Die Krümmungserosion der Ellenbäke innerhalb dieses Abschnittes ist vereinzelt schwach vorhanden und gilt damit ebenfalls als unverändert. Das Vorhandensein von zwei Längsbänken gilt als mäßig verändert. Gleichzeitig sind mehrere besondere Laufstrukturen vorhanden, was eine Einstufung in die Strukturgüteklasse 2 zur Folge hat.

Die Einzelparameter sind im Bereich der Probestrecke IV ebenfalls unterschiedlich bewertet. Die schwach geschwungene Laufkrümmung und die nur vereinzelt schwach vorhandene Krümmungserosion führt bei diesen beiden Einzelparametern zur Einstufung als „stark veränderter“ Gewässerabschnitt. Die Existenz von mehreren Längsbänken in diesem Gewässerabschnitt gilt als gering veränderter Zustand. Zwei vorhandene, besondere Laufstrukturen gelten für den Einzelparameter der besonderen Laufstrukturen als mäßig verändert.

Insgesamt ist damit der Hauptparameter Laufentwicklung mit einer jeweiligen Einstufung in die Strukturgüteklassen 5, 7, 1 und 4 sehr inhomogen und unterschiedlich stark beeinträchtigt.

Längsprofil

Das Längsprofil der einzelnen Probestrecken ergibt ebenfalls ein differenziertes Bild der Ellenbäke. In allen Probestrecken befinden sich keine Querbauwerke, findet kein Rückstau statt, noch sind in diesen Bereichen Teile der Ellenbäke verrohrt. Gleichzeitig fehlen in der Probestrecke I und II aber Querbänke, sodass der Einzelparameter Querbänke nur in die Güteklasse 7 eingestuft werden kann und damit als vollständig verändert gegenüber dem Leitbild gilt. Die Probestrecken III und IV weisen Ansätze bzw. eine Querbank auf und sind mit der Strukturklasse 5 bzw. 4 zwar etwas besser als die Probestrecken I und II jedoch immer noch weit entfernt von einem leitbildnahen

Zustand. Die Strömungsdiversität variiert im Bereich der unteren Strukturgüteklassen. In der Probestrecke I ist die Strömungsdiversität noch als mäßig zu bewerten, während in der Probestrecke II keine Unterschiede im Strömungsbild des Gewässers festgestellt werden konnten. Die Strömungsdiversität im Bereich der Probestrecke III ist ebenfalls als mäßig zu bewerten. Die im Oberlauf der Ellenbäke liegende Probestrecke IV weist ebenfalls nur eine geringe Strömungsdiversität auf und ist damit als stark verändert einzustufen. Die Tiefenvarianz in den untersuchten Abschnitten der Ellenbäke reicht von einer mäßigen Tiefenvarianz der Güteklasse 3 in der Probestrecke I über geringe Varianzen in der Probestrecke II bis hin zu großen Tiefenvarianzen in den beiden Probestrecken III und IV.

In der Gesamtbewertung des Hauptparameters „Längsprofil“ gilt dieser in allen untersuchten Gewässerabschnitten der Ellenbäke als mindestens mäßig verändert und weist so noch unterschiedlich starke Defizite auf.

Querprofil

Der Profiltyp wird in den Probestrecken I, III und IV als mindestens annäherndes Naturprofil eingestuft. Der Gewässerbereich innerhalb der Probestrecke III entspricht sogar ohne Einschränkungen dem leitbildentsprechenden Naturprofil. Einzig die Probestrecke II erreicht mit dem vorhandenen Regelprofil die Einstufung in die Strukturgüteklasse 7. Die Einzelparameter Profiltiefe und Breitenerosion gehen aufgrund des löss-lehm geprägten Fließgewässer-Typus nicht in die Bewertung ein (vgl. Kapitel 5.3).

Die Breitenvarianz dieses Gewässertyps ist aufgrund der stabilen, bindigen Ufer natürlicherweise schon nicht sehr ausgeprägt. Daher gilt der Probeabschnitt I mit einer geringen Breitenvarianz als mäßig verändert. Die Probestrecken III und IV weisen eine mäßig Breitenvarianz auf die als nur gering verändert anzusehen ist. Einzig die Probestrecke II ist mit keiner vorhandenen Breitenvarianz wieder als vollständig verändert anzusehen. Der revitalisierte Streckenabschnitt zeigt bei der Einstufung dieses Hauptparameters somit schon eine deutliche Abgrenzung zum ausgebauten Gewässerabschnitt und nähert sich in den Einstufungen den naturnäheren Abschnitten an.

Sohlenstruktur

Die zur Bewertung des Hauptparameters „Sohlenstruktur“ aufgeführten Parameter weisen im Vergleich aller Probestrecken Ähnlichkeiten auf. Neben den vorhandenen verschiedenen Substratformen bildet Sand in allen Probestrecken einen wesentlichen Anteil des Sohlsubstrates. Der Sandanteil ist in den Abschnitten I, II und III zwar unterschiedlich hoch, für diesen Gewässertyp jedoch unnatürlich hoch und wirkt sich negativ auf das Gewässer aus. Dies führt zu einer Einstufung in die Strukturgüteklasse 7. Der Sandanteil in der Probestrecke IV kann noch als dem Fließgewässertyp entsprechend angesehen werden. Ein Sohlenverbau ist in keiner der vier Probestrecken zu erkennen.

Die Substratdiversität reicht von einer mäßigen Diversität innerhalb der Probestrecke I bis hin zu einer großen Diversität in den Probestrecken III und IV. Nur in der Probestrecke II ist die Substratdiversität als gering einzustufen.

Viele besondere Sohlstrukturen befinden sich in den Probestrecken I und III. Das ergibt eine Einstufung in die Strukturgüteklasse 1. Die Probestrecke II ist frei von jeder besonderen Sohlstruktur und erreicht damit nur die Güteklasse 7. In der Probestrecke IV gibt es eine besondere Sohlstruktur, was der Güteklasse 4 entspricht.

Uferstruktur

Der Uferbewuchs der Probestrecke I setzt sich aus einer bodenständigen Hochstaudenflur und zahlreichen Schwarzerlen zusammen. Daraus ergibt sich die Einteilung in die Güteklasse 4. Diese Bewertung trifft auch auf die Probestrecke II zu. Die Vegetation um die Probestrecken III und IV ist ein bodenständiger Wald und stellt den Idealfall dar. Daraus ergibt sich die Einstufung in die Güteklasse 1.

In keinem der untersuchten Gewässerabschnitten ist ein unterhaltener Uferverbau zu erkennen. Lediglich in der ausgebauten Probestrecke finden sich Überreste einer alten Uferverbauung aus Holzpfehlen.

Die Bewertung der besonderen Uferstrukturen ergibt ein sehr differenziertes Bild der einzelnen Probestrecken. Lassen sich in der Probestrecke I bis jetzt nur Ansätze von besonderen Uferstrukturen finden, sind in der Probestrecke III schon mehrere und in der Probestrecke IV zwei besondere Strukturen vorhanden. Dies führt jeweils zu einer Einstufung in die Güteklassen 5, 2 und 3. Demgegenüber steht die Probestrecke II mit keiner besonderen Uferstruktur.

Gewässerumfeld

Die im Bereich der Probestrecke I liegenden Flächen setzen sich zu beiden Uferseiten aus 10 – 50 % einer typischen Auensituation (Strukturgüteklasse 1) und zu mehr als 50 % Grünlandflächen zusammen (Strukturgüteklasse 3).

Die an die Probestrecke II angrenzenden Flächen unterliegen zu mehr als 50 % einer ackerbaulichen Nutzung. Im Gegensatz dazu stehen die Probestrecken III und IV mit einem angrenzenden, bodenständigen Wald.

Der vorhandene Gewässerrandstreifen im Abschnitt der Probestrecke I unterliegt der natürlichen Sukzession. Die im Bereich der Probestrecke II direkt angrenzende Fläche unterliegt mit einer regelmäßig durchgeführten Mahd einer wasserbaulichen Nutzung. Flächiger, bodenständiger Wald stellt den Gewässerrandstreifen der Probestrecken III und IV dar.

Sonstige Umfeldstrukturen sind in keinem der ausgewählten Abschnitte erkennbar und gehen damit nicht in eine Bewertung mit ein.

Stellt man die hier vorliegenden Ergebnisse der Strukturgütekartierung dem für löss- und lehmgeprägte Fließgewässer festgelegten Leitbildes gegenüber, ergibt sich, wie in Tabelle 7 auf Seite 55 ersichtlich, folgendes Bild.

