LAWA

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

Fortschreibung der „Verfahrensanleitung zur uferstrukturellen Gesamtseeklassifizierung mit einem bundesweit einheitlichen Übersichtsverfahren“

(Projekt-Nr. O 6.18)

Hintergrunddokument (Januar 2019)

Ständiger Ausschuss der LAWA „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO)“

Finanzierung durch das Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“

Bearbeitung:

Dr. Dr. Dietmar Mehl	biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH
Jörg Eberts	biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH
Dr. Susanne Böx	biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH
Daniela Krauß	biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH

Fachliche Begleitung:

LAWA-Expertenkreis Seen unter der Leitung von Gudrun Plambeck (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume) und Dr. Jochen Schaumburg (Bayerisches Landesamt für Umwelt)

Inhaltsverzeichnis

Vorwort **5**

1 Einleitung **5**

2 Seeufertypen **8**

2.1 Referenzbezug, morphologische und biologische Relevanz *8*

2.2 Raumbezüge *11*

2.3 Geostrukturell bestimmende und wesentliche Eigenschaften naturnaher Seeuferzonen im Hinblick auf potenzielle Typmerkmale *13*

2.3.1 Reliefmerkmale 13

2.3.2 Geologische Bildungen/Böden 19

2.4 Typenbildung durch Abstraktion und Merkmalskombination *22*

2.5 Steckbriefe der Seeufertypen *25*

3 Wichtige Klassifizierungsregeln und -kriterien der Seeuferstruktur **34**

3.1 Kriterien internationaler und nationaler Verfahren bzw. methodische Ansätze *34*

3.1.1 SUK-Verfahren: Strukturzustand der Ufer von Seen (INFORMUS 2004) 34

3.1.2 Hydromorphologische Übersichtserfassung, Klassifikation und Bewertung von Seeufern (HMS-Verfahren, OSTENDORP et al. 2008) 36

3.1.3 Angepasstes Litoral-Modul des Bundesamtes für Umwelt der Schweiz zur limnologischen Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees (Bodenseeverfahren, IGKB 2009) 37

3.1.4 Lake Shorezone Functionality Index (SFI, SILIGARDI et al. 2010) 38

3.1.5 Lake Habitat Survey, Lake Morphological Impact Assessment System (LHS, Lake-MImAS, ROWAN et al. 2006, 2012) 40

3.2 Synoptischer Vergleich der Verfahren/Ansätze *42*

4 Verfahrensregeln für ein Übersichtsverfahren einer uferstrukturellen Gesamtseeklassifizierung **45**

4.1 Charakter eines Übersichtsverfahrens, Geltungsbereich *45*

4.2 Öffnungsklausel *46*

4.3 Raumgrenzen und Zonierung *46*

4.4 Abschnittsbildung *48*

4.5 Klassifizierungsregeln *50*

4.5.1 Kriterien zur Klassifizierung der Flachwasserzone **53**

4.5.2 Kriterien zur Klassifizierung der Uferzone **57**

4.5.3 Kriterien zur Klassifizierung der Umfeldzone **58**

5 Anwendbarkeit des Verfahrens auf künstliche und erheblich veränderte Seen **59**

5.1 Festlegung der Uferlinie und der Zonen *59*

5.2 Bestimmung des Seeufertyps *60*

5.3 Klassifizierung *60*

6 Zusammenfassung **62**

7 Conclusion **64**

8 Literatur **66**

Vorwort

Bereits im Jahr 2014 wurde die LAWA-Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung (Übersichtsverfahren) erarbeitet (MEHL et al. 2014a). Es folgte eine Weiterentwicklung und ein Praxistest an 9 Seen verschiedener Bundesländer (BÖX et al. 2015a) die in einer 2. überarbeiteten und erweiterten Fassung des Verfahrens mündete (MEHl et al. 2015a, b). Nachfolgend wurde das Verfahren durch verschiedene Büros u.a. an Seen in Sachsen, Schleswig-Holstein, Hessen, Niedersachsen und Berlin getestet. Parallel zur praktischen Anwendung erfolgte eine Evaluierung der Methodik und der Praktikabilität der verwendeten Parameter. Im Ergebnis wurden Vorschläge zur Verbesserung aufgezeigt. Diese mündeten in der hier vorliegenden Version der Verfahrensanleitung. Ein Schwerpunkt lag auf der Erhöhung der Benutzerfreundlichkeit. So wurde insbesondere der Schadstrukturenkatalog übersichtlicher gestaltet (siehe Kartieranleitung). Des Weiteren wurde eine Datenbank entwickelt, die die Bearbeitung – insbesondere die Eingabe – erleichtern soll.

Dieses Hintergrunddokument ist eines von drei Dokumenten. Hier finden sich Hintergrundinformationen zu überwiegend inhaltlichen Fragestellungen. Auf diesem Hintergrunddokument beruhen eine Kartieranleitung und ein technischer Bericht. Bei der Kartieranleitung handelt es sich um eine Anleitung, wie man die Klassifizierung der Seeuferstruktur vornehmen kann. Es wird empfohlen die Arbeiten in einem GIS und in der zur Klassifizierung der Seeuferstruktur entwickelten Datenbank vorzunehmen. Im technischen Bericht finden sich Details zu technischen Fragestellungen bzgl. der Arbeiten im GIS und der Datenbank.

Thematisch verwandte Projekte/Verfahren:

- Verfahrensanleitung zur Prognose makrozoobenthos-relevanter Habitattypen an Seeufern (2015)
  - Im Rahmen des Projektes: „Bewertungsrelevante Strukturkriterien für die Biokomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten/Phytobenthos an Seen“ (Projekt-Nr. O 2.14, im Auftrag der LAWA)
- Verfahren zur Bestimmung des Wasserhaushaltes (seit 2012)
  - Im Rahmen des Projektes: „Bewertung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörper“ (Projekt-Nr. O 6.12, im Auftrag der LAWA)
  - mit zahlreichen Anwendungen/Praxistests (HE, MV, BW, SN u.a.)

1 Einleitung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) verfolgt das Ziel eines guten ökologischen und chemischen Zustands bzw. Potentials für alle Gewässer. Der ökologische Zustand bzw. das Potential wird anhand biologischer Qualitätskomponenten bewertet, wobei hydromorphologische Komponenten unterstützend beteiligt sind (Anhang V WRRL bzw. Oberflächengewässerverordnung – OGewV). Das bedeutet jedoch nicht, dass die Hydromorphologie eine geringe Rolle bei der Umsetzung der WRRL spielt. Die morphologischen (strukturellen) Bedingungen und die hydrologischen Verhältnisse in Gewässern bestimmen vielmehr den abiotischen Rahmen und damit die Habitatqualität und -vielfalt aquatischer Lebensräume. Der Hydromorphologie kommt damit, auch vor allem in Bezug auf Schutz- und Verbesserungsmaßnahmen, eine Schlüsselfunktion bei

der WRRL-Umsetzung zu. Möglichst natürliche bzw. naturnahe morphologische und hydrologische Verhältnisse sind eine Grundvoraussetzung für das Erreichen der gesetzten Umweltziele.

Gemäß Anhang V WRRL sollen bei den Seen die „hydromorphologischen Parameter“ von Wasserkörpern anhand der drei Komponenten (1) Tiefenvariation, (2) Struktur und Substrat des Bodens sowie (3) Struktur der Uferzone klassifiziert und unterstützend für die Bewertung herangezogen werden. Es wird daher im nachfolgenden Text in Bezug auf die hydromorphologischen Parameter nicht von einer Bewertung (sehr gut – schlecht) gesprochen, sondern von einer Klassifikation bzw. Klassifizierung (unverändert/unbeeinträchtigt – sehr stark verändert/beeinträchtigt). Neben den morphologischen Parametern sind als wichtige Wasserhaushaltsgrößen die Wasserstandsdynamik, die Wassererneuerungszeit und die Verbindung zum Grundwasserkörper in die Betrachtung einzubeziehen (Tabelle 1-1). Zu den Parametern des Wasserhaushalts wurde parallel eine entsprechende LAWA-Empfehlung (MEHL et al. 2014b) erarbeitet.

Tabelle 1-1: Hydromorphologische Qualitätskomponenten nach Anhang V WRRL (aus OGewV)

(F = Flüsse, S = Seen, Ü = Übergangsgewässer, K = Küstengewässer):

Qualitäts-komponentengruppe	Parameter	Kategorie			
		F	S	Ü	K
Wasserhaushalt	Abfluss und Abflussdynamik	X			
	Verbindung zu Grundwasserkörpern	X	X		
	Wasserstandsdynamik		X		
	Wassererneuerungszeit		X		
Durchgängigkeit		X			
Morphologie	Tiefen- und Breitenvariation	X			
	Tiefenvariation		X	X	X
	Struktur und Substrat des Bodens	X			X
	Menge, Struktur und Substrat des Bodens		X	X	
	Struktur der Uferzone	X	X		
	Struktur der Gezeitenzone			X	X
Tidenregime	Süßwasserzustrom			X	
	Seegangsbelastung			X	X
	Richtung vorherrschender Strömungen				X

In Deutschland existierte bis dato keine einheitliche, d.h. für alle Standgewässertypen gültige Kartierungs- und Klassifizierungsmethode. Keine der existierenden Methoden (vgl. Kap. 3) wurde bisher auf die Anwendbarkeit für die o.g. gesetzlichen Vorgaben (Tabelle 1-1) überprüft. In Deutschland gibt es, im Gegensatz zu Datenerhebungen an Fließgewässern, keine flächendeckenden Kartierungen hydromorphologischer Kenngrößen an Seen.

Für die Verfahrensentwicklung waren folgende Aspekte relevant:

- Die Aufgabe bestand darin, ein bundesweit einheitliches Übersichtsverfahren zur uferstrukturellen Gesamtseeklassifizierung auf einer fünfstufigen Skala zu entwickeln.
  - „Übersichtsverfahren“ bedeutet von daher, bei den Kriterien und den Klassifizierungsmöglichkeiten verstärkt auf Kartenmaterial, Luftbilder und geowissenschaftli-

che Informationen zurückzugreifen, um Vor-Ort-Aufnahmen möglichst zu vermeiden. Damit wurde die „Erkenn- bzw. Kartierbarkeit“ zu einem limitierenden Faktor der Kriterienauswahl. Dies schließt selbstverständlich nicht aus, dass Fragen, die sich bei der Kartierung bzw. Klassifizierung ergeben, vor Ort überprüft werden können.

  - Es bestand nicht vordergründig das Ziel einer allgemeinen morphologischen Klassifizierung. Vielmehr bildeten die Herausarbeitung und nachfolgende Klassifizierung der biologisch wirksamen Kartierungskriterien zentrale Ansatzpunkte, um den unterstützenden Charakter für die ökologische Bewertung zu unterstreichen. Berücksichtigt werden sollen hierbei die am wahrscheinlichsten strukturindizierenden Biokomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten. Die Nutzung typspezifischer hydromorphologischer Kenngrößen als unterstützende Kriterien für die Bewertung des ökologischen Zustands oder ggf. Potentials soll somit ermöglicht werden.
  - Als Grundlage einer Klassifizierung der Seeuferstruktur sollten Seeufertypen abgeleitet werden, um die naturraumbedingten Unterschiede der Seen sachgerecht zu fassen. Damit sind seeufertypabhängige Klassifizierungen möglich. Zugleich sollen Seeufertypen auch für die biologische Bewertung bzw. die notwendige Habitattypisierung eine Grundlage bilden.

- Es wurde ein Vergleich und eine Synopsis der Einzelkriterienkataloge nationaler und internationaler Bewertungs-/Klassifizierungsverfahren der Hydromorphologie von Seen durchgeführt, um sachgerechte Kriterien herausfiltern zu können.
- Um einen frühzeitigen Austausch abzusichern, erfolgte eine Abstimmung und Zusammenarbeit mit dem UFO-Plan-Projekt „Weiterentwicklung des deutschen Makrozoobenthos-Bewertungsverfahrens für Seen“ (AESHNA, Auftragnehmer: Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V. sowie Bioforum GmbH).
- Die Struktur des Klassifizierungsverfahrens (Kap. 4) entspricht den rechtlichen Vorgaben von WRRL bzw. OGewV und ist wie folgt abgestuft:
  - Komponente (Komponentengruppe): Gruppe von Qualitätskennzeichen, die eine Reihe von einzelnen Parametern enthält; hier: Qualitätskomponentengruppe „Morphologie“,
  - Parameter: Qualitätskennzeichen im Sinne eines Einflussfaktors/einer Steuergröße; hier: Parameter „Struktur der Uferzone“,
  - Kriterium: (konkretes) qualitäts- bzw. klassifizierungsrelevantes Merkmal für einen oder ggf. mehrere Parameter,
  - Methode: Verfahren zur Bestimmung des Kriteriums bzw. eines qualitäts- bzw. klassifizierungsrelevanten Merkmals.

Da für die uferstrukturelle Klassifizierung vornehmlich auf Geodaten zurückgegriffen wird, erfolgt die Bearbeitung mithilfe eines GIS (Geoinformationssystem) und einer Datenbank (MS Access). Diese Programme unterstützen den Bearbeiter bei der Bearbeitung der Geodaten sowie bei der Berechnung von Klassenwerten und der Visualisierung der Ergebnisse.

2 Seeufertypen

2.1 Referenzbezug, morphologische und biologische Relevanz

Nach den Bestimmungen der WRRL werden die Referenzbedingungen für Oberflächenwasserkörper durch den sehr guten Zustand nach der WRRL widergegeben. Der sehr gute ökologische Zustand ist entsprechend der allgemeinen Begriffsbestimmung für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern nach Anhang V WRRL wie folgt definiert:

> „*Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an. Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben*."

Der sehr gute Zustand für die Komponente Morphologie der hydromorphologischen Qualitätskomponenten für den Zustand von Seen ist nach Anhang V WRRL definiert als:

> „*Variationen der Tiefe des Sees, Quantität und Struktur des Substrats sowie Struktur und Bedingungen des Uferbereichs entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.“*

Das höchste ökologische Potential von künstlichen oder erheblich veränderten Gewässern wird wie folgt definiert (nach OGewV):

> *„Die hydromorphologischen Bedingungen sind so beschaffen, dass sich die Einwirkungen auf das Oberflächengewässer auf die Einwirkungen beschränken, die von den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Gewässers herrühren, nachdem alle Gegenmaßnahmen getroffen worden sind, um die beste Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit sicherzustellen, insbesondere hinsichtlich der Wanderungsbewegungen der Fauna und angemessener Laich- und Aufzuchtgründe.“*

In der hier entwickelten Verfahrensanleitung sollen Habitate und Wanderoptionen den nachfolgenden Anforderungen (lt. CIS 2003, S. 75) entsprechen:

a. Ein von seiner Größe und seiner Qualität her hinreichend nutzbares Habitat, mit dem gewährleistet ist, dass Struktur und Funktion des Ökosystems räumlich und zeitlich erhalten bleiben können.
b. Durchgängigkeit/Verbindung in Längs- und Querrichtung der Wasserkörper (z.B. Durchgängigkeit eines Flusses, aquatische, halbaquatische, terrestrische Habitatverbindungen), so dass die Organismen Zugang zu den Habitaten haben, die sie innerhalb ihres Lebenszyklus benötigen.

Auch wenn die Wasserrahmenrichtlinie in der Regel den Fokus auf die Längsdurchwanderbarkeit legt, so ist aus Sicht eines Sees auch die Durchgängigkeit seiner Uferzonen d.h. die Durchgängigkeit zwischen den aquatischen, halbaquatischen und terrestrischen Bereichen von Bedeutung.

Die REFCOND-Leitlinie (WFD CIS Guidance No 10 (2004)) gibt zu der Auslegung des WRRL-Begriffes „Referenzbedingungen“ folgende Empfehlungen:

- Referenzbedingungen entsprechen nicht unbedingt dem Zustand bei völliger Abwesenheit störender Einflüsse bzw. dem Urzustand. Sie beinhalten auch sehr geringfügige störende Einflüsse, d.h., anthropogene Belastungen sind zulässig, wenn sie keine ökologischen Auswirkungen haben oder diese nur sehr geringfügig sind.
- Referenzbedingungen entsprechen dem sehr guten ökologischen Zustand, d.h., es gibt bei jeder der allgemeinen physikalisch-chemischen, hydromorphologischen und biologischen Qualitätskomponenten, keine oder nur sehr geringfügig störende Einflüsse.
- Referenzbedingungen werden bei der Einstufung des ökologischen Zustands durch Werte der relevanten biologischen Qualitätskomponenten abgebildet.
- Referenzbedingungen können ein früherer oder ein aktueller Zustand sein.
- Referenzbedingungen werden für jeden Wasserkörpertyp festgelegt.

Die angewendeten Standardkriterien zur Ableitung von Referenzbedingungen im Sinne eines sehr guten ökologischen Zustands folgt in der erarbeiteten Verfahrensanleitung dem Arbeitspapier der LAWA (2013a) – LAWA AO, RaKon Monitoring Teil B, Arbeitspapier I „Gewässertypen und Referenzbedingungen“ (Stand: 12.09.2013):

> *„Referenzbedingungen entsprechen einem aktuellen oder früheren Zustand, der durch sehr geringe Belastungen gekennzeichnet ist, ohne die Auswirkungen bedeutender Industrialisierung, Urbanisierung und Intensivierung der Landwirtschaft und mit nur sehr geringfügigen Veränderungen der physikalisch-chemischen, hydromorphologischen und biologischen Bedingungen.“*

In Deutschland kommen vor allem an größeren Seen häufig wechselnde oder differierende natürliche Seeuferausbildungen zum Tragen. Gleiches gilt bei heterogenen geologischen und/oder morphologischen Verhältnissen. Den größten Formenschatz an natürlichen Uferausprägungen müssten auf Grund der höchsten landschaftlichen Kontraste die Seen der Alpen und des Alpenvorlandes aufweisen. Die natürlichen Seen dieser Ökoregion sind grundsätzlich glaziären Ursprungs.

