

Pilotprojekt Marschgewässer

gefördert durch das
Niedersächsische Umweltministerium

Projekträger:

Unterhaltungsverband Kehdingen

Ziegelstraße 6
Postfach 1142
21735 Wischhafen

Unterhaltungsverband Untere Oste

Oestingener Weg 40
21745 Hemmoor

Sielacht Wittmund

Fuhrmannstr. 4
26401 Wittmund

Braker Sielacht

Franz-Schubert-Str. 32
26919 Brake

Synthesebericht

September 2006

Pilotprojekt Marschgewässer



Projekträger: Braker Sielacht / Sielacht Wittmund / Unterhaltungsverbände Untere Oste und Kehdingen
In Zusammenarbeit mit dem NLWKN, Betriebstellen Aurich, Brake und Stade sowie dem Landkreis Stade
Gefördert durch das Niedersächsische Umweltministerium

Projektpartner:

Projektsteuerung, Teilprojekt Maßnahmen

ARGE WRRL

Planula, Planungsbüro für
Naturschutz und Landschaftsökologie
Neue Große Bergstraße 20
22767 Hamburg

BWS GmbH
Gotenstraße 14
20097 Hamburg

Teilprojekt Makrophyten

IBL UmweltPLANUNG
Unterm Berg 39
26123 Oldenburg

Teilprojekt Fische

BioConsult
Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg

Teilprojekt Phytoplankton/ Phytobenthos

NLWKN Betriebsstelle Aurich
Oldersumer Straße 48
26603 Aurich

Teilprojekt Chemie/ Physik

NLWKN Betriebsstelle Aurich (Betriebsstellen Brake und Stade)
Oldersumer Straße 48
26603 Aurich

Bearbeitung des Syntheseberichts:

ARGE WRRL
Michael Dembinski, Silke Köhler

1	Einleitung	4
1.1	Veranlassung und Aufgabenstellung.....	4
1.2	Methodisches Vorgehen bei der Projektbearbeitung	5
2	Charakterisierung der Marschgewässer in Niedersachsen.....	9
3	Vorstellung der Teilprojekte.....	11
3.1	Makrophyten.....	11
3.1.1	Bundesweites Vorgehen zur Fließgewässerbewertung gemäß WRRL	11
3.1.2	Im Projekt entwickeltes Bewertungsverfahren	12
3.1.3	Offene Fragen	18
3.1.4	Fazit: Bewertung von Marschgewässern anhand der Makrophyten	18
3.2	Fischfauna	19
3.2.1	Bundesweites Vorgehen zur Fließgewässerbewertung gemäß WRRL	19
3.2.2	Im Projekt entwickeltes Bewertungsverfahren	20
3.2.3	Offene Fragen	25
3.2.4	Fazit: Bewertung von Marschgewässern anhand der Fischfauna	27
3.3	Phytobenthos (Diatomeen).....	28
3.3.1	Bundesweites Vorgehen zur Fließgewässerbewertung gemäß WRRL	28
3.3.2	Im Projekt entwickeltes Bewertungsverfahren	29
3.3.3	Offene Fragen	30
3.3.4	Fazit: Bewertung von Marschgewässern anhand des Phytobenthos (Diatomeen)	31
3.4	Phytoplankton.....	32
3.4.1	Bundesweites Vorgehen zur Fließgewässerbewertung gemäß WRRL	32
3.4.2	Im Projekt entwickeltes Bewertungsverfahren	32
3.4.3	Offene Fragen	34
3.4.4	Fazit: Bewertung von Marschgewässern anhand des Phytoplanktons	34
3.5	Chemisch-physikalische Untersuchungen	35
3.5.1	Chemische Güteklassifikation	35
3.5.2	Abflussmessungen und Frachtenermittlung	36
3.6	Untersuchungen zu Prioritären Stoffen	38
3.6.1	Methoden	38
3.6.2	Ergebnisse	39
3.6.3	Offene Fragen	39
4	Anwendung der Verfahren an den Modellgewässern.....	40
4.1	Harle	40
4.1.1	Kurzcharakterisierung	40
4.1.2	Bewertung gemäß der entwickelten Verfahrensvorschläge	41
4.2	Hackemühlener Bach/ Basbecker Schleusenfleth	43
4.2.1	Kurzcharakterisierung	43
4.2.2	Bewertung gemäß der entwickelten Verfahrensvorschläge	44
4.3	Wischhafener Schleusenfleth.....	46
4.3.1	Kurzcharakterisierung	46
4.3.2	Bewertung gemäß der entwickelten Verfahrensvorschläge	47
4.4	Käseburger Sieltief	48
4.4.1	Kurzcharakterisierung	48
4.4.2	Bewertung gemäß der entwickelten Verfahrensvorschläge	49

5	Defizite an Marschgewässern	50
5.1	Strukturarmut.....	50
5.2	Starke Wasserstandsschwankungen	51
5.3	Trübung	52
5.4	Belastung mit Nährstoffen	52
5.5	Eingeschränkte Durchgängigkeit.....	53
6	Mögliche Maßnahmen an Marschgewässern	54
6.1	Erhöhung der Strukturvielfalt.....	54
6.2	Verminderung zu starker Wasserstandsschwankungen	59
6.3	Reduktion der Trübung.....	60
6.4	Verminderung diffuser Stoffeinträge.....	61
6.5	Verminderung punktueller Belastungen	62
6.6	Herstellung der Passierbarkeit	64
6.7	Weitere Maßnahmen	65
6.8	Beurteilung der Maßnahmenvorschläge und Prioritätensetzung	65
7	Abgleich mit anderen Bundesländern und EU Mitgliedstaaten	69
7.1	Recherche des Verfahrensstandes	69
7.2	Koordination und weiteres Vorgehen	70
8	Zusammenfassung und Ausblick	71
9	Literatur	73
Anhang		

1 Einleitung

Der vorliegende Synthesebericht fasst die Ergebnisse der ersten Phase des „Pilotprojektes Marschgewässer“ zusammen. Im Anschluss an eine allgemeine Charakterisierung der Marschgewässer Niedersachsens werden die einzelnen Teilprojekte „Makrophyten“, „Fischfauna“, „Phytobenthos“, „Phytoplankton“ sowie die Ergebnisse der Untersuchungen zu den allgemeinen chemisch-physikalischen Parametern und den Prioritären Stoffen vorgestellt. Die in den Teilprojekten entwickelten Bewertungsverfahren werden anschließend exemplarisch angewendet. Defizite an Marschgewässern und daraus abgeleitete Maßnahmenvorschläge zur ökologischen Gewässeraufwertung sind in einem weiteren Kapitel zusammengefasst. Abschließend finden sich die Ergebnisse der Gespräche mit den anderen (Bundes-)Ländern.

Ausführliche Hintergrundinformationen, Untersuchungsergebnisse und Detailbeschreibungen sind den Einzelberichten der jeweiligen Teilprojekte zu entnehmen.

1.1 Veranlassung und Aufgabenstellung

EG-Wasserrahmenrichtlinie

Im Jahr 2000 trat nach zwölfjähriger Vorbereitung die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Kraft. Sie gilt für alle Gewässer der Europäischen Union, unabhängig von ihrer Nutzung und schafft einen neuen europaweiten Ordnungsrahmen für den Schutz der Oberflächengewässer und des Grundwassers. In Niedersachsen ist die Richtlinie mittlerweile in den §§ 64 a-e des Wassergesetzes verankert.

Die WRRL verpflichtet die Mitgliedsstaaten, vorgegebene Umweltziele zu verfolgen. Als Umweltziele sind für Oberflächengewässer genannt, eine Verschlechterung des Zustandes aller Oberflächenwasserkörper zu verhindern einen guten Zustand zu erreichen. Für anthropogen überprägte (erheblich veränderte oder künstliche) Wasserkörper ist ein gutes ökologisches Potenzial und ein guter chemischer Zustand zu realisieren.

Für die Erreichung der Umweltziele gemäß WRRL sind verschiedene Teilschritte vorgegeben:

Der erste Schritt war bis Ende des Jahres 2004 umzusetzen. Er beinhaltete eine Analyse der Merkmale der Flussgebietseinheiten, eine Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers und eine wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung (Artikel 5). Im Verlauf dieser Bestandsaufnahme fand auch eine vorläufige Ermittlung der künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper statt. Ein künstlicher Wasserkörper ist als „ein von Menschenhand geschaffener Oberflächenwasserkörper“ definiert. Erheblich verändert ist ein Oberflächenwasserkörper, „der durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde“.

In einem zweiten Schritt sind bis Ende 2006 Programme zur Überwachung des Gewässerzustands aufzustellen, damit ein zusammenfassender und umfassender Überblick gewonnen werden kann (Artikel 8).

Bis Ende 2009 sind Maßnahmenprogramme festzulegen, um die Umweltziele nach Artikel 4 zu verwirklichen (Artikel 11). Weiterhin sind bis zu diesem Zeitpunkt Bewirtschaftungspläne zu erstellen (Artikel 13).

Die definierten Umweltziele sollen schließlich bis zum Jahr 2015 erreicht werden, wobei unter bestimmten Bedingungen Ausnahmen und Frist-Verlängerungen möglich sind.

Pilotprojekt Marschgewässer

Gewässer der Marschen (Typ 22 entsprechend POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER, 2004) wurden in Niedersachsen vorläufig als künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper eingestuft. Reine Marschgewässer sind dabei als künstlich, Marschgewässer mit Ursprung in der Geest als erheblich verändert kategorisiert worden. Umweltziel für alle niedersächsischen Marschgewässer ist somit das Erreichen eines guten ökologischen Potenzials sowie eines guten chemischen Zustands.

Derzeit bestehen für Marschgewässer noch große Wissens- und Methodendefizite hinsichtlich einer angemessenen Abarbeitung der beschriebenen Anforderungen der WRRL. Dies resultiert insbesondere aus der Tatsache, dass Marschgewässer sich deutlich von anderen Fließgewässertypen unterscheiden. So haben sie meist ein nur geringes oder gar kein Gefälle, werden häufig durch Schöpfwerke und Siele entwässert, sind oftmals als sehr enges Gewässernetz angelegt und stehen z.T. unter Salz- bzw. Tideeinfluss mit periodisch wechselnder Fließgeschwindigkeit und -richtung. Eine Übertragung von Ergebnissen anderer Forschungsvorhaben auf die Gewässer der Marschen ist daher nur sehr eingeschränkt möglich.

Das „Pilotprojekt Marschgewässer“ soll helfen, diese Lücken zu schließen. Kernziel des Projektes ist die Schaffung fachlicher Grundlagen für die Umweltzielerreichung nach Artikel 4 sowie für eine kosten- und nutzenorientierte Maßnahmenplanung nach Artikel 11 der WRRL. Die Definition des höchsten und guten ökologischen Potenzials für die Marschgewässer Niedersachsens stellt dabei die fachliche Grundlage dar, anhand derer zielgerichtete Maßnahmen zur Erreichung der vorgegebenen Umweltziele entwickelt werden.

Der Zuwendungsantrag für die einjährige erste Phase des Projektes wurde am 26.07.2005 vom Niedersächsischen Umweltministerium positiv beschieden. In dieser Phase sollten insbesondere Bewertungsansätze und Referenzbedingungen für Marschgewässer erarbeitet und prinzipiell mögliche Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung von Marschgewässern hergeleitet werden. In einer zweiten Phase in den Jahren 2006/2007 ist insbesondere geplant, für vier Modellgewässer modellhafte Maßnahmen- und Bewirtschaftungspläne zu erarbeiten.

Träger des Pilotprojektes sind die Braker Sielacht, die Sielacht Wittmund sowie die Unterhaltungsverbände Untere Oste und Kehdingen.

1.2 Methodisches Vorgehen bei der Projektbearbeitung

Für die Schaffung fachlicher Grundlagen zur Erreichung der Umweltziele ist zunächst die Zieldefinition zu benennen. Vorgegebenes Ziel ist die Erreichung des guten ökologischen Potenzials und eines guten chemischen Zustands der Marschgewässer Niedersachsens.

Dabei liegt der Fokus auf den biologischen Qualitätskomponenten. Denn laut Definition des Anhangs V weisen die hydromorphologischen Komponenten dann ein gutes Potenzial auf, wenn sie Bedingungen gewährleisten, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können. Ebenso gilt für die allgemeinen physikalisch-chemischen Bedingungen, dass das gute ökologische Potenzial dann erreicht ist, wenn Komponenten in dem Bereich liegen, „innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.“

Für die biologischen Qualitätskomponenten wird das gute ökologische Potenzial aus dem höchsten ökologischen Potenzial abgeleitet. Letzteres ist in der WRRL folgendermaßen definiert: „Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten entsprechen unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers ergeben, soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässertyp, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist.“ Beim guten ökologischen Potenzial weichen die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten geringfügig von den Werten ab, die für das höchste ökologische Potenzial gelten.

Da die Marschgewässer Niedersachsens als Fließgewässer eingestuft wurden und diese weitgehend limnischen Charakter haben, wurden die in der WRRL den Flüssen zugeordneten Komponenten hinsichtlich ihrer Eignung zur Bewertung der Marschgewässer überprüft. Diese sind:

- Makrophyten/ Phytobenthos,
- Phytoplankton,
- Fischfauna und die
- benthische wirbellose Fauna.

Nach den Vorgaben des bundesweiten Bewertungs-Verfahrens für Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL (SCHAUMBURG et al. 2005a und b) werden die Teilqualitätskomponenten Makrophyten und Phytobenthos getrennt bewertet und anschließend zur Qualitätskomponente Makrophyten/ Phytobenthos zusammengefasst. Aus diesem Grund wurde auch für das Pilotprojekt eine getrennte Betrachtung als sinnvoll erachtet.

Zur Schaffung der Grundlagen für die Umweltzielerreichung sowie zur Maßnahmenplanung in den Marschgewässern Niedersachsens wurde schon in der Antragsphase des Projektes die Qualitätskomponente Makrophyten als maßgebende Komponente für die Marschgewässer betrachtet. Dies begründet sich einerseits dadurch, dass die Fauna der Marschgewässer stark durch Makrophyten als strukturbildender Leitfaktor bestimmt wird und andererseits entlang der physikalisch-chemischen Gradienten Reaktionen der Makrophyten zu erwarten sind.

Wichtigster Aspekt der ersten Projektphase ist somit die Entwicklung eines Verfahrens zur Bewertung der Makrophyten niedersächsischer Marschgewässer entsprechend den Anforderungen der WRRL. Dies beinhaltet eine Recherche zu früheren Makrophyten-Beständen, eine aktuelle Datenerhebung an 160 Gewässerabschnitten sowie an vier Modellgewässern, die Erarbeitung einer Subtypologie für die Marschgewässer in Niedersachsen, die typbezogene Definition des ökologischen Potenzials mit einem Bewertungssystem sowie die Definition hydromorphologischer und chemisch-physikalischer Randbedingungen für die ermittelten Untertypen.

Als Unterstützung für die Entwicklung des ökologischen Potenzials wurden chemisch-physikalische Untersuchungen an den Modellgewässern durchgeführt.

Neben den Makrophyten wurde weiterhin die Fischfauna bearbeitet. Im Rahmen dieses Teilprojektes wurden die vier Modellgewässer befischt. Auf Basis dieser Untersuchungsergebnisse und der Einbeziehung weiterer Daten zur Fischfauna in Marschgewässern wurde subtypenbezogen ein Bewertungsvorschlag zur Definition des ökologischen Potenzials durchgeführt.

Hinsichtlich des Phytobenthos (Diatomeen) und des Phytoplanktons wurden Untersuchungsergebnisse der letzten Jahre aus einer Vielzahl von Marschgewässern zusammengestellt und subtypenbezogen ausgewertet. Dabei sollte das bestehende Bewertungsverfahren der LAWA bezüglich seiner Eignung für die Marschgewässer überprüft und angepasst werden. Das übrige Phytobenthos wurde nicht betrachtet.

Auch die benthische Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) wurde im Rahmen des Pilotprojektes nicht bearbeitet. Eine sinnvolle Bearbeitungs-Option wird derzeit nur nach einem erfolgreichen Abschluss des Makrophyten-Projekts gesehen. Vorangegangene Versuche (KIEL et al. 2004), einen WRRL-tauglichen Bewertungsansatz für das Makrozoobenthos zu entwickeln, hatten die Schwierigkeit, dass es nicht gelang, Referenzgewässer zu benennen. Außerdem konnte noch keine plausible Subtypologie aufgebaut werden. Da die Zusammensetzung und Struktur der Makrozoobenthos-Fauna von Marschgewässern sehr stark von der Vegetation bestimmt wird, ist davon auszugehen, dass die auf Basis der Makrophyten aufzubauende Subtypologie auch sinnvolle Bewertungseinheiten für das Makrozoobenthos ergibt. Soweit es gelingt, für die einzelnen Makrophyten-Subtypen noch aktuelle Bestände zu benennen, die dem guten ökologischen Potenzial entsprechen, kann anhand dieser „Referenzstrecken“ dann in einem späteren Projekt auch ein Bewertungsansatz für das Makrozoobenthos entwickelt und geeicht werden.

Neben dem guten ökologischen Potenzial ist auch der gute chemische Zustand der Marschgewässer Niedersachsens zu erreichen. Dieser ist in Artikel 2 der WRRL als der Zustand definiert, in dem keine der in Anhang IX genannten Stoffe, keine Prioritären Stoffe (gemäß Anhang X) und keine weiteren Stoffe einschlägiger Rechtsvorschriften in einer die Umweltqualitätsnormen überschreitenden Konzentration vorkommen.

Für eine Einschätzung des chemischen Zustandes wurden im Rahmen des Projektes deshalb orientierende Untersuchungen zum Auftreten der aufgeführten Stoffe, insbesondere der Prioritären Stoffen an den vier Modellgewässern durchgeführt. Weitere Untersuchungen hinsichtlich dieser Stoffe sind für die geplante zweite Phase des Pilotprojektes vorgesehen.

Die im Rahmen der Bearbeitung der Qualitätskomponenten Makrophyten und Fische sowie der chemisch-physikalischen Untersuchungen beprobten vier Modellgewässer wurden vor Beginn des Projektes ausgewählt. Die Auswahl basierte auf der Überlegung, unterschiedlich ausgeprägte Marschgewässertypen zu betrachten, um die Ergebnisse des Pilotprojekts auf möglichst viele Marschgewässer in Niedersachsen übertragen zu können. Bei den vier Gewässern (vgl. Abb. 1, S.13) handelt es sich um

- das Wischhafener Schleusenfleth als reines Marschgewässer,
- das Käseburger Sieltief als Gewässer mit Ursprung im Moor,
- den Hackemühlener Bach als Gewässer mit Ursprung in der Geest und die
- Harle als Gewässer mit Salzeinfluss.

Anhand der Untersuchungsergebnisse zu den Makrophyten an ca. 50 niedersächsischen Marschgewässern und aktuellen Untersuchungen aus Schleswig-Holstein wurde im Rahmen des Pilotprojektes eine Subtypologie für Marschgewässer entwickelt.

Die Untersuchungsergebnisse der Teilprojekte lieferten die Basis für die Herleitung eines kosten- und nutzenorientierten, überregionalen Maßnahmenkatalogs zur Verbesserung des Zustands der Marschgewässer. In diesem Teilprojekt erfolgte auch die Recherche bereits durchgeführter Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerhältnisse und die Prüfung ihrer Wirksamkeit.

Um die Anforderungen der WRRL praxisnah zu erfüllen, fand während der gesamten Laufzeit des Projektes eine enge Zusammenarbeit zwischen den Fachbearbeitern, den zuständigen Behördenvertretern und den für die Maßnahmenumsetzung vor Ort verantwortlichen Unterhaltungsverbänden statt.

Modellhafte Maßnahmen- und Bewirtschaftungspläne sollen in der zweiten Phase des Pilotprojektes erarbeitet werden.

2 Charakterisierung der Marschgewässer in Niedersachsen

Marschgewässer stellen nach POTTGIESSER UND SOMMERHÄUSER (2004) den Typ 22 der deutschen Fließgewässertypen dar. Dieser fasst eine Vielzahl verschiedener Gewässerausprägungen mit diversen Übergangsformen zusammen, die sich in Abhängigkeit von zahlreichen Faktoren wie Größe, Salzwassereinfluss oder Strömungsbedingungen z.T. deutlich voneinander unterscheiden. Alle Gewässer einigt ihre räumliche Lage und ihr (Teil-) Verlauf in der Marsch.

Unter dem Begriff „Marsch“ wird das Schwemmland der nordwestdeutschen Küsten und Flüsse zusammengefasst. Da sie nacheiszeitlichen Ursprungs sind, gehören die Marschen entstehungsgeschichtlich zu den jüngsten geologischen Formationen. Entstanden sind sie durch Sedimentationsprozesse, die zu einer sukzessiven Aufhöhung der fluss- und küstennahen Flächen mit nährstoffreichem Material führten.

Natürlicherweise würden Marschgewässer dem Einfluss der Gezeiten und Sturmfluten und somit großen hydraulischen Kräften unterliegen. Aufgrund der Reliefarmut würden sie zudem in großräumigen Mäandern verlaufen, und der Tideeinfluss würde weit ins Binnenland reichen. Die Gewässersohle wäre im Stromstrich von Sanden und in Ufernähe von Schlick geprägt (vgl. SOMMERHÄUSER & SCHUHMACHER 2003).

Vom Menschen weitgehend unveränderte, natürlich entstandene Marschgewässer sind jedoch in Niedersachsen praktisch nicht mehr anzutreffen. Denn um Marschflächen nutzbar zu machen, wurden sie starken Veränderungen unterworfen. Insbesondere der Deichbau und Veränderung des hydrologischen Regimes durch Siele und Schöpfwerke führten schon früh zu einer starken Überprägung. Für die bestmögliche Nutzung der nährstoffreichen, jedoch wenig wasserdurchlässigen Marschenböden durch den Menschen war weiterhin eine effektive Entwässerung von großer Bedeutung. Diese führte zu der Anlage eines dichten Entwässerungsnetzes in der Marsch und damit zur Entstehung zahlreicher weiterer Marschgewässer.

Marschgewässer können damit sowohl natürlich entstanden als auch künstlich geschaffen sein. In Niedersachsen wurden sie vorläufig als erheblich veränderte (HMWB) bzw. künstliche (AWB) Wasserkörper eingestuft.

Die Entwässerung der Marsch wird durch zahlreiche Siele und Schöpfwerke geregelt. Die meist als Tief oder Kanäle bezeichneten größeren Gewässer nehmen dabei das Wasser aus den umfangreichen Grabensystemen auf. Die Deichlinie bildet den Übergang zu den Tidegewässern. Entsprechend den Wasserstandsschwankungen in den Tidegewässern kann das Wasser aus den Binnengewässern dabei nur periodisch abfließen. Besonders tief liegende Gebiete können nur künstlich über Schöpfwerke entwässert werden. Diese Umstände erfordern zur Zwischenspeicherung von Spitzenabflüssen sehr große Gewässerquerschnitte. Daraus resultieren geringe Fließgeschwindigkeiten, kurzfristig können bei Ent- oder Zuwässerungsmaßnahmen jedoch auch sehr hohe Geschwindigkeiten erreicht werden (SUHRHOFF & GUMPRECHT 1997). Die zumeist sehr geringen Fließgeschwindigkeiten und der natürlicherweise hohe Nährstoffgehalt wirken sich im Zusammenspiel zumeist nachteilig auf die Gewässergüte aus.

Ein weiteres Charakteristikum der Marschgewässer ist der Salzeinfluss in Teilen des Gewässersystems. In den tideoffenen Gewässerabschnitten resultiert dieser aus dem unmittelbaren Zufluss von salzhaltigem Wasser. In die nicht tideoffenen Gewässern gelangt salzhaltiges Wasser dann, wenn in Trockenzeiten Brackwasser aus tideoffenen Flüssen eingespeist wird. Weitere Ursachen der Versalzungserscheinungen sind das Einströmen von salzhaltigem Wasser vor dem Schließen der Sieltore, Undichtigkeiten der Sieltore und der Zustrom versalzten Grundwassers (SUHRHOFF & GUMPRECHT 1997).

Entsprechend den Bestandsaufnahmen zur Umsetzung der WRRL, den sog. C-Berichten, für die Bearbeitungsgebiete Untere Elbe (BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG & NLWK 2004a), Untere Ems (BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS, NLÖ & NLWK 2004), Unterweser (BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS, NLWK, NLÖ & SENATOR FÜR BAU, UMWELT UND VERKEHR BREMEN 2004) und Oste (BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG, NLWK 2004b) ist ein Großteil der Marschgewässer in starkem Maß morphologischen Veränderungen ausgesetzt. Die nicht tideoffenen Gewässer wurden in den Strukturgütekartierungen zum überwiegenden Teil als deutlich bis vollständig verändert bewertet. Die Ufer sind zumeist unbefestigt und lediglich im Mündungsbereich verbaut. Steilufer, z.T. mit Abbruchkanten, dominieren. Der Verlauf der natürlichen (erheblich veränderten) Marschgewässer variiert von mäandrierend bis gestreckt, die künstlichen Marschgewässer verlaufen gerade.

In Niedersachsen werden drei Ausprägungen der Marschgewässer unterschieden; dieses sind die „Ströme der Marschen“ (22.3), die „Flüsse der Marschen“ (22.2) mit Einzugsgebiet innerhalb der Grundmoränenlandschaften des Jung- und Altglazials sowie die „Gewässer der Marschen“ (22.1), deren Einzugsgebiet fast ausschließlich innerhalb der Marschen liegt und die direkt in die Nordsee bzw. die großen Unterläufe einmünden (vgl. POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER 2004). Die Gewässer des Typs 22.1 stellen dabei den Großteil der Marschgewässer Niedersachsens dar. Als Ströme der Marschen (22.3) wurden lediglich Abschnitte der Weser und Elbe eingeordnet.

Die Untersuchungen des Pilotprojektes fokussieren stark auf den Typ 22.1. Alle vier Modellgewässer sind diesem Typ zuzuordnen. Da unter diesem Typ zahlreiche, sehr verschiedene Gewässer subsummiert sind, wurde im Rahmen des Projektes eine Subtypologie erarbeitet (vgl. Kap. 3.1.2) Diese soll eine fundierte und nachvollziehbare Bewertung der Marschgewässer gewährleisten.

3 Vorstellung der Teilprojekte

Das folgende Kapitel stellt in Kurzform die Teilprojekte Makrophyten, Fischfauna, Phytobenthos und Phytoplankton vor. Weiterhin werden die Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen sowie der Untersuchungen zu Prioritären Stoffen zusammenfassend dargestellt. Ausführliche Ergebnisse und Erläuterungen sind den Detailberichten zu entnehmen.

3.1 Makrophyten

Makrophyten stellen die zentrale Qualitätskomponente im Pilotprojekt Marschgewässer dar. Sie sind zum einen ein wichtiger struktureller Parameter für weitere Qualitätskomponenten, insbesondere die Fischfauna und die benthische wirbellose Fauna. Zum anderen werden zahlreiche Veränderungen von Umweltparametern, wie z.B. Geest- oder Salzeinfluss, durch eine qualitative und/oder quantitative Anpassung der Makrophytenarten abgebildet, so dass sie sich gut zur Bewertung von Gewässern eignen.

Zu den Makrophyten gehören makroskopisch sichtbare Armleuchteralgen (Characeae), Moose (Bryophyta) und Gefäßpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta), die untergetaucht wachsen oder ganzjährig bei mittlerem Wasserstand bzw. mittlerem Tidehochwasser im Gewässer wurzeln. Der Gruppe der echten Wasserpflanzen (Hydrophyten) sind die völlig oder fast vollständig untergetaucht lebenden (submersen) Pflanzen zuzuordnen. Im Gegensatz dazu stehen die Sumpfpflanzen (Helophyten). Sie stehen lediglich mit ihren Wurzeln und den untersten Sprosssteilen im Wasser (emerses Wachstum).

Die im Teilprojekt Makrophyten erarbeiteten Grundlagen, insbesondere die Erarbeitung einer Subtypologie, stellen eine wichtige Basis für die weitergehende Bearbeitung und Bewertung der übrigen biologischen Qualitätskomponenten dar.

3.1.1 Bundesweites Vorgehen zur Fließgewässerbewertung gemäß WRRL

Kurzbeschreibung

Das Bewertungsverfahren für Makrophyten wurde von SCHAUMBURG et al. (2005a und b) entwickelt (PHYLIB-Verfahren). Die Probenahme erfolgt in der Hauptvegetationsperiode (Mitte Juni bis Mitte September) in einem ökologisch homogenen Gewässerabschnitt auf einer Strecke von rund 100 m. Die Begehung des Gewässers sollte möglichst entgegen der Strömungsrichtung unter Benutzung eines Sichtkastens erfolgen. Erfasst werden ausschließlich Armleuchteralgen, Moose sowie Gefäßpflanzen, die submers wachsen bzw. bei mittlerem Wasserstand im Gewässer wurzeln. Die Aufnahme der Arten erfolgt nach KOHLER (1978) in einer Nominalskala mit fünf Häufigkeitsklassen. Sofern Arten sowohl sub- als auch emers (im Wasser wurzelnd) wachsen, ist die Pflanzenmenge der jeweiligen Art getrennt zu erheben.

Die Bewertung der erhobenen Daten gemäß WRRL basiert auf einer Makrophyten-Typologie für Fließgewässer. Jedem Makrophyten-Gewässertyp werden dabei drei Artengruppen (typische und indifferente Arten sowie Störzeiger) zugeordnet. Die Bewertung der Gewässer erfolgt über einen Referenzindex. Dieser spiegelt das Verhältnis von typischen Arten und Störzeigern wider. Zur Berechnung des Index werden ausschließlich submersen Arten herangezogen. Verschiedene Zusatzkriterien (wie „Helophytendominanz“, „Evenness“ und „Anzahl der submers vorkommenden Arten“) führen zu einer Abwertung. Aus dem Referenzindex lassen sich für jeden Gewässertyp unmittelbar die ökologischen Zustandsklassen ableiten.

Eignung für Marschgewässer

Das PHYLIB-Verfahren wurde grundsätzlich für alle natürlichen Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland mit Einzugsgebietsgrößen > 10 km² sowie für alle natürlichen Seen > 50 ha entwickelt. Allerdings wird in den Erläuterungen zum Verfahren darauf hingewiesen, dass für einige Gewässertypen noch Defizite bestehen. Dies betrifft u.a. Marschgewässer, tidebeeinflusste Gewässer, erheblich veränderte bzw. künstliche Gewässer und stark degradierte Gewässerabschnitte (vgl. SCHAUMBURG et al. 2005b). Diese sind mit dem vorhandenen Verfahren noch nicht bewertbar. Für die Marschgewässer ist deshalb die Erarbeitung eines eigenen, auf die spezifischen Besonderheiten dieses Gewässertyps abgestimmten Bewertungsverfahrens notwendig.

3.1.2 Im Projekt entwickeltes Bewertungsverfahren

Probenahme

Die Probenahme an den Marschgewässern soll entsprechend der in Tab. 1 aufgeführten Vorgehensweise durchgeführt werden. Als wichtiger Unterschied zum PHYLIB-Verfahren ist die Anwendung der Skala nach LONDO (1975) zu nennen. Im Vergleich zu der im bundesweiten Verfahren genutzten Skala nach KOHLER (1978) ermöglicht diese eine feinere Abstufung und eine klare Eichmöglichkeit. Weiterhin erlaubt die Londo-Skala einen Vergleich mit weiteren, in der Vegetationskunde häufig genutzten Skalen (z.B. %-Skala, Braun-Blanquet).

Tab. 1: Methodenkatalog zur Erhebung der Makrophyten an Marschgewässern.

Position	Festlegung	Hinweise
Untersuchungszeitraum	15. Juni – 15. September (optimal Juli)	sicherstellen, dass Untersuchung <u>vor</u> Unterhaltung erfolgt (Nachfrage/Absprache UHV erforderlich)
Wasserstand	nur bei Mittelwasser (oder Niedrigwasser)	Bei Hochwasser Erfassung stark erschwert und unzuverlässig
Witterung	Möglichst trocken und geringer Wind	starker Regen bzw. Wind verhindern Sicht im Gewässer
Lage der Probefläche	möglichst oberhalb einer Brücke, ohne erkennbare Einleitungen und grundlegende Änderungen von Beschattung, Ausbauart, Fließgeschwindigkeit, ohne Strukturen wie Wehre, Pumpwerke, größere Einmündungen, möglichst keine Einschränkung der Zugänglichkeit	
Abmessung der Probefläche	gesamte Breite des Gewässers, 100 m Länge, Mittelwasserlinie, gesamte Breite erfassen bis 10 m (ev. mit Wurfharke)	Reduktion bis auf 50 m Länge zulässig, wenn Strukturen dies vorgeben
Erhebung der Kopfdaten	siehe Bogen	alle Felder ausfüllen
Fotodokumentation	1 Foto Erhebungsbogen mit Kopfdaten, min. 2 Fotos Gewässer, ggfs. Nahaufnahmen (Polfilter!)	Aufnahme der Erhebungsbogens mit Kopfdaten sichert korrekte Zuordnung
qualitative Erfassung aller Makrophyten ab Mittelwasserlinie	In Abhängigkeit von Sichttiefe visuelle Erfassung, Entnahme von Hand bzw. mit Harke mit Teleskopstiel, ggfs. Begehung in Wathose oder Arbeit vom Boot aus, Nutzung erhöhter Standorte wie Brücken Bestimmung vor Ort bei ausreichender Kenntnis, sonst Entnahme und Transport in Plastiktüte, dann Bestimmung frisch oder herbarisiert, ggfs. Fotodokumentation, ggfs. Experten zu Rate ziehen	aktuelle Bestimmungsliteratur verwenden, Artenareale beachten, ungewöhnliche Funde prüfen (lassen) und Beleg aufbewahren
quantitative Erfassung	Schätzung der Bedeckung nach Londo-Skala, Gesamtdeckung immer mit erfassen	wenn Schätzung unmöglich (Trübung, Witterung), Artenliste anfertigen

Die Datenerhebung für die Qualitätskomponente Makrophyten wurde an 160 Untersuchungsstrecken durchgeführt, weiterhin wurden 30 Strecken an den Modellgewässern Harle, Käseburger Sieltief, Hackemühlener Bach/ Basbecker Schleusenfleth und Wischhafener Schleusenfleth untersucht. Damit steht ein umfangreicher Datensatz von 190 Untersuchungsstrecken aus 48 Gewässersystemen zur Verfügung (vgl. Abb. 1).