Tab. 7: Gegenüberstellung der Ergebnisse aus der gewässerstrukturellen Detailkartierung und dem definierten Leitbild für löss- / lehm geprägte Bäche des Tieflandes

Referenzzustand	Parameter	Leitbild	Ausprägungen Ellenbäke Revitalisierter Abschnitt
Laufentwicklung	Laufkrümmung	mäandrierend bis geschlängelt	schwach geschwungen
	Krümmungserosion	vereinzelt bis häufig, schwach ausgeprägt	vereinzelt schwach
	Längsbänke	häufig vorhanden	Ansätze
	Besondere Laufstrukturen	häufig vorhanden	Ansätze
Längsprofil	Querbänke	sehr ausgeprägt, bei hohem Kiesanteil oft abrupte Wechsel von flachen Kiesbänken zu tiefen Lösskolken	keine
	Strömungsdiversität	groß bis sehr groß	mäßig
	Tiefenvarianz	groß bis sehr groß	mäßig
Querprofil	Profiltyp	-	annähernd Naturprofil
	Profiltiefe	natürlicherweise sehr tief bis tief	mäßig tief
	Breitenerosion	schwach ausgeprägt	schwach ausgeprägt
	Breitenvarianz	bei kleinen Oberläufen gering bis mäßig	gering
Sohlenstruktur	Sohlsubstrat	geprägt durch Löss, bzw. Sandlöss, Anteile von Kies und Schotter, stabile Sohle	> 50 % Sand und Kies
	Substratdiversität	Verschiedene Substrattypen kommen regelmäßig vor	mäßig
	Besondere Sohlenstrukturen	häufig vorhanden	mehrere
Uferstruktur	Uferbewuchs beidseitig	Durch Wald oder große Einzelbäume geprägt; ausgeprägte Wurzelflächen	> 50 % Grünland < 10 - 50 % Sukzession mit Erlenaufwuchs
	Besondere Uferstrukturen	Stabile Steilufer, Unterstände und Holzstrukturen	Ansätze
Gewässerumfeld	Flächennutzung links	bodenständiger Laubwald; Überflutung aufgrund großer Profiltiefe nur bei langjährigem Hochwasser	Sekundäraue mit Sukzession, Grünland
	Flächennutzung rechts	bodenständiger Laubwald; Überflutung aufgrund großer Profiltiefe nur bei langjährigem Hochwasser	Sekundäraue mit Sukzession, Grünland
	Gewässerrandstreifen links	bodenständiger Laubwald; Überflutung aufgrund großer Profiltiefe nur bei langjährigem Hochwasser	Randstreifen mit Sukzession
	Gewässerrandstreifen rechts	bodenständiger Laubwald; Überflutung aufgrund großer Profiltiefe nur bei langjährigem Hochwasser	Randstreifen mit Sukzession

6.3 Fischfauna

Gesamtfang

Während der Elektro-Befischung wurden insgesamt 140 Individuen aus sechs Arten in den vier befischten Abschnitten der Ellenbäke erfasst. Die Arten setzen sich aus Querdern von Bachneunaugen, Bachforellen, Meerforellen, Lachsen, Gründlingen, Dreistachliger Stichling und dem Zwergstichling zusammen. Die geschätzte Erfolgsquote der Befischung lag bei ca. 80 %.



Abb. 22: Juvenile Meerforelle (Foto: J. Salva)



Abb. 23: Für die durchgeführte E-Befischung beispielhafter Fang einer Meerforelle
(Foto: J. Salva)

Dominanzverhältnisse

Die Einteilung in die entsprechenden Dominanzklassen erfolgt hierbei nach ENGELMANN (1978) in MÜHLENBERG (1993). Danach gelten Arten mit einem in einem Lebensraum existierenden Vorkommen von 32,0-100 % als eudominant, 10,0-31,9 % also dominant und 3,2-9,9 % als subdominant. Diese drei Dominanzklassen gehören damit zu den Hauptarten. Arten mit einem Vorkommen von 1,0-3,1 % sind rezedent, mit 0,32-0,99 % subrezedent und mit einem Vorkommen von unter 0,32 % als sporadisch vorkommend. Diese Dominanzklassen gehören zu den Begleitarten.

Die Gesamtzahl der Fänge wird mit anteiligen 68,57 % deutlich von der Art *Salmo trutta f. trutta* (Meerforelle) dominiert. Die Meerforelle gilt damit für das Untersuchungsgebiet als eudominant. Der Gründling folgt mit einem Anteil von 17,14% am Gesamtfang und wird demnach als dominant eingestuft. Die Bachforelle und der Dreistachlige Stichling sind mit jeweils 3,57 % vertreten und gelten als subdominant. Die zur Gattung Lampetra gehörenden Querder sind mit einem Fanganteil von 4,29 %

ebenfalls subdominant. Alle voran genannten Arten zählen ihrer Präsenz nach zur Kategorie der sog. „Hauptarten“. Der Lachs ist mit 2,14 % vertreten und eine rezendente Art. Der Dreistachlige Stichling ist mit 0,71 % die am wenigsten vorkommende Art und gilt als subrezedent. Beide Arten werden damit als „Begleitarten“ klassifiziert.

Diversität

Die Anzahl der gefangenen Individuen variierte innerhalb der Probestrecken zum Teil erheblich. Probestrecke I (Revitalisierter Bereich) weist mit 97 gefangenen Individuen aus fünf verschiedenen Arten die höchste Individuendichte und das größte Artenspektrum auf. Innerhalb der Probestrecke II (Ausgebautes Regel-Profil) konnten 16 Individuen aus vier Arten nachgewiesen werden. 27 Individuen aus drei Arten konnten im Verlauf der Probestrecke III (Naturnaher bis natürlicher Abschnitt) nachgewiesen werden. Innerhalb des Probeabschnitts IV (Oberlauf) konnten aufgrund eines sehr geringen Niedrigwasserstandes und einem möglichen Trockenfallen des Gewässers innerhalb der Sommermonate keine Fische nachgewiesen werden. Auffällig war ein großes Vorkommen von Bachflohkrebsen innerhalb dieser Probestrecke.

Verbreitung im Untersuchungsgebiet

An keiner der vier Probestellen wurden alle sieben nachgewiesenen Arten festgestellt. Die maximale Präsenz der Arten Querder, Dreistachliger Stichling, Lachs, Gründling und Meerforelle liegt bei 50 % innerhalb der untersuchten Gewässerstrecken. Lediglich die Bachforelle und der Zwergstichling konnten nur innerhalb einer Probestrecke nachgewiesen werden. Die Verbreitung im Untersuchungsgebiet liegt demnach bei 25 %. Der Verbreitungsschwerpunkt der Arten Meerforelle, Gründling und Dreistachliger Stichling liegt dabei eindeutig innerhalb der Probestrecke I. Die Probestrecke IV nimmt wieder eine Sonderrolle ein und verzerrt das Ergebnis in Teilen (vgl. Tab. 7).

Betrachtet man nur die Probestrecken I, II und III ergibt sich ein sehr heterogenes Bild. Fünf von sieben Arten (Querder, Dreistachliger Stichling, Lachs, Gründling, Meerforelle) sind an den drei genannten Probestrecken präsent.

Tab. 8: Verzeichnis der bei der E-Befischung am 22.10.2012 im Bereich der vier Probestrecken erzielten Fänge

Art	Wissenschaftlicher Name	Absolute Häufigkeit	Abundanzen an Probestrecken				Relativer Fanganteil [%]	Präsenz [%]
			PS 1	PS 2	PS 3	PS 4		
Querder	<i>Lampetra planeri</i>	6	1	5	-	-	4,29	50
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	5	-	-	4	-	3,57	25
Dreis. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	5	2	3	-	-	3,57	50
Lachs	<i>Salmo salar</i>	3	1	-	2	-	2,14	50
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	24	15	7	-	-	17,14	50
Meerforelle	<i>Salmo trutta f. trutta</i>	96	78	-	21	-	68,57	50
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	1	-	1	-	-	0,71	25
Summe Individuen		140	97	16	27	0		
Artenzahl [S]		7	5	4	3	0		

Längenklassen

Die bei der Elektro-Befischung erfassten Individuen sind verschiedenen Längenklassen zuzuordnen. Als Referenz-Quelle für die Einteilung der Fische in entsprechende Längenklassen dienten hierzu die Daten der ARGE-ELBE. Betrachtet wurde die maximale Länge der Altersgruppe 0+ (AG 0+), die Länge der Altersgruppe 1+ (AG 1+) und die Länge der Fische bei Erreichung der Geschlechtsreife. Die maximale Länge von Bachforellen der AG 0+ liegt bei 12 cm und die Länge der AG 1+ bei 17 cm. Die Länge bei Erreichung der Geschlechtsreife beträgt 20 bis 25 cm. Damit entfallen von vier erfassten Exemplaren der Art Bachforelle ein Individuum auf die AG 0+ und drei auf die AG 1+. Ein Exemplar dieser Altersgruppe hat ebenfalls die erforderliche Länge zur Geschlechtsreife erreicht.

Die AG0+ des Dreistachligen Stichlings liegt bei maximal 3,5 cm, die AG1+ bei 5 cm, während die Geschlechtsreife bei einer Länge von 5 bis 6 cm eintritt. Von fünf gefangenen Exemplaren entfallen vier Exemplare auf die AG0+ sowie ein Exemplar auf die AG1+. Dieses Exemplar hat ebenfalls die notwendige Länge für eine Geschlechtsreife erreicht.

Die drei gefangenen Lachse verteilen sich mit 2 Exemplaren auf die AG0+, deren maximale Länge bei 14 cm liegt und einem Exemplar auf die AG1+, die bei 20 cm festgelegt ist. Die erforderliche Länge für eine Geschlechtsreife von 50 -75 cm wird von keinem Individuum erreicht.