Der Mittelgebirgsraum weist nur fünf EG-WRRL berichtspflichtige natürliche Seen (Seen > 50 ha) auf, was damit zusammenhängt, dass die Landschaftsentwicklung in den (geologisch alten) Mittelgebirgen ausreichend lange währte, um quasi alle Flächen unmittelbar an eine oberirdische Entwässerung anzuschließen. Ehemals vorhandene geschlossene Hohlformen, die für eine Existenz von Seen unabdingbar sind, fielen exogenen erosiven Kräften zum Opfer. Die wenigen Ausnahmen bestätigen diese Regel, diese Seen sind auch glaziär oder geologisch betrachtet jüngeren vulkanischen Ursprungs oder auf auslaugende und lösende Prozesse im Untergrund zurückzuführen. Folgende natürliche Mittelgebirgsseen gibt es danach in Deutschland:

(1) Laacher See (Vulkaneifel, Rheinland-Pfalz, Calderasee, d.h. durch Einsturz einer Magmakammer entstanden)

(2) Titisee (südlicher Schwarzwald, Baden-Württemberg, Feldberggletscher im Pleistozän, Gletschertalsee im Granit und im Gneis, Moränenbildungen)

(3) Schluchsee (südlicher Hochschwarzwald, Baden-Württemberg, in Folge glazialer Prozesse ehemals als natürlicher See ca. um vier Fünftel der heutigen Stauseefläche größer: ursprünglich ein Gletschersee)

(4) Süßer See (Mansfelder Land, Sachsen-Anhalt, als Karstsee infolge von Salzauslaugung und Einbruch der Deckschichten entstanden)

(5) Seeburger See (Eichsfeld, Niedersachsen, entstand vor etwa 10.000 Jahren als Erdfallsee durch Ablaugung eines Steinsalzstocks aus der Zechsteinzeit)

Die größte Zahl an natürlichen Seen beherbergt die Norddeutsche Tiefebene. Bis auf wenige Seen, die infolge von Auslaugung und anschließendem Einbruch der Deckschichten entstanden sind (z.B. Arendsee in Sachsen-Anhalt, Zwischenahner Meer und Seeburger See in Niedersachsen), verdanken die Seen ihre Existenz überwiegend den glazialen Landschaftsprozessen, was sie mit den Seen des Alpenraumes und des Alpenvorlandes verbindet. Manche Seen in Norddeutschland sind postglazial entstanden, hierzu zählen Strandseen im Küstenbereich und die Moorseen.

Die Anwendung von Leitbildern setzt die Kenntnis individueller oder typenhafter Merkmale von natürlichen (naturnahen) Seen voraus. Die deutschen Seentypen (MATHES et al. 2002, UBA 2012) enthalten im Hinblick auf die Seeuferstrukturen praktisch keine Kennzeichnungen. Nur in den bisherigen Arbeiten (vgl. Kapitel 3.1) im Sinne von Bewertungsverfahren für die Seeuferstruktur wurden regional gültige Seeufertypen mit dahingehend ausgerichteten Ansätzen abgeleitet, u.a.

- bei INFORMUS (2004): drei Seeufertypen: (1) Moränenufer, (2) Sandufer, (3) Moorufer, dabei wurde das Sandufer differenzierter betrachtet; bei Vorkommen größerer Geschiebe als „steiniges Sandufer“ und bei markanten limnischen Bildungen als „toniges Sandufer“
- für die Bewertung des Bodensees bei IGKB (2009) als Ufertypen: (1) Flachufer, (2) mittelsteiles Ufer, (3) Steilufer

OTTO et al. (2013) leiten unter dem Blickwinkel der entsprechend assoziierten Makrozoobenthosgemeinschaften für sieben untersuchte und große Seen in Schleswig-Holstein zwei natürliche Ufergrundtypen ab:

- organisch geprägte Röhricht-Ufer mit hohen Anteilen an grobpartikulärem, organischen Material (CPOM) und
- mineralisch geprägte Ufer.

Variationen der Grundtypen sehen OTTO et al. (2013) in Form von mosaik- oder gürtelartigen Arealen insbesondere folgender Ausprägung:

a) Sand als oftmals dem Röhrichtgürtel seeseitig als Band vorgelagerte Struktur (an mineralischen Ufern oft größere mosaikartige Areale bildend),

b) submerse Makrophyten und Schwimmblattpflanzen (in Abhängigkeit vom Tiefenprofil vereinzelt dem Röhrichtgürtel vorgelagert),

c) Wurzelwerk (landseitig natürlicherweise potentiell und in Abhängigkeit von Wasserstandsschwankungen als Gürtel ausgeprägt),

d) Totholz (als „eingestreute“ Struktur, im Regelfall nicht arealbildend),

e) Steine (oft an Brandungsufern, aber in einigen Seen auch unabhängig von der Windexposition flächendeckend bis in größere Tiefen reichend und dann arealbildend).

Insgesamt fehlt aber bislang ein deutschlandweit methodisch einheitlich abgeleiteter Typenkatalog der Seeufer. Im Sinne von KOPP et al. (1982) muss es um die sachgerechte Herleitung wesentlicher und überwiegend geostruktureller „Stammeigenschaften" der Seen-Naturräume gehen. Der Übergangscharakter des „Seeufers", der durch die räumliche Anordnung topischer aquatischer, amphibischer und terrestrischer Einheiten gekennzeichnet ist, bedingt die Notwendigkeit einer chorischen Betrachtung (Inventar und Anordnung resp. Raumgefüge, vgl. KOPP et al. 1982, NEEF 1967).

2.2 Raumbezüge

Welchen Raum umfasst das Seeufer? Diese zentrale Frage lässt sich im engeren Sinne weder räumlich exakt, noch völlig unabhängig von zeitlichen Aspekten beantworten. Grundsätzlich muss daher räumlich und funktional interpretiert werden.

Das Seeufer bildet zunächst den mehr oder minder abgrenzbaren Übergangsraum zwischen dem See als Gewässer und dem umgebenden, angrenzenden Land, ggf. auch dem Land einer Insel. Der damit verbundene Übergangscharakter verleiht dem Seeufer den Status eines Landschaftselements mit hohem Stoff- und Energieaustausch. Zwischen den angrenzenden terrestrischen und aquatischen Systemen, bei bewusst kleinmaßstäblicher Betrachtung, stellt das Seeufer quasi die Systemgrenze zwischen Wasser und Land dar.

Aus ökologischer Sicht ist zunächst die besondere Bedeutung als Lebensraum hervorzuheben, die auch deshalb außerordentlich hoch ist, weil durch das Aneinandergrenzen und Interagieren ganz unterschiedlicher Ökosysteme ein ausgesprochener Ökotoncharakter zustande kommt.

In der Limnologie ist für die Uferzonen der Begriff „Litoral" (lat. *litus* – Ufer, Küste) gebräuchlich. Für den seewärtigen Teil des Ufers umfasst dies den durchlichteten Bereich der Unterwasserbodenregion (SCHWOERBEL 1993).

Wesentliche Gründe für die Schwierigkeiten oben erwähnter „exakter" räumlicher Definitionen sind insbesondere in Folgendem zu suchen:

- dem auf Grund der hydrologischen Dynamik entsprechenden Schwankungen unterliegenden Wasserstand, der zeitweilig zum Überfluten, aber auch zum Trockenfallen von Uferbereichen führt,
- der sehr unterschiedlichen und im Rahmen der hydrologischen Dynamik teilweise stark variierenden horizontalen und vertikalen Ausdehnung des „Übergangsraumes" Ufer,
- der von Trübung und/oder Trophie und somit auch von der Dynamik der autotrophen Primärproduktion planktischer Algen abhängigen Durchlichtung der Unterwasserbereiche, was in vielen Seen eine dynamische räumlich-zeitliche Verschiebung der Grenze der Lichtlimitation bewirkt sowie
- eine vor allem unter dem Aspekt des Stoffeintrages sehr unterschiedliche Wirkung des Seeumlandes (je steiler beispielsweise ein Seehang, desto größer ist der unmittelbare Einflussraum unter dem Aspekt einer strukturell-ökologischen Bewertung potentiell anzusetzen).

Für eine praktische Bewertung der Seeuferstruktur müssen einheitliche Konventionen gefunden werden. Insofern sollte eine möglichst gleichartige Raumzonierung, auch unter dem Blickwinkel der biologischen Bewertung, greifen – zumal naturraum- bzw. seetypbedingte Unterschiede entsprechend berücksichtigt werden können.

Sachgerecht erscheint folgende Zonierung (vgl. auch Abbildung 2-1 und Tabelle 2-1) – von innen nach außen:

a) Flachwasserzone (aquatischer Bereich): umfasst (soweit vorhanden) den seewärtigen Teil des Ufers bzw. bedeutsame Teile des Litorals; die Zone endet im Bereich einer Hangunstetigkeit (dem Übergang zum rasch in die Tiefe abfallenden Seeboden) oder ggf. durch pragmatische Festsetzung (bei flachen Seen oder sehr weit in Richtung Seemitte reichenden Litoralbereichen); die Zone ist permanent wasserbedeckt,

b) Uferzone (amphibischer Bereich): umfasst den Übergangsraum zwischen Seewasser und umgebendem Land; die Zone unterliegt wechselnden Wasserständen und dem Wellenschlag („Brandungszone“); die räumlich-zeitliche Variation der Uferzone bildet mithin ein bestimmendes Merkmal,

c) Umfeldzone (terrestrischer oder semiterrestrischer Bereich): umfasst den landwärtigen Bereich des Ufers; sinnvoll erscheint eine Unterscheidung in die engere Zone (die unmittelbar angrenzenden Landbereiche) und in eine weitere Zone (die entfernteren Bereiche, die u.a. relevant sind für unmittelbare Stoffeinträge in die Seen, z.B. bei Bodenerosion durch Wasser bzw. Frostverwitterung in Gebirgslagen); die Zone wird normalerweise nicht direkt durch das Seewasser beeinflusst; allerdings steht ggf. vorhandenes Grundwasser regelmäßig im geohydraulischen Kontakt und Austausch.

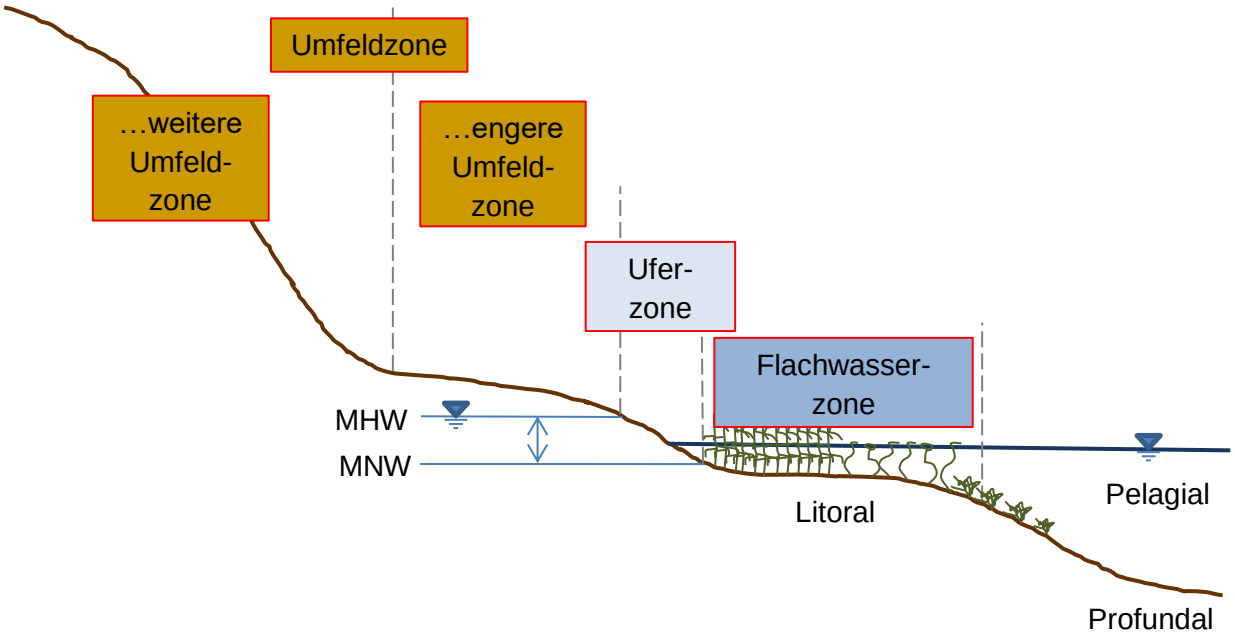


Abbildung 2-1: Räumliche Zonierung eines Seeufers im Schnitt – idealisierte Darstellung unter Kennzeichnung wichtiger limnologischer Begriffe sowie der hydrologischen Schwankungsbreite des Seewasserspiegels MNW (mittlerer langjähriger Niedrigwasserstand) und MHW (mittlerer langjähriger Hochwasserstand)

Tabelle 2-1: Definition der Teilräume des Seeufers

Seeuferzonen	**Gewässerbereiche des SUK-Verfahrens (INFORMUS 2004)**	**Erläuterung**	**Limnologische Definitionen (SCHWOERBEL 1993)**	**Pedologische Definitionen (Ad-hoc-AG Boden 2005)**
Flachwasserzone	Flachwasserzone	Permanent wasserbedeckte Zone („Uferbank"), häufig mit submerser Vegetation bewachsen	Infra- oder Sublitoral	Subhydrische Böden
Uferzone	Ufer	Zone unterliegt wechselnden Wasserständen und dem Wellenschlag („Brandungszone")	Supra- und Eulitoral	Terrestrische, semiterrestrische Böden, Moore
Umfeldzone • **engere Zone** • **weitere Zone**	Gewässerumfeld	Nicht direkt durch das Seewasser beeinflusste Zone; kann aber ggf. geohydraulisch stark mit dem Seewasser korrespondieren (besonders bei flachen Ufern)	Epilitoral	Terrestrische, semiterrestrische Böden, Moore

2.3 Geostrukturell bestimmende und wesentliche Eigenschaften naturnaher Seeuferzonen im Hinblick auf potenzielle Typmerkmale

2.3.1 Reliefmerkmale

Seen können in der Landschaft nur dort entstehen, wo eine allseits geschlossene Hohlform eine Ansammlung von Wasser ermöglicht. Seen liegen daher immer in relativer Tieflage zum umgebenden Gelände. Ein ausreichender Abfluss im Einzugsgebiet des Sees ist erforderlich, um den See zu füllen und um die Verluste aus Verdunstung, ggf. Exfiltration in das Grundwasser und/oder die Abgabe an seeaustretende Fließgewässer zu kompensieren. Bei dauerhaft wasserführenden Seen muss im längerfristigen Mittel der Zufluss größer oder gleich der Summe aus Verdunstungsverlust und eventueller Abgabe sein. Hydrologisch betrachtet bilden Seen Speicher, die demgemäß ausgleichend auf den Landschaftswasserhaushalt und dämpfend auf den Abflussprozess wirken.

In Mitteleuropa kann man auf Grund der Genese insgesamt neun Seehaupttypen unterscheiden (SUCCOW 1998):

(1) Seen glaziären Ursprunges

(2) Seen auslaugender und lösender Prozesse im Untergrund

(3) Seen erodierender Kraft des Windes

(4) Seen küstendynamischer Ausgleichsprozesse

(5) Seen fluviatilen Ursprungs

(6) Seen wachsender Torfkörper

(7) Seen zoogenen Ursprunges (durch Aktivitäten des Bibers)

(8) Seen vulkanischen Ursprungs

(9) Seen anthropogenen Ursprungs

NIXDORF et al. (2004) untersetzt die klassifizierten Seen mit ein oder mehreren Subtypen (Tabelle 2-2). Auch existieren Misch- und Übergangsformen. Die überwiegende Zahl an Seen in Deutschland kommt im glazial geprägten Norddeutschen Tiefland sowie im ebenfalls glazial geprägten Alpen- und Voralpenraum vor und ist deshalb glaziären Ursprungs. Die Seegenese ist generell mit der regionalen Landschaftsgenese gekoppelt, was somit auch die Reliefverhältnisse determiniert. Genese und landschaftliche Entwicklung, einschließlich des anthropogenen Einflusses, wirken sich auch auf die Tiefenverhältnisse der Seen aus (Tabelle 2-3).

Tabelle 2-2: Klassifikation natürlicher Seen nach der Art ihrer Entstehung (NIXDORF et al. 2004)

Glazigene Gewässer
• Eisrandstausee
• Zungenbeckensee
• Toteissee
• Soll (Sölle)
• Rinnensee durch fluviale Erosion von Fließgewässern oder Berstungsrissen oder Absenkung von Schollen
• Karstsee durch glazialerosive Vertiefung
• Gletschersee (z.B. Gletscherstauseen)
• Noor (durch Strandwall oder Landzunge von einem Rinnensee abgeschnürtes Gewässer)
• Alpiner Tümpel
Karstgewässer durch chemische Lösungen von Salzen
• Höhlengewässer
• Karstsee
Vulkanische Hohlformen
• erloschener Gipfelkrater (Kratersee)
• Explosionskrater (Maar)
• Vulkanische Einbruchsbecken
Tektone Gewässer
• Grabensee

• Muldensee
Moorgewässer
• Moorsee
• Moorkolk
Natürliche Staugewässer
• Bergsturzsee
• Kalktuffdammsee (Travertin durch Kalksinterbildung)
• Altwasser
Auegewässer
• Altarm
• Totarm
• Überschwemmungstümpel

Tabelle 2-3: Typisierung von Seen nach der Seetiefe nach SUCCOW & KOPP (1982 bzw. 1985)

Bezeichnung	**Maximale Seetiefe**
Seichtsee	≤ 1,5 m
Flachsee	> 1,5…4 m
Halbtiefsee	> 4…12 m
Tiefsee	< 12…32 m
Tiefstsee	≥ 32 m

Das Oberflächenrelief bestimmt maßgeblich die morphologischen und -metrischen Verhältnisse des jeweiligen Sees. Das Relief ist auch kleinräumig einer der wesentlichen standortbestimmenden Merkmale. Abflussprozesse, Stoffeintrag sowie Untergrund- und Bodenverhältnisse hängen sehr stark mit den Reliefausprägungen bezüglich Neigung und Wölbung zusammen. Bei steilen Reliefverhältnissen der umgebenden Landschaft und/oder hoher Eintiefung eines Sees (Tabelle 2-4) sind darüber hinaus (ggf. tageszeitabhängig) See- und Seeuferbereiche verschattet, was für die Intensität der autotrophen Primärproduktion bedeutsam sein kann. Flachwasserzonen können infolgedessen, z.B. trotz ansonsten hinreichender Standortbedingungen, nicht oder nur schütter durch Helophyten besiedelt sein. Verschattungsverstärkend kann außerdem die Vegetation der Ufer und Hänge wirken, am stärksten bei Wäldern und geschlossenen Gehölzbeständen. Die Neigung des unteren Seehanges bzw. des Uferbereiches bestimmt zudem maßgeblich mit, wie sich die Ausprägung der Ufervegetation darstellt und somit, wie bedeutsam auch ein Eintrag von Totholz in die Flachwasserbereiche ist (vgl. IGKB 2009).