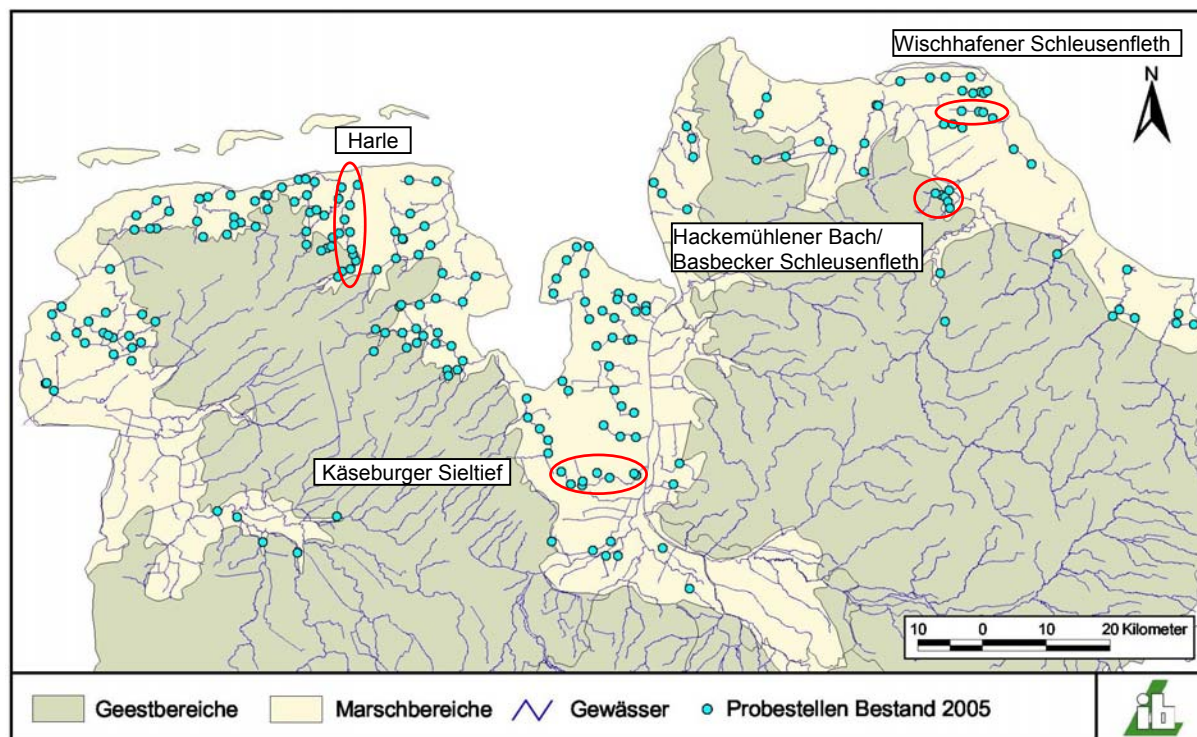


Abb. 1: Lage der im Pilotprojekt untersuchten Probestrecken für Makrophyten, rot hervorgehoben sind die vier Modellgewässer Harle, Käseburger Sieltief, Hackemühlener Bach/Basbecker Schleusenfleth und Wischhafener Schleusenfleth.

Bewertungsverfahren

Um das ökologische Potenzial der Marschgewässer nachvollziehbar abzuleiten und ein sinnvolles Bewertungsverfahren für Marschgewässer zu erarbeiten, wurde neben der Erhebung der aktuellen Makrophytenvegetation auch eine Recherche zum früheren Zustand der Makrophyten an Marschgewässern durchgeführt. Ausgewertet wurden Informationen aus paläobotanischen Arbeiten und Daten aus älteren Kartierungen und Floren. Somit standen für die Definition des ökologischen Potenzials folgende Informationen, jedoch in sehr unterschiedlicher Qualität und Quantität, zur Verfügung:

- Historische Vegetation der Marschgewässer unter natürlichen Bedingungen (kaum Daten)
- Historische Vegetation der Marschgewässer unter den Bedingungen anthropogener Veränderungen (ca. 30 Jahre zurückreichend für Teilgebiete vorhanden)
- Aktuelle Vegetation der Marschgewässer unter mehr oder weniger naturnahen Bedingungen (Daten vorhanden)
- Aktuelle Vegetation der Marschgewässer unter den Bedingungen anthropogener Veränderungen (umfangreiche Daten vorhanden)
- Aktuelle und frühere Vegetation von Marschgewässern vergleichbarer Gewässer der Oberflächengewässerkategorie „Fluss“ (Fließgewässer) im Flachland (langsam fließende Abschnitte) (umfangreiche Daten vorhanden).

Weiterhin wurden bei den Unterhaltungsverbänden Informationen zur früheren und derzeitigen Gewässerunterhaltung abgefragt.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Vorkommen vieler Arten, insbesondere der Groß-Laichkräuter, im Vergleich zu früheren Zuständen deutlich zurück gegangen oder ganz erloschen sind. Dies erklärt sich aus den Veränderungen zahlreicher Randbedingungen wie z.B. einer Verringerung der Strukturvielfalt, einer starken Trübung oder erhöhten Nährstoffgehalten.

Für die Ableitung des ökologischen Potenzials wird davon ausgegangen, dass die in den untersuchten Gewässern vorliegenden Nutzungen, vor allem die Gewährleistung der vorzuhaltenden Vorflut und der Hochwasserschutz im Grundsatz beibehalten werden. Das bedeutet, dass hinsichtlich der hydromorphologischen Komponenten zur Erreichung der WRRL-Ziele keine Wiederherstellung einer historischen Situation erfolgen kann.

Da die bisherige Kategorisierung der Marschgewässer (Typ, 22.1, 22.2, 22.3, vgl. Kap. 2) eine Unterscheidung nach Größenklassen darstellt, welche die z.T. deutlich ausgeprägten Unterschiede innerhalb dieser Kategorien nur wenig berücksichtigt, wurde auf Grundlage der vor Ort erhobenen Daten und der Recherche-Ergebnisse eine für die Bewertung geeignete **Sub-Typisierung** der Marschgewässer durchgeführt. Diese dient dazu, hinsichtlich des ökologischen Potenzials sinnvoll bewertbare Einheiten zu erhalten.

Als entscheidende Parameter für die Typisierung wurden der Tideeinfluss, die Gewässergröße, der Geesteinfluss, der Salzgehalt und die Bodenverhältnisse abgeleitet. Die Kategorisierung führte zu einer Unterscheidung von neun Subtypen, von denen zwei dem Tideeinfluss ausgesetzt sind. In Tab. 2 sind die Subtypen mit ihren wesentlichen Charakteristiken dargestellt.

Die Verbreitungskarte der Subtypen (Abb. 2) macht deutlich, dass ein Großteil der untersuchten Gewässer den Subtypen 1, 3, 5 und 6 zuzuordnen ist. Diese unterscheiden sich hinsichtlich ihres Geesteinflusses bzw. ihrer Breite, sind jedoch nicht durch besondere Eigenschaften wie Salzeinfluss, Tidenhub oder anstehende Moorböden gekennzeichnet.

Tab. 2: Sub-Typisierung der Marschgewässer.

Subtyp	Bezeichnung	Breite	Einzugsgebiet	ELF	Sediment
1	schmale - mittelbreite geestnahe Marschgewässer	≤ 10 m	Geesteinfluss	<< 1.500 µS	Marsch
2	schmale - mittelbreite geestnahe Marschgewässer, Torfsediment	≤ 10 m	Geesteinfluss	<< 1.500 µS	Torf
3	schmale - mittelbreite geestferne Marschgewässer	≤ 10 m	(kaum) Geesteinfluss	< 1.500 µS	Marsch
4	schmale - mittelbreite Marschgewässer der Polderflächen		Marsch	< 1.500 µS	Marsch
5	breite geestnahe Marschgewässer	> 10 m	Geesteinfluss		Marsch
6	breite geestferne Marschgewässer	> 10 m	Marsch	> 1.500 µS	Marsch
7	Marschgewässer mit erhöhter Salinität		Marsch	> 5.000 µS	Marsch
8	tidebeeinflusste Marschgewässer	> 10 m	Marsch	< 1.500 µS	Sand/Schlick
9	stark tidebeeinflusste Marschgewässer	> 10 m	Marsch	> 1.500 µS	Schlick/Sand

Nur ein geringer Anteil der untersuchten Gewässer ist noch dem Tideeinfluss ausgesetzt (Subtypen 8 und 9). Sie finden sich überwiegend im Bereich von Ems- und Elbmarsch. Von Torf geprägte Marschgewässer (Subtyp 2) wurden im Bereich der Emsmarsch untersucht. Gepolderte Flächen (Subtyp 4) stellen eine Besonderheit in Teilbereichen der Elbmarsch dar. Marschgewässer mit erhöhter Salinität (Subtyp 7) sind in geringer Anzahl in allen Marschbereichen untersucht worden.

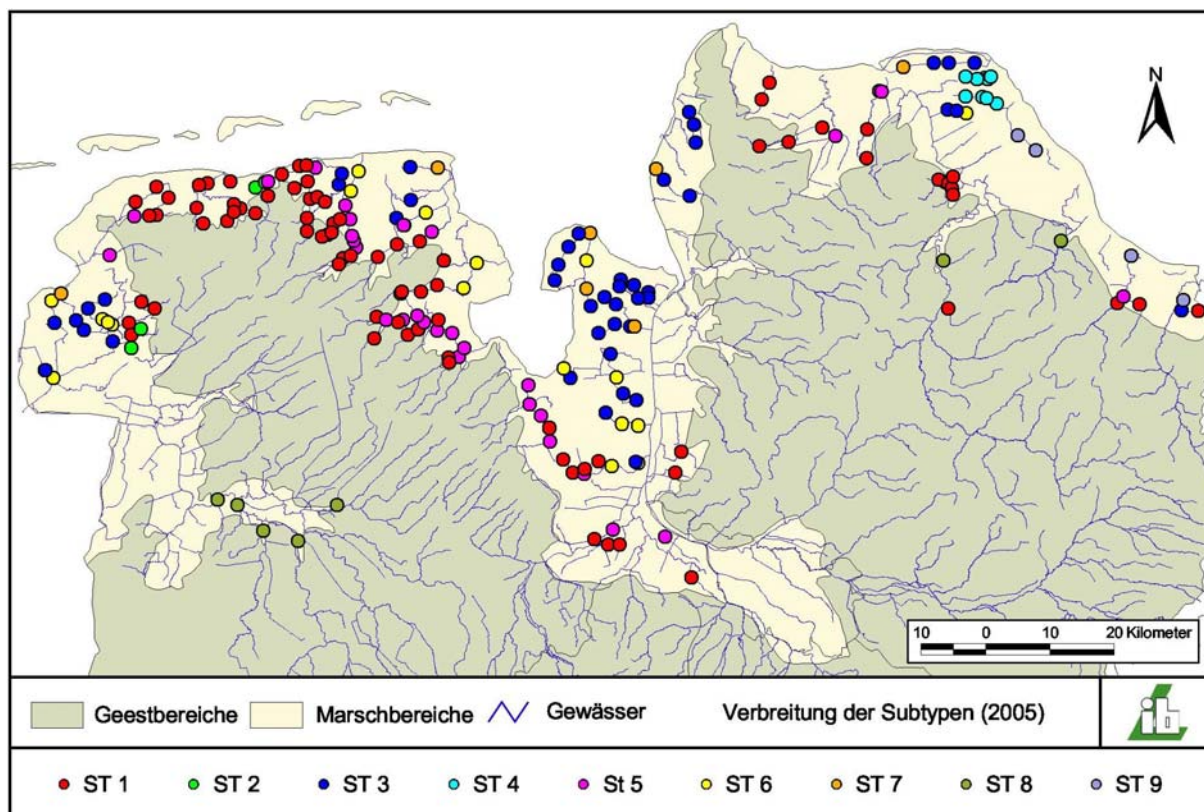


Abb. 2: Zuordnung der untersuchten Probestellen zu den Subtypen der Marschgewässer.

Als **bewertungsrelevante Makrophyten** im von der WRRL vorgeschriebenen Sinn (Artikel 4 bzw. Anhang V) sind für die nicht bzw. wenig tidebeeinflussten Marschgewässer (Subtyp 1 bis 8) die echten Wasserpflanzen (Hydrophyten) herausgearbeitet worden. Die meist randlich am Ufer wachsenden Sumpfpflanzen (Helophyten) lassen vielfach eine Differenzierung nicht zu, denn die Entwicklung dieser Pflanzen wird wesentlich von Struktur bzw. Unterhaltung des Ufers mit bestimmt und kann relativ unabhängig von der Entwicklung der submersen Makrophytenbestände verlaufen.

Anders stellt sich die Situation an den stark tidebeeinflussten Marschgewässern (Subtyp 9) dar. Die echten Wasserpflanzen treten hier, bedingt durch den im Tidebereich stark getrübten Wasserkörper, die mechanischen Belastungen und/oder den Salzeinfluss von Natur aus selten und räumlich nur stark eingeschränkt auf.

Für die Bewertung des Subtyps 9 wird deshalb auf das Gutachten von STILLER (2005) verwiesen, in dem der Standorttypieindex Makrophyten (STIm, vgl. BIOTA 1995-2001, LUNG 2002) an die besonderen Gegebenheiten der Tidegewässer angepasst wurde. Hier werden die emersen (im Wasser wurzelnden) Makrophyten zur Bewertung des ökologischen Potenzials herangezogen.

Für die Subtypen 1 bis 8 wurde im Rahmen des Pilotprojektes ein eigener Vorschlag für ein **Bewertungsverfahren** erarbeitet. Die Bewertung des Potenzials erfolgt hier weitgehend anhand der echten Wasserpflanzen. Unter Berücksichtigung der Kriterien „Typische Marschgewässerart“, „Seltenheit bzw. Bestandsentwicklung“ sowie „Störzeiger“ wurden für Marschgewässer relevante Indikatorarten herausgearbeitet. Im Zuge der Bewertung werden jeder diese Arten sowohl für das Vorkommen (Qualität) als auch die Deckung (Quantität) bestimmte Wertpunkte zugeordnet. Die Zuordnung erfolgt spezifisch für jeden Gewässer-Subtyp. Aufwertungen sind durch die Überschreitung einer bestimmten Anzahl bzw. einer

bestimmten Deckung der wertgebenden echten Wasserpflanzen erreicht. Abwertungen ergeben sich durch das Auftreten bzw. hohe Deckungen von Störzeigern bzw. eine sehr hohe Gesamtdeckung der Makrophyten (echte Wasserpflanzen und Sumpfpflanzen). Die Bewertungskriterien sind in Tab. 3 zusammengefasst.

Tab. 3: Bewertungskriterien mit zugeordneten Wertpunkten.

Bewertungskriterien	Wertpunkte Vorkommen	Wertpunkte Deckung ≥ Londo-Skala 2
Jede typische Marschgewässerart, die sehr selten ist und deren Bestände stark rückläufig sind	+2	+2
Jede typische Marschgewässerart, die selten ist und deren Bestände rückläufig sind	+2	+1
Jede weitere typische Marschgewässerart	+1	+1
Allgemein verbreitete Wasserpflanzen	0	+1
Sonstige Arten	0	0
Störzeiger	-1	-1
Störzeiger mit besonderer Indikatorfunktion	-1	-2
Deckung echte Wasserpflanzen ohne Störzeiger (Summer der Einzelwerte): 2 bis 4 nach Londo-Skala		+1
Deckung echte Wasserpflanzen ohne Störzeiger (Summer der Einzelwerte): ≥ 5 nach Londo-Skala		+2
Gesamtdeckung Makrophyten (echte Wasserpflanzen und Sumpfpflanzen): > 80%		-1
Artenzahl Wasserpflanzen ohne Störzeiger > 5		+1
Artenzahl Wasserpflanzen ohne Störzeiger > 8		+2

Die den einzelnen Indikatorarten zugeordneten Wertfaktoren sind in Tab. 5 (S.17) aufgeführt. Die Angaben und Bewertungen hinsichtlich der Quantitäten sind dabei auf den Monat Juli und die Zeit vor der Gewässerunterhaltung bezogen.

Klassengrenzen

Die Ableitung der Klassengrenzen basiert auf der „Ökologischen Qualitäts-Kennzahl“. Diese errechnet sich durch die Summierung der Wertpunkte an einer Probestelle. Auf Grundlage der umfangreichen erhobenen und recherchierten Daten zum Vorkommen von Makrophyten in Marschgewässern wurde im Rahmen einer Experteneinschätzung eine Transformation der Wertpunkte in die Potenzialklassen durchgeführt (vgl. Tab. 4).

Tab. 4: Zuordnung der Ökologischen Qualitäts-Kennzahlen zu den Potenzialklassen gemäß WRRL.

Ökologisches Potenzial	Geestnahe Marschgewässer (Subtypen 1, 2 und 5)	Geestferne Marschgewässer (Subtypen 3, 4 6, 7, 8)
höchstes Potenzial	über 12 Wertpunkte	über 9 Wertpunkte
gutes Potenzial	9 bis 12 Wertpunkte	7 bis 8 Wertpunkte
mäßiges Potenzial	5 bis 8 Wertpunkte	4 bis 6 Wertpunkte
unbefriedigendes Potenzial	2 bis 4 Wertpunkte	2 bis 3 Wertpunkte
schlechtes Potenzial	unter 2 Wertpunkte	unter 2 Wertpunkte

Tab. 5: Indikatorarten mit subtypspezifisch zugeordneten Wertpunkten. ST = Subtyp; Qualitativ: Zugeordneter Wertpunkt beim Vorkommen der jeweiligen Art; Quantitativ: Zusätzlich zugeordneter Wertpunkt bei Deckungen \geq Londo-Skala 2.

Subtyp	ST 1		ST 2		ST 3		St 4		ST 5		ST 6		ST 7		ST 8		ST 9	
	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ
Callitriche hamulata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Callitriche obtusangula	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Callitriche platycarpa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Callitriche stagnalis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Ceratophyllum submersum	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Chara fragilis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Eleocharis acicularis	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Elodea canadensis	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	2	2	0	1	1	1
Elodea nuttallii	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	2	2	0	1	1	1
Hottonia palustris	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Hydrocharis morsus-ranae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Juncus bulbosus	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2	0	1	0	0
Luronium natans	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Myriophyllum alterniflorum	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Myriophyllum spicatum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Myriophyllum verticillatum	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Nitella flexilis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Nuphar lutea	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Persicaria amphibia	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	2	2	0	1	0	1
Pistia stratiotes	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Potamogeton acutifolius	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Potamogeton alpinus	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton berchtoldii	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Potamogeton compressus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Potamogeton crispus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Potamogeton lucens	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton natans	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Potamogeton obtusifolius	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Potamogeton perfoliatus	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton polygonifolius	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton pusillus	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	2	2	0	1	1	1
Ranunculus trichophyllus	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Ranunculus circinatus	0	1	0	1	1	2	1	2	0	1	1	2	2	2	0	1	1	2
Ranunculus peltatus	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1	2
Riccia fluitans	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	2	2	0	1	0	1
Sagittaria sagittifolia	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	2	2	0	1	1	1
Sparganium emersum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Stratiotes aloides	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1
Utricularia vulgaris	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1
Groenlandia densa	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Ruppia maritima	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Zannichellia palustris	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton pectinatus	-1	-2	-1	-2	0	0	1	0	-1	-2	0	0	2	2	-1	-2	0	0
Potamogeton trichoides	0	-1	0	-1	1	2	1	2	0	-1	1	2	2	2	0	-1	1	2
Ceratophyllum demersum	0	-1	-1	-2	1	0	1	0	0	-1	1	0	2	2	0	-1	1	0
Lemna gibba	-1	-1	-1	-2	0	0	0	0	-1	-1	0	0	1	0	-1	-1	0	0
Lemna minor	0	-1	0	-1	0	0	0	0	0	-1	0	0	1	0	0	-1	0	0
Lemna minuta	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Lemna trisulca	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
Spirodela polyrhiza	0	-1	0	-1	0	0	0	0	0	-1	0	0	1	0	0	-1	0	0

3.1.3 Offene Fragen

Transformation der Ökologischen Qualitäts-Kennzahl

Insbesondere aufgrund der Tatsache, dass die Makrophyten zusammen mit dem Phytobenthos eine gemeinsame biologische Qualitätskomponente darstellen, wäre eine Transformation der Ökologischen Qualitäts-Kennzahl in einen numerischen Wert zwischen 0 und 1 entsprechend dem Leitfaden REFCOND (CIS AG 2.3) wünschenswert.

Evaluierung des Verfahrens

Da die Zuordnung der Wertepunkte und die Festlegung der Klassengrenzen vor allem nach Experteneinschätzung erfolgte, ist ein Praxistest für das entwickelte Verfahren sinnvoll und notwendig. Dadurch kann das Verfahren validiert und gegebenenfalls angepasst werden. Die im Rahmen des Projektes erhobenen Daten bilden dafür eine umfangreiche Basis.

3.1.4 Fazit: Bewertung von Marschgewässern anhand der Makrophyten

Im Teilprojekt „Makrophyten“ konnten auf Grundlage von umfangreichen erhobenen und recherchierter Daten neun Subtypen der Marschgewässer differenziert werden. Für alle ist aufgrund ihrer Charakteristik eine unterschiedliche Definition der Referenzbedingungen notwendig. Während der Subtyp der stark tidebeeinflussten Marschgewässer sinnvollerweise entsprechend STILLER (2005) zu bewerten ist, wurde für die acht übrigen Subtypen ein neues Bewertungsverfahren entwickelt und erprobt, da das bundesweit für Makrophyten entwickelte PHYLIB-Verfahren für diese Typen nicht geeignet ist.

Das entwickelte Verfahren ist grundsätzlich für die Bewertung des ökologischen Potenzials anhand der Makrophyten an nicht tideoffenen Gewässern und solche mit geringem Tidenhub anwendbar. Eine Anpassung des Verfahrens sollte im Rahmen eines Praxistests erfolgen. Ein Abgleich mit den anderen Qualitätskomponenten, insbesondere dem Phytobenthos und der Fischfauna, und die Transformation der Ökologischen Qualitäts-Kennzahl in einen numerischen Wert zwischen 0 und 1 entsprechend REFCOND (CIS AG 2.3) steht noch aus.

3.2 Fischfauna

Fische stellen eine der biologischen Qualitätskomponenten dar, anhand derer die Gewässer gemäß WRRL zu bewerten sind. Da die Biologie dieser Gruppe im Vergleich zu anderen wasserlebenden Tieren und Pflanzen überdurchschnittlich gut bekannt ist, eignet sich die Fischfauna gut zur Bewertung. Anhand der Fischfauna lassen sich vor allen Dingen Hinweise auf Defizite im Bereich der Gewässerstruktur ableiten, sie kann aber auch Hinweise auf eine chemische oder physikalische Belastung von Gewässern geben.

3.2.1 Bundesweites Vorgehen zur Fließgewässerbewertung gemäß WRRL

Kurzbeschreibung

Für die Bewertung der Fließgewässer wird bundesweit das Fisch-Indizierte Bewertungsverfahren (FIBS, DUßLING et al. 2004, DIEKMANN et al. 2005) verwendet. Das Verfahren basiert auf einer jeweils für die unterschiedlichen Gewässertypen definierten Referenzgemeinschaft, die als Bewertungsmaßstab fungiert. Ein wesentliches Element der Fließgewässerbewertung anhand der Fischfauna ist dabei die charakteristische Abfolge der Fischgemeinschaften im Längskontinuum. Diese charakteristischen Zonierungen bilden im Prinzip die Grundlage zur Ableitung der Referenz. Die Bewertung des Gewässerzustandes erfolgt mittels eines multimetrischen Verfahrens unter Berücksichtigung ökologischer Gilden¹. Die quantitative und qualitative Ausprägung dieser Messgrößen ist für die Ermittlung des Zustands von Fließgewässern bedeutsam und geeignet, spezifische Beeinträchtigungen widerzuspiegeln. Der im Rahmen der WRRL erforderliche Aspekt „Häufigkeit“ wird durch die Festlegung einer „relativen Referenzhäufigkeit“ (prozentualer Anteil am Gesamtfang) für jede Art berücksichtigt.

Die Nutzung des Verfahrens erfordert eine qualitative und quantitative Erfassung der Fische; neben Arten und Häufigkeiten werden zudem auch Informationen zur Altersstruktur aufgenommen.

Eignung für Marschgewässer

Marschgewässer sind limnologisch in vielerlei Hinsicht eher als langgezogene Stillgewässer anzusprechen. Die ökologische Funktion für die Fischfauna von Marschgewässern verändert sich dabei weniger über einen räumlichen als eher über einen zeitlichen Gradienten. Denn im Gegensatz zu den typischen Fließgewässern unterliegen v.a. die kleineren Marschgewässer im Prinzip an ein und demselben Ort im Laufe der Zeit mehr oder weniger ausgeprägten Veränderungen (z.B. durch Alterungsprozesse bzw. deren Unterbrechung aufgrund von Unterhaltungsmaßnahmen). Diese können ein Gewässer für Fische artspezifisch unterschiedlich attraktiv machen (SCHUCHARDT 2001, SCHOLLE 2001). In größeren Gewässern ist ein solcher Zusammenhang wohl weniger stark ausgeprägt bzw. erfolgt auf einer längeren Zeitskala.

Marschgewässer sind deshalb in das gängige Schema der Fließgewässerbewertung nicht oder nur sehr eingeschränkt einzuordnen. Spezifische Indikatoren der Fischfauna, wie z.B. Kieslaicher oder die Nutzung allgemeiner Messgrößen (u.a. Fischregionsindex), die nach FIBS bewertet werden, spielen in Marschgewässern i.d.R. eine untergeordnete oder gar

¹ Gilden sind Gruppen von Arten, die sich hinsichtlich bestimmter Ansprüche an ihren Lebensraum sehr ähnlich sind, z.B. bzgl. Fortpflanzung und Wanderverhalten.

keine Rolle. Hinzu kommt, dass die Marschgewässer viele Charakteristika ehemaliger Auengewässer aufweisen und als wertvolle Sekundärbiotope dieser Gewässer dienen können. Diese Gewässertypen sind im derzeitigen Bewertungssystem für Fließgewässer nicht mit einbezogen.

Aus diesen Gründen war ein eigener Ansatz für die Bewertung der Marschgewässer notwendig.

3.2.2 Im Projekt entwickeltes Bewertungsverfahren

Probenahme

Im Herbst 2005 wurden im Rahmen des Pilotprojektes an vier ausgewählten Marschgewässern (Harle, Käseburger Sieltief, Hackemühlener Bach, Wischhafener Schleusenfleth) WRRL-konforme Befischungen (vgl. LAVES, DIN-Entwurf EN 14011) durchgeführt. Das methodische Vorgehen gewährleistet eine Vergleichbarkeit zu anderen Untersuchungen im Rahmen der WRRL. Abhängig von der Gewässergröße wurden bis zu drei Messstellen pro Gewässer befischt. Dabei sind etwa 1,5 km stromauf bzw. etwa 1,5 km stromab der von den zuständigen NLWKN festgelegten Messstellen jeweils mehrere Gewässerabschnitte zwischen 100 und 250 m Länge elektrisch befischt worden. Aufgenommen wurden die Häufigkeiten der Arten sowie die Körperlängen der einzelnen Individuen zur Ermittlung der Altersstruktur.

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes erhobenen Daten wurden um weitere Befischungsdaten aus vergleichbaren Marschgewässern ergänzt. Hierbei handelte es sich v.a. um ältere Daten des niedersächsischen Fischartenkatasters oder um Daten, die in der jüngeren Vergangenheit im Rahmen der Bestandserfassung für die WRRL erhoben wurden (Daten wurden vom LAVES und von der Wassergütestelle Elbe freundlicherweise zur Verfügung gestellt). Insgesamt konnten Daten aus 30 niedersächsischen Marschgewässern mit ca. 176 Befischungsstrecken berücksichtigt werden (vgl. Abb. 3).

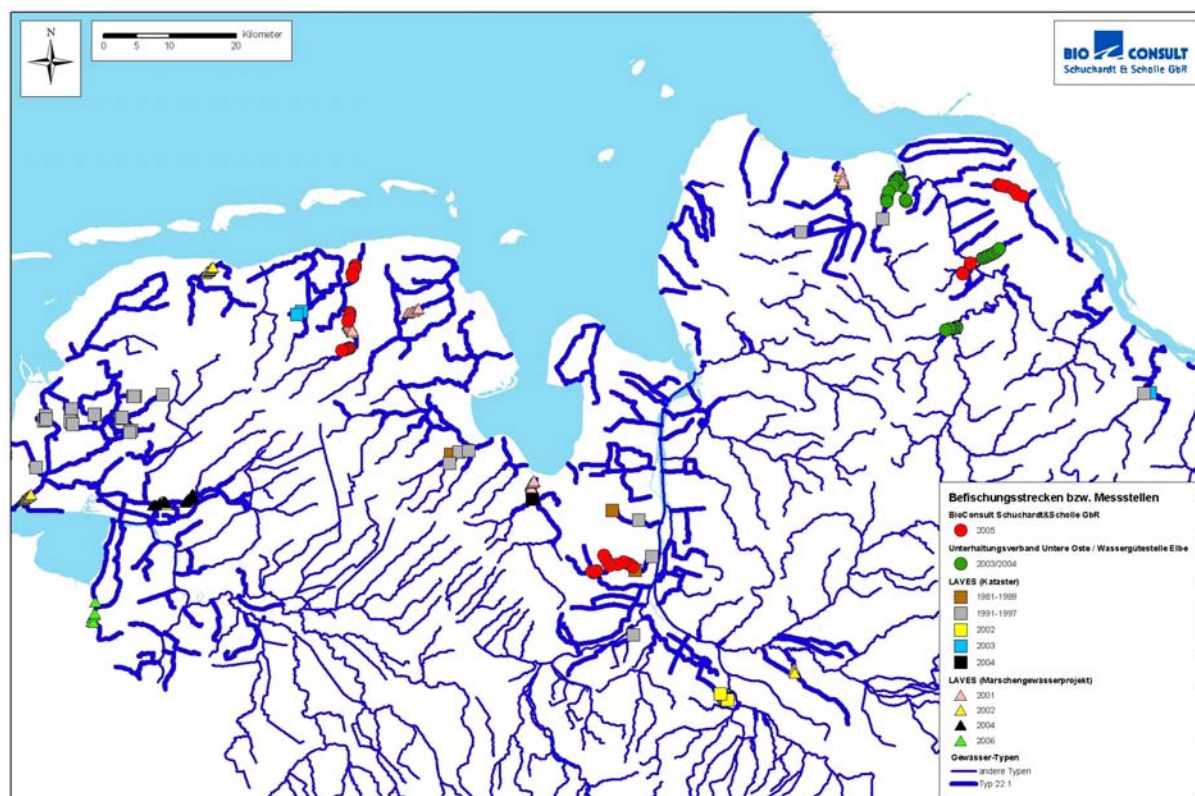


Abb. 3: Anzahl und Lage der Befischungsstrecken in niedersächsischen Marschgewässern, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit für die Herleitung eines Bewertungsverfahrens genutzt wurden.

Erweitert wurde der Datensatz um einige Untersuchungen aus Schleswig-Holstein und Bremen. Um eine Vergleichbarkeit aller Daten herzustellen sind für die quantitative Auswertung, so weit dies möglich war, alle Befischungsdaten auf Ind./100 m-Abschnitte normiert worden.

Bewertungsverfahren

Mit Hilfe verschiedener multivariater statistischer Auswerteverfahren wurden insgesamt ca. 268 Gewässerabschnitte (176 in Niedersachsen, dazu Daten aus Schleswig-Holstein und Bremen, s.o.) aus verschiedenen Befischungen in Marschgewässern analysiert. Damit konnten hinsichtlich der Fischgemeinschaften unterscheidbare Marschgewässer-Subtypen ausgewiesen werden. Es ergab sich eine größenabhängige Unterteilung in vier Subtypen:

- große Marschgewässer (Breite > ca. 10 m),
- mittelgroße Marschgewässer (Breite ca. 5 bis 10 m),
- kleine Marschgewässer (Breite < ca. 5 m),
- Gräben (Breite < 2 m).

Nach dem derzeitigen Wissensstand sind diese Grundtypen mit gewissen Ausnahmen nicht so unterschiedlich ausgeprägt, als dass für diese jeweils eine spezifische Referenz erforderlich wäre.

Weiterhin konnten diejenigen Indikatorgruppen (ökologische Gilden) identifiziert werden, die für Marschgewässer eine hohe Bedeutung aufweisen und die für eine Charakterisierung und eine Bewertung im von der WRRL vorgeschriebenen Sinn (Artikel 4 bzw. Anhang V) in Frage kommen.