Die bei der Befischung am zweit-häufigsten erfasste Art des Gründlings findet sich in allen Längenklassen wieder. Die AG0+ erreicht eine maximale Länge von vier cm.

Von 24 gefangenen Individuen entfallen fünf Individuen auf diese Altersgruppe. Die Länge der AG1+ liegt bei sieben cm. Hierauf entfallen 17 Exemplare die auch gleichzeitig alle die erforderliche Länge von 7 bis 10 cm für die Geschlechtsreife erlangt haben.

Die Meerforelle war bei der Elektro-Befischung mit 96 Individuen am häufigsten vertreten, die gleichzeitig aber alle ausschließlich auf die AG0+ entfallen. Die maximale Länge der AG0+ liegt bei 12 bis 18 cm. Die notwendige Länge der AG1+ von bis zu 25 cm wird von keinem Exemplar erreicht, ebenso wie die Länge von 50 bis 60 cm für eine Geschlechtsreife.

Ein Exemplar des Zwergstichlings wurde erfasst. Dieses Exemplar gehört zur AG0+, hat gleichzeitig aber auch die notwendige Länge zur Erlangung der Geschlechtsreife erreicht. Die maximale Länge dieser Altersgruppe liegt bei 3 cm. Die Geschlechtsreife wird bereits mit einer Länge von drei bis vier cm erlangt. Die Länge der AG1+ beträgt 5 cm.

Tab. 9: Alle gefangenen Arten mit zahlenmäßiger Einteilung in die entsprechenden Längenklassen der Altersgruppe 0+ (AG0+), Altersgruppe 1+ (AG1+) und der jeweiligen Länge bei Geschlechtsreife. Einteilung der Längenklassen auf Grundlage der ARGE ELBE - Wassergütestelle ELBE, Hamburg.

Art	Wissenschaftlicher Name	Längenmaße der Fische		
		Länge AG 0	Länge AG 1+	Länge bei Geschlechtsreife
Querder	<i>Lampetra planeri</i>	-	-	-
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	12 cm	17 cm	20-25 cm
Deistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	3,5 cm	5 cm	5-6 cm
Lachs	<i>Salmo salar</i>	14 cm	20 cm	50-75 cm
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	4 cm	7 cm	7-10 cm
Meerforelle	<i>Salmo trutta f. trutta</i>	12-18 cm	bis 25 cm	50-60 cm
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	3 cm	5 cm	3-4 cm
		Anzahl AG 0	Anzahl AG 1+	Anzahl Geschlechtsreife
Querder	<i>Lampetra planeri</i>	-	-	-
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	1	3	1
Deistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	4	1	1
Lachs	<i>Salmo salar</i>	2	1	-
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	5	17	17
Meerforelle	<i>Salmo trutta f. trutta</i>	96	-	-
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	1	-	1

Gefährungsgrade

Zwei von sieben im Untersuchungsgebiet gefangenen Arten unterliegen nach der Roten Liste für die Bundesrepublik Deutschland einem Gefährungsgrad. Für das Bundesland Niedersachsen sind es sogar drei in eine Gefährungskategorie eingestufte Arten. Wiederum zwei Arten finden sich auch im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie. Der Lachs wird sowohl in Deutschland als auch im Bundesland Niedersachsen als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft. Das Bachneunauge gilt in Deutschland als „gefährdet“, in Niedersachsen bereits als „stark gefährdet“. Als dritte Art ist die Bachforelle in Niedersachsen in der Kategorie „Gefährdet“ gelistet.

Sowohl der Lachs als auch das Bachneunauge befinden sich ebenfalls im Anhang II der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie. Damit sind diese beiden Arten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen.

Tab. 10: Alle gefangenen Arten mit Gefährdungssituation nach Rote Liste der Bundesrepublik Deutschland (RL BRD) (FREYHOF, 2009), Rote Liste Niedersachsen (RL NDS) (GAUMERT & KÄMMEREIT, 1993) und FFH - Richtlinie Anhang II (92/43/EWG) (BfN, 2013). 1 "Vom Aussterben bedroht"; 2 "stark gefährdet"; 3 "gefährdet"; 5 "nicht gefährdet"; Ja - Arten nach FFH - Anhang II

Art	Wissenschaftlicher Name	Gefährungsgrad		
		RL BRD	RL NDS	FFH-Anhang II
Querder	<i>Lampetra planeri</i>	3	2	Ja
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	ungef.	3	--
Deistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	ungef.	5	--
Lachs	<i>Salmo salar</i>	1	1	Ja
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	ungef.	5	--
Meerforelle	<i>Salmo trutta f. trutta</i>	ungef.	2	--
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	ungef.	5	--

Stellt man die in der Ellenbäke erfasste Fischfauna der Referenz-Fischzönose gegenüber, ergibt sich folgendes Bild:

Tab. 11: Potenziell natürliche Fischfauna der Ellenbäke im Vergleich mit den Ergebnissen der Elektro-Befischung

Potenziell natürliche Fischfauna			Tatsächlich nachgewiesen	
DVNR	Art	Abundanz in %	Art	Abundanz in %
9020	Aal	3,0	--	--
9013	Bachforelle	0,5	Bachforelle	3,6
9047	Bachneunauge	4,9	Querder	4,4
9142	Döbel	0,8	--	--
9239	Dreistachliger Stichling	3,0	Dreistachliger Stichling	3,6
9019	Flussbarsch	3,0	--	--
9979	Flussneunauge	0,9	--	--
9006	Gründling	30,1	Gründling	17,5
9009	Hasel	10,0	--	--
9018	Hecht	0,1	--	--
9000	Koppe, Groppe	25,0	--	--
9965	Meerforelle	0,4	Meerforelle	70,1
9949	Neunstachliger Stichling	0,1	Neunstachliger Stichling	0,7
9016	Quappe	0,2	--	--
9023	Rotaugen, Plötze	5,0	--	--
9103	Schmerle	10,0	--	--
9032	Steineißer	3,0	--	--

Fischbasiertes Bewertungssystem (fiBS)

Neben der zahlenmäßigen Auswertung des Fangergebnisses wurde zusätzlich eine Bewertung des Gewässers mit Hilfe des fischbasierten Bewertungsprogrammes vorgenommen. Innerhalb dieser Arbeit wird die Ellenbäke nach Eingabe aller relevanten Daten in der abschließenden Gesamtbewertung mit 2,21 Punkten in eine mäßige ökologische Zustandsklasse eingestuft.

Dabei ist zu beachten, dass mit einem Gesamtfang von 140 Exemplaren der für die Bewertung mit fiBS empfohlene Richtwert zur Mindestindividuenzahl (30-faches der Artenzahl der Referenz-Fischzönose = 510 Individuen) verfehlt wurde. Demnach ist eine ökologische Fehleinstufung durch das FiBS-Programm möglich (DÜBLING, 2008).

Eine offizielle Bewertung aller niedersächsischen Fließgewässer und damit auch der Ellenbäke erfolgt durch den fischereikundlichen Dienst des niedersächsischen Landesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES). Aufgrund zu geringer Individuenzahlen konnte keine Auswertung der einzelnen Probestrecken mit dem fiBS-Programm erfolgen.

7. Diskussion

Die nachstehende Diskussion untergliedert sich aus Gründen der Übersichtlichkeit in einige Unterpunkte. So werden im Einzelnen die Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung und die erhobenen Daten zur Fischfauna diskutiert. Diese untergliedern sich ebenfalls in einzelne Überlegungen, die es zu diskutieren gilt. Den Hinweisen für eine weitere Entwicklung der Ellenbäke, ist ein eigenes Kapitel gewidmet. Im Zuge der Beschäftigung mit der Thematik „Erfolgskontrolle von Fließgewässerrevitalisierungen“ fällt das geringe Literaturangebot im Bereich praktisch durchgeführter Erfolgskontrollen auf. Dieser Umstand wird auch von DICKHAUT (2006) in ähnlicher Form beschrieben. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens wurde festgestellt, dass es nur sehr wenige systematische und langjährige Erfolgskontrollen von Renaturierungsmaßnahmen gibt. Die durchgeführten Erfolgskontrollen erwiesen sich als fachlich und räumlich nur sehr punktuell umgesetzt. Aus diesen Gründen wird auch ein Vergleich der für die Ellenbäke umgesetzten Revitalisierungsmaßnahmen mit ähnlich gelagerten Maßnahmen erheblich erschwert. So können auch die durch die Revitalisierungsmaßnahme hervorgerufenen Auswirkungen und Veränderungen im Bereich der Gewässerstruktur und der Fischfauna nur bedingt in einen vergleichenden Kontext mit ähnlich gelagerten Revitalisierungsmaßnahmen gesetzt werden.

Gewässerstruktur

Die Erfassung der Gewässerstruktur, sowie die daraus erzielten Ergebnisse schaffen die Möglichkeit für verschiedene Betrachtungspunkte. In der Diskussion zur Gewässerstruktur und den Auswirkungen der Revitalisierungsmaßnahme sollen deshalb verschiedene Aspekte angesprochen werden. Dazu zählen:

- Eignung einer auf Degradationstufen basierenden Gewässerstrukturgütekartierung für eine Erfolgskontrolle
- Ausrichtung von Revitalisierungsmaßnahmen im Rahmen von konkreten Leitbildern
- Problematik der Vergleichbarkeit zwischen der gewässerstrukturellen Übersichtskartierung und der Detailkartierung
- Diskussion und Einschätzung der erzielten Ergebnisse einzelner Bewertungsparameter aus der Gewässerstrukturgütekartierung
- das Problem des erhöhten Sandeintrages in die Ellenbäke.

