

Pilotprojekt Marschengewässer Niedersachsen: Teilprojekt Fischfauna

Vorschlag eines Bewertungsverfahrens für verschiedene
Marschengewässertypen in Niedersachsen



Auftraggeber:
Unterhaltungsverband Kehdingen

Juni 2006

Auftraggeber: **Unterhaltungsverband Kehdingen**

Titel: **Modellprojekt Marschengewässer Niedersachsen: Teilprojekt Fische -
Vorschlag eines Bewertungsverfahrens für verschiedene Marschenge-
wässertypen in Niedersachsen**

Auftragnehmer: **BIOCONSULT**
Schuchardt & Scholle GbR
Reeder-Bischoff-Str. 54
28757 Bremen
Telefon 0421 · 620 71 08
Telefax 0421 · 620 71 09
Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon 04764 · 92 10 50
Telefax 04764 · 92 10 52

Bearbeiter: Dipl.- Biol. Jörg Scholle
Dipl.-Bio. Thorsten Brandt
Dr. Bastian Schuchardt

Datum: Juni 2006

Inhalt

Zusammenfassung.....	9
1. Aufgabe und Vorgehen.....	12
2. Subtypisierung der Marschengewässer (Typ 22.1).....	17
2.1 Datengrundlage.....	17
2.2 Auswertung der Daten.....	19
2.3 Artenspektrum und Gemeinschaftsstrukturen der Marschengewässer.....	21
2.3.1 Artenspektrum.....	21
2.3.2 Gemeinschaftsstrukturen.....	24
2.4 Regionale und gewässerspezifische Besiedlungsstrukturen.....	27
2.4.1 Regionen 27	
2.4.2 Gewässergrößen.....	30
2.5 Subtypen der Marschengewässer.....	33
2.5.1 Größentypen.....	33
2.5.2 Weitere Subtypen.....	36
3. Entwicklung des Bewertungswerkzeugs.....	38
3.1 Herleitung der Referenz als Bewertungsmaßstab.....	38
3.1.1 Qualitativer Aspekt (Artenspektrum).....	38
3.1.2 Quantitativer Aspekt (Häufigkeit).....	39
3.1.3 Herleitung der Referenzhäufigkeiten zur Bestimmung des höchsten/bzw. guten ökologischen Potenzials.....	40
3.2 Auswahl bewertungsrelevanter Messgrößen.....	41
3.2.1 Modul Artengemeinschaft - Ökologische Gilden.....	42
3.2.2 Modul Richness (Häufigkeiten).....	47
3.2.3 Modul Altersstruktur.....	49
3.3 Klassengrenzen und Bewertungsvorgang.....	50
4. Anwendung des Bewertungswerkzeugs an vier ausgewählten Gewässern.....	53
4.1 Harle (Subtyp Großes MG mit örtlich und zeitlich begrenztem Salzeinfluss).....	53
4.1.1 Gewässerstruktur und Unterhaltung.....	53
4.1.2 Wasserqualität.....	55
4.1.3 Fischfauna (Herbst 2005).....	56
4.1.4 Bewertung nach WRRL.....	59
4.2 Käseburger Sieltief (Subtyp Großes [vegetationsarmes] MG).....	60
4.2.1 Gewässerstruktur und Unterhaltung.....	60
4.2.2 Wasserqualität.....	62
4.2.3 Fischfauna (Herbst 2005).....	63
4.2.4 Bewertung nach WRRL.....	65
4.3 Hackemühlener Bach/Basbecker Schleusenfleth (Subtyp Kleines - mittleres MG strömungsgeprägt mit Geesteinfluss).....	67
4.3.1 Gewässerstruktur und Unterhaltung.....	67
4.3.2 Wasserqualität.....	69
4.3.3 Fischfauna (Herbst 2005).....	70
4.3.4 Bewertung nach WRRL.....	73
4.4 Wischhafener Schleusenfleth (MG Typ 22.1, Subtyp_mittleres-großes MG).....	75

4.4.1	Gewässerstruktur und Unterhaltung	75
4.4.2	Wasserqualität.....	77
4.4.3	Fischfauna (Herbst 2005).....	78
4.4.4	Bewertung nach WRRL.....	80
5.	Fazit	82
6.	Mögliche Maßnahmen	84
7.	Literatur	86

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1: Schematische Übersicht über wesentliche Bearbeitungskomplexe des Vorhabens „Pilotprojekt Marschengewässer in Niedersachsen“. Zu den Schritten I und II liefert der vorliegende Teilbericht Fischfauna einen Beitrag.....	12
Abb. 2: Generelle Charakteristika von Fließgewässern und Marschgewässern.....	15
Abb. 3: Anzahl und Lage der Befischungsstrecken in niedersächsischen Marschengewässern, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit genutzt wurden (Quellen s. Tab. 1).....	18
Abb. 4: MDS-Plot auf der Grundlage der Häufigkeiten der Arten (Ind./100 m wurzeltransformiert), differenziert nach Habitatgilden. Grünes Dreieck: Indifferente Art, blaues Dreieck: Indiff. Fließgewässerart, Quadrat: Auenart; Raute: fließgewässertypische Art; rosa Kreis: ästuarine Art; gelber Kreis: stillgewässertypische Art. <i>Stress 0,13 = potenziell brauchbare Darstellung</i>	25
Abb. 5: Fischgemeinschaft der Marschengewässer differenziert nach Reproduktionsgilden. Marin = Reproduktion marin. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, ostracophil = ‚Muschellaicher‘. <i>Stress 0,13 = potenziell brauchbare Darstellung</i>	26
Abb. 6: Fischgemeinschaft der Marschengewässergewässer differenziert nach Regionen auf der Grundlage der Presence/Absence aller Fischarten . <i>Stress 0,15 = potenziell brauchbare Darstellung</i>	27
Abb. 7: Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage aller Daten (ohne Arten mit Einzelnachweisen). Darstellung der Variablen ‚Region‘.....	29
Abb. 8: Fischgemeinschaft der Marschengewässer differenziert nach Gewässergröße auf der Grundlage der Häufigkeiten (Ind./100 m – wurzeltransformiert) aller Fischarten . <i>Stress 0,16 = potenziell brauchbare Darstellung</i>	32
Abb. 9: Anteil der Befischungsstrecken mit Vorkommen von Stillgewässertypischen Arten. 0=keine Art nachgewiesen, 1 = 1 Arten nachgewiesen, 2 = 2 Arten nachgewiesen, 3 = 3 Arten nachgewiesen, 4 = 4 Arten nachgewiesen. GRMG = Typ großes Marschengewässer (>10m Breite), MIMG = Typ mittelgroßes MG (5 - 10 m Breite), KLMG = Typ kleines MG (<5 m Breite).	43
Abb. 10: Anteil der Befischungsstrecken mit Vorkommen von Indifferenten Arten (+). 0 – N = Anzahl der nachgewiesenen Arten. GRM = Typ großes Marschengewässer (>10m Breite), MIM = Typ mittelgroßes MG (5 - 10 m Breite), Klm = Typ kleines MG (<5 m Breite).	45
Abb. 11: Befischungsstrecke Harle 1-4 oberhalb von Carolinensiel, September 2005.....	54
Abb. 12: Befischungsstrecke Harle 3-4, oberhalb von Wittmund (September 2005)	55

Abb. 13: Saisonale Entwicklung der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) an verschiedenen Messstellen der Harle von 2003 bis 2005. Nach Daten des NLWKN Aurich. F1 – F3 = Messstellen Fischfauna.	56
Abb. 14: Saisonale Entwicklung der Sauerstoffsättigung (%) an verschiedenen Messstellen der Harle von 2003 bis 2005. Nach Daten des NLWKN Aurich. F1 – F3 = Messstellen Fischfauna.	57
Abb. 15: Lage der in der Harle befischten Messstellen H1-Neufunnix (oben), H2-Alöpershausen (mitte), H3-Wittmund (unten). Befischung September 2005.....	57
Abb. 16: Käseburger Sieltief Befischungsstrecke 109-1, September 2005.....	61
Abb. 17: Saisonale Entwicklung der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) an zwei Messstellen des Käseburger Sieltiefs von Oktober 2005 bis März 2006. Nach Daten des NLWKN Brake.	62
Abb. 18: Saisonale Entwicklung der Sauerstoffsättigung (%) an zwei Messstellen Käseburger Sieltiefs von Oktober 2005 bis März 2006. Nach Daten des NLWKN Brake.	63
Abb. 19: Lage der Messstellen (109, ‚Neu‘, 386) ‚Fischfauna‘ im Käseburger Sieltief.	64
Abb. 20: Hackemühlener Bach, Befischungsstrecke 1 oberer/mittlerer Abschnitt. Blick in Richtung stromauf (20.9.05).	67
Abb. 21: Basbecker Schleusenfleth, Befischungsstrecke 4 unterer Abschnitt (20.9.05).....	68
Abb. 22: Saisonale Entwicklung der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) an verschiedenen Messstellen im Hackemühlener Bach. Nach Daten des NLWKN Stade.....	69
Abb. 23: Saisonale Entwicklung der Sauerstoffsättigung (%) an verschiedenen Messstellen im Hackemühlener Bach. Nach Daten des NLWKN Stade.....	70
Abb. 24: Lage der Befischungsstrecken im Hackemühlener Bach/Basbecker Schleusenfleth.	71
Abb. 25: Wischhafener Schleusenfleth, Befischungsstrecke 1 (Dösemühle, 27.09.05).	75
Abb. 26: Wischhafener Schleusenfleth, Befischungsstrecke 3 (Wischhafen, 27.9.05).	76
Abb. 27: Saisonale Entwicklung der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) an verschiedenen Messstellen im Wischhafener Schleusenfleth. Nach Daten des NLWKN Stade.....	77
Abb. 28: Saisonale Entwicklung der Sauerstoffsättigung (%) an verschiedenen Messstellen im Wischhafener Schleusenfleth. Nach Daten des NLWKN Stade.....	78
Abb. 29: Lage der Messstelle ‚Fischfauna‘ im Wischhafener Schleusenfleet.....	79
 Tab. 1: Übersicht über die Datengrundlage zur Herleitung des Bewertungsmaßstabes für die Fischfauna in niedersächsischen Marschengewässern	 18

Tab. 2: Eigenvalues und Erklärungswerte der fischfaunistischen Daten durch die ersten 4. Achsen der Hauptkomponentenanalyse (CCA) auf der Grundlage aller Daten.	29
Tab. 3: Interne Ähnlichkeit (Bray-Curtis) der Regionen auf der Grundlage Presence/Absence (P-A) und Arten-Individuenhäufigkeit (Ind.). * = nur örtlich, ** = nur unter Berücksichtigung der Häufigkeiten	30
Tab. 4: Ergebnisse der ANOSIM-Analyse. $R > 0,75$: Gruppen lassen sich klar voneinander trennen; $R \approx 0,5$: mäßige Trennbarkeit der Gruppen; $R < 0,25$: Gruppen trennen sich nicht wirklich. Rot hervorgehoben:	33
Tab. 5: Interne Ähnlichkeit (Bray-Curtis) verschiedener Größentypen auf der Grundlage Presence/Absence und Arten-Individuenhäufigkeit. * = nur unter Berücksichtigung der Häufigkeiten.	33
Tab. 6: Typische Fischartengemeinschaft (inkl. gelegentlicher Gäste* und Neozoa**) großer niedersächsischer Marschengewässer des Typ 22.1 mit einer Breite von >10 m. Rot hervorgehoben: Arten mit einer durchschnittlichen relativen Häufigkeit von $>5\%$	34
Tab. 7: Typische Fischartengemeinschaft (inkl. gelegentlicher Gäste* und Neozoa**) mittelgroßer niedersächsischer Marschengewässer des Typ 22.1 mit einer Breite von $>5-10$ m. Rot hervorgehoben: Arten mit einer durchschnittlichen relativen Häufigkeit von $>5\%$	35
Tab. 8: Typische Fischartengemeinschaft (inkl. gelegentlicher Gäste* und Neozoa**) kleinerer niedersächsischer Marschengewässer des Typ 22.1 mit einer Breite von <5 m. Rot hervorgehoben: Arten mit einer durchschnittlichen relativen Häufigkeit von $>5\%$	35
Tab. 9: Typische Fischartengemeinschaft sehr kleiner Marschengewässer (Gräben) mit einer Breite von <2 m. Rot hervorgehoben: Arten mit einer durchschnittlichen relativen Häufigkeit von $>5\%$. ** = Keine Berechnung im Rahmen der vorliegenden Arbeit; lediglich ergänzende Angabe (Gebiet Stromer Feldmark, vgl. BIOCONSULT & HS BREMEN 2005).....	36
Tab. 10: Potenzielles Artenspektrum der Marschengewässer des Typs 22.1, differenziert nach verschiedenen ökologischen Gilden. FRI = Fischregionsindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. Invertivor: Hauptnahrung Wirbellose. Piscivor: Hauptnahrung Fische, Plank = Hauptnahrung Plankton, Omnivor: Allesfresser. ***-***** = nur in tideoffenen MG zwingend. (Quelle: vgl. Kapitel Datengrundlage). * = für die Bewertung nicht zwingend. potenzielle Häufigkeit : ooooo = sehr häufig, oooo = häufig, ooo – mittel, oo = selten, o =sehr selten	39
Tab. 11: Übersicht über das Modul-Artenspektrum, qualitative Metrics. * = Indifferente Gilde + rheophil-indiff. + äst-dia-indiff (vgl. Referenzartenliste); ** = nicht zwingend in gesielten oder geschöpften Marschengewässern	47
Tab. 12: Übersicht über das Modul-Richness, artspezifische Häufigkeitskategorien und Zuordnung der Fangzahlen (standardisiert auf Ind./100m). * = Indifferente Gilde + rheophil-indiff. + äst-dia-indiff (vgl. Referenzartenliste); ** = nicht zwingend in gesielten oder geschöpften	

Marschengewässern, *** ggf. als Sondermetric einbeziehen. MW = Mittelwert.....	48
Tab. 13: Übersicht über das Modul-Alterstruktur. * = Indifferente Gilde + rheophil-indiff. + äst-dia-indiff (vgl. Referenzartenliste); ** = nicht zwingend in gesielten oder geschöpften Marschengewässern, *** ggf. als Sondermetric einbeziehen.....	50
Tab. 14: Fischgemeinschaft und Häufigkeit der Arten in der Harle (September 2005). FRI = Fischregionsindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. MW = Mittelwert, ermittelt aus den 19 Teilbefischungstrecken der insgesamt 3 Messstellen.....	59
Tab. 15: Vorläufige Bewertung der Harlemessstellen auf der Grundlage der Qualitätskomponente Fischfauna. Grenze zum guten ökologischen Potenzial EQR >0,55	60
Tab. 16: Fischgemeinschaft und Häufigkeit der Arten im Käseburger Sieltief (September 2005). FRI = Fischregionsindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. MW = Mittelwert, ermittelt aus den 13 Befischungstrecken der insgesamt 3 Messstellen.....	65
Tab. 17: Vorläufige Bewertung der Messstellen des Käseburger Sieltiefs auf der Grundlage der Qualitätskomponente Fischfauna. Grenze zum guten ökologischen Potenzial EQR >0,55	66
Tab. 18: Fischgemeinschaft und Häufigkeit der Arten im Hackemühlener Bach (September 2005). FRI = Fischregionsindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. MW = Mittelwert, ermittelt aus den 4 Befischungstrecken.....	72
Tab. 19: Vorläufige Bewertung der Messstellen des Hackemühlener Bachs auf der Grundlage der Qualitätskomponente Fischfauna. Grenze zum guten ökologischen Potenzial EQR >0,55	73
Tab. 20: Bewertung des Hackemühlener Bach nach FIBS ,Referenz nach SCHAARSCHMIDT et al. 2005: Refrenznahe Ichtyozönose Typ 14 (Rhithral/Potamal – Gründling, Hasel).....	74
Tab. 21: Fischgemeinschaft und Häufigkeit der Arten im Wischhafener Schleusenfleth (September 2005). FRI = Fischregionsindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. MW = Mittelwert, ermittelt aus den 4 Befischungstrecken.....	79
Tab. 22: Vorläufige Bewertung der Messstellen des Wischhafener Schleusenfleths auf der Grundlage der Qualitätskomponente Fischfauna. Grenze zum guten ökologischen Potenzial EQR >0,55	81

Zusammenfassung

Im Rahmen des Pilotprojektes Marschengewässer Niedersachsen hatte die vorliegende Arbeit die Aufgabe, für den Gewässertyp Marschengewässer (Typ 22.1-Gewässer der Marschen) ein fischbasiertes Bewertungsverfahren zu entwickeln, das den spezifischen Anforderungen der WRRL Rechnung trägt. Der Begriff ‚Marschengewässer‘ subsumiert dabei recht unterschiedliche Gewässer, die aber alle aufgrund anthropogener Nutzungsanforderungen bzw. ihrer Entstehung (vorläufig) als ‚stark verändert‘ bzw. ‚künstlich‘ eingestuft sind. Bewirtschaftungsziel ist damit die Erreichung des guten ökologischen Potenzials. Das Bewertungsverfahren sollte transparent und nachvollziehbar konzipiert werden und für einen möglichst großen Teil der Marschengewässer (unmodifiziert) einsetzbar sein. Mit der Erarbeitung des fischbasierten Bewertungswerkzeuges und der Durchführung der fischfaunistischen Untersuchungen in ausgewählten niedersächsischen Marschengewässern wurde das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR im Oktober 2005 vom Unterhaltungsverband Kehdingen beauftragt.

Der Bericht beschreibt die Entwicklung des Bewertungsvorschlags für den Typ ‚Gewässer der Marschen‘. Im Rahmen der Vorarbeiten wurde auf der Grundlage eines umfangreichen jedoch heterogenen Datensatzes geprüft, ob und welche fischfaunistisch unterscheidbaren Subtypen der Bewertungsvorschlag differenzieren muss. Allerdings fehlten v.a. Angaben zur ‚Belastungssituation‘ und ‚Dichte der Unterwasservegetation‘ zum Zeitpunkt der Befischungen, so dass für diese Aspekte keine Prüfung durchgeführt werden konnte.

Die Datenanalysen fokussierten daher auf die Aspekte ‚regional‘ und ‚Größenkategorie‘. Systematische regionale Unterschiede ließen sich kaum differenzieren; die Variabilität der Fischgemeinschaften innerhalb einer Region war meist größer als zwischen den Regionen.

Deutlichere Unterscheide konnten hinsichtlich der Gewässergröße ermittelt werden und es wurden verschiedene Subtypen für den Bewertungsvorgang differenziert. Im wesentlichen können die Größenkategorien ‚Groß‘ (>10 m Breite)‘ und ‚mittel‘ (5 – 10 m Breite) auf der einen Seite und ‚klein‘ (<5 m Breite) auf der anderen Seite unterschieden werden. Allerdings zeigt sich auch auf der Betrachtungsebene ‚Größenkategorie‘ eine noch vergleichsweise hohe Übereinstimmung der Fischartengemeinschaften zwischen der Größentypen. Lediglich sehr kleine Marschengewässer (<2 m Breite) lassen sich eindeutig durch eine unterschiedliche Zusammensetzung ihrer Ichtyozönose (geringere Artenzahlen, Dominanzstrukturen) abgrenzen. Diese gehören (derzeit) allerdings keinem Gewässertyp im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie an und werden in die Bewertung daher nicht einbezogen. Eine ggf. weitere notwen-

dige Untergliederung von Marschengewässern über die o.g. Grundtypen (Größenkategorien) hinaus, kann derzeit noch nicht ausgeschlossen werden. So könnte u.a. die Art der Verbindung zu unterhalb bzw. oberhalb gelegenen Gewässern und dem sich daraus ergebenden Variationen der Wasserstände und Strömung sowie der Faktor Salinität für eine Subtypisierung von Bedeutung sein. Dies gilt ohne Einschränkung für den Typ ‚Marschengewässertideoffen‘, aber u.U. auch für weitere Typen.

Der zweite Schritt der Vorarbeiten bestand in einer fischfaunistischen Auswertung, deren Ergebnisse die Basis des im Bewertungsverfahren verwandten Bewertungsmaßstabs (Referenz) darstellt. Die Analysen erfolgten ebenfalls auf der Grundlage des o.g. Datensatzes sowie unter Berücksichtigung ergänzender Literatur. Insgesamt sind auf dieser Grundlage ca. 39 Arten für die Marschgewässer dokumentiert, von denen ein Teil allerdings nur sporadisch nachwies und damit als nicht zwingend bewertungsrelevant eingestuft wurde. Als typisch für Marschgewässer und bewertungsrelevant sind 21 Arten benannt, die anhand ihrer ökologischen Ansprüche in verschiedene Gilden mit unterschiedlichen Lebensraumansprüchen (Habitatgilden-Lebensraumgilden: Indifferente Arten, Stillgewässertypische Arten, Auenarten) klassifiziert wurden.

Der auf der Grundlage dieser Vorarbeiten entwickelte Bewertungsansatz ist ein multimetrisches Verfahren, das über die Differenzierung der o.g. Habitatgilden sowohl die nach Wasserrahmenrichtlinie erforderliche Berücksichtigung von qualitativen (Artenspektrum) und quantitativen (Häufigkeiten) Parametern als auch den Aspekt Altersstruktur der Fischfauna einschließt. Der Bewertungsmaßstab für zunächst insgesamt 9 differenzierte Messgrößen (metrics) wurde aus Befischungsergebnissen verschiedener niedersächsischer Marschengewässer des Typ 22.1 (vorläufig) abgeleitet. Der abgeleitete Bewertungsmaßstab integriert bereits anthropogene Nutzungen und andere Einflüsse und stellt vor diesem Hintergrund keine Referenz für den guten/sehr guten ökologischen Zustand dar, sondern spiegelt das höchste Potenzial wider. Die Festlegung der Klassengrenzen für die nach WRRL zu unterscheidenden 4 bzw. 5 Qualitätsklassen erfolgte messgrößenspezifisch, d.h. für jedes der 9 Metrics angepasst, über die Festlegung von Kategorien. Die Ermittlung des EQR (Ecological Quality Ratio – Ökologische Qualitäts Kennzahl) und die Zuordnung des EQR zu einer der Güteklassen ‚schlechtes Potenzial‘, ‚unbefriedigendes Potenzial‘, ‚mäßiges Potenzial‘ bzw. ‚gutes/höchstes Potenzial‘ erfolgte anhand der normativen Definition nach REFCOND-GUIDANCE 2.3.

Im 2. Teil der Arbeit wurden die Ergebnisse der an 4 ausgewählten Marschengewässer durchgeführten Befischungen (nach DIN-Entwurf EN 14011) ausgewertet und der Istzustand unter Anwendung des in Teil 1 entwickelten Bewertungsvorschlags ermittelt.

Bei den Gewässern handelt es sich um gesielte und/oder geschöpfte Marschengewässer verschiedener Größenkategorien. Hierzu gehören die in das Wattenmeer entwässernde Harle (groß – temporär salzbeeinflusst), das in die Unterweser mündende Käseburger Sieltief (groß – vegetationsarm), den in die Oste mündenden Hackemühlener Bach (kleinströmungsgeprägt) sowie das in die Elbe entwässernde Wischhafener Schleusenfleth (mittel/groß-vegetationsreich).

Alle Gewässer wiesen nach der StrukturgüteEinstufung deutliche Beeinträchtigungen auf. Mit Ausnahme des Hackemühlener Baches, der eine fließgewässertypische kontinuierliche Strömung aufwies und damit vermutlich einem eigenen Subtyp angehört (s.u.), handelte es sich stehende oder langsam fließende Gewässer. Das Käseburger Sieltief und das Wischhafener Schleusenfleth waren durch ausgeprägte Sauerstoffdefizite gekennzeichnet. Alle Gewässer wiesen im Hinblick auf ihre Fischfauna Abweichungen von der Referenzzönose auf, so dass der Istzustand auf der Grundlage der vorliegenden Bewertungsvorschläge das unbefriedigende Potenzial (Wischhafener Schleusenfleth) bzw. bestenfalls das mäßige ökologische Potenzial (Harle) ausweist. Die Gründe für die Ergebnisse liegen v.a. in Defiziten bei den Gilden der Auenarten und der stillgewässertypischen Arten. Die Ergebnisse signalisieren dabei strukturelle Defizite (Vegetation, Flachwasserzonen, ggf. Sedimentstrukturen) und z.T. auch stoffliche Beeinträchtigungen (pessimale Sauerstoffsättigungen). Aus unserer Sicht ist es prinzipiell möglich, die festgestellten Defizite durch gezielte Maßnahmen zu verringern.

Die Anwendung des Bewertungsvorschlages hat gezeigt, dass die Bewertung zu plausiblen Ergebnissen führt und lässt weiterhin den Schluss zu, dass der zugrundeliegende Bewertungsmaßstab für den Großteil der Marschengewässer (-subtypen) einheitlich anwendbar ist. Dies gilt nicht für die tideoffenen Marschengewässer, deren spezifische Rahmenbedingungen auch eine abweichende Erfassungsmethodik erfordern.

Insgesamt ist der Bewertungsansatz durch einen Praxistest weiter abzusichern.

1. Aufgabe und Vorgehen

Der vorliegende Bericht liefert einen Beitrag zum Pilotprojekt Marschengewässer in Niedersachsen, dessen Ziele und Aufgaben in einem gesonderten Synthesebericht dargestellt werden. Die Ziele des Pilotprojektes insgesamt und die Einbettung des ‚Teilprojektes Fischfauna‘ sind in Abb. 1 skizziert. Die EU-Wasserrahmen-Richtlinie schafft einen Ordnungsrahmen für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers. Für oberirdische Gewässer gelten die folgenden Ziele:

- Verwirklichung des guten ökologischen und chemischen Zustandes bis 2015, in Ausnahmen auch bis 2027
- Verwirklichung des guten ökologischen Potenzials und des guten chemischen Zustands bei erheblich veränderten oder künstlichen Gewässern bis 2015, in Ausnahmen auch bis 2027
- Verschlechterungsverbot

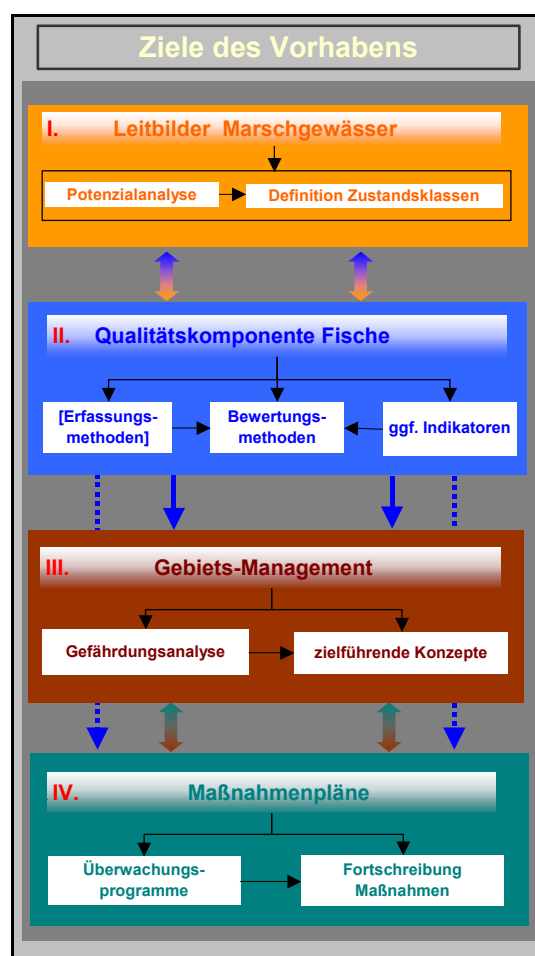


Abb. 1: Schematische Übersicht über wesentliche Bearbeitungskomplexe des Vorhabens „Pilotprojekt Marschengewässer in Niedersachsen“. Zu den Schritten I und II liefert der vorliegende Teilbericht Fischfauna einen Beitrag.

Bei künstlichen und bereits deutlich veränderten Oberflächengewässern kann nach sorgfältiger Prüfung der Verbesserungsmöglichkeiten die Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer erfolgen. MEHL et al. (2005) unterscheiden in diesem Zusammen mehrere Ursache-Wirkungsbeziehungen wie u.a. Veränderung der Morphologie, nutzungsbedingte Faktoren bzw. Störungen (Unterhaltungsmaßnahmen, Wellenschlag etc.). Bei solchen Gewässern bzw. -abschnitten, bei denen der gute ökologische Zustand nicht oder nicht mit verhältnismäßigen Mitteln wieder hergestellt werden kann bzw. durch die Wiederherstellung Nutzungen und wasserwirtschaftliche Funktionen entscheidend beeinträchtigt würden, muss nicht der gute ökologische Zustand, sondern das gute ökologische Potenzial erreicht werden.

Die im Rahmen des Pilotprojektes betrachteten Marschengewässer des Typs 22.1 werden/sind aus den genannten Gründen und aufgrund ihres z.T. künstlichen Charakters bereits als ‚stark veränderte Gewässer‘ klassifiziert. Die WRRL definiert für ‚stark veränderte Gewässer‘ das ‚gute ökologische Potenzial‘ als ein Ziel, das bis 2015 (in Ausnahmen auch bis 2027) erreicht sein soll. Vor diesem Hintergrund ist es zunächst notwendig, den aktuellen Zustand der Gewässer zu beurteilen und ggf. damit den erforderlichen Handlungsbedarf im Hinblick auf das Ziel der WRRL aufzuzeigen. Um diesen ersten Schritt durchführen zu können, ist die Entwicklung geeigneter Bewertungsverfahren für die von der WRRL vorgegebenen Qualitätskomponenten erforderlich.

Die vorliegende Arbeit hat die Aufgabe für den Gewässertyp Marschengewässer (Typ 22.1), das höchste/gute ökologische Potenzial bzgl. der Fischfauna zu definieren und ein fischbasiertes Bewertungswerkzeug vorzuschlagen, das den spezifischen Anforderungen der WRRL Rechnung trägt.

Aufgrund des hydromorphologischen Charakters (stehend, periodisch strömend) und der z.T. besonderen Eigenheiten der Fischgemeinschaften der Marschengewässer erscheint die Anwendung des Bewertungsverfahrens für Fließgewässer (FIBS, DUBLING et al. 2004) derzeit nicht möglich (vgl. Kap. 2). Zudem subsumieren sich unter der Kategorie Marschengewässer Typ 22.1 verschiedene ‚Untertypen‘, die u.a. hinsichtlich der Größe, der Unterhaltung, der Ausprägung der Vegetation und der Nutzungen und auch bezüglich ihrer Fischgemeinschaften z.T. spezifische Charakteristika aufweisen können. Diese Rahmenbedingungen erfordern einen angepassten Bewertungsansatz für den Gewässertyp 22.1.

Dazu ist in der vorliegenden Arbeit ein multimetrisches, einfaches und transparentes Bewertungsverfahren konzipiert worden, das die Aspekte Artenspektrum, Abundanz und Alters-

struktur der Fischfauna umfasst. Es nimmt Bezug auf einen aus vorliegenden Daten abgeleiteten Referenzzustand und berücksichtigt verschiedene fischfaunistisch definierte Subtypen.

In diesem Zusammenhang ist jedoch anzumerken, dass sich das Verfahren ausschließlich auf die geschöpften bzw. gesielten Marschengewässer bezieht. Insbesondere tideoffene und mit einer gewissen Einschränkung auch strömungsgeprägte, eher bachähnliche Marschengewässer konnten aufgrund der sehr eingeschränkten Datenlage nicht in das Verfahren einbezogen werden. Um auch für diese Subtypen eine Bewertung durchzuführen, bedarf es auf einer breiteren Datenbasis einer begründeten Modifikation des Bewertungsmaßstabes; u.U. auch eine abweichende Erfassungsmethodik (tideoffene Gewässer).

Mit der Erarbeitung des fischbasierten Bewertungswerkzeuges und der Durchführung der fischfaunistischen Untersuchungen in ausgewählten niedersächsischen Marschengewässern wurde das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR im Oktober 2005 vom Unterhaltungsverband Kehdingen beauftragt. Fachlich begleitet wurde das Projekt u.a. durch die NLWKN Stade, Brake und Aurich. Die Konzeptionierung der im Rahmen des Vorhabens durchgeführten fischfaunistischen Untersuchungen an vier ausgewählten Marschgewässern erfolgte weitgehend durch die NLWKN.

Besonderheit Marschengewässersystem

Einleitend soll auf einige generelle Aspekte hingewiesen werden, die ein Marschengewässer von einem typischen Fließgewässer unterscheiden und in diesem Zusammenhang auch die Schwierigkeit verdeutlichen, dass vorhandene WRRL-Bewertungssystem für Fließgewässer auf Marschgewässer zu übertragen.

Ein Flusssystem lässt sich unterhalb der Quelle in eine Bachregion (Rhithral) sowie in eine Flussregion (Potamal) unterteilen. Innerhalb dieser Zonierung existieren mehr oder weniger stark abgegrenzte Subsysteme; diese wurden von THIENEMANN (1925) sowie von HUET (1964) u. a. über die Bindung typischer Fischarten an hydraulische und morphologische Gewässerbedingungen charakterisiert. Die einzelnen Fließgewässerzonen weisen ähnliche spezifische Lebensraumbedingungen auf, die - anthropogene Einflussnahme ausgeschlossen - für Fische artspezifisch jeweils bestimmte ökologische Funktionen übernehmen. So fungieren z.B. rhithrale (bachtypisch) Strukturen (u.a. sommerkühl, sauerstoffreich, kiesig-sandige Sohlstruktur) immer als Fortpflanzungsstätte anadromer Salmoniden. Die Konzeption des FIBS-Verfahren basiert auf dieser charakteristischen Abfolge der Fischgemeinschaften im Längskontinuum, z.B. durch die Nutzung des Fisch-Regionsindex (FRI), des Migrationsindex

(,Wanderungsindex') und des Leitartenkonzepts. Für jeden unterschiedlichen Gewässertyp bzw. Gewässerzone ist/muss jeweils eine Referenzgemeinschaft definiert worden/werden, die als Bewertungsmaßstab fungiert.

Da die für Marschengewässer typischen Fischarten untereinander weitgehend ähnliche Indexwerte haben, ist z.B. der FRI zur Indizierung von Belastungssituationen in Marschengewässern nur ein sehr eingeschränkt aussagekräftiges Instrument. Ähnliches gilt auch für andere Messgrößen, wie z.B. der im FIBS vorgesehenen Bewertung des Rotaugen-Barschverhältnisses.