Größe, Form, Eintiefung sowie Lage gegenüber der Hauptwindrichtung bestimmen bei Seen, ob und an welchem Ufer ggf. durch Windexposition häufiger stärkere Strömungen und Wellenschlag

auftreten. Hier finden sich dann häufig gröbere Sedimentkorngrößen und verringerte Makrophytenbestände. Bei den in Mitteleuropa vorherrschenden Südwestwinden ist dies häufig an den Nordostufern der Seen zu finden (BRAUNS et al. 2013).

Tabelle 2-4: Form der Eintiefung/Einbettung in die umgebende Landschaft (MAUERSBERGER 2006)

Form	**Erläuterung**
Senkenlage	Rundliche Eintiefung mit allseitig ansteigendem Gelände
Rinnenlage	Länglich geformte und allseitig geschlossene Eintiefung
Nischenlage	Überwiegend ansteigendes Gelände, eine Seite mit Talöffnung
Tallage	Eintiefung ist nach zwei Seiten offen (Talöffnung), meistens gegenüberliegend
Weitlage	Das umgebende Gelände steigt rundum nicht nennenswert an

Die Bodenkundliche Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden 2005) unterscheidet drei einfache Reliefformentypen:

(1) den Kulminationsbereich (sozusagen den „Gipfelbereich“ einer Erhebung, der da endet, wo der Hangbereich mit meistens höherer Neigung beginnt, abgrenzbar an der Stelle konvexer Hangunstetigkeit),

(2) den Hangbereich (der bis zum Hangfuß reicht, wo der Tiefenbereich mit meistens niedriger Neigung beginnt, abgrenzbar an der Stelle konkaver Hangunstetigkeit) sowie

(3) den Tiefenbereich.

Projiziert auf einen vereinfacht dargestellten See ergibt sich der in Abbildung 2-2 dargestellte Schnitt. Das Seeufer umfasst räumlich den unteren Hangbereich und den oberen Tiefenbereich. Terrassierte Uferbereiche weisen einen zwei- bis mehrmaligen Wechsel von Tiefenbereich, Hangfuß und Hangbereich auf. Sie sind im Regelfall Ergebnis von bedeutsamen Wasserspiegelschwankungen, die natürlich (infolge der Landschafts- und Klimaentwicklung) oder künstlich (infolge Ablassen oder Auftauen von Seen) entstanden sind. Hangbereiche können zudem auch im Hinblick auf ihre Wölbung weiter untergliedert werden (vgl. Ad-hoc-AG Boden 2005, KA 5).

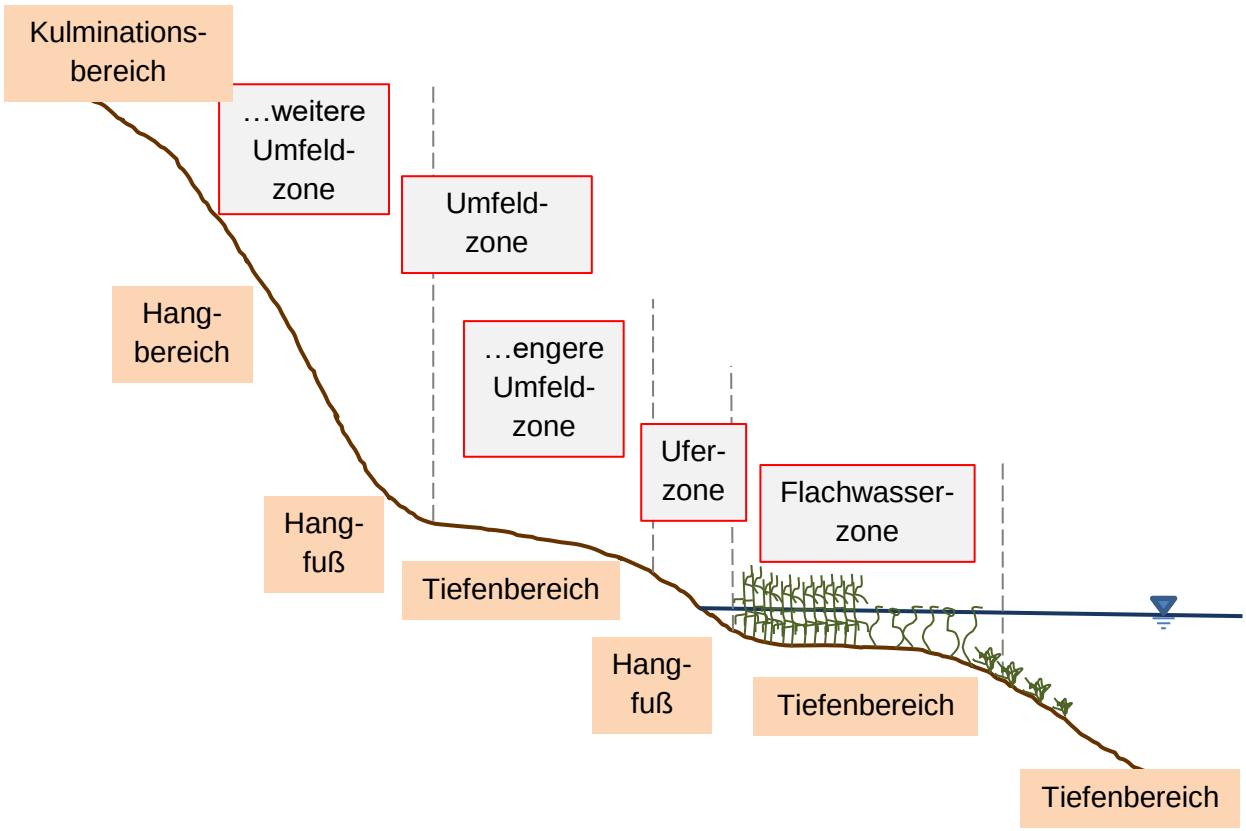


Abbildung 2-2: Vereinfachter Schnitt durch einen See mit umgebendem Gelände und Definition der Reliefformtypen (entsprechend Ad-hoc-AG Boden 2005) sowie Zonierung der Seeufer

Die Form des Ufers im Aufriss (vertikaler Schnitt) kann als ein typbestimmendes Merkmal bezeichnet werden, das zugleich die Anordnung topischer Teilräume teilweise mit beschreibt. Für die Uferform erscheint folgende Unterscheidung als praktikabel:

- **ungestuftes bzw. schwach abgestuftes Ufer** - nahezu konstantes Gefälle der Umfeld- und Uferzone von eben bis stärker geneigter Lehnhang,
- **gering geböschtes Ufer** - Böschungen bis 1 m Höhenunterschied,
- **Steilufer/stark geböschtes Ufer** - ausgeprägter Steilhang oder Wand,
- **deutlich oder stark abgestuftes Ufer** - starker gradueller Wechsel der Hangneigung im engeren oder erweiterten Umfeld,
- **Terrassenufer** - ausgeprägte Terrassenbildung (mindestens 2 aufeinanderfolgende Hang- und Tiefenbereiche ähnlicher Neigung).

Die genannten Uferformen können teilweise als Mischformen vorkommen.

Als potentielle Merkmale einer Seeufertypologie sind also die Form und die Neigung des Geländes von Belang, was sich angesichts immer weiter verbessernder Datengrundlagen am günstigsten aus digitalen Geländemodellen (DGM) bestimmen lässt. Da sich die Seeufer danach unterscheiden, ob sie sich nach Form und Neigung (im vertikalen Schnitt, als Reliefsequenz nach dem

„Catena“-Prinzip, vgl. z.B. BLUM 2007) gliedern lassen (z.B. gestufte, terrassierte Ufer- und Umfeldzone) oder nicht, muss dies als grundlegendes Merkmal berücksichtigt werden.

Um die Neigung des angrenzenden Geländes ans Ufer als Aufrissmerkmal sinnvoll zu unterteilen, wird auf bestehende Arbeiten zurückgegriffen. So stellen die Tabelle 2-5 und Tabelle 2-6 zwei entsprechende Einteilungssysteme dar. Im Gegensatz zu den Systemen nach MAUERSBERGER (2006) und SCHULZE & KOPP (1995) wird in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden 2005) die Grenze zwischen schwach geneigt zu mittel geneigt schon bei 5° Neigung gezogen, während für den Übergang zu sehr starker oder steiler Neigung der Bereich um 20° Neigung festgesetzt wird. Letztlich wird im Verfahren ein Hang mit einer mittleren Neigung > 15° als steil bezeichnet, geringere Neigungen als flach bis mittelsteil (Tabelle 2-7).

Tabelle 2-5: Einteilung der Seehänge in Neigungsstufen nach MAUERSBERGER (2006)

Mittlere Neigung	**Bezeichnung**
≤ 1°	nicht eingetieft
≥ 1…4°	schwach flachhängig
≥ 4…9°	stark flachhängig
≥ 9…16°	schwach lehnhängig
≥ 16…25°	stark lehnhängig
≥ 25°	steilhängig

Tabelle 2-6: Einteilung der Hänge in drei Neigungsstufen

Neigungsstufen für Seeufer	**Neigungswinkel**	**Neigungsstufen nach SCHULZE & KOPP (1995) ergänzt**
(1) flach	0…1°	eben
	> 1…3°	Flachhang, schwächer geneigt
	> 3…7°	Flachhang, stärker geneigt
(2) mittelsteil	> 7…15°	Lehnhang („Mittelhang“), schwächer geneigt
	> 15…25°	Lehnhang („Mittelhang“), stärker geneigt
(3) steil	> 25…35°	Steilhang, schwächer geneigt
	> 35…60°	Steilhang, stärker geneigt
	> 60…90°, ggf. > 90°	Wand, ggf. Überhang

Tabelle 2-7: Einteilung des Seeufers in zwei Neigungsstufen

Mittlere Neigung	**Bezeichnung**
≤ 15°	flach bis mittelsteil
> 15°	steil

2.3.2 Geologische Bildungen/Böden

Von bestimmender Bedeutung für die Ausprägungen der Seeuferzone und der Umfeldzone sind die geologischen Bildungen (Ausgangsgesteine) und die Bodenverhältnisse. Bei einer rein vertikalen Betrachtung sind damit zu unterscheiden:

- Festgestein (ohne eine wesentliche Auflage aus Lockergestein)
- Lockergestein (Grobböden, Feinböden, Moore, Sondersubstratformen wie Kalkausfällungen, Raseneisenstein, Kohle u.a.)
- Locker- über Festgestein

Neben Festgestein können in der Seeuferzone und der Umfeldzone der Seen terrestrische, semiterrestrische (tlw. semisubhydrische) Böden und Moore vorkommen. Böden umfassen den obersten belebten Bereich des lockeren Verwitterungsmaterials (MÜLLER 1989) und haben auf Grund ihrer standortbestimmenden Merkmale entscheidenden Einfluss auf die Pflanzenwelt (Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit, Struktur etc.), aber auch eine direkte Bedeutung als Lebensraum der Tiere (im Boden, an der Bodenoberfläche oder indirekt durch die eher pflanzengeprägten Habitate). An Seen mit steileren Hängen durchaus verbreitet sind Kolluvisole, die durch Erosion verlagertes Bodenmaterial darstellen.

Zu den terrestrischen Böden zählen die mineralischen Bodenbildungen, welche durch vorwiegend abwärts gerichtete Wasserbewegung geprägt sind; aber auch die Stauwasserböden werden mit hinzugezählt (Ad-hoc-AG Boden 2005).

In der Gruppe der semiterrestrischen Böden sind die Bodenbildungen mit Grundwassereinfluss vereint. Dabei ist die Wasserbewegung im Grundwassereinflussbereich vorwiegend horizontal. Insofern sind typische Merkmale die Amplitude der Grundwasserschwankungen einschließlich des geschlossenen Kapillarsaumes und ihr zeitlicher Verlauf (Ad-hoc-AG Boden 2005). Zu den semiterrestrischen Böden zählen die Auenböden, die Gleye und die Marschen.

Semisubhydrische Böden umfassen Böden im Gezeiteneinfluss und im Einflussbereich des schwankenden Wassers der Flussunterläufe. Diese Böden unterliegen daher regelmäßigen Überschwemmungen, liegen aber zeitweise auch immer wieder trocken. Sie sind als Nassstrände und Watt ausgebildet (Ad-hoc-AG Boden 2005).

Moore bestehen aus Torfen (≥ 30 Masse-% organische Substanz). Torfe sind eine Bildung aus unvollständig zersetztem Pflanzenmaterial und können sich nur bei Wassersättigung und damit verbundenem Luftabschluss bilden. „*Das Wasser muss im langfristigen Mittel nahe an, in oder über der Oberfläche stehen, damit Torf akkumuliert wird, das Moor also wächst*“ (EDOM 2001). Moore lassen sich u.a. hydrologisch und ökologisch in verschiedene Typen gliedern (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Die ökologischen Moortypen hängen wesentlich vom Nährstoffgehalt bzw. der -verfügbarkeit, vom Säure-Basen-Verhältnis sowie von der Vegetation ab. Dabei spielt die Speisung eine entscheidende Rolle (direkt aus Niederschlag, aus Grundwasser, aus Bodenwasser, kombiniert…). In hydrologischer Hinsicht treten an Seen vor allem Verlandungsmoore (quasi als spätes Entwicklungsstadium von Seen) und Hangmoore auf, teilweise auch Durchströmungsmoore. Regen- und Zwischenmoore können ggf. sekundär aufwachsen. An Flussseen können auch Überflutungsmoore ausgebildet sein.

Für die Fragestellung einer Ableitung nach Seeufertypen und die dafür notwenige Kennzeichnung der Untergrundverhältnisse sind die bodensystematischen Einteilungen zu differenziert (vgl. auch

INFORMUS 2004, IGKB 2009). Sinnvoll erscheint eine Orientierung an Hauptsubstratverhältnissen.

Tabelle 2-8: Haupt-Substratarten der Seeufer und der Umfeldzone, unter Rückgriff auf Systematisierungen und Definitionen nach KOPP et al. (1982), MÜLLER (1989), KOPP (2004) und Ad-hoc-AG Boden (2005)

Substratart	Erläuterung, ggf. weitere Unterteilung	Korngröße/Massenverhältnis
Massiver Fels	Kompaktes Festgestein, ggf. mit Auflockerungs-/Verwitterungszone	-
Schutte, Gerölle	Sedimentgesteine in Form kantiger/gerundeter Blöcke („größere Steine“)	> 200 mm
	Sedimentgesteine in Form kantiger/gerundeter Steine	≥ 63 mm und < 200 mm
Gruse/Kiese	Sedimentgesteine in Form von Grus (kantig) oder Kies (gerundet)	≥ 2 mm und < 63 mm
Sande	Sedimentgesteine	≥ 0,063 mm und < 2 mm
Schluffe	Sedimentgesteine	≥ 0,002 mm und < 0,063 mm
Tone	Sedimentgesteine	< 0,002 mm
Lehme, Lehmsande, Sandlehme, Mergel	Schwach bis stark bindiges Gemisch aus verschiedenen Sedimentgesteinen, Mergel als kalkreiches (unverwittertes) Geschiebe	unterschiedliche Masseanteile von Sand, Schluff und Ton
Torfe	Nicht vollständig zersetzte Pflanzenteile	≥ 30 Masse-% organische Substanz
Kalke	Bildungen/Ablagerungen mit sehr hohen Carbonatgehalten, z.B. Quellenkalk, Seekreide, Wiesenmergel, Wiesenkalk	-

Die geologischen bzw. bodenkundlichen Bedingungen in der Flachwasserzone sind im Regelfall dadurch gekennzeichnet, dass (holozäne) Sedimente dominieren. Selten sind Seebodenverhältnisse vorzufinden, bei denen der ursprüngliche Untergrund noch hervortritt. Dies kann ggf. aber bereichsweise der Fall sein, wenn Seeströmungen oder Brandungen so stark sind, dass Ablagerungen verhindert werden. Insofern sind auch anstehender Fels, Schutte/Gerölle, unterseeische Torfe, Geschiebelehm/-mergel und andere Bildungen grundsätzlich möglich.

Art und Beschaffenheit der Seesedimente hängen nicht nur vom Ausgangsgestein bzw. den Böden der Seeumgebung ab, sondern können auch durch einmündende Fließgewässer bestimmt werden. Besonders relevant für die Sedimentbildung in Seen sind die biologischen Prozesse, so unter anderem das für Detritus und Mudden verantwortliche Absterben gebildeter Biomasse oder das Ausfallen von Kalk (Seekreide, Kalkmudden) infolge des durch die Photosynthese der Pflanzen und Algen veränderten Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts im Seewasser. Mitunter führen

auch Schalen abgestorbener Muscheln, Gehäuse abgestorbener Schnecken oder abgestorbene Kieselalgen zu spezifischen Sedimentformen.

Eine Übersicht der wesentlichen Seesedimente, die maßgeblich auf SUCCOW (1998) zurückgeht, zeigt die Tabelle 2-9. Zugeordnet wurden die subhydrischen Bodentypen (Unterwasserböden) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden 2005).

Seesedimente sind nicht oder kaum aus vorhandenen geowissenschaftlichen Daten oder Fernerkundungsdaten ableitbar, so dass dies im Rahmen eines Übersichtsverfahrens nur durch ergänzende Vor-Ort-Aufnahmen abgesichert werden kann. Bei IGKB (2009) wurden beispielsweise Sichtkästen oder ggf. Bodengreifer verwendet.