Die Anwendung der gewässerstrukturellen Detailkartierung des NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESAMTES FÜR ÖKOLOGIE (2001) für die Zustandserfassung von Revitalisierungsmaßnahmen und die hier geplanten Einschätzungen zur Wirksamkeit scheint grundsätzlich geeignet und praktikabel. Einzig in einem Punkt hat sich bei Anwendung der Indexbewertung ein diskussionswürdiger Aspekt herauskristallisiert. Die Bewertung eines Gewässerabschnittes erfolgt immer in Form von Degradationsstufen. Damit werden auch für revitalisierte Gewässerstrecken mit einer positiven Entwicklung weiterhin negativ anscheinende Zustände impliziert. Dem jeweiligen Anwender fehlt demnach die Möglichkeit, Zustandsverbesserungen struktureller Art positiv formulieren zu können. Positive gewässertechnische Entwicklungstendenzen können bei Anwendung des Indexsystems somit nur schwer dargestellt werden. So ist beispielsweise das wieder ansatzweise Vorhandensein von besonderen Laufstrukturen in einem revitalisierten Gewässerabschnitt als eine positive Entwicklungsform zu sehen, während mit der hier verwendeten Gewässerstrukturgütekartierung impliziert wird, es seien im negativen Sinne „nur noch“ Ansätze von besonderen Laufstrukturen vorhanden. Um dieser Beobachtung gerecht zu werden, scheint es daher sinnvoll, die jeweilige zahlenbasierte Indexbewertung zusätzlich verbal argumentativ in den jeweiligen Kontext einzuordnen.

Vielfach richtet sich die Planung von Revitalisierungsmaßnahmen, wie auch in diesem Fall, nach den gewässertypischen Leitbildern. DICKHAUT (2006) fordert für die Etablierung von erfolgreichen Revitalisierungsprojekten eine noch stärkere Ausrichtung der Planungen und Maßnahmen an den der Gewässerlandschaft entsprechenden, fließgewässerbezogenen Leitbildern. Auch unabhängig von den Ergebnissen dieser Arbeit kommt damit der Einstufung der Fließgewässer in die etablierten Fließgewässertypen eine sehr hohe Bedeutung zu. Speziell bei der für diese Arbeit durchgeführte gewässerstrukturelle Detailkartierung und die damit direkt verknüpfte Bewertung der Maßnahmen an den Referenzzustand des löss- lehmgeprägten Fließgewässertypus, ist ein Erfolg dieser Maßnahmen unmittelbar von dieser Einstufung und dem dazugehörigen Leitbild abhängig. Wird die heute gängige und etablierte Fließgewässertypisierung, wie von REUSCH (2004) für speziell die Fließgewässertypen des Tieflandes geschehen, in Frage gestellt, können sich mit diesem anderen Blickwinkel unter Umständen auch ganz andere Maßstäbe für die Einschätzung und Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen ergeben. Für den in dieser Arbeit behandelten Sachverhalt des Erfolges von Revitalisierungsmaßnahmen, hat

dieser Aspekt noch keine Auswirkungen, da der aktuelle Zustand der Ellenbäke noch keinem Leitbildcharakter vollständig entspricht und sich die angelegten und initiierten Strukturen Fließgewässertypen übergreifend finden lassen.

Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass bei der hier durchgeführten Detailkartierung im Vergleich mit der im Jahr 2009 erfolgten Übersichtskartierung insgesamt differenziertere bzw. andere Ergebnisse erzielt worden sind. Die Ergebnisse der Übersichtskartierung können also nur einen ungefähren Zustand des Fließgewässers wiedergeben, wobei sowohl negative als auch positive Abweichungen bei einer genaueren Betrachtung des Fließgewässers entstehen können. Der tatsächliche strukturelle Zustand des Gewässers kann demnach in Bezug auf die Ergebnisse der Übersichtskartierung also deutlich variieren.

Speziell für den revitalisierten Bereich der Ellenbäke ist eine Verbesserung des strukturellen Zustandes zu erkennen. Ist dieser Bereich im Rahmen der Übersichtskartierung als gegenüber dem potenziell natürlichen Zustand stark verändert aufgeführt, ergibt sich im Detailverfahren die Einstufung in die Güteklasse 3, die für eine mäßige Veränderung des Gewässers gegenüber dem potenziell natürlichem Zustand steht. Davon ausgehend, dass sich dieser Gewässerabschnitt vor Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahmen in einem Zustand wie aktuell der Gewässerabschnitt im Bereich der Probestrecke II befand, ist das eine Verbesserung um zwei Strukturgüteklassen. Dabei muss, wie zuvor schon beschrieben, berücksichtigt werden, dass die Übersichtskartierung nicht die Genauigkeit erreicht wie die hier durchgeführte Detailkartierung. Legt man daher dem Vergleich das Ergebnis der Detailkartierung der Probestrecke II mit der Strukturgüteklasse 7 zu Grunde, konnte eine Verbesserung von vier Strukturklassen erreicht werden. Die angestrebte Verbesserung der strukturellen Ausstattung des Fließgewässers ist damit als erfolgreich einzustufen.

Die zwei weiteren Probestrecken (Probestrecken III und IV) weisen im Vergleich zur Übersichtskartierung ebenfalls unterschiedliche starke Abweichungen auf. So reichen die noch vorhandenen naturnahen Eigenschaften, sowie die vorhandenen Gewässerstrukturen dieser Probestrecken für eine bessere Einstufung als die Übersichtskartierung aussagt. Die erzielten Ergebnisse zeugen in beiden Probestrecken von einem hohen Natürlichkeitsgrad dieser beiden Gewässerabschnitte, welcher im Bereich der Probestrecke III sogar in Summe aller Einzelergebnisse dem idealtypischen Leitbild entspricht. Dieser Zustand wird im revitalisierten Bereich der Ellenbäke in der Probestrecke I noch nicht erreicht, da sich noch erhebliche

Unterschiede zum angestrebten Referenzzustand festzustellen lassen. Betrachtet man die der Bewertung zu Grunde liegenden Parameter, werden die noch vorhandenen strukturellen Defizite deutlich. Der neu angelegte Verlauf der Ellenbäke weist nur eine geschwungene Form auf und ist noch deutlich von einem, dem Leitbild entsprechenden geschlängelten bzw. mäandrierenden Verlauf zu unterscheiden. Längsbänke und besondere Laufstrukturen sind ebenfalls nur in Ansätzen vorhanden. Die Ausbildung von stabilen Uferstrukturen mit nur in schwacher Form stattfindenden Krümmungserosionen ist wiederum gemäß den Vorgaben des Leitbildes für diesen Gewässertyp. Die insgesamt daraus resultierende Einstufung des Hauptparameters „Laufentwicklung“ als gegenüber dem potenziell natürlichen Zustand stark verändert, belegt diese Defizite und bescheinigt der Revitalisierungsmaßnahme für diesen Hauptparameter in rein rechnerischer Weise nur einen geringen Erfolg.

Das ebenfalls als immer noch stark verändert eingestufte Längsprofil im revitalisierten Abschnitt liegt vor allem an den noch fehlenden Querbänken. Die Strömungsdiversität und die Tiefenvarianz haben sich dagegen schon verbessert. Dies liegt im Wesentlichen an dem verengten Profil der Ellenbäke. Dadurch wurde die Fließgeschwindigkeit und damit auch die Schleppkraft des Wassers erhöht und die natürliche Dynamik weiter gesteigert.

Die zum Hauptparameter Querprofil gehörenden Einzelparameter wie Profiltyp und Breitenvarianz bewegen sich mit den Einstufungen mäßig und gering veränderter Struktur bereits gegenüber dem Vorzustand auf einem stark verbesserten Niveau. Diese Parameter waren durch die Neuanlage des Bachbettes direkt beeinflussbar und wurden entsprechend beachtet.

Die neue, vielfältig gegliederte Sohlstruktur der Ellenbäke ist als dem Naturzustand sehr nahe einzuschätzen. Die künstlich eingebrachten Hartsubstraten unterschiedlicher Körnung haben eine gesteigerte Dynamik der Strömungsverhältnisse zur Folge, wodurch sich Kolke und Vertiefungen in der Gewässersohle entwickeln konnten. Dieser hier erzielte und gewünschte Effekt zur Steigerung der gewässereigenen Dynamik ist als sehr positiv zu bewerten. Das Einbringen von Totholz und mineralischen Substraten zur Initiierung von morpho-dynamischen Prozessen wird auch von KOENZEN (2008) als ein Maßnahmenkomplex mit weitreichendem Erfolg angesehen.