Von den insgesamt 39 Arten, die für Marschengewässer des Typs 22.1 dokumentiert wurden, sind auf diese Weise 19 Arten ermittelt worden, die als Indikatoren geeignet sind. Es handelt sich um die Angehörigen der folgenden drei ökologischen Gilden u.a. in Anlehnung an DUBLING et al. (2004) und DIEKMANN et al. (2005):

- Gilde **Indifferente Arten**: Arten ohne spezifische Habitatansprüche. Die Arten dieser Habitatgilde besiedeln sowohl vegetationsarme als auch vegetationsreichere Gewässer, wobei aber Abschnitte mit sehr dichter Unterwasservegetation ohne Freiwasserbereiche meist gemieden werden. In Marschgewässern wurden zwölf Arten dieser Gruppe nachgewiesen. Zu den indifferenten Arten gehören z.B. Rotauge, Brasse, Güster, Flussbarsch, Hecht oder Zander.
- Gilde **Stillgewässerarten**: Arten dieser Gilde werden als Besiedler von stehenden Gewässern oder Ruhigwasserbereichen mit mehr oder weniger ausgeprägten submersen Makrophyten definiert. Alle Stillgewässerarten nutzen zur Eiablage Unterwasservegetation. Vier Arten dieser Gruppe - Karausche, Moderlieschen, Rotfeder und Schleie - wurden in Marschgewässern nachgewiesen.
- Gilde **Auenarten**: Arten dieser Gruppe lebten ursprünglich wahrscheinlich in naturnahen Auenlandschaften. Als Pionierarten und ausgeprägte Nischenbewohner waren sie auf eine kräftige Auendynamik angewiesen. 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 Auen, wie v.a. Grünlandgräben oder Fleete der Flussmarschen. Insbesondere die eher extensiv unterhaltenen Marschgewässer haben als Ersatzlebensraum für die o.g. Arten besondere Bedeutung. Daher werden diese typischen Besiedler der ehemaligen Flussauen als eigene Gilde mit besonderem Indikationsgewicht klassifiziert. Drei Arten dieser Gruppe wurden in Marschgewässern nachgewiesen, diese sind Schlammpeitzger, Steinbeißer und Bitterling.

Zur Bewertung der Fließgewässer wurden, getrennt nach den beschriebenen Gilden, drei Module herangezogen.

- Modul Artengemeinschaft: qualitatives Vorhandensein von Arten der einzelnen Gilden,
- Modul Häufigkeit: Häufigkeit von Vertretern der drei Gilden,
- Modul Altersstruktur: Alterstruktur der Vertreter dieser Gilden.

Aus der Kombination der o.g. drei ökologischen Gilden mit den drei Modulen wurde ein Bewertungsverfahren mit neun Messgrößen (Metrics) entwickelt, das für jede der Messgrößen eine WRRL-konforme Bewertung ermöglicht (vgl. BioConsult 2006).

Im folgenden sind die Messgrößen, getrennt nach den drei Modulen Artengemeinschaft, Häufigkeit und Altersstruktur dargestellt. Die fünf Kategorien in den Tabellen entsprechen dabei dem höchsten (5), hohen (4), mäßigen (3), unbefriedigenden (2) und schlechten (1) ökologischen Potenzial für die entsprechenden Messgrößen. Die für das weitere Rechenverfahren abgeleitete Punktzahl (Score) entspricht der Ordnungszahl der Kategorie.

I) Modul Artengemeinschaft

In diesem Modul wird dem Nachweis von Vertretern der Arten der drei Gilden eine Punktzahl (Score) zugeordnet (Tab. 6). Je nach Anzahl der in der jeweiligen Gilde nachgewiesenen Arten wird der Befund wie in der Tabelle dargestellt in die jeweilige Kategorie eingeordnet. Die drei erhaltenen Punktzahlen für die Gilden werden addiert. Maximale Punktzahl ist 15 (3 x 5) Minimale Punktzahl ist 3 (3 x 1).

Tab. 6: Modul Artengemeinschaft, Klassengrenzen für die Einstufung einer Probenstrecke in die fünf Wertkategorien anhand der nachgewiesenen Anzahl von Arten in den drei Gilden mit Indikationsfunktion.

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

II) Modul Häufigkeiten

In diesem Modul wird der Häufigkeit von Vertretern der entsprechenden Gilden eine Punktzahl zugeordnet. Die Berücksichtigung der Häufigkeiten erfolgt über die Zuordnung der absoluten Fangzahlen zu Häufigkeitsklassen (Tab. 7). Dabei wird bei den Auenarten und den Stillgewässerarten die Einstufung in die jeweilige Kategorie auf Artebene durchgeführt. Die Ermittlung des Metrics für diese beiden Gilden erfolgt über die Addition der erhaltenden Punktzahlen bei den einzelnen Arten. Die Klassengrenzen und Wertstufen für die einzelnen Arten und Gilden sind aufgrund der unterschiedlichen Biologie der Arten differenziert abzuleiten.

Tab. 7: Modul Häufigkeiten, Klassengrenzen für die Einstufung einer Probenstrecke in die fünf Wertkategorien anhand der nachgewiesenen Anzahl von Individuen pro 100 m Abschnitt. Maximal zu erreichende Punktzahl im Modul Artengemeinschaft = 15.

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 4 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 5 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 6 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.

* = vgl. Referenzartenliste in Teilprojektbericht;
 *** 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.

III) Modul Altersstruktur

Dieses Modul bewertet gildenspezifisch die Altersstruktur der Fischgemeinschaft eines Gewässerabschnittes (Tab. 8). Die Differenzierung der Altersklassen basiert auf dem vorgehen der in Niedersachsen durchgeführten Praxis bei Bestandserhebungen im Rahmen der WRRL. So werden nach LAVES drei Alterklassen ‚adult‘, ‚subadult‘ sowie „juvenil“ (0+-Gruppe) unterschieden. Auch im Modul Altersstruktur erfolgt die Einstufung in die einzelnen Klassen differenziert nach der Biologie der Arten. Wertgebend bei den Auenarten und den stillgewässertypische Arten ist das Vorkommen von mehreren Altersklassen der einzelnen Arten, bei den indifferenten Arten werden die Arten mit ihren Altersstrukturen summarisch bewertet.

Tab. 8: Modul Altersstruktur, Klassengrenzen für die Einstufung einer Probenstrecke in die fünf Wertkategorien anhand der Anzahl der nachgewiesenen Altersgruppen (AG). Maximal zu erreichende Punktzahl im Modul Altersstruktur = 15.

Metric	MODUL ALTERSSTRUKTUR	3 AG (inkl. 0+)	4	2 AG	3	2	1	≤1 AG	Score
	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								
	Karusche (<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 deloneatus</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	

* = vgl. Referenzartenliste im Teilprojektbericht; AG = Altersgruppe. Kmax = maximaler Häufigkeitswert bezogen auf das jeweilige Metric

Klassengrenzen

Zur Herleitung der Klassengrenzen für das ökologische Potenzial von Marschgewässern werden die Punktzahlen der neun Metrics zur einer Ökologischen Qualitäts-Kennzahl (Ecological Quality Ratio = EQR) verrechnet. Die Berechnung des EQR-Wertes aus den einzelnen Metrics erfolgt durch einfache mathematische Operationen. Anhand der Formel 1 (s.u.) werden die Ergebnisse in einen Messwert zwischen 0 und 1 transformiert, wobei 0 den schlechtest möglichen Zustand und 1 den besten Zustand eines Gewässers beschreibt.

$$\text{Formel 1 } \text{EQR} = (\text{Resultat} - \text{Summe-Min}) / (\text{Summe Max} - \text{Summe Min})$$

Der beste mögliche Wert läge demnach bei 1,0 [(45-9)/(45-9)], der schlechteste Wert läge bei 0,0 [(9-9)/(45-9)]. Die Ergebnisse für die vier Modellgewässer nach diesem Verfahren sind in Kap. 4 dargestellt.

Die Einteilung der Klassengrenzen orientiert sich an den in der WRRL benannten normativen Begriffsbestimmungen. Entsprechend dem Leitfaden REFCOND (CIS AG 2.3) werden diese Begriffsbestimmungen in einen numerischen Wert zwischen 0 und 1 transformiert. Von den dort vorgeschlagenen Klassengrenzen für den ökologischen Zustand - abgeleitet für Gewässer, zu denen historische Daten nicht in ausreichender Anzahl vorliegen - wird

aufgrund der großen Variabilität der Fischgemeinschaft in Marschgewässern leicht abgewichen. Daraus ergeben sich die in Tab. 9 rot dargestellten Klassengrößen.

Auch die Ableitung des Potenzials orientiert sich an REFCOND (CIS AG 2.3). Dabei wird festgelegt, dass das höchste ökologische Potenzial dem guten ökologischen Zustand entspricht. Davon ausgehend werden die anderen Klassen des ökologischen Potenzials bestimmt. Für die Qualitätskomponente Fische entspricht damit das „gute ökologische Potenzial“ dem „mäßigen Zustand“ von natürlichen Fließgewässern (vgl. Tab. 9). Eine unterschiedliche Bewertung der abgegrenzten Subtypen der Marschgewässer ist nicht erforderlich.

Tab. 9: EQR-Werte nach REFCOND mit zugeordneten Zustandsklassen (schwarz) und daraus abgeleitete EQR-Werte für Marschgewässer und zugeordneten Potenzialklassen (rot).

Normative Begriffsbestimmung	Bewertung/ Ähnlichkeit zur Referenz	EQR-Wert (REFCOND) EQR-Wert für Marschgewässer	Ökologischer Zustand/ Ökologisches Potenzial
..vollständig oder nahezu... kaum Abweichungen (<i>hier nicht relevant</i>)	>= 90%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>=1 - 0,85	Sehr guter Zustand Keine Entsprechung
.. geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen	Messgrößenspezifische Festlegung – >80%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	0,85 - 0,7 >0,7	Guter Zustand Höchstes Potenzial
...mäßige Abweichung, größere Anzeichen anthropogener Störung..	Messgrößenspezifische Festlegung – >60%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	0,70 - 0,55 0,7 - 0,55	Mäßiger Zustand Gutes Potenzial
... erhebliche Abweichung..	Messgrößenspezifische Festlegung – >40% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	0,55 - 0,4 0,55 - >0,25	Unbefriedigender Zustand Mäßiges Potenzial
...große Teile der Biozönosen fehlen...	< 40% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	<0,40 </=0,25 </=0,1	Schlechter Zustand Unbefriedigendes bis schlechtes Potenzial

3.2.3 Offene Fragen

Evaluierung des Verfahrens

Da bei der Erarbeitung des Verfahrensvorschlages keine ausreichenden Informationen zum Zustand von Referenzgewässern vorlagen und die Festlegung der Klassengrenzen vor allem nach Experteneinschätzung erfolgt ist, ist ein Praxistest sinnvoll und notwendig. Die vorgenommenen Einstufungen können durch diesen Test validiert und gegebenenfalls angepasst werden. Dies ist auch in dem von der CIS Arbeitsgruppe 2.3 beschriebenen Verfahren (REFCOND) vorgesehen. Die Untersuchung der vier Modellgewässer gibt dafür erste Hinweise, reicht aber für eine Überprüfung nicht aus.

Klärung der Gültigkeit des Verfahrens für weitere Subtypen

Die Daten, die für die Entwicklung des Verfahrens zugrunde gelegt wurden, stammen aus Marschgewässern unterschiedlicher Breite, (<5 bis ca. 30 m Breite), die vom Tideeinfluss durch ein Sieb oder Schöpfwerk abgetrennt sind.

Es ist deshalb zu überprüfen, ob ggf. weitere Subtypen abzugrenzen sind, für die ein eigener Bewertungsmaßstab erforderlich werden könnte. Weitere Subtypen sind z.B.:

- **Tideoffene Marschgewässer**
für diesen Typ ist mit Sicherheit von einem gesondert zu bewertenden Subtyp auszugehen. Hierbei sind gegebenenfalls Gewässer der Marschen (Typ 22.1) und Flüsse der Marsch (Typ 22.2) zusammenzufassen.
- **Strömungsgeprägte Marschgewässer**
Ein solcher Subtyp ist sehr wahrscheinlich auch hinsichtlich seiner Fischfauna abzugrenzen. Hinweise darauf liefern die Ergebnisse zum Hackemühlener Bach. Die Probestelle an diesem Gewässer befindet sich im Übergangsbereich zwischen Marsch und Geest. Aufgrund des intermediären Charakters zwischen i.d.R. stehenden oder langsam strömenden Marschgewässern und den „typischen“ Fließgewässern wäre hier ein spezifischer Bewertungsmaßstab notwendig. Denkbar wäre auch eine Bewertung dieses Typs mittels des Standard-Verfahrens für Fließgewässer (FIBS). Allerdings wäre auch in diesem Fall eine entsprechende Referenzgemeinschaft neu zu erstellen. Im Rahmen des Monitorings sollten keine Probestellen in diesen Übergangsbereich gelegt werden. Gegebenenfalls kann damit auf die Ausweisung dieses zusätzlichen Subtyps verzichtet werden.
- **Natürlicherweise vegetationsarme bzw. vegetationsreiche Marschgewässer**
Eine Prüfung, in wie weit sich bezogen auf den Faktor Makrophyten solche vegetationsarme bzw. –reiche Subtypen tatsächlich unterscheiden lassen, war im Rahmen der vorliegenden Arbeit auf Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten nicht möglich. Problematisch ist, dass durch die Unterhaltung durchgängig vegetationsreiche Gewässer praktisch nicht existieren, der Faktor Unterhaltung somit die Gewässer prägt. Ob dennoch spezifische Bewertungsmaßstäbe für potenziell makrophytenreiche Marschgewässer entwickelt werden müssen, ist noch unklar.
- **Ausschließlich geschöpfte Marschgewässer**
Bei Gewässern, die topografisch so tief liegen, dass keine natürliche Vorflut besteht, ist eine Passierbarkeit der Schöpfwerke für Fische unmöglich. Das vorliegende Bewertungsverfahren liefert jedoch keine unmittelbaren Hinweise auf den Aspekt Durchgängigkeit. Generell ist daher im Rahmen der Maßnahmenplanung die Relevanz des Themas Durchgängigkeit für das entsprechende Gewässer zu prüfen. Nur wenn der betrachtete Abschnitt als potenzielle Transitstrecke für Wanderarten wie Lachs oder Neunaugen beispielsweise zu oberliegenden Kiesbetten in Frage kommt, sollten in jedem Fall entsprechende Maßnahmen konzipiert werden.

3.2.4 Fazit: Bewertung von Marschgewässern anhand der Fischfauna

Marschgewässer sind in das gängige Schema der Fließgewässerbewertung für Fische nicht oder nur sehr eingeschränkt einzuordnen. Deshalb war ein eigener Bewertungsansatz notwendig. Die Ergebnisse zum Teilprojekt „Fische“ haben gezeigt, dass sich auf der Grundlage des vorliegenden Datensatzes verschiedene Marschgewässer-Subtypen v.a. im Hinblick auf ihre Größe voneinander abgrenzen lassen. Diese sind jedoch nicht so unterschiedlich ausgeprägt, dass jeweils eine spezifische Referenz erforderlich wäre. Die Anwendung des erarbeiteten Bewertungsvorschlags an den vier im Rahmen des Pilotprojektes untersuchten Modellgewässern ergab plausible Ergebnisse. Dies unterstützt die Einschätzung, dass ein Großteil der Marschgewässer des Typs 22.1 mittels des abgeleiteten Referenzmaßstabes bewertet werden kann. Dennoch bleibt zu prüfen, ob ggf. weitere Subtypen abzugrenzen sind, für die ein eigener Bewertungsmaßstab erforderlich wäre. Ein Praxistest und der Abgleich mit anderen Qualitätskomponenten ist erforderlich.

3.3 Phytobenthos (Diatomeen)

Das Phytobenthos, unterteilt in Diatomeen und übriges Phytobenthos, wird in der WRRL zusammen mit den Makrophyten als eine biologische Qualitätskomponente aufgeführt. Im Pilotprojekt wurde die Eignung der Teilkomponente Diatomeen für die Bewertung von Marschgewässern überprüft. Dazu wurden Untersuchungen aus den Jahren 2002 bis 2004 herangezogen. Die Diatomeen geben in erster Linie Hinweise auf die Trophiesituation (Nährstoffbelastung) der Gewässer, zeigen aber auch Versalzung und Versauerung an.

3.3.1 Bundesweites Vorgehen zur Fließgewässerbewertung gemäß WRRL

Kurzbeschreibung

Für die Bewertung des Phytobenthos im Sinne der WRRL wurde das bundesweite Verfahren nach SCHAUMBURG et al. (2005a, PHYLIB-Verfahren) entwickelt. Als Probenahme-Zeitpunkt für Tieflandgewässer wird für die Diatomeen eine Probenahme im Oktober oder November empfohlen, eine zweite Probe sollte im Sommer genommen werden. Der Winter- und Frühjahrsaspekt wird als nicht geeignet angesehen. Im Rahmen der Probenahme werden an mindestens fünf verschiedenen Stellen Teilproben genommen, indem Steine abgekratzt oder die obersten Millimeter von beprobten Sand- oder Schlamm Bereichen abgenommen und zu einer Probe vereinigt werden.

Die Bewertung der Diatomeen setzt sich aus den beiden Modulen „Arztzusammensetzung und Abundanz“ sowie „Trophieindex und Saprobienindex“ einer Probe zusammen. Zusätzlich kann eine Abstufung durch die Zusatzmodule „Versauerung“ oder „Versalzung“ erfolgen. Diese beiden Zusatzmodule spielen jedoch für Marschgewässer keine Rolle.

Die ermittelten Werte für die beiden o.g. Module werden verrechnet und einer ökologischen Zustandsklasse ($DIÖZ_{\text{Fließgewässer}}$) zugeordnet. Für das Bewertungsmodul „Arztzusammensetzung und Abundanz“ ist die prozentuale Summenhäufigkeit der an der Gewässerstelle vorhandenen Referenzarten entscheidend, wobei zwischen Allgemeinen und Typspezifischen Referenzarten unterschieden wird. Bei den Allgemeinen Referenzarten handelt es sich überwiegend um solche, die empfindlich auf Nährstoffbelastung reagieren. SCHAUMBURG et al. (2005a) führen insgesamt 442 Taxa dieser Kategorie auf. Bei den Typspezifischen Referenzarten dagegen handelt es sich vorwiegend um Diatomeen-Taxa die tolerant gegenüber hohen Nährstoffgehalten sind oder sogar nährstoffreiche Gewässer bevorzugen.

Eignung für Marschgewässer

Das bundesweite Verfahren weist keine Referenzliste für Gewässer der Marschen aus. Aufgrund der geringen vorhandenen Datenmenge haben SCHAUMBURG et al. (2005a) kein weiterführendes Bewertungssystem für Marschgewässer entwickelt. so dass die entsprechenden Grundlagen erst noch geschaffen werden müssen.

3.3.2 Im Projekt entwickeltes Bewertungsverfahren

Im Rahmen des Pilotprojektes wurden erhobene Daten der „Niedersächsischen Bestandsaufnahme für die WRRL“ und des „Sonderprojektes Marschgewässer“ aus den Jahren 2002 bis 2004 ausgewertet. Zusätzliche Beprobungen im Rahmen des Projektes wurden nicht durchgeführt.

Die Probenahme erfolgte mit einer Bauschaufel. In strömungsberuhigten Bereichen wurde die oberste Sedimentschicht abgenommen, von dieser Probe dann mit einem Löffel die obersten Millimeter abgehoben. Die insgesamt 17 Probestellen an nicht tideoffenen Marschgewässern, die im Rahmen des Pilotprojektes analysiert wurden, sind in Abb. 4 dargestellt.

Die weitere Probenaufbereitung, Herstellung von Dauerpräparaten und Auszählung der Schalenhälften erfolgten weitgehend entsprechend der Handlungsanweisung nach SCHAUMBURG et al. (2005a).

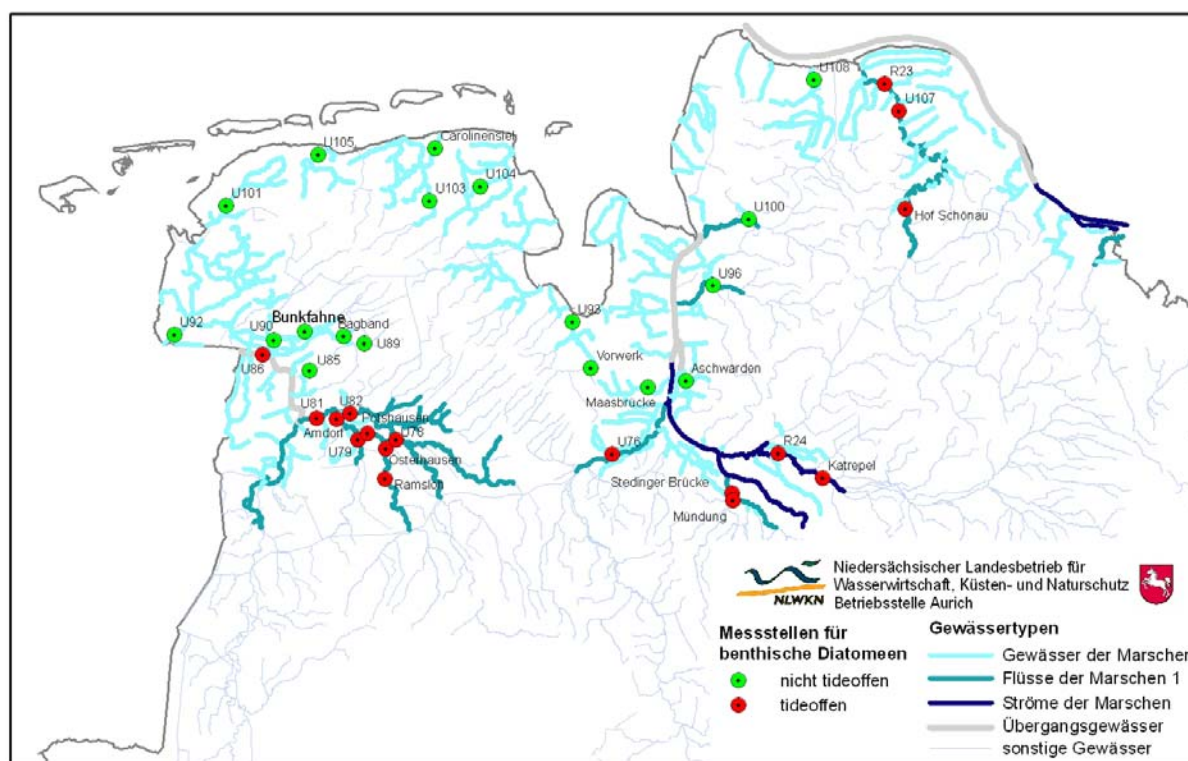


Abb. 4: Lage der Untersuchungsstellen für die benthischen Diatomeen, ausgewertet wurden die nicht tideoffenen Gewässer.

Insgesamt wurden im Rahmen des Pilotprojektes 49 Allgemeine Referenzarten für Marschgewässer ermittelt, die für die Auswertung herangezogen werden.

Die Daten wurden in Bezug auf verschiedene Aspekte (marine Arten, Salzzeiger etc.) und verschiedenen Indices (Trophie-, Saprobien-, Halobienindex) analysiert. Da auf das Ausbringen künstlicher Substrate verzichtet wurde, ist davon auszugehen, dass die Befunde einen Querschnitt durch die natürliche Lebensgemeinschaft der Kieselalgen (Diatomeenzönose) darstellt. Mit der Analyse der Daten konnte so die potenziell natürliche Diatomeenzönose der nicht tideoffenen Marschgewässer beschrieben werden.

Die Diatomeenzönose in nicht tideoffenen Marschgewässern lässt sich nach Auswertung der Daten wie folgt beschreiben:

- **artenreich:** in Einzelproben konnten bis zu 79 Taxa ermittelt werden, mit 50 Taxa konnte im Vergleich zu anderen biozönotischen Typen ein hoher Median verzeichnet werden,
- **planktische Diatomeenarten** sind in fast allen Proben nachweisbar, jedoch mit einem geringen Gesellschaftsanteil (bis 10 %),
- **marine Arten:** nicht immer nachweisbar, bei 56 % der Proben in nur geringen Anteilen (< 5 %) vertreten,
- **Salzeiger:** häufig nachweisbar in geringen (< 5 %) bis mäßigen hohen Anteilen
- **geringer Salzeinfluss:** 87 % der untersuchten Gewässerabschnitte können als typische Süßgewässer gelten,
- **stark nährstoffbelastet:** 76% der Gewässerstrecken überschreiten den eutrophen Zustand,
- **Güteklasse II-III:** nach Anwendung des Saprobien-Index sind 55 % der Gewässerabschnitte kritisch belastet und besser.

Die Anwendung des PHYLIB-Verfahrens als bundesweit gültiges Bewertungsverfahren wurde an den nicht tideoffenen Marschgewässern getestet. Es wurde der hinsichtlich des Referenzarteninventars ähnlichste, im PHYLIB- Verfahren beschriebene Typ (Diatomeentyp D11) verwendet und weiter angepasst (z.B. wurden nur noch Allgemeine Referenzarten bei der Bewertung berücksichtigt). Für die weitere Analyse wurde die erarbeitete Referenzartenliste herangezogen. Im Rahmen der Bewertung der ökologischen Zustandsklasse wurden die beiden Module „Arztzusammensetzung und Abundanz“ sowie „Trophieindex und Saprobienindex“ ermittelt und nach dem Standardverfahren verschnitten.

3.3.3 Offene Fragen

Das im Rahmen des Pilotprojektes entwickelte, noch weiter anzupassende Verfahren ist nur für die nicht tideoffenen Gewässer und solche ohne starken Salzeinfluss geeignet. Für andere Typen muss überprüft werden, ob die Anwendung des Verfahrens zu plausiblen Ergebnissen führt.

Folgende Aspekte sind weiterhin zu bedenken:

- Das Referenzarteninventar sollte durch Untersuchungen an Referenzabschnitten verifiziert und erweitert werden.
- Die notwendige Ableitung der Klassengrenzen zur Einstufung des ökologischen Potenzials steht noch aus.
- Das Bewertungssystem sollte anhand der Befunde der anderen biologischen Parameter und der chemisch-physikalischen Untersuchungen geeicht werden.

3.3.4 Fazit: Bewertung von Marschgewässern anhand des Phytobenthos (Diatomeen)

Das PHYLIB-Verfahren ist im Prinzip für die wenig salzbelasteten, nicht tideoffenen Marschgewässer anwendbar, es muss allerdings auf Marschgewässer angepasst werden. Zur Formulierung des guten ökologischen Potenzials und für eine Bewertung müssten noch gezielt Untersuchungen an Referenzabschnitten durchgeführt werden, um die Liste der Referenzarten aus Marschgewässern zu ergänzen und eine Messlatte zu erhalten, anhand derer die einzelnen Bewertungsklassen geeicht werden können. Für andere Subtypen (z.B. tideoffene Marschgewässer) muss überprüft werden, ob die Anwendung des Verfahrens zu plausiblen Ergebnissen führt.

Für die Qualitätskomponente Phytobenthos (Diatomeen) sind somit noch umfangreiche Grundlagenuntersuchungen erforderlich, die im Rahmen des Pilotprojektes nicht leistbar sind. Daher wird diese Teil-Qualitätskomponente im weiteren Verlauf des Pilotprojektes nicht weiter berücksichtigt. Bis zum Abschluss einer Verfahrensentwicklung für das Phytobenthos sollten für die nach WRRL vorgesehene Bewertung der Qualitätskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“ lediglich die Makrophyten berücksichtigt werden. Dies entspricht der Vorgehensweise des PHYLIB-Verfahrens bei ungesichertem Modul „Diatomeen“ und ungesichertem Modul „Phytobenthos ohne Diatomeen“.

3.4 Phytoplankton

Das Phytoplankton stellt eine weitere biologische Qualitätskomponente der WRRL dar. Anhand dieser Komponente lässt sich in erster Linie die Trophiesituation (Nährstoffbelastung) von stehenden Gewässern nachweisen. In Fließgewässern spielt es in der Regel eine untergeordnete Rolle. MISCHE et al. (2005) nennen zwei Schwellenwerte, oberhalb derer Phytoplankton in Fließgewässern berücksichtigt werden sollte. Zum einen sollten Gewässer mit einem Einzugsgebiet > 1.000 km² auf jeden Fall hinsichtlich des Phytoplanktons bewertet werden, zum anderen gelten Fließgewässer mit einem Chlorophyll-a Gehalt >20 µg/l als planktonführende Gewässer, in denen das Phytoplankton eine wichtige biologische Qualitätskomponente darstellt. Die Mehrzahl der im Pilotprojekt ausgewerteten Gewässer ist in diesem Sinne als planktonführend zu charakterisieren, so dass der Phytoplankton-Gemeinschaft Relevanz im Sinne der WRRL zukommt.

3.4.1 Bundesweites Vorgehen zur Fließgewässerbewertung gemäß WRRL

Kurzbeschreibung

Das bundesweite Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mittels Phytoplankton entsprechend der WRRL ist von MISCHE et al. (2005) erarbeitet worden. Demnach soll die Probenahme in monatlichen Abständen im Zeitraum von April bis Oktober durchgeführt werden, so dass mindestens sieben Messwerte pro Jahr zur Verfügung stehen. Dazu sind Chlorophyll a-Messungen in 14-tägigem Abstand vorgeschrieben und Nährstoffmessungen (v.a. Phosphor und Stickstoff) erwünscht.

Es handelt sich um ein multimetrisches Bewertungsverfahren. Bewertet werden u.a. die Kenngrößen Chlorophyll a, Gesamtphosphat, Gesamtbiovolumen, prozentuale Anteile der Pennales, Chlorophyceae und Cyanobakterien sowie der Trophiewert der Indikatortaxa und der planktische Halobienindex. Die Daten gehen als Saisonmittelwerte in die Berechnung ein und werden in einem Gesamtindex als Mittelwert zusammengefasst.

Eignung für Marschgewässer

Bisher ist kein Vorschlag für die Bewertung von Marschgewässer nach MISCHE et al. (2005) entwickelt worden, da die Datenbasis nicht ausreichte. Das Verfahren ist somit auf Marschgewässer bisher nicht anwendbar.

3.4.2 Im Projekt entwickeltes Bewertungsverfahren

Für die Bearbeitung der Komponente Phytoplankton wurden Daten verwendet, die im Rahmen der niedersächsischen Bestandsaufnahme gemäß WRRL in den Jahren 2002 und 2003 erhoben wurden. Von insgesamt 51 Probestellen in Niedersachsen liegen elf in nicht tideoffenen Marschgewässern und wurden somit ausgewertet (vgl. Abb. 5). Zum Zeitpunkt der Probenahme lag kein bundesweit gültiges Verfahren für die Probenahme und Aufbereitung vor, es musste daher ein eigenes Verfahren entwickelt werden (standard operation procedure, KROKER 2004). Die Determination wurde nach dem gängigen Verfahren auf sicher kenntliche Arten, Gattungen, Ordnungen, Formen oder Größenklassen beschränkt. Die Proben wurden quantitativ ausgewertet.

Die Anzahl der Probestellen bzw. untersuchten Gewässer reichte nicht aus, um eine Differenzierung von Subtypen mit Hilfe statistischer Berechnungen durchzuführen.

Die Daten wurden hinsichtlich ihrer Eignung für die Charakterisierung bzw. Bewertung von Marschgewässern ausgewertet:

Vorkommen unterschiedlicher taxonomischer Gruppen im jahreszeitlichen Verlauf

Die Variabilität ist erheblich, es konnten anhand der vorliegenden Daten einige für Marschgewässer charakteristische Befunde festgestellt werden, eine typische Planktongemeinschaft der nicht tideoffenen Marschgewässer ließ sich nicht ableiten.

Trophiebewertung nach BRETTUM (1989)

Das Verfahren wurde in einer anderen Ökoregion (für skandinavische Seen) entwickelt und ist nur auf die Indikation der Nährstoffbelastung ausgerichtet (Trophie). Es ist als alleinige Messgröße nicht geeignet, eine Bewertung gemäß WRRL durchzuführen.

Bewertungsverfahren nach MISCHKE et al. (2005)

Die zentralen Messgrößen (Metrics) lassen sich nicht auf Marschgewässer anwenden. So geht die Messgröße „Halobienindex“, welche die Salzbelastung eines Gewässers nachweist, von Verhältnissen im Binnenland aus. Dort sind Salzgehalte in der Regel auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen. Die Messgröße „Trophie“ (Belastung mit Nährstoffen) ist für einen Messbereich geeicht, der für Marschgewässer irrelevant ist, da es sich bei Marschgewässern um natürlicherweise eher eutrophe Gewässer handelt. Schließlich reicht für eine Reihe wichtiger Messgrößen des Verfahrens (Trophieindex, Pennales- bzw. Chlorophyceen-Index) die Anzahl der vorgefundenen Indikatorarten an einem Großteil der Messstellen nicht aus. Das Verfahren ist für die Bewertung von Marschgewässern somit nicht geeignet.

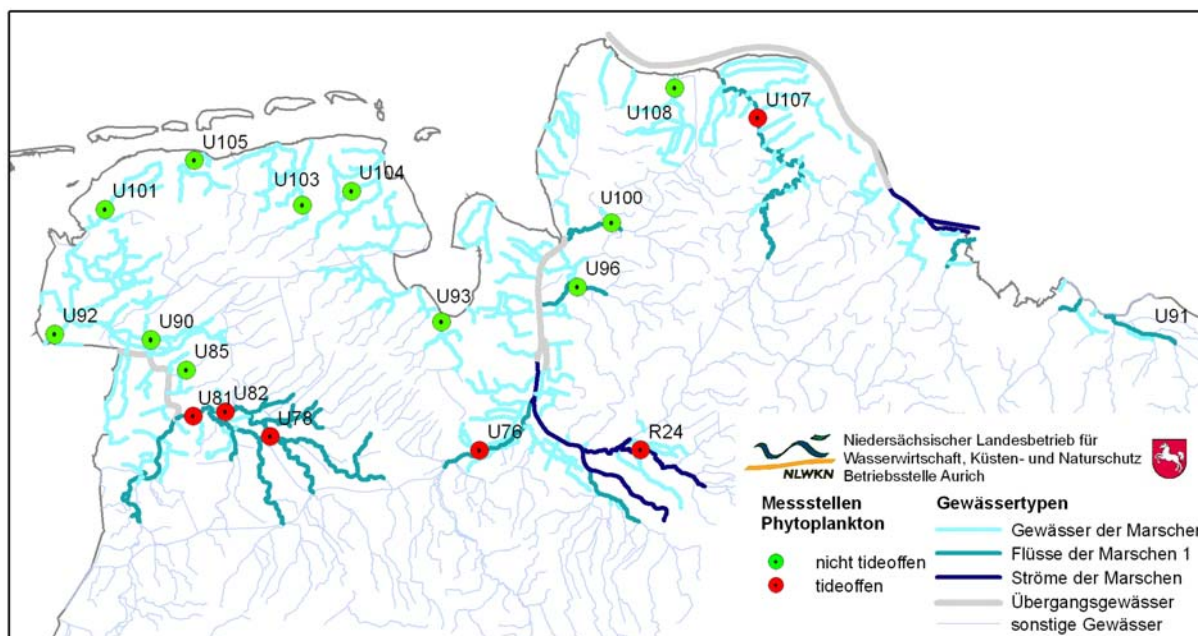


Abb. 5: Lage der Untersuchungsstellen für das Phytoplankton, ausgewertet wurden die nicht tideoffenen Gewässer.