Tabelle 2-9: Typologie der Seesedimente, Grundlage: SUCCOW (1998), typologisch wesentlich erweitert, partiell geändert und durch Erläuterungen ergänzt, Zuordnung der Bodentypen (subhydrische Böden - Unterwasserböden) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden 2005)

Sedimenttyp	**Bodentyp**	**Erläuterung**
Seesande	Protopedon	Sediment, häufiger in sauren/subneutralen Gewässern vorkommend, sehr geringer Anteil organischer Substanz (Detritus)
Seeschluff	Protopedon	Sediment, häufiger in sauren/subneutralen Gewässern vorkommend, sehr geringer Anteil organischer Substanz (Detritus)
Seeton	Protopedon	Sediment, häufiger in sauren/subneutralen Gewässern vorkommend, sehr geringer Anteil organischer Substanz (Detritus)
Seekreide	Protopedon	in alkalischen Gewässern auf Grund der biogenen Entkalkung infolge Photosynthese und Veränderung Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, > 90% $CaCO_3$-Gehalt
Sandmudde	Gyttja	in sauren bis alkalischen Gewässern infolge deutlich erhöhter Primärproduktion als mit Detritus angereicherter Sand, organische Substanz < 30%, Sandgehalt > 90%
Kalkmudde	Gyttja	in alkalischen Gewässern infolge deutlich erhöhter Primärproduktion als mit Detritus angereicherte Seekreide, organische Substanz < 30%, $CaCO_3$-Gehalt > 90%
Schluffmudde	Gyttja	in Gewässern infolge deutlich erhöhter Primärproduktion als mit Detritus angereicherter Schluff, organische Substanz > 30%
Tonmudde	Gyttja	in Gewässern infolge deutlich erhöhter Primärproduktion als mit Detritus angereicherter Ton, organische Substanz > 30%
Diatomeenmudde	Gyttja	in Gewässern infolge deutlich erhöhter Primärproduktion als mit Detritus angereichertes Diatomeensediment (abgestorbene und sedimentierte Kieselalgen), organische Substanz > 30%
Organomudde (Leber-, Torf- und/oder Detritusmudde)	Gyttja	in nährstoffreichen Gewässern infolge stark erhöhter Primärproduktion abgelagerte dominante und reichhaltige organische Substanz

Sedimenttyp	Bodentyp	Erläuterung
Faulmudde	Sapropel	in poly- bis hypertrophen /teils eutrophen Gewässern abgelagerte dominante und reichhaltige organische Substanz bei völliger oder weitgehender Sauerstofffreiheit (anoxischer Zustand)
Braunschlamm	Dy	in sauren (huminsäurereichen) Gewässern abgelagerter lockerer brauner bis schwarzer Schlamm

2.4 Typenbildung durch Abstraktion und Merkmalskombination

„*Typen aufstellen bedeutet Schematisieren; aber ohne Schematisierung kann der menschliche Geist die Natur nicht fassen*“ (THIENEMANN 1932). Beim Typisieren handelt es sich um einen bewussten und selektiven Abstraktionsprozess, bei dem unwesentliche Merkmale, Eigenschaften und funktionelle Beziehungen außer Acht gelassen werden, so dass die wesentlichen und bestimmenden Zusammenhänge gefunden werden können. Typen beruhen auf übereinstimmenden Merkmalen in Struktur, Dynamik und Entwicklung (NEEF 1967, vgl. auch MEHL 1998, MEHL & THIELE 1998).

Seeufertypen müssen im geographischen Sinne als chorische Typen aufgefasst werden, da die hier praktizierte, zwar vereinfachte sequenzielle Sichtweise, trotzdem zur horizontalen Verflechtung und damit zur chorischen Dimension führt (vgl. NEEF 1967). Verbände bzw. Gefüge mit charakteristischen Mustern und Verteilungsregeln sind damit gleichartige Einheiten und bilden Choren. Die chorische Betrachtung fußt zwar auf der topischen Analyse, beschäftigt sich jedoch mit dem Gefüge und der Dynamik der räumlichen Verteilung. In der Chorologie steht die Abstraktion aus den Naturtatsachen im Vordergrund. Chorische Typen sind Verallgemeinerungen der gesamten heterogenen Inhalte der betrachteten Flächeneinheit.

NEEF (1967) unterscheidet Inventartypen, die durch die beteiligten Bauglieder der Einheit determiniert werden, und Mosaiktypen, die als Verteilungsmuster chorischer Einheiten gekennzeichnet werden können. Seeufertypen werden im Folgenden als chorische Typen im Sinne von Komplextypen begründet, indem eine Kombination von Inventar und Mosaik erfolgt, also von Baugliedern und Verteilungsmustern bzw. Anordnungsregeln. Der Ansatz bleibt vereinfachend (abstrakt) am vertikalen Schnitt bzw. als Sequenz nach dem „Catena“-Prinzip (s.o.) orientiert.

Weitere Voraussetzungen zur Bildung von Seeufertypen sind:

- Die Bildung von Seeufertypen erfolgt für Seen mit einer Seefläche von mindestens 50 ha.
- Kombinationen, die in der Natur nicht vorkommen (können), werden ausgeschlossen.
- Die Seeufertypen sollen als Referenzbezug dienen; sie repräsentieren Verhältnisse bei Abwesenheit störender Einflüsse.
- Als engeren Betrachtungsraum für den Seeufertyp werden Uferzone sowie engere und weitere Umfeldzone definiert (Abbildung 2-3), wobei es dem Kartierer überlassen bleibt, bei gut begründeten Annahmen, einen anderen Bezug zu wählen. Es ist bspw. denkbar, dass ein Substrat, das flächenmäßig den größten Anteil der Ufer- und Umfeldzone darstellt, nicht unbedingt das Substrat ist, das das Ufer beeinflusst. Vor allem bei einem flachen Ufer-und Umfeldbereich haben weiter entfernte Substrate einen geringen Einfluss

auf die Struktur und die Prozesse als Substrate, die dicht an das Lithoral angrenzen. Die Festlegung der Neigung zur Bestimmung des Seeufertyps erfolgt für einen 30 m breiten Streifen sowohl land- als auch seeseitig.

- Eine Flachwasserzone kann grundsätzlich bei jedem Typ auftreten. Die Vielfalt der Ausprägungen der Flachwasserzonen ist sehr hoch, was folglich sehr viele typrelevante Kombinationen erfordern würde; die Merkmale der Flachwasserzone lassen sich nur sehr unsicher aus geowissenschaftlichen und Fernerkundungsdaten interpretieren. Eine Vor-Ort-Untersuchung wird in diesem Bereich gemeinhin nicht zu ersetzen sein. Deshalb erfolgt die Merkmals-Kennzeichnung der Flachwasserzone nur grundsätzlich und beschränkt auf typcharakteristische, häufig auftretende Formen.
- Der Ableitung von Seeufertypen liegt der Kern zugrunde, dass die Merkmale zugleich Rahmenmerkmale für die (räumlich differenzierteren) Habitate der Lebensgemeinschaften bilden.
- Seeufertypen können bei einer land- und uferseitig geostrukturell ausgerichteten Betrachtung überwiegend nur widerspiegeln, was an historischen oder rezenten Prozessen der Uferbildung geologisch, pedologisch, hydrologisch/hydrodynamisch und geobotanisch determiniert ist; strukturelle Folgen seeinterner stoffhaushaltlicher Prozesse, z.B. Bildung von Mudden oder von Seekreiden, sind „von außen“ schwer zu fassen.
- Die Relevanz von Seeufertypen für die uferstrukturelle Bewertung sollte gegeben sein; Seeufertypen sollten insofern wesentliche und damit notwendige Differenzen in der Anwendung von Bewertungskriterien und/oder der Bewertungsabstufung erklären bzw. determinieren.
- Seeufertypen sollen bioökologisch relevant sein (biologische Qualitätskomponenten nach Anhang V WRRL). Deshalb müssen die Seeufertypen grundlegende Unterschiede des Habitatauftretens nach Art, Genese und Entwicklung widerspiegeln, zumindest jener Habitate, die entsprechende Abhängigkeiten zeigen. Hierauf basiert die Auswahl der geostrukturellen Merkmale des Reliefs und der Untergrundverhältnisse (Tabelle 2-10).

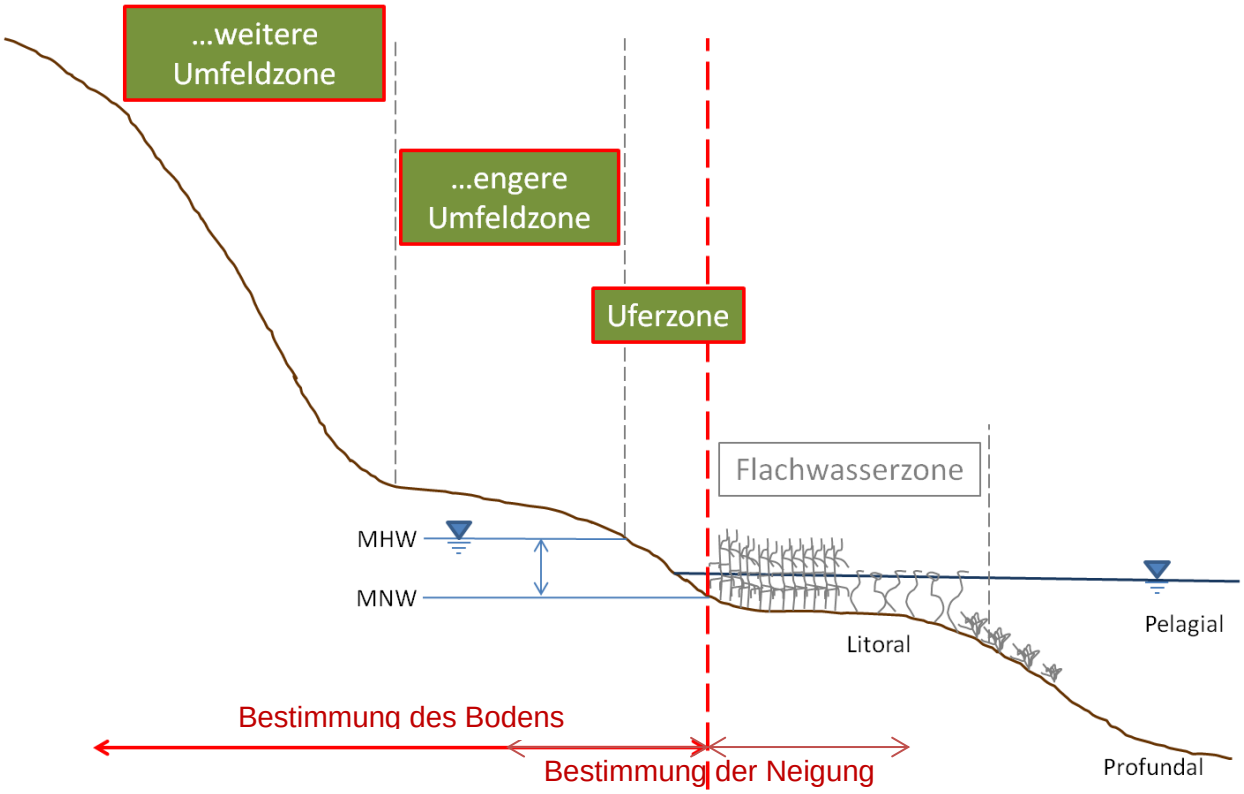


Abbildung 2-3: Raumbezug des Seeufertyps

Tabelle 2-10: Typmerkmale und wichtige determinierende bzw. erklärende Funktionen für Habitatausprägungen

Typmerkmal	Geostrukturelle Indikation	Habitatdeterminierende Funktionen
Neigung	- Erosionspotential/-intensität, Verlagerungspotential für Substrate und Böden - Verschattung und Durchlichtung (besonders abhängig von der Wassertiefe) - Intensität und Raumgröße von hydrologischen Wechselwirklungen (Überflutung, Interaktion See- und Grundwasser, Hydromorphie der Böden) - Exposition gegenüber Brandung/Wellenschlag	- Eintrag von Schutt, Geröll, Kies, Feinboden in den See bzw. den Uferraum Intensität von „Nachschub“/Erneuerung bzw. Veränderung von Substraten - Größe von Räumen bei wechselnden Wasserständen und bezüglich der Interaktion See/Grundwasser - Größe und Ausprägung der euphotischen Zone
Form des Ufers	- Berücksichtigung des Neigungswechsels zwischen Arealen	- Raumzonierung, Areal- bzw. Habitatheterogenität, Sequenzabfolge
Substratarten	- Geologische Bildungen (Ausgangsgesteine) und Bodenverhältnisse	- Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit - Geo-/Bodenphysikalische /hydromechanische Eigenschaften (Widerstandsverhalten, Verlagerungsstabilität, Porosität…)

Typmerkmal	Geostrukturelle Indikation	Habitatdeterminierende Funktionen
		- Durchwurzelbarkeit, Sedimentbesiedelbarkeit, Konstanz von Habitatverhältnissen

Empirisch, d.h. vor allem im Rückgriff auf Fachliteratur, Expertenwissen und Bearbeiterkenntnisse lassen sich folgende „übergreifende“ Seeufertypen ableiten, die typologisch und begrifflich vorrangig nach Neigungsstufen und Hauptsubstraten gekennzeichnet werden:

(A) Flache bis mittelsteile Sandufer

(B) Flache bis mittelsteile Ufer bindiger Böden

(C) Moorufer

(D) Flache bis mittelsteile Kiesufer

(E) Steile Ufer bindiger Böden

(F) Steile Grus-/Kiesufer

(G) Steile Schutt-/Geröllufer

(H) Felsufer

Diese acht Seeufertypen werden nachfolgend in Form von Steckbriefen insbesondere nach den oben genannten Typmerkmalen eingeordnet.

Wie bereits erwähnt, können die hier entwickelten Seeufertypen nur ansatzweise die Verhältnisse der Flachwasserzone bzw. des aquatischen Bereichs erfassen. Insbesondere in Bezug auf die eigentliche Habitatrelevanz verschiedenster Organismen sind nur bedingt Aussagen möglich. Möglichkeiten die Flachwasserzone näher zu beschreiben, wurden in einem Folgeprojekt (BÖX et al. 2015b) erarbeitet. Hier werden zusätzlich die relative Breite der Flachwasserzone (und damit implizit auch Neigung), der Einfluss des Windes und der Beschattung sowie der Einfluss von Wasserstandsschwankungen berücksichtigt. Grundlage bilden die hier erarbeiteten Ufertypen. Zusammen mit den Einflussfaktoren kommt es – je nach Ausprägung der Faktoren – zur Ausbildung bestimmter Habitattypen, die für bestimmte Organismengruppen relevant sind.

2.5 Steckbriefe der Seeufertypen

Die insgesamt acht Seeufertypen sollen kurz in ihren wesentlichen Merkmalen beschrieben werden. Dafür wird im Folgenden eine steckbriefartige Darstellungsform gewählt.

(A) Flache bis mittelsteile Sandufer

Beispielseen: Bergsee, Useriner See, Drewitzer See (MV)

Substratverhältnisse der Seeuferzone	Sande, ggf. Gerölle und/oder Kiese, möglich: kleinräumig Schluffe, Tone, Lehme, Lehmsande, Sandlehme, tlw. Mergel, mitunter Kalke
Reliefverhältnisse: Uferform	Ungestuftes bzw. schwach abgestuftes Ufer, Terrassenufer, meistens mit ausgedehnter Flachwasserzone, ggf. gering geböschtes (rezentes) Ufer, ggf. mit Strandausbildung, insb. bei entsprechender Exposition bezüglich Hauptwindrichtung/Wellenangriff
Reliefverhältnisse: Neigungsstufen	Flach bis mittelsteil (in Ausnahmefällen steil)
Hydrologische/geohydraulische Interaktion mit dem Seeumland	Hoch - meistens hohe hydraulische Leitfähigkeit des Untergrundes; in Sanderlandschaften repräsentiert der Seewasserspiegel häufig zugleich annähernd den regionalen Grundwasserspiegel, grundwassergefälleabhängiger Zustrom aus und Abstrom in das Grundwasser sind charakteristisch
Wesentliche standörtliche Verhältnisse für die Vegetation	Relativ nährstoffarme, aber grundwassernahe Böden im terrestrischen Bereich, meistens ausgedehnte Flachwasserzonen ermöglichen Röhrichtbestände, Bestände von submersen Makrophyten oder Schwimmblattpflanzen
Wesentliche Habitatverhältnisse für die aquatische Fauna (Makrozoobenthos/Fische)	Sand, Geröll (Blöcke, Steine), Kiese, emerse und ggf. submerse Makrophyten, Wurzeln im Uferbereich, Totholz, evtl. Algenaufwuchs

(B) Flache bis mittelsteile Ufer bindiger Böden

Beispielseen: Malchiner See, Kummerower See, Borgwallsee, Schaalsee (MV), Barkauer See, Suhrer See, Selenter See (SH)

Geröllseeboden im Suhrer See (Foto: Dr. Claus-Joachim Otto)

Substratverhältnisse der Seeuferzone	Lehme, Lehmsande, Sandlehme, tlw. Mergel, Schluffe, Tone, kleinräumig: häufig auch Sande, ggf. Gerölle und/oder Kiese, mitunter Kalke, als „Subtypus“ am Seeboden auch flächendeckende Geröllansammlungen möglich (Blöcke, Steine), vermutlich als Folge der (natürlichen) postglazialen Ufererosion
Reliefverhältnisse: Uferform	Ungestuftes bzw. schwach abgestuftes Ufer, Terrassenufer, häufig mit Flachwasserzone, ggf. gering geböschtes (rezentes) Ufer, ggf. mit Strandausbildung, insb. bei entsprechender Exposition bezüglich Hauptwindrichtung/Wellenangriff
Reliefverhältnisse: Neigungsstufen	Flach bis mittelsteil
Hydrologische/geohydraulische Interaktion mit dem Seeumland	Gering - meistens geringe bis sehr geringe hydraulische Leitfähigkeit des Untergrundes
Wesentliche standörtliche Verhältnisse für die Vegetation	Relativ nährstoffreiche Böden im terrestrischen Bereich, Flachwasserzonen ermöglichen Röhrichtbestände, Bestände von submersen Makrophyten oder Schwimmblattpflanzen
Wesentliche Habitatverhältnisse für die aquatische Fauna (Makrozoobenthos/Fische)	Sand, Lehm (Mergel), Geröll (Blöcke, Steine), Kiese, emerse und ggf. submerse Makrophyten, Wurzeln im Uferbereich, Totholz

(C) Moorufer

Beispielseen: Barkauer See, Hohner See (SH), Balksee (NI), Gothensee, Schmollensee (MV)