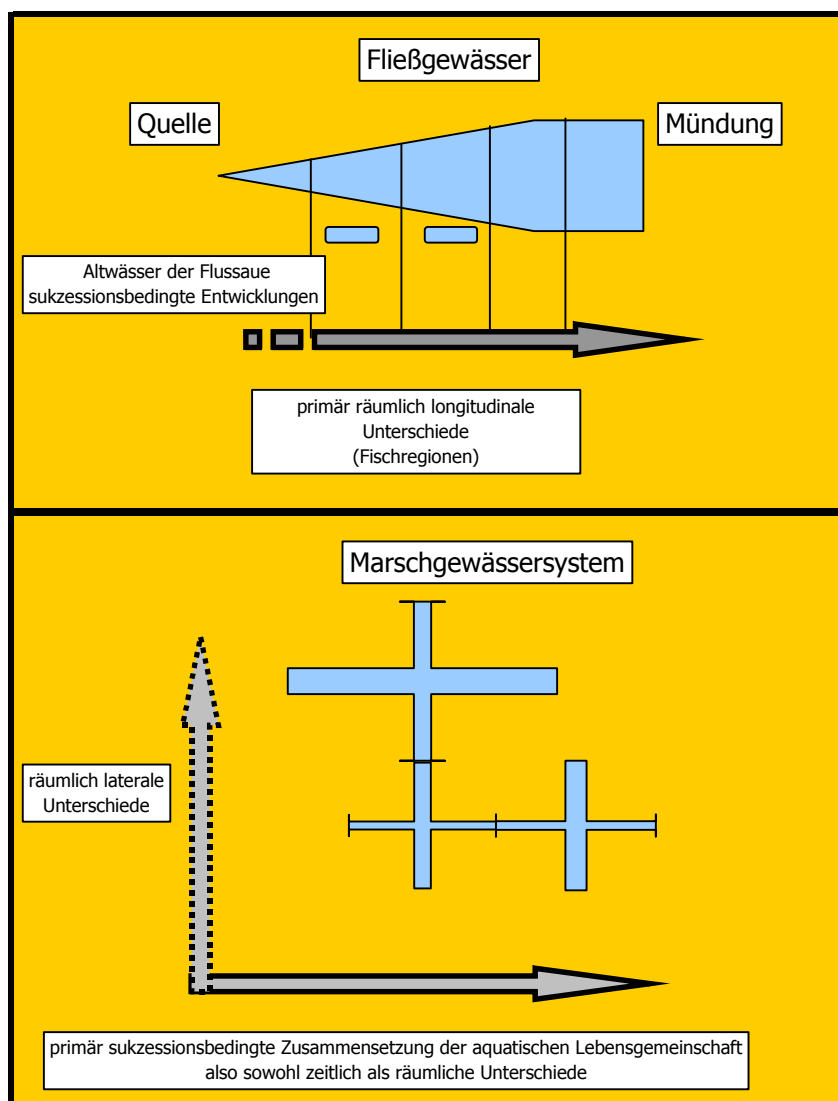


Abb. 2: Generelle Charakteristika von Fließgewässern und Marschengewässern.

Im Gegensatz zu Fließgewässern unterliegen die Marschengewässer im Prinzip (v.a. die kleineren Typen) an ein und demselben Ort im Laufe der Zeit mehr oder weniger ausgeprägten Veränderungen (z.B. durch Alterungsprozesse bzw. deren Unterbrechung aufgrund von Unterhaltungsmaßnahmen), die ein Gewässer in Abhängigkeit eines jeweiligen Sukzessionssta-

diums (unterschiedliche Unterwasservegetation) für Fische artspezifisch unterschiedlich attraktiv machen können (SCHUCHARDT 2001, SCHOLLE 2001). Die ökologische Funktion für die Fischfauna verändert sich also weniger über einen räumlichen als eher über einen zeitlichen Gradienten, so dass die jeweils für bestimmte Fischarten attraktiven bzw. weniger attraktiven Zustände an einem Ort nur temporär vorkommen. In größeren Gewässern ist ein solcher Zusammenhang wohl weniger stark ausgeprägt bzw. erfolgt auf einer längeren Zeitskala.

Die in Fließgewässer typische räumliche Abfolge von Fischregionen ist in Marschengewässern daher nicht oder nur eingeschränkt zu erkennen. Die Bestandsstruktur innerhalb eines Marschengewässersystems kann allerdings ebenfalls räumliche Unterschiede aufweisen, diese zeigen sich allerdings meist von einem Hauptgewässer aus gesehen in lateraler Richtung (Abb. 2). Bestimmend sind in diesem Zusammenhang v. a. die Gewässergröße und die jeweiligen Gewässerzustände (s. Kap. Subtypisierung). Zudem stehen die Marschengewässer des Typ 22.1 auch ökologisch oftmals in funktionellem Zusammenhang mit kleineren Gräben, die allerdings im Sinne der WRRL allerdings nicht zu betrachten sind.

Die im Prinzip zum Fließgewässersystem zuzurechnenden Auengewässer, die in gewissen Grenzen mit Marschengewässern im Hinblick auf ihre Ichtyozönose vergleichbar wären, werden derzeit im Bewertungssystem für Fließgewässer nicht vorrangig betrachtet. Auch vor diesem Hintergrund war es erforderlich, für Marschengewässer ein spezifisches Bewertungswerkzeug für die Fischfauna zu entwickeln.

2. Subtypisierung der Marschengewässer (Typ 22.1)

Der Typ 22.1 Marschengewässer umfasst recht unterschiedliche Gewässer, die sich u.a. in der Größe deutlich unterscheiden. Es ist anzunehmen, dass sich verschiedene Subtypen differenzieren lassen, die jeweils unterschiedliche Referenzzönosen aufweisen. Dies soll im Folgenden anhand des Datenmaterials analysiert werden.

2.1 Datengrundlage

Für die Bearbeitung der Aufgabenstellung stehen verschiedene Daten zur Fischfauna aus niedersächsischen Marschengewässern zur Verfügung. Hierzu gehören Ergebnisse aus Untersuchungen zu Marschengewässern im Emsland (LAVES 2002 – Befischungen aus dem Zeitraum 2002 - 2004) sowie verschiedene, z.T. ältere Daten aus dem Fischartenkataster des LAVES (Befischungen aus dem Zeitraum 1982-2003). Von letzteren Daten wurden v.a. solche herangezogen, die aus Gewässern stammen, die im Rahmen des aktuellen Pilotprojektes Marschengewässer hinsichtlich ihrer Makrophytenbesiedlung (s. IBL 2006: Teilbericht Makrophyten) beprobt wurden. Weitere Untersuchungsergebnisse wurden von der Wassergütestelle Elbe aus Marschengewässern 2. Ordnung im Gebiet des Unterhaltungsverbandes Untere Oste zur Verfügung gestellt (GAUMERT et al. 2003, GAUMERT et al. 2004). Um die Datenbasis zu verbreitern, wurden auch einige bremische Daten aus kleineren und mittelgroßen künstlichen Marschengewässern (BIOCONSULT & HS BREMEN 2005) berücksichtigt; diese liefern gewisse Hinweise zur Fischartengemeinschaft eher extensiv unterhaltener Gewässer (vgl. ökologisches Grabenräumprogramm, HELLBERG et al. 2000). Vervollständigt wird die Datengrundlage durch die aktuell im Rahmen des vorliegenden Projektes durchgeführten Befischungen, deren Ergebnisse im Detail dem Kap. 4 der vorliegenden Arbeit zu entnehmen sind. Um einen gewissen Vergleich zu analogen Gewässertypen in Schleswig-Holstein zu ermöglichen, wurden vom LANU-SH weitere Daten zu Verfügung gestellt (BRUENS et al. 2005). Tab. 1 gibt einen Überblick über die Anzahl der zur Verfügung stehenden fischfaunistischen Daten aus Marschengewässern des Typs 22.1.

Tab. 1: Übersicht über die Datengrundlage zur Herleitung des Bewertungsmaßstabes für die Fischfauna in niedersächsischen Marschengewässern

Datenquelle	Anzahl Gewässer	Anzahl Befischungstrecken
LAVES – Kataster	27	59
LAVES – WRRL Marschengewässer Emsland	20	45
WGE – Oste Nebengewässer	4	44
HANEG – Bremische Marschengräben (Blockland)	57	57
LANU - SH	19	19
Aktuelle Untersuchung	4	44

Für die nachfolgenden Auswertungen konnten Daten aus insgesamt 30 niedersächsischen Gewässern mit ca. 176 Befischungstrecken berücksichtigt werden. Wie oben bereits erwähnt, wurden die niedersächsischen Untersuchungsergebnisse um die o.g. schleswig-holsteinischen und bremischen Daten ergänzt. Die Lage der niedersächsischen Gewässer aus denen Untersuchungsergebnisse zur Verfügung stehen, ist Abb. 3 zu entnehmen.

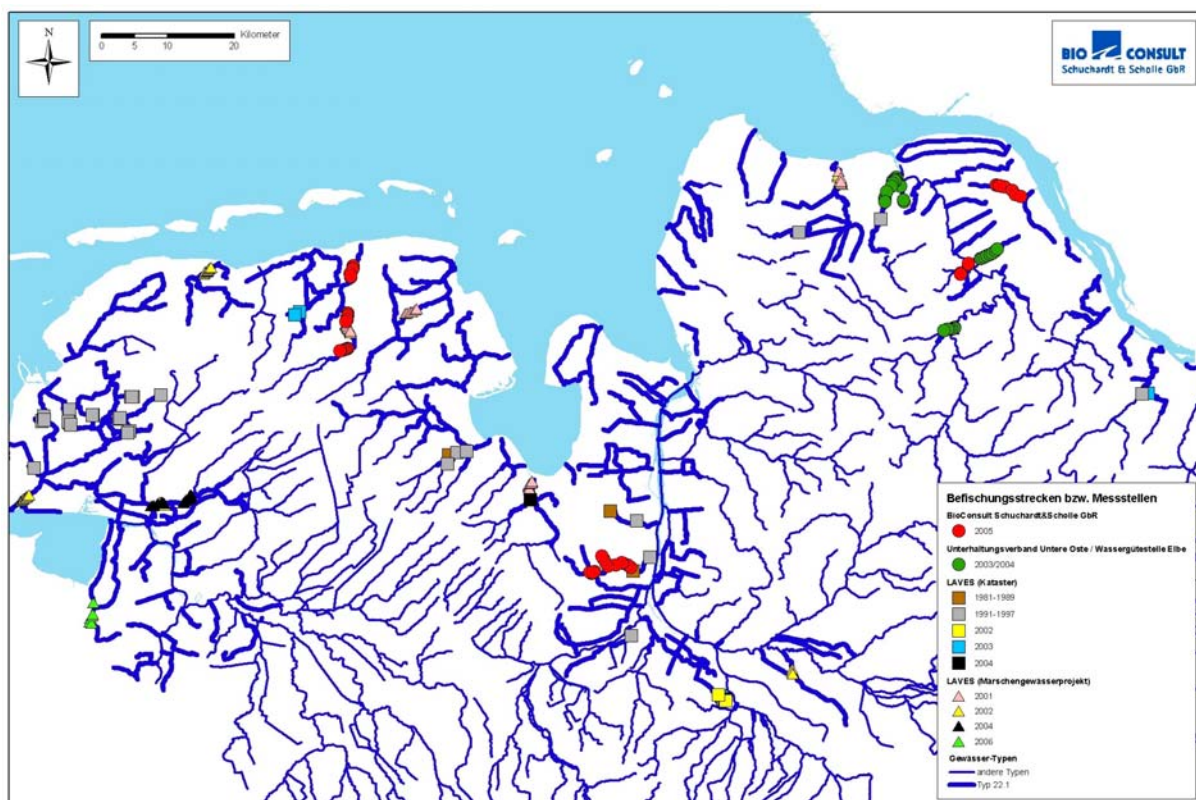


Abb. 3: Anzahl und Lage der Befischungstrecken in niedersächsischen Marschengewässern, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit genutzt wurden (Quellen s. Tab. 1).

Neben der o.g. Datengrundlage wurden auch ältere und neuere Literaturangaben zum Vorkommen von Fischen in niedersächsischen Marschengewässern (v.a. unter qualitativen Gesichtspunkten) für die Referenzerstellung berücksichtigt (u.a. KONKEN 1913, HANNEMANN 1954, MEINKEN 1974, CLAUS et al. 1994, SCHEFFEL et al. 1994, SCHOLLE 1997, BIOCONSULT 2004, BIOCONSULT 2006).

Die vorliegenden Befischungsdaten werden v.a. dazu genutzt, die Fischgemeinschaften im Hinblick auf eine mögliche, ichtyozönotisch begründete Unterscheidung von Marschengewässersubtypen zu analysieren. Des Weiteren bilden sie, ergänzt durch gutachterliche Einschätzungen, auch die Grundlage für die Festlegung der Referenzhäufigkeiten (s.u.). Alle vorliegenden aktuellen Datensätze wurden mit der gleichen Fischereimethode (Elektrofischfang) erhoben. Durch die identische Erfassungsmethodik ergibt sich nach einer Standardisierung der Daten auf Ind./100 m eine mehr oder weniger gute Vergleichbarkeit der verschiedenen Datensätze.

In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass es sich dennoch um einen vergleichsweise heterogenen Datensatz handelt, da der Anlass für den die jeweiligen Daten generiert wurden sehr unterschiedlich war. Das bedeutet im wesentlichen:

- Unterschiedliche Untersuchungsintensitäten;
- Untersuchungen z.T. in unterschiedlichen Jahreszeiten;
- Unterschiedliche Auswertungsintensität der Fänge (nur z.T. Differenzierung nach Altersstadien), taxonomische Zweifelsfälle;
- V.a. in den älteren Daten keine oder nur eingeschränkte Dokumentation der Rahmenbedingungen (z.B. hydrografisch, gewässerstrukturell), so dass die Ergebnisse nicht vor dem Hintergrund einer möglichen Belastungssituation eingeordnet werden konnten;
- Begrenzte Quantifizierbarkeit. Bei der Standardisierung der Daten sind wir bei größeren Gewässern von einer abgefischten Breite von 3-4 m ausgegangen. Dies ist ein aus der Praxis abgeleiteter Näherungswert; Angaben lagen hierzu überwiegend nicht vor.

2.2 Auswertung der Daten

Die Auswertung der fischfaunistischen Daten erfolgte zum einen beschreibend (Artenspektrum, s.u.), zum anderen mittels multivariater statistischer Verfahren (MDS, Kanonische Korrespondenzanalyse). Die statistischen Analysen erfolgten mit dem Ziel festzustellen, ob die Zusammensetzung der Fischgemeinschaften charakteristische regionale Unterschiede aufweist und/oder von gewässertypischen Eigenschaften (hier: Größe des Gewässers) beeinflusst wird. Die Ergebnisse bilden die Grundlage für ggf. subtypisch zu differenzierende Referenzzönosen.

Zum besseren Verständnis des Vorgehens folgt eine kurze Beschreibung der Analysemethodik: Auf der Basis der Artenzusammensetzung (Presence/Absence) und auch der Häufigkeiten der Arten wurde eine Ähnlichkeitsmatrix berechnet. Dazu wurden die Abundanzen Wurzel-transformiert ($\sqrt{}$) und der Bray-Curtis Koeffizient ermittelt (CLARKE & WARWICK 1994). Durch die Transformation wird ein zu starker Einfluss (zufälliger) sehr individuenreicher Arten auf die Berechnung verringert. Die Ergebnisse der Matrix werden in sogenannten MDS-Plots (Multi-Dimensional-Scaling) dargestellt (CLARKE & WARWICK 1994), wobei ein Raum mit zwei Dimensionen verwendet wird. Je näher zwei Befischungspunkte beisammen liegen, desto ähnlicher ist die Artenzusammensetzung unter qualitativen und/oder quantitativen Gesichtspunkten. Die Güte bzw. Aussagekraft der Darstellung wird über den Stress-Wert angegeben:

Stress < 0,05: sehr gute Darstellung
Stress < 0,1: gute Darstellung
Stress < 0,2: Darstellung nur mit Vorbehalt zu verwenden
Stress > 0,3: Anordnung in der Ordination ist weitgehend zufällig

Die Ähnlichkeit der Gemeinschaft hinsichtlich der Betrachtungsebenen ‚Regionen‘ und ‚Gewässergröße‘ wurde zusätzlich anhand einer ANOSIM (Analysis of Similarities) untersucht. ANOSIM testet die Nullhypothese: kein Unterschied zwischen *a priori* definierten Gruppen (z.B. Gebieten). Zusätzlich zu dem p-Wert wird in diesem Verfahren ein R-Wert ermittelt, der Aufschluss über die Unterschiedlichkeit der Gruppen gibt:

R > 0,75: die Gruppen lassen sich klar voneinander trennen
R ≈ 0,5: gewisse Trennbarkeit der Gruppen vorhanden
R < 0,25: die Gruppen trennen sich nicht

Die SIMPER-Analyse ermittelt zum einen diejenigen Arten, die am meisten für die Ähnlichkeit innerhalb der Gruppen verantwortlich sind, zum anderen diejenigen Arten, die am meisten zur Unterschiedlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (CLARKE & WARWICK 1994).

Mit Hilfe einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) wurde ergänzend zum MDS versucht, aus den vorliegenden Arten-Abundanzen und verschiedener abiotischer Variablen (hier Gewässerbreite, Region) vorhandene Gemeinschaftsstrukturen der Fischfauna sowie Beziehungsmuster zwischen den jeweiligen Arten und den genannten Variablen zu identifizieren. Die CCA ist eine direkte Gradientenanalyse, die eine Abschätzung darüber erlaubt, in welchem Maß die bekannten Variablen die Variationsbreite der Fischdaten erklären. Dabei werden Kombinationen von Umweltparametern berechnet und daraus die Ordinationsachsen aufgespannt. Die Analyse stellt eine multivariate Form der Regression dar, bei der die Arten-

Abundanz-Daten als Funktion der vorgegebenen Umweltparameter modelliert werden. Sie kann als Gradientenanalyse verstanden werden, bei der sich Arten und Stationen entlang der als Pfeile dargestellten Gradienten abbilden. Die CCA dient dazu die Daten zu strukturieren und den möglichen Einfluss bekannter Umweltparameter bzw. die durch sie erklärbare Varianz transparent zu machen (JONGMAN et al. 1998). Im Ordinationsdiagramm werden sie durch die Länge ihrer Pfeile wiedergegeben. Als P ist das im Monte Carlo-Test errechnete Signifikanzniveau angegeben. Eine Variable trägt dann signifikant zum Modell bei, wenn der P-Wert $\leq 0,05$ ist (5% Signifikanzniveau). Der F-Wert beschreibt die im Permutationstest durchgeführte Test-Statistik (Test auf Signifikanz aller kanonischen Achsen).

2.3 Artenspektrum und Gemeinschaftsstrukturen der Marschengewässer

2.3.1 Artenspektrum

Auf der vorhandenen Datengrundlage sowie unter Berücksichtigung weitere Angaben aus der Literatur können für die Marschengewässer des Typs 22.1. in Niedersachsen 39 Arten als mehr oder weniger aktuell nachgewiesen gelten (Tab. 10). Die Arten wurden in Anlehnung u.a. an SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) und DUBLING et al. (2004) verschiedenen ökologischen Lebensraumgilden zugeordnet. Es lassen sich folgende 6 Gruppen differenzieren, die im weiteren definiert werden:

- I. **Gilde ‚Indifferente Arten‘ - Arten ohne spezifische Lebensraumansprüche.** Diese Arten besiedeln nahezu alle Gewässertypen einschließlich der Marschengewässer. Insgesamt sind 12 Arten dieser Gruppe in den Marschengewässern dokumentiert. Karpfenartige wie u.a. Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Brasse (*Abramis brama*) oder Güster (*Abramis bjoerkna*) oder Barschartige (Flussbarsch - *Perca fluviatilis*) dominieren in der Regel die Fischartengemeinschaft (Tab. 10). Zum typischen Fauneninventar der Marschengewässer gehören aber auch piscivore Arten wie Hecht (*Esox lucius*) oder Zander (*Sander lucioperca*). Die Arten dieser Gilde besiedeln sowohl vegetationsarme Gewässer als auch vegetationsreichere Gewässer, wobei aber Abschnitte mit sehr dichter Unterwasservegetation ohne Freiwasserbereiche meist gemieden werden. Neben den als indifferent klassifizierten Arten (N=12) ordnen wir dieser Gilde auch einige Fließgewässerarten (N=2) zu, die nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) als ‚rheophil B‘ klassifiziert sind (hier werden sie als Fließgewässer-indiff. bezeichnet). Dies sind der Gründling (*Gobio gobio*) und der Aland (*Leuciscus idus*), die neben Fließgewässern auch in stehenden oder langsam strömenden Gewässern der Marsch vergleichsweise regelmäßig vorkommen (vgl. z.B. vorliegende Daten, KONKEN 1913, SCHOLLE 1997). Ähnliches gilt auch für die diadromen Wanderarten Flunder (*Platichthys flesus*) und, mit Einschränkung, Stint (*Osmerus eperlanus*). Für letztere Arten sind bzw. waren die Marschengewässer wohl in erster Linie als Aufwachsareal von Bedeutung. So weisen z.B. HANNEMANN (1954) sowie CLAUS

et al. (1994) darauf hin, dass die Brut des Weserstints über die Marschengewässer bis in die kleinsten Gräben vordrang. In der jüngeren Vergangenheit sind beide Arten jedoch nur sporadisch nachgewiesen worden. Während die Flunder an etwa 2 % der im Rahmen dieser Arbeit berücksichtigten Befischungsstrecken (N = 254) nachgewiesen wurde, sind Nachweise juveniler Stinte nicht dokumentiert. Für das Drepte-Gebiet (rechts der Weser) konnten allerdings von SCHEFFEL et al. (1994) u.a. Stintlarven erfasst werden. Adulte Stinte wurden binnenseitig im Bereich des Petkumer Sielbauwerkes bei Oldersum (Ems) nachgewiesen (BIOCONSULT 2004). Das Petkumer Sieltief steht in direkter Verbindung mit den bedeutsamsten Gewässern im zentralen Ostfriesland wie z.B. Flumm oder Fehntjer Tief (vgl. NLWK Aurich). Die freie Verbindung dieses Gewässersystems mit der Ems wird durch das Petkumer Siel unterbrochen. Eine gewisse Durchgängigkeit für Fische war aber zu den Sielzeiten gegeben, die nach Angabe des NLWK Aurich zwar sehr stark schwanken, durchschnittlich aber mit 476 h/Jahr angegeben werden können. Diese Passierbarkeit wurde im Rahmen der Kompensationsmaßnahmen für den Bau des Emssperrwerks durch einen elektronisch gesteuerten zusätzlichen Durchlass in einem der Sieltore verbessert (vgl. BIOCONSULT 2004). Die insgesamt in Niedersachsen derzeit aber offenbar geringe Stetigkeit beider euryhaliner Arten in Marschengewässern ist wohl in Zusammenhang mit der eingeschränkten Anbindung an die Hauptgewässer zu sehen. In tideoffenen Marschengewässern (die im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht vertieft betrachtet werden konnten, s.o.) sind beide Arten zu den prägenden Faunenelementen zu rechnen. Die ganz überwiegende Anzahl der indifferenten Arten nutzt zur Fortpflanzung (Reproduktion) submerse Vegetation, an die ihre Eier angeheftet werden. Einige Arten wie beispielsweise Brasse oder Flussbarsch sind keine obligatorischen Pflanzenlaicher, sondern nutzen auch andere Substrate zur Eiablage. Der Gründling legt als psammophiler (Sand) Laicher seine Eier im Fließwasser auf Sand oder feinen Wurzeln über Sandgrund ab. Es ist anzunehmen, dass sich alle Arten in den Marschengewässern reproduzieren, für den Gründling besteht hier allerdings eine gewisse Unsicherheit, da die meisten Marschengewässer die von der Art bevorzugten Bedingungen nicht aufweisen. SCHEFFEL & TIETJEN (1994) sowie SCHEFFEL et al. (1994) konnten jedoch in bremischen und niedersächsischen Marschengewässern von fast allen Arten dieser Gilde frühe Larvenstadien feststellen. Ausnahmen sind in dieser Hinsicht die beiden diadromen Arten, für die die Marschengewässer natürlicherweise kein Reproduktionsareal darstellen.

- II. Gilde ‚Stillgewässerarten‘.** Arten dieser Gilde werden als Besiedler von stehenden Gewässern oder Ruhigwasserbereichen mit mehr oder weniger ausgeprägten submersen Makrophyten definiert (BALON 1975, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992). Mit Karausche (*Carassius carassius*), Moderlieschen (*Leucaspis delineatus*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und der Schleie (*Tinca tinca*) wurden 4 Arten dieser Habitatgilde zugeordnet. Alle können zu den charakteristischen Arten der Marschengewässer gezählt werden. Mit Ausnahme der Karausche und des Moderlieschens, die nur an ca. 4,1 % bzw. 14 % der im Rahmen der vorliegenden Arbeit ausgewerteten Befischungsstrecken (N=254) dokumentiert wurden, kamen die beiden anderen Arten vergleichsweise regelmäßig (>30 %) in den Marschengewässern vor. Alle Stillgewässerarten gehören zu den phytophilinen Laichern, nutzen also zur Eiablage submerse Makrophyten (Tab. 10).
- III. Gilde ‚Auenarten‘.** Die ursprünglichen Verbreitungsschwerpunkte von Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*), Steinbeißer (*Cobitis taenia*) und Bitterling (*Rhodeus amarus*) waren sehr wahrscheinlich naturnahe Auenlandschaften. Diese drei Arten sollen hier aufgrund ihrer spezifischeren Habitatansprüche stellvertre-

tend für andere (wie z.B. die Stillgewässerarten oder indifferente Arten wie den Hecht, die im weitesten Sinne auch als Auenarten bezeichnet werden können) als Gilde der Auenarten klassifiziert werden. Als Pioniere und ausgeprägte Nischenbewohner waren sie auf eine kräftige Auendynamik angewiesen (CLAUS et al. 1994, SCHWEVERS et al. 1999). Mit dem flächendeckenden Verschwinden dieser Lebensräume (Fluttümpel, Verlandungszonen, Altwässer) an nahezu allen größeren Fließgewässern hat sich auch das Verbreitungsmuster der Arten geändert. Nach wie vor zählen die Urstromtäler zu den Hauptverbreitungsgebieten, besiedelt werden jedoch überwiegend Sekundärlebensräume der die ursprünglichen Auen ersetzenden Agrarlandschaften wie v.a. Grünlandgräben oder Fleete der Flussmarschen. Insbesondere die Gräben der bremischen Grünlandareale sind aufgrund umfangreicher Vorkommen von besonderer Bedeutung (SCHIRMER 1991, SCHOLLE 2001). In Niedersachsen sind im Vergleich zu bremischen Gewässern alle Arten in der jüngeren Vergangenheit deutlich weniger häufig nachgewiesen worden (SCHOLLE et al. 2003). Historische oder ältere Angaben von KONKEN (1913) und HANNEMANN (1954) lassen aber vermuten, dass die genannten Arten z.B. in den Marschengewässern in Hunte und Jadeeinzugsbereich weit verbreitet waren. Aufgrund der u.E. besonderen Bedeutung insbesondere der eher extensiv bewirtschafteten Marschengewässer als Ersatzlebensraum für die o.g. Arten werden sie als typische Besiedler der ehemaligen Flussauen als eigene Gilde klassifiziert. Die Schmerlenartigen gehören zu den Pflanzenlaichern, während der Bitterling im Hinblick auf seine Fortpflanzung insofern eine Besonderheit darstellt, als dass die Art auf das Vorkommen von Großmuscheln (ostrophil) angewiesen ist, in die die Eier ablegt werden. Im Hinblick auf ihren Lebensraum haben die Arten vergleichsweise unterschiedliche Ansprüche. So bevorzugen Schlammpeitzger v.a. sehr vegetations- und schlammreiche Gewässer oder Gewässerbereiche; Steinbeißer und Bitterling besiedeln dagegen eher weniger pflanzenreiche Gewässer. Eine Vergesellschaftung aller drei Arten in einem Gewässer ist zwar denkbar, aber eher selten.

- IV. Gilde ‚Fließgewässerarten‘.** Diese Gilde schließt solche Arten ein, die nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) als ‚rheophil A‘ bezeichnet werden. Dies sind strömungsliebende Flussfische, die ihren Lebenszyklus (nahezu) ausschließlich in Fließgewässern verbringen und hier zumindest für ihre Fortpflanzung auf unterschiedlich strukturierte Fließgewässerlebensräume und eine gute Wasserqualität angewiesen sind (z.B. hohe Strömungsvarianz, Kiesbänke, sauerstoffreich). Aufgrund ihrer Lebensraumsprüche sind diese Arten ganz überwiegend nicht zum typischen Fauneninventar der Marschengewässer zu zählen. Dennoch können sie entweder in flussnahen Abschnitten oder in den ‚Übergangsbereichen‘ von Geestbächen in die Marsch zumindest temporär angetroffen werden. Insgesamt sind 5 Arten dieser Gilde in den niedersächsischen Marschengewässern nachgewiesen. Mit Ausnahme des Hasel (*Leuciscus leuciscus*) und des Rapfen (*Aspius aspius*) die, bezogen auf den hier vorliegenden Datensatz, eine Stetigkeit von immerhin 3,7 % bzw. 2,4 % (N = 254) erreichten, liegen Nachweise z.B. der Zope (*Abramis ballerus*) oder der Bachschmerle (*Barbartulus barbartulus*) meist nur als Einzelfunde mit Stetigkeiten von <1% vor.
- V. Gilde ‚diadrome Langdistanzwanderer‘ (anadrome Arten).** Für diese Gilde, deren Arten ebenfalls zu den rheophilen Arten zu rechnen sind, gilt im Prinzip das bereits für die Fließgewässerarten benannte. 3-4 Arten sind gelegentlich auch in Marschengewässern anzutreffen (Tab. 10). Hierbei handelt es sich um zwei Neunaugen- (*Lampetra fluviatilis*, *Petromyzon marinus*) und zwei Salmonidenarten (*Salmo salar*, *S. Trutta*). Die nur saisonal erfassbaren Arten nutzen die Marschen-

gewässer als Transitstrecke zu ihren in den Oberläufen der kleineren Fließgewässer befindlichen Laichplätzen. In den Unterläufen sind diese Arten, falls eine Durchgängigkeit gewährleistet ist, ggf. im Zeitraum Spätherbst bis Frühjahr zu erwarten. Aufgrund des besonderen Aufwandes im Hinblick auf die quantitative Erfassbarkeit der Arten liegen keine belastbaren Daten für diese Arten für Marschengewässer vor. Lachs und Meerforelle sind in Einzelfunden erfasst worden (Stetigkeit <2 % im hier vorliegenden Datensatz). Nachweise einiger Flussneunaugen erfolgten im Mai 2004 durch Reusenfänge binnenseitig des Petkumer Siels (BIOCONSULT 2004). Dokumentierte Meerneunaugenfunde liegen uns nicht vor, auch aus KONKEN (1913) lassen sich keine eindeutigen Hinweise darauf entnehmen, ob die Art in der Vergangenheit in Marschengewässern auftrat. Marschengewässer die keine Verbindungswege zu potenziellen Laichplätzen der anadromen Arten darstellen, haben für diese Gilde keine Bedeutung. CLAUS et al. (1994) führen anadrome Arten für Fleete und Sielzüge der Unterwesergebiets nicht oder nur als Irrläufer auf.

- VI. Gilde ‚Ästuarine Arten‘.** Zu den Arten dieser Gilde gehören z.B. Grundeln (*Potamoschistus* spp.), Heringsartige (Clupeidae, z.B. Hering, Sprotte) oder auch Seenadeln (z.B. *Synganthus rostellatus*) sowie die bereits unter der Gilde ‚Indifferente Arten‘ subsumierten Arten Flunder und Stint. Alle genannten Arten sind in einzelnen Marschengewässerabschnitten dokumentiert (vgl. vorliegenden Datensatz, SCHEFFEL et al. 1994, BIOCONSULT 2004), allerdings benötigen diese Arten (mit Ausnahme der euryhalinen Flunder und Stint) einen kontinuierlichen Salzgradienten, der in den geschöpften bzw. gesielten Marschengewässern nicht gegeben ist. Auch bei den sogenannten salzbeeinflussten Marschengewässern (z.B. Harle, s.u.) handelt es sich meist nur um diskontinuierliche Erhöhungen der Salzkonzentrationen mit einem vermutlich sehr steilen Gradienten. Besondere Bedeutung kommt dieser Gilde aber für tideoffene Gewässer zu, die im Rahmen dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden konnten (s.o.).
- VII. Neozoa.** Das dokumentierte Artenspektrum umfasst auch (ehemals) nicht heimische Arten, die in den letzten Jahrzehnten mehr oder weniger regelmäßig, vorwiegend aber (noch) in geringer Anzahl angetroffen werden. Zu diesen gehören der mit der Karausche verwandte Giebel (*Carassius gibelo*), der Spiegelkarpfen (*Cyprinus carpio*, als Zuchtform) oder die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Das Vorkommen weiterer Arten wie z.B. Blaubandkärpfling (*Pseudorasbora parva*) oder Zwergwels (*Ameiurus* spp.) sind nicht ausgeschlossen, wenn gleich für diese Arten keine Nachweise vorliegen.

2.3.2 Gemeinschaftsstrukturen

Zur Identifizierung möglicher typischer Vergesellschaftungen der in den Marschengewässern (MG) erfassten Fischarten, die Hinweise auf eine erforderliche Untergliederung des MG-Typs 22.1 liefern könnten, wurde eine MDS-Analyse durchgeführt. Für die bestmögliche Vergleichbarkeit der Daten wurde dabei, um mögliche Verzerrungen durch Verschneidung von Mittelwerten mit Einzelbefischungen zu vermeiden, die Betrachtungsebene ‚Befischungsstrecke‘ gewählt. Die Analyse basiert auf den Ergebnissen aller Befischungsstrecken (N=254). Da für manche Gewässer räumlich und zeitlich Mehrfachbefischungen vorliegen,

ist diese Anzahl nicht identisch mit der Anzahl der tatsächlich befischten Gewässer. Die Analysen beziehen nicht nur die Präsenz der Arten sondern auch deren Häufigkeiten mit ein. Um den Einfluss einzelner sehr hoher Individuenzahlen zu dämpfen, wurden die Fangzahlen transformiert (s.o.). Zur Vorstrukturierung des Datensatzes wurden die Arten den beschriebenen Habitatgilden zugeordnet. Abb. 4 verdeutlicht das Ergebnis grafisch.