3.4.3 Offene Fragen

Da das Verfahren nur mit erheblichem Aufwand für Marschgewässer angepasst werden kann, sollen die zahlreichen offenen Fragen nicht weiter verfolgt werden.

3.4.4 Fazit: Bewertung von Marschgewässern anhand des Phytoplanktons

Mit den vorhandenen Verfahren ist eine Bewertung von Marschgewässern anhand des Phytoplanktons nicht möglich. Es ist fraglich, ob der immense Aufwand, der für die Anpassung des Verfahrens nach MISCHE et al. (2005) für Marschgewässer notwendig wäre, zielführend ist. Denn über die Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes können Aussagen zur trophischen Situation eines Marschgewässers vergleichsweise einfach getroffen werden. Massenentwicklungen von Algen (z.B. Blaualgen und Geißelalgen) sollten jedoch beobachtet und aufgenommen werden.

3.5 Chemisch-physikalische Untersuchungen

Als Unterstützungskriterien für die Entwicklung des ökologischen Potenzials wurden im Rahmen des Projektes auch allgemeine chemisch-physikalische Untersuchungen an den vier Modellgewässern durchgeführt. Im Folgenden werden die Ergebnisse in Kurzform dargestellt. Sie sind auch in der zweiten Phase des Pilotprojektes von Bedeutung, denn hier können sie für die einzelnen Gewässer Interpretationshilfen zu festgestellten Defiziten liefern.

3.5.1 Chemische Güteklassifikation

Die Untersuchungen der chemischen Eigenschaften der Modellgewässer wurden durch monatliche Beprobungen im Zeitraum September 2005 bis Juni 2006 durchgeführt. Untersucht wurden neben Farbe, Trübung, Geruch, Sichttiefe, Temperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit auch der Sauerstoffgehalt, die Sauerstoffsättigung, BSB₅ (biochemischer Sauerstoffbedarf), DOC (gelöster organisch gebundener Kohlenstoff), TOC (Gesamt-Kohlenstoff-Gehalt), sowie der Gehalt an Ortho-Phosphat, Gesamt-Phosphat, Ammonium, Nitrat, Gesamt-Stickstoff, Chlorid und Sulfat.

Die Bewertung der Daten erfolgte auf Grundlage der Einstufung in chemische Güteklassen gemäß dem Bewertungssystem der LAWA (1998, vgl. Tab. 10), da Qualitätsnormen gemäß WRRL für die untersuchten Nährstoffe, Salze und Summenkenngößen großenteils nicht vorliegen:

Tab. 10: Güteklassifikation der Nährstoffe, Salze und Summenkenngößen. Zielvorgabe ist die Güteklasse II – mäßige Belastung.

Stoffname Güteklasse:	Einheit	Stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse						
		I	I – II	II	II – III	III	III – IV	IV
		anthropogen unbelastet	sehr geringe Belastung	mäßige Belastung	deutliche Belastung	erhöhte Belastung	hohe Belastung	sehr hohe Belastung
Gesamtstickstoff	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3	≤ 6	≤ 12	≤ 24	> 24
Nitrat-N	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20
Nitrit-N	mg/l	≤ 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Ammonium-N	mg/l	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4
Gesamtphosphor	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
Ortho-Phosphat-P	mg/l	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Sauerstoffgehalt	mg/l	> 8	>8	> 6	> 5	> 4	> 2	≤ 2
Chlorid	mg/l	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
Sulfat	mg/l	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
TOC	mg/l	≤ 2	≤ 3	≤ 5	≤ 10	≤ 20	≤ 40	> 40
AOX	µg/l	"0"	≤ 10	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	> 200

(Datenbasis: 90-Perzentil bzw. bei Sauerstoff 10-Perzentil oder ersatzweise Minimum)

Für die oft nur langsam fließenden oder stehenden Marschgewässer, die häufig geogen bedingt hohe Nährstoffgehalte aufweisen, ist dieses für Fließgewässer entwickelte System nur eingeschränkt anwendbar. Als orientierende Einstufung wird das System im Folgenden dennoch genutzt.

Basis für die Einstufung der Gewässer in Güteklassen sind die aus den Einzelwerten ermittelten Perzentile (10-Perzentil, 90-Perzentil). Die schlechteste kenngößenspezifische Klasse ist dabei bestimmend für die Gesamtbewertung eines jeden Gewässers.

Die gewässerchemischen Untersuchungen ergaben für die **Harle** deutliche bis erhöhte Belastungen gemäß LAWA (1998). Der an allen vier Messpunkten als hoch gekenn-

zeichneten Gehalt an Gesamt-Kohlenstoff (TOC) dürfte in erster Linie natürlichen Ursprungs und auf Auswaschungen von Huminstoffen aus den praktisch flächendeckend vorhandenen moorigen und anmoorigen Böden zurückzuführen sein. Die Werte wurden daher nicht für die Zuordnung der Güteklassen herangezogen.

Im mittleren und oberen Abschnitt der Harle überschreitet die Leitfähigkeit i.d.R. Werte von 500 μS nur selten, im Unterlauf werden aber temporär deutlich höhere Werte erreicht.

Der Gewässerverlauf von **Hackemühlener Bach** und **Basbecker Schleusenfleth** ist an den beprobten Messpunkten aufgrund der Ammonium-Werte als hoch belastet zu bewerten. Erhöhte Messwerte sind ferner bei den Parametern Gesamtphosphat, Nitrat und Gesamtstickstoff festzustellen. Die Chloridwerte bewegen sich im Normalwertbereich. Auffällig sind die im Vergleich zum Chlorid deutlich höheren Sulfatkonzentrationen.

Chemische Belastungsfaktoren des **Wisshafener Schleusenfleths** stellen insbesondere die Parameter Ammonium und Gesamtphosphat dar. Die hohen Werte führen zu einer Einstufung als hoch bzw. sehr hoch belastet. Die hohen Werte des Gesamt-Kohlenstoff-Gehalts (TOC) dürften vorrangig von natürlich vorkommenden Huminstoffen herrühren. Der Salzgehalt ist an beiden Messpunkten am Schleusenfleth deutlich erhöht und lässt einen Einfluss von brackigem Elbwasser vermuten. Auffällig ist hier, dass das Sulfat als Anion dominiert. Als Ursache ist die Oxidation von Pyrit (FeS_2) im Sediment anzunehmen.

Die chemischen Gewässerdaten des **Käseburger Sieltiefs** zeigen eine erhöhte bis sehr hohe Belastung an. Dabei sind in erster Linie die hohen Ammonium-, Phosphor und TOC/DOC-Gehalte auffällig. Die Phosphate dürften primär diffus aus intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen in die Gewässer eingetragen werden. Durch im NN-Bezug niedrige Vorflutwasserstände kommt es weiterhin zum erhöhten Einstrom weitgehend sauerstofffreien Grundwassers, welches sich auf seinem Weg durch die moorigen Böden u.a. mit Phosphaten und Ammonium anreichert. Hohe Phosphatwerte können darüber hinaus zeitweise auch durch Rücklösung aus Sedimenten bei Sauerstoffmangelsituationen mitbegründet sein. Eine weitere Phosphor- und auch Stickstoffquelle ist die Zersetzung der Torfe durch Remineralisierung. Ein Indiz dafür ist der extrem hohe TOC-Wert.

Ursache für die hohe Ammonium-Grundbelastung ist neben der landwirtschaftlichen Nutzung die bereits bei den Phosphaten angesprochene Charakteristik des Einzugsgebietes. Die sehr hohen Werte im Mittel- u. Unterlauf dürften primär durch die Einleitung der Kläranlage Ovelgönne-Oldenbrook begründet sein.

Die Leitfähigkeiten lagen im Mess-Zeitraum Herbst 2005 bis Frühjahr 2006 zumeist im unauffälligen Bereich. Erhöhte Salzgehalte sind nur an der der Weser am nächsten gelegenen Messstelle festgestellt worden. Als Ursache ist der Zulauf von brackigem Weserwasser im Rahmen der Zuwässerung anzunehmen.

3.5.2 Abflussmessungen und Frachtermittlung

Die Abflussmengen wurden an der **Harle** über die mittleren Siel- bzw. Pumpvolumina sowie Siel- bzw. Pumpzeiten berechnet. Dabei ergaben sich bei einem Einzugsgebiet von 198 km^2 eine Stickstofffracht von 101,8 t und eine Phosphorfracht von 7,2 t (vgl. Tab. 11).

Am **Käseburger Sieltief** war neben der Ermittlung der Entwässerungsmengen auch eine Berechnung der Zuwässerungsvolumina erforderlich. Das Sieltief erreicht bei einer Einzugsgebietsgröße von 71,7 km^2 eine Stickstoff-Jahresfracht von 183,7 t und eine Phosphorfracht von 21,4 t pro Jahr.

Die Abflussabschätzungen für den Bereich **Hackemühlener Bach/ Basbecker Schleusenfleth** beruhen auf Abflussermittlungen am Basbecker Schleusenfleth aus den Jahren 2000 bis 2002 und zusätzlichen aktuellen Messungen aus der Mehe. Bei einem Einzugsgebiet von 32,12 km² ergeben sich für Hackemühlener Bach und Basbecker Schleusenfleth Frachten von 63 t Stickstoff und 2,0 t Phosphor pro Jahr.

Da Informationen über die Abflussmengen am Wischhafener Schleusenfleth nicht vorliegen, wurden die errechneten Mengen des Hackemühlener Baches/ Basbecker Schleusenfleths in Relation zur Größe des Einzugsgebietes hochgerechnet. Das Einzugsgebiet des **Wischhafener Schleusenfleths** beträgt rund 23,53 km². Daraus ergeben sich Jahresfrachten von 40,6 t Stickstoff und bzw. 2,6 t Phosphor pro Jahr (Tab. 11):

Tab. 11: Vergleich der Jahresfrachten und Einzugsgebietsgrößen an den vier Modellgewässern.

Nährstofffrachten	Jahresfracht N [t]	Jahresfracht P [t]	Einzugsgebietsgröße [km ²]
Harle	101,8	7,2	198
Käseburger Sieltief	183,7	21,4	71,7
Wischhafener Schleusenfleth	40,6	2,6	23,53
Hackemühlener Bach/ Basbecker Schleusenfleth	63,0	2,0	32,12

3.6 Untersuchungen zu Prioritären Stoffen

Neben dem guten ökologischen Potenzial für die Gewässer der Marsch ist auch das Erreichen eines guten chemischen Zustandes Zielvorgabe der Wasserrahmenrichtlinie. Wichtige Parameter hierfür sind insbesondere die Prioritären Stoffe nach Anhang X sowie verschiedene Schwermetalle (vgl. Anhang IX). Für eine Einschätzung des chemischen Zustandes der vier Marschgewässern wurden orientierende Untersuchungen hinsichtlich dieser Stoffgruppen durchgeführt. Weitere Erhebungen sind für die zweite Phase des Pilotprojektes geplant.

3.6.1 Methoden

Die Untersuchungen zu den Prioritären Stoffen haben im März 2006 begonnen. Monatlich wurden von März bis Mai 2006 Wasserproben entnommen und hinsichtlich der in Tab. 12 aufgelisteten Parameter untersucht. Zudem wurden im April an jeweils einer Messstelle der Modellgewässer einmalig Sedimentproben entnommen und hinsichtlich Cadmium, Blei, Quecksilber, Nickel und Tributylzinn analysiert.

Tab. 12: Untersuchte Parameter der Wasserproben an den vier Modellgewässern.

Prioritäre Stoffe	
Alachlor	Isoproturon
Anthracen	Naphthalin
Atrazin	Benzo(a)pyren
Chlorfenvinphos	Benzo(b)fluoranthen
Chlorpyriphos	Benzo(g,h,i)perylene
Chlorpyriphos-Ethyl	Benzo(k)fluoranthen
Chlorpyriphos-Methyl	Indeno(1,2,3-c,d)pyren
Diuron	Simazin
Fluoranthen	Trifluralin

Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte auf Grundlage von Qualitätsnormen, die bereits in den Berichten zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in den einzelnen Bearbeitungsgebieten Niedersachsens (C-Berichte) Anwendung fanden.

Bei den Wasserproben wurde für die Bewertung das arithmetische Mittel aus den jeweils drei vorliegenden Untersuchungsbefunden gebildet und mit den Qualitätsnormen abgeglichen. Bei einer Unterschreitung der jeweiligen Bestimmungsgrenze wurde näherungsweise mit der Stoffkonzentration der halben Bestimmungsgrenze gerechnet. Für die Bewertung der Schwermetallgehalte in den Sedimenten bildeten die Gehalte der Gesamtproben die Grundlage. Zusätzlich sind die Gehalte der < 20 µm-Feinkornfraktion analysiert und bewertet worden.

Die Bewertung erfolgte nicht nur nach dem Kriterium, ob die Qualitätsnorm überschritten wurde sondern auch hinsichtlich des Aspektes, ob die Norm zwar eingehalten, aber 50 % des jeweiligen Normwertes überschritten wurden.

3.6.2 Ergebnisse

Die ermittelten Konzentrationen lagen zum allergrößten Teil unter den Bestimmungsgrenzen und damit unterhalb der Qualitätsnorm-Grenze. Bei den Wasserparametern ergab sich an der Harle im Mittel eine Überschreitung der Qualitätsnorm für das Pflanzenschutzmittel Diuron. Auch am Käseburger Sieltief zeigten einzelne Messstellen Auffälligkeiten hinsichtlich dieses Stoffes, jedoch ohne eine Überschreitung der Qualitätsnorm bezüglich der gemittelten Konzentrationen. Für das Wischhafener Schleusenfleth ist das Vorkommen von Isoproturon zu erwähnen, die Qualitätsnorm wurde jedoch auch hier nicht überschritten.

Ähnliches spiegeln die Befunde der durchgeführten Sedimentuntersuchungen wider. Die ermittelten Tributylzinn-Gehalte liegen deutlich unter der Qualitätsnorm. Als auffälligster Vertreter der Schwermetalle hat sich Cadmium gezeigt. In der Gesamtsedimentprobe war zwar keine Überschreitung der Norm zu konstatieren, jedoch wurden in der stärker akkumulierenden < 20 µm-Feinkornfraktion in drei der vier untersuchten Modellgewässer Überschreitungen festgestellt. Lediglich das Käseburger Sieltief hält hier die Qualitätsnorm hinsichtlich Cadmium ein. Weitere leichte Auffälligkeiten ergaben sich für Blei (Harle, Käseburger Sieltief) sowie für Nickel (Hackemühlener Bach/ Basbecker Schleusenfleth).

3.6.3 Offene Fragen

Die dargestellten Ergebnisse sind aufgrund des geringen Untersuchungsumfangs bisher nur als orientierende Richtwerte anzusehen. Da insbesondere die Gruppe der Pflanzenschutzmittel einer besonderen Dynamik unterliegen, ist für eine repräsentative Aussage bzw. Bewertung eine monatliche Untersuchung über einen längeren Zeitraum (März bis Oktober) notwendig. Eine Fortsetzung der Untersuchungen ist deshalb für die zweite Phase des Pilotprojektes geplant.

4 Anwendung der Verfahren an den Modellgewässern

Im Folgenden werden die vier untersuchten Modellgewässer zunächst kurz charakterisiert. Im Anschluss werden die entwickelten Verfahrensvorschläge für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten anhand der vier Modellgewässer angewendet. Die Anwendung der entwickelten Bewertungsverfahren erfolgt für die Makrophyten, die Fische und das Phytobenthos. Makrophyten und Phytobenthos werden dabei getrennt bewertet, obwohl sie gemäß WRRL als eine Qualitätskomponente einzustufen sind. Die getrennt Bewertung ist notwendig, da die Plausibilität der entwickelten Verfahren für Makrophyten und Phytobenthos noch nachgewiesen werden muss.

Auswertungen zum Phytobenthos konnten aufgrund der Datenlage lediglich an der Harle und am Käseburger Sieltief durchgeführt werden. Hier fehlt außerdem die Ableitung des Potenzials aus den errechneten Zustandsklassen.

Bezüglich des Phytoplanktons erschien die aufwändige Anpassung des bestehenden Bewertungsverfahrens nicht sinnvoll, eine Bewertung der Modellgewässer bzgl. dieser Qualitätskomponente ist deshalb derzeit nicht möglich.

Aussagen zum chemischen Zustand der Modellgewässer erfolgen derzeit nur auf Grundlage der durchgeführten Untersuchungen von März bis Mai 2006. Die im Rahmen der folgenden Anwendung der Bewertungsverfahren durchzuführende Zuordnung ist deshalb nur als vorläufige Einstufung anzusehen, insbesondere vor dem Hintergrund der im Sommer zu erwartenden erhöhten Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln in den Gewässern. Der gute chemische Zustand ist dann erreicht, wenn der Jahresmittelwert der gemessenen Konzentrationen die Umweltqualitätsnorm nicht überschreitet. Hinsichtlich der im Sediment gemessenen Parameter Cadmium, Blei, Quecksilber, Nickel bzw. Tributylzinn wurden entsprechend den C-Berichten die Gehalte der < 2000 µm-Fraktion bzw. der Gesamtfraktion herangezogen, etwaige Überschreitungen der Qualitätsnormen in der < 20 µm-Feinkornfraktion wurden für die vorläufige Einstufung des chemischen Zustands nicht berücksichtigt.

4.1 Harle

4.1.1 Kurzcharakterisierung

Die Harle mit einer Länge von 30,69 km und einem Gesamteinzugsgebiet von 198 km² gehört zum Typ 22.1 „Gewässer der Marschen“. Entsprechend der Marschgewässer-Subtypisierung des Teilprojektes Makrophyten (vgl. Kap. 3.1) ist die Harle in ihrem Verlauf zunächst dem Subtyp 1 (schmales - mittelbreites geestnahes Marschgewässer), anschließend dem Subtyp 5 (breites geestnahes Marschgewässer) und im Unterlauf dem Subtyp 6 (breites geestfernes Marschgewässer) zuzuordnen.

Sie weist eine Breite von häufig mehr als 10 m und eine Tiefe von zumeist 1 bis 2 m auf. Ihre Linienführung ist überwiegend gestreckt, die Ufer sind z.T. befestigt. Die Strukturgüte der Harle ist zu großen Teilen in die Kategorie 5 (stark verändert) und 6 (sehr stark verändert) eingeordnet. Die im Oberlauf und im Mittellauf befindlichen Sohlbauwerke mit Absturzhöhen ≥ 30 cm schränken die Durchgängigkeit ein.

Der Abfluss der Harle wird durch ein Siel- und Schöpfwerk geregelt. Je nach Entwässerungsanforderungen erfolgt der Betrieb des Bauwerkes entweder durch freien Sielzug oder auch durch zusätzlichen Schöpfbetrieb. Bei der Harle handelt es sich damit überwiegend um ein temporär schwach strömendes Gewässer.

Die Vegetation der Uferbereiche wird i.d.R. durch Kraut- bzw. Hochstaudenfluren, örtlich auch durch Gehölze geprägt. Aufgrund der spärlichen Makrophytenentwicklung wird die Harle nur in größeren zeitlichen Abständen unterhalten.



Foto 1: Gewässerverlauf der Harle.

4.1.2 Bewertung gemäß der entwickelten Verfahrensvorschläge

Die Anwendung des Verfahrensvorschlages für Makrophyten an den zehn untersuchten Abschnitten der Harle führt zu einer Einstufung in ein unbefriedigendes bzw. schlechtes Potenzial (Ökologische Qualitäts-Kennzahlen zwischen 0 und 3). Dieses Ergebnis resultiert aus dem vollständigen Fehlen von echten Wasserpflanzen bzw. dem Auftreten von nur wenigen dieser Arten, die zudem lediglich mit sehr geringen Deckungen nachgewiesen werden konnten.

Bezüglich der Fische ergibt sich für die Harle ein mäßiges ökologisches Potenzial (EQR: 0,42 bis 0,53). Dies ist insbesondere durch das Fehlen von Auenarten und Defiziten bei den stillgewässertypischen Arten zu begründen.

Die Anwendung des vorgeschlagenen Bewertungsverfahrens für das Phytobenthos (Indexbereiche des Diatomeentyps D 11) ergibt für die neun ausgewerteten Probestellen der Harle ein sehr variables Ergebnis. Dies liegt vor allem daran, dass die Diatomeengemeinschaft sehr empfindlich auf Salzeinfluss reagiert. Einzelne Arten mit positiven Indikationsfunktionen kommen bei temporär erhöhten Salzgehalten zur Massenentwicklung und verfälschen das Ergebnis. Die Ableitung der Klassengrenzen für das ökologische Potenzial steht noch aus.

Eine Bewertung der vorhandenen Daten zum Phytoplankton konnte aufgrund der fehlenden Anpassung des Bewertungsverfahrens nach MISCHKE et al. (2005) nicht durchgeführt werden.

Die bisherigen Untersuchungen zu Prioritären Stoffen und weiteren Schadstoffen ergeben aufgrund der Überschreitung der Qualitätsnorm beim Pflanzenschutzmittel Diuron, dass der gute chemische Zustand nicht erreicht ist.

Tab. 13: Ökologisches Potenzial/ chemischer Zustand der Harle gemäß der angewendeten/ entwickelten Bewertungsverfahren für die einzelnen Qualitätskomponenten nach WRRL.

Qualitätskomponente	Ökologisches Potenzial
Makrophyten	unbefriedigend bis schlecht
Fische	mäßig
Phytobenthos (Diatomeen)	sehr gut bis unbefriedigend*
Chemischer Zustand**	
guter Zustand nicht erreicht	

* Bei der Qualitätskomponente Phytobenthos wurde die Einstufung gemäß der Klassengrenzen für den ökologischen Zustand durchgeführt. Die Ableitung der Klassengrenzen für das ökologische Potenzial steht noch aus.

** Die Einstufung des chemischen Zustands ist aufgrund der geringen Anzahl der Beprobungen nur als vorläufig anzusehen.

4.2 Hackemühlener Bach/ Basbecker Schleusenfleth

4.2.1 Kurzcharakterisierung

Beim Hackemühlener Bach (Typ 22.1 „Gewässer der Marschen“) handelt es sich um ein Gewässer mit einer Breite <5 m und einer Tiefe von 0,3 m bis örtlich maximal 1 m. Nach einem mäandrierenden bis gewundenem Verlauf geht er in das Basbecker Schleusenfleth über. Aufgrund des am Ende des Gewässerzuges befindlichen Schöpfwerkes unterliegt er keinem Tideeinfluss. Entsprechend der Gewässer-Subtypisierung des Teilprojektes Makrophyten (vgl. Kap. 3.1.2) ist er dem Subtyp 1 (schmales - mittelbreites geestnahes Marschgewässer) zuzuordnen.

Der Hackemühlener Bach ist insgesamt gering oder mäßig stark verbaut. Die Abschnitte entsprechen den Strukturgüteklassen 4 (deutlich verändert) oder 5 (stark verändert). Auch im Unterlauf vor der Einmündung in das Basbecker Schleusenfleth weist er durch die vorhandene Strömung noch mehr oder weniger deutliche Fließgewässercharakteristika auf. Es findet jährlich eine Räumung mit dem Mähkorb statt.



Foto 2: Makrophytenreicher Verlauf des Hackemühlener Baches.

Das Basbecker Schleusenfleth ist wie der Hackemühlener Bach dem Typ 22.1 „Gewässer der Marschen“ zuzuordnen und entspricht dem Subtyp 1 (schmales - mittelbreites geestnahes Marschgewässer) bzw. Subtyp 5 (breites geestnahes Marschgewässer) in der Subtypisierung des Teilprojektes Makrophyten. Tiefe und Breite betragen rund 1 m bzw. >10 m. Das Gewässer ist gering bis mäßig stark verbaut und entwässert über ein Schöpfwerk; Tideeinfluss besteht daher nicht. Die gewässerstrukturelle Güte ist vorwiegend schlecht bis mäßig und erreicht im Unterlauf die Klasse 5 (stark verändert), der obere Abschnitt wird mit der Klasse 4 (deutlich verändert) etwas besser bewertet.

Die Böschungen im Oberlauf werden jedes Jahr gemäht, im Unterlauf nur bei Bedarf gemäht. Im Gewässerquerschnitt kommt bei sehr starker Makrophytenentwicklung ein Mähboot zum Einsatz. Eine Sohlräumung/ Entschlammung findet nur in großen Zeitabständen statt.



Foto 3: Basbecker Schleusenfleth.

4.2.2 Bewertung gemäß der entwickelten Verfahrensvorschläge

Hackemühlener Bach und Basbecker Schleusenfleth erreichen bei einer Anwendung des Verfahrensvorschlags zu den Makrophyten an den insgesamt sechs Probestellen ein mäßiges bis schlechtes ökologisches Potenzial (Ökologische Qualitäts-Kennzahlen zwischen 1 und 5). Mäßige Potenziale ergeben sich in Teilabschnitten beider Gewässer, in denen vergleichsweise hohe Deckungen von echten Wasserpflanzen auftreten.

Die Bewertung der Fischfauna im Hackemühlener Bach/ Basbecker Schleusenfleth führt nach dem im Rahmen des Projektes entwickelten Verfahren zu einer Einstufung in das mäßige ökologische Potenzial (EQR 0,28). Dies erklärt sich insbesondere durch die geringe Präsenz von Auen- und stillgewässertypischen Arten.

Daten zum Phytobenthos waren nicht vorhanden, eine Bewertung bzgl. dieser Teilkomponente konnte somit nicht durchgeführt werden.

Der chemische Zustand ist nach den bisherigen Untersuchungen als gut zu bewerten.

Tab. 14: Ökologisches Potenzial des Hackemühlener Baches/ Basbecker Schleusenfleths gemäß der angewendeten/entwickelten Bewertungsverfahren für die einzelnen Qualitätskomponenten nach WRRL.

Qualitätskomponente	Ökologisches Potenzial
Makrophyten	mäßig bis schlecht
Fische	mäßig
Phytobenthos (Diatomeen)	nicht untersucht
Chemischer Zustand*	
gut	

* Die Einstufung des chemischen Zustands ist aufgrund der geringen Anzahl der Beprobungen nur als vorläufig anzusehen.

4.3 Wischhafener Schleusenfleth

4.3.1 Kurzcharakterisierung

Das Wischhafener Schleusenfleth ist als Typ 22.1 „Gewässer der Marschen“ eingestuft und entsprechend der Subtypisierung des Teilprojektes Makrophyten (Kap. 3.1.2) dem Subtyp „Marschgewässer der Polderflächen“ zuzuordnen. Es weist Breiten zwischen 5-10 m und > 10 m auf. In den schmaleren Abschnitten ist das Fleth etwa 0,5 bis 1 m tief, in den breiteren Abschnitten beträgt die Wassertiefe um 1 bis 2 m. Die Linienführung ist gestreckt, die Ufer sind weitgehend unbefestigt und durch Kraut- und Hochstaudenfluren geprägt. Im Hinblick auf die Strukturgüte ist das Gewässer insgesamt in die Kategorie 6 (sehr stark verändert) eingeordnet.

Der Abfluss des Schleusenfleths wird durch ein Siel und Schöpfwerk geregelt. Je nach Wasserstand in der Wischhafener Süderelbe und den Entwässerungsanforderungen erfolgt die Entwässerung durch freien Sielzug oder auch durch zusätzlichen Schöpfbetrieb. In der Regel handelt es sich beim Wischhafener Schleusenfleth um ein überwiegend stehendes bzw. nur temporär strömendes Gewässer.

Aufgrund starker Entwicklung submerser Makrophyten wird das Schleusenfleth in bestimmten Abschnitten jährlich unterhalten. Im unteren Bereich ist eine Krautung nicht nötig, weil sich in diesem Bereich bis zum Siel/ Schöpfwerk offenbar keine dichte Makrophytenvegetation entwickelt.



Foto 4: Das Wischhafener Schleusenfleth weist eine gestreckte Linienführung auf.

4.3.2 Bewertung gemäß der entwickelten Verfahrensvorschläge

Das Wischhafener Schleusenfleth ist hinsichtlich der Makrophyten bei Anwendung des Bewertungsvorschlags an den vier untersuchten Probestellen als Gewässer mit mäßigem bis unbefriedigendem Potenzial zu bewerten (Ökologische Qualitäts-Kennzahlen zwischen 3 und 5). An den vier untersuchten Gewässerabschnitten fanden sich nur wenige wertgebende Arten, die jedoch in stark unterschiedlichen Deckungen auftraten.

Bezüglich der Fische ergibt sich für das Wischhafener Schleusenfleth bei einer Anwendung des erarbeiteten Bewertungsvorschlags ein unbefriedigendes ökologisches Potenzial (EQR: 0,22 bis 0,25). Dies ergibt sich aus qualitativen und quantitativen Defiziten, insbesondere aus dem Fehlen der Auen- und stillgewässertypischen Arten.

Da Daten zum Phytobenthos für das Wischhafener Schleusenfleth nicht vorliegen, konnte eine Bewertung bzgl. dieser Teilkomponente nicht durchgeführt werden.

Die bisherigen Untersuchungen der Prioritären Stoffe ergaben keine Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen, so dass der chemische Zustand vorläufig als gut zu bezeichnen ist.

Tab. 15: Ökologisches Potenzial des Wischhafener Schleusenfleths gemäß der angewendeten/ entwickelten Bewertungsverfahren für die einzelnen Qualitätskomponenten nach WRRL.

Qualitätskomponente	Ökologisches Potenzial
Makrophyten	mäßig bis unbefriedigend
Fische	unbefriedigend
Phytobenthos (Diatomeen)	nicht untersucht
Chemischer Zustand*	
gut	

* Die Einstufung des chemischen Zustands ist aufgrund der geringen Anzahl der Beprobungen nur als vorläufig anzusehen.

4.4 Käseburger Sieltief

4.4.1 Kurzcharakterisierung

Das Käseburger Sieltief (Typ 22.1 „Gewässer der Marschen“) ist entsprechend der im Projekt erarbeiteten Subtypisierung (Kap. 3.1.2) verschiedenen Typen zuzuordnen. Im Oberlauf ist der Subtyp 1 (schmales - mittelbreites geestnahes Marschgewässer) dominierend. Im weiteren Verlauf sind Abschnitte auch dem Subtyp 5 (breites geestnahes Gewässer) sowie 3 und 6 (geestfernes Marschgewässer, schmal - mittelbreit bzw. breit) zuzuordnen. Die Linienführung ist überwiegend gestreckt, wobei die Ufer überwiegend unbefestigt sind, im Bereich von Bauwerken sind Befestigungen vorhanden. Die Uferbereiche sind i.d.R. durch Kraut- bzw. Hochstaudenfluren geprägt. In Hinblick auf die Strukturgüte ist das Käseburger Sieltief v.a. in die Kategorie 5 (stark verändert) sowie 6 (sehr stark verändert) einzuordnen.

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. In der überwiegenden Zeit handelt es sich beim Käseburger Sieltief um ein temporär schwach strömendes Gewässer. Während der Sielphasen sind jedoch höhere Fließgeschwindigkeiten zu erwarten.

Eine Unterhaltung findet aufgrund der spärlichen Makrophytenentwicklung nur in größeren zeitlichen Abständen statt.



Foto 5: Käseburger Sieltief.

4.4.2 Bewertung gemäß der entwickelten Verfahrensvorschläge

Der Verfahrensvorschlag zur Bewertung des ökologischen Potenzials anhand der Makrophyten für alle acht untersuchten Probestrecken des Käseburger Sieltiefs führt zu einer Einstufung in ein schlechtes Potenzial. Grund ist das Vorkommen von nur wenigen Hydrophyten, die zudem eine nur sehr geringe Deckung aufwiesen.

Eine Auswertung der Befischungen ergibt für das Käseburger Sieltief bei Anwendung des erarbeiteten Bewertungsvorschlages ein mäßiges bis unbefriedigendes ökologisches Potenzial (EQR 0,22 bis 0,36). Gründe für diese Einstufung sind insbesondere das Fehlen der Auenarten sowie die geringe Anzahl der stillgewässertypischen Arten.

Beim Phytobenthos ergibt sich an den beiden ausgewerteten Probestellen bei der Anwendung der Indexbereiche des Diatomeentyps D 11 ein mäßiger bzw. unbefriedigender ökologischer Zustand (die Ableitung der Klassengrenzen für das ökologische Potenzial steht noch aus).

Der chemische Zustand des Sieltiefs ist nach den ersten Untersuchungen als gut einzustufen.

Tab. 16: Ökologisches Potenzials des Käseburger Sieltiefs gemäß der angewendeten/ entwickelten Bewertungsverfahren für die einzelnen Qualitätskomponenten nach WRRL.