Substratverhältnisse der Seeuferzone	Nieder- und ggf. Hochmoortorfe, ggf. in Wechsellagerung mit anderen Substraten
Reliefverhältnisse: Uferform	Ungestuftes bzw. schwach abgestuftes Ufer, ggf. gering geböschtes (rezentes) Ufer, insb. bei entsprechender Exposition bezüglich Hauptwindrichtung/Wellenangriff
Reliefverhältnisse: Neigungsstufen	Flach
Hydrologische/geohydraulische Interaktion mit dem Seeumland	Sehr hoch - große Interaktion zwischen Seewasser- und Grundwasserstand, Grundwasser schwankt leicht zeitversetzt ca. wie Seewasserstand, ggf. sogar Überflutungen durch See; hydrologische Moortypen: meistens Verlandungs-, Überflutungs- oder Durchströmungsmoore, auch Hochmoore möglich
Wesentliche standörtliche Verhältnisse für die Vegetation	Moorverhältnisse im terrestrischen Bereich (Wasser ganzjährig über Flur, flurgleich oder wenig unter Flur), Flachwasserzonen ermöglichen Röhrichtbestände, Bestände von submersen Makrophyten oder Schwimmblattpflanzen
Wesentliche Habitatverhältnisse für die aquatische Fauna (Makrozoobenthos/Fische)	Torfe, Detritus/Mudden, submerse und emerse Makrophyten, Wurzeln im Uferbereich, Totholz

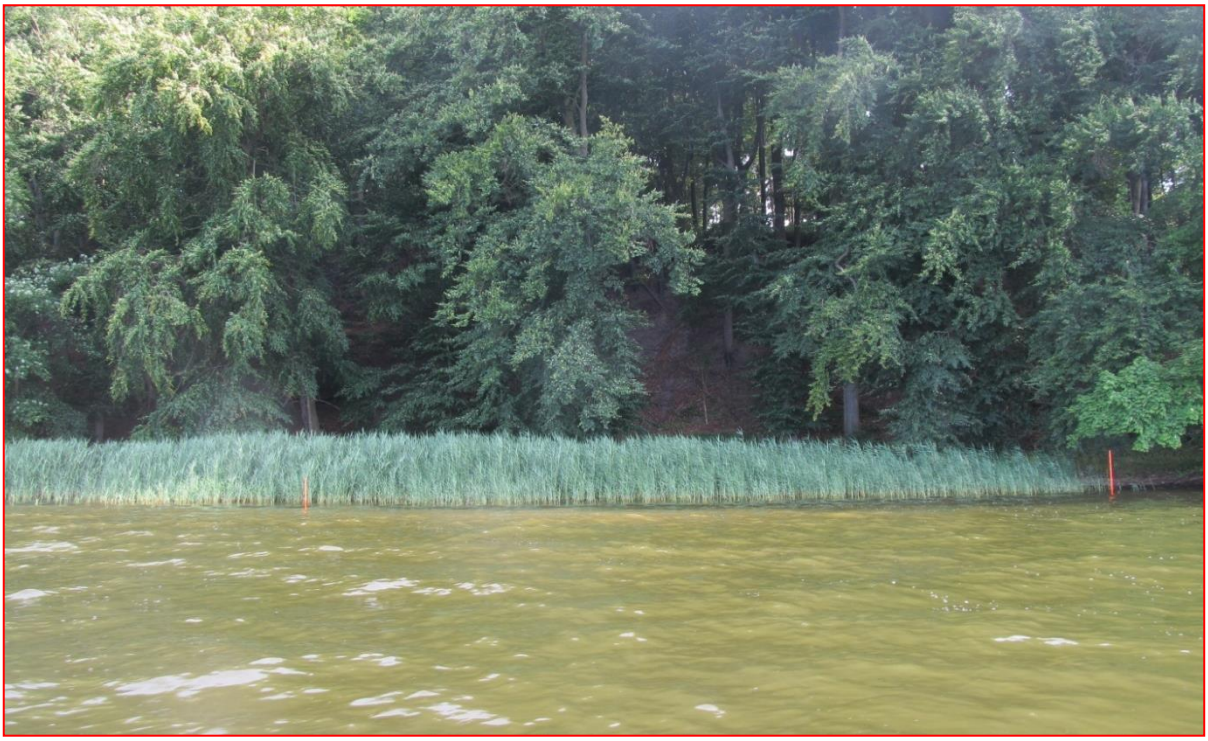
(D) Flache bis mittelsteile Kiesufer

Beispielseen: Selenter See, Suhrer See (SH), Tegernsee (BY)

Substratverhältnisse der Seeuferzone	Kiese, ggf. Gerölle (Blöcke, Steine), Sande, Schluffe, Tone, Lehme, Lehmsande, Sandlehme, tlw. Mergel, mitunter Kalke
Reliefverhältnisse: Uferform	Ungestuftes, schwach oder deutlich abgestuftes Ufer, Terrassenufer, meistens mit ausgedehnter Flachwasserzone, gering geböschte (rezente) Ufer möglich, ggf. mit Strandausbildung, insb. bei entsprechender Exposition bezüglich Hauptwindrichtung/Wellenangriff
Reliefverhältnisse: Neigungsstufen	Flach bis mittelsteil
Hydrologische/geohydraulische Interaktion mit dem Seeumland	Geohydraulische Interaktion gering bis hoch je nach hydraulischer Leitfähigkeit des Untergrundes, grundwassergefälleabhängiger Zustrom aus und Abstrom in das Grundwasser sind möglich, ggf. Teilüberflutungen bei hohem Seewasserstand
Wesentliche standörtliche Verhältnisse für die Vegetation	Je nach Verhältnissen im terrestrischen Bereich nährstoffarme oder -reiche Böden, ggf. vorhandene Flachwasserzonen ermöglichen Röhrichtbestände, Bestände von submersen Makrophyten oder Schwimmblattpflanzen
Wesentliche Habitatverhältnisse für die aquatische Fauna (Makrozoobenthos/Fische)	Kiese, Geröll (Blöcke, Steine), Sand, Totholz, ggf. submerse und emerse Makrophyten

(E) Steile Ufer bindiger Böden

Beispielseen: Ratzeburger See, Großer Binnensee (SH). Plauer See, Schweriner See, Pinnower See (MV)



Substratverhältnisse der Seeuferzone	Lehme, Schluffe, Tone, Lehmsande, Sandlehme, tlw. Mergel, mitunter Kalke, Kiese, ggf. Gerölle (Blöcke, Steine), Sande
Reliefverhältnisse: Uferform	Steilufer/stark geböschtes Ufer, ggf. deutlich oder stark abgestuftes Ufer, ggf. auch Terrassenufer (insb. bei Seespiegelabsenkung), ggf. mit Flachwasserzone, ggf. mit Strandausbildung, insb. bei entsprechender Exposition bezüglich Hauptwindrichtung/Wellenangriff
Reliefverhältnisse: Neigungsstufen	Steil
Hydrologische/geohydraulische Interaktion mit dem Seeumland	Wegen Steilheit keine Überflutungen möglich, geohydraulische Interaktion gering bis mittel je nach hydraulischer Leitfähigkeit des Untergrundes, bei relativ großem Grundwasserflurabstand aber geringe standörtliche Wirksamkeit
Wesentliche standörtliche Verhältnisse für die Vegetation	Relativ nährstoffreiche Böden im terrestrischen Bereich als Grundlage für ausgeprägte Hangwälder, ggf. auch für Hangquellwälder bei Quellaustritten In der Flachwasserzone hinreichende Bedingungen möglich für die Ausbildung eines Röhrichtbestandes
Wesentliche Habitatverhältnisse für die aquatische Fauna (Makrozoobenthos/Fische)	Sand, Kiese, Geröll (Blöcke, Steine), Totholz, ggf. submerse und emerse Makrophyten

(F) Steile Grus-/Kiesufer

Beispielseen: Walchensee (BY), Achensee (Österreich)

Substratverhältnisse der Seeuferzone	Grus/Kies, ggf. untergeordnet Geröll (Blöcke, Steine), ggf. stellenweise massiver Fels
Reliefverhältnisse: Uferform	Steilufer, Flachwasserzone als unter Wasser auslaufender Schüttkegel möglich, ggf. auch Strandzonenausbildung
Reliefverhältnisse: Neigungsstufen	Steil
Hydrologische/geohydraulische Interaktion mit dem Seeumland	Im Allgemeinen nicht gegeben oder sehr gering, ggf. Interaktion mit Kluftwasser
Wesentliche standörtliche Verhältnisse für die Vegetation	Im terrestrischen Bereich überwiegend Rohböden mit geringem Wasser- und Nährstoffspeicherungsvermögen (eher nur geeignet für Pionierbesiedler)
Wesentliche Habitatverhältnisse für die aquatische Fauna (Makrozoobenthos/Fische)	Gruse/Kiese, möglich: Geröll (Blöcke, Steine), Totholz, möglich: kleinräumig massiver Fels

(G) Steile Schutt-/Geröllufer

Beispielseen: Eibsee, Walchensee (BY)

Substratverhältnisse der Seeuferzone	Schutt und Gerölle (Blöcke, Steine), Grus/Kies, ggf. stellenweise massiver Fels
Reliefverhältnisse: Uferform	Steilufer, Flachwasserzone als unter Wasser auslaufender Schüttkegel möglich, ggf. auch Strandzonenausbildung
Reliefverhältnisse: Neigungsstufen	Steil
Hydrologische/geohydraulische Interaktion mit dem Seeumland	Im Allgemeinen nicht gegeben oder sehr gering, ggf. Interaktion mit Kluftwasser
Wesentliche standörtliche Verhältnisse für die Vegetation	Im terrestrischen Bereich überwiegend Rohböden mit geringem Wasser- und Nährstoffspeicherungsvermögen (eher nur geeignet für Pionierbesiedler)
Wesentliche Habitatverhältnisse für die aquatische Fauna (Makrozoobenthos/Fische)	Schutt, Geröll (Blöcke, Steine), Kiese, Sand, Totholz, ggf. Fels

(H) Felsufer

Beispielseen: Achensee (Österreich)

Substratverhältnisse der Seeuferzone	Massiver Fels, ggf. in Wechsellagerung mit Schutt/Geröll und/oder Grus/Kies
Reliefverhältnisse: Uferform	Je nach Ausprägung Wand oder Steilufer, ggf. auch ungestuftes bis deutlich oder stark abgestuftes Ufer, vor allem bei Wand- oder Steilausprägung häufig ohne Flachwasserzone (Steilhangfortsetzung unter Wasser), aber auch ausgeprägte Flachwasserzone möglich
Reliefverhältnisse: Neigungsstufen	Mittelsteil bis steil
Hydrologische/geohydraulische Interaktion mit dem Seeumland	Im Allgemeinen nicht gegeben oder sehr gering, ggf. Interaktion mit Kluftwasser
Wesentliche standörtliche Verhältnisse für die Vegetation	Baum-/Strauchbewuchs in Klüften oder auf schütteren Auflagen, Flechten und Moose auf Fels
Wesentliche Habitatverhältnisse für die aquatische Fauna (Makrozoobenthos/Fische)	Fels, Schutt, Geröll (Blöcke, Steine), Kiese, Sand, Totholz

3 Wichtige Klassifizierungsregeln und -kriterien der Seeuferstruktur

3.1 Kriterien internationaler und nationaler Verfahren bzw. methodische Ansätze

3.1.1 SUK-Verfahren: Strukturzustand der Ufer von Seen (INFORMUS 2004)

Für die Ausweisung von Belastungen, die aus anthropogenen morphologischen Veränderungen an Seen resultieren, wurde in Mecklenburg-Vorpommern ein Kartierverfahren entwickelt, das vornehmlich Veränderungen im unmittelbaren Litoral-, Ufer-, Seeterrassen- und Umlandbereich sowie Veränderungen der Seeabflussregulierung betrachtet. Das Verfahren stützt sich im Wesentlichen auf die Auswertung von Luftbildern. Für jeden Gewässerbereich werden Einzelparameter erhoben, die zu einer übergeordneten Parametergruppe zusammengefasst werden (Abbildung 3-1).

Das Kartier- und Bewertungsverfahren erfolgt leitbildgestützt (Seeufertypen), aber belastungsbezogen (Abbildung 3-2). Es ist für Tieflandgewässer entwickelt und entsprechend erprobt worden. Erweiterungsbedarf besteht im Hinblick auf andere Regionen (Seen- und Seeufertypen) sowie die Notwendigkeit einer Umstellung auf die 5-stufige Klassifizierung nach WRRL.

See bzw. Wasserkörperkenndaten		
Uferabschnittskenndaten		
Flachwasserzone	**Ufer**	**Gewässerumfeld**
• Röhrichtzone	• Morphologie	• Gewässerrandstreifen
	• Uferverbau	
• Besondere Flachwasserstrukturen	• Besondere Uferstrukturen	• Besondere Umfeldstrukturen
• Nutzung	• Nutzung	• Nutzung
• Schadstrukturen	• Schadstrukturen	• Schadstrukturen

Abbildung 3-1: Parameterstruktur des SUK-Verfahrens (aus INFORMUS 2004)

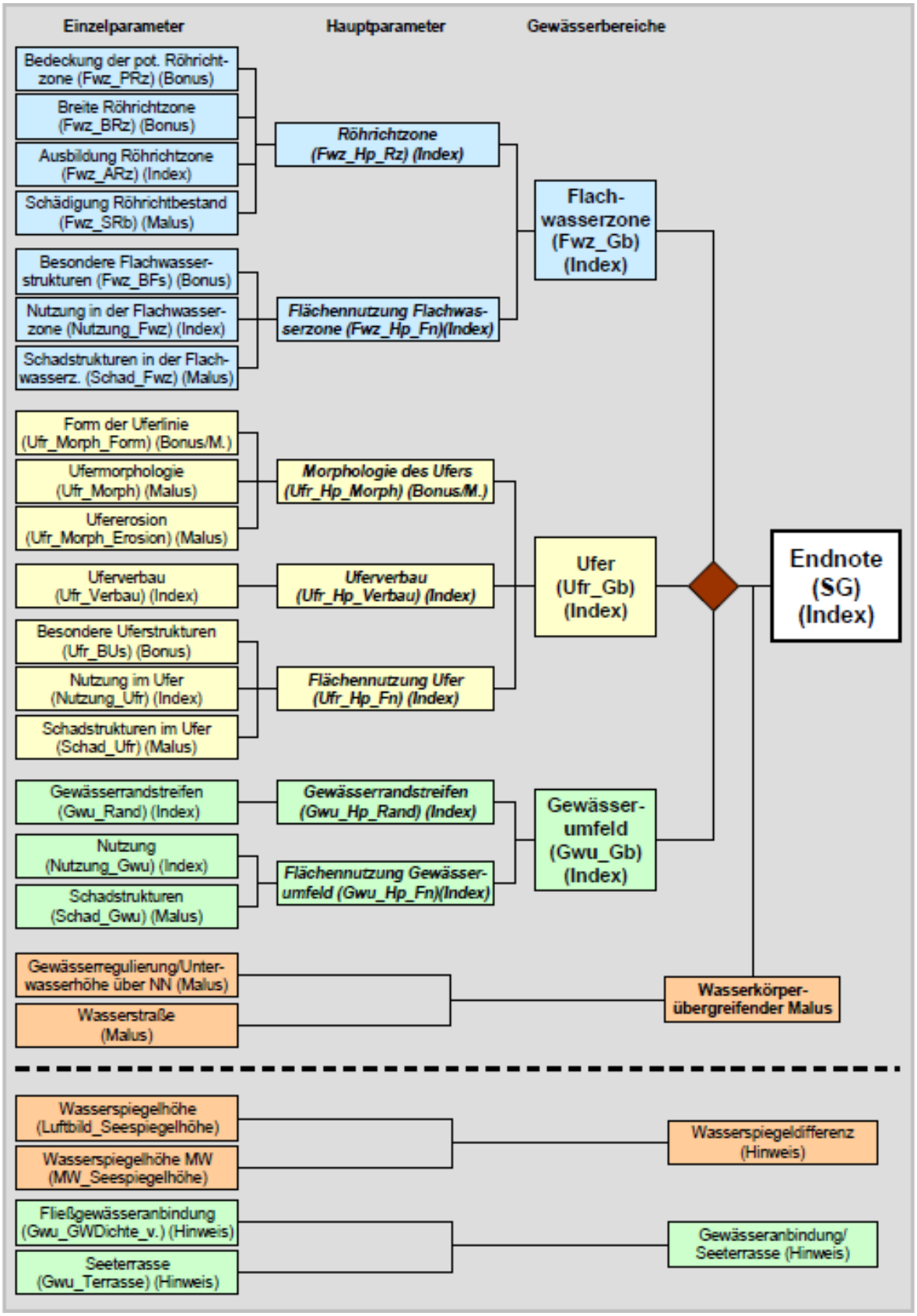


Abbildung 3-2: Bewertungsschema des SUK-Verfahrens (aus INFORMUS 2004)

3.1.2 Hydromorphologische Übersichtserfassung, Klassifikation und Bewertung von Seeufern (HMS-Verfahren, OSTENDORP et al. 2008)

Das von OSTENDORP et al. (2008) entwickelte HMS-Verfahren basiert ebenfalls vor allem auf vorhandenen Geodaten, insbesondere Luftbildern. Die Ergebnisse können und sollten aber im Gelände überprüft werden. Wesentliche Grundlage bildet die Ableitung einer Referenzuferlinie (digital), die dem mittleren Wasserstand ohne „störende" Objekte entspricht (z.B. Molen, Befestigungen etc.).

Die Uferbereiche werden zudem in Subzonen unterteilt und dann nach vorgegebenen Objektklassen und ihren Flächenanteilen klassifiziert. Die Subzonen sind:

- Subzone A (Sublitoral),
- Subzone B (Wasserwechselzone, Eulitoralzone) und
- Subzone C (landwärtige Uferzone).

Für jede Subzone existiert ein Objektkatalog, anhand dessen die gesamte Fläche der Subzone klassifiziert wird. Die Klassen der Objekte orientieren sich am „Impact" (Folge/Wirkung) im Hinblick auf Veränderungen der Hydromorphologie (Tabelle 3-1). Zum Verfahren existiert eine Erweiterung im Hinblick auf eine detailliertere Anwendung, welche im Rahmen der Bearbeitung einiger Gewässerentwicklungskonzepte in Brandenburg angewendet wurde. Dieses „Detailverfahren" beinhaltet einen erweiterten Objektkatalog und erfordert eine vollständige seeseitige Befahrung des Ufers.