Ein gravierendes Problem für die Sohlstruktur stellt jedoch der unnatürlich hohe Sandanteil bzw. der künstliche Sandeintrag dar. Die Quelle für den Sandeintrag in die Ellenbäke konnte nicht eindeutig identifiziert und festgestellt werden. Aller Wahrscheinlichkeit nach handelt es sich dabei um viele verschiedene Quellen. So wurde im Jahr 2009 eine Brücke über die Ellenbäke erneuert. Bei den Bauarbeiten wurde Füllsand in die Ellenbäke gespült, der sich im Verlauf der Ellenbäke am Grund abgelagert hat. Es ist ebenfalls davon auszugehen, dass über das Seitengewässer „Apeler Bach“ Sandeinträge stattfanden. Dieser wurde bis zur Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahmen ebenfalls noch gewässertechnisch Unterhalten, was immer auch zu einer Sedimentverlagerung führte (vgl. Kapitel 4). Eine weitere Quelle für den fortwährenden Sandeintrag kann auch die Gewässerunterhaltung im noch ausgebauten Bereich der Ellenbäke darstellen. Das Problem des zu hohen Sandanteils in der Fließgewässersohle ist dabei nicht nur ein Problem im revitalisierten Abschnitt, sondern liegt auch im Bereich der Probestrecke III vor und geht als gravierender Negativwert in die Strukturbewertung mit ein. Dieser fortwährende Sandeintrag gefährdet einen langfristigen Erfolg der Maßnahmen. Dieser Annahme wird auch von SELLHEIM (2006) geteilt. Wie bereits in Kapitel 2. beschrieben, stellt das Problem des unnatürlich hohen Sandaufkommens für dieses Fließgewässer und generell für die Fließgewässer des Tieflandes ein großes Problem dar. Die Ursachen sind zumeist anthropogen bedingt und rühren neben der Gewässerunterhaltung hauptsächlich von Oberflächenabschwemmungen durch Niederschläge und großflächigen Stoffausträgen aus der Landwirtschaft her. Die Reduzierung des Sandeintrages in Fließgewässer stellt auch eine von DICKHAUT (2006) formulierte Anforderung an die Planung von Revitalisierungsmaßnahmen dar. Um den Sedimenteintrag zu reduzieren ist deshalb neben direkten Maßnahmen am Gewässer auch das landwirtschaftliche und siedlungsbezogene Einzugsgebiet in die Maßnahmenplanung mit einzubeziehen. Diese Vorgehensweise wählten auch ALTMÜLLER & DETTMER (1996), die um den Sandeintrag in die Lutter zu verhindern, ein umfangreiches Ankaufsprogramm von gewässernahen Flächen anstrebten. Dem Problem der erhöhten Sandfracht sollte deshalb bei weiteren Maßnahmenplanungen ein erhöhter Stellenwert beigemessen werden, da ein vollumfänglicher Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen nur gegeben ist, wenn dieses Problem gelöst werden kann.

Der Uferbewuchs und die besonderen Uferstrukturen unterliegen einem fortwährenden Sukzessionsprozess. Da sich die Sukzession des Uferbewuchses nach drei Jahren nach Beendigung der Maßnahmen noch in einem Anfangsstadium befindet, zwingt das angewendete Strukturgüteverfahren den Anwender, trotz positiver Entwicklung, zu einer verhältnismäßig schlechten Einstufung dieser Parameter. Die vorhandene Hochstaudenflur und die zahlreichen Schwarzerlen bilden im Sommer einen dichten Schutz, der das Gewässer vor einem zu starken Lichteinfall schützt und der Fischfauna Deckung bietet. In den weiteren Sukzessionsstadien ist davon auszugehen, dass die Erlen durchwachsen und sich gegenüber der übrigen Vegetation durchsetzen werden. Im Idealfall entwickelt sich so ein mit Erlen besäumtes und ausreichend beschattetes Fließgewässer. Die angepflanzten Schwarzerlen erfüllen aber auch aktuell schon wichtige Funktionen. Wie auf der Abb. 8 in Kapitel 5.1.1 dargestellt, bilden die Erlen zahlreiche Wurzeln aus. Diese stabilisieren die Uferstruktur und bilden dadurch gleichzeitig zahlreiche Unterstände für die Fischfauna. Durch die langfristig festgelegte Nicht-Nutzung der Gewässerrandstreifen ist auch das Fortbestehen dieser Strukturen gesichert. Dadurch ergeben sich auch die sehr positiven Strukturgüteeinstufungen der Gewässerrandstreifen. Die zum Teil angrenzenden Grünlandflächen stellen einen weiteren positiven Faktor dar. Dieser Umstand ist in diesem Fall jedoch für eine Erfolgsbewertung der Maßnahmen ungeeignet, da die Form und Entwicklung des erweiterten Gewässerumfeldes nicht durch die hier durchgeführte Revitalisierungsmaßnahmen beeinflusst werden kann. Dies kann mit Blick auf den zuvor beschriebenen hohen Sandanteil ungeklärter Herkunft im Gewässer unter Umständen ein Nachteil für den weiteren Erfolg dieser Maßnahmen sein.

Insgesamt betrachtet können aus den vorstehenden Ausführungen verschiedene Schlussfolgerungen gezogen werden. Eine Revitalisierungsmaßnahme dieser Art kann demnach direkten Einfluss auf alle Hauptparameter der hier zu Grunde liegenden Gewässerstrukturgütekartierung nehmen. Dabei sind bei den verschiedenen Parametern unterschiedlich stark ausgeprägte, positive Auswirkungen der Maßnahmen zu verzeichnen. Das den Maßnahmen zu Grunde liegende Ziel einer Verbesserung der Gewässerstruktur kann damit als erfüllt angesehen werden. Durch die Annäherung des revitalisierten Gewässerabschnittes an den Zustand der Referenzgewässer und des Leitbildes kann auch aus naturschutzfachlicher Sicht von einem Erfolg der Maßnahmen gesprochen werden.

Wichtig dabei ist, dass alle hier betrachteten Bewertungsparameter eine Verbesserung gegenüber dem Vorzustand aufweisen und es jetzt darauf ankommt dem Gewässer Zeit zu geben, um das Potenzial dieser Maßnahmen voll auszuschöpfen und die positive Entwicklung fortzusetzen.

Fischfauna

Auch aus den Ergebnissen zur Erhebung der Fischfauna lassen sich einige Themenpunkte ableiten, die hier diskutiert werden sollen. Im Einzelnen sollen nachstehenden Aspekte und Überlegungen beschrieben und diskutiert werden.

- Das vorläufige Ergebnis der fiBS-Anwendung
- einzelne Aspekte zur Zusammensetzung und Verteilung der Fischfauna in den Probestrecken
- Die erhobenen Daten zur Fischfauna im Bezug zur potenziell natürlichen Fischfauna
- Stark degradierte Gewässerstrecken als Wanderhindernis für Fische
- Erfolgseinschätzung der Maßnahmen in Bezug auf die Fischfauna.

Die Ergebnisse, die sich aus der Anwendung des fiBS-Programms ergeben haben sind aufgrund der zu geringen Anzahl von gefangenen Fischindividuen nur bedingt aussagekräftig. Für eine belastbare Aussage ist bei der Anwendung des fiBS-Programms eine Individuenzahl von 510 Individuen gefordert. Diese ist in diesem Fall mit einer Gesamtzahl von 140 nachgewiesenen Individuen deutlich unterschritten worden. Dies ist im Wesentlichen auf die zum jetzigen Zeitpunkt zu geringe Individuendichte der Fischfauna in der Ellenbäke zurückzuführen. Auch eine erneute Befischung hätte bei Betrachtung der bisherigen Fangstatistik aller Wahrscheinlichkeit nach keine ausreichende Datengrundlage für eine vorgabengerechte Anwendung des fiBS-Programms ergeben. Nichtsdestotrotz spiegelt das Ergebnis der Elektro-Befischung eine Tendenz für die Qualität der Fischfauna innerhalb der Ellenbäke wieder. Die mit Blick auf die Referenz-Fischzönose durch fiBS als „mäßig“ eingestufte Fischfauna weist in der Artenzusammensetzung und der Populationsstruktur demnach noch einige Defizite auf. Die Erfüllung der Zielvorgabe der EG-WRRL mit der Forderung nach einem guten ökologischen Zustand für die Qualitätskomponente Fischfauna kann zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht festgestellt werden. Aber auch

ohne die weitere Anwendung von fiBS sind die hier gewonnen Daten zur Fischfauna eine aussagekräftige Grundlage, um die Fischfauna selbst und die damit verbundenen Indikatoreigenschaften für wesentliche Parameter des Fließgewässers Ellenbäke einzustufen. Mit sieben festgestellten Fischarten ist das Artenspektrum im gesamten Verlauf der Ellenbäke nicht sehr breit gefächert. Die Erhebungen zur Fischfauna machen aber deutlich, dass die mit vielfältigeren gewässermorphologischen Strukturen ausgestatteten Probestrecken (Probestrecken I und III) auch eine höhere Individuendichte von Fischen aufweisen. Aus dieser Tatsache lassen sich auch die für die von (FINCK et. al., 1992) beschriebenen spezifischen Ansprüche der Fische hinsichtlich der Gewässerstruktur ableiten und bestätigen. Die Verteilung der Fischfauna auf die unterschiedlichen Probestrecken zeigt dabei in Bezug auf Anzahl und Artenzusammensetzung große Unterschiede. Die meisten Fische kommen mit großem Abstand zu den anderen Probestrecken im revitalisierten Bereich der Ellenbäke vor. Von den insgesamt 140 nachgewiesenen Fischen wurden 97 Fische im revitalisierten Bereich der Ellenbäke gefangen. Dort konnten mit fünf von insgesamt sieben nachgewiesenen Fischarten auch die meisten Fischarten bestätigt werden. Ein mit Blick auf den Vorzustand wesentliches Indiz für die neue Funktionalität als Lebensraum.