Qualitätskomponente	Ökologisches Potenzial
Makrophyten	schlecht
Fische	mäßig bis unbefriedigend
Phytobenthos (Diatomeen)*	mäßig bis unbefriedigend
Chemischer Zustand**	
gut	

* Bei der Qualitätskomponente Phytobenthos wurde die Einstufung gemäß der Klassengrenzen für den ökologischen Zustand durchgeführt. Die Ableitung der Klassengrenzen für das ökologische Potenzial steht noch aus.

** Die Einstufung des chemischen Zustands ist aufgrund der geringen Anzahl der Beprobungen nur als vorläufig anzusehen.

5 Defizite an Marschgewässern

Grundsätzlich treten an Marschgewässern sämtliche in der WRRL (Anhang II, 1.4) beschriebenen Belastungen sowie daraus resultierende Defizite auf. Ergebnisse der Teilprojekte und die Recherchen bei anderen (Bundes-)Ländern haben insbesondere folgende Defizite mit stark negativem Einfluss auf die biologischen Qualitätskomponenten in Marschgewässern aufgezeigt:

- Strukturarmut,
- zu starke Wasserstandsschwankungen,
- Trübung / Belastung mit Nährstoffen (insbesondere Phosphor), Eisenocker und Schwebstoffen,.
- Eingeschränkte Durchgängigkeit,

Diese Defizite sind von zentraler Bedeutung für Marschgewässer und werden im folgenden näher beschrieben (vgl. auch Vermerk von P. Suhrhoff 2006 im Anhang 1).

5.1 Strukturarmut

Ursache

Marschgewässer wurden aufgrund ihrer historischen Entwicklung (erheblich veränderte Marschgewässer) oder ihrer Entstehung (künstliche Marschgewässer) mit monotonem Regelprofil ausgebaut. Die Entwässerungsleistung, der Hochwasserschutz, z.T. auch die Bewässerung und die Schiffbarkeit waren dabei die wesentlichen Aspekte für die Gewässergestaltung. Die derzeitig praktizierte Unterhaltung der Marschgewässer sorgt in erster Linie für den Erhalt der genannten Funktionen.

In den letzten 50 Jahren wurden Unterhaltungsverfahren entwickelt und optimiert, welche die Kosteneffizienz, d.h. die Aufrechterhaltung dieser zentralen Nutzungsfunktionen unter geringst möglichem Einsatz finanzieller Mittel, gewährleisten. Die gesetzlich verankerte Pflicht zum Erhalt und zur Entwicklung der Gewässer als Lebensraum für Tiere und Pflanzen besteht in der jetzigen Form erst seit wenigen Jahren.

Derzeit sind Verfahren, welche die Belange der Gewässerökologie berücksichtigen und keinen finanziellen Mehraufwand mit sich bringen, erst in ersten Ansätzen auf dem Markt. Verfahren, die in anderen Regionen erfolgreich praktiziert werden, müssen an die Besonderheiten der Marsch noch angepasst werden. Aus diesen Gründen ist die Bereitschaft der Unterhaltungspflichtigen gegenüber Veränderungen bei der Gewässerunterhaltung zurzeit noch gering, so dass die meisten Marschgewässer strukturarme Gewässer mit hoher Entwässerungsleistung darstellen.

Bedeutung für die Umsetzung der WRRL

Der gerade Verlauf und der Erhalt des Regelprofils führen dazu, dass Strukturen (wie z.B. Unterstände, Ansätze von Prall- und Gleitufeln, in das Gewässer ragende Wurzeln und Äste und im Gewässer liegende Baumstämme) nahezu vollständig fehlen und Pflanzenpolster, die sich entwickeln, im Rahmen der Unterhaltung entfernt werden und allenfalls kurzfristig im Gewässer verbleiben, da sie aufgrund des fehlenden Gefälles stark abflusshemmend wirken. Diese Strukturen sind wichtige Lebensräume für Tiere und Pflanzen. Das nahezu

vollständige Fehlen dieser Strukturen hat zur Folge, dass viele Arten im Gewässer keinen Lebensraum finden oder nur in unnatürlich geringen Anzahlen vorkommen. Das Herstellen solcher Strukturen würde die biologischen Qualitätskomponenten gemäß WRRL in den entsprechenden Gewässern fördern. Inwieweit solche Maßnahmen zur Entwicklung des guten ökologischen Potenzials notwendig und umsetzbar sind, ist im Einzelfall zu prüfen. Mögliche Maßnahmen sind im Kap. 6.1 dargestellt.

5.2 Starke Wasserstandsschwankungen

Ursache

Die Marschgewässer sind als leistungsfähige Vorfluter ausgebaut. In einigen Marschbereichen, wie z.B. an der Unterweser, werden saisonal sehr unterschiedliche Wasserstände in den Gewässern gefahren. Während der Vegetationsperiode wird ein hoher Wasserstand gehalten, um die landwirtschaftlichen Flächen vor Austrocknung zu schützen und eine viehkehrende Wirkung zu erzeugen und so Weidezäune zu sparen. Im Winterhalbjahr hat die Entwässerung Vorrang, und der Wasserstand wird oft so tief abgesenkt wie es der Sielbetrieb ermöglicht. Im Alten Land an der Niederelbe werden den Obstbaubetrieben zur Zeit der Obstblüte und in trockenen Sommern große Wassermengen aus der Elbe zur Verfügung gestellt. Die Gewässer werden in dieser Zeit größtenteils rund 0,5 m höher als normal eingestaut.

In den Marschgewässern wurde somit vorwiegend unter technischen Gesichtspunkten ein Wassermanagement entwickelt, das in der Lage ist, erhebliche Wassermengen nahezu völlig unabhängig von äußeren Randbedingungen im System hin und her zu transportieren. Bisher haben Belange der Gewässerökologie dabei allenfalls eine untergeordnete Rolle gespielt, regional bestehen jedoch deutliche Unterschiede hinsichtlich des Wasserstandsmanagements.

Bedeutung für die Umsetzung der WRRL

Die Lebensgemeinschaften der tideoffenen Marschgewässer sind an regelmäßig im Gezeitenrhythmus schwankende Wasserstände angepasst und ertragen auch die natürlicherweise auftretenden Extremsituationen. In den nicht tideoffenen Gewässern herrschen jedoch unnatürlich lange sehr niedrige Wasserstände im Wechsel mit plötzlich längeren hohen Wasserständen vor.

Insbesondere die „echten“ (submersen) Wasserpflanzen ertragen diesen Wechsel nicht oder nur sehr schlecht. Längere hohe Überstauungen mit trübem Wasser führen zu Lichtmangel, ein starkes Absacken des Wasserstandes bringt eine Austrocknung oder ein Absterben der dann dicht gepackt übereinander liegenden Pflanzen mit sich. Außerdem ist der Zu- und Abstrom des Wassers häufig mit hohen Fließgeschwindigkeiten verbunden, die besonders dann gravierende Schäden in der Lebensgemeinschaft verursachen, wenn bereits eine Anpassung der Lebensgemeinschaften auf geringere Fließgeschwindigkeiten stattgefunden hat.

Im Rahmen der Bewirtschaftungspläne besteht die Gelegenheit, Überlegungen zum Wasserstandsmanagement der einzelnen Wasserkörper anzustellen und gegebenenfalls die wasserwirtschaftlichen Notwendigkeiten unter größtmöglicher Schonung der biologischen Qualitätskomponenten umzusetzen. Mögliche Maßnahmen zur Verringerung dieser Defizite sind in Kap. 6.2 dargestellt.

5.3 Trübung

Ursache

Die Ursachen der in den letzten Jahren/ Jahrzehnten verstärkt beobachteten Trübung der Marschgewässer ist nicht vollständig geklärt.

Als eine der möglichen Ursache ist die durch Algenblüte verursachte „biologische Trübe“ zu nennen. In diesem Zusammenhang ist der Aspekt des Nährstoff-Eintrags, insbesondere von Phosphor als das Phytoplankton limitierender Nährstoff, von großer Bedeutung. Weiterhin ist an windexponierten Stellen und bei hohen Fließgeschwindigkeiten eine Trübung durch aufgewirbelte Partikel, insbesondere Tonmineralien möglich. Regional kann es zudem auch durch Ausflockungen von im Grund- und Dränwasser zugeführten Huminstoffen, gelöstem Eisen (Verockerung) oder mineralischen Trübstoffen zu einer Gewässertrübung kommen.

Bei der Problematik der Gewässer-Trübe handelt es sich somit um eine komplexes Ursache-Wirkungs-System, das regional differenziert zu betrachten ist.

Bedeutung für die Umsetzung der WRRL

Die Trübung scheint eine wesentliche Ursache für den Rückgang der Makrophyten zu sein. Da die Makrophyten eine zentrale Bedeutung für die weiteren biologischen Qualitätskomponenten gemäß WRRL haben, wird auch die übrige Lebensgemeinschaft in den Marschgewässern durch übermäßige Trübe deutlich beeinträchtigt. Maßnahmen zur Aufwertung von Gewässern, die ausschließlich auf die Reduktion der Trübstoffe zielen, gibt es nur wenige. Es muss deshalb geprüft werden, inwieweit auf andere Ziele gerichtete Maßnahmen auch Auswirkungen auf die Gewässertrübung haben. Mögliche zielführende Maßnahmen sind in Kap. 6.3 dargestellt.

5.4 Belastung mit Nährstoffen

Ursache

Marschgewässer haben aufgrund der im Einzugsgebiet vorhandenen, geogen bedingt hohen Nährstoffgehalte der Marschböden eine hohe natürlich Grundlast an Nährstoffen. Zusätzlich werden die Nährstoffgehalte der Marschgewässer von verschiedenen diffusen und punktuellen Einträgen und Einleitungen beeinflusst. Bei Marschgewässern mit Einzugsgebietsanteilen in der Geest gelangt Stickstoff in gelöster Form über das Grundwasser in die Oberflächengewässer. In der Marsch sind aufgrund der gering wasserdurchlässigen Marschböden, oberflächliche Abschwemmungen besonders bei Starkregenereignissen von hoher Bedeutung. Phosphor gelangt häufig an Partikel gebunden durch Erosion (im Geestbereich), durch Dränwasser sowie aus entwässerten Moorböden in die Gewässer.

Bedeutung für die Umsetzung der WRRL

Folgen von hohen Nährstoffkonzentrationen in den Gewässern sind übermäßiges Pflanzenwachstum, Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes sowie Remobilisierung von Nährstoffen und Metallen. Häufig stellen hohe Nährstoffgehalte auch einen Faktor dar, der für die zunehmende Trübe von Marschgewässern verantwortlich ist. Nährstoff- und insbesondere Phosphoreinträge sind daher ein Belastungsfaktor, der die Erreichung bzw. Einhaltung des guten chemischen Zustandes von Marschgewässern gefährdet. Mögliche Maßnahmen zur Reduzierung des Nährstoffeintrags sind in 6.4 und 6.5 dargestellt

5.5 Eingeschränkte Durchgängigkeit

Ursache

Der Wasserstand in den Marschgebieten ist durch Meliorationsmaßnahmen der letzten Jahrzehnte häufig tiefer abgesenkt worden. Daher wurden seit den 1920er-Jahren damit begonnen, Mündungsschöpfwerke zu errichten. Dienen sie nur der Abführung von Hochwasserspitzen, ist eine Durchgängigkeit für wandernde Organismen über das Freiflutsiel zumindest noch zeitweise gegeben. Wird der Binnenwasserstand jedoch dauerhaft tiefer gehalten als das Tideniedrigwasser, muss alles Wasser über die Pumpen gefördert werden, und eine Durchwanderung ist nicht möglich.

Bedeutung für die Umsetzung der WRRL

Die Durchgängigkeit ist ein zentrales Thema hinsichtlich der hydromorphologischen Qualität von Gewässern, da sie die Wanderung von Organismen gewährleistet. Grundsätzlich sind daher alle Fließgewässer auf ihre Passierbarkeit zu überprüfen. Bei Marschgewässern mit reinem Einzugsgebiet in der Marsch ist die Notwendigkeit für eine Durchwanderung jedoch zu überdenken, da Laichhabitate zumindest für die aufwärtswandernden Kieslaicher im angeschlossenen Gewässersystem nicht zur Verfügung stehen. Mögliche Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit sind in Kap. 6.6 dargestellt.

6 Mögliche Maßnahmen an Marschgewässern

Im folgenden Kapitel werden Maßnahmenvorschläge vorgestellt, die zur Minimierung oder Behebung der im Kap. 5 dargestellten zentralen Defizite an Marschgewässern beitragen können. Sie wurden aus den Ergebnissen der Teilprojekte und weiterführenden Überlegungen abgeleitet (vgl. insbesondere auch Vermerk von P. Suhrhoff, NLWKN im Anhang 1). Nach bisherigem Kenntnisstand handelt es sich um zentrale Maßnahmen, die für die meisten Marschgewässer von Bedeutung sein werden. Notwendigkeit und Umfang der Maßnahmen sind im Einzelfall für jedes Gewässer zu überprüfen.

Die Fülle aller grundsätzlich für die Verbesserung des Gewässerzustandes geeigneten Maßnahmen ist dem Endbericht des Teilprojektes „Maßnahmen“ zu entnehmen. Die in diesem Teilprojekt beschriebenen Maßnahmen sind in Tab. 17 (S.66) zusammenfassend dargestellt und hinsichtlich ihrer ökologischen Wirksamkeit geordnet.

6.1 Erhöhung der Strukturvielfalt

[Maßnahmennummern in Tab. 17: 1.1/1.2/1.3/1.4/1.5/1.6/1.7]

Die Erhöhung der Strukturvielfalt in den monoton ausgebauten Marschgewässern kann zu einer deutlichen Verbesserung der Lebensbedingungen für die Artengemeinschaft (biologische Qualitätskomponenten) führen. Entscheidend für die Entwicklung oder den Erhalt der Strukturen ist eine angepasste Gewässerunterhaltung. Gerade bei größeren Marschgewässern, wie sie im Zuge der WRRL betrachtet werden, ist der Einsatz von Mähbooten ein geeignetes Verfahren.

Als wichtige Strukturen sind insbesondere zu nennen:

- Bereiche unterschiedlicher Wassertiefe,
- Hartsubstrat in Form von Baumstämmen, Wurzeln oder Ästen, die ins Wasser ragen,
- Makrophytenpolster.

Die Profile von Marschgewässern sind im Vergleich zu Geestgewässern gleicher Einzugsgebietsgröße sehr groß dimensioniert. Diese großen Profile ergeben sich einerseits aus einem Bedarf für Stauraum, da zumindest bei Sielzug (also ohne Einsatz von Pumpen) eine Entwässerung nur tiderhythmisch bei geringen Tide-Außenwasserständen – also nur zeitweise - möglich ist, weshalb die innerhalb der Einstauphasen den Sieltiefen zufließenden Wassermengen zwischengespeichert werden müssen. Ein weiterer Grund für die großen Profile ist das geringe bzw. z.T. ganz fehlende Gelände- bzw. Wasserspiegelgefälle, das entsprechend geringe Fließgeschwindigkeiten bedingt, womit zur Abführung der Abflüsse große Fließquerschnitte benötigt werden. Je nach Randbedingungen (Einzelfallprüfung!) ergeben sich unterschiedliche Optionen für Maßnahmen zur Ansiedlung / Förderung von (Unter-) Wasserpflanzen. Ist der Bedarf für Stauraum die maßgebende Größe für die Profilierung, können randliche Flachwasserbereiche (etwa 30 cm unter Mittelwasserabfluss) zur Förderung von Makrophyten im Rahmen der hydraulischen Möglichkeiten ggf. auch im vorhandenen Profil angelegt werden, da der verfügbare Stauraum hierdurch nicht reduziert wird (Abb. 6).

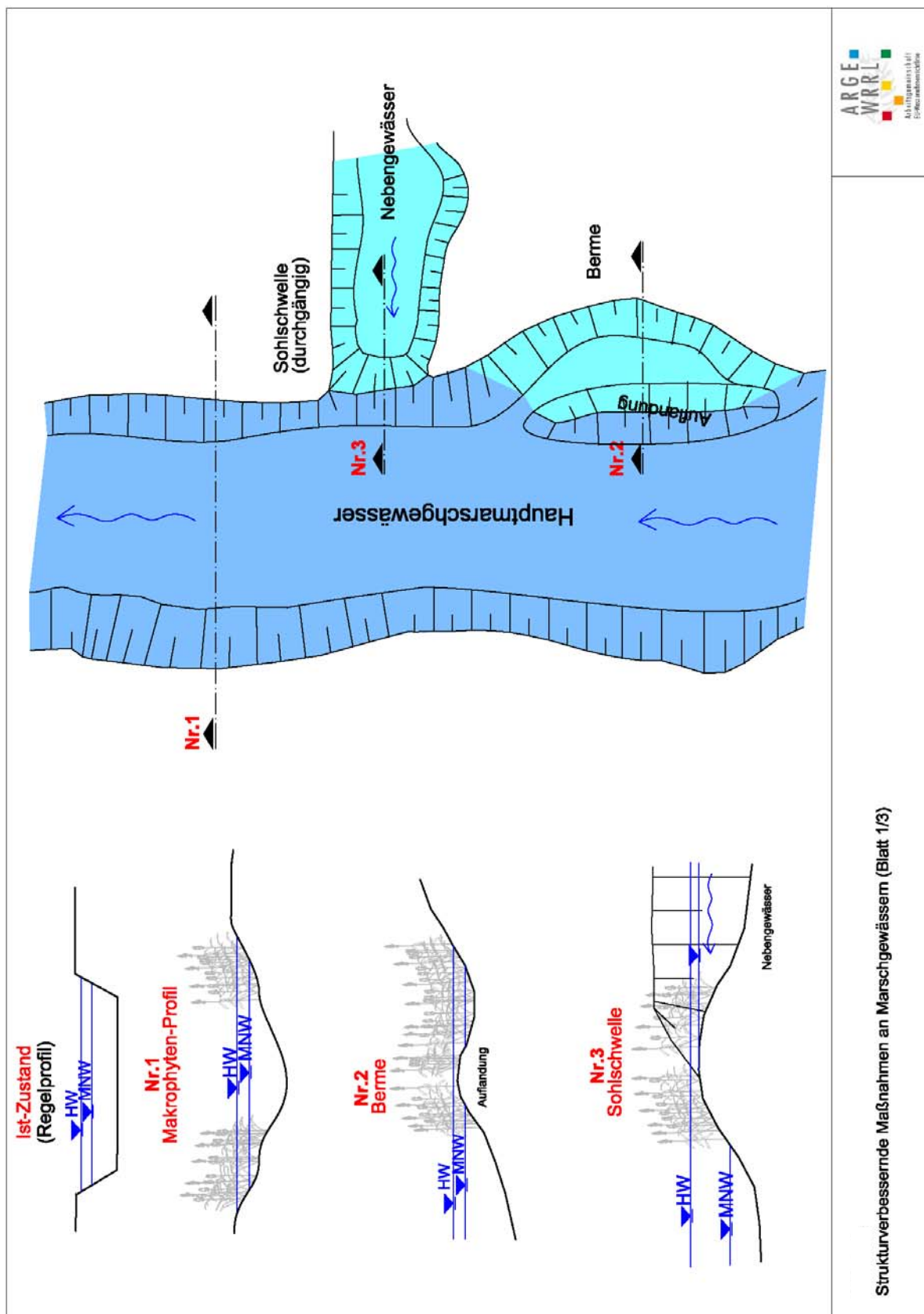


Abb. 6: Strukturverbessernde Maßnahmen an Marschgewässern (Blatt 1 von 3).

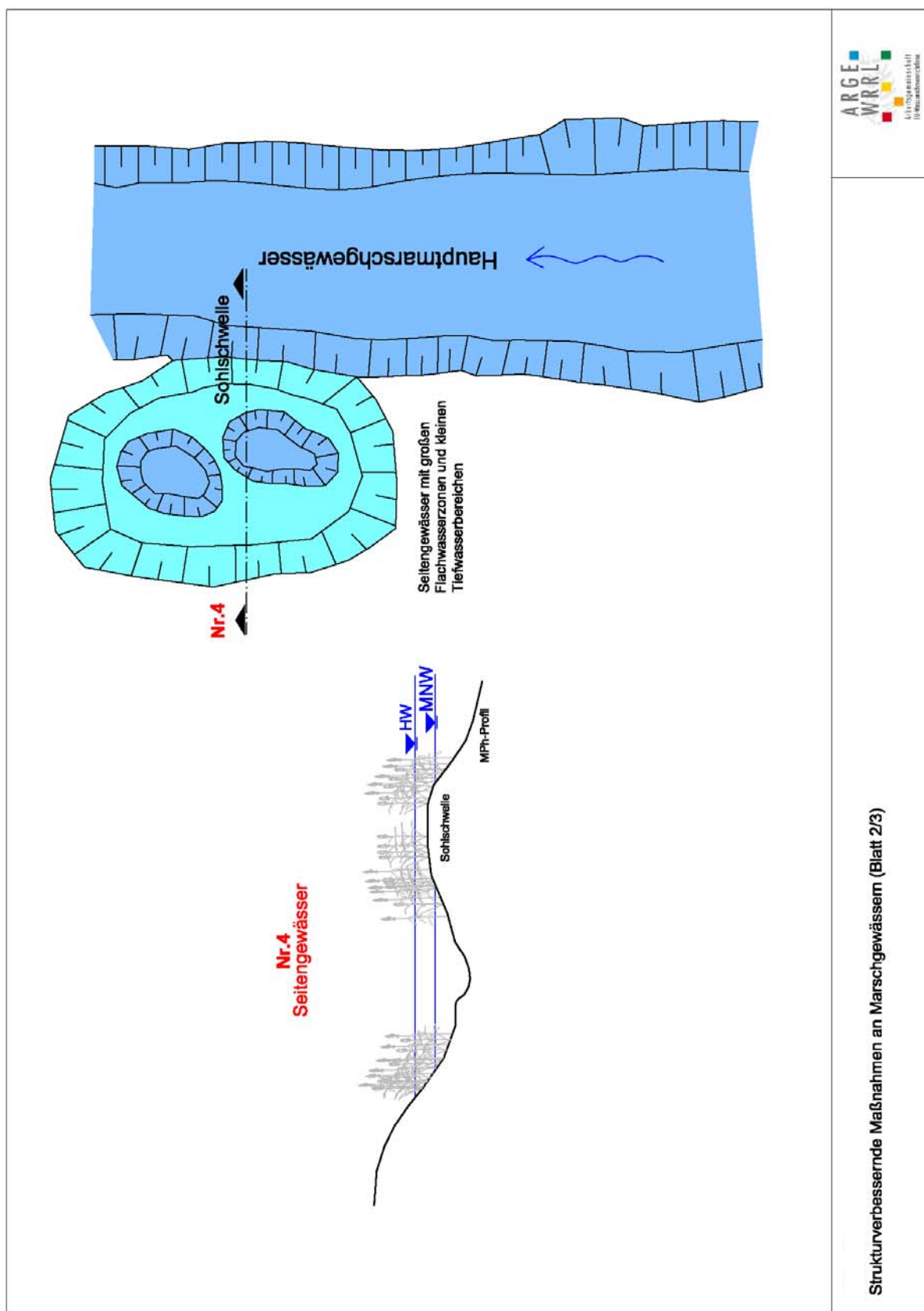
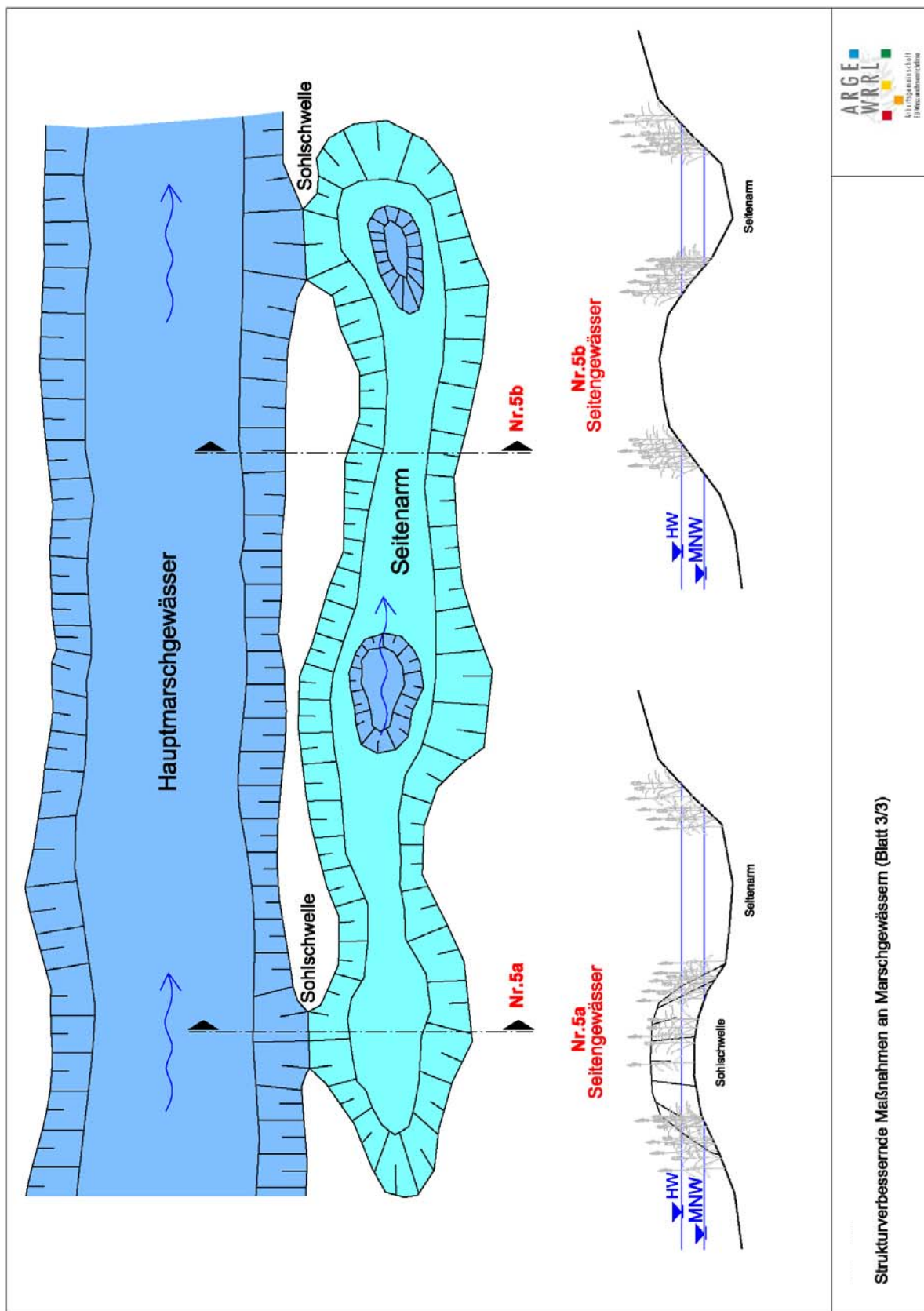


Abb. 7: Strukturverbessernde Maßnahmen an Marschgewässern (Blatt 2 von 3).



Strukturverbessernde Maßnahmen an Marschgewässern (Blatt 3/3)

Abb. 8: Strukturverbessernde Maßnahmen an Marschgewässern (Blatt 3 von 3).

Ist das vorhandene Profil in vollem Umfang für die Abführung der Abflüsse erforderlich, können Maßnahmen zur Förderung von Makrophyten nur außerhalb des vorhandenen Profils realisiert werden. Randlich werden dann außerhalb des vorhandenen Profils flache Bereiche angelegt, die ebenfalls etwa 0,3 m unter dem Mindestwasserstand liegen (Abb. 7 und Abb. 8).

Bermen können auch als Dreiecksflügelbuhnen mit fest verankerten Baumstämmen gestaltet werden. Sie stellen dann zugleich ein besiedelbares Hartsubstrat für daran angepasste Organismen dar.

Entwickeln sich auf solchen Strukturen Makrophytenbestände in ausreichender Anzahl, können sich in diesen strömungsberuhigten Pflanzenpolstern vermehrt Schwebstoffe absetzen. Dadurch werden auch Nährstoffe in der Biomasse gebunden. Dies verbessert die Bedingungen für Makrophyten innerhalb des Systems im Sinne einer positiven Rückkopplung.

Gegebenenfalls können solche strukturierenden Maßnahmen auch in den Nebengewässern durchgeführt werden (Abb. 6, Nr. 3). Auch hier ergeben sich positive Effekte durch den Rückhalt von Schwebstoffen und Nährstoffen, die sich dann auf das Hauptgewässer positiv auswirken.

Auch zusätzlich zum vorhandenen Gewässersystem angelegte Seitengewässer mit großen Flachwasserbereichen, die gelegentlich bei Hochwasser in Verbindung mit dem Hauptgewässer stehen, erhöhen die Strukturvielfalt im Gesamtsystem inkl. der Hauptgewässer. Dies ist dort eine Möglichkeit zur Verbesserung der Bedingungen für biologische Qualitätskomponente, wo im Hauptgewässers selbst keine Möglichkeit zur Strukturverbesserung besteht. Ergänzt werden kann diese Maßnahmen mit Ufer- bzw. Gewässerrandstreifen, an denen breite Röhrichte und an geeigneten Orten auch Gebüsche und Gehölze am Gewässer die Struktur verbessern können.

6.2 Verminderung zu starker Wasserstandsschwankungen

[Maßnahmennummern in Tab. 17: 2.1]

Um starke negative, Effekte zu vermeiden, die von einem die gewässerökologischen Belange nicht berücksichtigenden Wasserstandsmanagement ausgehen, ist das Schaffen ökologisch verträglicher hydraulischer Verhältnisse nötig. Ein dementsprechende wasserwirtschaftliches Konzept zur Wasserstandssicherung und zur Abflussregelung beinhaltet:

- Ermittlung wasserwirtschaftlicher Kenngrößen, Ableitung und Umsetzung von Konzepten zur Einhaltung ökologisch begründeter und ökonomisch vertretbarer Mindestwasserstände für jedes Schöpfwerk/ jeden Wasserkörper,
- Verhindern übermäßig starker Strömung durch Vermeiden von extremen Wasserspiegellagen-Differenzen im Rahmen des wasserwirtschaftlichen Konzeptes,
- Einrichtung von dezentralen Speicherbecken in Bereichen mit hohem Bewässerungsbedarf (z.B. Frostberegnung im Alten Land).

Diese Maßnahme wirken nicht alleine auf die Wasserstandsregulierung, sondern haben auch Effekte in anderen Bereichen. So führt die Reduktion der Strömungsgeschwindigkeit zu einer Reduktion der Trübung durch mitgeführte Schwebstoffe und einige der o.g. Hochwasserschutzmaßnahmen führen zu einer Erhöhung der Strukturvielfalt und ebenfalls zu einer Reduktion der Wassertrübung.

In der Regel ist durch eine entsprechende Konzeption der Sielzeiten auch die Durchgängigkeit für Fische zu verbessern.

6.3 Reduktion der Trübung

[Maßnahmennummern in Tab. 17: 3.1/ 3.2/ 3.4 / 4.1 / 4.2/ 4.3/ 4.4/ 5.1 /5.2]

Mögliche Maßnahmen zur Reduktion der Trübung lassen sich in drei Kategorien einteilen:

Reduktion des Stoffeintrages

Der Eintrag von mineralischen Trübstoffen, Huminstoffen, Eisenocker und Nährstoffen wirkt sich nicht nur durch die erhöhte Trübung aus sondern belastet auch unmittelbar das Gewässer. Maßnahmen zur Reduktion diffuser und punktueller Belastung sind in den beiden folgenden Kapiteln aufgeführt (vgl. Kap. 6.4 und 6.5).

Raubfischbesatz

Die Förderung der Raubfischfauna kann durch die Veränderung der einzelnen Glieder der Nahrungskette zu einer Reduzierung des Phytoplanktons führen. Dabei resultiert aus dem Raubfischbesatz eine Reduzierung der das Zooplankton fressenden Fischarten. Dies führt zu einer Vermehrung des Zooplanktons welche wiederum zur Reduzierung des Phytoplanktons beiträgt. Im Rahmen der Seensanierung haben sich solche Verfahren bereits etabliert, ihre Wirksamkeit in Marschgewässern ist zu prüfen.

Verringerung des Windangriffs

Insbesondere an Gewässerstrecken in Hauptwindrichtung kann eine Anpflanzung von lockeren Gehölzbeständen zu einer Reduktion des Windangriffs führen. Ausdrücklich sollte auf eine Herstellung eines durchgehenden Gehölzsaumes verzichtet werden, um den Laubeintrag gering zu halten und Makrophyten als wichtige Qualitätskomponente im Gewässer nicht zu verdrängen. Die Entwicklung von Gehölzen sollten nur in ausgewählten Bereichen angestrebt werden, in denen die Belange des Naturschutzes (Wiesen- und Rastvogelschutz) und des Landschaftsbildes nicht beeinträchtigt werden.

6.4 Verminderung diffuser Stoffeinträge

[Maßnahmennummer in Tab. 17: 3.1 / 3.2 / 3.3 / 3.4]

Hinsichtlich der Reduzierung diffuser Stoffeinträge in Gewässer bestehen eine Anzahl von administrativen Regelungen und Vorschriften, die den Umgang mit Düngemitteln, mit Pflanzenschutzmitteln und wassergefährdenden Stoffen regeln (Maßnahme Nr. 3.2). Häufig handelt es sich dabei um Instrumente, die nicht kurzfristig umzusetzen sind.

Vernässung von Mooren und Feuchtgebieten

Häufig sind stark entwässerte Moore Teil des Einzugsgebietes von Marschgewässern. Durch die Entwässerung von Mooren werden große Mengen an Nährstoffen, aber auch an Huminstoffen freigesetzt. Durch Vernässung von Mooren können sowohl Nährstoffe als auch Stoffe, die zu einer Trübung im Gewässer führen können, zurückgehalten werden.