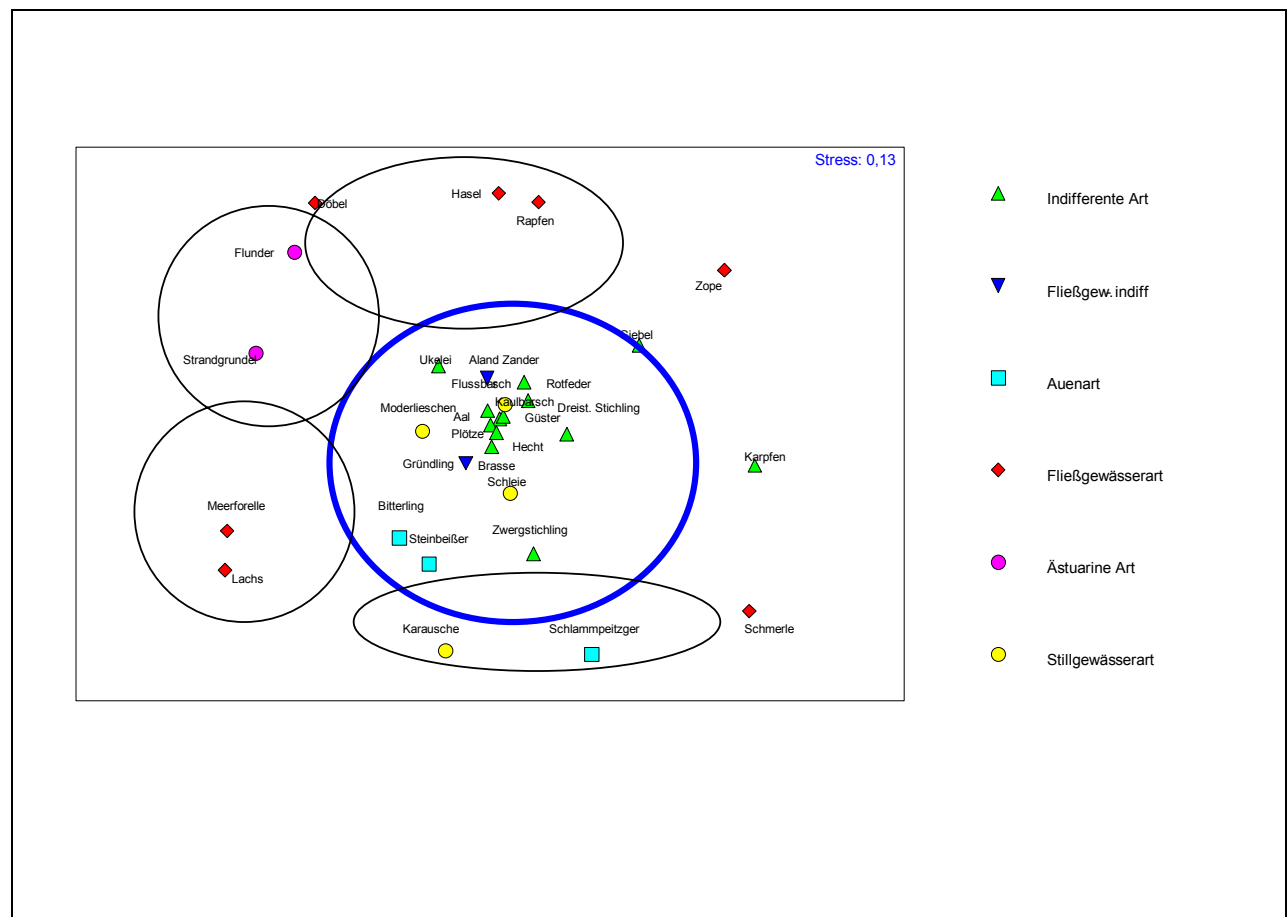


Abb. 4: MDS-Plot auf der Grundlage der Häufigkeiten der Arten (Ind./100 m wurzeltransformiert), differenziert nach Habitatgilden. Grünes Dreieck: Indifferente Art, blaues Dreieck: Indiff. Fließgewässerart, Quadrat: Auenart; Raute: fließgewässertypische Art; rosa Kreis: ästuarine Art; gelber Kreis: stillgewässertypische Art. *Stress 0,13 = potenziell brauchbare Darstellung.*

Die Analyse der Daten zeigt eine mehr oder weniger deutliche Anordnung von Fischarten zu einer erkennbaren Gruppe (Abb. 4, s. blauer Kreis). Je näher sich die Artenpunkte zueinander gruppieren, je öfter kamen diese Arten miteinander vergesellschaftet vor. Zur Hauptgruppe gehören fast alle ‚Indifferenten Arten‘ sowie Fließgewässerarten der Gilde ‚rheophil B‘ (hier: Fließgewässer-indiff). Diese Hauptgruppe wird ergänzt durch verschiedene Stillgewässerarten. Mit einer gewissen Einschränkung können die Auenarten Bitterling und Steinbeißer ebenfalls dieser Gruppe zugeordnet werden. Eine Reihe von Arten, die verschiedenen Gilden angehören, gruppieren sich allerdings weitgehend verstreut abseits der Hauptgruppe. Dieses Ergebnis signalisiert, dass diese Spezies sowohl nur sehr selten mit Arten der Hauptgruppe

als auch miteinander vergesellschaftet angetroffen wurden. So traten z.B. die Fließgewässerarten Hasel, Rapfen und Döbel (fast) nie zusammen mit den sich ebenfalls abseits gruppierenden Arten wie Karausche (Stillgewässer) und Schlammpeitzger (Auenart) auf. Dies Ergebnis wird durch die weite Entfernung der jeweiligen Artensymbole im MDS-Plot veranschaulicht (Abb. 4). Dabei ist auf der vorliegenden Datengrundlage nicht oder nur eingeschränkt voneinander zu trennen, ob sich hier grundsätzlich unterschiedliche Lebensraumanprüche widerspiegeln und/oder ob sich die Sonderstellung der Arten durch deren eher seltenen Nachweise begründet (z.B. Schmerle, Zope, Flunder). Die Arten der Hauptgruppe gleichen sich im Hinblick auf ihre Reproduktionsstrategien weitgehend, so dass auch auf dieser Betrachtungsebene ein weitgehend gleichsinniges Ordinationsbild erkennbar wird (vgl. Abb. 5).

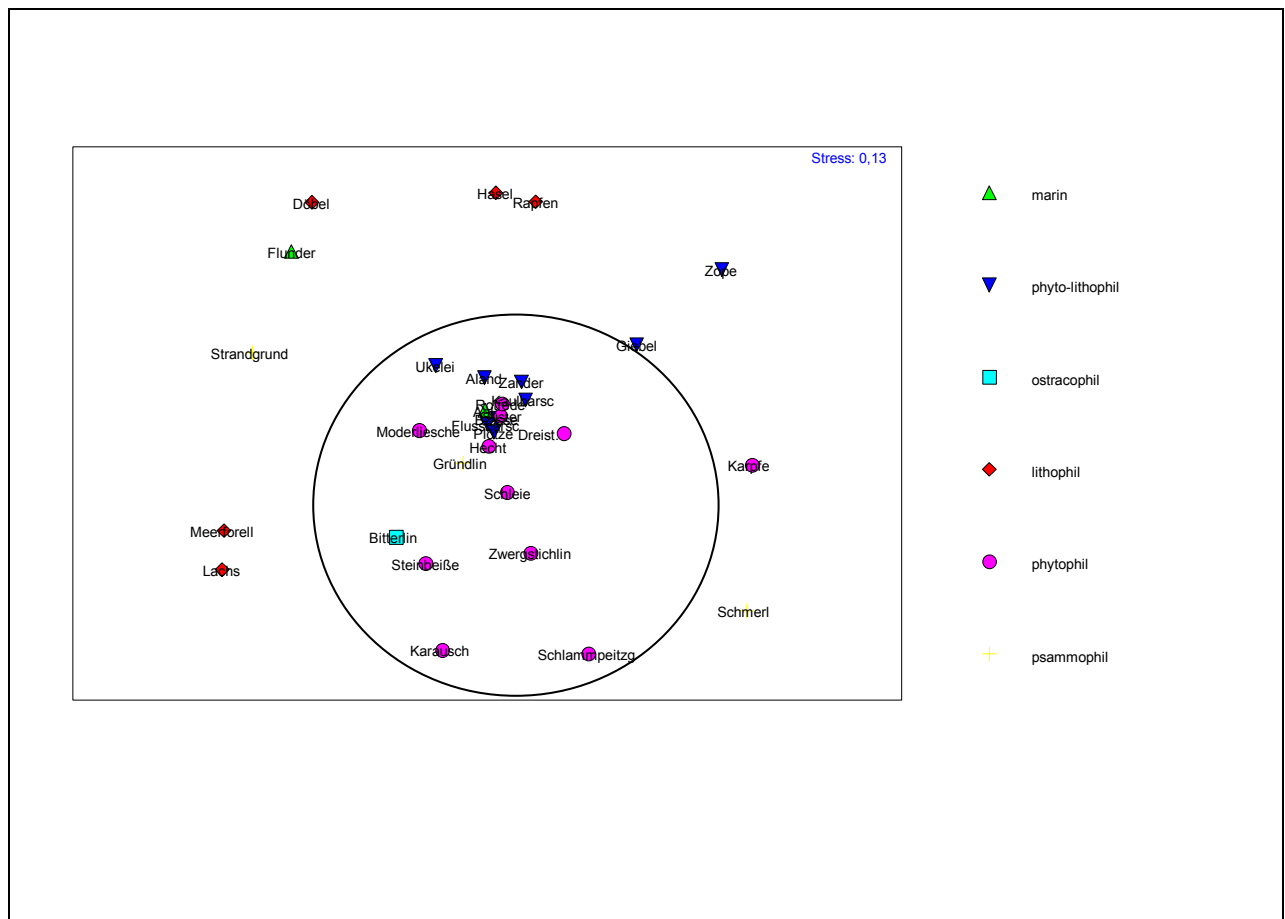


Abb. 5: Fischgemeinschaft der Marschengewässer differenziert nach Reproduktionsgilden. Marin = Reproduktion marin. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, ostracophil = ‚Muschellaicher‘. Stress 0,13 = *potenziell brauchbare Darstellung*.

Fazit: Die Analyse zeigt bei einer ausreichend belastbaren Aussagequalität (Stress = 0,13), dass der weitaus größte Teil der Fischarten der Gilden ‚Indifferent‘, ‚Fließgewässer-indiff‘ sowie ‚Auenarten‘ (bei einer gewissen Variabilität) mit einiger Wahrscheinlichkeit vergesellschaftet vorkommen. Die Arten können daher zum typischen Fauneninventar der gesielten

bzw. geschöpften Marschengewässer gezählt werden. Dies gilt für Arten der übrigen Gilden (,Fließgewässer', ,ästuarin') aus den oben genannten Gründen nur eingeschränkt. Arten wie Zope, Schmerle oder Döbel und u.U. auch Hasel sind vermutlich für den größten Teil der MG grundsätzlich eher als ,Gäste' zu bezeichnen (vgl. auch CLAUS et. al 1994).

2.4 Regionale und gewässerspezifische Besiedlungsstrukturen

2.4.1 Regionen

Da sich der Datensatz aus Befischungsergebnissen verschiedener ,Regionen' zusammensetzt (Ems-Weser-Gebiet, Weser-Einzugsgebiet, Elbe-Nebengewässer, Bremische Marschengraben und Fleete, Marschengewässern aus Schleswig-Holstein [SH], zusätzlich einen undifferenzierten Datensatz aus niedersächsischen MG [Nds-undiff]), soll in einem weiteren Schritt geprüft werden, ob es Hinweise auf das Vorhandensein regionaltypischer Fischgemeinschaften gibt. Das Ergebnis der Analyse wird durch den folgenden MDS-Plot veranschaulicht.

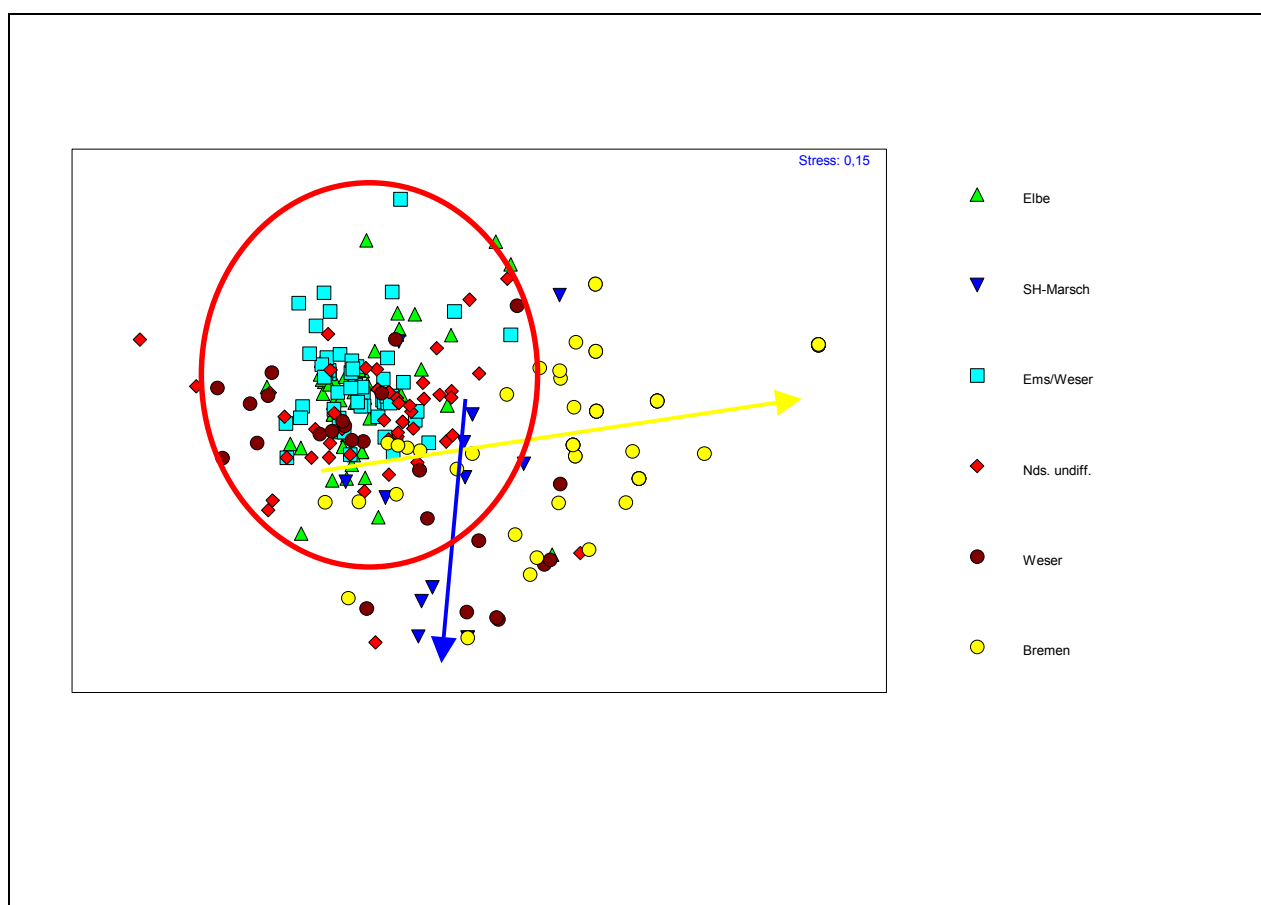


Abb. 6: Fischgemeinschaft der Marschengewässergewässer differenziert nach Regionen auf der Grundlage der Presence/Absence aller Fischarten. *Stress 0,15 = potenziell brauchbare Darstellung.*

Die dargestellte Analyse erfolgte auf der Grundlage qualitativer Vorkommen (Presence - Absence) der Arten. Abb. 6 zeigt, bei jeweils ausgeprägter interner Variabilität der verschiedenen (regionalen) Datengruppen, dass sich die Regionen überwiegend nicht grundsätzlich anhand ihrer Artengemeinschaften unterscheiden lassen. So ordnen sich die meisten Messpunkte zu einer ‚lockeren‘ Gruppe an, die sich aus Messpunkten aller ‚Regionen‘ zusammensetzt. Ausnahmen hiervon lassen v.a. bremische Messpunkte erkennen, von denen sich ein großer Teil bei zwar starker Streuung, aber dennoch deutlich erkennbar, außerhalb der Hauptgruppe anordnet (vgl. gelber Pfeil). In der Tendenz ähnlich ist dies auch für einen Teil der Schleswig-Holsteinischen Messpunkte erkennbar (blauer Pfeil). Ebenfalls außerhalb ‚verstreut‘ liegen zudem einige Messpunkte aus dem Wesereinzugsgebiet. Ein weitgehend ähnliches Ergebnis wurde auch unter Berücksichtigung der Individuenzahlen ermittelt (s. Anhang).

Eine ANOSIM-Analyse (Presence-Absence) ergab dabei die größten Unterschiede zwischen den Gruppen SH/Ems-Weser ($R = 0,7$ *mäßig gute Trennbarkeit der Gruppen*), zwischen SH/EL ($R = 0,55$ *gewisse Trennbarkeit*) und zwischen Bremen/Ems-Weser ($R = 0,61$ *gewisse Trennbarkeit*) sowie zwischen Bremen/Elbe ($R = 0,58$ *gewisse Trennbarkeit*). Alle übrigen Vergleiche weisen R-Werte von überwiegend $< 0,4$ auf und deuten damit auf eher schwache Unterschiede bei jeweils relativ hoher interner Variabilität.

Eine zusätzlich durchgeführte Kanonische Korrespondenzanalyse, die auf den Artenhäufigkeiten beruht, gibt Hinweise darauf, inwieweit welche Arten zu diesen regionalen Unterschieden beigetragen haben.



Abb. 7: Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage aller Daten (ohne Arten mit Einzelnachweisen). Darstellung der Variablen ‚Region‘.

Tab. 2: Eigenvalues und Erklärungswerte der fischfaunistischen Daten durch die ersten 4. Achsen der Hauptkomponentenanalyse (CCA) auf der Grundlage aller Daten.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues :	0.284	0.165	0.085	0.037	3.634
Species-environment correlations :	0.725	0.603	0.597	0.509	
Cumulative percentage variance					
of species data :	7.8	12.3	14.7	15.7	
of species-environment relation:	48.4	76.5	91.1	97.4	
Sum of all eigenvalues					3.634
Sum of all canonical eigenvalues					0.587

Die CCA zeigt analog zum MDS-Plot die ‚relative‘ Sonderstellung der Schleswig-Holsteinischen (SH) und der bremischen Daten aus dem Blockland (HB). Während die übrigen Regionen v.a. durch die Gilde der ‚Indifferenten Arten‘ und der ‚Fließgewässer-indiff.‘ geprägt wurden, zeichnete sich die Region SH v.a. durch höhere Anzahlen der beiden Stichlingsarten aus, während in bremischen Gräben und Fleeten v.a. die Auenarten wie u.a. Schlammpeitzger oder Bitterling ihren Verbreitungsschwerpunkt aufwiesen. Allerdings sei darauf verwiesen, dass die betrachteten Regionen intern durchaus unterschiedliche Besiedlungen aufwiesen, wie dies aus Abb. 6 bereits durch die Streuung der entsprechenden Mess-

punkte deutlich wurde (s.o.). Die Datenvarianz im Hinblick auf die Beziehung Arten-Abundanz und Region wird durch die ersten beiden Hauptachsen der Ordination mit Eigenwerten von 0,284 bzw. 0,165 mit 76,5% bei signifikanter Bedeutung der ersten beiden Hauptachsen (Monte Carlo Test $p = 0,020$) gut erklärt (Tab. 2).

Folgende Tabelle zeigt eine zusammenfassende Übersicht über die interne Ähnlichkeit der regionalen Gruppen.

Tab. 3: Interne Ähnlichkeit (Bray-Curtis) der Regionen auf der Grundlage Presence/Absence (P-A) und Arten-Individuenhäufigkeit (Ind.). * = nur örtlich, ** = nur unter Berücksichtigung der Häufigkeiten.

Region	Similarity % [P-A/Ind]	‘Leitarten’ mit Erklärungswert von $\approx 70\%$ (kumulativ)
Elbe (N = 52)	53,5/34,3	Flussbarsch, Rotaug, Brasse, Hecht, Aal, Aland
SH-Marsch (N=13)	40,3/26,4	Zwergstichling, Dreist. Stichling, Rotaug, Flussbarsch, Hecht**
Ems-Weser (N=56)	61,6/42,1	Brasse, Rotaug, Flussbarsch, Aal, Güster
NDS-undiff. (N=50)	49,8/36,3	Rotaug, Brasse, Flussbarsch, Hecht, Schleie, Güster**
Weser-Einz. (N=26)	33,2/25,6	Gründling*, Brasse, Flussb., Güster, Schleie, Zwergstichl., Rotaug**
HB-Blockl. (N=57)	36,0/28,8	Schleie, Schlammpeitzger, Hecht, Bitterling*

Die Ähnlichkeitswerte (P-A) zwischen 33 – 62% verdeutlichen die z.T. große interne Variabilität der Messpunkte innerhalb einer ‚Region‘. Diese Variabilität wird noch ausgeprägter, wenn die Individuenhäufigkeiten (Ind.) mit berücksichtigt werden. Die Ergebnisse unterstützen die Annahme, dass mit Ausnahme des bremischen Blocklandes (Schlammpeitzger) keine grundsätzlichen regionalen Verbreitungsschwerpunkte vorliegen. Eine gewisse Unklarheit besteht diesbezüglich für die Region Schleswig-Holstein, u.a. aufgrund der eher geringen Anzahl an Befischungsstecken, die nur ein eingeschränkt belastbares Ergebnis zulassen.

2.4.2 Gewässergrößen

Wie sich auf der Betrachtungsebene ‚Region‘ gezeigt hat, konnten zwar Unterschiede zwischen Regionen verzeichnet werden, jedoch sind die Unterschiede nur sehr eingeschränkt als systematisch zu bezeichnen. Dies wird auch durch die ausgeprägte gebietsinterne Variabilität hervorgerufen. So waren die Unterschiede zwischen einzelnen Gewässern eines Gebietes z.T. größer als solche zwischen einzelnen Gewässern aus verschiedenen Gebieten. Aus diesem Ergebnis lässt sich folgern, dass es weitere Faktoren gibt, die die Unterschiede innerhalb der Regionen bedingen.

In diesem Zusammenhang sind verschiedene räumlich und zeitlich veränderliche Einflussgrößen denkbar wie stoffliche Belastung, Unterhaltungsmanagement oder Vegetationsstruktur/-dichte. Für die Mehrzahl der Befischungsstecken standen allerdings keine entsprechenden Begleitparameter zur Verfügung, so dass deren Wirkung auf die Fischartengemeinschaft

anhand des hier vorliegenden Datensatzes nicht detailliert analysiert werden konnte. Neben den o.g. Aspekten ist ein wesentlicher Einflussfaktor die Gewässergröße, wie Hinweise in CLAUS et al. (1994), SCHEFFEL & TIETJEN (1994), SCHOLLE (2001) und SCHOLLE et al. (2003) zeigen. Zur Gewässergröße liegen Angaben für fast alle Gewässerstecken vor, so dass hier eine vertiefte Analyse möglich ist. Da aber nicht für alle Befischungsstecken die Angabe absoluter Breiten zur Verfügung stand, sondern diese z.T. kategorisiert vorlagen, war eine Vorklassifikation notwendig. Der Datensatz wurde dabei nach den folgenden Größenkategorien strukturiert:

- Sehr kleine Marschengewässer (Gräben); Breite <2 m, i.d.R. Tiefe <0,5 m. Diese Gruppe wurde ergänzend mit in die Analyse aufgenommen, obwohl die Kategorie im Rahmen der WRRL nicht zwingend betrachtet wird. Um aber Hinweise auch über deren Bedeutung für die Fischfauna ableiten zu können, war es sinnvoll solche Gewässer exemplarisch in die Auswertung einzubeziehen.
- Kleine Marschengewässer; Breite <5 m, Tiefe i.d.R. <1,5 m.
- Mittelgroße Marschengewässer; Breite 5 – 10 m, Tiefe i.d.R. <2 m
- Große Marschengewässer Breite >10 - 25 m, variable Tiefen, Max. >2m
- Sehr große Marschengewässer >25 m, variable Tiefen, Max. >2m

Die vorgenommene Klassifizierung steht weitgehend im Einklang mit der entsprechenden Unterteilung für die im Rahmen des Pilotprojektes ebenfalls bearbeitete Qualitätskomponente ‚Makrophyten‘ (vgl. IBL 2006).

Analog zur ‚regionalen‘ Auswertung erfolgte auch auf dieser Grundlage eine Analyse des Datensatzes im Hinblick auf mögliche Besiedlungscharakteristika der unterschiedenen Größentypen. Die Auswertung basiert auf den Individuen-Häufigkeiten der Arten auf der Ebene von Befischungstrecken (s.o.). Abb. 8 veranschaulicht die Ergebnisse der Analyse grafisch, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

- Es zeigt sich eine vergleichsweise klare Gruppierung von Befischungstrecken nach den Größenkategorien bzw. einer Gruppe von Größenkategorien. So ordnen sich mit wenigen Ausnahmen alle Messpunkte der Größenkategorien >5 m, >10 m sowie >25 m vergleichsweise deutlich zueinander (Blauer Kreis). Die Streuung innerhalb der einzelnen Größengruppen ist erkennbar, aber insgesamt als moderat zu bezeichnen. Nur einzelne Messpunkte ordnen sich klar abseits der gemeinsamen Hauptgruppe.
- Die Größenkategorie ‚<2 m – sehr klein‘ grenzt sich eindeutig von der Hauptgruppe ab (s. Abb. 8, kleiner Kreis) und kennzeichnet damit deutliche Unterschiede zwischen den größeren und mittleren Marschengewässern im Hinblick auf die qualitative und/oder quantitative Ausprägung der Fischgemeinschaft.
- Die Größenkategorie <5 m (2-5) zeigt einen eher intermediären Charakter. Diese Kategorie ist durch eine große Streuung gekennzeichnet. Die zu dieser Kategorie gehörenden Befischungstrecken ordnen sich teilweise sowohl der Hauptgruppe als auch der Größengruppe <2 m zu. Einige Messpunkte gruppieren sich abseits (s. Abb. 8, schwarzer Kreis).

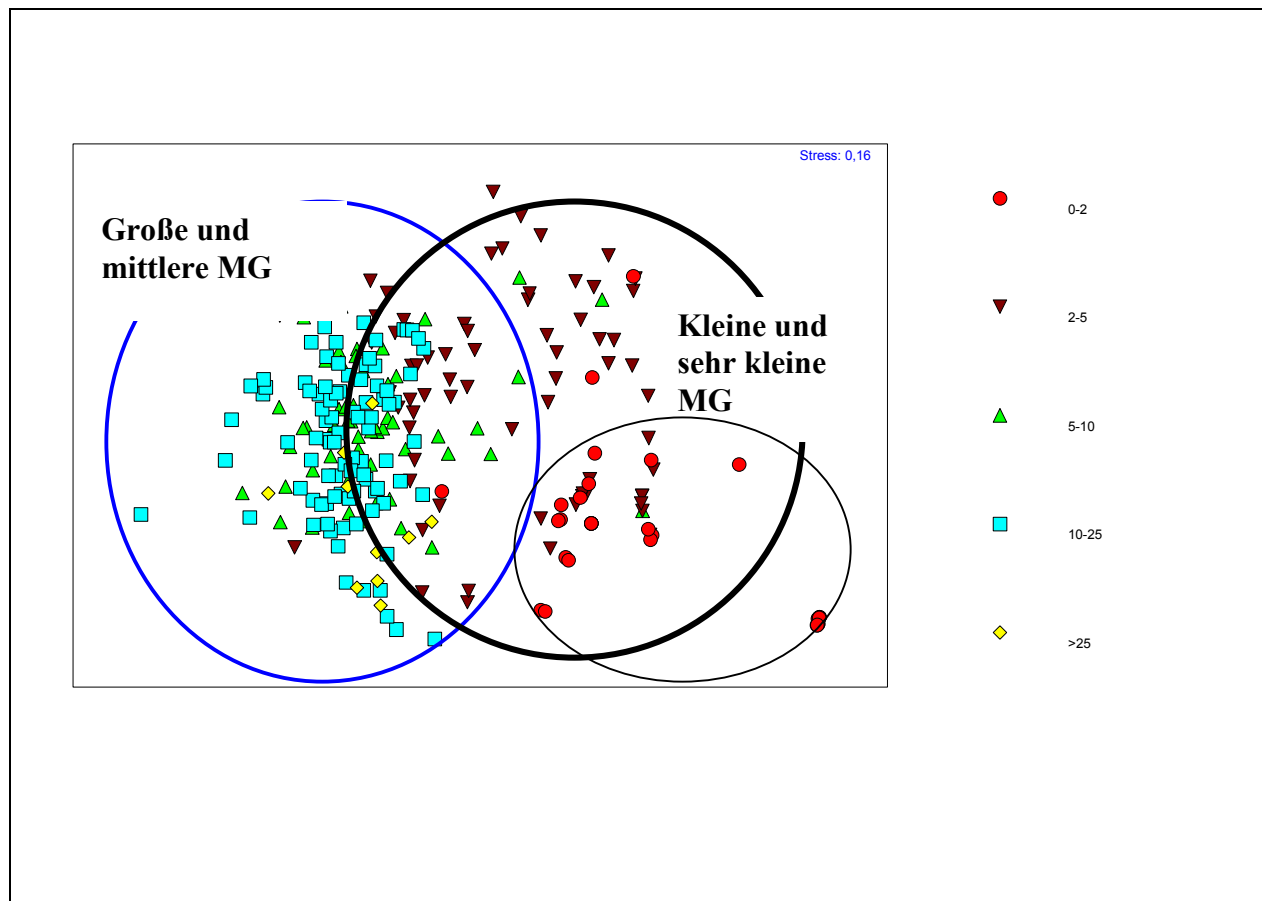


Abb. 8: Fischgemeinschaft der Marschengewässer differenziert nach Gewässergröße auf der Grundlage der Häufigkeiten (Ind./100 m – wurzeltransformiert) aller Fischarten. Stress 0,16 = potenziell brauchbare Darstellung.

Die im MDS-Plot dargestellte Anordnung wird auch durch die ANOSIM-Analyse bestätigt (Tab. 4). Während sich im paarweisen Vergleich die Größenkategorien sehr groß (>25), groß (10-25) und mittel (5-10) nicht oder nur mäßig (>25 und 2-5) voneinander trennen lassen, ist die Kat. ‚sehr klein (<2)‘ mit Ausnahme der Kat. ‚klein (2-5)‘ statistisch gut von den übrigen Größentypen abzugrenzen ($R \approx 0,8$; s. Tab. 4).

Wie es bereits für die Betrachtungsebene ‚Regionen‘ festgestellt wurde, war auch die Besiedlung der Größentypen intern vergleichsweise variabel. Die Ähnlichkeitswerte lagen zwischen >30% - 60% auf der Presence/Absence-Ebene und zwischen lediglich 20% - 44% unter Einbeziehung der Häufigkeiten.

Tab. 4: Ergebnisse der ANOSIM-Analyse. $R > 0,75$: Gruppen lassen sich klar voneinander trennen; $R \approx 0,5$: mäßige Trennbarkeit der Gruppen; $R < 0,25$: Gruppen trennen sich nicht wirklich. Rot hervorgehoben: Gruppen mit guter Trennung.

R Significance		
Groups	Statistic	Level %
5-10, 2-5	0,213	0,1
5-10, 10-25	0,074	0,3
5-10, >25	0,204	2,2
5-10, 0-2	0,794	0,1
2-5, 10-25	0,436	0,1
2-5, >25	0,199	0,3
2-5, 0-2	0,327	0,1
10-25, >25	0,124	9,6
10-25, 0-2	0,892	0,1
>25, 0-2	0,754	0,1

Die deutlich geringste interne Ähnlichkeit wurde für die Größenkategorie ‚klein (2-5)‘ verzeichnet, ein Ergebnis, das auch durch die ausgeprägte Streuung der entsprechenden Befischungstrecken im Ordinationsdiagramm erkennbar war (Abb. 8). Tab. 5 zeigt die Ergebnisse in der Übersicht differenziert nach den verschiedenen Größenkategorien.

Tab. 5: Interne Ähnlichkeit (Bray-Curtis) verschiedener Größentypen auf der Grundlage Presence/Absence und Arten-Individuenhäufigkeit. * = nur unter Berücksichtigung der Häufigkeiten.

Größe	Similarity % [P-A/Ind]	‘Leitarten’ mit Erklärungswert von $\approx 70\%$ (kumulativ)
Sehr klein (<2 m)	51,3/43,7	Schlammpeitzger, Schleie, Hecht
Klein (2-5m)	30,4/20,0	Schleie, Gründling, Rotauge, Zwergstichling, Hecht, Flussbarsch
Mittel (5-10m)	51,9/34,7	Rotauge, Flussbarsch, Brasse, Güster
Groß (10-25m)	59,7/37,5	Brasse, Güster, Rotauge, Flussbarsch, Aal
Sehr groß (>25m)	54,2/39,3	Aal, Brasse, Flussbarsch, Rotauge, Güster*

2.5 Subtypen der Marschengewässer

2.5.1 Größentypen

Die Analysen haben gezeigt, dass sich die Fischfauna der Marschengewässer mit gewissen Ausnahmen regionaltypisch nicht deutlich unterscheiden lässt. Die Gründe der sich auf regionaler Ebene abgrenzenden Gewässer aus dem bremischen Blockland oder einiger Gewässer aus Schleswig-Holstein sind sehr wahrscheinlich nur bedingt auf tatsächliche regionale Eigenheiten zurückzuführen, sondern wohl vorwiegend u.a. auf den Faktor ‚Gewässergröße‘. Diese Annahme wird unterstützt durch die Tatsache, dass sich Größentypen anhand der Fischgemeinschaften unterscheiden ließen. Vergleichsweise eindeutig ist dies für die sehr kleinen Marschengewässer (<2 m Breite). Befischungsdaten für diesen Größentyp rekrutierten sich mit nur wenigen Ausnahmen aus dem bremischen Blockland, so dass sich aus der

„Koinzidenz“ (Region und Gewässergröße) wie bereits oben angedeutet auch die regionalen Unterschiede erklären.