Den größten Anteil der Fischfauna im revitalisierten Bereich stellen die Meerforellen. Dabei ist auffallend, dass es sich ausschließlich um Meerforellen der AG0+ handelt. Es kann also davon ausgegangen werden, dass es sich um gewachsene Brütlinge aus der im Jahr 2012 erfolgten Besatzmaßnahme handelt. Die neu geschaffenen und sich entwickelnden, elementar wichtigen morphologischen Strukturen, genügend Deckung und ein ausreichendes Futtervorkommen bilden dabei die Grundlage für ein erfolgreiches Aufwachsen der Meerforellen. Inwieweit sich dieser Bereich der Ellenbäke auch als späterer Laichplatz für aus dem Meer aufsteigende Fischarten oder auch als Kinderstube für die Querder der stark gefährdeten Bachneunaugen eignet, kann nur mit weiteren Untersuchungen festgestellt werden. Das aktuelle Vorkommen von Querdern der FFH-Art Bachneunauge, gerade auch in der von Fischen kaum besiedelten Probestrecke II, ist auf die enge Bindung der Querder an sandiges Sediment zurückzuführen (KÄMMEREIT, 1993). Unabhängig von diesen Beobachtungen kann aber aufgrund von Erfahrungen aus ähnlich konzipierten Revitalisierungsmaßnahmen davon auszugehen werden, dass sofern sich der unnatürlich hohe Sandeintrag nicht verstärkt und die notwendigen Kiesbetten nicht zu sehr von Sand und Feinmaterial überlagert werden, dieser Gewässerbereich von

Meerforellen zwar aufgesucht wird, eine Reproduktion jedoch fraglich ist. (SALVA, MDL. 2012).

Für die Lebensraumfunktionalität des revitalisierten Bereiches spricht ebenfalls die dort in allen vier Probestrecken höchste festgestellte Artendichte. Eine Eignung des revitalisierten Bereiches als Lebensraum für die Fischfauna ist damit erwiesen. Die Zahlen lassen sogar den Schluss zu, dass der revitalisierte Gewässerabschnitt, im Vergleich mit den übrigen Probestrecken, die beste Eignung als Lebensraum aufweist. Dieser Aspekt belegt die deutlich positive Entwicklung und Verbesserung des revitalisierten Gewässerabschnittes im Vergleich mit dem angenommenen Vorzustand im Bereich der Probestrecke II.

Die nachgewiesenen Längenklassen weisen in großem Maße Fische der Altersgruppe 0+ aus. Im Gegensatz dazu stehen nur wenige Arten, die zur Reproduktion beitragen können. Festzuhalten und positiv zu werten ist, dass eine Reproduktion einiger Arten (bspw. Gründling) stattfindet. Vergleicht man die in den Probestrecken nachgewiesenen Arten mit der Referenz-Fischzönose (vgl. Tabelle 10) wird deutlich, dass in der Ellenbäke noch nicht alle dort aufgeführten Arten vorhanden sind. Gerade viele Begleitarten und zum Teil auch als Hauptarten gelistete Arten wie die Schmerle, konnten noch nicht nachgewiesen werden. Und das obwohl die von KÄMMEREIT (1993) für die Schmerle beschriebenen Biotopansprüche mit schneller fließendem Wasser und steinig-kiesigem Grund mit dem jetzigen Zustand des revitalisierten Gewässerabschnittes der Ellenbäke einige Übereinstimmungen aufweisen. Ein Grund dafür kann die erst ungefähr drei Jahre zurückliegende Umsetzung der Revitalisierungsmaßnahmen sein. Dem entgegen steht die Aussage, dass das Alter einer Renaturierungsmaßnahme im Hinblick auf die Organismengruppe der Fische und deren hohe Mobilität eine untergeordnete Rolle spielt, da Fische geeignete Habitate relativ schnell besiedeln. So konnten bei entsprechenden Untersuchungen keine wesentlichen Unterschiede der Fischfauna zwischen älteren und erst kürzlich umgesetzten Renaturierungen nachgewiesen werden. Bei diesen Untersuchungen konnte aber auch festgestellt werden, dass die Fischfauna in Teilen der untersuchten Gewässer nur verhalten auf Renaturierungsmaßnahmen reagiert. (JANUSCHKE, 2009). Diese Beobachtung kann mit Blick auf die festgestellte räumliche Verteilung der Fischfauna in der Ellenbäke nicht bestätigt werden. Darüber hinaus ist die Besiedelung des revitalisierten Bereiches auch wesentlich von dem vorhandenen Arteninventar des Einzugsgebietes abhängig (LORENZ & JANUSCHKE, 2011), auf den gewässerstrukturelle

Verbesserungsmaßnahmen keinen direkten Einfluss haben. So kann bei einem generell nur geringen Fischbesatz (vgl. Probestrecken II, III und IV) in der Ellenbäke auch keine bessere Populationsstärke und Artenzusammensetzung erwartet werden. Nach jetzigem Kenntnisstand ist die Besiedlung von revitalisierten Gewässerabschnitten erst nach fünf bzw. zehn Jahren als stabil einzustufen (UBA, 2008), weshalb dieser Zeitraum für nachfolgende Untersuchungen und eine endgültige Erfolgseinstufung abgewartet werden sollte.

Der in Kapitel 3. angesprochene Effekt einer möglichen Strahlwirkung bzw. ein räumlich erweitertes Ausstrahlen der positiven Wirkungsmechanismen aus dem revitalisierten Abschnitt der Ellenbäke in Bezug auf die biologische Qualitätskomponente der Fischfauna, kann in diesem Fall zumindest für den bachaufwärts gelegenen, gewässermorphologisch stark degradierten Abschnitt nicht festgestellt werden. Demnach kann auch eine ausgebaute Gewässerstrecke ohne Querbauwerke oder andere künstliche Wanderhindernisse dem Anschein nach auch allein aufgrund der Struktur- und Deckungslosigkeit als Wanderhindernis für die Fischfauna betrachtet werden. Eine mögliche, von dem revitalisierten Gewässerabschnitt ausgehende ökologische Strahlwirkung in Bezug auf die Fischfauna wird damit wesentlich erschwert. Dies hat in diesem Fall zur Folge, dass die Besiedlung und der Austausch der Fischfauna zwischen den strukturell besser ausgestatteten Habitaten in den Probestrecken I und III stark eingeschränkt ist. Insgesamt betrachtet, weist die Fischfauna im revitalisierten Teil der Ellenbäke und dem übrigen Gewässer noch deutliche Defizite auf. Da jedoch im revitalisierten Abschnitt sowohl die meisten Fischindividuen und auch die höchste Anzahl an Fischarten nachgewiesen wurden, ist durch die direkten Auswirkungen der Lebensraumverbesserungen zu erklären. Dieser unmittelbare Effekt auf die biologische Qualitätskomponente „Fischfauna“ ist deshalb als Erfolg zu werten. Dafür spricht auch die Definition des UBA (2008) für eine erfolgreiche Revitalisierungsmaßnahme. Darin heißt es, dass von einer effektiven und erfolgreichen hydromorphologischen Einzelmaßnahme gesprochen werden kann, wenn die Habitatverhältnisse für die biologischen Qualitätskomponenten im Bereich der Maßnahmen so verbessert werden, dass sie die Erreichung des Bewirtschaftungsziels des guten Zustands bzw. des guten Potenzials unterstützen und unter Ausnutzung der lokalen Möglichkeiten etwas positives bewirken. Legt man diese Definition bei der Bewertung der für die Qualitätskomponente Fischfauna erzielten

Ergebnisse zu Grunde kann berechtigterweise von einem Erfolg der Ellenbäke-Revitalisierung gesprochen werden.