Mögliche Maßnahmen in Marschgewässer-Einzugsgebieten sind eng mit den Eigentumsverhältnissen verknüpft. Dort, wo landwirtschaftliche Nutzungen nicht mehr stattfinden, können z.B. Maßnahmen der Wiedervernässung von Mooren erfolgen. Dort, wo landwirtschaftliche Nutzungen weiterhin aufrecht zu erhalten sind, ist zu bedenken, dass eine entwässerungsbedingte Moorsackung fortlaufend zu einer Anpassung der Wasserstandsregulierung (Wasserstandsabsenkung) führt. Grundsätzlich besteht daher im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Nutzung von Mooren ein „konflikträchtiger Kreislauf“ aus Moorentwässerung, Moorsackung und erforderlicher weiterer Absenkung der Wasserstände.

Anpassen der landwirtschaftlichen Nutzung; gute fachliche Praxis

Die Verminderung der Stickstoffeinträge in oberirdische Gewässer kann durch eine gute fachliche Praxis beim Düngen mit einer grundwasser- und bodenschonenden Bewirtschaftung erreicht werden (gewässerschonende Ausbringungstechnik für Wirtschaftsdünger, anderweitige Verwendung der Gülle, gezielte Bodenbearbeitung zur Reduzierung der Phosphoreinträge).

Die Maßnahme beinhaltet auch die Erstellung von Flächen- und Hoftorbilanzen sowie eine bedarfsgerechte Düngung z.B. nach Angaben des Nitrat-Informationsdienstes (NID). Die Düngung muss in Relation zum Entzug bzw. zur Nutzung stattfinden. Insofern sollte für ein Nutzungskonzept immer die Nährstoffbilanz des Standortes als Maßgabe gelten. Ggf. wäre die Einführung eines Flächenkatasters ein geeignetes Instrument, welches die maximale Düngemenge bezogen auf Bodenfunktionen und Gewässerbezug festlegt.

Im Bereich des Pflanzenschutzes müssen die „Grundsätze der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz“ eingehalten werden.

Umwandlung ausgewählter Ackerflächen in extensiv genutztes Grünland

In unmittelbarer Nähe des Gewässers sollten Ackerflächen in Grünland umgewandelt werden. In Zusammenhang mit Flurbereinigungs- / Flurneuordnungsverfahren können so zusammenhängende Bereiche geschaffen werden, in denen gleichzeitig Belange des Hochwasserschutzes, des Naturschutzes und der Verminderung von Schad-, Nährstoff-, und Trübstoffeintrag berücksichtigt werden können. Gemeinsame Finanzierungsmodelle und ressortübergreifendes Handeln der Verwaltung ist erforderlich.

6.5 Verminderung punktueller Belastungen

[Maßnahmennummer in Tab. 17: 4.1 / 4.2 / 4.3]

Abwassereinleitungen und Einleitungen von Niederschlagswasser stellen eine punktuelle Belastung für Gewässer dar. Grundsätzlich gelten für die Einleitungen in Gewässer die landesrechtlichen Regelungen. Darüber hinaus bestehen zahlreiche technische Regeln.

Ertüchtigung von Kläranlagen und von dezentralen Abwasserbehandlungsanlagen

Die Maßnahme betrifft den Ausbau der Vor-/ Nachklärung (Absetzbecken) oder der Belebung bzw. die Anwendung weitergehender Reinigungsverfahren (z.B. Membranfiltration). Grundsätzlich muss jede kommunale Kläranlage eine mechanisch-biologische Reinigungsstufe aufweisen, d.h. Vor- oder Nachklärung und Belebung (oder vergleichbare biologische Verfahren), um die Anforderungen nach Abwasserverordnung einhalten zu können. Weitergehende Anforderungen wären:

- Ausbau des vorhandenen Beckenvolumens,
- Erweiterung der bereits bestehenden biologischen Reinigungsstufe um eine Nitrifikationsstufe oder evtl.
- Ergänzung der Kläranlage um eine Filtrationsstufe.

Auch bei dezentralen Anlagen in der z. T. dünn besiedelten Marsch sind ggf. Maßnahmen erforderlich. In der Regel sollten 3-Kammeranlagen (mit Schilfbeet usw.) als Stand der Technik umgesetzt sein. Bei den dezentralen Anlagen (Hofentwässerungen) können stoßweise Belastungen z.B. durch das Reinigen von Pflanzenschutzmittel-Spritzen, Gülle- und Düngewagen auftreten.

Reduzierung von Stoffeinträgen industrieller Direkteinleiter

Die chemische Industrie produziert und verwendet eine große Zahl von Stoffen, die für den Menschen und die aquatische Umwelt gefährlich sein können. Viele dieser Stoffe gelangen durch Anwendungsverluste, Leckagen und über Abwassereinleitungen in die oberirdischen Gewässer. Dies kann negative Auswirkungen auf das aquatische System und verschiedene Nutzungen haben. Die derzeit bedeutsamsten gefährlichen Stoffe sind in den Anhängen VIII Nr. 1 bis 9, IX und X der WRRL aufgeführt.

In der Regel werden Industrieabwässer vor der Einleitung in ein Gewässer in speziellen werkseigenen Kläranlagen gereinigt (Direkteinleiter) oder über die Kanalisation einer öffentlichen Kläranlage zugeführt (Indirekteinleiter). Um Nachteile für die öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen zu vermeiden, müssen die Abwässer zumeist vorbehandelt werden. Einige weitere problematische Stoffe, z.B. Pharmaka oder Hormone, gelangen ins Abwasser. Sie können, sofern möglich, erst in einer kommunalen Anlage eliminiert werden. Es gibt zahlreiche Verfahren, um die Abwasserlasten zu reduzieren. Ihre Auswahl wird wesentlich durch die Abwasserinhaltsstoffe beeinflusst. Hier soll der Augenmerk auf die Membranfiltration, ein bedeutendes Verfahren zur Reinigung von Industrieabwässern, gelegt werden.

Bauwerke zur Misch- und Niederschlagswasserbehandlung

Anforderungen an eine qualifizierte Entwässerung im Misch- und Trennverfahren sind:

- getrennte Erfassung und Ableitung von Regen- und Schmutzwasser,
- Ableitung von stark belastetem Regenwasser nur nach vorgeschalteter Behandlung,
- bessere Ausnutzung des vorhandenen Fassungsvermögens, weiterer Bau von Entlastungsanlagen,
- Berücksichtigung des besseren Reinigungsvermögens neuerer Behandlungsverfahren wie z.B. Retentionsbodenfilter.

Marschgewässer sind i.d.R. für die Ableitung sehr großer Abflussmengen konzipiert. Darüber hinaus sind sie besonders in geschöpften und gesielten Einzugsgebieten in der Lage, bei Starkregenerereignissen anfallende Wassermengen zwischenzuspeichern.

Im Hinblick auf die notwendige Reduzierung der direkten stofflichen Gewässerbelastungen und der Festlegung immissionsbezogener Anforderungen ist der weitere Ausbau von Rückhalteanlagen unbedingt erforderlich. Der personelle und materielle Aufwand für den Betrieb ist relativ gering.

Insbesondere Retentionsbodenfilter sind vor oben genanntem Hintergrund sehr wirksam. Sie erfüllen in vielen Fällen die Anforderungen eines ganzheitlichen Gewässerschutzes.

Retentionsbodenfilter weisen einen geringen Kostennachteil gegenüber herkömmlichen Regenüberlaufbecken auf. Sie können jedoch nicht das Regenüberlaufbecken ersetzen. Der Bodenfilter ist eine effektive, preisgünstige Anlage für eine weitergehende Mischwasserbehandlung. Er kann zusätzlich zur Reduzierung der Schmutzfrachten eine hydraulische Entlastung des Gewässers und der nachfolgenden Kläranlage bewirken.

Folglich sind Retentionsbodenfilter ein sehr preisgünstiges Element einer ökologischen Mischwasserbehandlung, welches mit allen anderen Formen der Regenwasserbewirtschaftung konkurrieren kann. Insbesondere in Bezug auf die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gewinnen Retentionsbodenfilter an Bedeutung (verstärkte Orientierung der Anforderungen an die Mischwasserbehandlung an der Gewässersituation). Durch ihren Einsatz können zukünftige Anforderungen eingehalten werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass Maßnahmen zur Verringerung von punktuellen Belastungen fast vollständig im Rahmen des planungsrechtlichen bzw. wasserrechtlichen Vollzugs abgearbeitet werden. Die Akteure sind hier überwiegend Kommunen und Industrieunternehmen, die zusammen mit den unteren Wasser- und Planungsbehörden entsprechende Maßnahmen realisieren können.

6.6 Herstellung der Passierbarkeit

[Maßnahmennummer in Tab. 17: 1.5 / 1.6]

Ziel der Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit ist die Umgestaltung von Querbauwerken und Verrohrungen, so dass die Passierbarkeit für aquatische Organismen, insbesondere für wandernde Fischarten, sichergestellt wird. Die Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit ist jedoch nur dann zielführend im Sinne der WRRL, wenn die Organismen in dem jeweiligen Wasserkörper geeignete Bedingungen zum Überleben und zur Reproduktion finden. Dazu ist es notwendig, in strukturarmen Gewässern geeignete Habitate für die Tier- und Pflanzenarten der biologischen Qualitätskomponenten herzustellen. Diese Habitate müssen im System in ausreichender Dichte vorhanden sein, damit ein Biotopverbund entstehen kann, der den entsprechenden Populationen Lebensmöglichkeit bietet. Folgende Maßnahmen sind, differenziert nach Bauwerksarten, möglich:

Siele

Klassische Siele mit aufgehängten Stemmtoren öffnen sich, sobald der Binnenwasserstand gegenüber dem Außenwasserstand erhöht ist. Je nach Regenereignissen oder Tidephase währt die Öffnungszeit unterschiedlich lange. Im Rahmen des Wasserstandsmanagements könnte hier die Zeiten der Passierbarkeit insbesondere in Hochphasen der Fischwanderung (v.a. Herbst/ Winter/ Frühjahr) optimiert werden. Konzepte müssen für jedes Bauwerk individuell erstellt werden. Dabei ist in Trockenphasen die Bedeutung der Einhaltung eines Mindestwasserstandes gegen die Bedeutung der Fischpassierbarkeit abzuwägen. Rohre mit Rückschlagklappen sollten nicht mehr verwendet werden, bestehende Rohre sukzessive ersetzt werden.

Schöpfwerke

Gewässer mit reinem Schöpfwerksbetrieb sind für aufwärts wandernde Fische gänzlich unpassierbar. Bei abwärts wandernden Tieren entstehen hohe Verluste bei der Passage der Pumpen. Da die Wasserstände stromab höher sind als stromauf, ist die fehlende Lockströmung das Hauptproblem bei der Herstellung der Passierbarkeit. Es sind nur vergleichsweise aufwändige Lösungen denkbar, die in Teilsystemen einen Lockstrom nach Unterstrom erzeugen. Mögliche Maßnahmen zur Herstellung einer (temporären) Passierbarkeit sind:

- Einbau von funktionsfähigen Fischtreppen bzw. Fischschleusen mit Pumpen zur Errichtung einer stromab gerichteten Lockströmung,
- Einbau von fischschonenden Hebereinrichtungen (große, langsam drehende Schnecken für den Grundlastbetrieb),
- Einbau von Pumpen die Abwärtswanderung von Fischen zulassen zumindest für den Grundlastbetrieb; Einbau von Rechen vor den anderen Pumpen.

Stauanlagen/ Wehre

- Einbau von Schlupflöchern (kleiner Hubschütz) bzw. Vertikal-Schlitz-Pass (Vertical Slots),
- Bau von Umgehungsgerinnen,
- Bau von Sohlgleiten (in Marschgewässern ggf. als Schwelle zwischen Haupt- und Nebengewässer),
- ggf. Rückbau der Stauanlage, sofern nicht mehr erforderlich.

6.7 Weitere Maßnahmen

[Maßnahmennummer in Tab. 17: 2.2 / 5.1 / 5.2]

Maßnahmen des vorbeugenden Hochwasserschutzes stellen einen weiteren Aspekt bei der Minimierung von Defiziten dar. Änderung der Bauleitpläne hin zu einem vorbeugenden Hochwasserschutz wären ein sinnvoller Schritt. Dies geschieht durch Ausweisung von überschwemmungsgefährdeten Bereichen und Überschwemmungsgebieten oder Nutzungsänderungen bzw. -einschränkungen in diesen Gebieten (z.B. Ausarbeiten von Gefahrenkarten, keine Ausweisung von neuen Wohn- und Gewerbegebieten in überschwemmungsgefährdeten Bereichen).

Mögliche wasserwirtschaftliche Maßnahmen sind:

- angepasste landwirtschaftliche Nutzung von Überschwemmungsflächen um gelegentliches Überfluten zuzulassen,
- Erhöhen des Wasserrückhalts in und oberhalb von Siedlungsgebieten durch Kanalstauräume, Regenrückhalte, Regenüberlaufbecken, Retentionsräume, Polder mit ökologisch verträglicher Flutung,
- Zurückverlegen von Deichen,
- Erhalt oder Wiederherstellung der Funktion des Gewässerumfeldes/ der Außendeichflächen als natürliche Überschwemmungsgebiete,
- Renaturierung örtlich im Einzelfall zu bestimmender Gewässer,
- Entfernen von Uferbefestigungen,
- Erhöhung der Strukturvielfalt (Gehölzpflanzung bzw. Gehölzbeseitigung),
- gezielter Einsatz von Abgrabungen, Anlage von Flutmulden.

6.8 Beurteilung der Maßnahmenvorschläge und Prioritätensetzung

Die beschriebenen Maßnahmenvorschläge werden in nachfolgender Tabelle hinsichtlich ihrer ökologischen Wirksamkeit beurteilt. Dazu wird eine allgemeine Einstufung der Wirksamkeit der jeweiligen Maßnahme auf die ökologischen Qualitätskomponenten vorgenommen. Bewertet wird die Wirkintensität jeweils in vier Stufen von 0 (keine Wirkung) bis +++ (sehr große Wirkung). Aus der Addition der Einzelwertungen ergibt sich folgendes Gesamtbild (Tab. 17):

Tab. 17: Mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Situation von Marschgewässern, sortiert nach ihrer Wirksamkeit.

Nr.	Titel	Ökologische Qualitätskomponenten (WRRL, Anh. V)					Summe +	Ökologische Wirksamkeit
		Makro- phyten	Phyto- benth.	Phyto- plank- ton	Makro- zoo- benth.	Fisch- fauna		
1.1	Anlage von Seitengewässern mit Flach- und Tiefwasserbereichen	+++	++	+	+++	+++	12	hoch
1.2	Verbesserung der Ufer- und Sohlenstrukturen	+++	++	+	+++	+++	12	hoch
1.3	Unterstützende wasserbauliche Maßnahmen zur Umgestaltung der Gewässermorphologie	+++	++	+	+++	+++	12	hoch
1.4	Extensive Gewässerunterhaltung	+++	++	++	+++	++	12	hoch
2.1	Maßnahmen zur Wasserstandssicherung (Mindestwasserstände) und zu Abflussregelungen	+++	+	++	+++	+++	12	hoch
2.2	Vorbeugender Hochwasserschutz mit gezielter Verbesserung der Strukturgüte	++	+	+	+++	++	9	mittel
3.1	Vernässung von Mooren und Feuchtgebieten	++	++	++	+	+	8	mittel
3.2	Anpassung der landwirtschaftlichen Nutzung/gute fachliche Praxis	++	+	+	++	+	7	mittel
3.3	Umwandlung ausgewählter landw. intensiv genutzter Flächen in extensives Grünland	++	++	+	+	+	7	mittel
1.5	Herstellung der Durchgängigkeit an Schöpfwerken und Deichsielen	+	o	o	++	+++	6	mittel
1.6	Herstellung der Durchgängigkeit an Stauanlagen und Wehren	+	o	o	++	+++	6	mittel
1.7	Einrichtung von Ufer-/Gewässerrandstreifen	++	+	+	+	+	6	mittel
3.4	Einrichtung von Dränsammlern mit nachgeschaltetem Bodenfilter	++	+	+	+	+	6	mittel
4.1	Ertüchtigung von Kläranlagen und von dezentralen Abwasserbehandlungsanlagen	+	+	+	++	+	6	mittel
5.1	Maßnahmen zur Reduzierung des Windangriffes	++	++	o	++	o	6	mittel
4.2	Reduzierung von Stoffeinträgen industrieller Direkteinleiter	+	+	+	+	+	5	gering
4.3	Bauwerke zur Misch- und Niederschlagswasserbehandlung	+	+	+	+	+	5	gering
5.2	Förderung der Raubfischfauna	++	+	o	+	+	5	gering

Wirksamkeit der Maßnahme für die jeweilige biologische Qualitätskomponente:

o = neutral, + = geringe Wirksamkeit, ++ = mittlere Wirksamkeit, +++ = hohe Wirksamkeit

Schlüssel Ökologische Wirksamkeit, Summe: 0 = keine; 1-5 = geringe; 6-10 = mittlere; 11-15 = hohe

Eine hohe ökologische Wirksamkeit erhalten Maßnahmenvorschläge zur Optimierung der Abflussregulierung sowie zur Verbesserung der Gewässerstruktur.

Für eine weitergehende Prioritätensetzung bei der Auswahl möglicher Maßnahmen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung sind verschiedene Faktoren zu berücksichtigen, wie z.B. Ergebnisse der Bestandserfassung und der Defizitanalyse, Flächenverfügbarkeit, erforderlicher Aufwand für die Zielerreichung. Die folgende Abbildung (Abb. 7) zeigt eine mögliche Vorgehensweise bei der Auswahl geeigneter Maßnahmen.

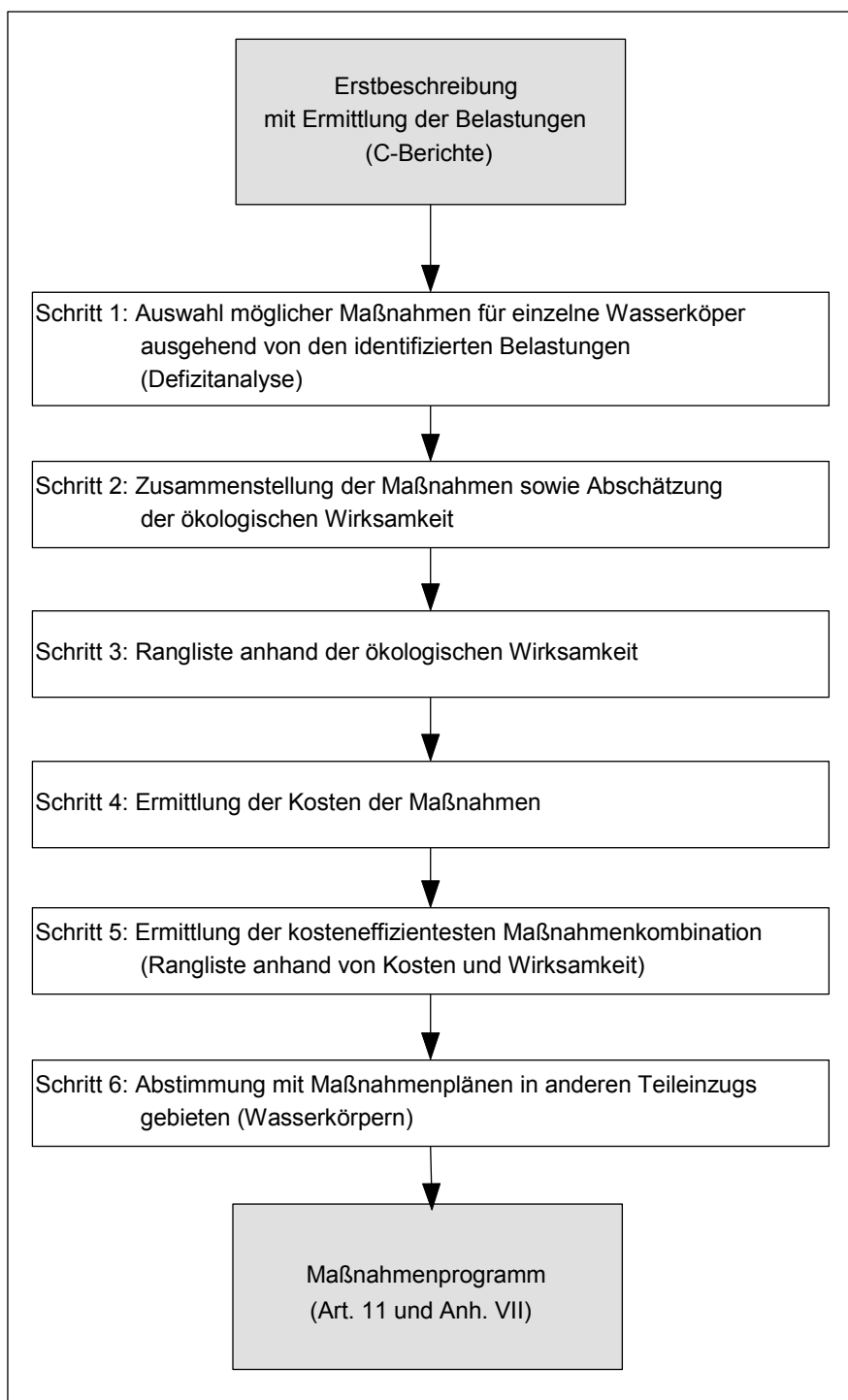


Abb. 7: Vorgehensweise bei der Auswahl von Maßnahmen.

- Schritt 1: Als Ergebnis der Phase 1 des Pilotprojektes ist ein allgemeingültiger Maßnahmenkatalog erstellt worden. Für die Beispielgewässer (Wasserkörper) können ausgehend von den identifizierten Belastungen (Defizitanalyse) mögliche Maßnahmen ausgewählt werden.
- Schritt 2: Im zweiten Schritt sollten diese Maßnahmen zusammengestellt werden und eine Abschätzung ihrer ökologischen Wirksamkeit für den Wasserkörper vorgenommen werden.
- Schritt 3: Es wird eine Rangliste der ökologischen Wirksamkeit der einzelnen Maßnahmen erstellt.
- Schritt 4: Es werden die Kosten für die jeweiligen Maßnahmen abgeschätzt.
- Schritt 5: Aus der Kostenermittlung und der Rangliste der ökologischen Wirksamkeit werden die Maßnahmen mit dem besten Kosten-/Wirksamkeitsverhältnis (der besten Kosteneffizienz) abgeleitet.
- Schritt 6: In Abstimmung mit den Maßnahmenplänen aus benachbarten Wasserkörpern (Teileinzugsgebieten) entsteht das Maßnahmenprogramm als Bestandteil des Bewirtschaftungsplanes.

7 Abgleich mit anderen Bundesländern und EU Mitgliedstaaten

Die Abstimmung mit anderen Bundesländern bzw. EU-Mitgliedsstaaten hatte zwei wesentliche Ziele. Zum einen sollte eine Recherche hinsichtlich der Bewertungsmethodik und geplanter bzw. bereits durchgeführter Maßnahmen durchgeführt werden. Zum anderen war die Koordination des weiteren Vorgehens ein wichtiger Aspekt.

Um das Vorgehen anderer EU-Mitgliedsstaaten und Bundesländer bzgl. des Umgangs mit Marschgewässern im Kontext der WRRL abzufragen, wurde ein Fragebogen erarbeitet und an die Fachbearbeiter in Schleswig-Holstein, Hamburg, Dänemark und den Niederlanden verschickt. Die verschiedenen Aspekte - Kategorisierung und Typisierung der Marschgewässer, Referenzzustände und Maßnahmen - wurden anschließend persönlich bzw. in Telefonaten (Dänemark) besprochen. Ausführliche Ergebnisse der durchgeführten Gespräche finden sich im Anhang 2.

7.1 Recherche des Verfahrensstandes

Kategorisierung der Marschgewässer

In allen befragten (Bundes-)Ländern sind die Marschgewässer vorläufig entweder als künstliche oder als erheblich veränderte Gewässer ausgewiesen worden. In der Regel sind die tideoffenen Gewässer, die bereits vor den Landgewinnungsmaßnahmen, vorhanden waren, und bei denen ein nennenswerten Anteil des Einzugsgebietes außerhalb der Marsch liegt, vorläufig als erheblich veränderte Gewässer eingestuft. Die in der Marsch gelegenen abgedeckten Gewässer, die maßgeblich von Siel- und Schöpfwerken bestimmt sind und zum überwiegenden Teil erst neu entstanden sind oder komplett verlegt wurden, werden vorläufig als künstlich eingestuft. Derzeit befinden sich die Gewässer im Ausweisungsverfahren (gem. Leitfaden der CIS AG 2.2).

Typisierung der Marschgewässer

Die in Schleswig-Holstein verwendeten Kriterien „Tideeinfluss“, „Größe“ und „Salzeinfluss“ stimmen mit den im Pilotprojekt erarbeiteten überein. Zusätzlich wird das Kriterium „Umfeldnutzung“ genannt. Es fehlen die im Pilotprojekt herausgearbeiteten Sonderstandorte „Marschgewässer in gepolderten Flächen“ und „Marschgewässer mit Torf im Untergrund“.

In Hamburg gelten derzeit die Vorgaben der LAWA (Typen 22.1, 22.2 und 22.3, nach POTTGIEßER & Sommerhäuser 2004), die zuständige Fachbehörde erwartet mit Interesse die Ergebnisse des Pilotprojektes, um ggf. mit den hier erarbeiteten Subtypen weiter zu arbeiten.

Dänemark hat als wichtige Kriterien für die Subtypenbildung den „Tideeinfluss“ und die „Gewässergröße“ definiert. Diese Kriterien spielen auch im Pilotprojekt die entscheidende Rolle.

Die Typisierung der Niederlande weicht von der in Deutschland verwendeten ab, da sie dem Umstand Rechnung trägt, dass viele Marschgewässer biologisch eher als Stillgewässer anzusehen sind. Marschgewässer werden nicht als gesonderter Typ ausgewiesen sondern verteilen sich auf vier Stillgewässer- und drei Fließgewässertypen, von den einige mit den erarbeiteten Subtypen des Pilotprojektes vergleichbar sind. Die Größe und der Tideeinfluss spielen bei der Typisierung eine wesentliche Rolle.

Die Herangehensweise der drei norddeutschen Bundesländer ist somit weitgehend kompatibel, es ist aber eine Feinabstimmung notwendig, da die Typenbildung wesentliche Voraussetzung für die Bewertung der Wasserkörper ist. Einige der niederländischen Typen

können ggf. zu einer Überprüfung bzw. Abstimmung herangezogen werden. Dies gilt auch für die Befunde aus Dänemark.

Referenzzustände und „Messlatten“

Aus Schleswig-Holstein liegen Vorabzüge zweier Studien (STILLER 2005 und ARGE BBS et al. 2005) vor. Hier wurden Klassengrenzen für das höchste und das gute ökologische Potenzial für verschiedene Subtypen von Marschgewässern abgeleitet. Im Rahmen des Teilprojektes Fischfauna sind Daten aus Schleswig-Holstein direkt in die Auswertung einbezogen worden. Im Teilprojekt Makrophyten wurden die Erkenntnisse der genannten Gutachten als Grundlagen berücksichtigt.

Hamburg erarbeitet spezifische Referenzen für einzelne bedeutende Marschgewässer, es gibt aber noch keine Klassengrenzen für die Bewertung des ökologischen Potenzials.

Das in Dänemark entwickelte Verfahren für Fließgewässer ist für Marschgewässer nicht geeignet. Ein Verfahren zur Bewertung von Marschgewässer gibt es derzeit nicht.

In den Niederlanden gibt es kein Verfahren zur Ableitung des höchsten oder guten ökologischen Potenzials speziell für Marschgewässer, da die Marschgewässer sich auf 7 der insgesamt gut 50 Gewässertypen in den Niederlanden verteilen. Es erfolgt derzeit für alle Typen die Erprobung eines Verfahrens zur Ableitung des höchsten und guten ökologischen Potezials. In diesem Rahmen werden zur Zeit auch die im Pilotprojekt erhobenen Daten eines Modellgewässers (Harle) vom Büro ARCADIS (Assen, NL) ausgewertet. Nach Fertigstellung der Untersuchung werden die Befunde mit den im Pilotprojekt erarbeiteten Ergebnisse abgeglichen.

Vorgezogene und geplante Maßnahmen zur Zielerreichung nach Art. 4 der WRRL

Maßnahmen wurden vor allem aus den benachbarten Bundesländern zusammengestellt. In allen Bundesländern sind bereits Maßnahmen durchgeführt worden. Sie betreffen vor allem die Durchgängigkeit und die Morphologie der Gewässer. Projektbeispiele finden sich im Anhang des Teilprojektes „Maßnahmenvorschläge für Marschgewässer“.

7.2 Koordination und weiteres Vorgehen

Während der ersten Phase des Modellprojektes erfolgte ein reger Gedankenaustausch mit den benachbarten (Bundes-)Ländern. Von allen Seiten wurde großes Interesse an den Ergebnissen des Pilotprojektes und an weiterem Gedankenaustausch sowie dem Abgleich des weiteren Vorgehens bei der Umsetzung der WRRL signalisiert. Insbesondere für die deutschen Bundesländer ist eine enge Abstimmung unabdingbar, da inkohärentes Vorgehen Nachprüfungen der EU-Kommission nach sich ziehen dürfte. Auch während der zweiten Phase soll die begonnene Abstimmung fortgesetzt werden.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Der vorliegende Synthesebericht fasst die Ergebnisse der ersten Phase des „Pilotprojektes Marschgewässer“ zusammen. Ziel dieser Phase war insbesondere die Erarbeitung von Bewertungsansätzen und Referenzbedingungen für die Definition des ökologischen Potenzials sowie die Herleitung prinzipiell möglicher Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung von Marschgewässern.

Ergebnisse der Teilprojekte

Im Teilprojekt „**Makrophyten**“ erfolgte auf Grundlage von umfangreichen, an 190 Gewässerstrecken erhobenen Daten und weiteren vorhandenen Untersuchungen eine Differenzierung von neun Sub-Typen der Marschgewässer. Speziell für Marschgewässer wurden Bewertungskriterien erarbeitet, die im Wesentlichen auf Indikatorarten basieren und subtypenbezogen angewendet werden. Das Ergebnis der Bewertung ergibt eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl, die unmittelbar in Potenzialklassen transformiert werden kann. Mit Ausnahme der stark tidebeeinflussten Gewässer, für die das in Schleswig-Holstein entwickelte Verfahren besser geeignet ist, konnte damit ein für Marschgewässer geeignetes Bewertungssystem entwickelt werden.

Befischungen an den vier Modellgewässern des Pilotprojektes und zahlreiche vorhandene Daten von weiteren Marschgewässern bildeten die Basis für das Teilprojekt „**Fischfauna**“. Auf dieser Grundlage konnte eine WRRL-konforme Bewertung entwickelt werden, die auf dem Vorkommen, der Häufigkeit und der Altersstruktur von Indikatorarten beruht. Die Ableitung des ökologischen Potenzials orientiert sich an dem Leitfaden der CIS AG 2.3 (Referenzbedingungen für oberirdische Gewässer), der aufgrund der Besonderheiten der Marschgewässer sowohl hinsichtlich der Klassengrenzen als auch der Klassenzuordnung angepasst wurde. Eine unterschiedliche Bewertung der vier im Rahmen des Teilprojektes abgegrenzten Subtypen war nicht erforderlich.

Im Teilprojekt „**Phytobenthos**“ wurden vorhandene Daten zum Vorkommen von Kieselalgen in Marschgewässern ausgewertet. Das bundesweit gültige Bewertungsverfahren PHYLIB wurde angewendet und hinsichtlich der Referenzarten an die Besonderheiten der Marschgewässer angepasst. Eine weitere Anpassung ist erforderlich. Außerdem steht die notwendige Ableitung der Klassengrenzen zur Einstufung des ökologischen Potenzials noch aus.

Aufgrund großer Variabilitäten konnte das Teilprojekt „**Phytoplankton**“ anhand der vorhandenen Daten keine typische Planktongemeinschaft der Marschgewässer ableiten. Die vorhandenen Bewertungsverfahren ließen sich nicht auf Marschgewässer anwenden. Der Aufwand für die Anpassung des bundesweit gültigen Verfahrens an die besonderen Gegebenheiten der Marschgewässer wäre immens.

Die erarbeiteten Vorschläge zur Gewässerbewertung wurden an den vier Modellgewässern Harle, Hackemühlener Bach/ Basbecker Schleusenfleth, Wischhafener Schleusenfleth und Käseburger Sieltief angewendet.

Zur Unterstützung der biologischen Qualitätskomponenten wurden im Rahmen des Pilotprojektes Untersuchungen zu **chemisch-physikalischen** Parametern an den Modellgewässern durchgeführt. Für die Ableitung des chemischen Zustands wurden zudem **Prioritäre Stoffe** analysiert.

Auf Basis der Teilprojekt-Ergebnisse und Recherchen bei anderen (Bundes-)Ländern wurden im Teilprojekt „**Maßnahmen**“ die wesentlichen Defizite an Marschgewässern

herausgearbeitet. Prinzipiell mögliche Maßnahmen zur Minimierung oder Aufhebung dieser Defizite wurden abgeleitet und hinsichtlich ihrer ökologischen Wirksamkeit bewertet. Diese Maßnahmen liefern modellhaft Vorschläge für die aufzustellenden Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme.

Ausblick

Wesentliche Aufgabe der zweiten Phase des Pilotprojektes ist das Aufstellen von modellhaften Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplänen an den vier Modellgewässern. Dazu ist eine auf den Wasserkörper bezogene Defizitanalyse und daraus abgeleitet die Ableitung des ökologischen Potenzials für die Modellgewässer erforderlich. Ziel ist es, die für die vier Modellgewässer aufgestellten Pläne so zu gestalten, dass sie einfach auf andere Marschgewässer übertragbar sind.