Auf der Basis der Größenkategorien lassen sich die Marschengewässertypen ‚**Groß**‘, ‚**mittel**‘ und ‚**klein**‘ mit allerdings überwiegend nur moderaten oder geringen ichthyozönotischen Unterschieden differenzieren, wie die bisherigen Auswertungen gezeigt haben. Die genannten Breiten der differenzierten Größenkategorien stellen dabei keine scharfe Grenze dar.

In den Tabellen (Tab. 6 - Tab. 9) sind die referenznahen Artengemeinschaften mit ergänzenden Besiedlungskennwerten zusammengefasst nach den Größentypen aufgeführt. Zusätzlich sind auch die Ergebnisse für die ‚*sehr kleinen Marschengräben*‘ mitaufgeführt, die allerdings keinem Gewässertyp im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie angehören.

Marschengewässertyp 22.1 ‚groß‘ (hierzu können gehören Gewässer ab einer Breite von ca. 10 m). Die referenznahe Fischartengemeinschaft dieses Gewässertyps sowie deren Kennwerte ist folgender Tabelle zu entnehmen.

Tab. 6: Typische Fischartengemeinschaft (inkl. gelegentlicher Gäste* und Neozoa**) großer niedersächsischer Marschengewässer des Typ 22.1 mit einer Breite von >10 m. Rot hervorgehoben: Arten mit einer durchschnittlichen relativen Häufigkeit von >5%.

Typ '>10m' (N = 100)	Stetigkeit %	Anteil %	MW/ Ind. 100 m	Stabw.	Variations- koeff.	Min	Max	10. Perzentil	25. Perzentil	Med	75. Perzentil	90. Perzentil	95. Perzentil
Rotauge	87,0	35,2	21,78	64,95	2,98	0	443	0,0	0,3	1,6	8,2	47,9	136,7
Güster	85,0	20,5	12,66	28,20	2,23	0	203	0,0	0,3	1,8	9,3	41,8	69,4
Brasse	93,0	14,8	9,18	18,17	1,98	0	143	0,0	0,5	2,1	11,0	24,0	40,7
Flussbarsch	86,0	11,5	7,10	14,10	1,99	0	84	0,0	0,1	1,0	5,7	25,6	38,3
Aal	72,0	3,2	2,00	4,02	2,01	0	28	0,0	0,0	0,5	2,0	5,9	10,9
Moderlieschen	22,0	2,9	1,76	8,22	4,66	0	74	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7	8,0
Gründling	21,0	2,3	1,40	5,43	3,87	0	33	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	17,7
Kaulbarsch	42,0	1,9	1,16	3,98	3,43	0	29	0,0	0,0	0,0	0,4	2,0	8,2
Rotfeder	51,0	1,5	0,95	2,54	2,66	0	19	0,0	0,0	0,0	1,0	2,4	4,2
Aland	43,0	1,4	0,89	5,06	5,70	0	50	0,0	0,0	0,0	0,3	1,1	3,3
Zander	58,0	1,0	0,63	1,39	2,21	0	8	0,0	0,0	0,1	0,5	2,0	4,0
Hecht	62,0	0,9	0,54	1,07	1,99	0	6	0,0	0,0	0,2	0,5	1,3	3,0
Ukelei	17,0	0,8	0,47	3,06	6,56	0	25	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3
Schleie	31,0	0,7	0,46	1,31	2,85	0	9	0,0	0,0	0,0	0,1	1,9	3,0
Dreist. Stichling	19,0	0,5	0,34	1,88	5,59	0	16	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	1,0
Flunder	5,0	0,4	0,27	2,44	8,90	0	24	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bitterling	2,0	0,13	0,08	0,76	9,29	0	8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Karpfen	3,0	0,03	0,02	0,12	6,07	0	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zwergstichling	5,0	0,03	0,02	0,09	5,60	0	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Steinbeißer	1,0	0,001	0,00	0,01	10,00	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Karusche	1,0	0,0004	0,00	0,00	*****	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hasel*	5,0	0,02	0,01	0,10	7,86	0	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Döbel*	2,0	0,06	0,04	0,38	9,74	0	4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rapfen	4,0	0,01	0,01	0,03	5,20	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Strandgrundel*	1,0	0,01	0,00	0,04	10,00	0	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Giebel**	9,0	0,10	0,07	0,23	3,58	0	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0

Marschengewässertyp 22.1 ,mittelgroß' (hierzu gehören Gewässer ab einer Breite zwischen etwa 5-10 m). Die Fischartengemeinschaft dieses Gewässertyps sowie deren Kennwerte ist folgender Tabelle zu entnehmen.

Tab. 7: Typische Fischartengemeinschaft (inkl. gelegentlicher Gäste* und Neozoa**) mittelgroßer niedersächsischer Marschengewässer des Typ 22.1 mit einer Breite von >5-10 m. Rot hervorgehoben: Arten mit einer durchschnittlichen relativen Häufigkeit von >5%.

Typ '5-10m' (N = 54)	Stetigkeit %	Anteil %	MW/ Ind. 100 m	Stabw.	Variationskoeff.	Min	Max	10. Perzentil	25. Perzentil	Med	75. Perzentil	90. Perzentil	95. Perzentil
Rotauge	87,0	28,8	17,90	29,40	1,64	0,00	125,0	0,00	0,70	5,35	19,63	65,60	103,78
Brasse	83,3	20,7	12,86	41,38	3,22	0,00	266,7	0,00	0,20	1,80	7,28	20,00	66,15
Flussbarsch	88,9	9,9	6,14	8,07	1,31	0,00	30,0	0,00	0,65	2,05	8,13	19,50	26,70
Güster	53,7	9,5	5,93	11,11	1,87	0,00	45,0	0,00	0,00	0,20	5,25	25,95	36,25
Moderlieschen	14,8	9,2	5,74	34,67	6,04	0,00	252,8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	24,83
Bitterling	3,7	8,2	5,11	34,39	6,73	0,00	252,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,00
Gründling	29,6	2,9	1,79	8,50	4,75	0,00	60,0	0,00	0,00	0,00	0,13	2,15	9,23
Hecht	64,8	1,9	1,17	1,85	1,58	0,00	6,8	0,00	0,00	0,30	1,30	4,50	6,18
Kaulbarsch	37,0	1,6	1,02	2,54	2,50	0,00	13,8	0,00	0,00	0,00	0,78	3,50	7,50
Aland	46,3	1,2	0,77	2,07	2,69	0,00	10,0	0,00	0,00	0,00	0,55	1,30	7,88
Schleie	24,1	1,2	0,75	2,56	3,40	0,00	16,7	0,00	0,00	0,00	0,05	2,00	4,48
Zwergstichling	20,4	1,1	0,68	3,38	5,01	0,00	24,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	2,55
Aal	29,6	0,9	0,53	1,26	2,37	0,00	5,5	0,00	0,00	0,00	0,23	2,90	4,00
Zander	33,3	0,8	0,53	1,81	3,43	0,00	11,7	0,00	0,00	0,00	0,20	1,10	3,38
Steinbeißer	1,9	0,5	0,30	2,18	7,35	0,00	16,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ukelei	16,7	0,4	0,27	0,79	2,96	0,00	4,0	0,00	0,00	0,00	0,00	1,50	2,23
Rotfeder	31,5	0,4	0,26	0,62	2,34	0,00	3,0	0,00	0,00	0,00	0,23	0,90	2,00
Dreist. Stichling	16,7	0,2	0,10	0,43	1,18	0,00	3,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,55
Karausehe	5,6	0,0	0,03	0,15	5,57	0,00	1,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15
Schlammpeitzger	1,9	0,0	0,002	0,01	7,35	0,00	0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rapfen*	3,7	0,0	0,03	0,14	5,16	0,00	0,8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18
Hasel*	1,9	0,0	0,02	0,14	7,35	0,00	1,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Schmerle*	1,9	0,0	0,01	0,10	7,35	0,00	0,7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Strandgrundel*	1,9	0,2	0,15	1,09	7,35	0,00	8,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zope*	1,9	0,0	0,002	0,01	7,35	0,00	0,1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Giebel**	5,6	0,1	0,03	0,15	4,77	0,00	1,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33

Marschengewässertyp 22.1 ,klein' (hierzu gehören Gewässer ab einer Breite von ca. <5m). Die Fischartengemeinschaft dieses Gewässertyps sowie deren Kennwerte ist folgender Tabelle zu entnehmen.

Tab. 8: Typische Fischartengemeinschaft (inkl. gelegentlicher Gäste* und Neozoa**) kleinerer niedersächsischer Marschengewässer des Typ 22.1 mit einer Breite von <5 m. Rot hervorgehoben: Arten mit einer durchschnittlichen relativen Häufigkeit von >5%.

Typ <5m (N = 69)	Stetigkeit %	Anteil %	MW/ Ind. 100 m	Stabw.	Variationskoeff.	Min	Max	10. Perzentil	25. Perzentil	Med	75. Perzentil	90. Perzentil	95. Perzentil
Rotauge	46,4	24,7	24,84	124,4	5,01	0,00	1030	0,00	0,00	0,00	14,00	35,0	74,0
Gründling	39,1	16,1	16,19	60,9	3,76	0,00	500	0,00	0,00	0,00	17,27	38,0	50,3
Brasse	29,0	12,9	13,00	59,6	4,58	0,00	400	0,00	0,00	0,00	1,00	8,0	80,0
Bitterling	20,3	11,7	11,72	42,9	3,66	0,00	246	0,00	0,00	0,00	0,00	30,0	86,0
Zwergstichling	33,3	11,6	11,62	35,9	3,09	0,00	236	0,00	0,00	0,00	2,00	40,0	65,0
Flussbarsch	37,7	5,5	5,54	18,6	3,36	0,00	140	0,00	0,00	0,00	3,19	10,7	30,0
Dreist. Stichling	27,5	4,6	4,65	21,4	4,60	0,00	148	0,00	0,00	0,00	0,28	5,0	14,0
Schleie	59	3	3,18	5,6	1,77	0,00	24	0,00	0,00	0,44	4,00	12,0	20,0
Güster	13,0	2,4	2,40	7,8	3,25	0,00	40	0,00	0,00	0,00	0,00	10,0	26,0
Hecht	47,8	1,5	1,50	3,0	2,01	0,00	20	0,00	0,00	0,00	2,00	6,0	7,0
Steinbeißer	21,7	1,5	1,46	4,9	3,35	0,00	32	0,00	0,00	0,00	0,00	4,0	14,5
Rotfeder	15,9	1,2	1,23	5,7	4,65	0,00	44	0,00	0,00	0,00	0,00	2,0	10,0
Aal	30,4	0,7	0,72	1,5	2,12	0,00	9	0,00	0,00	0,00	1,00	3,2	4,0
Moderlieschen	5,8	0,4	0,45	2,3	5,23	0,00	16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	2,3
Karausehe	7,2	0,4	0,43	2,5	5,78	0,00	20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	1,5
Aland	13,0	0,4	0,42	2,0	4,77	0,00	16	0,00	0,00	0,00	0,00	1,0	2,0
Kaulbarsch	13,0	0,3	0,29	1,1	3,74	0,00	5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,3	4,0
Zander	5,8	0,2	0,25	1,1	4,31	0,00	6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	3,0
Ukelei	1,4	0,2	0,20	1,7	8,31	0,00	14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0
Schlammpeitzger	4,3	0,1	0,10	0,5	5,38	0,00	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,5
Hasel*	4,3	0,1	0,08	0,4	5,25	0,00	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,3
Meerforelle*	5,8	0,020	0,02	0,1	5,91	0,00	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,1
Lachs*	1,4	0,004	0,004	0,0	8,31	0,00	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0
Giebel**	4,3	0,3	0,32	1,9	5,96	0,00	14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,2

Marschengewässertyp Gräben (hierher können gehören Gewässer ab einer Breite von ca. < 2m. Die Fischartengemeinschaft dieses Gewässertyps sowie deren Kennwerte ist folgender Tabelle zu entnehmen (kein Gewässertyp nach Wasserrahmenrichtlinie).

Tab. 9: Typische Fischartengemeinschaft sehr kleiner Marschengewässer (Gräben) mit einer Breite von <2m. Rot hervorgehoben: Arten mit einer durchschnittlichen relativen Häufigkeit von >5%. ** = Keine Berechnung im Rahmen der vorliegenden Arbeit; lediglich ergänzende Angabe (Gebiet Stomer Feldmark, vgl. BIOCONSULT & HS BREMEN 2005)

Typ <2 m (N=31)	Stetigkeit %	Anteil %	MW/ Ind. 100 m	Stabw.	Variationskoeff.	Min	Max	10. Perzentil	25. Perzentil	Med	75. Perzentil	90. Perzentil	95. Perzentil
Schleie	58,1	26,0	3,11	4,75	1,53	0,00	20,0	0,00	0,00	2,00	4,00	11,20	16,40
Zwergstichling	19,4	20,3	2,44	7,92	3,25	0,00	38,7	0,00	0,00	0,00	0,00	7,20	28,68
Schlammpeitzger	83,9	18,1	2,16	1,42	0,66	0,00	6,0	0,00	2,00	2,00	2,00	4,00	4,80
Steinbeißer**	bis zu 50%	bis >10%					16*						
Dreist. Stichling	3,2	11,4	1,36	7,60	5,57	0,00	42,3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,92
Gründling	3,2	8,4	1,00	5,57	5,57	0,00	31,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,40
Hecht	32,3	7,3	0,87	1,52	1,75	0,00	6,0	0,00	0,00	0,00	2,00	3,60	4,80
Aal	22,6	3,6	0,43	0,81	1,91	0,00	2,0	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	2,00
Karusche	6,5	2,2	0,26	1,12	4,36	0,00	6,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,60
Rotauge	6,5	1,4	0,17	0,67	3,98	0,00	3,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,48
Flussbarsch	3,2	0,3	0,04	0,22	5,57	0,00	1,2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,48

!Hinweis: An dieser Stelle soll nochmals darauf verwiesen werden, dass über die beiden genannten regionalen und gewässerstrukturellen Aspekte hinaus für den größten Teil der vorliegenden Daten keine weiteren Begleitinformationen zur Verfügung standen. Vor allem konnten die Gewässerabschnitte nicht aufgrund möglicher stofflicher (z.B. Sauerstoffsituation) oder gewässerstrukturelle Belastungen (Gewässerunterhaltung, ggf. Freizeitnutzungen) sowie anderer Rahmenbedingungen (u.a. physikochemisch, Vegetationsdichte) präklassifiziert werden. Vor diesem Hintergrund ist es nicht gänzlich ausgeschlossen, dass mögliche deutlichere regionale oder größentypspezifische Unterschiede entweder durch andere Faktoren überlagert oder umgekehrt von diesen mit hervorgerufen wurden und somit weitere Subtypen (s.u.) fischzönotisch zu definieren wären.

2.5.2 Weitere Subtypen

Die Marschengewässer Typ 22.1 (gesielt und/oder geschöpft) konnten für die Qualitätskomponente Fischfauna im Hinblick auf die Größe der Gewässer als in partiell unterschiedlich besiedelte Grundtypen untergliedert werden.

Eine ggf. weitere notwendige Untergliederung von Marschengewässern über die o.g. Grundtypen hinaus ist allerdings nicht ausgeschlossen. So könnte u.a. die Art der Verbindung zu unterhalb bzw. oberhalb gelegenen Gewässern und die sich daraus ergebenden Variationen der Wasserstände und Strömung sowie der Faktor Salinität für eine Differenzierung von Bedeutung sein.

Vor diesem Hintergrund ist es denkbar, dass sich weitere Subtypen mit eigenen Fischartengemeinschaften abgrenzen lassen. Dies gilt ohne Einschränkung für den Typ :

- **„Marschengewässer-tideoffen“** (alle Grundtypen)

und ggf. für Marschengewässer mit folgenden Rahmenbedingungen:

- **„Marschengewässer-strömungsgeprägt“** (alle Grundtypen) – vermutlich aber vernachlässigbar, da in Niedersachsen kaum vorhanden.
- **„natürlicherweise“ vegetationsarme MG** (alle Grundtypen)
- **„natürlicherweise vegetationsreiche MG** (alle Grundtypen)

Inwieweit sich bezogen auf den Faktor Makrophyten solche Subtypen tatsächlich unterscheiden lassen, ist den Ergebnissen des Teilberichtes Makrophyten zu entnehmen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit war eine fokussierte Bearbeitung dieser Aspekte für die Qualitätskomponente ‚Fische‘ auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten nicht möglich.

3. Entwicklung des Bewertungswerkzeugs

Die vorliegende Arbeit hat die Aufgabe, für den Gewässertyp Marschengewässer (Typ 22.1-Gewässer der Marschen) ein fischbasiertes Bewertungsverfahren zu entwickeln, das den spezifischen Anforderungen der WRRL Rechnung trägt.

3.1 Herleitung der Referenz als Bewertungsmaßstab

Die Herleitung der Referenzzönose basiert auf den Ergebnissen der Auswertung der Datengrundlage und unter Berücksichtigung ergänzender Literatur und gilt für die oben abgegrenzten Grundtypen der Marschengewässer 22.1. Diese sind aufgrund anthropogener Nutzungsanforderungen (vorläufig) als ‚stark verändert‘ bzw. ‚künstlich‘ eingestuft. Bewirtschaftungsziel ist damit die Erreichung des guten ökologischen Potenzials. Bewertungsmaßstab ist eine Referenzzönose, die im Folgenden hergeleitet wird. Es wird ein multimetrisches Bewertungsverfahren konzipiert, das die Aspekte Artenspektrum, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna umfasst, die ebenfalls im Folgenden hergeleitet werden.

3.1.1 Qualitativer Aspekt (Artenspektrum)

Weitgehend unproblematisch und belastbar ist die Erstellung des Referenz-Artenspektrums, da die zur Verfügung stehenden Informationen aus qualitativer Sicht einen ausreichenden Überblick über die Fischfauna der niedersächsischen Marschengewässer erlauben. Im Kapitel ‚Artenspektrum und Gemeinschaftsstruktur‘ wurde bereits das potenzielle Artenspektrum der Marschengewässer auf der Grundlage der vorliegenden Daten und weiterer Literaturangaben beschrieben und nach den o.g. Gilden klassifiziert.

Auf der Grundlage der Auswertung ist es wahrscheinlich, dass der größte Teil der Arten potenziell in allen gesielten bzw. geschöpften Marschengewässern anzutreffen ist, aber nicht zwangsläufig zum ständigen Fauneninventar gezählt werden kann. Zu Arten die nur sporadisch dokumentiert wurden gehören v.a. ästuarine Arten aber auch obligatorische Fließgewässerarten (inkl. der anadromen Wanderfische). Für solche Arten liegen zwar Nachweise in Marschengewässern vor, dennoch sind sie u.E. für die im Rahmen des Pilotprojektes differenzierten Subtypen eher als gelegentliche Gäste zu bezeichnen und für die Ableitung des höchsten ökologischen Potenzials daher von untergeordneter Bedeutung. Im Hinblick auf den Bewertungsmaßstab (s.u.) stehen die charakteristischen Gilden ‚Indifferente Arten‘, ‚Stillge-

wässertypische Arten' sowie die im Rahmen dieser Arbeit neu klassifizierte Gilde der ‚Auenarten' als charakteristische Marschengewässerkomponenten im Vordergrund. Die aus unserer Sicht nicht zwingend bewertungsrelevanten Arten sind in Tab. 10 entsprechend gekennzeichnet.

Tab. 10: Potenzielles Artenspektrum der Marschengewässer des Typs 22.1, differenziert nach verschiedenen ökologischen Gilden. FRI = Fischregionsindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. Invertivor: Hauptnahrung Wirbellose. Piscivor: Hauptnahrung Fische, Planktivor = Hauptnahrung Plankton, Omnivor: Allesfresser. ***_**** = nur in tideoffenen MG zwingend. (Quelle: vgl. Kapitel Datengrundlage). * = für die Bewertung nicht zwingend. potenzielle Häufigkeit : ooooo = sehr häufig, oooo = häufig, ooo – mittel, oo = selten, o =sehr selten.

Artname	Artname lat.	FRI	Habitat- typ	Reproduktions- typ	Nahrungs- typ	Migrations- typ	Artspezifische Häufigkeit Erwartungswert
Gilde 'Indifferent' inkl. 'Indiff.+'							
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	6,67	diadrom- indifferent	marin	inverti-piscivor	lang	oooo
Dreist. Stichling (Wander-Binnenform)	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	7,17	diadrom-indifferent	phytophil	omnivor	mittel	oooo****
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>	7,50	ästuarin-diadrom- indifferent	marin	invertivor	mittel - lang	oo****
Stint (Wanderform)	<i>Osmerus eperlanus</i>	7,42	ästuarin-diadrom- indifferent	lithophil	planktivor	mittel	ooo****
Aland, Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	6,83	Fließgewässer - indiff	phyto-lithophil	omnivor	kurz	oooo
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	5,83	Fließgewässer - indiff	psammophil	invertivor	kurz	ooo
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	6,92	indifferent	phyto-lithophil	inverti-piscivor	kurz	ooooo
Brachse, Blei	<i>Abramis brama</i>	7,00	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz	ooooo
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	7,00	indifferent	phytophil	omnivor	kurz	oooo
Hecht	<i>Esox lucius</i>	6,58	indifferent	phytophil	piscivor	kurz	oooo
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	6,75	indifferent	phytophil	omnivor	kurz	ooo
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	7,58	indifferent	phyto-lithophil	invertivor	kurz	oooo
Rotaue, Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	6,83	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz	ooooo
Ukelei, Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	6,58	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz	oooo
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	7,25	indifferent	phyto-lithophil	piscivor	kurz	ooo
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	7,17	indifferent	phytophil	omnivor	kurz	ooooo
Gilde 'Stillgewässerarten'							
Karasche	<i>Carassius carassius</i>	6,83	Stillgewässer	phytophil	omnivor	kurz	oooo
Moderlieschen	<i>Leucaspis deloneatus</i>	6,75	Stillgewässer	phytophil	omnivor	kurz	oooo
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	6,92	Stillgewässer	phytophil	omnivor	kurz	oooo
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	6,92	Stillgewässer	phytophil	omnivor	kurz	oooo
Gilde 'Auenarten'							
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	6,50	Auenart	ostracophil	omnivor	kurz	oooo
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	6,92	Auenart	phytophil	invertivor	kurz	ooo
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	6,50	Auenart	phytophil	invertivor	kurz	oooo
Gilde Fließgewässerarten							
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	5,75	Fließgewässer	lithophil	omnivor	kurz	oo
Döbel, Aitel	<i>Leuciscus cephalus</i>	5,83	Fließgewässer	lithophil	omnivor	kurz	*
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	6,75	Fließgewässer	lithophil	piscivor	mittel	*
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	5,25	Fließgewässer	psammophil	invertivor	kurz	*
Zope	<i>Abramis ballerus</i>	7,25	Fließgewässer	phyto-lithophil	invertivor	kurz	*
Gilde 'ästuarine Arten'							
Sandgrundel	<i>Potamoschistus spp.</i>	7,75	ästuarin - marin	benthisch	invertivor	mittel	***
Heringartige	<i>Clupeidae</i>	7,75	ästuarin - marin	benthisch	planktivor/piscivor	mittel	****
Seenadel	<i>Syngnathus rostellatus</i>	-	ästuarin - marin	benthisch	inverti-piscivor	kurz	***
zusätzl. s.o. indifferente +							
Gilde 'diadrome Langdistanzwanderer'							
Lachs	<i>Salmo salar</i>	5,00	diadrom 2	lithophil	invertivor	lang	*
Meerforelle	<i>Salmo trutta</i>	5,00	diadrom 2	lithophil	invertivor	lang	*
Flußneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	5,17	diadrom 2	lithophil	Filterierer	lang	*
Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>	5,75	diadrom 2	lithophil	Filterierer	lang	*
Neozoa							
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	6,75	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	kurz	*
Spiegelkarpfen				phytophil	omnivor	kurz	*
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	4,00	Fließgewässer	lithophil	inverti-piscivor	kurz	*

3.1.2 Quantitativer Aspekt (Häufigkeit)

Der Aspekt ‚Häufigkeit' (Abundanz) wird in mehreren vorliegenden Bewertungsvorschlägen für Übergangsgewässer und Fließgewässer z.B. COATES et al. (2004, 2005), BREINE et al. (2005) oder DUSSLING et al. (2004) durch die Messgröße ‚relative Abundanz' repräsentiert; nicht verwandt wird dieser Ansatz z.B. von JAGER (2004) und BIOCONSULT (2006). Im

Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde der Aspekt ‚Häufigkeit‘ aus folgenden Gründen ebenfalls nicht als ‚relative Abundanz‘ berücksichtigt:

1. die (natürliche bzw. nutzungsbedingte) Variabilität der Abundanzen und die damit für die Bewertung u.U. entstehenden Probleme werden kaum abgepuffert;
2. relative Abundanzwerte sagen nur mittelbar etwas über die tatsächliche Bestandsentwicklung aus;
3. die Bewertung der quantitativen Metrics erfolgt nicht ‚unabhängig‘: so hat die Veränderung der Fangzahlen schon einer Art zwangsläufig auch einen u.U. ungewollten Einfluss auf den rel. Abundanzanteil aller anderen Arten/Gilden.

Im Gegensatz zur Herleitung des Artenspektrums war die Ableitung der Referenzhäufigkeiten der Arten auf der Grundlage des vorliegenden, sehr heterogenen Datensatzes nur eingeschränkt möglich. In Ergänzung durch gutachterliche Einschätzungen war eine vorläufige Festlegung aus unserer Sicht jedoch durchführbar.

Um die sehr hohe natürliche und fangmethodisch bedingte Variabilität abzupuffern, war es erforderlich, die absoluten Fangzahlen Häufigkeitskategorien zuzuordnen. Es ist dabei zu beachten, dass je nach Art unterschiedliche Individuendichten als häufig oder selten bezeichnet werden können. Daher verwenden wir den Begriff ‚artspezifische Häufigkeitswerte‘. Für die Nutzung einer solchen Messgröße im Bewertungsverfahren ist eine Zuordnung der Fangdaten zu diesen Kategorien notwendig; ein solches Vorgehen erfordert im Hinblick auf das Monitoring eine Standardisierung der Fangergebnisse (hier: Mittelwert Ind./100 m).

Die Ableitung der Referenzhäufigkeiten erfolgt dabei nicht ausschließlich auf Artebene, sondern z.T. auch auf Gildenebene. Die Betrachtung auf Artebene erfolgt für diejenigen Spezies, die spezifischere Ansprüche an die Habitatbedingungen aufweisen. Das gilt v.a. für die Auarten und für die Gilde der stillgewässertypischen Arten. Aufgrund der hohen ökologischen Plastizität (Anpassungsfähigkeit) aller ‚Indifferenten Arten‘ wird hier (vorläufig) die Betrachtung auf Gildenebene als ausreichend angesehen. Dazu werden die Individuendichten aller vorkommenden Arten der Gilde summiert und entsprechenden Häufigkeitsklassen zugeordnet.

3.1.3 Herleitung der Referenzhäufigkeiten zur Bestimmung des höchsten/bzw. guten ökologischen Potenzials

Für Fischarten bzw. Artengruppen, deren Häufigkeiten als Messgröße in das Verfahren eingehen, wurde bei der Festlegung der Klassengrenzen für die Häufigkeitskategorien wie folgt

vorgegangen (*auf die Darstellung der Detailergebnisse wird an dieser Stelle verzichtet, diese können bei Bedarf zur Verfügung gestellt werden*):

- Zusammenführung der Fangdaten aller Befischungstrecken eines Größentyps;
- Zusammenführung der Fangdaten aller Befischungstrecken unabhängig vom Gewässertyp;
- Aufsteigende Sortierung der standardisierten Fangzahlen;
- Analyse der Daten durch deskriptive Statistik. Ermittlung von u.a. Median und Mittelwert der Datenreihen;
- Ermittlung der 20% Quantile zur Bestimmung der Spannweite der Häufigkeitskategorien. Die Aufteilung der Datenreihen in entsprechende Quantile ermöglicht die Zuordnung zu den differenzierten Häufigkeitskategorien. Das heißt, die Spannweite der Daten des ersten Quantils des Datensatzes wird der Häufigkeitsklasse 1 zugeordnet, das zweite Quantil der Häufigkeitsklasse 2 usw. Die Häufigkeitsklassen 4 bzw. 5 (oberste Quantile der jeweiligen Datenreihe) entsprechen dem guten bzw. höchsten ökologischen Potenzial.
- Bei Arten mit einer nur geringen Nachweishäufigkeit erfolgte die Festlegung des Klassengrenzen zwangsläufig vermehrt über gutachterliche Einschätzungen.

Die so ermittelte Zugordnung von Fangzahlen zu den Kategorien 1 – 5 sind Tab. 12 zu entnehmen.

3.2 Auswahl bewertungsrelevanter Messgrößen

Analog zu Bewertungsvorschlägen anderer Gewässertypen (Übergangsgewässer, Fließgewässer) wurden die hier unterschiedenen Habitatgilden als bewertungsrelevantes Metric verwandt. Die Berücksichtigung dieser Gilden ist sinnvoll, da diese z.T. unterschiedliche ‚Nutzungsansprüche‘ an ihren Lebensraum stellen und daher durch ihre ‚Ausprägung‘ (Artenpektrum, Häufigkeiten, Alterstruktur) die Identifikation spezifischer Beeinträchtigungen ermöglichen. Zudem lassen sich aus den Ergebnissen auch Hinweise auf erforderliche Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität eines Gewässers ableiten.

Abweichend von anderen Bewertungsvorschlägen nehmen wir weitere Aspekte wie die Einteilung nach Reproduktionsgilden oder Nahrungsgilden nicht in die Bewertung auf. Die Analyse des Artenspektrums hat gezeigt, dass die Marschengewässer fast ausschließlich von Arten mit sehr ähnlichen Reproduktionsansprüchen besiedelt sind, so dass dieser Aspekt nicht für eine differenzierte Bewertung geeignet ist. Auf die Einbeziehung des Aspekts ‚Nahrungstypus‘ in die Bewertung wird auch deshalb verzichtet, weil nicht wenige Fischarten je

nach Alterstadium auf unterschiedliche Nahrungsressourcen zurückgreifen, so dass eine eindeutige Zuordnung zu einer Nahrungsgilde problematisch ist. U.E. werden diese Aspekte zudem über die Bewertung des Artenspektrums bzw. der Häufigkeiten indirekt berücksichtigt.

Neozoen bleiben ebenfalls unberücksichtigt, einerseits aufgrund ihres überwiegend sporadischen Vorkommens und ihrer i.d.R. noch unklaren ökologischen Ansprüche, andererseits deutet ihre Präsenz allein u.E. nicht zwangsläufig auf einen möglichen Stressor im Gewässer hin. Insgesamt haben wir 14 potenzielle Metrics unterschieden; 9 davon werden für die hier bearbeiteten Marschengewässertypen als bewertungsrelevant angesehen (s.u.).

3.2.1 Modul Artengemeinschaft - Ökologische Gilden

Metric 1 - Anzahl Auenarten

Die hier stellvertretend klassifizierten 3 Auenarten können als typische Besiedler aller hier differenzierten Größentypen der Marschengewässer des Typs 22.1 angesehen werden. Je nach Sukzessionsstadium oder gewässerstruktureller Ausstattung (hier v.a. submerse Vegetation) ist aufgrund unterschiedlicher Habitatansprüche i.d.R. nicht zu erwarten, dass alle 3 Arten gemeinsam ein Marschengewässer besiedeln. Auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes wurde in den großen Marschengewässern an 97 % der berücksichtigten Befischungstrecken keine Auenart nachgewiesen, an 3% konnte eine Art erfasst werden. In den mittelgroßen MG lag der Anteil der Befischungsstecken mit Nachweis von Auenarten bei etwa 6%, an 2% von diesen konnten 2 Arten (Bitterling, Steinbeißer) erfasst werden. In den kleineren Marschengewässern der Kat <5 m war die Verbreitung von Arten dieser Gilde deutlich höher. An insgesamt 36% der Befischungstecken wurde wenigstens eine der Arten angetroffen. An 10% konnten 2 Arten erfasst werden. Der hohe Anteil von Gewässern mit positivem Nachweis resultiert v.a. aus deren umfangreichen Vorkommen in bremischen Gewässern. In den niedersächsischen Marschengewässern dieser Kategorie lag der Anteil deutlich niedriger. Aber auch in bremischen Marschengraben, die in landwirtschaftlich eher extensiven Gebieten liegen und z.T. als vergleichsweise ‚gering beeinträchtigt‘ gelten können, sind bislang nicht alle 3 Arten in einem Gewässer vergesellschaftet erfasst worden (vgl. BIOCONSULT & HS BREMEN 2005). Bei der Festlegung der Klassengrenzen zur Bestimmung des ökologischen Potenzials muss diesem Aspekt Rechnung getragen werden, so dass u.E. für diese Messgröße das gute Potenzial erreicht ist, wenn ein Gewässer von wenigstens einer Auenart besiedelt wird. Das höchste Potenzial würde die Präsenz von wenigstens zwei

der Auenarten erfordern. Die beiden unteren Klassen werden bei dieser Messgröße nicht bewertet (vgl. Tab. 11).

Das weitgehende Fehlen der Auenarten zeigt gewässerstrukturelle Defizite (vegetationsreiche Flachwasserzonen, Sedimentbeschaffenheit, Vegetation) oder die Wirkungen bzw. die Intensität des Stressors ‚Unterhaltung‘ an. Gegenüber stofflichen Beeinträchtigungen ist insbesondere der Schlammpeitzger weniger sensibel, er ist in der Lage Sauerstoffdefizite aufgrund seiner Fähigkeit zur Luftatmung (Darmatmung) zu tolerieren. Dies gilt für die beiden anderen Arten allerdings nur sehr eingeschränkt.

Metric 2 - Anzahl Stillgewässertypische Arten

Ebenso wie die Auenarten zählen die stillgewässertypischen Arten zum charakteristischen Fauneninventar aller hier betrachteten Marschengewässer des Typs 22.1. Aufgrund der im Vergleich zu den Auenarten etwas weniger hohen Lebensraumsprüche ist aus unserer Sicht das ‚gute ökologische Potenzial‘ erreicht, wenn wenigstens 3 der 4 Arten vorkommen.