Tabelle 3-1: Klassifizierungsskala des HMS-Verfahrens nach OSTENDORP et al. (2008)

Impact-Klasse	Bedeutung
1	natürlich/naturnah
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	stark verändert
5	vollständig verändert

3.1.3 Angepasstes Litoral-Modul des Bundesamtes für Umwelt der Schweiz zur limnologischen Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees (Bodenseeverfahren, IGKB 2009)

Zur limnologischen Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees wurde durch die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) auf das sogenannte „Litoral-Modul“ des Bundesamtes für Umwelt der Schweiz (BAFU) zurückgegriffen (IGKB 2009). Das Original-Modul wurde abgewandelt und insbesondere auf eine 5-stufige Bewertung entsprechend WRRL ausgerichtet. Im Verfahren werden drei Ufertypen unterschieden:

(1) Flachufer,

(2) Mittelsteiles Ufer,

(3) Steilufer.

Mit insgesamt 15 Kriterien wurde damit eine integrierte, referenzorientierte Bewertungsmethodik aufgebaut (Tabelle 3-2). Die Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone wurde zudem in 50 m-Abschnitten vorgenommen. Das Verfahren enthält zwar einzelne Überschneidungen zu biologischen Bewertungsansätzen nach Anhang V WRRL, aber auch Kriterien, die für eine bioökologische Interpretation und damit Unterstützung der biologischen Bewertung als sinnvoll erscheinen (z.B. einen „Funktionsteil“ mit Aspekten der Vernetzung, Durchgängigkeit im Uferbereich etc.).

Tabelle 3-2: Kriteriengruppen und Gewichtungsanteile des Bodenseeverfahrens (aus IGKB 2009)

Kriteriengruppe	Gewichtungsanteil	Einzelkriterium	Gewichtungsfaktor
Gruppe A: Standorttypische Strukturen	ca. 25 %	Uferlinie	2,5
		Deltabildung	1,5
		Ufersubstrat	2,5
		Litoralsubstrat	1,5
		Totholz	1,0
Gruppe B: Standortfremde Strukturen	ca. 35 %	Hindernisse	2,5
		Uferverbau	5,0
		Bio. Durchgängigkeit	4,0
Gruppe C: Langlebige Ufervegetation	ca. 15 %	Ufergehölz	2,5
		Röhricht	2,5
Gruppe D: Kurzlebige Ufervegetation	ca. 10 %	Makrophyten	2,0
		Veralgung	1,5
Gruppe E: Funktionen	ca. 15 %	Refugium	1,5
		Kinderstube	1,5
		Hinterland/Vernetzung	2,5

3.1.4 Lake Shorezone Functionality Index (SFI, SILIGARDI et al. 2010)

Der „Lake Shorezone Functionality Index“ (SFI) wurde in Italien entwickelt (SILIGARDI et al. 2010) und bewertet WRRL-konform und damit 5-stufig die hydromorphologische Struktur bzw. Belastung von Seeuferzonen (Abbildung 3-4). Das Verfahren wurde und wird im Rahmen zahlreicher EU-Projekte, in anderen europäischen Ländern getestet.

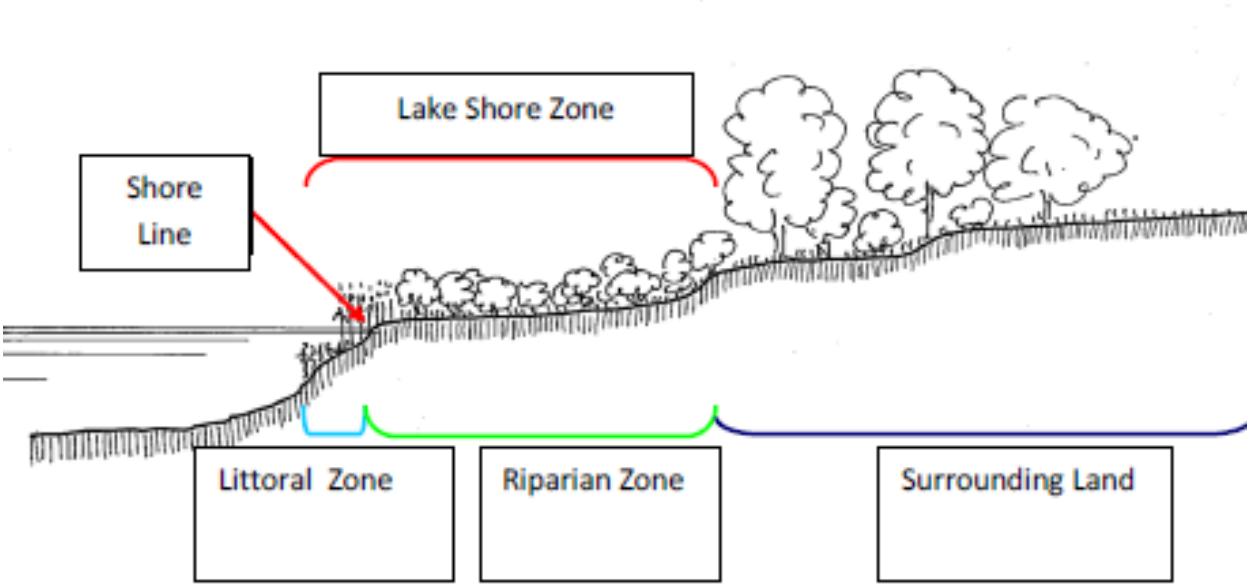


Abbildung 3-3: Betrachtungsraum bzw. Raumgefüge des Lake Shorezone Functionality Index – SFI (aus SILIGARDI et al. 2010)

Im Verfahren wird auf insgesamt zwölf Kriterien und einige Unterkriterien zurückgegriffen (Tabelle 3-3). Bei der Bewertung kommen sowohl numerische Ansätze über Prozente von Ausprägungen als auch abgestufte Bewertungen von 0 bis 3 oder ggf. bis 5 (Tabelle 3-3, Beispiel in Tabelle 3-4) zur Anwendung. Somit wird der unterschiedlichen Qualität der Datenlage bzw. der Gewinnbarkeit von qualitativ einschätz- oder bewertbaren Informationen Rechnung getragen. Anders als bei den anderen Verfahren wird nur zwischen zwei Zonen unterschieden, der Uferzone und der Umfeldzone. Allerdings reicht die Uferzone bis in den Flachwasserbereich und hier bis 1 m Tiefe.

Tabelle 3-3: Bewertung der Funktionalität der Seeuferzonen mittels zwölf Kriterien (in Englisch, aus SILIGARDI et al. 2010)

		Parameter	Area	Typology	Value	page
1		width of lake shore-zone		category	0,1,2,3,4,5	
2		characterization of lake-shore vegetation				
	2.1	cover/composition %	Shore Zone 0-50 meters	numerical	% - from 0 to 1	
	2.2	hygrophilous and non-hygrophilous vegetation		numerical	% - from 0 to 1	
	2.3	exotic species presence		numerical	% - from 0 to 1	
	2.4	heterogeneous arboreal-bush vegetation		numerical	from 0 to 1	
3		continuity of lakeshore vegetation		category	0, 0.5, 1	
4		interruption within lake shore-zone		numerical	from 0 to 1	
5		typology of anthropic uses in lake-shore-zone		category	0, 0.5, 1	
6		main use of surrounding land	Surrounding Territory 0-200 meters	category	0, 1,2,3	
7		infrastructure		numerical	from 0 to 1	
8		emerged lake-shore-zone	ShoreZone 0-50 meters	numerical		
	8.1	average slope		category	0,1,2,3,4,5	
	8.2	slope comparison between emerged/submerged areas		category	0,1	
9		shoreline profile	Shore Profile	numerical		
	9.1	concavity and convexity		numerical	from 0 to 1	
	9.2	complexity		numerical	from 0 to 1	
10		shoreline artificiality		numerical	from 0 to 1	
11		apparent channeling of run-off		category	0, 0.5, 1	
12		personal judgment	.	category	0,1,2,3,4,5	

Tabelle 3-4: Beispiel Bewertungskriterium „Breite der Uferzone“ beim Shorezone Funktionality Index – SFI (SILIGARDI et al. 2010)

width of the lake-shore-zone	**Wert**
0	0
1 - 5 m	1
5 – 10 m	2
10 – 30 m	3
30 – 50 m	4
> 50 m	5

3.1.5 Lake Habitat Survey, Lake Morphological Impact Assessment System (LHS, Lake-MImAS, ROWAN et al. 2006, 2012)

Für die hydromorphologische Seenbewertung nach WRRL wurden für Großbritannien und Irland Habitatbewertungsmethoden (ROWAN et al. 2006) und zielwertorientierte Entscheidungssysteme (ROWAN et al. 2012) entwickelt. Beide Score-orientierten Systemansätze beinhalten auch Kriterien für die Seeuferbewertung.

Das LHS-Verfahren nach ROWAN et al. (2006) stellt ein Vor-Ort-Verfahren dar, welches maßgeblich durch Fernerkundungs-Daten unterstützt wird. Detaillierte Aufnahmen des hydromorphologischen Zustandes bzw. der Störungen finden je See bzw. je Wasserkörper in zehn repräsentativ ausgewählten sogenannten „Hab-Plots“ statt (Abb. 3-5). Zusätzlich werden auch Belastungen und Veränderungen des hydrologischen Regimes (im Sinne des Wasserhaushalts nach Anhang V WRRL) aufgenommen. Daten aus dem LHS-Verfahren können dazu genutzt werden, einen Lake Habitat Modification Score (LHMS) zur Klassifikation von hydromorphologischen Belastungen zu berechnen.

Beim komplexeren Verfahren „Lake-MImAS“ (Morphological Impact Assessment System) nach ROWAN et al. (2012) wird die eigentliche Bewertung aber über eine Abschätzung der Belastung im Hinblick auf die hydromorphologischen Größen (Ursache-Wirkungs-Kette) vorgenommen. Hierzu werden insgesamt 19 Belastungen, getrennt für Pelagial und Litoral, auf ihre potentiellen Auswirkungen hin bewertet. Mathematisch wird ein Produkt aus „Relevanz“, „morphologischem Widerstand“, „morphologischer Anpassungsfähigkeit“, „ökologischer Sensitivität“, „Wahrscheinlichkeit des Einflusses“ und „Einflusszone“ gebildet und hieraus der Mittelwert über alle Belastungen errechnet. Alle Faktoren werden über einfache Koeffizienten bzw. simple Abstufungen erfasst. Am Ende wird der sogenannte „capacity lost (%)“ (Funktionsverlust) im Vergleich zur Referenz berechnet. Bei lediglich bis zu 5 % Verlust ist noch ein sehr guter, bei bis zu 25 % Verlust noch ein guter hydromorphologischer Zustand vorhanden usw.

Lake-MImAS zielt im Hinblick auf die Seeuferbewertung vor allem auf folgende Faktoren:

- Künstliche Seespiegelveränderungen
- Verluste an naturnaher Ufervegetation
- Landentwässerung
- Störende Uferstrukturen (Brücken, Anleger, Bootsliegeplätze etc.)
- Störende Seezeichen (Navigation)
- Manipulation/Beeinflussung der Makrophyten
- Vermüllung, Stoffablagerungen

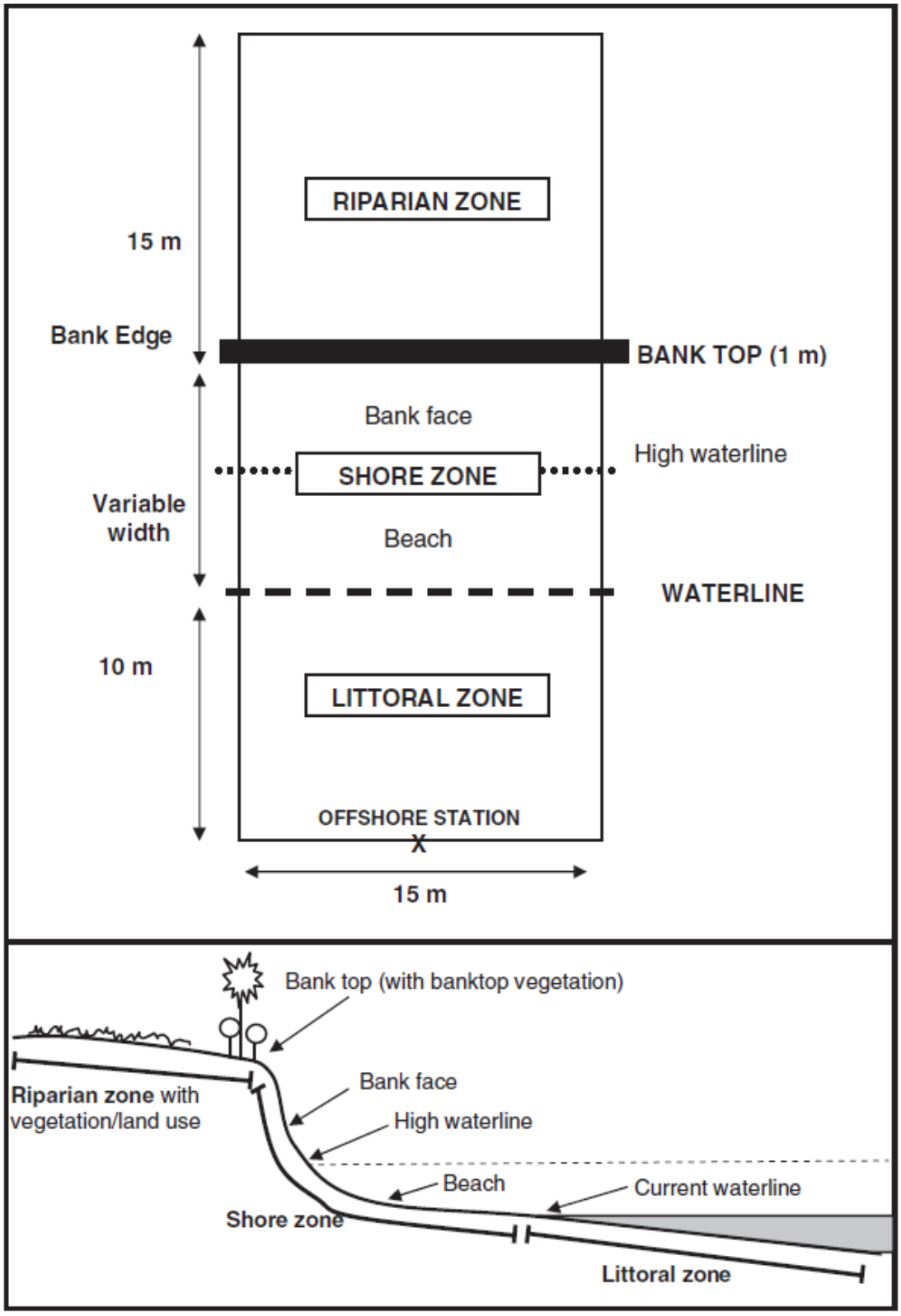


Abbildung 3-4: Schematische Übersicht eines Hab-Plot (aus ROWAN et al. 2006)

3.2 Synoptischer Vergleich der Verfahren/Ansätze

Die zuvor beschriebenen Verfahren, die auf eine Bewertung der Seeuferstruktur abzielen, berücksichtigen zur Klassifizierung oder Bewertung eine bestimmte Auswahl an Kriterien. Zudem weist jedes Verfahren kriterienbezogene Raumbezüge auf. Deshalb sollen die wichtigsten Kriterien und Raumbezüge verglichen werden, um eine unterstützende Begründung für die nachfolgende Auswahl von Kriterien eines Übersichtsverfahrens zu gewinnen. Folgende Abkürzungen für die Verfahren und für die Teilräume werden in den relevanten Tabellen verwendet:

FWZ	Flachwasserzone
HMS	Hydromorphologische Übersichtserfassung, Klassifikation und Bewertung von Seeufern, OSTENDORP et al. (2008)
IGKB	Angepasstes Litoral-Modul des Bundesamtes für Umwelt der Schweiz (BAFU) zur limnologischen Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees (Bodenseeverfahren, IGKB 2009)
Lake-MImAS	Morphological Impact Assessment System (ROWAN et al. 2012)
LHS	Lake Habitat Survey (ROWAN et al. 2006)
SFI	Lake Shorezone Functionality Index (SILIGARDI et al. 2010)
SUK	INFORMUS 2004, abgewandelt angewandt durch TULIPA 2007 und 2009 sowie INFORMUS 2011
UFZ	Uferzone
UMZ	Umfeldzone

Unterschiede bei den Verfahren sind zum Teil durch die sehr unterschiedlichen Landschaftsräume bedingt, die im Einzelnen im Fokus stehen. Es gibt aber auch eine Reihe grundsätzlicher, methodischer und folglich auch kriterienrelevanter Unterschiede.

So steht im SFI-Verfahren die ökologische Funktionsfähigkeit des Seeufers im Vordergrund, während in den anderen Verfahren eher Veränderungen infolge anthropogener Belastungen klassifiziert oder bewertet werden.

Ein wesentlicher Aspekt bei der Auswahl der Kriterien ist die Erhebbarkeit durch Geodaten oder Vor-Ort-Aufnahmen. Da die Verfahren in unterschiedlichem Maße eigene Vor-Ort-Kartierungen durchführen, sind unterschiedlich umfangreiche und detaillierte Kriterienkataloge die Folge.

In allen betrachteten Verfahren wird eine Unterteilung des Seeufers in Zonen adäquat zur Einteilung in Kapitel 2.2 vorgenommen. Dabei gibt es dennoch einige Unterschiede hinsichtlich der konkreten (und häufig pragmatischen) Abgrenzung der einzelnen Zonen. Eine Übersicht gibt Tabelle 3-5. In einigen Verfahren werden über diese Zonen hinaus noch weitere für den See relevante Bereiche berücksichtigt, wie das Einzugsgebiet des Sees oder die tieferen Zonen des Sees.

Das ist damit erklärbar, dass einige Verfahren als ganzheitliche hydromorphologische Seenklassifizierungs-/-bewertungsverfahren konzipiert sind, so dass zum einen nicht nur der Uferbereich im Fokus steht, zum anderen aber z.B. auch Merkmale des Wasserhaushalts betrachtet werden.