Grundlage dafür ist der Abgleich der Teilprojekt-Ergebnisse, z.B. hinsichtlich der Sub-Typologie oder der Zusammenführung der Teilkomponenten Makrophyten und Phyto-benthos.

Der Schwerpunkt liegt dabei auf den Qualitätskomponenten „Makrophyten“ und „Fischfauna“. Eine Bewertung der Gewässer anhand der Diatomeen soll aufgrund der Schwierigkeiten bei der Verfahrensentwicklung im Rahmen des Pilotprojektes nicht weiter verfolgt werden. Hinsichtlich des Phytoplanktons wird eine Messung des Chlorophyll a-Gehalts als ausreichend angesehen, Massenentwicklungen sollten genauer betrachtet werden.

Praxistests zur Überprüfung und eventuell notwendigen Anpassungen der erarbeiteten Bewertungsverfahren sind sinnvoll und notwendig. Die Untersuchungen zu den Prioritären Stoffen sollten bis zum Herbst weitergeführt werden, um einen Gesamtüberblick über eingebrachte Schadstoffe zu erhalten.

Der Austausch insbesondere mit den benachbarten Bundesländern, aber auch mit den Mitgliedsstaaten Niederlande und Dänemark, soll in bewährter Form weitergeführt werden.

9 Literatur

- ARCADIS (2005): Ecologische doelstelling voor de Kaderrichtlijn Water; Rijn-Noord en Nederems; Entwurf vom 06.05.2005.
- ARGE BBS et al. [BBS Büro Greuner-Pönicke, Heinzl und Gettner, Dr. Voigt Consulting] (2005): Grundlagenerhebung an künstlichen Marschgewässern – Exemplarische Ermittlung des ökologischen Potenzials. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 182 S. + Anhang.
- BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG & NLWK (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz) - Betriebsstelle Stade (2004a): Bestandsaufnahmen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Oberflächengewässer – Bearbeitungsgebiet Untere Elbe. 22 S. + Anhang.
- BEZIRKSREGIERUNG LÜNEBURG & NLWK (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KÜSTENSCHUTZ) - BETRIEBSSTELLE STADE (2004b): Bestandsaufnahmen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Oberflächengewässer – Bearbeitungsgebiet Oste. 22 S. + Anhang.
- BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS, NLÖ (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE) - FORSCHUNGSSTELLE KÜSTE & NLWK (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KÜSTENSCHUTZ) - BETRIEBSSTELLE AURICH (2004): Bestandsaufnahmen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Oberflächengewässer – Bearbeitungsgebiet Untere Ems. 37 S. + Anhang.
- BEZIRKSREGIERUNG WESER-EMS, NLWK (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KÜSTENSCHUTZ), NLÖ (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE) & SENATOR FÜR BAU, UMWELT UND VERKEHR BREMEN (2004): Bestandsaufnahmen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Oberflächengewässer – Bearbeitungsgebiet Unterweser. 55 S. + Anhang.
- BIOCONSULT (2006): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Bremen. Vorgezogene Maßnahmen zur Zielerreichung.- Studie im Auftrag des Senators für Bau, Umwelt und Verkehr Bremen.
- BIOTA (1995-1997): Modellhafte Erarbeitung einer Methodik zur Beurteilung des ökologischen Gewässerzustandes rückgestauter Bereiche von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Stralsund.
- BIOTA (1998): Eichung und Erprobung des für Mecklenburg-Vorpommern entwickelten Standorttypieindex (STI) an einem typischen Fließgewässer - dem Moltenower Bach. - Gutachten i. A. des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock, 99 S.
- BIOTA (1999): Bewertung des ökologischen Zustandes von Abschnitten des Kleinen Hellbaches mittels Standorttypieindex und Verfahrensentwicklung. - Gutachten i. A. des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock, 75 S.
- BIOTA (2001): Ökologische Bewertung von Fließgewässern der Sander und sandigen Aufschüttungen mittels Standorttypieindex. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 106 S.
- BRETTUM, P. (1989): Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. Ins Deutsche übersetzt durch Bodo Meier. NIVA Oslo, Postbox 33.
- CIS-AG 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern. 129 S.

- CIS AG 2.3: REFCOND - Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. CIS-Arbeitsgruppe 2.3 - Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer.
- DIEKMANN, M., DUßLING, U. & R. BERG (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem (FIBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg.
- 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.
- ELBERTSEN, J.W.H., P.F.M. VERDONSCHOT, B. ROELS & J.G. HARTHOLT (2003): Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Alterrapport 669.
- KIEL, E., SCHAPER, O, WOLF, B & C. K. FELD (2004): Ökologische Bewertung von Marschengewässern entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL). Abschlussbericht zu den Projekten Teil II und III. Gutachten im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie. 142 S. + Anhang.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft + Stadt 10/2: 73-85.
- KROKER, J. (2004): Standardarbeitsanweisung - Quantitative Analyse von Phytoplanktonproben aus Fließgewässern. NLWKN Stade, unveröffentlicht.
- KROKER, J. (2006): Phytoplankton in Niedersächsischen Fließgewässern – Bestandsaufnahme zur Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Bericht zur Messkampagne 2002/2003. NLWKN Stade unveröffentlicht.
- LAVES - Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit: DIN-Entwurf EN 14011: Wasserbeschaffenheit - Probenahme von Fisch mittels Elektrizität; Deutsche Fassung.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. 35 S. + Anhang.
- LONDO, G. 1975. Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In: Tüxen, R. (Hrsg.): Sukzessionsforschung, S. 613-618, Vaduz.
- LUNG (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN) (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex. - Schriftenreihe Nr. 02, Güstrow, 36 S. + Anh.
- MISCHKE, U. et al. (2005): Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht zum LAWA-Vorhaben O 6.03 – IGB Berlin .
- POTTGIESSER, T & M SOMMERHÄUSER (2004): Vorläufige Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen, Stand Februar 2004.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, P., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2005a): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren „Makrophyten & Phytobenthos“ zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht zum LAWA-Vorhaben O 2.04 – Bayerisches Landesamt für Umwelt.

- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., FOERSTER, J., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., KÖPF, B., MEILINGER, P., SCHMEDTJE, U., SCHNEIDER, S., STELZER, D. (2005b): Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos. Fließgewässer- und Seen-Bewertung in Deutschland nach EG-WRRL. Informationsberichte Heft 1/05. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. 245 S.
- SCHOLLE, J. (2001): Die Bedeutung der Fleete und Gräben des Bremer Feuchtgrünland für die Fischfauna. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5, 105-117.
- SCHUCHARDT, B. (2001): Der Graben als Gewässertyp: Vergleichende Charakterisierung struktureller und funktionaler Eigenschaften.- Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5: 31-40.
- SOMMERHÄUSER, M. & H. SCHUHMACHER (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. 278 S.
- STILLER, G. (2005): Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in ausgewählten tidebeeinflussten Flussunterläufen und Koog-Gewässern in den Marschen von Schleswig-Holstein gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 76 S.
- SUHRHOFF, P. & R. GUMPRECHT (1997): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna im nordöstlichen Weser-Ems-Gebiet.
- WRRL (Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 327 vom 22.12.2000.
- www.stowa.nl: Handreiking toedeling waterlichamen aan categorie en type, Overzicht natuurlijke watertypen, Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de KRW, Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de KRW.

Anhang

Anhang 1: Stellungnahme NLWKN Brake (P. Suhrhoff): Vorschlag zu möglichen Maßnahmen an Marschgewässern

Anhang 2: Vorgehen anderer Bundesländer und EU-Mitgliedsstaaten



Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz



Niedersachsen

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

Dienstgebäude

26919 Brake, Heinestraße 1

26122 Oldenburg, Ratsherr-Schulze-Str. 10

Brake, 22.03.06

Vorschlag von Maßnahmen zur Erreichung der guten ökologischen Potentiale an nicht tideoffenen Marschgewässern (im Sinne von unter den gegebenen Nutzungsanforderungen real umsetzbaren ökologischen Verbesserungen).

Während man sich einerseits mit der Definition der ökologischen Potentiale für nicht tideoffene Marschgewässer sehr schwer tut, ist andererseits doch die Zielrichtung nötiger ökologischer Verbesserungen im Regelfall bereits heute angebbbar. Außerdem ist das Spektrum möglicher, umsetzbarer Verbesserungsmaßnahmen vergleichsweise begrenzt. Es erscheint daher durchaus vertretbar, sich zumindest auf der Planungsebene schon jetzt mit Verbesserungsoptionen zu beschäftigen, auch wenn die Detail-Zielvorgaben noch ausstehen.

Im Folgenden werden einige Maßnahmen benannt, die vor dem Hintergrund der Gewässersituation der Betriebsstelle Brake sinnvoll erscheinen. In anderen Regionen werden ggf. andere Probleme in den Vordergrund rücken und somit andere Maßnahmen vorzuschlagen sein.

1. Förderung sub- und emerser Makrophyten

Viele Marschgewässer des Gebietes sind sehr makrophytenarm und damit auch entsprechend strukturarm. Hieraus resultiert eine starke Arten- und meist auch Individuenarmut des Makrozoobenthos, ein Mangel an Laichsubstraten für krautlaichende Fischarten und eine ungünstige Nahrungsbasis für Fische (zeitweise z.T. aufgehoben durch saisonale Einwanderung zahlreicher Brackwasserkrebse verschiedener Arten).

Als Ansatzpunkt für ökologische Verbesserungen, die der ganzen Biozönose zugute kämen, bietet sich also vor allem die Verbesserung der Lebensbedingungen für Makrophyten an. Es stellt sich also zunächst einmal die Frage nach den Ursachen des Makrophytenmangels vieler Marschgewässer. Untersuchungen hierzu sind mir nicht bekannt. Als einzig plausible Hauptursache ist m.E. jedoch Lichtlimitierung zu nennen (z.T. ergänzt durch Salzeinflüsse, die sich allerdings vor allem reduzierend auf die möglichen Artenspektren auswirken dürften).

Ursache der Lichtlimitierung ist die sich überlagernde Wirkung zweier Faktorenkomplexe: der meist relativ starken Trübung des Wassers und den oft starken Wasserstandsschwankungen. Das Zusammenwirken beider Faktoren hat in vielen Fällen trotz relativ geringer Wassertiefen (die für sich genommen bei geringer – mäßiger Trübung eigentlich ein nahezu flächendeckendes Makrophytenwachstum ermöglichen müssten) zur Folge, dass es keine Bereiche in den Gewässern (mehr ?) gibt, die einerseits dauernd mit Wasser bedeckt sind und andererseits dauerhaft ausreichend durchlichtet sind, um eine Photosynthese mit positiver Bilanz zu ermöglichen. Damit ergeben sich folgende Ansatzpunkte für Verbesserungen:

Dienstgebäude Brake

☎ 04 40 1/ 92 6-0

☎ 04 40 1/ 92 6-100

✉ poststelle@nlwkn-bra.niedersachsen.de

Dienstgebäude Oldenburg

☎ 04 41/ 79 9 - 0

☎ 04 41/ 79 9 - 20 05

✉ poststelle@nlwkn-ol.niedersachsen.de

Norddeutsche Landesbank

Bankleitzahl: 250 500 00

Konto-Nr.: 101 404 515

UST-Ident-Nr. DE 188 57 1852

- **Reduktion der Wasserstandsschwankungen**

Wasserstandsschwankungen in Marschgewässern treten in Abhängigkeit von Niederschlagsereignissen, der tideabhängig schwankenden Vorflutverhältnisse und anthropogenen Steuerungen auf. Es ist daher offensichtlich nicht möglich (und auch ökologisch nicht sinnvoll), die Wasserstände im engeren Sinne konstant zu halten. Allerdings bewirkt die derzeitige anthropogene Steuerung (z.T. ergänzt durch ausbaubedingt erheblich abgesenkte Tnw-Stände in den Tideflüssen), die oft in den Händen zahlreicher Einzelpersonen liegt, die diese Tätigkeiten meist nebenbei mit erledigen, nicht selten sehr starke Wasserspiegelschwankungen - oft auch mit extrem reduzierten Wasserständen bis hin zum weitgehenden Trockenfallen großer Sohlbereiche (in den Zuwässerungsgebieten im Sommer oft im kurzfristigen Wechsel mit sehr hohen Wasserständen).

Sinnvoller Ansatzpunkt für eine Reduktion der Wasserstandsamplituden ist daher die Einführung und Einhaltung von Mindestwasserständen (die so nah wie möglich am mittleren Wasserstand liegen sollten). Um dieses Ziel erreichen zu können, werden für jedes Gewässersystem, das über ein Mündungsschöpfwerk entwässert, wasserwirtschaftliche Untersuchungen und Planungen durchzuführen sein, um regional angepasst ökonomisch und ökologisch vertretbare Mindestwasserstände festzulegen und Maßnahmen zu deren automatisierter Umsetzung zu entwickeln (z.B. automatische Wasserstands-Erfassungs- und -Steuer-Einrichtungen).

Die Reduktion der Wasserstandsschwankungen ist auch im Interesse der Fischfauna, der Großmuscheln sowie der übrigen Wirbellosen dringend erforderlich, da der Istzustand immer wieder zur Vertrocknung von Laich, Larven sowie z.T. auch ganzen Beständen von Alttieren führt und somit nicht nur strukturelle Mängel begründet sondern auch in erheblichem Umfang zu direkter Sterblichkeit von Organismen führt. Von einem optimierten Wasserstandsmanagement sind in gewissem Umfang auch positive Auswirkungen auf eine reduzierte Trübung zu erwarten (s.u.).

- **Reduktion der Wassertrübe**

Die Trübung in Marschgewässern setzt sich in der Regel vor allem aus 2 Faktoren zusammen:

Einer Planktontrübe und einer Trübe durch Tonminerale. Regional können noch weitere Faktoren dazu kommen bzw. sogar dominant sein: Ocker-Trübe (Trübung durch verschiedene Ausflockungsprodukte des Eisens). Dieser Anteil dürfte besonders bei höheren Abflüssen in Gebieten mit erheblichen Verockerungsproblemen in den Oberläufen relevant werden, kann allerdings auch in reinen Marscheinzugsgebieten problematisch sein. Hohe Huminstoff-Gehalte durch Mooreinflüsse reduzieren die Eindringtiefe des Lichtes dagegen vergleichsweise wenig (die Gesamttrübe ist bei Mooreinfluss in der Regel vergleichsweise gering, so dass diese Gewässer oft noch gute Makrophyten-Bestände haben).

Die **Partikeltrübe** (durch Tonminerale, Ockerflocken oder andere schlecht absetzbare leblo- se Partikel) ist abgesehen vom kaum direkt beeinflussbaren Sedimentations-, Aggregations- u. Kolmationsverhalten der Partikel vor allem eine Funktion der Intensität von Wasserbewegungen durch Fließvorgänge und Wellenschlag sowie bei Verockerungserscheinungen natürlich auch des Eintrags von gelöstem Eisen in die Gewässer..

Die o.g. Optimierung des Wasserstandsmanagements würde sich in der Tendenz reduzierend auf die Trübung auswirken, da „unnötige“ Wasserbewegungen vermieden würden und die verbleibenden Fließvorgänge im Mittel bei höherer Wassertiefe, also bei im Mittel größerem durchströmten Querschnitt und damit bei geringerer Fließgeschwindigkeit erfolgen würden.

Außerdem würde die Einhaltung von Mindestwasserständen (auf möglichst hohem Niveau) den Eintrag von Eisen in die Gewässer reduzieren. Das Eisen liegt im Boden überwiegend in immobilisierenden Verbindungen vor, die erst bei Sauerstoff-Zutritt (Bodenbelüftung durch niedrige (Grund-)Wasserstände und/oder ansteigende Nitrat-Gehalte) unter Beteiligung bakterieller Prozesse freigesetzt werden.

Einen sehr großen Einfluss auf die Trübe kann auch der Wellenschlag haben – besonders wenn der Gewässer-Verlauf mit der Hauptwindrichtung übereinstimmt (wie bei den meisten Gewässern der Wesermarsch und des Wangerlandes) und es sich zudem um geradlinige, breite, gehölzfreie Gewässer handelt. Nach eigenen Beobachtungen kann die Sichttiefe in Marschgewässern schon durch mäßigen Wellenschlag erheblich reduziert werden (auf ca. 1/3 u. weniger).

Besonders an Gewässerstrecken in Hauptwindrichtung sollte daher versucht werden, den Windangriff durch lockere Gehölzanpflanzungen zu reduzieren. Damit sind ausdrücklich keine durchgehenden Ufergehölze gemeint, die an Marschgewässern (im Gegensatz zu dauernd fließenden Gewässern) in der Regel nicht sinnvoll sind, da damit auch die Makrophyten als wichtigstem Strukturfaktor nur periodisch u. langsam fließender Gewässer durch Beschattung ausgeschlossen würden und außerdem der reduzierte physikalische Sauerstoffeintrag und die anders aufgebaute (u. bei fehlenden Makrophyten stark reduzierte) Biozönose den Abbau des anfallenden Laubes erschwert, was zu Güteproblemen führen kann. Zu empfehlen sind also Anpflanzungen von kleinen Gruppen oder Solitärgehölzen, die in Abständen von ca. 20 – 50m wechselseitig erfolgen sollten. Es sollten breitkronige, nicht zu hochstämmige Gehölze in der Uferlinie gepflanzt werden (z.B. großwüchsige Strauchweiden, ggf. Eschen, Erlen. Ziel der Pflanzungen ist letztlich eine deutliche Reduktion des Windangriffs bei möglichst wenig Beschattung und Laubeintrag. Solche lockeren Gehölze wirken sich darüber hinaus strukturell auch an Marschgewässern sehr positiv aus (ins Wasser ragende Äste bzw. Wurzelteile bilden Lebensraum u. Eiablage-Substrate für Fische und Makrozoobenthos).

Die **Planktontrübe** (d.h. die Dichte des Phytoplanktons) ist vor allem abhängig von der Nährstoffversorgung, die mit der Intensivierung der Landwirtschaft und nicht zuletzt auch durch die Einführung der Güllewirtschaft gerade auch in den Marschgewässern (hohes Risiko für direkte oberflächliche Abschwemmung aufgrund der geringen Wasserdurchlässigkeit der Böden über die Gräben und das dichte Grabennetz in die WRRL-Gewässer) erheblich zugenommen haben dürfte (historische Vergleichsdaten fehlen m.W.). Hinzu kommt die ohnehin vergleichsweise hohe geogene Grundversorgung der Marschgewässer mit Nährstoffen.

Bei gleich bleibender Bewirtschaftungsintensität ließen sich durch verbesserte landwirtschaftliche Praxis grundsätzlich sicher noch einige Nährstoffentlastungen erreichen. Allerdings dürfte es nur sehr bedingt aussichtsreich sein, mögliche Verbesserungen auch durchzusetzen. Nach wie vor wird in der Praxis ein erheblicher Teil der Güllemengen zu Zeiten ausgebracht, die zwar dank Frost eine schadarme Befahrung der Flächen, jedoch keine sinnvolle Düngung ermöglichen. Ein erheblicher Teil der so ausgebrachten Nährstoffe muss zwangsläufig im Gewässer landen. Damit dürfte realistisch betrachtet das Hauptverbesserungspotential zur Reduktion der Nährstoffbelastung der Gewässer in anderweitigen Verwendungen der Gülle liegen (z.B. Biogasanlagen ...). Die Möglichkeiten, durch verbesserte Klärtechnik und Ausbau der Kanalnetze Nährstoffentlastungen zu erreichen, dürften dagegen in den meisten Gebieten weitgehend ausgeschöpft sein.

Die für die Eindringtiefe des Lichtes mit entscheidende Dichte des Phytoplanktons hängt einerseits von der Produktion des Phytoplanktons, andererseits aber auch vom Wegfraß durch Zooplankter ab. Bekanntlich kann trotz sehr hoher Produktion des Phytoplanktons recht klares Wasser angetroffen werden, wenn diese Produktion durch zahlreiche Zooplankter weitgehend abgeschöpft wird (Klarwasserstadium von Seen). Allerdings kann die Kontrolle durch das Zooplankton nie anhaltend stark sein, da dies durch zahlreiche Konkurrenzbeziehungen verhindert wird. Grundsätzlich kann die Planktontrübe jedoch durch Zooplankton deutlich beeinflusst werden. Da das Zooplankton seinerseits durch Zooplankton fressende

Fische kontrolliert wird, bieten die Fische Ansatzpunkte für die sogenannte Nahrungsketten-Manipulation (Reduktion planktonfressender Fische, z.B. durch Förderung von Raubfischen, dadurch mehr Zooplankton und bessere Kontrolle des Phytoplanktons). Die Förderung von Raubfischen kann dabei in der Verbesserung ihrer Reproduktionsbedingungen oder direktem Besatz bestehen. Ökologisch sinnvoll erscheint vor allem eine Verbesserung der Reproduktionsbedingungen – besonders für den Hecht, der seine Hauptlaichgebiete in der Marsch (Grünlandbereiche mit ausgedehnten Frühjahrsüberschwemmungen, mit den Tiefs verbundene Gräben mit reicher submerser Vegetation) praktisch vollständig verloren hat. Die Reproduktionsbedingungen für den Hecht könnten z.B. durch die Anlage flacher Nebengewässer (s.u.) verbessert werden.

2. Verbesserung der Reproduktionsbedingungen der Fischfauna und funktioneller Ersatz mit den Hauptgewässern korrespondierender Gräben mit submerser Vegetation durch Anlage von Seitengewässern

Das umfangreiche Grabennetz der Marschen stellte ehemals einen sehr wertvollen und umfangreichen Lebensraum für Wasserpflanzen, Fische, Amphibien und Stillwasserarten des Makrozoobenthos dar (Zeitzeugenberichte, eigene Kenntnis der Marschgewässer im Braker Raum seit ca. 1965). Noch um 1965 führten die Gräben und kleinen Sieltiefe (z.B. Rönnel) um Brake klares Wasser und waren von einer artenreichen, vorwiegend submersen Vegetation dicht besiedelt. Stichlinge (3St) kamen noch massenhaft vor. Molche u. versch. Frösche waren häufig. Andere Fischarten, die nach Zeitzeugenberichten um 1940 gerade auch in den Gräben sehr häufig gewesen sein sollen (z.B. Hecht, Aal, Cypriniden) waren in den Gräben allerdings bereits selten geworden. In den größeren Gräben und den Sieltiefen traten noch um 1970 häufig Bitterlinge als Beifang beim Senken auf und die Bestände an Großmuscheln z.B. im Braker- und Käseburger Sieltief war noch so gut, dass bei der Angelei mit dem Blinker häufig große Teichmuscheln und z.T. auch Flussmuscheln gehakt wurden, wenn der Blinker zu tief (über Grund) geführt wurde. Heute finden sich in den Gräben in Folge Überdüngung (unterstützt durch maschinelle Unterhaltung und ggf. geringe Wasserstände) meist nur noch geschlossene Wasserlinsendecken über oft sauerstofffreiem grau-schwarzem Wasser. Molche und Frösche können sich in vielen Gräben nicht mehr reproduzieren. Muscheln und Bitterlinge in den Sieltiefen sind weitgehend verschwunden. Selbst Stichlinge haben gemessen an den ehemaligen Massen-Vorkommen Seltenheitswert. Abgesehen von den massiven Qualitätsverlusten des Grabensystems ist dessen Nutzbarkeit für die Fischfauna der Sieltiefe als Laichgebiet und Kinderstube auch dadurch weitestgehend aufgehoben, dass die Möglichkeiten eines Fischwechsels zwischen beiden Systemen stark eingeschränkt wurden (oft starke Wasserstandsunterschiede mit meist sehr niedrigen Wasserständen in den Tiefs, Einbau von nicht passierbaren Rohrkonstruktionen zur Wasserstandssteuerung der Gräben).

Die breite Problempalette lässt für eine kurz- mittelfristige Genesung des Grabensystems kaum wirksame und umsetzbare Ansatzpunkte erkennen. Insofern stellt sich im Zusammenhang mit der WRRL die Frage nach einem realisierbaren funktionellen Ersatz.

Ein solcher Ersatz erscheint zumindest ansatzweise möglich: durch die Anlage von Nebengewässern mit großen Flachwasserbereichen für Makrophytenentwicklung und kleineren Tiefwasserbereichen (max. ca. 2m) als Rückzugsräume für stärkere Eiswinter und Extremommer. Diese Nebengewässer sollten Wasserflächen von ca. 0,2 – max. 2 ha haben. Entwicklungsziel sind makrophytenreiche Flachwasserbiotope, die periodisch mit dem Hauptgewässer in Verbindung stehen (bei höheren Wasserständen im Sieltief). Den Kontaktbereich mit dem Hauptgewässer bildet eine breite, für Unterhaltungsfahrzeuge befahrbare Überlaufstrecke, die mit Rasengittersteinen befestigt werden kann. Die Höhenlage der Schwelle wird so bemessen, dass die Überlaufschwelle bei höheren Wasserständen im Sieltief ca. 0,2 – 0,3 stark überstaut wird, die Wasserspiegelschwankungen im Nebengewässer aber so weit reduziert werden, dass die Flachwasserbereiche für eine Makrophytenbesiedlung stets ausreichend durchlichtet sind (in Gebieten mit geringen Wasserstandsschwankungen sind

ggf. auch Schwellen unterhalb des Mittelwasserstandes sinnvoll). Eine möglichst breite Überlaufschwelle verbessert den periodischen Fischwechsel und bewirkt durch den großen durchströmten Querschnitt relativ geringe Fließgeschwindigkeiten, was einerseits Uferschäden am der Schwelle gegenüberliegenden Sieltiefufer bei Ausstromlagen verhütet (ohne, dass dort massiv gesichert werden muss) und andererseits bei Einstromlagen die Aufwirbelung von Schlamm / Tonpartikeln im Seitengewässer begrenzt.

Viel wichtiger als eine möglichst große Wasserfläche je Seitengewässer ist eine möglichst große Zahl solcher Seitengewässer, die im Laufe der Zeit z.B. im Rahmen von Kompensationsmaßnahmen entlang der Hauptgewässer entstehen könnten. Wie alle Stillgewässer, werden diese Systeme einer Verlandungs-Sukzession unterliegen. Eine Unterhaltung im Sinne einer Wiederherstellung sollte m.E. erst in einem weit fortgeschrittenen Verlandungsstadium erfolgen. Im Laufe der Zeit würde analog zu intakten Grabensystemen ein vielfältiges Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien entstehen können. Direkte Nährstoffeinträge durch oberflächliche Abschwemmung von benachbarten landwirtschaftlichen Flächen können durch eine entsprechende Bodenmodellierung leicht ausgeschlossen werden.

Die skizzierten Lebensräume würden nicht nur selber wertvolle Biotope für Makrophyten, Fische, Amphibien und Vögel darstellen, sondern analog zu intakten Grabensystemen auch sehr positiv auf die Hauptgewässer ausstrahlen (Bereitstellung von Laich- u. Aufwuchsgebieten für die Fischfauna besonders auch für den Hecht, Entwicklung/Vorhaltung von Wiederbesiedlungspotentialen für das Hauptgewässer (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) nach möglichen Verschmutzungs-, Versalzungsschüben, Unterhaltungsmaßnahmen etc. im Hauptgewässer. Sofern entsprechende Systeme in nennenswertem Umfang angelegt werden können, kann hiermit auch eine hydraulische Dämpfung von Starkregenereignissen erreicht werden. Damit könnten sie auch als hydraulische und ökologische Kompensation für neue Baugebiete mit herangezogen werden. Außerdem können mit diesem Ansatz reduzierte hydraulische Leistungsfähigkeiten in Folge zunehmenden Makrophytenbewuchses (s.o.) für hohe Abflüsse (Starkniederschläge) durch Vergrößerung des Speichervolumens hydraulisch kompensiert werden (für geringere Abflüsse haben die Profile ohnehin ausreichende Leistungsreserven, sodass bei Paketlösungen (Kombination von Maßnahmen nach 2.1 und 2.2) eine gewisse Verkrautung problemlos toleriert werden könnte (hierzu sollten für mehrere Modellgebiete hydraulische Untersuchungen angestellt werden) .

3. Verbesserung der Tiefenvarianz / Sohlmorphologie

Kennzeichen und grundlegende Voraussetzung ökologisch intakter Fließgewässer ist u.a. eine abwechslungsreiche Sohlmorphologie (hohe Tiefen- u. Substratvarianz) als Abbild der formenden Kräfte des fließenden Wassers (Prallhang- Gleithangstrukturen, Schnellen, Kolke etc.).

Diese Varianz ist zwar in Marschgewässern weniger stark ausgeprägt – besonders in den nur noch periodisch fließenden Gewässern, die vom freien Tideeinfluss getrennt wurden. Dennoch ist in allen nicht vollständig begradigten Gewässern zumindest rudimentär eine verlaufsbedingte Tiefenvarianz erkennbar (größere Wassertiefen, z.T. Abbruchkanten an Außenkurven, geringere Wassertiefen an Innenkurven). Diese Strukturen haben durchaus auch in Marschgewässern eine nicht zu unterschätzende ökologische Bedeutung (flachere, feinkörnige Zonen ermöglichen am ehesten eine Makrophytenbesiedlung, tiefere Außenkurven sind bevorzugte Standplätze größerer Raubfische etc.).

Zwar wird man besonders bei nicht tideoffenen Marschgewässern wegen zweifelhaften Kosten-Nutzen-Verhältnisses kaum eine Remäandrierung durchführen, um Strukturverbesserungen zu erreichen – ökologisch sinnvoll und bei angepasster Dimensionierung und Anzahl auch hydraulisch vertretbar erscheinen jedoch strömungsleitende Einbauten zur Verbesserung der Tiefenvarianz im vorhandenen Profil (diese hätten durchaus auch in Marschgewässern ihre Wirkung, wie die vorhandene verlaufsbedingte Tiefenvarianz zeigt). Hierfür kämen Dreiecksbuhnen aus größeren, gegen Verdriftung gesicherten Totholz-Stämmen bzw. Fa-

schinen in Betracht, die sich für eine ausreichende morphologische Wirksamkeit vermutlich min. über ca. 1/3 der Sohlbreite erstrecken müssten und deren Oberkanten im Interesse der Aufrechterhaltung der hydraulischen Leistungsfähigkeit wie auch der Entstehung von Flachwasserzonen als Initialpunkte einer Makrophytenbesiedlung unter dem Mindestwasser-Spiegel liegen sollten (rund 0,3m darunter?, hydraulische Berechnungen u. Optimierungen erforderlich!).

Im Gegensatz zu dauernd fließenden Gewässern können in Marschgewässer ggf. auch seitliche Aufweitungen zwecks Anlage von Flachwasserbiotopen für Makrophyten-Entwicklung sinnvoll sein. Dies gilt aber nur für Gebiete mit geringen Wasserstandsschwankungen (ansonsten entstehen eher großflächige Organismenfallen) und wird in der Regel Leitwerke (z.B. Faschinen) zur Einengung des MW-Querschnittes voraussetzen, da sich die Sohle in diesen Bereichen ansonsten durch Sedimentation anheben würde, was Anlass zu unerwünschten Unterhaltungsbaggerungen gäbe. Außerdem ist davon auszugehen, dass solche Flachwasserbereiche wesentlich schneller verlanden werden, als die nach 2. angelegten Systeme.

4. Reduktion des Einflusses stark veränderter Tidekennwerte der schiffbaren Ströme auf nicht schiffbare Seitengewässer

Die ausbaubedingt stark veränderten Tidehöhe der schiffbaren Ströme strahlen auch in die Nebengewässer aus. Hiermit sind besonders in tideoffenen, aber auch in nicht tideoffenen (gesielten) Nebengewässern zahlreiche ökologische Probleme verbunden: erhöhte Wasserspiegelschwankungen, meist mit überproportionaler Absenkung des Tnw, erhöhte Trübe, erhöhte Fließgeschwindigkeiten, Ausdehnung des Eulitorals auf Kosten des Sublitorals etc. Besonders negativ wirken sich diese Veränderungen auf die Ansiedlungschancen submerser Makrophyten aus, da sich die Lichtlimitierung durch erhöhte Trübung in Verbindung mit den erhöhten Wasserspiegelschwankungen erheblich verschärft. In der Folge sind auch Makrozoobenthos und Fische betroffen (s.o.).

Grundsätzlich könnten diese negativen Auswirkungen auf die Nebengewässer gedämpft werden, indem mündungsnah Überlaufschwelen (in Form bei Niedrigwasser passierbarer Sohlgleiten) oder lateraler Einengungen angeordnet werden. Dies wäre zumindest zur Verhütung der weiteren Verschärfung des Problems durch absehbare weitere Ausbauten bzw. Tiefenerosionserscheinungen in den Tideströmen (z.B. Weser!) geradezu zwingend erforderlich. Wo und in welchem Umfang darüber hinaus Dämpfungen der erhöhten Tidehöhe und ihrer Folgewirkungen möglich und sinnvoll sind, ist im Einzelfall zu untersuchen. Im Regelfall dürfte allerdings mit Vorbehalt der UHV zu rechnen sein, die die abgesenkten Tnw-Stände der Tideströme als willkommene Vorflutverbesserung betrachten dürften (soweit aufgrund „zu guter“ Vorflut nicht bereits Schäden an den Gewässerbetten u. Sielbauwerken etc. auftreten bzw. bereits landwirtschaftlich unerwünscht niedrige Wasserstände resultieren).