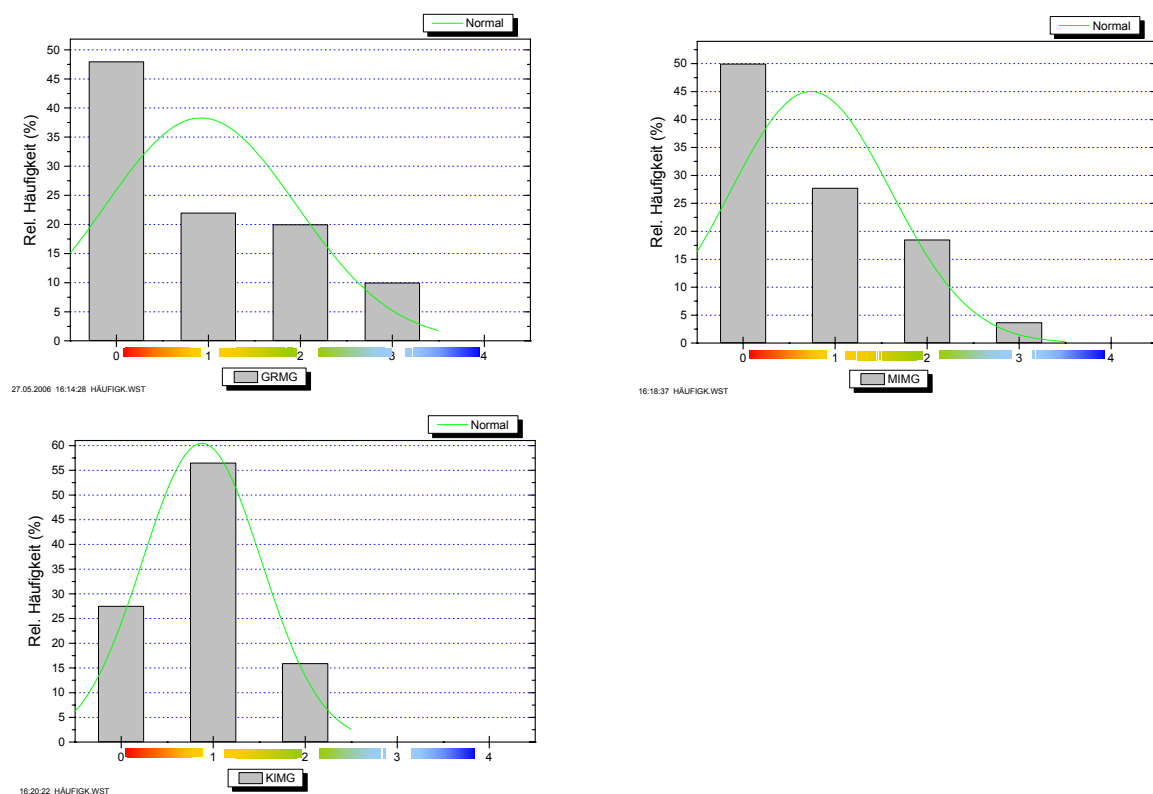


Abb. 9: Anteil der Befischungsstrecken mit Vorkommen von Stillgewässertypischen Arten. 0=keine Art nachgewiesen, 1 = 1 Arten nachgewiesen, 2 = 2 Arten nachgewiesen, 3 = Arten nachgewiesen, 4 = 4 Arten nachgewiesen. GRMG = Typ großes Marschengewässer (>10m Breite), MIMG = Typ mittelgroßes MG (5 - 10 m Breite), KIMG = Typ kleines MG (<5 m Breite).

Diese Grenzziehung begründet sich v.a. auch auf der Auswertung des vorliegenden Datensatzes. Diese hat gezeigt, dass an keiner Gewässerstrecke alle 4 Arten (auch nicht in den bremschen extensiv bewirtschafteten Marschengraben des Grünlands) miteinander vergesellschaftet vorkamen. Der Anteil von Gewässern mit 3 Arten war in allen Größentypen mit 0 - 10% gering. Mit Ausnahme der Kleinen MG (<5 m) wurde an nahezu der Hälfte der befischten Gewässerabschnitte keine stillgewässertypische Art erfasst (Abb. 9).

Insgesamt waren die Unterschiede zwischen den Größenkategorien eher gering. Lediglich in den kleineren Marschengewässern (<5 m) wurden nicht mehr als 2 Arten an einer Befischungsstrecke erfasst (Abb. 9 unten). Hypothetisch wäre es aber denkbar, dass bei entsprechender Lebensraumausstattung alle stillgewässertypischen Arten in einem Gewässer auftreten könnten. Dies war beispielsweise in der Huchtinger Ochtum, einem unter naturschutzfachlich begründeten Gesichtspunkten neugestalteten Gewässerlauf der Marschen der Fall (vgl. SCHOLLE 2001); ein solches Ergebnis würde im Hinblick auf diese Gilde das höchste ökologische Potenzial repräsentieren.

Das weitgehende Fehlen der stillgewässertypischen Arten ist v.a. geeignet gewässerstrukturelle Defizite (Habitatvielfalt, Vegetation, Freiwasser) oder eingeschränkt auch die Wirkungen bzw. die Intensität des Stressors ‚Unterhaltung‘ zu reflektieren. Gegenüber stofflichen Belastungen ist die Gruppe in gewissen Grenzen tolerant.

Metric 3 - Anzahl Indifferente Arten (+ rheophil B)

Die Gilde der Indifferenten Arten dominiert die Fischgemeinschaft der Marschengewässer unabhängig vom Größentyp sowohl im Hinblick auf das Artenspektrum als auch i.d.R. im Hinblick auf die Häufigkeiten (s.o.). Abb. 10 veranschaulicht die Anteile der Gewässer mit den kategorisierten Artenzahlen. Auffällige Unterschiede zwischen mittleren und großen MG, die darauf schließen lassen könnten, dass die zu erwartende Artenanzahl der Indifferenten Arten gewässergrößenabhängig ist, sind nicht erkennbar. Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass nur ein geringer Anteil der Befischungsstrecken weniger als 3 Arten (entspricht <25% Anteil des potenziellen Artenspektrums dieser Gilde, vgl. Tab. 10) aufwies und, bezogen auf diese Messgröße, damit das schlechte bzw. unbefriedigende ökologische Potenzial signalisiert.

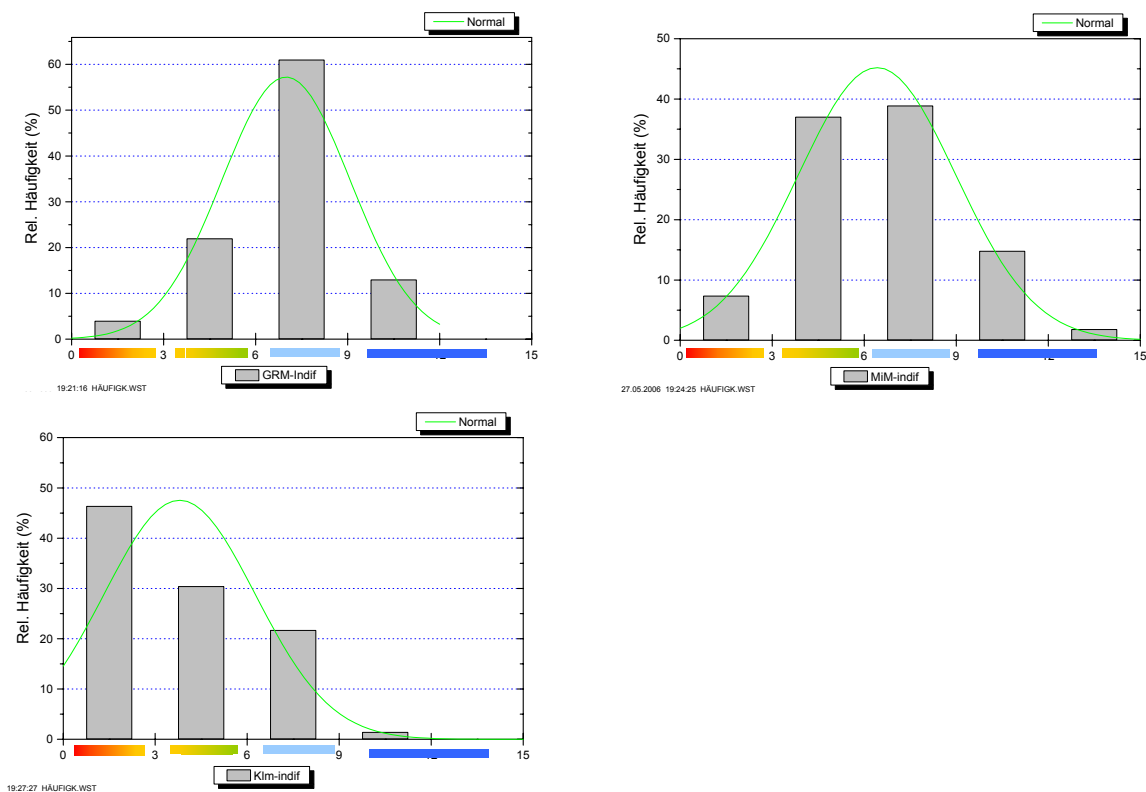


Abb. 10: Anteil der Befischungsstrecken mit Vorkommen von Indifferenten Arten (+). 0 – N = Anzahl der nachgewiesenen Arten. GRM = Typ großes Marschengewässer (>10m Breite), MIM = Typ mittelgroßes MG (5 - 10 m Breite), Klm = Typ kleines MG (<5 m Breite).

Eine gewisse Ausnahme im Hinblick auf die Artenzahl macht die Gruppe ‚Kleine MG (<5m)‘. Für diesen Typ ist es nicht gänzlich auszuschließen, dass die Anzahl der indifferenten Arten grundsätzlich etwas geringer sein könnte als in den anderen Größenkategorien, da ein hoher Prozentsatz von Befischungsstrecken dieses Gewässertyps von einer geringen Artenzahl gekennzeichnet war (Abb. 10). Ob diese Unterschiede jedoch tatsächlich systematisch sind, ist auf der vorliegenden Grundlage nicht eindeutig zu klären. U.E. sollten die in Tab. 11 vorgeschlagenen Klassengrenzen zur Bestimmung des ökologischen Potenzials vorläufig auch für diese Größenkategorie gelten. Lediglich in sehr kleinen Marschengräben, die derzeit aber nicht in die Bewertung einbezogen werden, sind Arten dieser Gilde (natürlicherweise) weniger präsent.

Geringe Artenzahlen oder entsprechend artspezifisch geringe Gesamtindividuumdichten der Indifferenten Arten sind v.a. geeignet, gewässerstrukturelle Defizite (z.B. Aufwachs- bzw. Rückzugsbereiche für Juvenile, Vegetation) oder insbesondere auch stoffliche Beeinträchtigungen (Sauerstoff) widerzuspiegeln. In diesem Zusammenhang spielt der Parameter Sauerstoff eine bedeutsame Rolle. Untersuchungen zu den Auswirkungen von Mischwassereintritten in bremische Gewässer zeigten, dass insbesondere Gräben und Fleete mit erheblichen Sauerstoffdefiziten nur sehr spärlich u.a. auch durch Arten dieser Gilde besiedelt waren (z.B.

LIEBSCH et al. 1991). Einzelergebnisse aus dem vorliegenden Datensatz verdeutlichen diesen Zusammenhang ebenfalls. So war z.B. das Neuenhutorfer Sieltief, das zum Zeitpunkt der Untersuchung extreme Sauerstoffdefizite aufwies, im Untersuchungsabschnitt nicht durch Fische besiedelt (LAVES-Fischartenkataster 1991). Über die dieser Gruppe zugeordneten ‚diadromen-indiff.‘ oder ‚fließgewässertypische-indiff.‘ Arten sind u.U. auch gewisse Rückschlüsse auf Ortswechsellmöglichkeiten aus bzw. in Fließgewässer zu ziehen.

Metric ** - Fließgewässerarten

Obligatorische Fließgewässerarten - mit Ausnahme der Gruppe ‚Rheophil B‘, deren Arten aber bereits unter der Gilde der indifferenten Arten subsumiert sind (vgl. Tab. 11) - wurden auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes als gelegentliche Gäste eingestuft. Solche Arten sind daher u.E. für die hier betrachteten Marschengewässer als nicht bewertungsrelevant anzusehen. Eine Ausnahme könnten aber solche Marschengewässer der Geest darstellen, die hydrografisch und strukturell noch mehr oder weniger deutliche Ähnlichkeiten mit Fließgewässern z.B. des LAWA-Typs 14 (sandgeprägte Bäche) aufweisen. In solchen Bereichen ist sehr wahrscheinlich eine gewisse Übereinstimmung mit der von SCHAARSCHMIDT et al. (2005) abgeleiteten referenznahen Fischgemeinschaft gegeben, so dass ein entsprechender Marschengewässersubtyp mit einer angepassten Referenzzönose zu definieren wäre. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit kann ein solcher Subtyp auf der Grundlage der vorliegenden Daten nicht deutlich abgrenzt werden. Um hierzu belastbare Aussagen treffen zu können, bedarf es einer gezielten Datenrecherche bzw. gezielter Erhebungen.

Metric ** - Ästuarine Arten/ anadrome Arten

Diese Gilden (v.a. die ästuarinen Arten) spielen für die Bewertung der tideoffenen Marschengewässer eine wichtige Rolle. Die tideoffenen Marschengewässer konnten hier nicht bearbeitet werden, da entsprechende Befischungsdaten nicht vorlagen. Die anadromen Langdistanzwanderer wie die Salmoniden oder Neunaugen, deren Nachweise einen besonderen Fangaufwand bedeuten würde und für die nur solche Marschengewässer eine Bedeutung haben, die eine Verbindung zu ihren Laichplätzen in den Fließgewässeroberläufen darstellen, sollten im Hinblick auf den Aspekt Durchgängigkeit außerhalb des Bewertungsverfahrens betrachtet werden, wie dies auch im Rahmen der Fließgewässerbewertung erfolgt (vgl. DUBLING et al. 2004, DIEKMANN et al. 2005). In diesem Zusammenhang sei aber darauf hingewiesen, dass in den als Transitstrecke fungierenden Marschengewässern die Wanderarten im Hinblick auf den Aspekt der Durchgängigkeit zwingend berücksichtigt werden müssen.

Tab. 11: Übersicht über das Modul-Artenspektrum, qualitative Metrics. * = Indifferente Gilde + rheophil-indiff. + äst-dia-indiff (vgl. Referenzartenliste); ** = nicht zwingend in gesielten oder geschöpften Marschengewässern.

Metric	MODUL ARTENGEMEINSCHAFT (Anzahl Arten)						Referenz-Artenzahlen	Score
	Kategorie	5	4	3	2	1		
1	Auenarten	>1	1	-	-	0	3	1;4;5
2	Stillgewässertypische Arten	>3	3	2	1	0	4	1-5
3	Indifferente Arten *	>10	7-10	4-6	2-3	1	>12	1-5

3.2.2 Modul Richness (Häufigkeiten)

Die Berücksichtigung der Häufigkeiten erfolgt über die Zuordnung der absoluten Fangzahlen zu Häufigkeitsklassen (s.o.). Unter Berücksichtigungen der ‚natürlichen Verbreitung‘ bzw. der spezifischen Habitatansprüche und auch aufgrund der unterschiedlichen Anzahl von Arten einer Gilde war es zur Bewertung nicht sinnvoll bei allen Metrics einheitliche Klassengrenzen festzulegen. Das Vorgehen für die einzelnen Messgrößen wird im Folgenden beschrieben (Tab. 12).

Metric 4 - Häufigkeit Auenarten

Die Berücksichtigung der Auenarten erfolgt analog zum entsprechenden qualitativen Metric ‚Anzahl Auenarten‘. Die Individuendichten der Arten werden jeweils ebenfalls einer Kategorie zwischen 1 (entspricht schlechtem Potenzial) und 5 (entspricht höchstem Potenzial) zugeordnet und summiert, so dass der maximale Häufigkeitswert dieser Gilde ($K_{\max} = 3 \times 5$ Punkte; $K_{\max} = 15$) beträgt. Dies wäre der Fall, wenn alle Auenarten in der höchsten Häufigkeitskategorie (Kategorie 5) in einem Gewässer nachgewiesen würden. Die Ermittlung des Scorewertes des Metric 6 erfolgt dabei nicht über das arithmetische Mittel der Häufigkeitskategorien der Arten, sondern über eine Summierung der Kategoriewerte (*Kategoriewert Art 1 + Kategoriewert Art 2 usw.*). Der Zeile *Summe (K)* in Tab. 12 ist zu entnehmen, welcher Summenwert (K) den Scores 1 – 5 entspricht. Die Klassengrenzen sind für das Metric 6 so gesetzt, dass z.B. aber bereits mit der referenznahen Häufigkeit einer Auenart das ‚gute Potenzial‘ erreicht wäre. Bei dieser Grenzziehung wurde die geringe Wahrscheinlichkeit berücksichtigt, dass alle Auenarten in Gewässer vergesellschaftet sind (s.o.).

Metric 5 – Häufigkeit Stillgewässertypische Arten

Die Berücksichtigung der Stillgewässerarten erfolgt ebenfalls analog zum entsprechenden qualitativen Metric ‚Anzahl Stillgewässerarten‘. Die Individuendichten der Arten werden wie

bereits für die Auenarten beschrieben einer Kategorie zwischen 1 (entspricht schlechtes Potenzial) und 5 (höchstes Potenzial) zugeordnet. Der maximale Häufigkeitswert für die Stillgewässertypischen Arten liegt bei $K_{max} = 20$ (4 x 5 Punkte). Die Zuordnung der Häufigkeitswerte erfolgt nach dem selben Vorgehen wie es oben für die Auenarten skizziert wurde. Für das Metric 7 würde bei $K \geq 13$ das gute Potenzial erreicht werden; dies entspräche einer Ähnlichkeit von $\geq 65\%$ zur Referenzhäufigkeit ($K_{max} = 20$ gesamte Gilde).

Metric 6 – Häufigkeit Indifferente Arten

Anders als für die o.g. Gilden erfolgt die Bewertung der Häufigkeiten für die Indifferenten Arten über die Summe der Individuenanzahlen aller erfassten Arten dieser Gilde. Die Zuordnung der Fangzahlen erfolgt zu den entsprechenden Kategorien 1-5 die auch den entsprechenden Score-Werten entsprechen.

Tab. 12: Übersicht über das Modul-Richness, artspezifische Häufigkeitskategorien und Zuordnung der Fangzahlen (standardisiert auf Ind./100m). * = Indifferente Gilde + rheophil-indiff. + äst-dia-indiff (vgl. Referenzartenliste); ** = nicht zwingend in gesielten oder geschöpften Marschengewässern, *** ggf. als Sondermetric einbeziehen. MW = Mittelwert. AK = artspezifische Häufigkeitskategorie. Kmax = maximaler Häufigkeitswert bezogen auf das jeweilige Metric. n.b. = derzeit in die Bewertung nicht einbezogen.

Metric	MODUL HÄUFIGKEITEN						artspezifische AK	Score
	Kategorie	5	4	3	2	1		
4	Auenarten (MW Ind./100 m)							
	Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	>20	9-20	3-<9	>0,3-<3	<=0,3	1-5	
	Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	>6	>2-6	1-2	>0,1-<1	<=0,1	1-5	
	Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)	>10	6-9	3-<6	>0,2-<3	<=0,2	1-5	
	Metric 6 Klassifizierung Summe K-Werte	>6	6	5	>3-4	3	Kmax = 15	1-5
5	Stillgewässertypische Arten (MW Ind./100 m)							
	Karusche (<i>Carassius carassius</i>)	>10	5-10	3-<5	>0,3-<3	<=0,3	1-5	
	Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	>15	7-15	3-<7	>0,3-<3	<=0,3	1-5	
	Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	>10	5-10	3-<5	>0,2-<3	<=0,2	1-5	
	Moderlieschen (<i>Leucaspis delineatus</i>)	>15	7-15	3-<7	>0,5-<3	<=0,5	1-5	
	Metric 7 Klassifizierung Summe K-Werte	>16	13-16	8-12	5-7	4	Kmax = 20	1-5
	Indifferente* (Gesamt MW Ind./100 m)	5	4	3	2	1		
6	Gesamte Gilde	>125	65-125	25-<65	7-<25	<7	1-5	
	Metric 8 Klassifizierung Summe K-Werte	5	4	3	2	1	Kmax = 5	1-5
	Sonderaspekt	5	4	3	2	1		
***	Vorkommen von Glasaalen	massenhaft	viele	mäßig	wenige	>vereinzelt		n.b.

Hinweis: Jungfische, auch hohe Anzahlen, werden im vorliegenden Vorschlag bei der Ermittlung der Häufigkeit uneingeschränkt in die Bewertung einbezogen. Allerdings besteht in diesem Zusammenhang eine gewisse Unsicherheit: durch die (zufällige) Erfassung eines Schwarmes. Es könnte zu einer Überbewertung des Metric ‚Häufigkeiten‘ kommen. Nach LAVES werden im Rahmen der Fließgewässerbewertung juvenile Fische zwar im Prinzip in die Bewertung einbezogen, hohe Anzahlen von Jungfischen werden i.d.R. aber nicht bewertet. U.E. wäre eine denkbare Lösung der ‚Jungfischproblematik‘, bei sehr hohen Individuendichten einen festgelegten Maximalwert (bspw. je Art 20 Ind./100m als Mittelwert einer

Messstelle) in die Bewertung einfließen zu lassen. Diese Frage sollte innerhalb eines Praxis-tests gezielt geprüft werden.

Sonderaspekt *** - Vorkommen von Glasaalen

Im Hinblick auf die besondere (u.a. auch wirtschaftliche) Bedeutung der Aale, deren Bestände seit längerer Zeit stark rückläufig sind, wäre zu überlegen, ob Aallarven bzw. juvenile Aale zukünftig in den Focus gerückt werden sollten. Marschengewässer haben für die sogenannten Glasaale als Aufwachsareal eine hohe Bedeutung. In diesem Fall wäre als wichtiger Aspekt die Durchgängigkeit in die Marschengewässer zu beachten. Da aber derzeit die Gründe für das weitgehende Ausbleiben der Glasaale vermutlich nicht auf die binnenländischen Bedingungen zurückzuführen sind, ist eine besondere Berücksichtigung der Glasaaldichten im Hinblick auf die Bewertung derzeit nicht sinnvoll.

Metrics **/** - Fließgewässertypische Arten; ästuarine Arten

Diese Gilden werden derzeit noch nicht in die Bewertung einbezogen (s.o. qualitative Metris)

3.2.3 Modul Altersstruktur (Metrics 7 - 9)

Neben den Parametern Artenspektrum und Häufigkeiten wird auch die Altersstruktur berücksichtigt. Dieses erfolgt analog zum Vorgehen der anderen Aspekte gildenspezifisch. Die Differenzierung der Alterklassen basiert auf dem Vorgehen der in Niedersachsen durchgeführten Praxis bei Bestandserhebungen in Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie. So werden 3 Altersklassen ‚adult‘, ‚subadult‘ sowie juvenile (0+-Gruppe) unterschieden. Die gildenspezifische Zuordnung zu den Kategorien 1-5 ist Tab. 13 zu entnehmen. Die Zuordnung zu den Scorewerten 1-5 erfolgt analog zum Vorgehen bei den Häufigkeits-Messgrößen (vgl. Metric 4).

Die Fließgewässerarten werden derzeit nicht mit in die Bewertung einbezogen (s.o.). Ästuarine Arten sind u.E. in diesem Gewässertyp grundsätzlich nicht bewertungsrelevant, da eine Reproduktion (Fortpflanzung) in Marschengewässern des 22.1 nicht anzunehmen ist.

Tab. 13: Übersicht über das Modul-Alterstruktur. * = Indifferente Gilde + rheophil-indiff. + äst-dia-indiff (vgl. Referenzartenliste); ** = nicht zwingend in gesielten oder geschöpften Marschengewässern, *** ggf. als Sondermetric einbeziehen. AG = Altersgruppe. Kmax = maximaler Häufigkeitswert bezogen auf das jeweilige Metric

Metric	MODUL ALTERSSTRUKTUR							Score
		3 AG (inkl. 0+)		2 AG		<=1 AG		
	Kategorie	5	4	3	2	1		
7	Auenarten							
	Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	
	Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	
	Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	
	Metric 7 Klassifizierung Summe K-Werte	>6	-	>3-6	-	3	Kmax = 15	1;3;5
8	Stillgewässertypische Arten							
	Karassche (<i>Carassius carassius</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	
	Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	
	Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	
	Moderlieschen (<i>Leucaspis delineatus</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	
	Metric 8 Klassifizierung Summe K-Werte	>11	-	>7-11	-	7	Kmax = 20	1;3;5
9	Indifferente Arten* (von wenigstens 5 Arten)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	
	Metric 9 Klassifizierung Summe K-Werte	5	-	3	-	1	Kmax = 5	1;3;5

3.3 Klassengrenzen und Bewertungsvorgang

Die Messgrößen (Metrics) werden zum sog. Ecological Quality Ratio (EQR) – Ökologische Qualitäts Kennzahl verrechnet und diese einer der Güteklassen ‚schlechtes Potenzial‘, ‚unbefriedigendes Potenzial‘, ‚mäßiges Potenzial‘ bzw. ‚gutes/höchstes Potenzial‘ zugeordnet. Bei den im vorliegenden Verfahren zunächst 9 festgelegten bewertungsrelevanten Messgrößen, von denen jede zwischen 1 und 5 Punkten erreichen kann, kann dabei eine maximale Punktzahl von 45 und eine minimale Anzahl von 9 erreicht werden. Bei Messgrößen, bei denen mehrere Arten berücksichtigt werden erfolgt die Zuordnung zu einer Kategorien zunächst über die Summierung der Einzelwerte. Die Berechnung erfolgt nach folgendem Vorgehen (vgl. a. COATES 2005):

$$EQR = (Summe Ist - Summe - Min) / (Summe Max - Summe Min)$$

Bei einer hypothetischen Gesamtpunktzahl von z.B. 30 würde sich nach der o.g. Formel ein EQR von $(30-9)/(45-9) = 0,58$ ergeben.

Die Einteilung der Klassengrenzen zur Feststellung des EQR bzw. der ökologischen Qualität orientiert sich an den in der WRRL benannten ‚normativen Begriffsbestimmungen‘ (s. o.). Dabei erfolgte die Festlegung der Klassengrenzen auf Grundlage der normativen Begriffe wie bei REFCOND interpretativ. Dabei weichen wir aber vor dem Hintergrund der großen Variabilität der Fischgemeinschaft der Marschengewässer leicht von der nach REFCOND (2.3) vorgeschlagenen Einteilung der Klassengrenzen ab. In der folgenden Übersicht wird die Zu-

ordnung verdeutlicht; die roten Werte definieren die Klassengrenzen zur Bestimmung des EQR-Wertes (ökologisches Potenzial):

Normative Begriffsbestimmung	Bewertung ökologischer Zustand/Ähnlichkeit zur Referenz	Festlegung des EQR-Wertes	ökologischer Zustand/ <i>ökologisches Potenzial</i>
..vollständig oder nahezu..., kaum Abweichungen (<i>hier nicht relevant</i>)	>= 90%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>=1 – 0,85	Sehr gut (5* s.u.)/ <i>Keine Entsprechung</i>
.. geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen	Messgrößenspezifische Festlegung – >80%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	0,85 – 0,7/ <i>>0,7</i>	Gut (4) – <i>höchstes ökologisches Potenzial</i>
...mäßige Abweichung, größere Anzeichen anthropogener Störung..	Messgrößenspezifische Festlegung – >60%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	<i>0,7 - 0,55</i>	Mäßig (3)/ <i>gutes ökologische Potenzial</i>
... erhebliche Abweichung..	Messgrößenspezifische Festlegung – >40% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	<i>0,55 – >0,25</i>	Unbefriedigend (2) <i>Mäßiges ökologisches Potenzial</i>
...große Teile der Biozönosen fehlen...	< 40% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	<i></=0,25 </=0,1</i>	Schlecht (1) – <i>unbefriedigendes bis schlechtes ökologisches Potenzial</i>

Das höchste/gute ökologische Potenzial

Für künstliche und vom Menschen stark veränderte Gewässer wird der ‚schlechtere‘ strukturelle Zustand in die Referenzdefinition des "maximalen ökologischen Potentials" einbezogen. Da sich die Zieldefinition des "guten ökologischen Potentials" von dieser Referenz ableitet (in Analogie zur Definition des "guten Zustands" aus dem "sehr guten Zustand"), können die Sanierungsziele je nach Ausbauzustand des Gewässers erheblich unter dem "guten Zustand" liegen. So kann bei entsprechend starker Verbauung ein "mäßiger Zustand" dem "guten Potential" entsprechen. Da die Marschengewässer des Typ 22.1 als ‚stark veränderte‘ oder ‚künstliche‘ Gewässer‘ eingestuft sind, ist das Ziel der Umsetzung der WRRL also nicht der gute ökologische Zustand, sondern die Erreichung des guten ökologischen Potentials (vgl u.a. MEHL et al 2005).

Für den im Rahmen des Pilotprojektes betrachteten Gewässertyp mit seinen hier differenzierten Subtypen standen historische Daten zur Häufigkeiten von Arten kaum zur Verfügung. Im Hinblick auf die qualitativen Aspekte (Artengemeinschaft) waren die älteren Literaturange-

ben allerdings nutzbar. Die Herleitung des ökologischen Potenzials (qualitativ und v.a. quantitativ) als Grundlage für den hier verwendeten Bewertungsmaßstab erfolgte mittels zur Verfügung stehender mehr oder weniger aktueller Daten in Verbindung mit gutachterlichen Einschätzungen. Insofern stellt die hier hergeleitete Referenz die Messlatte für das höchste ökologische Potenzials dar.

In diesem Zusammenhang schlagen wir vor, die nach REFCOND angegebenen Klassengrenzen des EQR-Wertes für den mäßigen/moderaten ökologischen Zustand als relevante Größe für das ‚gute ökologische Potenzial‘ anzusehen. Damit entspräche das höchste ökologische Potenzial für die Marschengewässer Typ 22.1 dem guten ökologischen Zustand in, so weit existent, ähnlichen natürlichen/bzw. nicht künstlichen oder nicht stark veränderten Gewässern.

4. Anwendung des Bewertungswerkzeugs an vier ausgewählten Gewässern

Wie einleitend bereits ausgeführt, wurden im Rahmen des Pilotprojektes vier Marschengewässer für die fischfaunistische Betrachtung ausgewählt und nach der aktuellen Erfassungsmethodik des LAVES einmalig im Herbst 2005 befischt. Die Auswahl der Gewässer erfolgte vorab durch den Auftraggeber. Nach der im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgten Subtypisierung können die Auswahlgewässer, die alle dem Typ 22.1 zugerechnet werden, den folgenden Untertypen zugeordnet werden:

- Harle (Subtyp – großes Marschengewässer mit örtlich und zeitlich begrenztem Salzeinfluss)
- Käseburger Sieltief (Subtyp – großes Marschengewässer – *ggf. vegetationsarm*)
- Hackemühlener Bach (Subtyp - kleines Marschengewässer – *ggf. strömungsgeprägt*)
- Wischhafener Schleusenfleth (Subtyp - mittleres/großes Marschengewässer – *ggf. vegetationsreich*)

Im Folgenden werden die Gewässer im Hinblick auf ihre gewässerstrukturellen Bedingungen kurz charakterisiert und auf der Grundlage der Befischungsergebnisse vorläufig bewertet.

4.1 Harle (Subtyp Großes MG mit örtlich und zeitlich begrenztem Salzeinfluss)

4.1.1 Gewässerstruktur und Unterhaltung

Die Harle zählt mit einer Breite von deutlich >10 m zur Kategorie der größeren Marschengewässern. Die Wassertiefe betrug 1 – 2 m. Aufgrund der hohen Trübung betrug die Sichttiefe nur ca. 30 cm. Die Linienführung ist überwiegend gestreckt; die Ufer sind z.T. befestigt. Die Vegetation der Uferbereiche wird i.d.R. durch Kraut- bzw. Hochstaudenfluren und örtlich auch durch Gehölze geprägt.



Abb. 11: Befischungsstrecke Harle 1-4 oberhalb von Carolinensiel, September 2005.

Die Strukturgüte der Harle ist, wie auch im Bereich der Messstelle Harle 1 (s. Abb. 11), insgesamt in die Kategorie 5 (stark verändert) und 6 (sehr stark verändert) eingeordnet. Ein kurzer Abschnitt unterhalb von Carolinensiel wurde als im Hinblick auf die Strukturgüte als ‚vollständig verändert‘ (SK 7) eingestuft (NLWKN-Aurich schriftl.). Die im Oberlauf und im Mittellauf befindlichen Sohlbauwerke mit Absturzhöhen ≥ 30 cm schränken die Durchgängigkeit bzw. die Ortswechsellmöglichkeiten für die Fischfauna ein.

Der Abfluss der Harle wird durch ein Sielbauwerk geregelt. Je nach Entwässerungsanforderungen erfolgt der Betrieb des Bauwerkes entweder durch freien Sielzug oder auch durch zusätzlichen Schöpfbetrieb. Im Frühsommer bzw. Sommer reicht normalerweise die Entwässerung über das Siel aus. Bei stärkeren Niederschlägen und im Winter wird zusätzlich das Schöpfwerk genutzt. In den Phasen mit freiem Sielzug sind Ortswechsel für Fische und andere aquatische Organismen in einem tidebedingt begrenzten Zeitfenster möglich. In niederschlagsarmen Phasen ist es auch möglich, dass weder gesielt noch geschöpft wird (NLWKN-Aurich schriftl.). In der Regel handelt es sich wohl um ein nur schwach und nur temporär strömendes Gewässer. Im Herbst 2005 wurde zum Zeitpunkt der Befischungen eine geringe Strömung verzeichnet. Die Gewässersohle war durch feinkörnige Sedimente (Schluff) geprägt.



Abb. 12: Befischungsstrecke Harle 3-4, oberhalb von Wittmund (September 2005) .

Aufgrund der spärlichen Makrophytenentwicklung wird die Harle nur in größeren zeitlichen Abständen unterhalten. Zum Zeitpunkt der Befischungen Ende September 2005 waren submerse Makrophyten mit Ausnahme einer Messstelle (Harle 3, oberhalb Wittmund) nicht oder nur sehr vereinzelt vorhanden (Abb. 12).

4.1.2 Wasserqualität

Zur Wasserqualität liegen Daten des NLWKN Aurich und einige weitere Messwerte vor, die im Rahmen der aktuellen fischfaunistischen Untersuchung im Herbst 2005 erhoben wurden.