8. Hinweise zur weiteren Gewässerentwicklung

Die Revitalisierungsmaßnahmen haben die Ellenbäke mit Blick auf die Gewässerstruktur und die Fischfauna deutlich aufgewertet. Um die Wirkung der Maßnahmen noch zu steigern und um auch eine stärkere Besiedlung des Oberlaufs der Ellenbäke durch die Fischfauna zu erreichen, sind aber noch weitere Entwicklungsschritte nötig. Wie in Kapitel 7 (Fischfauna) beschrieben, wirkt der noch ausgebaute Abschnitt der Ellenbäke bei Niedrigwasser und gemähten Uferböschungen aufgrund seiner Struktur- und Deckungslosigkeit wie eine Art Wanderhindernis für die Fischfauna. Das zukünftige Bestreben muss also darauf ausgerichtet sein, diesen Bereich des Gewässers ebenfalls aufzuwerten, um die „Durchgängigkeit“ weiter zu steigern und den revitalisierten Abschnitt stärker an den Oberlauf der Ellenbäke anzubinden. Das Ziel muss dabei eine Strukturverbesserung sein, die der Fischfauna ausreichend Unterstände und Strukturen bietet, um diesen Bereich der Ellenbäke wieder als Lebensraum nutzen zu können. Für diese Zielerreichung sind mehrere Szenarien denkbar. Die Einstellung der Unterhaltungsmaßnahmen und eine Gewässerentwicklung in Form eines Prozessschutzes wie ihn STÖCKMANN (1994) beschreibt, stellen eine Möglichkeit dar. Das Gewässer und die ihm eigene Dynamik haben dadurch die Möglichkeit sich selbst zu entwickeln. Zusätzlich besteht die Option, die eigendynamische Entwicklung des Gewässers durch gezielte Maßnahmen im Bereich der Ufer und der Gewässersohle zu unterstützen. Dazu können das Einbringen von Kiesbetten oder auch die Anlage von Faschinen dienen. Diese Maßnahmen können die Strömungsdiversität des Gewässers erhöhen und so die Strukturneubildung fördern. Gleichzeitig werden neue Lebensräume geschaffen. Dabei können auch schon wenig umfangreiche Maßnahmen hilfreich sein. Am aufwendigsten wäre die Fortführung der bereits durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen in Form von Landerwerb und einer Neuanlage des Bachbettes. Es ist also notwendig weitere Maßnahmen zu ergreifen, damit sich auch das gesamte Potenzial der bereits revitalisierten Gewässerstrecke entwickeln und genutzt werden kann. Neben den aufgeführten Defiziten, weist die Ellenbäke in gewässerstruktureller Hinsicht, auch im Vergleich mit anderen Fließgewässern des Tieflandes, in weiten Teilen eine hohe Ausstattung auf. Insbesondere die Fließgewässerstrecken im Bereich der Probestrecken III und IV weisen noch einen hohen Natürlichkeitsgrad mit entsprechender Strukturvielfalt und einer bodenständigen Waldvegetation auf. Diesen Zustand gilt es für die Zukunft zu sichern und zu schützen.

9. Zusammenfassung / Summary

Im Rahmen einer Erfolgskontrolle der Ellenbäke-Revitalisierung wurden in vier ausgewählten Probestrecken die Parameter Gewässerstruktur und Fischfauna erfasst und ausgewertet. Dazu wurde die Gewässerstrukturgütekartierung des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (2001) und eine Elektro-Befischung durchgeführt und mit definierten Referenzzuständen verglichen.

Die erzielten Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen für die betrachteten Parameter Gewässerstruktur und Fischfauna eine positive Wirkung. Die Gewässerstruktur konnte durch die Revitalisierungsmaßnahmen im Vergleich mit der Übersichtskartierung um zwei Strukturgüteklassen gesteigert werden und entspricht aktuell einem mäßig veränderten Zustand. Im direkten Vergleich der revitalisierten Gewässerstrecke und einem, dem Zustand vor der Revitalisierungsmaßnahme entsprechenden, ausgebauten Gewässerabschnitt ist sogar eine Verbesserung der Gewässerstruktur um vier Gewässerstrukturgüteklassen zu verzeichnen. Die Fischfauna reagiert mit erhöhten Taxazahlen und Abundanzen positiv auf die verbesserte Gewässerstruktur. Es fehlen nur einige eudominanten und dominanten Arten der für dieses Fließgewässer entsprechenden potenziell natürlichen Fischfauna. Die im Gegensatz zu den übrigen Probestrecken deutlich höheren Individuenzahlen der Fischfauna zeigen eine umfassende Habitatverbesserung und auch verbesserte Lebensbedingungen im revitalisierten Abschnitt. Nimmt man Bezug auf die am Anfang der Arbeit gestellten Fragen, kann zusammenfassend festgehalten werden, dass die durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen die Gewässerstruktur bereichert und positiv beeinflusst haben. Damit sind auch die dem Projekt zu Grunde liegenden Ziele einer deutlich verbesserten Gewässerstruktur und einer Steigerung der gewässereigenen Dynamik ebenfalls erreicht. Die erzielten Verbesserungen reichen zum jetzigen Zeitpunkt jedoch noch nicht aus, um dem Referenzzustand zur Gewässerstruktur bzw. der potenziell natürlichen Fischfauna zu entsprechen. Dabei ist hervorzuheben, dass die gewässerstrukturelle Entwicklung noch nicht abgeschlossen ist und auch das ökologische Entwicklungspotenzial der Fischfauna noch nicht ausgeschöpft ist. Um diese Entwicklung weiter zu fördern, sind nach Möglichkeit Revitalisierungsmaßnahmen für den noch ausgebauten und als Barriere wirkenden Gewässerabschnitt im Unterlauf der Ellenbäke zu ergreifen, um die Sandfracht zu verringern und um einen besseren Austausch der Fischfauna im Längsverlauf der Ellenbäke sicherzustellen.

Summary

Within the framework of an efficiency review of the Ellenbäke's revitalization, the parameters water body structure and fish fauna were gathered and evaluated in four selected trial sections. For this purpose the water body structure quality mapping of the Niedersächsische Landesamt für Ökologie (2001) and electro-fishing were performed and compared to determined reference statuses.

The results achieved from these researches show a positive effect on the considered parameters water body structure and fish fauna. Due to the revitalization measures the water body structure was able to be raised by two structure quality classes compared to the general mapping and now corresponds to a status 'moderately changed' (structure quality class 3). In direct comparison to the revitalized water section and a consolidated water section with a status equivalent to the water status prior to the revitalization measures, there is even an improvement of the water body structure by four quality classes. The fish fauna positively reacts to the improved water body structure with increased taxa numbers and abundance. Only several eudominant and dominant species of this watercourse's typical natural fish fauna are missing. The strikingly greater number of individuals of the fish fauna in contradiction to the number of individuals in the other trial sections shows an extensive improvement of habitat and living conditions in the revitalized section. With reference to the questions asked in the beginning of this thesis one can say that the described revitalization measures have enriched the water body structure and positively influenced it. Thereby the goals of significantly improved water body structure and increased water dynamic have been reached as well. Yet, at this moment of time, the achieved improvements are not sufficient enough to comply with the water body structure's reference status or the potentially natural fish fauna. The non-finished water structural development and the not fully exploited ecological development potential of the fish fauna needs to be emphasized here. In order to further promote this progress, revitalization measures for the enlarged and as a barrier acting water stretch in the Ellenbäke's downstream section need to be taken. Thus the sand load would be reduced and a better exchange of fish fauna along the Ellenbäke's course would be ensured.

10. Quellenverzeichnis

ALTMÜLLER R. & DETTMER R. (1996): Unnatürliche Sandfracht in Geestbächen – Ursachen, Probleme und Lösungsmöglichkeiten – am Beispiel der Lutter. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 5 / 1996.

ARNDT, U., NOBEL, W. SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren – Möglichkeiten, Grenzen, und neue Erkenntnisse. Ulmer-Verlag, Stuttgart

BECKER, H. (2009): In: Handbuch zu fiBS. – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15

BLAB, J., VÖLKL, W. (1994): Voraussetzungen und Möglichkeiten für eine wirksame Effizienzkontrolle im Naturschutz. Schriften-Reihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 40: 291-300.

DICKHAUT, W. (2006): Erfahrungen zu Erfolgskontrollen bei Fließgewässerrenaturierungen – Ergebnisse eines BMBF-Projektes. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen Heft 2 / 2006, Hannover.

DRACHENFELS, O. v. (2011): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand März 2011. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. Heft A/4 1-326 Hannover

DRL – DEUTSCHER RAT FÜR LANDESPFLEGE E. V. (2008): Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege, Heft 81

DUßLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS. – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15

ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. In: MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie, 3., überarbeitete Auflage. UTB - Quelle & Meyer, Heidelberg; Wiesbaden.

FINCK, P., HAMMER, D., KLEIN, M., KOHL, A., RIECKEN, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A., & VÖLKL, W. (1992): Empfehlungen für faunistisch-ökologische Datenerhebungen und ihre naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen von Pflege- und Entwicklungsplänen für Naturschutzgroßprojekte des Bundes. – Natur und Landschaft 67: 329-340.

FRENZ, C. (2003): Zur Fischfauna der Fließgewässer Norddeutschlands. In: SOMMERHÄUSER, M. & SCHUHMACHER, H.: Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie - Bewertung - Management. Atlas für die limnologische Praxis. ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg;

GAUMERT, D., KÄMMEREIT M. (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie – Dezernat Binnenfischerei, Hildesheim

HARTUNG, W. (1970): Die erdgeschichtliche Entwicklung des oldenburgisch-ostfriesischen Küstenraumes. Sonderdruck aus „Westfälische Geographische Studien“ Heft 25, 1971. Selbstverlag des Instituts für Geographie und Länderkunde und der Geographischen Kommission für Westfalen, Münster.

JANUSCHKE, K., SUNDERMANN, A., ANTONS, C., HAASE, P., LORENZ A. & HERING D. (2009) : Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, 82, 23-39.

JÄHNING, S. C., SOMMERHÄUSER M., HERING, D. (2011): Fließgewässerrenaturierung heute: Zielsetzung, Methodik und Effizienzkontrolle. In: Limnologie aktuell, Band 13, Schweizerbart, Stuttgart.