Die Größe einer Zone ist teilweise an die dabei erhobenen Kriterien gekoppelt. So ist im LHS-Verfahren die Abgrenzung bezogen auf die "Hab Plots", wo entsprechend detaillierte Aufnahmen durchgeführt werden. Im HMS-Verfahren wird die Zonierung an die Erkennbarkeit von Strukturen im Luftbild abgestellt.

Tabelle 3-5: Raumzonierung der betrachteten Verfahren

Zone	Verfahren				
	SUK	**HMS**	**IGKB**	**SFI**	**LHS/Lake-MImAS**
FWZ	≤ 100 m (max. 4 m Tiefe)	MNW – Makrophytenvorkommen (min. 5 m)	50 – 750 m	bis max. 1 m Tiefe	10 m
UFZ	15 m	MHW – MNW (min. 5 m)	MHW – MNW (inkl. Puffer)	0 – 50 m	variabel
UMZ	100 m	100 m	50 – 100 m	0 – 200 m	15 m

Die wichtigsten, berücksichtigten Kriterien der einzelnen Verfahren sind in Tabelle 3-6 zusammengefasst. Mit einem B markiert sind die Kriterien, welche Eingang in die Klassifizierung oder Bewertung finden. Ein (B) verweist auf Kriterien, die zwar kartiert werden, aber nur teilweise zur Klassifizierung oder Bewertung beitragen. Die Tabelle beinhaltet keine vollständige Auflistung der Kriterien, sondern zielt primär auf die Identifizierung möglicher Kriterien für ein Übersichtsverfahren ab. So werden z.B. im IGKB-Verfahren noch etliche zusätzliche Kriterien berücksichtigt. Kriterien, die von vielen oder allen Verfahren berücksichtigt werden, sind aber solche, denen zum einen eine hohe Expertise für eine Klassifizierung von Seeuferbelastungen bescheinigt werden kann, zum andern sind diese im Regelfall auch relativ leicht durch Geodaten und Luftbilder im Rahmen eines Überblicksverfahrens kartierbar.

In allen Verfahren werden in der Flachwasserzone als Kriterien die Ausbildung des Röhrichts und Nutzungen bzw. Strukturen im Flachwasser berücksichtigt. In der Uferzone kommt dem Kriterium Uferverbau eine besondere Bedeutung zu. Daneben werden hier, ähnlich wie im Flachwasserbereich, bestimmte Strukturen und Nutzungen berücksichtigt. Im Umfeld wird im Wesentlichen die Landnutzung betrachtet. Diese Kriterien lassen sich alle grundsätzlich auch mit Hilfe eines Übersichtsverfahrens klassifizieren. Sie finden deshalb in der weiteren Verfahrensentwicklung Berücksichtigung.

Tabelle 3-6: Kriterien, die zur Klassifizierung/Bewertung von Seeufern berücksichtigt werden (B= Berücksichtigung, (B) = teilweise Berücksichtigung)

Kriterium	Verfahren				
	SUK	HMS	IGKB	SFI	LHS/Lake -MImAS
Flachwasserzone					
Schwimmblattpflanzenzone (Potamogetongürtel)		B	B	B	B
Röhrichtzone (Röhrichtgürtel)	B	B	B	B	B
Nutzung in der Flachwasserzone	B	B	B	B	B
Strukturen in der Flachwasserzone	B	B	B		B
Substrat des subhydrischen Bodens ("Litoralsubstrat")			B		B
Uferzone					
Form der Uferlinie	B		B	B	
Uferform (flach…steil)	B		B	B	(B)
Ufererosion	B	B	(B)		(B)
Uferverbau	B	B	B	B	B
Nutzung in der Uferzone	B	B	B	B	B
Strukturen in der Uferzone	B	B	B	B	B
Ufersubstrat			B		B
Umfeldzone					
Flächennutzung Gewässerumfeld	B	B	B	B	B
Schadstrukturen im Gewässerumfeld	B	B			B
Sonstige Kriterien und Zusatzangaben					
Wasserstraßennutzung	B				
Ausbildung einer Seeterrasse	(B)				
Fließgewässeranbindung	(B)				B
Gewässerregulierung/Unterwasserhöhe über Bezugshöhe	B				(B)

4 Verfahrensregeln für ein Übersichtsverfahren einer uferstrukturellen Gesamtseeklassifizierung

4.1 Charakter eines Übersichtsverfahrens, Geltungsbereich

Der Charakter eines „Übersichtsverfahrens“ bedingt, dass bzgl. der Kriterien und den Klassifizierungsmöglichkeiten zunächst auf Karten, Luftbilder und geowissenschaftliche Informationen zurückzugreifen ist, um Vor-Ort-Aufnahmen möglichst zu vermeiden. Damit wird die „Erkenn- bzw. Kartierbarkeit“ zu einem limitierenden Faktor der Kriterienauswahl. Eine Vor-Ort-Kartierung bestimmter Merkmale und Strukturen ist in jedem Fall möglich, soll aber nicht Voraussetzung zur Anwendung des Verfahrens sein.

Durch den Charakter eines Übersichtsverfahrens wird auch der Geltungsbereich festgelegt (Abbildung 4-1). Im Verfahren liegt der Schwerpunkt auf der Identifikation hydromorphologischer Belastungen (Belastungsart, -umfang und -intensität). Vor einer Maßnahmenplanung sind die Belastungen in vielen Fällen vor Ort auf ihre Schadeinwirkung zu prüfen. Trotz allem kann die Klassifizierung im Rahmen eines Übersichtsverfahrens als Grundlage zur Planung konzeptioneller Maßnahmen dienen (z.B. Überprüfung von Verbau, Umwandlung von Einzelstegen in Sammelstege, Identifizierung und Festlegung von Badestellenbereichen etc.). Ebenso kann das Verfahren, in Bezug auf Störungen der hydromorphologischen Komponenten, im Zuge naturschutzfachlicher bzw. landschaftsplanerischer Fragestellungen, zur Anwendung kommen.

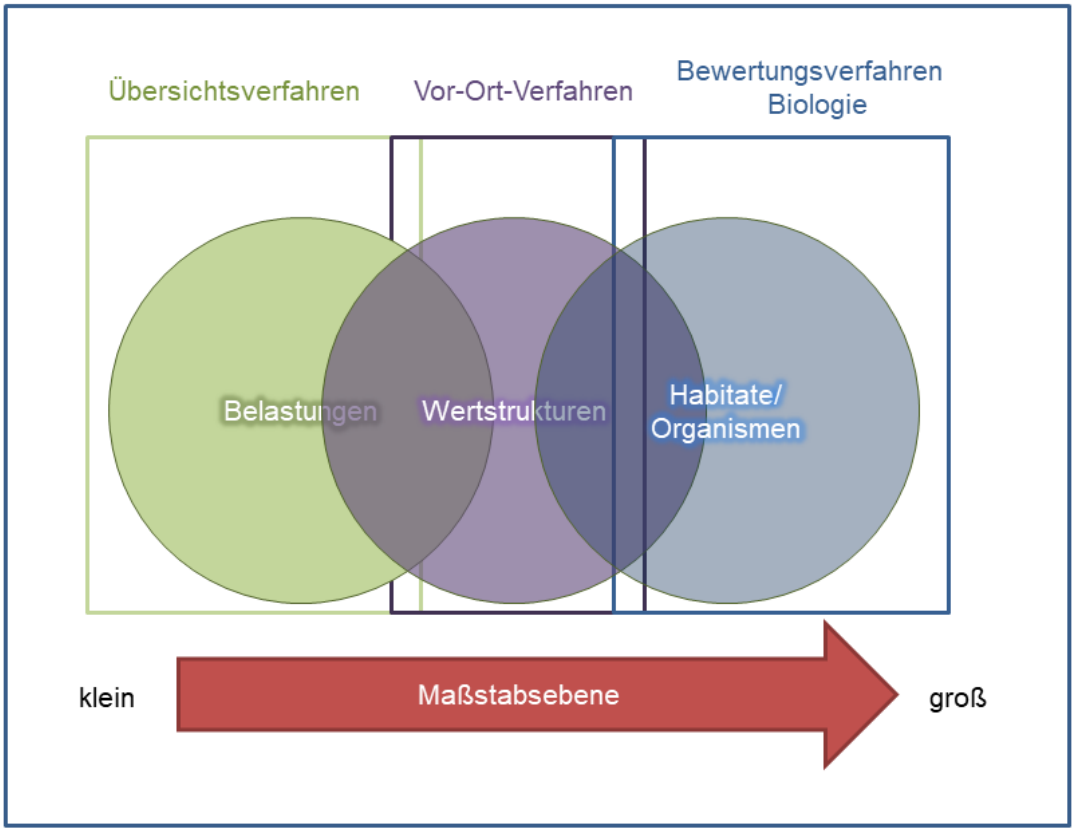


Abbildung 4-1: Darstellung der Anwendungsbereiche verschiedener Verfahren

4.2 Öffnungsklausel

Zur Bestimmung des Seeufertyps und zur Klassifizierung können grundsätzlich alle Daten und Informationen genutzt werden, die sinnvoll erscheinen. In begründeten Fällen kann auch vom Vorgehen der Verfahrensanleitung abgewichen werden. Eine Abweichung ist insbesondere dann sinnvoll, wenn spezielle, detailliertere Daten bzw. Angaben zur Verfügung stehen. Die Vorgehensweise in diesen Fällen ist zu dokumentieren und zu begründen, um die Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten. Im folgenden Text wird an den entsprechenden Stellen explizit auf diese Möglichkeit verwiesen.

4.3 Raumgrenzen und Zonierung

Aufbauend auf die abgeleiteten Raumbezüge (vgl. Kap. 2.2) werden für das Klassifizierungsverfahren die drei Zonen (1) Flachwasserzone, (2) Uferzone und (3) Umfeldzone festgelegt. Diese Raumdifferenzierung entspricht grundsätzlich den in Kapitel 3.1 vorgestellten Verfahren zur Bewertung bzw. Klassifizierung von Seeufern. Insbesondere das SUK-Verfahren (INFORMUS 2004) und das HMS-Verfahren (OSTENDORP et al. 2008) dienten als Orientierung.

Für die praktische Anwendung eines Übersichtsverfahrens ist es wichtig, Raumgrenzen zu definieren, innerhalb derer die Klassifizierungskriterien sinnvoll zu bestimmen sind. Es werden folgende Festlegungen getroffen (Tabelle 4-1, siehe auch Abbildung 4-2):

a) Tiefenbegrenzung für die Flachwasserzone - die Flachwasserzone reicht bis zu einer Tiefe von 1 m.

b) Die maximale Ausdehnung der Flachwasserzone (Entfernung Uferlinie bis seewärtige Begrenzung) beträgt 100 m.

c) Die minimale Ausdehnung der Flachwasserzone beträgt 5 m (häufig sind die zur Verfügung stehenden Geodaten im Flachwasserbereich nahe dem Ufer sehr ungenau). Eine Mindestbreite von 5 m gewährleistet, dass alle relevanten Strukturen erfasst werden.

d) Die landseitige Grenze der Flachwasserzone ist die auf dem Luftbild zu erkennende Uferlinie.

e) Die Uferzone reicht 15 m von der Uferlinie landwärts.

f) Umfeldzone - landwärts angrenzend an die Uferzone schließt sich die Umfeldzone an, die eine Breite von maximal 100 m hat.

Es sei angemerkt, dass der Bearbeiter zur Bestimmung der Raumgrenzen alle ihm zur Verfügung stehenden Informationen nutzen kann (wie z.B. auch historische Karten etc.). Vor allem die Bestimmung der exakten Uferlinie ist häufig schwierig, so dass der Bearbeiter zu entscheiden hat, welcher Verlauf plausibel ist. Erfolgt eine Abweichung von der vorliegenden Verfahrensanleitung sind die Gründe zu dokumentieren.

Tabelle 4-1: Festlegungen zur Ausdehnung der Zonen

Zone	Ausdehnung
Umfeldzone	landseitig der Uferzone 100 m breit
Uferzone	landseitig der Uferlinie 15 m breit
Flachwasserzone	seeseitig der Uferlinie bis max. 1 m Tiefe ≤ 100 m und ≥ 5 m breit

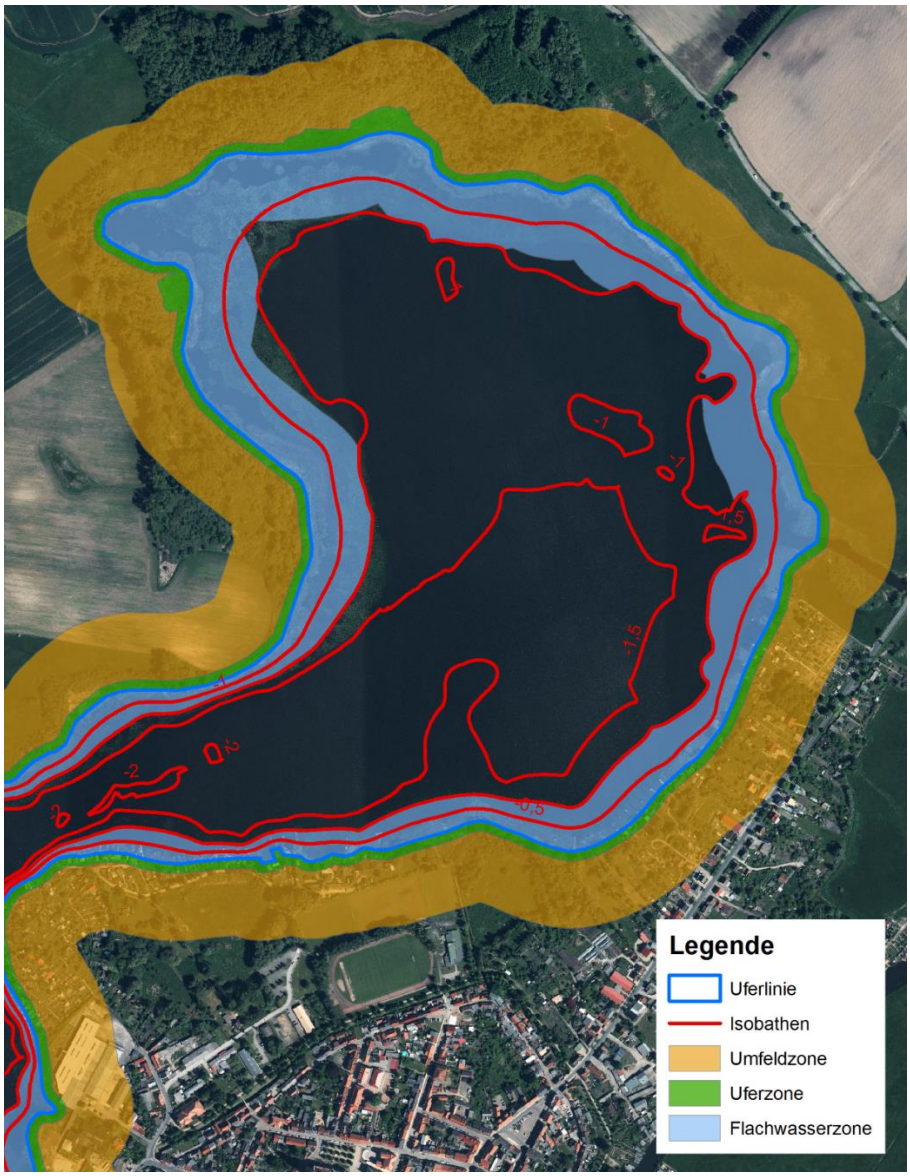


Abbildung 4-2: Ausdehnung der Flachwasserzone, Uferzone und Umfeldzone am Beispiel des Bützower Sees in Mecklenburg-Vorpommern (Nord-/Nordostteil)

4.4 Abschnittsbildung

Die Bildung von Abschnitten erfolgt grundsätzlich nach dem Prinzip der Homogenität (bzw. Quasihomogenität). Das bedeutet, dass ein Seeuferabschnitt innerhalb seiner Abgrenzung einem Seeufertypus zugeordnet werden kann und dass keine wechselnden Belastungssituationen auftreten sollten. In erster Linie definiert der Seeufertyp (Neigung und Bodenart), wann ein Abschnittswechsel erfolgt. Des Weiteren ist bei einem Uferexpositionswechsel von einem nördlich exponierten Ufer zu einer anderen Exposition eine Abschnittsabgrenzung vorzunehmen, da die Ausbildung des Röhrichts unter anderem davon abhängig ist, ob es sich um ein nördlich exponiertes und damit beschattetes Ufer handelt. Beschattung hat einen negativen Einfluss auf die Röhrichtausbildung.

Grundsätzlich sollte bei einer erheblichen Änderung der Belastung im Sinne der Klassifizierungskriterien eine Teilung der Bereiche vorgenommen werden. Unbelastete Gebietsabschnitte sollten möglichst zu eigenen Abschnitten zusammengefasst werden. Da in der Flachwasser- sowie der Uferzone die Klasse der maximal schädlichsten Struktur die Klasse des gesamten Abschnittes bestimmt („worst case“-Prinzip), sollten Abschnitte mit Schadstrukturen nicht unnötig weit ausgedehnt werden, da das Ergebnis sonst unverhältnismäßig verschlechtert würde (Abbildung 4-3).