Die Wassertemperatur schwankt natürlicherweise saisonal und liegt in den Wintermonaten minimal um $<1\text{ }^{\circ}\text{C}$. In den Sommermonaten können die Höchsttemperaturen z.T. $>20^{\circ}\text{C}$ liegen. Im mittleren und oberen Abschnitt der Harle überschreitet die Leitfähigkeit i.d.R. Werte von $500\text{ }\mu\text{S}$ nur selten. Demgegenüber ist der Unterlauf (Messstelle Carolinensiel) durch stark schwankende Werte gekennzeichnet. Während zum Zeitpunkt der Befischung (23.9.05) auch in diesem Abschnitt die Leitfähigkeit eher gering war (um $400\text{ }\mu\text{S/cm}$), wurde aber beispielsweise im Juli 2005 ein sehr hoher Wert von $4.600\text{ }\mu\text{S/cm}$ verzeichnet (Abb. 13). Bezogen auf die letzten 3 Jahre lag der dokumentierte Maximalwert sogar bei etwa $18.000\text{ }\mu\text{S/cm}$, der Minimalwert bei $360\text{ }\mu\text{S/cm}$. Diese Rahmenbedingungen werden zumindest temporär einen bedeutsamen Einfluss auf die Ausprägung Fischgemeinschaft haben. So ist anzunehmen, dass bei hohen Salinitäten die Dichte deutlich reduziert ist, da die Süßwasserarten diesen Abschnitt wohl zeitweilig weitgehend verlassen werden.

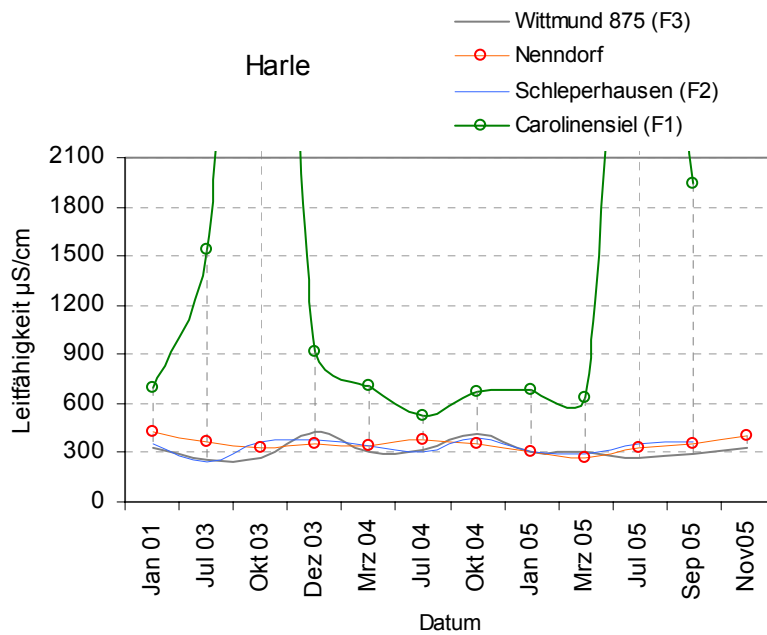


Abb. 13: Saisonale Entwicklung der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) an verschiedenen Messstellen der Harle von 2003 bis 2005. Nach Daten des NLWKN Aurich. F1 – F3 = Messstellen Fischfauna.

Die Sauerstoffentwicklung war saisonal in den letzten Jahren durch eine eher mäßige monatliche Amplitude gekennzeichnet. So lagen die Sättigungswerte im Zeitraum 2003 – 2005 auch im Sommer überwiegend $>60\%$ und damit in einem für die vorkommenden Fischarten unproblematischen Bereich (Abb. 14). Ausgeschlossen ist aber das Auftreten deutlicher Sauerstoffdefizite in der Harle nicht; die in den letzten Jahren registrierten Minimalwerte lagen im Abschnitt Schleperhausen bzw. Carolinensiel bei nur 30% bzw. 3 mg/l (NLWKN-Aurich, schriftl.). Bei länger andauernden Phasen solch pessimaler Sauerstoffbedingungen kann eine Beeinträchtigung der Fischfauna nicht ausgeschlossen werden.

4.1.3 Fischfauna (Herbst 2005)

Im Herbst 2005 wurde im Rahmen des Pilotprojektes im Bereich der vom NLWKN Aurich festgelegten 3 Messstellen eine den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie entsprechende Befischung (vgl. LAVES, DIN-Entwurf EN 14011) durchgeführt (Abb. 15). Es sind etwa $1,5 \text{ km}$ stromauf bzw. etwa $1,5 \text{ km}$ stromab der Messstellen jeweils insgesamt 6 bzw. 7 Gewässerabschnitte zwischen $100 - 200 \text{ m}$ elektrisch befischt worden. Diesbezügliche Details sind dem Anhang 1 zu entnehmen.

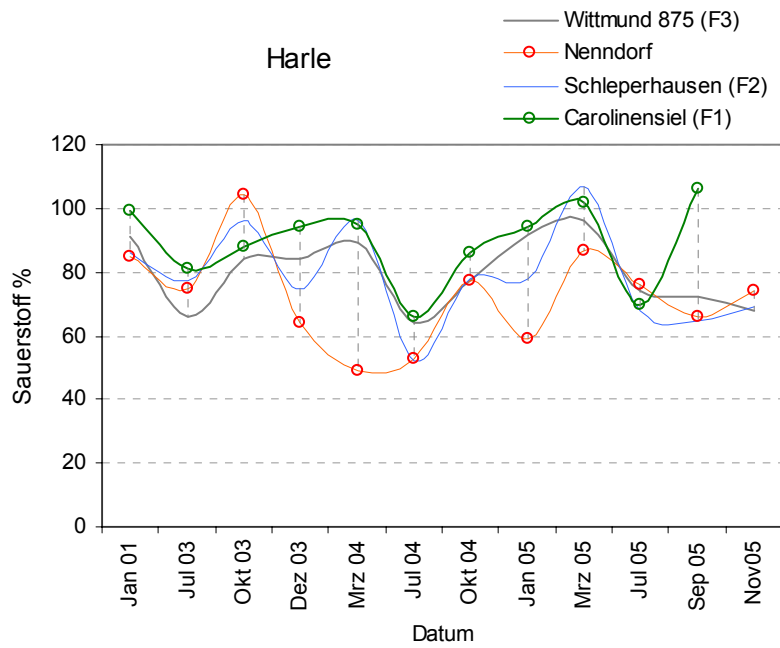


Abb. 14: Saisonale Entwicklung der Sauerstoffsättigung (%) an verschiedenen Messstellen der Harle von 2003 bis 2005. Nach Daten des NLWKN Aurich. F1 – F3 = Messstellen Fischfauna.

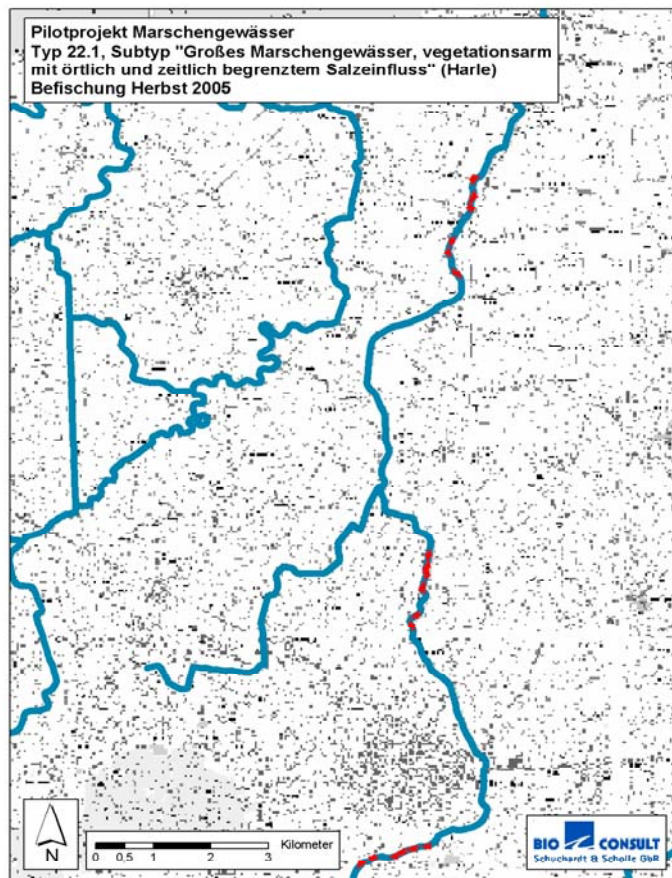


Abb. 15: Lage der in der Harle befisheten Messstellen H1-Neufunnix (oben), H2-Alöpershausen (mitte), H3-Wittmund (unten). Befischung September 2005.

Insgesamt ist mit 16 Taxa eine recht hohe Anzahl an Fischarten festgestellt worden. Allerdings ist dies auch vor dem Hintergrund der vergleichsweise hohen Befischungsintensität durch drei befischte Messstellen zu sehen. Die messstellenbezogenen Artenzahlen lagen zwischen 10 (Harle 1) und 15 Arten (Harle 3, s. Abb. 15).

Die Fischartengemeinschaft setzte sich dabei nahezu ausschließlich aus indifferenten bzw. weitverbreiteten Arten zusammen. Die zu den Karpfenartigen zählende Plötze (*Rutilus rutilus*) war die mit Abstand häufigste Art; mit einem Anteil von 37% wurde sie als eudominant eingestuft. Dabei handelte es sich bei etwa >90% der erfassten Rotaugen um juvenile Tiere mit ca. 5 cm Größe. Ältere Exemplare waren dagegen in nur geringer Anzahl vertreten. Neben der Plötze waren mit Güster (*Blicca bjoerkna*) sowie Brasse (*Abramis brama*) noch zwei weitere Karpfenartige recht häufig. Beide Arten erreichten mit 16% bzw. 11% einen dominanten Status. Komplettiert wurden die dominanten Arten durch den Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), der mit ca. 20% relativem Individuenanteil die dritthäufigste Art an den drei Harlemessstellen war. Alle übrigen Arten zu denen z.B. auch Aal (*Anguilla anguilla*), Gründling (*Gobio gobio*), Hecht (*Esox lucius*) und Zander (*Sander lucioperca*) gehörten, waren dagegen mit nur geringer Individuenzahl vertreten und als rezedent (1-3%) oder subrezedent (<1%) zu klassifizieren.

Neben den Indifferenten Arten waren auch drei Vertreter der stillgewässertypischen Arten präsent. Das Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*) war mit einem Anteil von insgesamt 4,4% sogar vergleichsweise häufig. Schleie (*Tinca tinca*) und Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) waren dagegen zwar in relativ hoher Stetigkeit aber in nur geringer Individuendichte vertreten (Tab. 14).

Tab. 14: Fischgemeinschaft und Häufigkeit der Arten in der Harle (September 2005). FRI = Fischregionsindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. MW = Mittelwert, ermittelt aus den 19 Teilbefischungsstrecken der insgesamt 3 Messstellen.

Name	Name	FRI	Gilde	Reproduktion	MW Ind./100m	Anteil %	Stetigkeit %
Rotauge, Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	6,83	indifferent	phyto-lithophil	56,8	37,3	73,7
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	7,00	indifferent	phytophil	22,0	16,1	73,7
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	6,92	indifferent	phyto-lithophil	19,6	19,9	63,2
Brachse, Blei	<i>Abramis brama</i>	7,00	indifferent	phyto-lithophil	16,3	11,4	73,7
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	5,83	Fließgewässer B	psammophil	5,4	2,6	26,3
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	6,67	diadrom 1	marin	3,6	3,2	63,2
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	7,58	indifferent	phyto-lithophil	1,4	1,0	36,8
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	7,25	indifferent	phyto-lithophil	0,8	0,7	26,3
Hecht	<i>Esox lucius</i>	6,58	indifferent	phytophil	0,7	0,5	47,5
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	7,17	indifferent	phytophil	0,1	0,04	10,5
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	6,75	indifferent	phytophil	0,1	0,1	10,5
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	7,17	indifferent	phytophil	0,04	0,1	5,3
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	6,75	Neozoe-indiff	phyto-lithophil	0,1	0,1	10,5
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	6,75	Stillgewässer	phytophil	7,7	4,2	42,1
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	6,92	Stillgewässer	phytophil	1,9	1,1	63,2
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	6,92	Stillgewässer	phytophil	1,7	1,1	47,4

4.1.4 Bewertung nach WRRL

Unter Anwendung des im Rahmen des vorliegenden Berichtes erarbeiteten Bewertungsvorschlages für Marschengewässer des Typ 22.1, sind die Messstellen der Harle im Hinblick auf ihr ökologisches Potenzial als ‚moderat‘ zu bezeichnen (Tab. 15). Auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes konnte für diesen Typ folgende referenznahe Gemeinschaft abgeleitet werden (* in den Spalten Stetigkeit und Anteil = Arten in diesem Gewässertyp nicht aktuell nachgewiesen deren Vorkommen aber denkbar ist):

Typ '>10m' (N = 100)	Stetigkeit %	Anteil %	MW/ Ind. 100 m	Max/ Ind. 100 m
Rotauge	87	35,2	21,78	443
Güster	85	20,5	12,66	203
Brasse	93	14,8	9,18	143
Flussbarsch	86	11,5	7,1	84
Aal	72	3,2	2	28
Moderlieschen	22	2,9	1,76	74
Gründling	21	2,3	1,4	33
Kaulbarsch	42	1,9	1,16	29
Rotfeder	51	1,5	0,95	19
Aland	43	1,4	0,89	50
Zander	58	1	0,63	8
Hecht	62	0,9	0,54	6
Ukelei	17	0,8	0,47	25
Schleie	31	0,7	0,46	9
Dreist. Stichling	19	0,5	0,34	16
Flunder	5	0,4	0,27	24
Bitterling	2	0,13	0,08	8
Karpfen	3	0,03	0,02	1
Zwergstichling	5	0,03	0,02	1
Steinbeißer	1	0,001	0	0
Karausche	1	0,0004	0	0
Hasel*	5	0,02	0,01	1
Döbel*	2	0,06	0,04	4
Rapfen	4	0,01	0,01	0
Strandgrundel*	1	0,01	0	0
Giebel**	9	0,1	0,07	1
Lachs	*	*		
Meerforelle	*	*		
Schlammpeitzger	*	*		
Schmerle	*	*		

Tab. 15: Vorläufige Bewertung der Harlemessstellen auf der Grundlage der Qualitätskomponente Fischfauna. Grenze zum guten ökologischen Potenzial EQR >0,55.

2005	Harle 1	Harle 2	Harle 3
Qualitativ	Score	Score	Score
Metric 1-Auenarten	1	1	1
Metric 2-Stillgewässerarten	3	4	4
Metric 3- Indifferente Arten+	4	4	4
Quantitativ			
Metric 6-Auenarten	1	1	1
Metric 7-Stillgewässerarten	2	3	3
Metric 8- Indifferente Arten+	4	4	4
Alterstruktur			
Metric 11-Auenarten	1	1	1
Metric 12-Stillgewässerarten	3	3	5
Metric 13- Indifferente Arten+	5	5	5
Scores - Ist	24	26	28
Scores max	45	45	45
Scores min	9	9	9
EQR	0,42	0,47	0,53
Bewertung Potenzial	mod	mod	mod
Bewertung Zustand	unbefr	unbefr	unbefr

Die Gründe für die Bewertung ‚moderat‘ liegen zum einem im Fehlen der hier als Auenarten bezeichneten Fischarten. Von den stillgewässertypischen Arten wäre zumindest an 2 der Messstellen im Hinblick auf das Artenspektrum das gute Potenzial realisiert, gewichtet durch den Aspekt Häufigkeit zeigen sich aber auch für diese Gruppe Abweichungen von der Referenz. Defizite bei den Gilden Auenarten und Stillgewässertypische signalisieren ein gewisses strukturelles Defizit (Vegetation, Flachwasserzonen, ggf. Sedimentstrukturen).

Im Gegensatz zu den beiden zuvor genannten Messgrößen zeigen die Indifferenten mit >8 vorkommenden Arten in z.T. höherer Individuendichte eine vergleichsweise geringe Abweichung von der Referenz. An dieser Stelle ist noch darauf hinzuweisen, dass der weitaus größte Anteil der Individuen durch Juvenile der Altersklasse 0+ ausgemacht wurde, die teilweise in Schwärmen in entsprechend hoher Individuendichte auftraten.

4.2 Käseburger Sieltief (Subtyp Großes [vegetationsarmes] MG)

4.2.1 Gewässerstruktur und Unterhaltung

Das Käseburger Sieltief zählt mit eine Breite von deutlich >10 m zur Kategorie der größeren Marschengewässern. Die Wassertiefe betrug 1 – 2 m. Aufgrund der sehr hohen Trübung betrug die Sichttiefe nur ca. 20 cm.

Die Linienführung ist überwiegend gestreckt, wobei die Ufer überwiegend unbefestigt sind, im Bereich von Bauwerken sind sie durch Steinschüttungen befestigt. Die Uferbereiche sind i.d.R. durch Kraut- bzw. Hochstaudenfluren geprägt.



Abb. 16: Käseburger Sieltief Befischungsstrecke 109-1, September 2005.

In Hinblick auf die Strukturgüte ist das Käseburger Sieltief wie im Bereich der Messstelle 109-1 (s. Abb. 11) auch insgesamt in die Kategorie 5 (stark verändert) sowie 6 (sehr stark verändert) eingeordnet. Ein kurzer Abschnitt (km 14) wurde im Hinblick auf die Strukturgüte als ‚vollständig verändert‘ (SK 7) eingestuft (NLWKN-Brake, schriftl.).

Der Abfluss des Käseburger Sieltiefs wird durch ein Sielbauwerk geregelt. Je nach Entwässerungsanforderungen erfolgt der Betrieb des Bauwerkes entweder durch freien Sielzug oder durch zusätzlichen Schöpfbetrieb. Im Frühsommer bzw. Sommer reicht normalerweise die Entwässerung über das Siel aus. Bei stärkeren Niederschlägen und im Winter wird zusätzlich das Schöpfwerk genutzt. In den Phasen mit freiem Sielzug sind Ortswechsel für Fische und andere aquatische Organismen in einem tidebedingt begrenzten Zeitfenster (Tore sind ca. 2 – 3 Stunden je Tide geöffnet) möglich. In niederschlagsarmen Phasen ist es auch möglich, dass weder gesielt noch geschöpft wird. Während der Sielphasen sind vermutlich auch höhere Fließgeschwindigkeiten zu erwarten. In der Regel handelt es sich um ein nur schwach und nur temporär strömendes Gewässer. Im Herbst 2005 wurde zum Zeitpunkt der Befischungen keine Strömung verzeichnet. Die Gewässersohle war durch feinkörnige Sedimente (Schluff) geprägt.

Das Käseburger Sieltief wird aufgrund der spärlichen Makrophytenentwicklung nur in größeren zeitlichen Abständen unterhalten. Ende September 2005 waren an keiner der befischten Abschnitte submerse Makrophyten vorhanden.

4.2.2 Wasserqualität

Zur Wasserqualität liegen Daten vom NLWKN Brake und einige weitere Messwerte vor, die im Rahmen der aktuellen fischfaunistischen Untersuchung im Herbst 2005 erhoben wurden.

Die Wassertemperatur schwankt saisonal bedingt und liegt in den Wintermonaten minimal um <1 °C. In den Sommermonaten liegen die Höchsttemperaturen sehr wahrscheinlich >20 °C (hierzu liegen uns keine Angaben vor). Im Oktober 2005 wurde noch eine Wassertemperatur von >13 °C ermittelt. Die Leitfähigkeiten lagen im Zeitraum Herbst 2005 - Frühjahr 2006 mit Werten um ca. 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im unauffälligen Bereich (Abb. 17).

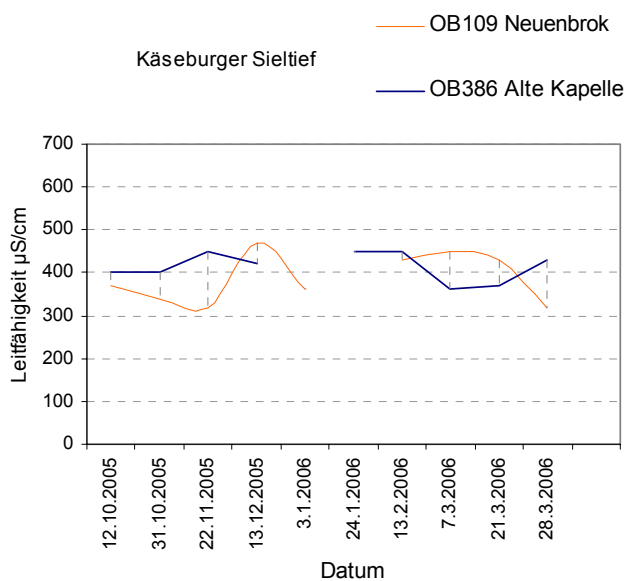


Abb. 17: Saisonale Entwicklung der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) an zwei Messstellen des Käseburger Sieltiefs von Oktober 2005 bis März 2006. Nach Daten des NLWKN Brake.

Der Parameter Sauerstoff zeigt, dass das Käseburger Sieltief noch im Herbst 2005 durch ausgeprägte Defizite gekennzeichnet war (Abb. 18). So unterschritten die Sättigungswerte sowohl an der Messstelle OB109 (Befischungsmessstelle 109) sowie an OB386 (Befischungsmessstelle 386) die Marke von 30% vergleichsweise deutlich. In diesem Zusammenhang ist zu vermuten, dass v.a. auch im Sommer solche pessimalen Situationen auftreten. Eine Beeinträchtigung der örtlichen Fischfauna ist in solchen Phasen wahrscheinlich. Fische werden die entsprechenden Bereiche verlassen; bei länger andauernden Defizite kann es zu einer erhöhten Fischmortalität kommen.

Im Hinblick auf die Nährstoffbelastung (Ammonium, Nitrat, o-Phosphat) weisen die Messwerte für das Käseburger Sieltief im Herbst 2005 wenigstens eine ‚starke Belastung‘ aus (NLWKN-BRAKE schriftl.).

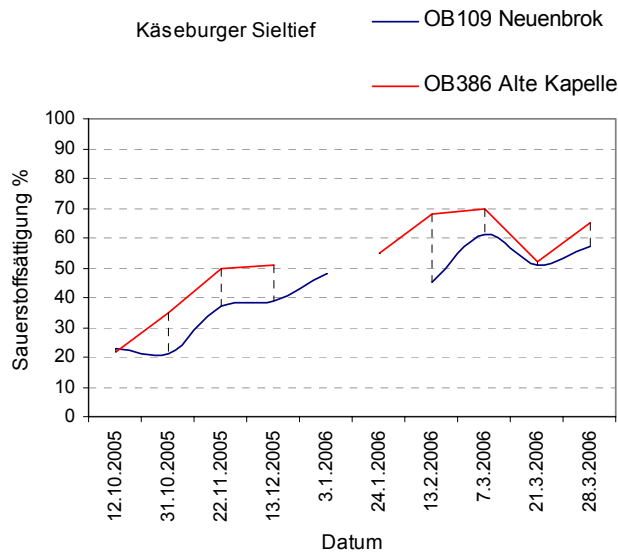


Abb. 18: Saisonale Entwicklung der Sauerstoffsättigung (%) an zwei Messstellen Käseburger Sieltiefs von Oktober 2005 bis März 2006. Nach Daten des NLWKN Brake.

4.2.3 Fischfauna (Herbst 2005)

Im Herbst 2005 wurde im Bereich der vom NLWKN Brake festgelegten Messstellen entsprechend den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie eine Befischung (vgl. LAVES, DIN-Entwurf EN 14011) durchgeführt. Im Bereich der Messstellen sind etwa 1,5 km stromauf bzw. etwa 1,5 km stromab jeweils insgesamt 4 bzw. 5 Gewässerabschnitte zwischen 100 – 250 m elektrisch befischt worden. Diesbezügliche Details sind dem Anhang 1 zu entnehmen.

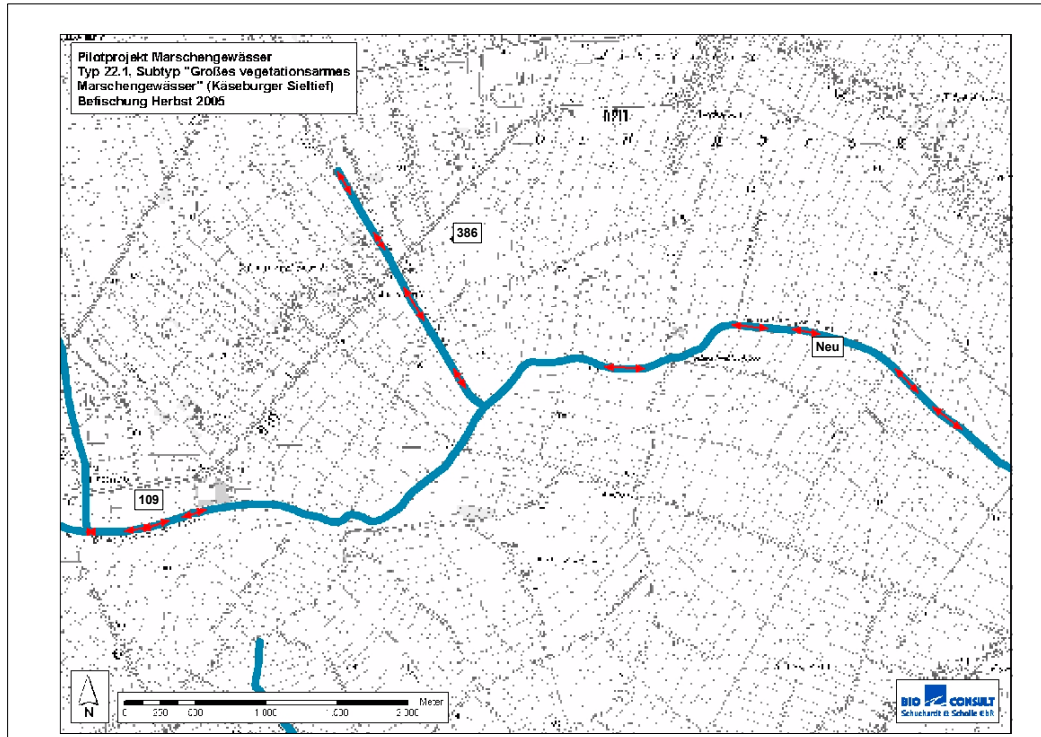


Abb. 19: Lage der Messstellen (109, ‚Neu‘, 386) ‚Fischfauna‘ im Käseburger Sieltief.

Insgesamt sind 15 Fischarten im Rahmen der im September an drei Messstellen durchgeführten Befischungen im Käseburger Sieltief nachgewiesen worden. Die messstellenbezogenen Artenzahlen lagen zwischen 11 (KST 109) und 13 Arten (KST 386, s. Abb. 19).

Die Fischartengemeinschaft setzte sich dabei nahezu ausschließlich aus indifferenten und weitverbreiteten Arten zusammen. Die zu den Karpfenartigen zählende Plötze (*Rutilus rutilus*) und Brasse (*Abramis brama*) waren die mit Abstand häufigsten Arten. Mit einem Anteil von 46,5% bzw. 28,5% waren sie zum Zeitpunkt der Befischungen eudominant, wobei es sich bei >90% der erfassten Karpfenartigen um juvenile Tiere von <10 cm Größe handelte. Ältere bzw. größere Exemplare waren dagegen in nur geringer Anzahl vertreten. Neben den beiden eudominanten Arten waren mit Güster (*Blicca bjoerkna*) und Aland (*Leuciscus idus*) nur noch zwei weitere Karpfenartige recht häufig. Ihre Dominanzanteile betragen am Gesamtfang aller Messstellen 8,6% (dominant) und 7,7% (dominant). Alle übrigen Arten, zu denen auch Aal (*Anguilla anguilla*), Gründling (*Gobio gobio*), Hecht (*Esox lucius*) und Zander (*Sander lucioperca*) gehörten, waren dagegen mit nur geringer Individuenzahl vertreten und als rezedent (1-3%) oder subrezedent (<1%) zu klassifizieren.

Lediglich der Flussbarsch war mit 3,1% noch etwas häufiger. Neben den o.g. indifferenten Arten wurden auch zwei Vertreter der stillgewässertypischen Arten erfasst. Die Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) sowie die Schleie (*Tinca tinca*) waren im Hinblick auf ihre Individuendichte jedoch nur von untergeordneter Bedeutung. Allerdings trat die Rotfeder in

vergleichsweise hoher Stetigkeit auf, mit einem Wert von 46 % war sie an jeder zweiten Befischungsstrecke präsent (Tab. 16).

Tab. 16: Fischgemeinschaft und Häufigkeit der Arten im Käseburger Sieltief (September 2005). FRI = Fischreignisindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. MW = Mittelwert, ermittelt aus den 13 Befischungsstrecken der insgesamt 3 Messstellen.

Name	Name	FRI	Gilde	Reproduktion	MW Ind./100m	Anteil %	Stetigkeit %
Rotaue	<i>Rutilus rutilus</i>	6,83	indifferent	phyto-lithophil	30,9	46,5	61,5
Brasse	<i>Perca fluviatilis</i>	6,92	indifferent	phyto-lithophil	18,9	28,5	92,3
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	7,00	indifferent	phytophil	5,7	8,6	84,6
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	6,83	Fließgewässer B	phyto-lithophil	5,1	7,7	53,8
Flussbarsch	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	7,17	indifferent	phytophil	2,1	3,1	61,5
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	7,58	indifferent	phyto-lithophil	1,1	1,6	61,5
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	7,25	indifferent	phyto-lithophil	0,6	0,9	46,2
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	5,83	Fließgewässer B	psammophil	0,3	0,5	23,1
Hecht	<i>Esox lucius</i>	6,58	indifferent	phytophil	0,2	0,3	30,8
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	6,75	Fließgewässer A	lithophil	0,1	0,2	15,4
Dreist-Stichling	<i>Abramis brama</i>	7,00	indifferent	phyto-lithophil	0,1	0,1	15,4
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	6,67	diadrom 1	marin	0,1	0,1	7,7
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	6,92	Stillgewässer	phytophil	0,5	0,7	46,2
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	6,92	Stillgewässer	phytophil	0,5	0,7	23,1
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	6,75	Neozoe-indiff	phyto-lithophil	0,4	0,5	46,2

4.2.4 Bewertung nach WRRL

Auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes konnte für diesen Typ die obenstehende (vorläufige) referenznahe Gemeinschaft abgeleitet werden (* in den Spalten Stetigkeit und Anteil = Arten in diesem Gewässertyp nicht aktuell nachgewiesen deren Vorkommen aber denkbar ist).

Typ '>10m' (N = 100)	Stetigkeit %	Anteil %	MW/ Ind. 100 m	Max/ Ind. 100 m
Rotaue	87	35,2	21,78	443
Güster	85	20,5	12,66	203
Brasse	93	14,8	9,18	143
Flussbarsch	86	11,5	7,1	84
Aal	72	3,2	2	28
Moderlieschen	22	2,9	1,76	74
Gründling	21	2,3	1,4	33
Kaulbarsch	42	1,9	1,16	29
Rotfeder	51	1,5	0,95	19
Aland	43	1,4	0,89	50
Zander	58	1	0,63	8
Hecht	62	0,9	0,54	6
Ukelei	17	0,8	0,47	25
Schleie	31	0,7	0,46	9
Dreist. Stichling	19	0,5	0,34	16
Flunder	5	0,4	0,27	24
Bitterling	2	0,13	0,08	8
Karpfen	3	0,03	0,02	1
Zwergstichling	5	0,03	0,02	1
Steinbeißer	1	0,001	0	0
Karausche	1	0,0004	0	0
Hasel*	5	0,02	0,01	1
Döbel*	2	0,06	0,04	4
Rapfen	4	0,01	0,01	0
Strandgrundel*	1	0,01	0	0
Giebel**	9	0,1	0,07	1
Lachs	*	*		
Meerforelle	*	*		
Schlammpeitzger	*	*		
Schmerle	*	*		

Unter Anwendung des im Rahmen des vorliegenden Berichtes erarbeiteten Bewertungsvorschlages für Marschengewässer des Typ 22.1 sind die Messstellen des Käseburger Sieltiefs im Hinblick auf ihr ökologisches Potenzial als moderat zu bezeichnen (Tab. 17).

Die Gründe für die Bewertung ‚moderat‘ bzw. unbefriedigend liegen v.a. im Fehlen der hier als Auenarten bezeichneten Fischarten. Dies gilt etwas eingeschränkter auch für die Stillgewässertypischen Arten. An zwei der Messstellen war nur jeweils eine Art dieser Gilde in geringer Anzahl vertreten. Höher bewertet wurde lediglich die Präsenz der indifferenten Arten, allerdings waren auch diese im Vergleich mit Ausnahme der Messstellen KSF 109 zur Referenzhäufigkeit überwiegend unterrepräsentiert. Aus diesem Grund erreichen die Messstellen KSF-neu sowie KSF nach der hier vorgeschlagenen Bewertungsmethodik vorläufig nur den Status ‚unbefriedigendes ökologisches Potenzial‘.

Defizite bei den Gilden Auenarten und Stillgewässertypische signalisieren ein strukturelles Defizit (Vegetation, Flachwasserzonen, ggf. Sedimentstrukturen). Die zum Zeitpunkt der Befischung pessimalen Sauerstoffbedingungen könnten ebenfalls zum Bewertungsergebnis beigetragen haben.

Tab. 17: Vorläufige Bewertung der Messstellen des Käseburger Sieltiefs auf der Grundlage der Qualitätskomponente Fischfauna. Grenze zum guten ökologischen Potenzial EQR >0,55.