JESSEL, B., TOBIAS, K. (2002): Ökologisch orientierte Planung – Eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden. UTB-Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).

KÄMMEREIT, M. (2000): Fischereibiologische Untersuchungsmethoden in Fließgewässern. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V. – Heft 13, Offenbach-Main

KOENZEN, U. (2008): Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern – Hinweise für gezielte Maßnahmen zur Kompensation von Strukturdefiziten unter Berücksichtigung der Strahlwirkung. In: Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 81, 2008

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. In: RASPER, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen - Leitbilder und Referenzgewässer - Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.) 98 Seiten, Hildesheim.

LGLN – LANDESAMT FÜR GEOINFORMATION UND LANDENTWICKLUNG NIEDERSACHSEN (2012) 2: Karte von Nordwestdeutschland von Karl-Ludwig Lecoq. Bezug über Kartendienst der Hochschule Osnabrück.

LIEDTKE, H., MARCINEK, J. (2002): Physische Geographie Deutschlands – 3., überarbeitete und erweiterte Auflage. Klett-Perthes, Gotha; Stuttgart.

Lorenz, A. W., Januschke, K. (2011): Die Wirkung von Renaturierungsmaßnahmen auf die Makrozoobenthos- Fisch- und Makrophytenzönose dreier organischer Tieflandgewässer in NRW. In: Limnologie aktuell, Band 13, Schweizerbart, Stuttgart.

MEISEL, S. (1959): Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 72 Nienburg. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bonn-Bad Godesberg

MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Band II. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bonn – Bad Godesberg.

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (Hrsg.) (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in Niedersachsen – Detailverfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Bearbeiter: M. Rasper, 1-100, Hildesheim

PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. Gustav Fischer. Stuttgart. In: SOMMERHÄUSER, M., SCHUHMACHER, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands – Typologie, Bewertung, Management – Atlas für die limnologische Praxis. ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.

RASPER, M. (2001): Morphologische Fließgewässertypen in Niedersachsen - Leitbilder und Referenzgewässer - Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.) 98 Seiten, Hildesheim.

SEEDORF, H. H., MEYER, H. - H. (1992): Landeskunde Niedersachsen – Natur- und Kulturgeschichte eines Bundeslandes. Band 1 – Historisch Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. Karl Wacholtz Verlag, Neumünster.

SELLHEIM, P. (2006): Fließgewässerrenaturierung und Erfolgskontrollen in Zeiten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL). Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen Heft 2 / 2006, Hannover.

SOMMERHÄUSER, M., SCHUHMACHER, H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie – Bewertung – Management – Atlas für für die limnologische Praxis. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.

STÖCKMANN, A. (1994): Ökologische Grundlagen und Mindestanforderungen bei der Revitalisierung von Fließgewässern. – Mitteilungen aus der NNA4/1994: 23-27.

TIMM, T. (1994): Neuer Ansatz zu einer Typisierung der Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes. Mitteilungen aus der NNA 4/1994 12-22.

Internetquellen

ARGE ELBE - WASSERGÜTESTELLE ELBE (2012): Einteilung der Fischfauna in altersbezogene Längenklassen. Per E-Mail als PDF-Datei zur Verfügung gestellt von Jens Salva, Landesfischereiverband Weser-Ems e. V., Oldenburg

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2013): Liste der in Deutschland vorkommenden Arten der Anhänge II, IV, V der FFH-Richtlinie (92/43/EWG). Im Internet: <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/artenliste.pdf>

B.I.A. - BIOLOGEN IM ARBEITSVERBUND (2010): Biologische Erfolgskontrollen durchgeführter Maßnahmen in Fließgewässern im Rahmen der Umsetzung der WRRL.

LAWA Projekt-Nr. O11.08. Im Internet: http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaeser_und_Kuestengewaeser_%28AO%29/O_11.08/Erfolgskontrolle_LAWA_O_11.08_final_100324.pdf

DUßLING, U. (2008): fiBS 8.0.6.a – Softwareanwendung zum Bewertungsverfahren aus dem Verbundprojekt zur Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. Im Internet: https://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1296703_I1/index1241097210642.html?showOnlyChilds=true&showChildsFor=1296703

EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22. Dezember 2000. Im Internet: www.umweltdaten.de/rup/EU-Wasserrichtlinie.pdf

FREYHOF, J. (2009): Rote Liste der Fische und – Neunaugen. In: Naturschutz und biologische Vielfalt, Heft 70 (1), 2009. Im Internet: http://www.vggoe.de/fileadmin/user_upload/news/Rote_Liste__Suesswasserfische_230909.pdf

LANDSCHAFTSPFLEGEVERBAND SÄCHSISCHE SCHWEIZ-OSTERZGEBIRGE E. V. (2013) im Internet: <http://www.baeche-lebensadern.de/index.php/funktionen-im-naturhaushalt.html> - Zugriff am 07.02.2013.

LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) (2013a): Nibis – Kartenserver. Kartenserie Geologie. Geologische Karte 1:25.000. Im Internet: <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/>

LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) (2013b): Nibis – Kartenserver. Kartenserie Bodenkunde. Bodenübersichtskarte 1:50.000. Im Internet: <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/>

MOSCH, E. C. (2008): Fischfaunistische Referenzerstellung und Bewertung der niedersächsischen Fließgewässer vor dem Hintergrund der EG Wasserrahmenrichtlinie. Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) Dezernat Binnenfischerei - Fischereikundlicher Dienst. Im Internet: http://wuemme-meerforelle.de/resources/C45134663_L20.pdf

POTTGIESSER T., SOMMERHÄUSER M. (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen - Steckbriefe und Anhang. Im Internet: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl/wrrl_ftyp.htm

REUSCH, H. (2004): Gibt es im norddeutschen Tiefland überhaupt sandgeprägte Fließgewässer?; Protokoll des "WASSERNETZ Niedersachsen/Bremen" zum Treffen des Gesprächskreises Umweltverbände und Wasserwirtschaft des Deutschen Naturschutzringes (DNR) am 14. 12. 2004 in Hannover. Im Internet: http://www.salmonidenfreund.de/modules/download_gallery/dlc.php?file=29

SCHAARSCHMIDT, TH., ARZBACH, H.H., BOCK, R., BORKMANN, I., BRÄMICK, U., BRUNKE, M., LEMCKE, R., KÄMMEREIT, M., MEYER, L & L. TAPPENBECK (2005): Die Fischfauna der kleinen Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands - Leitbildentwicklung und typgerechte Anpassung des Bewertungsschemas nach EU-Wasserrahmenrichtlinie. – LAWAProjekt im Rahmen des Länderfinanzprogramms Wasser und Boden. Abschlußbericht. Im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern

UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2008): Ökologische Effektivität hydromorphologischer Maßnahmen an Fließgewässern. Ergebnisse des UBA-Workshops vom 14./15. Februar 2008 – Langfassung. Im Internet: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/oberflaechengewaesser/ergebnis_uba_hymo_ws.pdf

WASSERNETZ NIEDERSACHSEN/BREMEN (2004): Gibt es im norddeutschen Tiefland überhaupt sandgeprägte Fließgewässer?; Protokoll des "WASSERNETZ Niedersachsen/Bremen" zum Treffen des Gesprächskreises Umweltverbände und Wasserwirtschaft des Deutschen Naturschutzringes (DNR) am 14. 12. 2004 in Hannover. Im Internet: http://www.salmonidenfreund.de/modules/download_gallery/dlc.php?file=29

Sonstige Quellen

KIESEKAMP, K. (2012): Per E-Mail am 20.11.2012
(Klaus Kieseckamp ist Mitarbeiter der Hunte-Wasseracht)

KOHL, J. (2012): Per E-Mail am 12.11.2012.
(Herr Kohls ist 1. Vorsitzender des Tückervereins Goldenstedt e. V.)

LAVES (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND LEBENSMITTELSICHERHEIT DEZERNAT BINNENFISCHEREI – FISCHEREIKUNDLICHER DIENST) (2012): Potenziell natürliche Fischfauna der Ellenbäke als PDF-Dokument. Per E-Mail am 19.11.2012.

LGLN – LANDESAMT FÜR GEOINFORMATION UND LANDENTWICKLUNG NIEDERSACHSEN
(2012) 1: Topographische Karte 1:25.000 des Landes Niedersachsen. Als PDF-Datei
zur Verfügung gestellt durch das NLWKN, Betriebsstelle Cloppenburg

NLWKN – NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSER, KÜSTEN UND NATURSCHUTZ
(2012): Ergebnis der gewässerstrukturellen Übersichtskartierung aus dem Jahr 2009.
Per E-Mail am 10.10.2012 als PDF-Dokument zur Verfügung gestellt.

Salva, J. (2012): Mündliche Mitteilung.

Danksagung

Für die mir zu Teil gewordene Unterstützung und Betreuung bei Erstellung dieser Arbeit bedanke ich mich bei Herrn Prof. Hubertus von Dressler und Herrn Dr. Jens Salva. Ihre Beratung und die praktische Unterstützung während der Geländearbeit bildeten den Grundstein für diese Arbeit.

Versicherung an Eides statt

"Ich erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe; die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Die Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht."

Ort, Datum

Unterschrift