5. Verbesserung der Wandermöglichkeiten für Fische

Analog zu den Fließgewässern sind die Wandermöglichkeiten für Fische in vielen Marschgewässern deutlich eingeschränkt. Hierbei sind im Prinzip 2 Fälle zu unterscheiden:

- **Periodisch passierbare Hindernisse**

Hierbei handelt es sich um die klassischen Siele – und zwar im Idealfall mit seitlich aufgehängten Stemmtoren, die automatisch öffnen, sobald der Tideaußenwasserstand unter den Binnenwasserstand abgefallen ist. Bei diesen Sielelen entsteht schnell eine breite Öffnung, wodurch die Fließgeschwindigkeiten zumindest eine Zeit nach dem Öffnen und vor dem Schließen (relativ geringe Wasserspiegel-Differenz am Siele) in einem vertretbaren Rahmen bleiben und somit periodisch ein dann weitgehend ungehinderter Fischwechsel stattfinden kann. Die Dauer der Phase tide-rythmischer Passierbarkeit kann deutlich schwanken. In sommerlichen Trockenperioden gehen die Abflüsse reiner Marscheinzugsgebiete gegen Null, sodass der Sielezug dann unterbrochen wird und ggf. über Wochen keine Passierbarkeit besteht (solche Phasen können besonders von Mitte Mai - August auftreten, sind also vorwiegend in Zeiträumen zu erwarten, die für Laichwanderungen (v.a. Frühjahr –Mai, Herbst bei vielen Wanderfischen) weniger bedeutsam sind). Letztlich können die Phasen der tide- und jahresrythmischen Passierbarkeit von Siele zu Siele so stark schwanken, dass die Frage des Erfordernisses und der Umsetzbarkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Passierbarkeit für jedes einzelne Bauwerk gesondert untersucht werden muss. Empfehlenswert sind Maßnahmen vor allem dann, wenn einerseits eine deutliche Verlängerung der Passierbarkeit erreicht wird und andererseits die Einhaltung höherer Mindestwasserstände während abflussarmer Zeiten ermöglicht wird. Lösungen zur Verbesserung der Passierbarkeit, die zu einer weiteren Absenkung von Niedrigwasserständen führen können, dürften dagegen kaum eine positive ökologische Bilanz aufweisen.

Deutlich ungünstiger sind dagegen Rohrdurchlässe mit Verschlussklappen, die am Scheitelpunkt der Rohre aufgehängt sind (meist an kleineren Gewässern, z.B. an Zuflüssen der Ochstum realisiert). Sie öffnen somit gegen die Schwerkraft der Klappe. Trotz Kontergewichten stellt sich bei derartigen Konstruktionen meist eine deutlich kleinere Öffnung ein, sodass entsprechend höhere Fließgeschwindigkeiten entstehen. Zusätzlich ergibt sich eine ungünstige Anschwimm-Situation, da ein breiter, halbmondförmiger Schlitz geringer Öffnungshöhe zu überwinden ist, der von unten angeschwommen werden muss. Außerdem ergibt sich bei weiter fallendem Außenwasserstand meist schnell ein freier Absturz. Derartige Konstruktionen sind sehr ungünstig und sollten nicht mehr eingebaut werden. Vorhandene Anlagen sollten besonders bei Sanierungsbedarf sukzessiv in konventionelle Siele (s.o.) umgestaltet werden.

- **Dauerhaft unpassierbare Hindernisse**

Im Hinterland gibt es z.T. Gebiete, die so tief liegen, dass keine natürliche Vorflut besteht. Der Abfluss aus diesen Gebieten muss somit vollständig geschöpft werden.

Ein hoher Bedarf für die Verbesserung der Passierbarkeit trifft hier also auf denkbar ungünstige Randbedingungen.

Der Organismenaustausch entgegen der (Haupt-) Fließrichtung kann in den Gebieten, in denen im Sommer Zuwässerung betrieben wird, periodisch in entsprechend eingeschränkter Form erfolgen. Wird keine Zuwässerung betrieben, ist eine Stromaufwanderung z.B. für Fische nicht möglich.

Wanderungsbewegungen in Fließrichtung können praktisch nur über die Pumpen erfolgen. Die Teilnahme an diesem riskanten Unternehmen wird zunächst einmal durch die Einlaufrechen auf kleinere Fische limitiert. Nach eigenen Beobachtungen im Herbst 2004 an der Dornebbe (Pumpwerk Colmar) schwimmen kleinere Cypriniden zu Zugzeiten (im Herbst also vermutlich Stromabwanderung zum Aufsuchen von Winterquartieren) offenbar in großen

Zahlen in die Pumpen ein. Zumindest waren in der Abdrift im Unterwasser zahlreiche tödlich verletzte Fische (überwiegend Brachsen von ca. 5 – 20 cm Länge) mit abgetrennten Schwänzen, Köpfen etc. zu beobachten. Die Zahl der an der Oberfläche sichtbaren Todesopfer im abströmenden Wasser lag etwa bei 2 - 3 Fischen / m². Die Gesamt-Fischverluste dieses einen Pumpvorganges kann ich zwar mangels Kenntnis der Pumpdauer etc. nicht berechnen, schätze ich aber eher nach Tausenden als Hunderten ein. Bei der Auswahl von Pumpen für Schöpfwerke sollte zukünftig die Frage der Überlebensrate geförderter Fische verstärkt Beachtung finden. Ggf. können für den Grundlastbetrieb auch weitgehend fischungefährliche Schöpfsysteme entwickelt u. ggf. zusätzlich installiert werden. Entsprechende Überlegungen wären zumindest für Neubauten bzw. anstehende Sanierungen anzustellen (z.B. großvolumige, relativ langsam drehende Förderschnecken).

Die Schaffung von (temporären) in beide Richtungen passierbaren Aufstiegsmöglichkeiten an entsprechenden Hindernissen ist grundsätzlich möglich – jedoch mit einem Wasserstrom entgegen der Entwässerungsrichtung verbunden. Dieses Rückstromwasser müsste also zusätzlich geschöpft werden, was wegen der damit verbundenen Stromkosten (u. der mit der Stromproduktion verbundenen Umweltrisiken) sowie dem Risiko, dass das zusätzlich zu schöpfende Wasser mit zusätzlichen Fischverlusten verbunden sein könnte, zunächst einmal als Ausschlussgrund erscheint.

Würden zusätzliche Fischverluste in erheblichem Umfang auftreten, wäre dies in jedem Fall ein Ausschlussgrund. Geht man aber davon aus, dass die Fische nicht zufällig in die Pumpen geraten, sondern die Pumpen in Folge einer Abstiegs-Stimmigkeit aktiv aufsuchen (und zu anderen Zeiten kaum in die Pumpen gelangen), so wäre die Anzahl geschädigter Fische eine Funktion des Aufkommens abstiegswilliger Fische und des Schädigungspotentials der eingesetzten Pumpe. Das zusätzlich geschöpfte Wasser würde in diesem Fall nicht zwangsläufig eine proportionale Erhöhung der Fischverluste entsprechend der Erhöhung der Schöpffleistung bedeuten, da abwanderwilligen Fischen ein alternativer Wanderweg angeboten würde. Allerdings gäbe es entsprechend den aufgestiegenen Fischen auch mehr abwanderwillige Fische, die z.B. auf der Suche nach Winterquartieren stromab wandern wollen. Für die Abwanderung über wie auch immer konstruierte Fischwanderhilfen besteht allerdings ein grundsätzliches Problem darin, dass den Fischen aufgrund der inversen Wasserstandsverhältnisse an entsprechenden Hindernissen zwangsläufig immer der falsche Strömungsreiz einer starken Gegenströmung angeboten würde. Außerdem wäre eine nennenswerte Ableitung von Fischen über diesen Weg überhaupt nur dann vorstellbar, wenn der Weg in die Pumpen über Feinrechen (5-10mm Stababstand) mit ausreichend geringer Anströmgeschwindigkeit verhindert würde (Fische müssen sich unverletzt wieder vom Rechen lösen können, wenn sie nicht vom tödlichen Rechenreiniger erfasst werden sollen). Eine funktionsfähige und bezahlbare Stromabwanderung dürfte daher nur über weitgehend fischungefährliche Schöpfsysteme zumindest für den Grundlastbetrieb – erreichbar sein (s.o.). Hier besteht Untersuchungsbedarf (Pilotanlage).

Betrachtet man einmal die Frage der Stromkosten für zusätzliche Schöpffleistungen, so sind zunächst einmal Wasserbedarf und Förderhöhe festzulegen. Bei einem veranschlagten Mindest-Durchfluss für den Aufstieg von ca. 100 l/s und einer Wasserspiegeldifferenz von 0,5m würde sich für einen einstündigen Betrieb ein Pump-Strombedarf von knapp 1,5 – max. 2KWh (je nach Pumpenkenndaten) ergeben. Bei einem Tagesbetrieb von 10 Stunden und einem Jahresbetrieb von 6 Monaten zu den Hauptwanderzeiten würden die Stromkosten mit knapp 300 - 400 € zu Buche schlagen. Dieser Kostenrahmen schiene unproblematisch, sofern dafür eine funktionsfähige, unterhaltungsarme Aufstiegsanlage betrieben werden könnte. Dies wäre ggf. durch die Planung einer Pilotanlage zu überprüfen.

Allerdings dürfte sich der Anwendungsbereich kostengünstiger, relativ unterhaltungsarmer Anlagen (z.B. modifizierter Vertical-Slot-Pass) auf relativ geringe Wasserspiegelsprünge bis ca. 0,5m beschränken. Unter solchen Randbedingungen wird es jedoch in vielen Fällen sinnvoller sein, zu den Hauptwanderzeiten hin und wieder erhöhte Oberwasserstände u. ggf. moderat abgesenkte Unterwasserstände zu fahren, um so über freien Sielzug eine zeitweise Passage zu schaffen. Außerdem würde auch für den Aufstieg über konventionelle Aufstiegs-

anlagen in Form von Fischpässen oder Umgehungsgerinnen etc. eigentlich der falsche Strömungsreiz geboten (Abstrom, statt Gegenstrom).

Eine sinnvolle Aufstiegsmöglichkeit, die auch bei höheren Wasserstandsdifferenzen einsetzbar wäre, außerdem den richtigen Strömungsreiz (Gegenstrom) liefern und nur mit minimalen Wasserbewegungen entgegen der Entwässerungsrichtung verbunden wäre, könnte ggf. über Modifikationen eines von T. Thorhorst (2006) vorgeschlagenen Ansatzes erreicht werden. Im Prinzip müsste hierfür neben den Pumpen eine Kammer geschaffen werden, die über ein automatisch steuerbares Schütz mit dem (tiefer liegenden) Oberwasser verbunden ist und deren Eingang vom UW her automatisch geschlossen werden kann. In diese Kammer wird eine Leitströmung abgegeben, die aufstiegswillige Fische anlockt. Von Zeit zu Zeit wird der Eingang in die Kammer vom UW her geschlossen und anschließend das Schütz zum OW geöffnet, womit die in der Kammer befindlichen Fische ins OW geleitet werden. Eine solche Konstruktion könnte z.B. relativ einfach in die auch an entsprechenden Schöpfwerken häufig vorhandene Freiflutöffnung eingebaut werden. Die erforderliche Leitströmung kann dabei sowohl über eine Pumpe als auch über eine Schrauben- oder Schaufelrad-Konstruktion erreicht werden. In jedem Falle müssten Fischschutzeinrichtungen angebracht werden (Pumpe: Feinrechen, Schrauben/ Schaufelradkonstruktion: Schutzgitter bzw. geringe Drehzahl).

Ein ebenfalls von Thorhorst vorgeschlagenes Abstiegskonzept über eine Art Fahrstuhlreuse, in die die Fische wiederum über eine Leitströmung gelockt werden sollen, erscheint dagegen weitgehend ungeeignet (falscher Strömungsreiz, daher zumindest keine nennenswerte Wirkungsoption ohne teure und unterhaltungsintensive Feinrechenanlage vor dem Schöpfwerk, relativ hohes Verletzungsrisiko ggf. in die Reuse schwimmender Fische während Hälterung, Transport u. Entleerung, sehr hohe Bau- und vor allem Unterhaltungskosten durch zahlreiche bewegliche Teile u. aufwendige Mechanik. Nach Einschätzung des Unterzeichners kann mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass entsprechende Anlagen wegen mangelnder Unterhaltung u. hoher anfallender Reparaturkosten im Regelfall schnell ausfallen werden. Außerdem entwässern entsprechende Schöpfwerke von Ausnahmesituationen abgesehen in der Regel relativ kleine Einzugsgebiete, sodass die Kosten für Bau u. Betrieb in keinem vertretbaren Verhältnis zum potentiellen ökologischen Nutzen lägen. Die Installation fischverträglicher Schöpfsysteme (s.o.) dürfte für den Abstieg in jedem Fall die wirksamere, kostengünstigere u. langlebigere Alternative sein. Außerdem bestünde seitens der UHV an der Unterhaltung dieses „Abstiegsystems“ ein direktes Interesse – besonders, wenn es bei Neubauten bzw. Sanierungen als notwendiger Bestandteil des Pumpenkonzepts ausgelegt ist.

gez.: Suhrhoff

(Bearbeiter)

Vorgehen anderer Bundesländer und EU-Mitgliedsstaaten

Um das Vorgehen anderer EU-Mitgliedsstaaten und Bundesländer bzgl. des Umgangs mit Marschgewässern im Kontext der WRRL abzufragen, wurde ein Fragebogen erarbeitet und an die Fachbearbeiter in Schleswig-Holstein, Hamburg, Dänemark und den Niederlanden verschickt. Die verschiedenen Aspekte - Kategorisierung und Typisierung der Marschgewässer, Referenzzustände und Maßnahmen - wurden anschließend persönlich bzw. in Telefonaten (Dänemark) besprochen. Die Ergebnisse sind im Folgenden zusammen gefasst.

1 Vorgehen in Schleswig-Holstein

[Quellen: Gespräch im Landesamt für Natur und Umwelt (LANU), Flintbek mit Frau Dr. Wolter am 30.01.2006; Gutachten STILLER (2005), ARGE BBS et al. (2005)]

1.1 Kategorisierung der Marschgewässer in Schleswig-Holstein

Nach vorläufiger Einstufung wurden die größeren Gewässer der Marsch (z.B. Stör, Pinnau, Krückau, Eider) als erheblich veränderte Gewässer kategorisiert. Gewässer, die nur in der Marsch verlaufen, sind als künstliche Gewässer eingestuft. Das sind bisher 60 Gewässer mit etwa 500 km Länge.

Für die Einstufung der Schleswig-Holsteiner Gewässer in die Kategorien erheblich veränderte (HMWB) oder künstliche Gewässer (AWB) wurde ein Datenbank gestütztes Abfrageschema entwickelt, das sich eng an dem Leitfaden der CIS-AG 2.2 (2002) orientiert. Zurzeit werden die Gewässer in den Bearbeitungsgebietsverbänden anhand des Fragebogens der Datenbank bewertet.

1.2 Typisierung der Marschgewässer in Schleswig-Holstein

In Schleswig-Holstein wird der von der LAWA (POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER 2004) definierte Typ 22 verwendet, er wurde noch nicht in weitere Subtypen differenziert. Es wird jedoch eine Unterteilung auf Basis der angrenzenden Landnutzung (Grünland/ Acker) angedacht. Erkenntnisse des Pilotprojektes sollen auch in Schleswig-Holstein genutzt werden.

Aus den Gutachten von STILLER (2005) und ARGE BBS et al. (2005) können folgende Subtypen abgeleitet werden.

- a. Tidebeeinflusste größere Marschgewässer,
- b. Koog-Gewässer (größere Marschgewässer ohne direkten Tideeinfluss),
- c. Grünlandgräben = kleinere limnische Marschgewässer innerhalb Grünlandnutzung
– vorwiegend in älteren Marschgebieten
- d. Ackergräben = kleinere limnische Marschgewässer innerhalb Ackernutzung
– vorwiegend in jüngeren Marschgebieten
- e. Brackwassergräben = kleinere bis mittelgroße Marschgewässer in Nordsee- oder Elbnähe

1.3 Referenzzustände und „Messlatten“ für die Bewertung der Marschgewässer in Schleswig-Holstein

Für Schleswig-Holstein liegen zwei Studien für Marschgewässer vor, die sich mit den biologischen Qualitätskomponenten beschäftigen und in denen die Bewertung des ökologischen Potenzials bearbeitet wird.

STILLER (2005) beschäftigt sich mit größeren Marschgewässern, die unter Tideeinfluss stehen sowie mit den Kögen, die mit Flusseen vergleichbar sind. Es handelt sich dabei um Gewässer mit einer Breite zwischen knapp 30 m bis deutlich über 200 m, die sich von den in dieser Studie untersuchten schmaleren Gewässern (i.d.R. <<30 m) deutlich unterscheiden. Es werden Definitionen für das höchste/ gute/ mäßige/ unbefriedigende und schlechte ökologische Potenzial für die Subtypen a) und b) (s.o.) abgeleitet. Die Untersuchungen von STILLER (2005) können als Ergänzung zu den im Pilotprojekt vorliegenden Daten genutzt werden.

Die ARGE BBS et al. (2005) hat die biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos bearbeitet. Es wurden für die Gewässer der Subtypen c) bis e) (s.o.) für die genannten Qualitätskomponenten jeweils Referenzzustände für das höchste, das gute und das mäßige bis schlechte Potenzial abgeleitet und beschrieben. Erkenntnisse dieser Studie sind in die Auswertung der Teilprojekte „Makrophyten“ und „Fische“ des Pilotprojektes eingeflossen.

1.4 Vorgezogene und geplante Maßnahmen für die Zielerreichung nach Art. 4 der WRRL in Schleswig-Holstein

Als mögliche Maßnahmen werden strukturverbessernde Maßnahmen (Uferabflachung und Aufweitungen) angesehen. Eine Bewirtschaftung mit möglichst konstanten Wasserständen, ausgeglichenem Wasserregime und vor allem mit der Einhaltung von Mindestwasserständen und der Verhinderung von übermäßig starker Strömung wird als zielführend erachtet. Außerdem wird die zielgerichtete Unterhaltung hinsichtlich Unterhaltungshäufigkeit und -intensität als zentrales Element bei der Erreichung des guten ökologischen Potenzials gesehen. Bei Gewässern im Brackwasserbereich soll geprüft werden, wie ein Management mit Süßwassereinstau und Salzwassereinstrom gestaltet werden kann.

Einzelne Maßnahmen (z.B. Aufweitung des Sieltiefs in Bongsiel, Nordfriesland) wurden bereits durchgeführt. Erfolgskontrollen haben bisher noch nicht stattgefunden.

Die Herstellung der Durchgängigkeit zwischen einzelnen Poldergebieten bzw. durch Schöpfwerke getrennten Gebieten wird derzeit als weniger wichtig eingestuft. Eine Aufwärtswanderung in reine Marschgewässer wäre z.B. für Salmoniden und Neunaugen nicht unbedingt notwendig, da geeignete Laichhabitate fehlen. Es besteht allerdings Diskussionsbedarf, ob die Polder als eigenständige oder zu verbindende Systeme aufgefasst werden sollten, in denen ein Biotopverbund z.B. für die Leitarten der Fischfauna (Stichling, Moderlieschen, Hecht) hergestellt werden soll. Dies käme auch den anderen aquatischen Organismen zu Gute.

Mögliche Maßnahmen in Marschgewässer-Einzugsgebieten sind eng mit den Eigentumsverhältnissen verknüpft. Dort, wo landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr stattfindet, können z.B. Maßnahmen der Wiedervernässung (Niedermoorprogramme) oder auch die Aufgabe eines Schöpfwerkes erfolgen. In allen anderen Fällen steht die öffentlich-rechtliche Verpflichtung der Vorflutsicherung im Vordergrund.

2 Vorgehen in Hamburg

[Quellen: Gespräche in der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt (BSU), Hamburg mit Frau Derksen, Frau Feldvoss, Frau Heidtmann-Giese, Frau Maaser am 08.02.2006]

2.1 Kategorisierung der Marschgewässer in Hamburg

Die vorläufige Einstufung in künstliche bzw. erheblich veränderte Wasserkörper erfolgt in enger Anlehnung an den Leitfaden der CIS-AG 2.2 (2002). Vorlage ist das von Schleswig-Holstein erarbeitete „Abfrageschema“ [s. unter SH].

2.2 Typisierung der Marschgewässer in Hamburg

Da der Steckbrief für Typ 22 seitens der LAWA noch nicht abgeschlossen ist, wurde die ursprüngliche Zuordnung der Marschgewässer zu Typ 19 in Hamburg noch nicht geändert. Die Umwidmung von Typ 19 zu Typ 22 soll nach Vorlage des gültigen Steckbriefes für Typ 22 erfolgen. Als unterschiedliche Subtypen werden z.B. Dove-Elbe/ Gose-Elbe und die Gewässer des Alten Landes gesehen. Da aufgrund der geringen Größe des Stadtstaates oft nur Teileinzugsgebiete der Gewässer auf Hamburger Gebiet liegen, ist geplant, die Typisierung in enger Abstimmung mit den benachbarten Flächenländern durchzuführen. Die Ergebnisse dieses Pilotprojektes und die Erkenntnisse aus Schleswig-Holstein sollen für die Typisierung der Marschgewässer in Hamburg herangezogen werden.

2.3 Referenzzustände und „Messlatten“ für die Bewertung der Marschgewässer in Hamburg

Für die Dove-Elbe/ Gose-Elbe bzw. Gewässer des Alten Landes (Este, Marschgräben) werden ortsspezifische Referenzzustandsbeschreibungen erarbeitet. Wichtiges Kriterium wird nach Einschätzung der Gesprächspartner die Morphologie sein. Hamburg hat bislang keine Definition des ökologischen Potenzials für Marschgewässer erarbeitet. Es würde begrüßt, wenn im Laufe des Pilotprojektes Verfahren entwickelt würden, die in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg verwendet werden können.

2.4 Vorgezogene und geplante Maßnahmen für die Zielerreichung nach Art. 4 der WRRL in Hamburg

Als vordringlich werden Maßnahmen zur Strukturverbesserung (Uferabflachung), zur Aufrechterhaltung eines möglichst konstanten Wasserstandes und die zielgerechte Unterhaltung gesehen. Als sogenannte „vorgezogene“ Maßnahmen werden kurzfristig folgende Maßnahmen umgesetzt:

- Umgestaltung Francoper Wettern (Strukturverbesserung)
- Erneuerung Storchennestsiehl (konstanter Wasserstand)
- Fischschleuse Schöpfwerk Hohenwisch (Durchgängigkeit)
- Wasserstandsanhhebung Alte Süderelbe

Langfristig sollen Maßnahmen in Zusammenhang mit der Pflanzenschutzmittel-Ausbringung, der Gewässerunterhaltung sowie dem Schutz von Gewässerrandstreifen erfolgen.

3 Vorgehen in Dänemark

[Quellen: Telefonat mit Herrn J. Clausen, Sønderjyllands Amt, Tønder]

3.1 Kategorisierung der Marschgewässer in Dänemark

Die Kategorisierung betrifft nur Wasserläufe, für die es eine Zielsetzung im Amtlichen Regionalplan (Kreisebene) gibt (ca. 2.000 km von 13.-15.000 km Fließstrecke). Im Marschgebiet sind das die „großen“ durchflossenen Wasserläufe (z.B. Vidå und die Bredeå weiter nördlich), kleinere Gräben (Markscheidekanäle), Kanäle in den drei äußeren Kögen und ein Teil der geschöpften Kanäle in der Tondener Marsch.

Kanäle und Gräben auf Mandø und die Gräben hinter den (See-)Deichen sind als „künstliche Wasserläufe“ eingestuft. Die übrigen Marschgewässer werden als erheblich modifizierte Gewässer kategorisiert.

3.2 Typisierung der Marschgewässer in Dänemark

Die kleinen Kanäle und Gräben in den drei äußeren Kögen sind als „Kanäle und Gräben in der Tondener Marsch Frederikskog“ typisiert. Durchflossene größere Gewässer mit einem Einzugsgebiet außerhalb der Marsch sind entweder als „Wasserläufe unter Einfluss von Schleusen“ oder als „Pumpenkanäle“ (eingedeichte Wasserläufe mit Schöpfwerken oder Sielen) eingestuft. Die Marschgräben werden biologisch eher als langgezogene Stillgewässer betrachtet.

3.3 Referenzzustände und „Messlatten“ für die Bewertung der Marschgewässer in Dänemark

Das Fehlen naturnaher Marschgewässer wird als Problem betrachtet. Es sind bisher noch keine Referenzzustände für das gute ökologische Potenzial beschrieben worden. Das in Dänemark für Fließgewässer entwickelte Verfahren ist für Marschgewässer nicht geeignet. Ein spezielles Bewertungsverfahren für Marschgewässer wurde noch nicht erstellt.

3.4 Vorgezogene und geplante Maßnahmen für die Zielerreichung nach Art. 4 der WRRL in Dänemark

Generell ist in Dänemark das Augenmerk auf die ökologische Durchgängigkeit gerichtet. Es wurden in den letzten Jahren zahlreiche entsprechende Maßnahmen durchgeführt. Sandfracht und Übersandung natürlicher Strukturen spielen ebenfalls eine große Rolle bei den Überlegungen – allerdings eher im Übergangsbereich zwischen Geest und Marsch. Direkte Maßnahmen speziell für Marschgewässer wurden nicht konzipiert.

4 Vorgehen in den Niederlanden

[Quellen: Dick As Rijkswaterstaat Noord Nederland, Lodewijk Schildkamp Waterschap Hunze en Aa, ARCADIS Regio BV Assen, www.stowa.nl u.v.a.]

4.1 Kategorisierung der Oberflächengewässer in den Niederlanden

In den Niederlanden werden Oberflächenwasserkörper als erheblich verändert eingestuft (HMWB), wenn die Bedingungen der WRRL Artikel 4.3 erfüllt sind. Das bedeutet, dass irreversible hydromorphologische Veränderungen vorliegen. Künstliche Wasserkörper (AWB) liegen dann vor, wenn vorher keine bedeutende Oberflächengewässer in dem Gebiet vorhanden waren und die Gewässer von Menschenhand erschaffen wurden (WRRL, Artikel 4.3). Für die Entscheidung, ob ein Wasserkörper als erheblich verändert oder künstlich einzustufen ist, wurde der CIS Guidance 2.2 (CIS-AG 2.2, 2002) herangezogen.

Nach der vorläufigen Einstufung wurden für die Teilstromgebiete Rhein-Nord und Nedereems insgesamt 38 Wasserkörper als erheblich verändert oder künstlich ausgewiesen.

4.2 Typisierung der Marschgewässer in den Niederlanden

In den Niederlanden wurde wie in Deutschland für die Typologie das System B nach WRRL angewendet. Die niederländische Einteilung der Oberflächengewässer erfolgte auf Grundlage der WRRL (2000) und ELBERTSEN et al. (2003). Insgesamt wurden in den Niederlanden 18 Fließgewässer-, 32 Seen-, 2 Übergangsgewässer- und 3 Küstengewässertypen ausgewiesen. Den Gewässertypen der „Marschgewässer“ gibt es in den Niederlanden jedoch nicht. Als vergleichbare Typen kommen in Betracht:

Die Seentypen M1 „Gepufferte Gräben“, M3 „Gepufferte regionale Kanäle“, M5 „Linienförmige Gewässer mit Verbindung zu einem Fließgewässer“, M6 „Große flache Kanäle“, M7 „Große tiefe Kanäle“ aber auch die Fließgewässertypen R6 „Langsam fließende Bäche auf Sand/Klei“, R7 „Langsam strömende Flüsse oder Nebenrinnen auf Sand/Klei“ oder R8 „Süßwasser führende tideoffene Gewässer auf Sand/ Klei“.

4.3 Referenzzustände, „Messlatten“, Bewertung und Maßnahmenpakete für die „Marschgewässer“ in den Niederlanden

In den Niederlanden sind landesweit für die natürlichen Gewässer typabhängig ökologische Zielvorstellungen festgesetzt worden. Für erheblich veränderte und künstliche Gewässer ist dies nicht geschehen. Hier spielen die hydromorphologischen Eingriffe in das Gewässer eine wichtige Rolle, die für jeden Wasserkörper unterschiedlich sein können. Aufgrund dessen werden auf regionaler Ebene für jeden dieser Wasserkörper die ökologischen Ziele einzeln angepasst.

Das Ingenieurbüro ARCADIS hat den Auftrag, für die Teilstromgebiete Rhijn-Noord und Nedereems (Gebiete mit „Marschgewässern“) den heutigen Zustand der Wasserkörper zu bestimmen sowie das maximal und gute ökologische Potential zu ermitteln. Zudem wurden Maßnahmenpakete (vier Varianten von „heutiger Politik“ bis „Maximalvariante“) aufgestellt und finanziell bewertet. Dies soll als Grundlage für die regionalen Entscheidungsträger dienen, die über die Umsetzung von Maßnahmen zu befinden haben.

Die Herangehensweise nimmt engen Bezug auf die „Pragsche Methode“, die im Gegensatz zu bisherigen Ansätzen nicht den Referenzzustand nutzt, um das höchste und gute

ökologische Potenzial zu definieren, sondern vom heutigen Zustand ausgeht und die Ableitung des guten ökologischen Potenzials über die konsensfähigen, bezahlbaren und zielführende Maßnahmen vornimmt. Die Methode wurde vom 17.-19.10.2005 den Wasserdirektoren in Prag vorgestellt. Jedoch ist sie nicht in der EU-Kommission besprochen worden. In Abb. 1 ist die Vorgehensweise der Methode verdeutlicht.

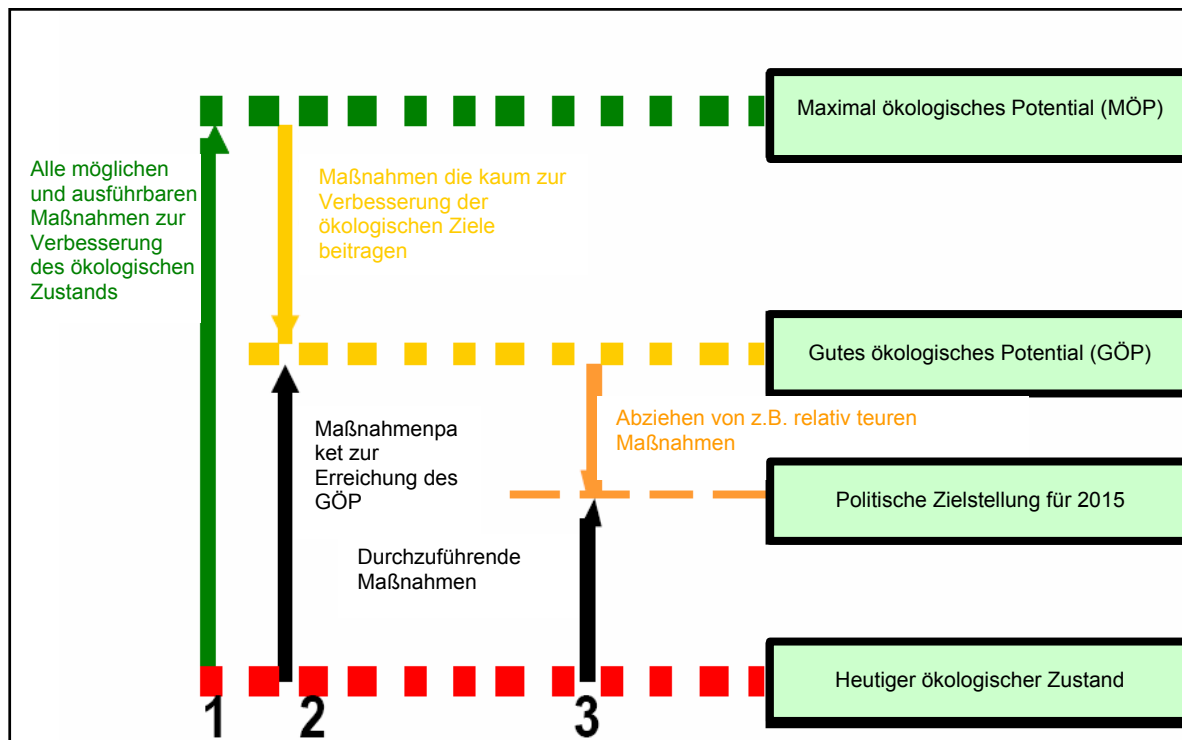


Abb. 1: Herangehensweise „Pragsche Methode“.

Im folgenden wird kurz auf das Verfahren eingegangen, mit dem ARCADIS (2005) arbeitet:

- Schritt 1:** Anhand der vorliegenden Daten wird für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten (oft nicht vollständig für jede biologische Komponente vorhanden) der aktuelle Zustand ermittelt. Dazu errechnet das Programm QBWat automatisch den ökologischen Qualitätswert (WRRL-Skala von 0 bis 1).
- Schritt 2-4:** In diesen Schritten werden die Eingriffe und Belastungen für jeden Wasserkörper ermittelt und deren Auswirkung auf die ökologischen Bewertungskomponenten festgestellt. Die Auswirkungen werden auf einer relativen Skala von 0 bis -10 wiedergegeben. Die Summe der Effekte bezeichnet den Unterschied zwischen Referenzzustand und heutigem Zustand. Dieser Wert wird mit den Ergebnissen der Zustandsbewertung auf der WRRL-Skala gekoppelt.
- Schritt 5-6:** Anschließend werden Maßnahmenlisten aufgestellt, die zur Erreichung des ökologischen Optimums dienen sollen und zu 4 Varianten von Maßnahmenpaketen (inkl. finanzielle Bewertung) zugeordnet.
- Schritt 7:** Die Effekte der Maßnahmen werden auf der relativen WRRL-Skala bewertet, somit wird das ökologische Optimum ermittelt.

Zur Bewertung der Eingriffe, Belastungen und Maßnahmen sowie für die finanzielle Bewertung der Maßnahmen wird auf die sogenannten „Maastabellen (Tabellen, die für das Gewässer Maas entwickelt wurden)“ zurückgegriffen, die auf Expertenwissen beruhen.

4.4 Weiteres Vorgehen

Unabhängig von dem Marschprojekt ist zwischen dem Rijkswaterstaat Noord Nederland und Niedersachsen vereinbart worden, nach der niederländischen Methode auch ein deutsches Marschgewässer zu untersuchen. Anschließend ist geplant, die deutsche Herangehensweise mit der niederländischen Art der Bearbeitung zu vergleichen und Unterschiede herauszuarbeiten.