2005	KSF-109	KSF-neu	KSF-386
Qualitativ	Score	Score	Score
Metric 1-Auenarten	1	1	1
Metric 2-Stillgewässerarten	2	2	3
Metric 3- Indifferente Arten+	4	4	4
Quantitativ			
Metric 6-Auenarten	1	1	1
Metric 7-Stillgewässerarten	2	2	2
Metric 8- Indifferente Arten+	3	2	2
Alterstruktur			
Metric 11-Auenarten	1	1	1
Metric 12-Stillgewässerarten	3	1	1
Metric 13- Indifferente Arten	5	3	3
Scores - Ist	22	17	18
Scores max	45	45	45
Scores min	9	9	9
EQR	0,36	0,22	0,25
Bewertung Potenzial	mod	unbefr	unbefr
Bewertung Zustand	unbefr	schlecht	schlecht

4.3 Hackemühlener Bach/Basbecker Schleusenfleth (Subtyp Kleines - mittleres MG strömungsgeprägt mit Geesteinfluss)

4.3.1 Gewässerstruktur und Unterhaltung

Beim Hackemühlener Bach (HMB) handelt es sich abschnittsweise um ein eher kleines Gewässer mit einer Breite <5 m (Abb. 20) bis 10 m und einer Tiefe von 0,3 m bis örtlich maximal 1 m. Damit gehört er zur Kategorie der kleineren bzw. mittelgroßen Marschengewässer. Im oberen Abschnitt wies der Hackemühlener Bach eine vergleichsweise geringe Trübung auf, so dass die Sichttiefe >50 cm betrug. Nach einem gewundenem Verlauf geht er in in das Basbecker Schleusenfleth (mittlere MG) über. Aufgrund des am Ende des Gewässerzuges befindlichen Schöpfwerkes unterliegt der HMB keinem Tideeinfluss (s.u.).

Der HMB ist insgesamt gering oder mäßig stark verbaut bei fast ausschließlicher Grünlandnutzung der Aue. Die Abschnitte entsprechen den Strukturgüteklassen 4 (deutlich verändert) oder 5 (stark verändert). Ein Abschnitt im Oberlauf, der allerdings nicht zum Marschengewässertyp 22.1 gehört, ist wegen des gewässerbegleitenden Gehölzsaums in Klasse 3 (mäßig verändert) einzustufen. Auch im Mittel- bzw. im Unterlauf vor der Einmündung in das Basbecker Schleusenfleth weist der HMB durch die vorhandene Strömung noch mehr oder weniger deutliche Fließgewässercharakteristika auf (vgl. Abb. 20).



Abb. 20: Hackemühlener Bach, Befischungsstrecke 1 oberer/mittlerer Abschnitt. Blick in Richtung stromauf (20.9.05).

Das Basbecker Schleusenfleth (BSF), das um 1 m tief und >10 m breit ist, ist ein gering bis mäßig stark verbautes, über ein Schöpfwerk entwässerndes Fleth; Tideeinfluss besteht daher nicht. Ortswechsellmöglichkeiten für aquatische Organismen aus der Oste in das Basbecker

Schleusenfleth bzw. in den Hackemühlener Bach oder umgekehrt sind aufgrund des ausschließlichen Schöpfbetriebes nicht gegeben. Die Auenutzung erfolgt überwiegend als Grünland, z.T. aber auch als Mischnutzung (Acker/Bebauung). Die gewässerstrukturelle Güte ist eher schlecht bis mäßig und erreicht im Unterlauf die Klasse 5 (stark verändert, vgl. Abb. 21), der obere Abschnitt wird mit der Klasse 4 (deutlich verändert) etwas besser bewertet.



Abb. 21: Basbecker Schleusenfleth, Befischungsstrecke 4 unterer Abschnitt (20.9.05)

Die Gewässersohle wurde an allen befischten Strecken (HMB, BSF) von feinkörnigen Material (Schluff) dominiert, örtlich war auch Faulschlamm vorhanden.

Der Makrophytenbewuchs war zum Zeitpunkt der Befischung insgesamt nur mäßig; im unteren Bereich wurden keine Makrophyten registriert. Im oberen Befischungsabschnitt waren dagegen einige submerse Pflanzenpolster (Wasserstern) vorhanden (s. Abb. 20). Im Sommer scheint das Gewässer zumindest örtlich auch pflanzenreicher zu sein (s. IBL, Teilbereich ‚Makrophyten‘). Am Basbecker Schleusenfleth werden die Böschungen jedes Jahr gemäht. Im Gewässerquerschnitt kommt bei Bedarf, d.h. bei sehr starker Makrophytenentwicklung, ein Mähboot zum Einsatz. Dies ist in den letzten Jahren aber nicht mehr vorgekommen. Eine Sohlräumung/Entschlammung findet nur in großen Zeitabständen statt (in den letzten Jahren nicht). Im Hackemühlener Bach selbst findet im jedem Jahr eine Räumung mit dem Mähkorb statt.

4.3.2 Wasserqualität

Zur Wasserqualität liegen monatliche Daten aus 2005/2006 vom NLWKN Stade und einige weitere Messwerte vor, die im Rahmen der aktuellen fischfaunistischen Untersuchung im Herbst 2005 erhoben wurden. Die Wassertemperatur schwankt saisonal und lag im Winter 2005/06 minimal um $<1\text{ }^{\circ}\text{C}$, während in den Sommermonaten (2005) die Höchsttemperaturen 20°C nicht überstiegen. Das Gewässer ist damit zwar nicht als sommerkühl zu bezeichnen, erreichte aber im Vergleich nicht die z.T. hohen Wassertemperaturen von deutlich $>20\text{ }^{\circ}\text{C}$ anderer Marschengewässer kleinerer bzw. mittlerer Größe. Dies ist u.U. auf die vorhandene Strömung zurückzuführen (s.o.). Die Leitfähigkeiten waren unauffällig und schwankten im Jahresverlauf zwischen $320\text{ }\mu\text{S}$ und $540\text{ }\mu\text{S}$ (Abb. 22).

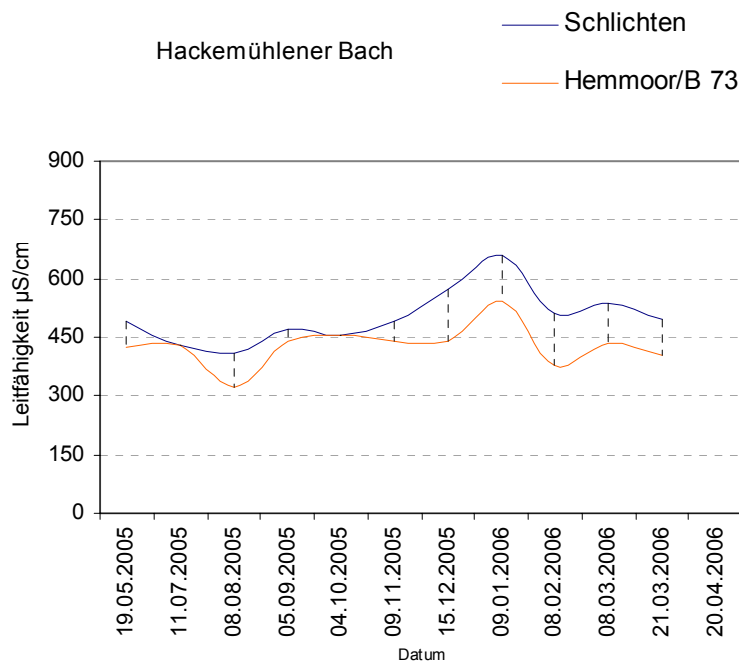


Abb. 22: Saisonale Entwicklung der Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) an verschiedenen Messstellen im Hackemühlener Bach. Nach Daten des NLWKN Stade.

Auch im Hinblick auf die Sauerstoffverhältnisse traten in 2005 keine für Fische besonderen Stresssituationen auf. Die Sättigungswerte lagen in 2005 auch im Sommer überwiegend um 70-80%, lediglich im August waren die Werte mit 45% geringer (Abb. 23), aber auch zu diesem Zeitpunkt nicht als besonders problematisch einzustufen.

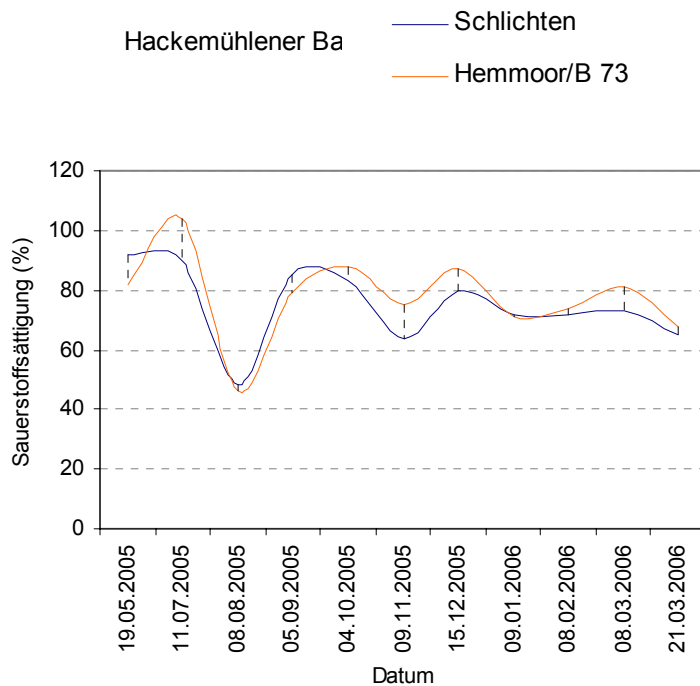


Abb. 23: Saisonale Entwicklung der Sauerstoffsättigung (%) an verschiedenen Messstellen im Hackemühlener Bach. Nach Daten des NLWKN Stade.

4.3.3 Fischfauna (Herbst 2005)

Im Herbst 2005 erfolgte im Bereich der vom NLWKN Stade festgelegten Messstelle (B73) eine den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie entsprechende Befischung (vgl. LA-VES, DIN-Entwurf EN 14011). Im Bereich dieser Messstelle wurden etwa 1 km stromauf bzw. etwa 2 km stromab insgesamt 4 Gewässerabschnitte zwischen 100 – 150 m elektrisch befischt. Diesbezügliche Details sind dem Anhang 1 zu entnehmen.

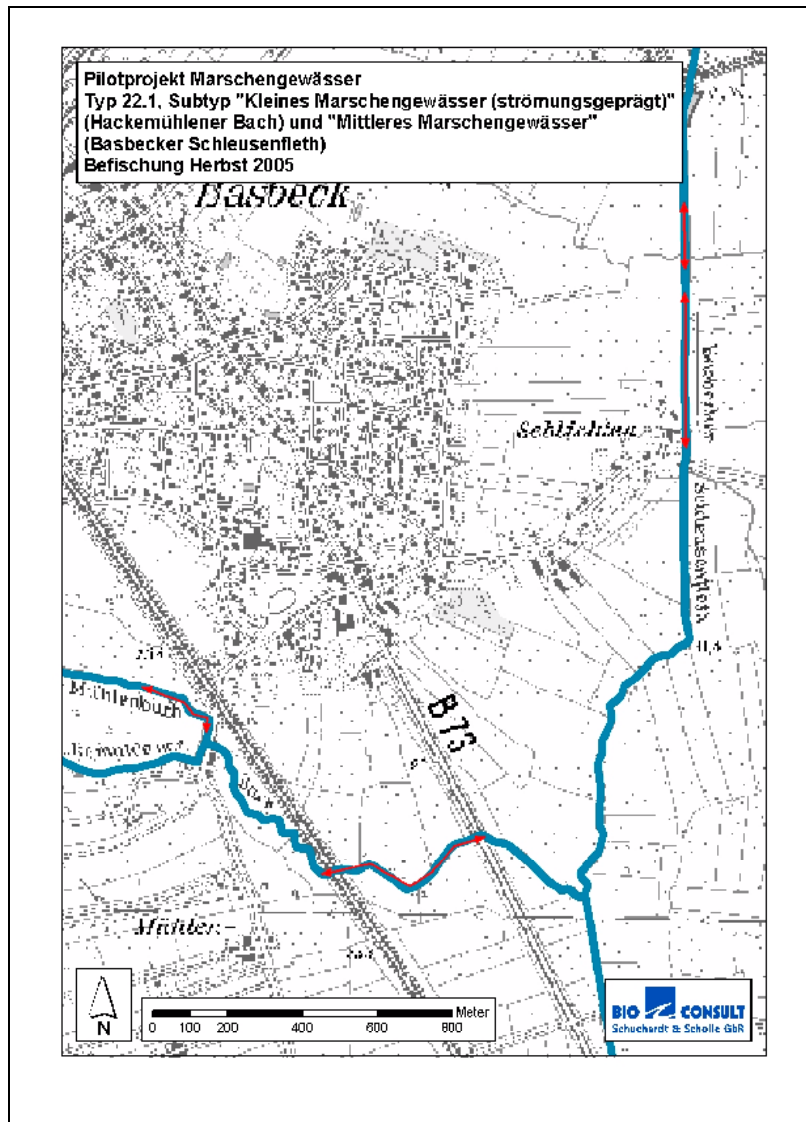


Abb. 24: Lage der Befischungstrecken im Hackemühlener Bach/Basbecker Schleusenfleth.

Mit 12 Fischarten konnte eine eher mäßig artenreiche und mit wenigen Ausnahmen auch eine mäßig individuenreiche Fischgemeinschaft festgestellt werden. Sie wurde sehr deutlich von Gründlingen (*Gobio gobio*) dominiert. Der zu den Karpfenartigen gehörende Gründling war mit durchschnittlich 47 Ind./100m vertreten und erreichte im Mittel einen Dominanzanteil von 71% (eudominant). Die Art ist allgemein weit verbreitet und wird zwar als Fließgewässerart eingestuft, weist aber diesbezüglich eine ausgeprägte ökologische Plastizität auf. Neben dem Gründling gehörten noch Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) zu den häufigeren Arten. Sie waren mit 3 - 10% relativem Individuenanteil dominant oder subdominant. Alle anderen Arten wie Aal (*Anguilla anguilla*), Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*) und Dreistachliger Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) kamen in nur geringer Individuenzahl vor und gehörten zu den rezendenden (1-3%) bzw. subrezendenden (<1%) Arten. Mit der Hasel (0,9%) war, neben ganz überwiegend indifferenten Arten, auch eine ausgesprochen fließgewässertypische Art im Artenspektrum vertreten.

Tab. 18: Fischgemeinschaft und Häufigkeit der Arten im Hackemühlener Bach (September 2005). FRI = Fischregionsindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. MW = Mittelwert, ermittelt aus den 4 Befischungstrecken.

Name	Name	FRI	Gilde	Reproduktion	MW Ind./100m	Anteil %	Stetigkeit %
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	5,83	Fließgewässer B	psammophil	46,9	67,9	100
Rotauge, Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	6,83	indifferent	phyto-lithophil	5,8	8,3	50
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	7,17	indifferent	phytophil	3,5	5,1	50
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	6,67	indiff. diadrom 1	marin	2,4	3,5	75
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	6,92	indifferent	phyto-lithophil	0,8	1,2	25
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	7,17	indifferent	phytophil	0,8	1,1	25
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	5,75	Fließgewässer A	lithophil	0,7	1,0	75
Hecht	<i>Esox lucius</i>	6,58	indifferent	phytophil	0,5	0,7	50
Aland, Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	6,83	Fließgewässer B	phyto-lithophil	0,3	0,4	25
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	7,00	indifferent	phytophil	0,3	0,4	25
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	6,75	Stillgewässer	phytophil	6,8	9,8	50
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	6,92	Stillgewässer	phytophil	0,5	0,7	25

Insgesamt wurde das Artenspektrum von Arten dominiert, die im Hinblick auf ihre Habitatansprüche indifferent sind. Neben diesen Arten traten mit Moderlieschen und Rotfeder zwei Arten der limnophilen Gilde (stillgewässertypisch) auf. Die Zusammensetzung zeigt den intermediären Charakter des betrachteten Gewässerabschnitts. Die Eudominanz des Gründlings, einer mehr oder weniger fließgewässertypischen Art, zeigt den noch bachähnlichen Charakter des Hackemühlener Baches im oberen Bereich der Messstelle, während im Unterlauf (Basbecker Kanal) die indifferenten Arten dominierten bzw. auch das Moderlieschen in größerer Zahl erfasst wurde. Mit Ausnahme des Gründlings und des Aals können alle Arten zur Gilde der phytophilen Laicher gezählt werden. Der berechnete Fischregionsindex weist den Abschnitt als ‚oberes Potamal-Barbenregion‘ (FRI = 6,1 gewichtet durch Häufigkeit) bzw. als ‚mittleres Potamal-Brassenregion‘ (FRI = 6,73 ungewichtet) aus.

Typ <5m (N = 69)	Stetigkeit %	Anteil %	MW/ Ind. 100 m	Max/ Ind. 100 m
Rotaue	46,4	24,7	24,84	1030
Gründling	39,1	16,1	16,19	500
Brasse	29,0	12,9	13,00	400
Bitterling	20,3	11,7	11,72	246
Zwergstichling	33,3	11,6	11,62	236
Flussbarsch	37,7	5,5	5,54	140
Dreist. Stichling	27,5	4,6	4,65	148
Schleie	59	3	3,18	24
Güster	13,0	2,4	2,40	40
Hecht	47,8	1,5	1,50	20
Steinbeißer	21,7	1,5	1,46	32
Rotfeder	15,9	1,2	1,23	44
Aal	30,4	0,7	0,72	9
Moderlieschen	5,8	0,4	0,45	16
Karausche	7,2	0,4	0,43	20
Aland	13,0	0,4	0,42	16
Kaulbarsch	13,0	0,3	0,29	5
Zander	5,8	0,2	0,25	6
Ukelei	1,4	0,2	0,20	14
Schlammpeitzger	4,3	0,1	0,10	4
Hasel*	4,3	0,1	0,08	3
Meerforelle*	5,8	0,020	0,02	1
Lachs*	1,4	0,004	0,004	0
Schmerle	*	*	0,00	0
Döbel*	*	*	0,00	0
Giebel**	4,3	0,3	0,32	14

Auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes konnte für diesen Typ obenstehende (vorläufige) referenznahe Gemeinschaft abgeleitet werden (* in den Spalten Stetigkeit und Anteil = Arten in diesem Gewässertyp nicht aktuell nachgewiesen deren Vorkommen aber denkbar ist):

4.3.4 Bewertung nach WRRL

Der Hackemühlener Bach ist aufgrund seiner hydrografischen und gewässerstrukturellen Bedingungen zu solchen Marschengewässern zu rechnen, die möglicherweise als eigener Subtyp (Marschengewässer strömungsgeprägt) abzugrenzen sind. Für solche Subtypen ist die definierte Referenz nicht uneingeschränkt geeignet, da sie derzeit die Fließgewässerkomponente nicht gesondert berücksichtigt.

Die vorgefundenen Fischartengemeinschaft zeigt eine gewisse Übereinstimmung mit dem Fließgewässertyp 14/1 (Rhithral/Potamal), so dass es auch denkbar ist, einen solchen Marschengewässertyp mittels des Fließgewässerverfahrens zu bewerten. Eine entsprechende Referenzgemeinschaft wurde von SCHAARSCHMIDT et al. (2005) für den Typ 14/1 definiert.

Im Folgenden wurde der Hackemühlener Bach sowohl mittels der für die Marschengewässer erarbeiteten Methodik als auch nach der für Fließgewässer (DUBLING et al. 2004, DIEKMANN et al. 2005) anzuwendenden Methode bewertet. Die jeweiligen Bewertungsergebnisse sind den Tab. 19 und Tab. 20 zu entnehmen.

Tab. 19: Vorläufige Bewertung der Messstellen des Hackemühlener Bachs auf der Grundlage der Qualitätskomponente Fischfauna. Grenze zum guten ökologischen Potenzial EQR >0,55.

2005	HMB
Qualitativ	Score
Metric 1-Auenarten	1
Metric 2-Stillgewässerarten	3
Metric 3- Indifferente Arten+	4
Quantitativ	
Metric 6-Auenarten	1
Metric 7-Stillgewässerarten	2
Metric 8- Indifferente Arten+	3
Alterstruktur	
Metric 11-Auenarten	1
Metric 12-Stillgewässerarten	1
Metric 13- Indifferente Arten+	3
Scores - Ist	19
Scores max	45
Scores min	9
EQR	0,28
Bewertung Potenzial	mod
Bewertung Zustand	unbefr

Tab. 20: Bewertung des Hackemühlener Bachs mittels FIBS „Referenz nach SCHAARSCHMIDT et al. 2005: Referenznahe Ichthyozönose Typ 14 (Rhithral/Potamal – Gründling, Hasel).

Bewertung (für Fließgew. mit ≥ 10 Ref.-Arten) /							
Test-Bewertung mit den 0+Anteilen aller Leitarten							
Referenz-Fischzönose:							
Anzahl i.d. Probenahme gepoolter Einzelbefischungen:				Befischungsmethode:			
Insgesamt (kumulativ) befischte Strecke in m:				Befischungsdesign:			
Qualitätsmerkmale und Parameter	Referen- z	nachge- wiesen	5	Kriterien für 3	1	Bewertungs- grundlage	Bewer- tung
(1) Arten- und Gildeninventar:							2,33
a) Typspezifische Arten (≥ 1 % Ref.-Anteil)							
Anzahl	17	8	100 %	< 100 % und ≤ 0,02	< 100 % und > 0,02	47,1 %	1
max. Referenz-Anteil aller nicht nachgewiesenen typspez. Arten	entfällt	0,054	entfällt			0,054	
b) Anzahl Begleitarten (< 1 % Ref.-Anteil)	5	3	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	60,0 %	5
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	1	0	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	0,0 %	1
e) Anzahl Habitatgilden ≥ 1 %	3	3	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Reproduktionsgilden ≥ 1 %	6	5	100 %	entfällt	< 100 %	83,3 %	1
g) Anzahl Trophiegilden ≥ 1 %	4	3	100 %	entfällt	< 100 %	75,0 %	1
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:							1,88
a) Abundanz der Leitarten (≥ 5 % Ref.-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Aal	0,180	0,039	↑	↑	↑	79,6 %	1
2. Bachneunauge	0,050	0,000	↑	↑	↑	100,0 %	1
3. Dreist. Stichling (Binnenform)	0,140	0,016	↑	↑	↑	88,5 %	1
4. Gründling	0,250	0,742	↓	↓	↓	196,8 %	1
5. Hasel	0,100	0,010	< 25 %	25 – 50 %	> 50 %	90,3 %	1
6. Rotaug, Plötze	0,050	0,074	↓	↓	↓	48,4 %	3
7. Schmerle	0,054	0,000	↓	↓	↓	100,0 %	1
8.							
9.							
10.							
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,070	0,074	< 0,140	#### – ####	> 0,210	0,074	5
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:							
Rheophile	0,512	0,755	< 6 %	6 – 18 %	> 18 %	47,3 %	1
Stagnophile	0,041	0,097	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	136,0 %	1
II) Reproduktionsgilden:							
Lithophile	0,182	0,010	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	94,7 %	1
Psammophile	0,304	0,742	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	144,1 %	1
Phytophile	0,231	0,132	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	42,8 %	3
III) Trophiegilden:							
Invertivore	0,334	0,742	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	121,9 %	1
Omnivore	0,384	0,213	unt. ## % o. < 6 %	## – ## % o. 6 – 18 %	üb. ## % o. > 18 %	-44,6 %	3
Piscivore:	0,007	0,006	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	7,8 %	5
(3) Altersstruktur:							2,43
0+Anteil der Leitarten (≥ 5 % Ref.-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Aal	> 0,300	0,000	↑	↑	↑	0,0 %	1
2. Bachneunauge	> 0,300	0,000	↑	↑	↑	0,0 %	1
3. Dreist. Stichling (Binnenform)	> 0,300	0,400	↑	↑	↑	40,0 %	5
4. Gründling	> 0,300	0,174	↑	↑	↑	17,4 %	3
5. Hasel	> 0,300	0,000	> 30 %	10 – 30 %	< 10 %	0,0 %	1
6. Rotaug, Plötze	> 0,300	0,435	↓	↓	↓	43,5 %	5
7. Schmerle	> 0,300	0,000	↓	↓	↓	0,0 %	1
8.							
9.							
10.							
(4) Migration:							1,00
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,072	1,000	> 1,054	#### – ####	< 1,036	1,000	1
(5) Fischregion:							5,00
Fischregions-Gesamtindex, FRI _{ges}	6,12	6,22	Abweichung: < 0,21	Abweichung: 0,21 – 0,42	Abweichung: > 0,42	0,10	5
(6) Dominante Arten:							1,00
a) Leitartenindex, LAI	1	0,286	1	≥ 0,7	< 0,7	0,286	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,832	< 0,50	0,50 – 0,65	> 0,65	0,832	1
Gesamtbewertung (Mittelwert aus [(1), (2), (3), Mittelwert aus (4), (5), (6)]):						2,24	
Ökologischer Zustand:						Mäßig	
Hinweis: Die Einstufung beruht auf einem Gesamtfang der unter dem Richtwert liegt!							

Beide Bewertungsansätze zeigen ein in ähnliches Ergebnis. Das Fließgewässerverfahren weist den mäßigen ökologischen Zustand, der Bewertungsvorschlag für Marschengewässer das mäßige ökologische Potenzial aus. Das Bewertungsergebnis des FIBS-Verfahrens weist v.a. auf Defizite der referenztypischen (14/1) fließgewässertypischen Komponente; die Defizite des Hackemühlener Baches bezogen auf das Ergebnis des MG-Verfahrens begründen sich v.a. durch die geringe Präsenz von Auen- und stillgewässertypischen Arten. Aufgrund des intermediären Charakters zwischen strömungsarmen bzw. stehenden Marschengewässer und Fließgewässer wäre für den Hackemühlener Bach bzw. für einen ggf. abzugrenzenden Subtyp ‚Marschengewässer –strömungsgeprägt‘ u.E. daher eine typeigene Referenz erforderlich.

4.4 Wischhafener Schleusenfleth (MG Typ 22.1, Subtyp_mittleres-großes MG)

4.4.1 Gewässerstruktur und Unterhaltung

Das Wischhafener Schleusenfleth (WHF) gehört im Untersuchungsbereich mit Breiten zwischen 5-10 m bzw. >10 m insgesamt eher zu den mittelgroßen, abschnittsweise auch zu den großen Marschengewässern. In den schmaleren Abschnitten ist das WSF etwa 0,5 - 1m tief; in den breiteren Abschnitten betrug die Wassertiefe um 1 – 2 m. Das Wischhafener Schleusenfleth war durch eine starke Trübung gekennzeichnet, die Sichttiefe lag bei nur ca. 30 cm. Die Linienführung ist gestreckt; die Ufer sind weitgehend unbefestigt sind (Abb. 25). Die Uferbereiche sind durch Kraut- und Hochstaudenfluren geprägt. Im Hinblick auf die Strukturgüte ist das Wischhafener Schleusenfleth insgesamt in die Kategorie 6 (sehr stark verändert) eingeordnet (NLWKN-Stade, schriftl.).



Abb. 25: Wischhafener Schleusenfleth, Befischungstrecke 1 (Dösemühle, 27.09.05).

Der Abfluss des Schleusenfleths wird durch ein Schöpfwerk geregelt. Je nach Entwässerungsanforderungen erfolgt der Betrieb des Schöpfwerkes entweder durch freien Sielzug oder auch durch zusätzlichen Schöpfbetrieb. In den Phasen mit freiem Sielzug sind Ortswechsel für Fische und andere aquatische Organismen möglich. Die Entwässerung über das Siel wird immer dann genutzt, wenn der Wasserstand in der Wischhafener Süderelbe so niedrig ist, dass im Freifluss das Wasser aus dem Schleusenfleth entweichen kann. Bei Ostwindwetterlagen ist dies z.B. bei jeder Tide möglich, bei leicht erhöhten Wasserständen (z.B. starke Westwinde) ist dies nicht bei jeder Tide möglich. Im Sommer reicht normalerweise die Entwässerung über das Siel aus. Bei stärkeren Niederschlägen und im Winter wird zusätzlich das Schöpfwerk genutzt. In der Regel handelt es sich wohl um ein überwiegend stehendes bzw. nur temporär strömendes Gewässer. Im Herbst 2005 wurde eine geringe Strömung verzeichnet. Die Gewässersohle war durch feinkörnige Sedimente (Schluff) und z.T. durch Faulschlamm geprägt.



Abb. 26: Wischhafener Schleusenfleth, Befischungsstrecke 3 (Wischhafen, 27.9.05).

Das WSF wird in bestimmten Abschnitten aufgrund starker Entwicklung submerser Makrophyten jährlich unterhalten. Im unteren Bereich (ab etwa Köckweg) ist eine Krautung dagegen nicht nötig, weil sich in dem Bereich dann bis zum Siel/Schöpfwerk offenbar keine dichte Makrophytenvegetation entwickelt. Dies entspricht etwa dem Bereich, in den bei Zuwässerung Wasser aus der Wischhafener Süderelbe vordringt. Zum Zeitpunkt der Befischung Ende September 2005 waren mit Ausnahme eines Abschnittes Makrophyten (s. Abb. 25) nur spärlich oder z.T. nicht mehr vorhanden.

4.4.2 Wasserqualität

Zur Wasserqualität liegen monatliche Daten aus 2005/2006 vom NLWKN Stade und einige weitere Messwerte vor, die im Rahmen der aktuellen fischfaunistischen Untersuchung im Herbst 2005 erhoben wurden.

Die Wassertemperatur schwankt saisonal und lag im Winter 2005/06 minimal um $<1\text{ }^{\circ}\text{C}$, während in den Sommermonaten (2005) die Höchsttemperaturen z.T. deutlich $>20^{\circ}\text{C}$ lagen. Im Bereich Köckweg wurde im Juli sogar eine Maximaltemperatur von $29\text{ }^{\circ}\text{C}$ ermittelt (s. NLWKN Stade, schriftl.).

Die Leitfähigkeiten waren recht hoch und variierten im Jahresverlauf zwischen $900\text{ }\mu\text{S}$ (Köckweg) und $2500\text{ }\mu\text{S}$ (Oederquart). Während der Befischungen wurden Werte um $1600\text{ }\mu\text{S/cm}$ ermittelt.

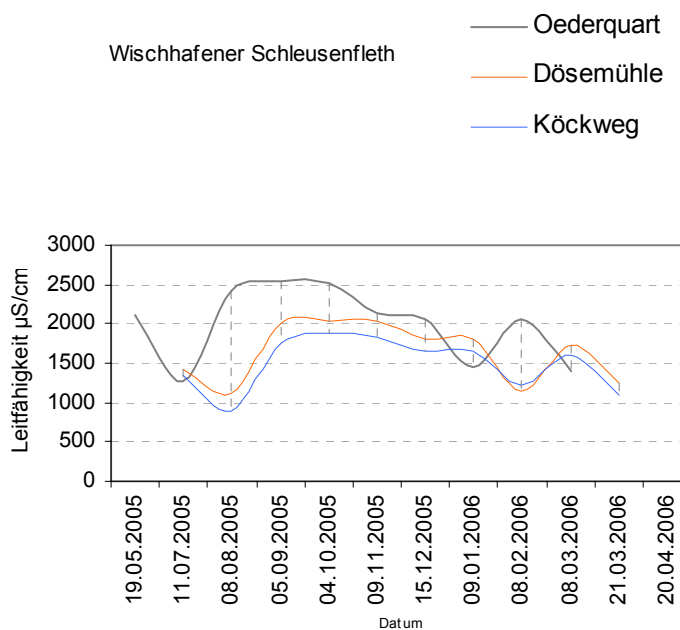


Abb. 27: Saisonale Entwicklung der Leitfähigkeit ($\mu\text{S/cm}$) an verschiedenen Messstellen im Wischhafener Schleusenfleth. Nach Daten des NLWKN Stade.

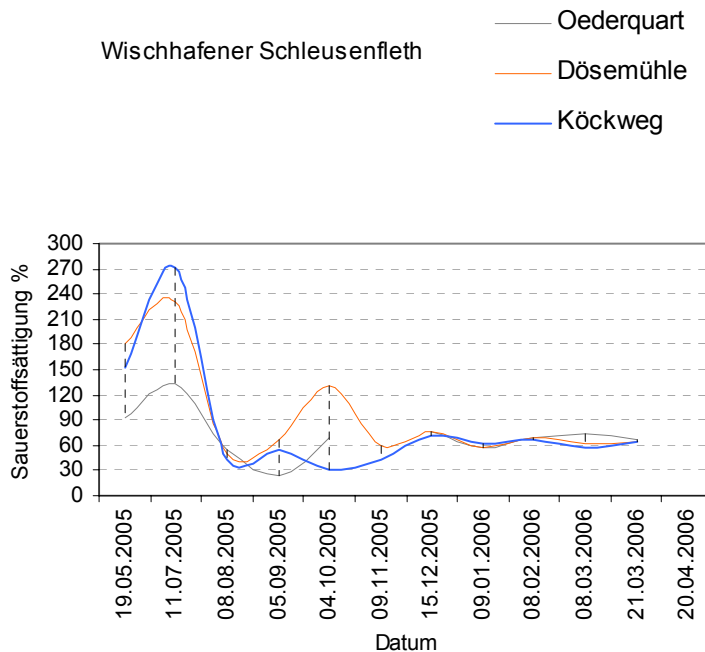


Abb. 28: Saisonale Entwicklung der Sauerstoffsättigung (%) an verschiedenen Messstellen im Wischhafener Schleusenfleth. Nach Daten des NLWKN Stade.

Die Sauerstoffsituation war in 2005 durch starke Schwankungen gekennzeichnet. So wurden örtlich neben ausgeprägten Defiziten (<30%) auch hohe Übersättigungen von bis zu 270% dokumentiert (s. NLWKN Stade, schriftl.). Sowohl länger anhaltende Defizite als auch deutliche Übersättigungen können zu Beeinträchtigungen der Fischfauna führen. Zum Zeitpunkt der Befischungen wurde keine auffälligen Sauerstoffwerte mehr verzeichnet.

4.4.3 Fischfauna (Herbst 2005)

Im Herbst 2005 wurde im Bereich der vom NLWKN Stade festgelegten Messstelle (Köckweg) eine entsprechend den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie ausgelegte Befischung (vgl. LAVES, DIN-Entwurf EN 14011) im Wischhafener Schleusenfleth durchgeführt. Im Bereich der Messstelle sind etwa 2 km stromauf (bis ca. Dösemühle) bzw. etwa 2 km stromab (bis etwa Wischhafen) insgesamt 4 Gewässerabschnitte zwischen 100 – 200 m (2 malig) elektrisch befischt worden. Diesbezügliche Details sind dem Anhang 1 zu entnehmen.

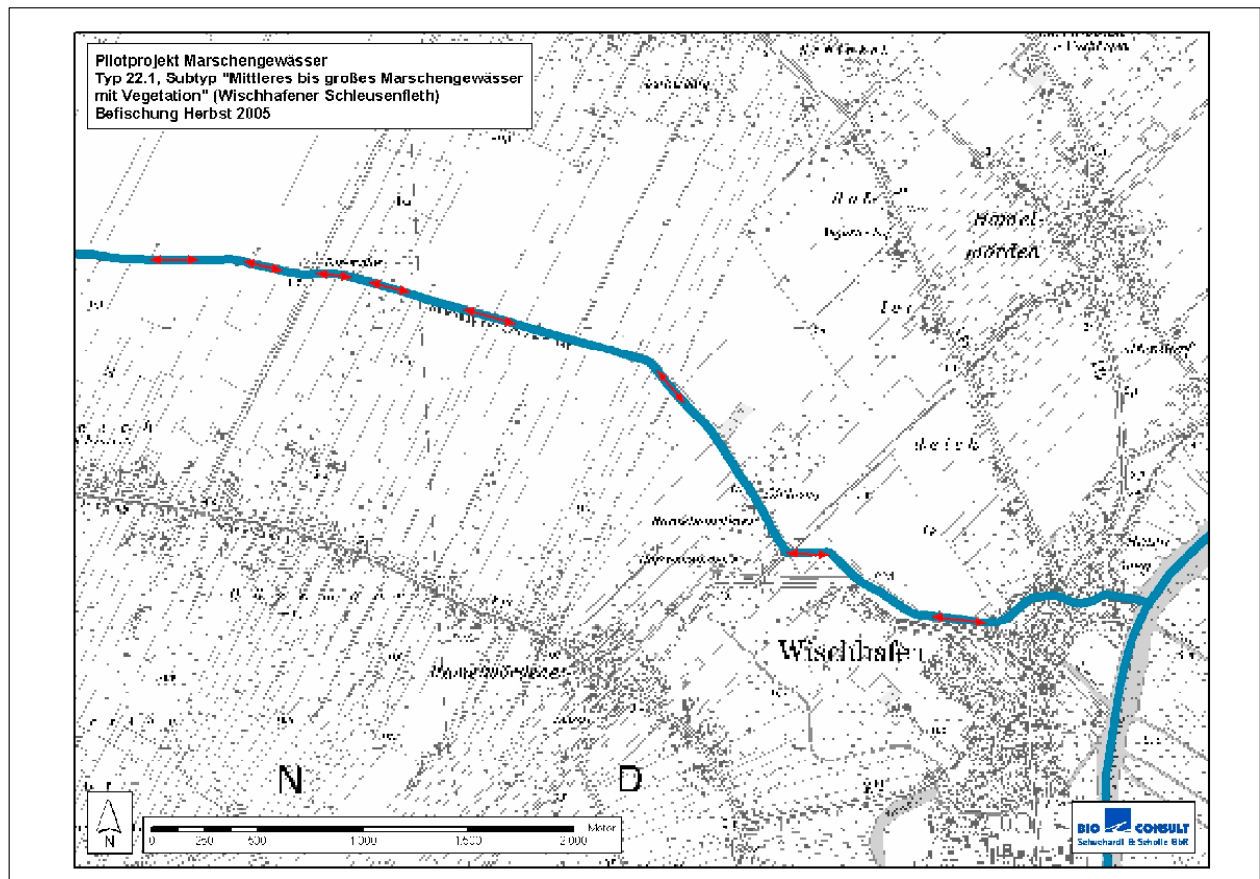


Abb. 29: Lage der Messstelle ‚Fischfauna‘ im Wischhafener Schleusenfleet.

Insgesamt ist mit 9 Taxa eine nur vergleichsweise geringe Anzahl an Fischarten festgestellt worden. Die Fischartengemeinschaft setzte sich dabei nahezu ausschließlich aus indifferenten und weitverbreiteten Arten zusammen.

Tab. 21: Fischgemeinschaft und Häufigkeit der Arten im Wischhafener Schleusenfleet (September 2005). FRI = Fischregionsindex. Psammophil = bevorzugt sandige Substrate, phytophil = bevorzugt submerse Vegetation, lithophil = bevorzugt Hartsubstrate, diadrom = Wanderarten. MW = Mittelwert, ermittelt aus den 4 Befischungsstrecken.

Name	Name	FRI	Gilde	Reproduktion	MW Ind./100m	Anteil %	Stetigkeit %
Rotauge, Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	6,83	indifferent	phyto-lithophil	41,5	16,1	100
Brachse, Blei	<i>Abramis brama</i>	7,00	indifferent	phyto-lithophil	84,4	31,1	100
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	7,17	indifferent	phytophil	0,2	0,1	25
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	6,67	indiff diadrom 1	marin	0,1	0,0	12,5
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	6,92	indifferent	phyto-lithophil	6,4	2,6	100
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	7,25	indifferent	phyto-lithophil	0,9	0,4	25
Hecht	<i>Esox lucius</i>	6,58	indifferent	phytophil	2,6	1,0	75
Aland, Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	6,83	Fließgewässer B	phyto-lithophil	4,7	1,8	100
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	7,00	indifferent	phytophil	31,0	10,9	62,5

Die zu den Karpfenartigen zählende Brasse (*Abramis brama*) war die mit Abstand häufigste Art; mit einem Anteil von 31% wurde sie als eudominant eingestuft. Dabei handelte es sich bei etwa 90% der erfassten Brassens um juvenile Tiere mit ca. 5 cm Größe. Ältere bzw. größere Exemplare waren in nur geringer Anzahl vertreten. Neben den Brassens waren mit Güster

(*Blicca bjoerkna*) sowie Rotaugen (*Rutilus rutilus*) noch zwei weitere Karpfenartige recht häufig. Beide Arten erreichten mit 11% bzw. 16% einen dominanten Status. Alle übrigen Arten wie Aland (*Leuciscus idus*), Aal (*Anguilla anguilla*), Hecht (*Esox lucius*) und Zander (*Sander lucioperca*) waren dagegen mit nur geringer Individuenzahl vertreten und als rezendent (1-3%) oder subrezendent (<1%) zu klassifizieren. Auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes konnte für diesen Typ folgende (vorläufige) referenznahe Gemeinschaft abgeleitet werden (* in den Spalten Stetigkeit und Anteil = Arten in diesem Gewässertyp nicht aktuell nachgewiesen deren Vorkommen aber denkbar ist) :

Typ '5-10m' (N = 54)	Stetigkeit %	Anteil %	MW/ Ind. 100 m	Max/ Ind. 100 m
Rofauge	87,0	28,8	17,90	125,0
Brasse	83,3	20,7	12,86	266,7
Flussbarsch	88,9	9,9	6,14	30,0
Güster	53,7	9,5	5,93	45,0
Moderlieschen	14,8	9,2	5,74	252,8
Bitterling	3,7	8,2	5,11	252,0
Gründling	29,6	2,9	1,79	60,0
Hecht	64,8	1,9	1,17	6,8
Kaulbarsch	37,0	1,6	1,02	13,8
Aland	46,3	1,2	0,77	10,0
Schleie	24,1	1,2	0,75	16,7
Zwergstichling	20,4	1,1	0,68	24,0
Aal	29,6	0,9	0,53	5,5
Zander	33,3	0,8	0,53	11,7
Steinbeißer	1,9	0,5	0,30	16,0
Ukelei	16,7	0,4	0,27	4,0
Rotfeder	31,5	0,4	0,26	3,0
Dreist. Stichling	16,7	0,2	0,10	3,0
Karusche	5,6	0,0	0,03	1,1
Schlammpeitzger	1,9	0,0	0,002	0,1
Rapfen*	3,7	0,0	0,03	0,8
Hasel*	1,9	0,0	0,02	1,0
Schmerle*	1,9	0,0	0,01	0,7
Strandgrundel*	1,9	0,2	0,15	8,0
Zope*	1,9	0,0	0,002	0,1
Giebel**	5,6	0,1	0,03	1,0

4.4.4 Bewertung nach WRRL

Das Wischhafener Schleusenfleth wurde an der Messstelle Dösemühler in kurzen zeitlichen Abständen zweimalig befischt, u.a. um gewisse Hinweise auf eine mögliche zeitliche und/oder fangmethodische Variabilität zu bekommen. Die erste Befischung erfolgte am 21.9.05 (Daten WSF) und die zweite Befischung (WSF a) wurde ca. 1 Woche (27.9.05) später im mehr oder weniger selben Gewässerabschnitt durchgeführt. Die Befischungsergebnisse beider Kampagnen zeigten unter Berücksichtigung der zu erwartenden Variabilität eine sowohl qualitativ als auch quantitativ hohe Übereinstimmung. Dabei wurden der Zwergstichling (nur 1. Befischung) sowie Aal und Dreistachligem Stichling (nur 2. Befischung) jeweils in nur einer Befischungskampagne erfasst.

Unter Anwendung des erarbeiteten Bewertungsvorschlages für Marschengewässer des Typs 22.1 ist die befischte Messstelle des Wischhafener Schleusenfleths im Hinblick auf das ökologische Potenzial zum Zeitpunkt beider Befischungen als unbefriedigend zu bezeichnen (Tab. 15). Werden beide Befischungskampagnen zu einem Datensatz zusammengefasst, verbessert sich das Bewertungsergebnis etwas. In diesem Fall erreicht die Messstelle des Wischhafener Schleusenfleth das ‚mäßige ökologische Potenzial‘.

Tab. 22: Vorläufige Bewertung der Messstellen des Wischhafener Schleusenfleths auf der Grundlage der Qualitätskomponente Fischfauna. Grenze zum guten ökologischen Potenzial EQR >0,55.

2005	WSF	WSF a	WSF - ges
Qualitativ	Score	Score	Score
Metric 1-Auenarten	1	1	1
Metric 2-Stillgewässerarten	1	1	1
Metric 3- Indifferente Arten+	3	4	4
Quantitativ			
Metric 6-Auenarten	1	1	1
Metric 7-Stillgewässerarten	1	1	1
Metric 8- Indifferente Arten+	5	5	5
Alterstruktur			
Metric 11-Auenarten	1	1	1
Metric 12-Stillgewässerarten	1	1	1
Metric 13- Indifferente Arten+	3	3	5
Scores - Ist	17	18	20
Scores max	45	45	45
Scores min	9	9	9
EQR	0,22	0,25	0,31
Bewertung Potenzial	unbefr	unbefr	mod
Bewertung Zustand	schlecht	schlecht	unbefr

Das Bewertungsergebnis ist auf qualitative und quantitative Defizite der Fischfauna zurückzuführen. Auen- und stillgewässertypische Arten konnten nicht nachgewiesen werden. Lediglich die Gilde der indifferenten Arten entspricht in etwa der Referenzgemeinschaft. Die hohe Übereinstimmung der indifferenten Arten (v.a. Häufigkeit indifferente Arten) ist dabei allerdings auf ein hohes Jungfischauftreten von Rotaugen und Brassen zurückzuführen. Folgt man in diesem Zusammenhang dem Vorgehen des LAVES für Fließgewässer, wären solche Jungfischschwärme nicht in die Bewertung einzubeziehen, so dass auch die Messgröße ‚Häufigkeit indifferente Arten‘ von der Referenz abweichen würde und der EQR-Wert nach unten korrigiert werden müsste.

Das unbefriedigende Ergebnis ist wohl z.T. auf die Beeinträchtigungen durch die zeitnah vor der Befischung durchgeführte Entkrautung und auf die sehr deutlichen sommerlichen Sauerstoffdefizite (s.o.) und ggf. auch auf strukturelle Defizite des Wischhafener Schleusenfleths zurückzuführen.

5. Fazit

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass sich auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes Marschengewässersubtypen v.a. im Hinblick auf ihre Größenkategorie ichtyozönotisch voneinander abgrenzen lassen, jedoch sind diese als ‚Grundtypen‘ bezeichneten Kategorien mit gewissen Ausnahmen (s.u.) ichtyozönotisch nicht so unterschiedlich ausgeprägt, als das für diese jeweils eine spezifische Referenz erforderlich wäre. Die ersten plausiblen Anwendungsergebnisse an den 4 im Rahmen dieser Arbeit untersuchten unterschiedlichen Gewässern (s.u.) unterstützen die Einschätzung, dass wohl ein Großteil der Marschengewässer des Typs 22.1 mittels des hier abgeleiteten Referenzmaßstabes bewertet werden kann. Dennoch bleibt zu prüfen, ob ggf. weitere Subtypen abzugrenzen sind, für die ein eigener Bewertungsmaßstab erforderlich wäre:

- **tideoffene Marschengewässer** des Typs 22.1, für diese Gewässer ist mit Sicherheit von einem gesondert zu bewertenden Subtyp auszugehen, der im Rahmen dieser Arbeit auf Grund der nicht ausreichenden Datenlage nicht einbezogen werden konnte. Ggf. sollte dieser mit dem Typen 22.2. (Flüsse der Marschen) zusammengefasst werden.
- **strömungsgeprägte Marschengewässer**. U.E. ist ein solcher Subtyp sehr wahrscheinlich auch ichtyozönotisch abzugrenzen. Hinweise hierauf liefern auch die aktuellen Ergebnisse aus dem Hackemühlener Bach (s.u.). Aufgrund des intermediären Charakter zwischen i.d.R. eher stehenden oder langsam strömenden Marschengewässern und Fließgewässern ist ein spezifischer Bewertungsmaßstab notwendig. Denkbar ist auch eine Bewertung dieses Typs mittels des Verfahrens für Fließgewässer (FIBS). Allerdings wäre auch in diesem Fall eine entsprechende Referenzgemeinschaft zu erstellen.
- **‚natürlicherweise‘ vegetationsarme bzw. vegetationsreiche Marschengewässer**. Eine Prüfung in wie weit sich bezogen auf den Faktor Makrophyten solche Subtypen tatsächlich unterscheiden lassen, war im Rahmen der vorliegenden Arbeit auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten nicht möglich. Der Faktor Vegetationsdichte, der eine Rolle im Hinblick auf die Fischgemeinschaften spielt, wird aber u.U. überlagert durch die Einflussgröße Unterhaltung. Vermutlich ist daher ein jeweils spezifischer Bewertungsmaß-

stab im Hinblick auf den Vegetationstyp bzw. die Vegetationsdichte nicht erforderlich. Dies bleibt aber noch zu abzusichern.

- **ausschließlich geschöpfte Marschengewässer.** V.a. für solche Gewässer, die topografisch so tief liegen, dass keine natürliche Vorflut besteht ist der Aspekt Durchgängigkeit bedeutsam. Mit dem vorliegenden Bewertungsverfahren ist dieser Punkt derzeit nicht oder nur eingeschränkt bewertbar. Auf die Gründe wurde in den entsprechenden Kapiteln (s. Auswahl der Metrics) bereits hingewiesen. U.E. sollte der Aspekt Durchgängigkeit generell im Rahmen der Maßnahmenplanung bearbeitet werden. In diesem Zusammenhang ist in jedem Fall die Sinnhaftigkeit einer ggf. geplanten Herstellung der Durchgängigkeit zu prüfen, z.B. ob im Hinblick auf die anadromen Wanderarten überhaupt die Funktion einer potenziellen Transitstrecke besteht.

Die im Rahmen des hier bearbeiteten Projektes Gewässer weisen nach der Strukturgüteeinstufung deutliche Beeinträchtigungen auf, mit Ausnahme des Hackemühlener Baches, der eine fließgewässertypische kontinuierliche Strömung aufwies und damit vermutlich einem eigenen Subtyp angehört (s.o.), handelte es sich stehende oder langsam fließende Gewässer. Alle Gewässer wiesen im Hinblick auf ihre Fischfauna Abweichungen von der Referenzzönose auf, so dass der Istzustand auf der Grundlage der vorliegenden Bewertungsvorschläge das unbefriedigende Potenzial (Wischhafener Schleusenfleth) bzw. bestenfalls das mäßige ökologische Potenzial (Harle) ausweist. Die Gründe für die Ergebnisse liegen v.a. in Defiziten bei den Gilden der Auenarten und der stillgewässertypischen Arten. Die Ergebnisse signalisieren dabei strukturelle Defizite (Vegetation, Flachwasserzonen, ggf. Sedimentstrukturen) und z.T. auch stoffliche Beeinträchtigungen (pessimale Sauerstoffsättigungen). Aus unserer Sicht ist es prinzipiell möglich, die festgestellten Defizite durch gezielte Maßnahmen zu verringern (vgl. SUHRHOFF schriftl.). Einige allgemeine Hinweise möglicher Maßnahmen zur Verbesserung eines ggf. schlechten – mäßigen ökologischen Potenzial sind in Kapitel 6 aufgelistet.

Zur Bearbeitung der offenen Fragen z.B. im Hinblick auf eine weitere ggf. notwendige (Sub)Typisierung und v.a. auch zur Verifizierung des Bewertungsansatzes, v.a. der hier zunächst vorläufig festgelegten Klassengrenzen für die jeweiligen Messgrößen, bedarf es eines entsprechend ausgerichteten Praxistests. Nach Abstimmung und auf der Grundlage der Ergebnisse eines Praxistests sollte das Bewertungsverfahren über eine entsprechende Software automatisiert werden.

6. Mögliche Maßnahmen

Die erste Anwendung des hier entwickelten fischbasierten Bewertungsvorschlags hat bereits gezeigt, dass das gute ökologische Potenzial in vielen Marschengewässern nicht erreicht wird. Die WRRL sieht für diesen Fall die Durchführung von Maßnahmen zur Erreichung des Zielzustandes vor.

Diese Maßnahmen können erst nach einer umfangreicheren Analyse gezielt entwickelt und sollen dann in Bewirtschaftungsplänen definiert werden. Trotzdem lassen sich auch derzeit bereits eine Reihe von Hinweisen geben, wie bestimmte Defizite reduziert werden können.

Verbesserung der Durchgängigkeit

- Optimierung des Sielbetriebs
- Umbau von Stauanlagen
- Einbau von Passierhilfen

Reduzierung gewässerstruktureller Defizite

- Anlage von Uferrandstreifen
- Anlage von Nebengewässern
- Ökologisch orientierte Gewässerunterhaltung
- Anlage von Uferabflachungen und Bermen
- Anlage von Nebengewässern
- Rückbau von Uferbefestigungen

Reduzierung hydraulischer Defizite

- Reduzierung von Niederschlagswassereinleitungen
- Reduzierung von Mischwassereinleitungen
- Optimierung des Sielbetriebs

- Verbesserung der Retention

Verbesserung der Wasserqualität

- Reduzierung von Mischwassereinleitungen
- Nutzungssteuerung im Einzugsgebiet
- Uferrandstreifen
- Belüftung/Entschlammung
- Ökologische Gewässerunterhaltung
- Reduzierung der Einträge durch Direkteinleiter
- Pflanzenklärung

Die Konzeption solcher und weiterer Maßnahmen muss spezifisch für jedes Gewässer auf der Grundlage einer Defizitanalyse in Abstimmung mit allen Akteuren und unter Beachtung von Kosten-Nutzen-Relationen erfolgen (s. als Beispiel für ein Konzept vorgezogener WRRL-Maßnahmen in Bremen s. BIOCONSULT 2006).

7. Literatur

- BALON, E.K. (1975) : Reproductive guilds of fishes : a proposal and definition. J. Fish. Res. Board Canada 32, 821 – 864.
- BIOCONSULT (1999): Die Kleinfischfauna im Grabensystem des Bremer Feucht- Grünlandringes. – Studie im Auftrag des BUND Bremen.
- BIOCONSULT (2004): Fischdurchgängigkeit des Petkumer Siel im mesohalinen Abschnitt der Ems - Erfolgskontrolle der hergestellten Durchgängigkeit des Petkumer Siels im Rahmen der Kompensationsnahmen Emssperrwerk. Studie im Auftrag des NLWKN Betriebsstelle Aurich.
- BIOCONSULT (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare.- Studie im Auftrag der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein.
- BIOCONSULT (2006): Einschätzung der unmittelbaren Auswirkung der ökologischen Grabenräumung auf Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) im Hollerland. Studie im Auftrag des Senator f. Bau, Umwelt und Verkehr Bremen.
- BIOCONSULT (2006): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Bremen. Vorgezogene Maßnahmen zur Zielerreichung.- Studie im Auftrag des Senator f. Bau, Umwelt und Verkehr Bremen.
- BIOCONSULT & HS BREMEN (2005): Fischbestandsuntersuchungen im Rahmen des Integrierten Erfassungsprogramms (IEP) in den bremischen Feuchtgrünlandgräben. Studie im Auftrag der Haneatischen Naturentwicklung GmbH (haneg)Bremen.
- BIRNBACHER, O. & M. HEIN (2005): Fischökologische Bestandsaufnahmen zur Beurteilung der Kompensationsmaßnahme Polder Oberblockland im Bremer Grünlandgürtel. – Diplomarbeit, Internationaler Studiengang für Technische und Angewandte Biologie (ISTAB), Hochschule Bremen.
- BLESS, R. , A. LELEK & A. WATERSTRAAT (1998): Rote Liste der in Binnengewässern lebenden Rundmäuler und Fische. Schriftenreihe f. Landschaftspflege und Naturschutz 55, 53-59.
- BREINE, J.J., MAES, J., QUATAERT, P., Van den BERGH, E., SIMOENS, I. Van THUYNE, I. & C. BELPAIRE (2005, in Bearb.): A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium).
- BRUENS, A., K. HEINZEL & F. FUHR (2005): Grundlagenerhebung an künstlichen Marschengewässern – Exemplarische Ermittlung des ökologischen Potenzials. Endbreicht im Auftrag des LANU Schleswig-Holstein.
- CLAUS, B., NEUMANN, P. & M. SCHIRMER (1994): Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. Teil 1 und Teil 2 . Niedersächsisches Innenministerium Hannover und Senator f. Umweltschutz u. Stadtentwicklung Bremen.
- COATES, S.A. (2005): Update Classification Scheme.
- COATES, S.A., COLCLOUGH, S.R., ROBSON, M. & T.D. HARRISON (2004): Development of an Estuarine Classification Scheme for the Water Framework Directive. Phase 1&2 – Transitional Fish Component. R&D Technical Report E1-131. Environment Agency, Thames region.

- DUßLING, U., BISCHOFF, A., HABERBOSCH, R., HOFFMANN, A., WOLTER, C., WYSUJACK, K. & R. BERG (2004): Entwurf eines fischbasierten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer gemäß WRRL. Kurzbericht, Projekt gefördert vom BMBF.
- DIEKMANN, M., DUßLING, U. & R. BERG (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem (FIBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg.
- HANNEMANN, M. (1954): Der Landkreis Wesermarsch. In: Die Landkreise in Niedersachsen, Reihe D, Bd. 10, 158 – 162.
- HELLBERG, F., A. NAGLER, H. KLUGKIST & A. SCHOPPENHORST (2000): Pflege und Entwicklung einer Niederungslandschaft im Bremer Becken am Beispiel des Naturschutzgebietes 'Westliches Hollerland'. Natur und Landschaft 75(1): 17-27.
- JAGER, Z. (2004): Implementatie KRW vis in overgangswateren. Rijksinstituut voor Kust en Zee/Rikz. 44 S + Anhang.
- KONKEN, E. (1913): Die Binnenfischerei. Heimatkunde d. Landesverkehrsvereins d. Herzogtums Oldenburg, 234-248.
- MEHL, D., THIELE, V., DEGEN, B., BERLIN, A. & D. GRÄWE (2005): Konzeption zur Ableitung des höchsten und des guten Potentials von erheblich veränderten/künstlichen Fließgewässern Mecklen-Vorpommerns anhand der charakteristischen Belastungen und Zönosen. Studie i. Auftr. des LUNG Mecklenburg-Vorpommerns.
- MEINKEN, H. (1974): Zur Verbreitung der Fische und Kriechtiere im Bremer Gebiet, 1905 bis 1965. Abh. Naturw. Verein. Bremen 37 (3/4): 453-486.
- REFCOND 2.3 : Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. CIS-Arbeitsgruppe 2.3 – Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer.
- SCHAARSCHMIDT, T.H., H.H. ARZBACH, R. BOCK, I. BORKMANN, U. BRÄMIK, M. BRUNKE, R. LEMCKE, M. KÄMMEREIT, L. MEYER & L. TAPPENBECK (2005): Die Fischfauna der kleinen Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands – Leitbildentwicklung und typgerechte Anpassung des Bewertungsschemas nach EU-Wasserrahmenrichtlinie. LAWA-Projekt im Rahmen des Länderfinanzprogramms Wasser und Boden. Abschlußbericht i. Auftr. D. Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern.
- SCHEFFEL, H.-J. & P. TIETJEN (1994): Zur Verbreitung von Fischlarven in einem Grabensystem der Norddeutschen Tiefebene. Fischökologie 7, 33 – 45.
- SCHEFFEL, H.-J., U. HAESLOOP & M. MARCINIAK (1994): Fische in Unterweser und Marsch. In: CLAUS et al. 1994: Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch, 25 – 44.
- SCHIEMER F. & H. WAIDBACHER (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. River Conservation and Management, P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts, John Wiley and Sons Ltd., 363 – 382.
- SCHIRMER, M. (1991): Die Verbreitung der Fische im Land Bremen. Abh. Naturw. Verein Bremen 41(3): 405-465.
- SCHOLLE, J. (1997): Die Entwicklung der Fischfauna in der Huchtinger Ochtum. Bremer Beiträge zur Naturkunde und Naturschutz 3, 117 – 129.
- SCHOLLE, J. (2001): Die Bedeutung der Fleete und Gräben des Bremer Feuchtgrünland für die Fischfauna. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5, 105-117.

- SCHOLLE, J. , B. SCHUCHARDT, T. BRANDT, & H. KLUGKIST (2003): Schlammpeitzger und Steinbeißer im Grabensystem des Bremer Feuchtgrünlandringes. Naturschutz und Landschaftsplanung 35, (12): 364-372.
- SCHUCHARDT, B. (2001): Der Graben als Gewässertyp: Vergleichende Charakterisierung struktureller und funktionaler Eigenschaften.- Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5: 31-40.
- SCHWEVERS, U., B. ADAM & C. GUMPINGER (1999): Zur Bedeutung von Auegewässern für die Fischfauna von Bundeswasserstraßen. Wasser & Boden, 51/6, 35-39.
- SUHRHOFF, P. (schriftl.): Diskussionsbeitrag zur inhaltlichen Konzeption von Marschengewässer-Pilotprojekten. NLWKN Brake
- THIENEMANN, A. (1925): Die Binnengewässer Europas.- Die Binnengewässer 1. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Anhang:

Tabellarische Gesamtübersicht über das vorgeschlagenen Bewertungsverfahren. Metric 1 – 9 sind bewertungsrelevant.

Metric	MODUL ARTENGEMEINSCHAFT (Anzahl Arten)						Referenz-Artenzahlen	Score	
	Kategorie	5	4	3	2	1			
1	Auenarten	>1	1	-	-	0	3	1;4;5	
2	Stillgewässertypische Arten	>3	3	2	1	0	4	1-5	
3	Indifferente Arten *	>10	7-10	4-6	2-3	1	>12	1-5	
**	Fließgewässerarten rheophil A	Status derzeit noch unklar							n.b.
**	ästuarine Arten * inkl. Langdistanzwanderer	Status derzeit noch unklar							n.b.
Metric	MODUL HÄUFIGKEITEN						artspezifische AK	Score	
	Kategorie	5	4	3	2	1			
4	Auenarten (MW Ind./100 m)								
	Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	>20	9-20	3<9	>0,3<3	<=0,3	1-5		
	Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	>6	>2-6	1-2	>0,1<1	<=0,1	1-5		
	Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)	>10	6-9	3<6	>0,2<3	<=0,2	1-5		
	Metric 6 Klassifizierung Summe K-Werte	>6	6	5	>3-4	3	Kmax = 15	1-5	
5	Stillgewässertypische Arten (MW Ind./100 m)	5	4	3	2	1	Kmax = 20		
	Karausche (<i>Carassius carassius</i>)	>10	5-10	3<5	>0,3<3	<=0,3	1-5		
	Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	>15	7-15	3<7	>0,3<3	<=0,3	1-5		
	Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	>10	5-10	3<5	>0,2<3	<=0,2	1-5		
	Moderlieschen (<i>Leucaspius delineatus</i>)	>15	7-15	3<7	>0,5<3	<=0,5	1-5		
	Metric 7 Klassifizierung Summe K-Werte	>16	13-16	8-12	5-7	4	Kmax = 20	1-5	
	Indifferente* (Gesamt MW Ind./100 m)	5	4	3	2	1	Kmax = 5		
6	Gesamte Gilde	>125	65-125	25<65	7<25	<7	1-5		
	Metric 8 Klassifizierung Summe K-Werte	5	4	3	2	1	Kmax = 5	1-5	
	Sonderaspekt	5	4	3	2	1			
***	Vorkommen von Glasaalen	massenhaft	viele	mäßig	wenige	>vereinzelt		n.b.	
/	Fließgewässerarten rheophil A / ästuarine Arten	5	4	3	2	1			
		Status derzeit noch unklar							n.b.
Metric	MODUL ALTERSSTRUKTUR							Score	
		3 AG (inkl. 0+)		2 AG		<=1 AG			
	Kategorie	5	4	3	2	1			
7	Auenarten								
	Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Steinbeißer (<i>Cobitis taenia</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Metric 7 Klassifizierung Summe K-Werte	>6	-	>3-6	-	3	Kmax = 15	1;3;5	
8	Stillgewässertypische Arten								
	Karausche (<i>Carassius carassius</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Moderlieschen (<i>Leucaspius delineatus</i>)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5		
	Metric 8 Klassifizierung Summe K-Werte	>11	-	>7-11	-	7	Kmax = 20	1;3;5	
9	Indifferente Arten* (von wenigstens 5 Arten)	ja	-	ja	-	ja	1,3,5	1;3;5	
	Metric 9 Klassifizierung Summe K-Werte	5	-	3	-	1	Kmax = 5	1;3;5	
**	Fließgewässerarten rheophil A	ja	-	ja	-	ja		n.b.	
	Summe min								9
	Summe akt								45
	Summe Max								45
	EQR=								

Anhang Befischungsergebnisse (Rohdaten, Ind./Befischungsstrecke)

Folgende Gewässer bzw. Messstellen wurden im September 2005 im Rahmen des MG-Projektes befischt:

Harle (3 Messstellen)

Harle 1 = Neufunnixsiel

Harle 2 = Algershausen

Harle 3 = Wittmund

HARLE	H 1-1	H 1-2	H 1-3	H 1-4	H 1-5	H 1-6	H 1-7	H 2-1	H 2-2	H 2-3	H 2-4	H 2-5	H 2-6	H3-1	H3-2	H3-3	H3-4	H3-5	H3-6
Aal			2	8	11	5	19	4	5		7	7	4	4			2	5	
Aland																			
Brasse	7		1		2	36	11	28	17	6	24	11	21	55	1	23	93	18	26
Dreist.-Stichling														1			1		
Flussbarsch	11		35	18	20	40	39	58	27		84	54	58	1			4	3	
<i>Giebel</i>											1					1			
Gründling											1			33		20	32	18	6
Güster	8	1	13	8	6	52	23	37	39	7	47	3	27	72		28	110	10	34
Hasel																			
Hecht	2						1	1			1	1	2	1		1	2	3	
Karpfen									1					1					
Kaulbarsch					11		1	1	2		2	11	1						
Moderlieschen											8	6	1	14	10	5	111	6	30
Rapfen																			
Rotauge	7		11	3	443	35	1	6	2		1	3	10	191	3	137	195	85	73
Rotfeder			8	1		3					2	1	4	1	1	8	7		5
Schleie			1	2		1	1	1	2		1	2	1	5		5	14	3	3
Zander	6		4			4	1	1	8		1								1
Zwergstichling																	1		
Summe Ind.	41	1	75	40	493	176	97	137	103	13	180	99	129	379	15	228	572	151	178
Anzahl Arten	6	1	8	6	6	8	9	9	9	2	13	10	10	12	4	9	12	9	8

Käseburger Sieltief (3 Messstellen)

KS 109/1 = B211

KS 'neu' = Sandfeld

KS 386 = Altendorf

KST	KS 109/1	KS 109/2	KS 109/3	KS 109/4	KS Neu 1	KS Neu 2	KS Neu 3	KS Neu 4	KS Neu 5	KS 386/1	KS 386/2	KS 386/3	KS 386/4
Aal											2		
Aland	6	25	13	5	1	3					4		
Brasse	49	3	39	39	61	14	89	24	16	26	93	3	
Dreist.-Stichling							1	1					
Flussbarsch	5	8	5	2	3				2		1	1	
Giebel					1	2	1	2	2		1		
Gründling			4	1		3							
Güster	21	6	17	9	2	12	9	19	10	9	12		
Hasel													
Hecht	1		1						3		1		
Karpfen													
Kaulbarsch	1			1	6	4	3		3	3	4		
Moderlieschen													
Rapfen										1	2		
Rotauge	16	181	20	21			1		1	3	11		
Rotfeder	1	1		2		2				1	1		
Schleie		2									1		3
Zander			2		3	4		1		1	3		
Zwergstichling													
Summe Ind.	100	226	101	80	77	44	104	47	37	44	136	4	3
Anzahl Arten	8	7	8	8	7	8	6	5	7	7	13	2	1

Hackemühlener Bach (1 Messtelle)

B73/Schlichten

Hackemü-Bach	HB1-05	HB2-05	HB3-05	HB4-05
Aal	7	4	1	
Aland				1
Brasse				
Dreist.-Stichling	5			
Flussbarsch		10		4
Giebel				
Gründling	76	51	60	26
Güster				1
Hasel	1		1	1
Hecht		1		1
Karpfen				
Kaulbarsch				
Moderlieschen			1	26
Rapfen				
Rotauge		2		21
Rotfeder				2
Schleie				
Zander				
Zwergstichling		3		
Summe Ind.	89	71	63	83
Anzahl Arten	4	6	4	9

Wischhafener SF (1 Messtelle)

Dösemühle an 2 Terminen (21.9. und 27.9 –A)

Wisch SF	WS 1	WS 2	WS 3	WS 4	WS 1A	WS 2A	WS 3A	WS 4A
Aal								1
Aland	15	9	1	1	1	15	9	9
Brasse	400	37	19	19	6	306	80	285
Dreist.-Stichling							2	1
Flussbarsch	6	16	19	3	2	2	10	5
Giebel								
Gründling								
Güster		37	45	7			75	248
Hasel								
Hecht	6	5	6		2		1	8
Karpfen								
Kaulbarsch								
Moderlieschen								
Rapfen								
Rotaugen	154	72	38	3	1	118	70	46
Rotfeder								
Schleie								
Zander		1	6					
Zwergstichling								
Summe Ind.	581	177	134	33	12	441	247	603
Anzahl Arten	5	7	7	5	5	4	7	8