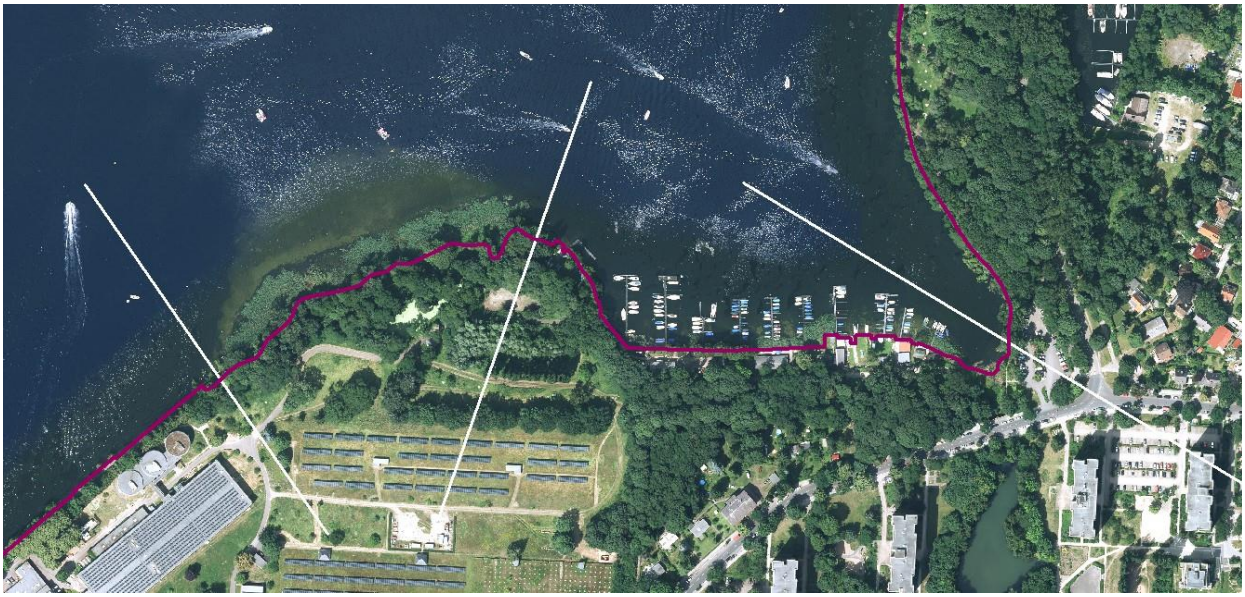


Abbildung 4-3: Festlegung der Abschnittsgrenzen unter Berücksichtigung der Homogenität anhand der Strukturen der Flachwasserzone (Beispiel: Tegeler See)

Die minimale Länge eines Abschnitts beträgt 100 m. Als Obergrenze sollte eine Länge von 1.000 m nicht überschritten werden. Somit erfolgt auch bei homogenen Verhältnissen immer alle 1.000 m ein Abschnittswechsel. Eine Ausnahme von einer Begrenzung auf 1.000 m Abschnittslänge ist bei einer stark gebuchteten Uferlinie zulässig, wenn dadurch ungünstige Überlappungen der Zonen vermieden werden.

Abschnitte kleiner als 100 m sollten z.B. an Zu- und Abläufen gebildet werden, wenn sie eine Breite von über 50 m haben. Sie stellen einen eigenen Abschnitt dar, der als solcher auszuweisen

ist und nicht bewertet wird. Auch bei Inseln kann es unter Umständen sinnvoll sein, kleinere Abschnitte zu bilden. In begründeten Fällen kann auch die Verteilung von Schadstrukturen die Bildung von Abschnitten kleiner 100 m bedingen.

Im Idealfall ist eine Abschnittsgrenze eine gerade Linie, die alle drei Zonen teilt. Bei stark gebuchteten Ufern können allerdings auch geknickte Abschnittsgrenzen gesetzt werden. Der Knick soll dabei immer an einem Wechsel der Zonen erfolgen.

Idealerweise hat eine Abschnittsgrenze einen Winkel von 90° zur Uferlinie. Dieser Idealfall gilt bei der Trennung des Umfangs eines Kreises oder näherungsweise bei einer vereinfachten Uferlinie (vgl. z.B. OSTENDORP et al. 2008). Werden hier orthogonale Linien gesetzt, ist die Verteilung einer gedachten Fläche innerhalb und außerhalb des Kreises gleichmäßig und regelmäßig. Je mehr jedoch der Seeumring eingebuchtet ist und von der Struktur eines Kreises abweicht, umso ungleichmäßiger wird bei der Setzung orthogonaler Abschnittsgrenzen die Verteilung der Flächen außerhalb und innerhalb der Uferlinie. Ein kleinräumig stark gebuchtetes Ufer macht es nahezu unmöglich nur orthogonale Abschnittsgrenzen zu setzen. Die Abschnittsgrenzen sollen demzufolge nahezu orthogonal gesetzt werden; es ist aber darauf zu achten, dass die Verteilung der Flächen gleichmäßig ist (Abbildung 4-4).

Abbildung 4-4: Abschnittsgrenzen als orthogonale Linien zur Uferlinie am Beispiel des Bützower Sees in Mecklenburg-Vorpommern (Nord-/Nordostteil)

4.5 Klassifizierungsregeln

Die Klassifizierung erfolgt äquivalent zur bekannten 5-stufigen Skala (Quality Status Code) entsprechend dem Anhang V der WRRL:

1 - unverändert bis sehr gering verändert

2 - gering verändert

3 - mäßig verändert

4 - stark verändert

5 - sehr stark bis vollständig verändert

Damit wird die Vorgabe der WFD-Codelist (Tabelle 4-2), die hydromorphologische und die physikalisch-chemische Qualitätskomponente nur 3-stufig zu bewerten, zunächst bewusst ignoriert. Eine Umwandlung in die 3-stufige Skala der WFD-Codelist ist simpel und jederzeit möglich. Fünf Klassen gewährleisten eine differenziertere Betrachtung, vor allem wenn es um die Abbildung von Maßnahmenwirkungen im Hinblick auf die Bewertung des Zustandes geht, was die Nachvollziehbarkeit wasserwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen verbessert. Dies ist ein Gesichtspunkt, der gerade im Hinblick auf politische und administrative Entscheidungen als fundamental erachtet wird.

Tabelle 4-2: Template Definition Annex: WFD-Codelist, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Stand: 31.01.2013 – Quality Status Code

Chemical Status **(QE3-2, QE3-3, GE2-x, GE3, Protected Area)**	**Ecological Status or Potential** **(QE1-x)**	**Hydromorphological and Physico-Chemical Status** **(QE2-x, QE3-1, QE3-4)**	**Value**
Good (< ½ EQS) (only German Elbe QE3-x)	High (only for status, not for potential)	High (only for status, not for potential)	1
Good	Good	Good	2
Failing to achieve good	Moderate	Less than good	3
Failing to achieve good (>2 EQS) (only German Elbe QE3-x)	Poor		4
	Bad		5
Unclassified	Unclassified	Unknow/no information	U

Die Klassifizierung erfolgt einzeln für jeden Seeuferabschnitt einer Zone. Entsprechend der Verfahrensstruktur werden die einzelnen Teilräume des Seeufers mit mindestens einem Kriterium 5-stufig klassifiziert.

Theoretisch sind dabei zwei Varianten möglich:

(1) Berechnungsverfahren - bei Vorliegen quantifizierbarer Datensätze quantitativ mit festgelegten Klassengrenzen oder

(2) Expertenbewertung - alternativ semiquantitativ bzw. durch Expertenurteil (verbal-argumentativ bzw. durch Wertstufen untersetzt).

Die Variante (2) berücksichtigt, dass mitunter das subjektive Urteil eines Bearbeiters zielführender sein kann – zumal dann, wenn auf Grund der Datenlage bzw. Erkennbarkeit objektive Ergebnisse schwer erzielbar sind.

In der Realität ist eine solche klare Trennung oft nicht gegeben. In der Kartieranleitung wird daher nicht explizit auf diese beiden Varianten verwiesen. Es wird vielmehr beschrieben, was eine Klasse eines Parameters ausmacht. Wie genau der Bearbeiter dann vorgeht, bleibt weitestgehend ihm überlassen.

Für die Teilräume der Flachwasser- und der Uferzone werden jeweils die Einzelklassen nach dem „worst case“-Prinzip zu einer Klasse zusammengefasst. Damit bestimmt die Struktur mit der schlechtesten Klasse, die Klasse des Abschnittes. In der Umfeldzone wird ein flächengewichteter Mittelwert der einzelnen Klassen hydromorphologisch relevanter Landnutzungsarten gebildet. Die Ergebnisse können als farbige Bänder für jeden See dargestellt werden (siehe Beispiel in Abbildung 4-5). Die Zonen lassen sich entweder in ihrer realen Ausdehnung oder als gleichdicke Bänder darstellen. Die erste Variante (1) hat den Vorteil, dass genau die Flächen dargestellt sind, die bei der Analyse betrachtet werden. Handelt es sich allerdings um einen relativ großen See oder einen See mit einer relativ schmalen Flachwasserzone, ist die Flachwasserzone in der Abbildung unter Umständen nur schlecht zu erkennen. Hier empfiehlt es sich, die Ergebnisse der Flachwasser-, Ufer- und Umfeldzone als gleichdicke Bänder darzustellen.

Zur Bestimmung der Klasse eines Abschnittes über alle drei Zonen hinweg, ist der arithmetische Mittelwert der drei Klassen zu bilden. Für die Klassifizierung einer Zone insgesamt und zur Ermittlung der Klasse des gesamten Sees sind die Ergebnisse längengewichtet zusammenführbar.

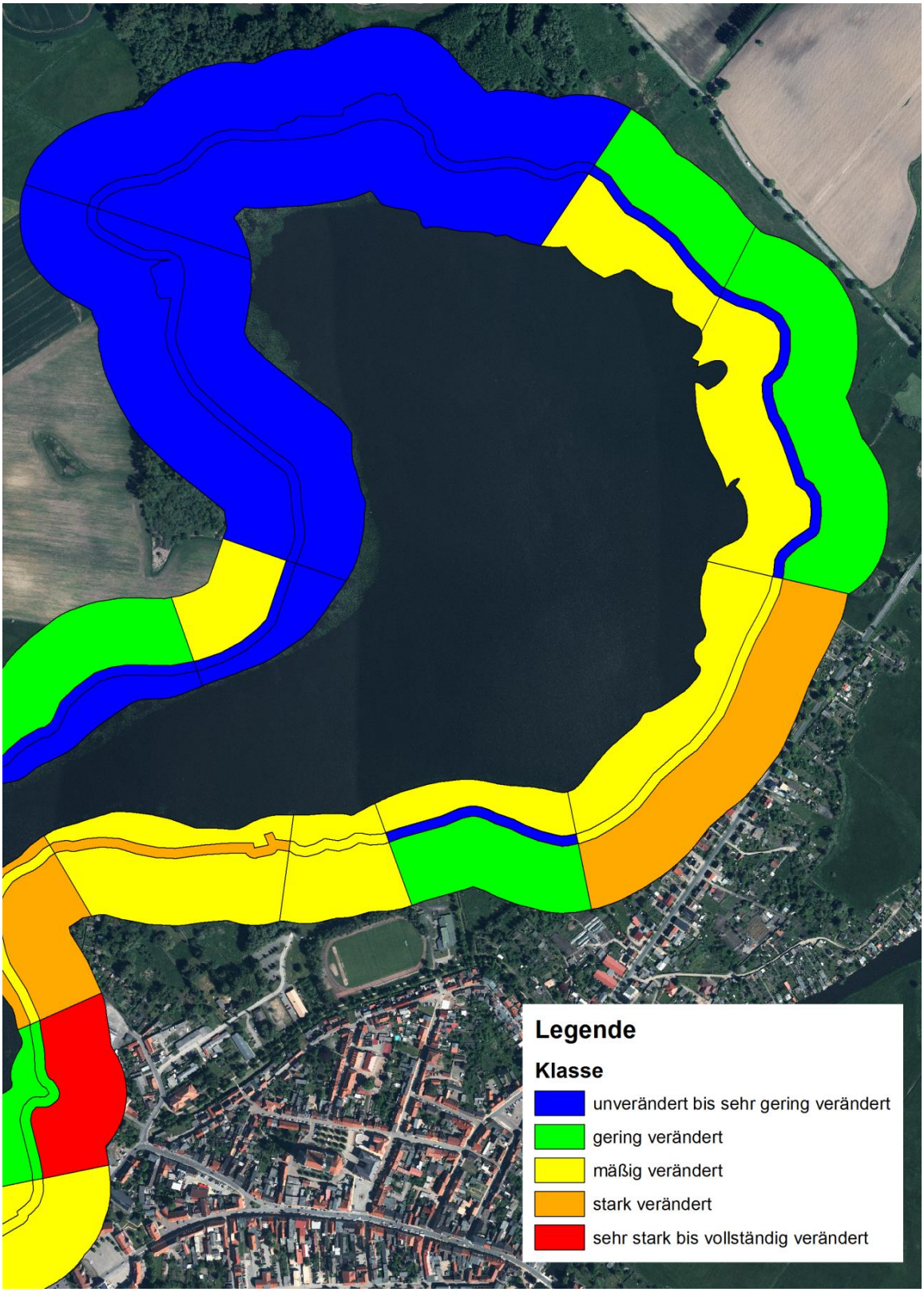


Abbildung 4-5: Klassifizierung des Seeufers nach Abschnitten und Zonen am Beispiel des Bützower Sees in Mecklenburg-Vorpommern (Nord-/Nordostteil)

4.5.1 Kriterien zur Klassifizierung der Flachwasserzone

4.5.1.1 Kriterium A1 – Veränderung des Röhrichts

Eine etwaige Veränderung der Ausbreitung des Röhrichts innerhalb der potentiellen „Röhrichtzone“ ist ein wichtiger Indikator für hydromorphologische Stressoren. Entsprechend wird dieses Kriterium auch in allen gängigen Verfahren zur Bewertung oder Klassifikation der Seeufer erhoben (IGKB 2009, INFORMUS 2004, OSTENDORP et al. 2008, ROWAN et al. 2006, 2012, SILGARDI et al. 2010). Röhrichte sind für die Beschaffenheit des Ufers von großer Bedeutung. Sie *„sind ein wirksamer mechanischer Uferschutz, da sie die Wellen bremsen und brechen. Sie sind ein wirksamer Puffer zwischen Ufer und Wasser, da sie den diffusen Stoffeintrag in den See vermindern. Durch mikrobielle Stoffwechselprozesse im Röhrichtbestand werden die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff teilweise zurückgehalten. Als Laichplätze und als ‚Kinderstube‘ erfüllen sie eine bedeutende Funktion für die Erhaltung der Fischbestände“* (TEIBER-SIEßEGGER 2009, S. 21; siehe auch HENDRICH 2003 zit. nach LEHMITZ 2010).

Die Klassifizierung des Röhrichts erfolgt über eine Beurteilung des Röhrichtbestandes anhand von Schadbildern und Lücken. Entsprechend der Ausbildung werden Klassen von 1 (homogener Bestand bis 5 (kein Röhricht) vergeben. Ob diese Klasse dann allerdings Berücksichtigung findet, ist davon abhängig, ob Röhricht an dem entsprechenden Uferabschnitt auch vorkommen sollte. Natürlicherweise limitierende Faktoren sind die Beschattung oder das fast vollständige Fehlen der Flachwasserzone (was häufig mit dem Vorhandensein eines Steilufers korreliert). In diesen Fällen wird das geschädigte oder fehlende Röhricht bei der Klassifizierung nicht berücksichtigt.

Die Ausbildung des Röhrichts wird außerdem bei der Klassifizierung der Flachwasserzone nur dann berücksichtigt, wenn – im Falle von geschädigtem Röhricht – auch Schadstrukturen vorhanden sind, die die Schädigung des Röhrichts verursacht haben könnten. Diese Schadstrukturen können sich in der Flachwasserzone, der Uferzone oder auch der Umfeldzone befinden. Unter Umständen kann der schädigende Einfluss auch nicht am Luftbild erkennbar sein – wenn es sich z.B. um eine Schädigung durch Wellen aufgrund von Schiffsverkehr handelt (GABEL et al. 2008, 2012; OSTENDORP et al. 1995). Der Kartierer hat anhand der ihm zur Verfügung stehenden Informationen einzuschätzen, ob das Röhricht schädigenden Einflüssen ausgesetzt ist bzw. war oder ob es natürlicherweise fehlt.

Diese Methode der Klassifizierung kann vergleichsweise große Sprünge zwischen relativ ähnlichen Abschnitten erzeugen. Das ist z.B. der Fall, wenn an zwei Abschnitten kein Röhricht vorhanden ist aber nur einer dieser Abschnitte eine Schadstruktur (z.B. Steg) aufweist, sich die Abschnitte aber ansonsten gleichen. Der Abschnitt ohne Steg wird mit 1 klassifiziert, der Abschnitt mit Steg mit 5, da hier das fehlende Röhricht voll zum Tragen kommt. Vergleichbar verhält es sich mit der Berücksichtigung der Beschattung. Zwei Abschnitte, die kein Röhricht aufweisen und sich in der Beschattung unterscheiden (beschattet vs. unbeschattet; und keine Schadstrukturen vorhanden sind) werden mit 1 bzw. 5 klassifiziert. Diese großen Unterschiede an vergleichsweise ähnlich strukturierten Abschnitten werden in Kauf genommen um die Möglichkeit zu haben, fehlendes oder geschädigtes Röhricht nicht in jedem Fall negativ in die Klassifizierung einfließen lassen zu müssen. Werden die Unterschiede allerdings als nicht plausibel empfunden, besteht die Möglichkeit (im Rahmen der Öffnungsklausel) die Ergebnisse aneinander anzupassen. Zudem entsteht dieses Phänomen nur bei fehlendem Röhricht (Klasse 5); bei Röhricht, das mit 1 bis 4 klassifiziert wird, ist der Effekt weniger ausgeprägt.

Die Klassifizierung des Röhrichts kann mit Hilfe des Verfahrens zur Prognose makrozoobenthosrelevanter Habitattypen an Seeufern (BÖX et al. 2015b) untersetzt werden. In diesem Verfahren wird, unter Berücksichtigung der relativen Breite der Flachwasserzone, des Einflusses des Windes, des Einflusses der Beschattung und des Einflusses von Wasserstandsschwankungen, das Vorkommen emerser Makrophyten – und damit auch Röhricht – vorhergesagt. Diese Vorhersage kann bei der Klassifizierung des Röhrichts berücksichtigt werden. Prinzipiell sollte Röhricht nur dann klassifiziert werden, wenn es auch vorkommen sollte. Das Röhricht wird dafür zunächst ohne Berücksichtigung beschränkender Faktoren (Beschattung, fehlende Schadstrukturen) nach dem oben beschriebenen Verfahren klassifiziert. Diese Bewertung wird um das Ergebnis der Habitatvorhersage korrigiert. Sind keine Schadstrukturen vorhanden, wird Röhricht trotzdem klassifiziert, wenn es mit einer sehr hohen Wahrscheinlichkeit (≥ 0,75) vorkommen sollte (Abbildung 4-6). Sind Schadstrukturen vorhanden, wird Röhricht nur dann klassifiziert, wenn das Vorkommen relativ wahrscheinlich ist. Ist das Vorkommen sehr unwahrscheinlich (< 0,18) wird es – trotz vorhandener Schadstrukturen – nicht klassifiziert (Abbildung 4-7).

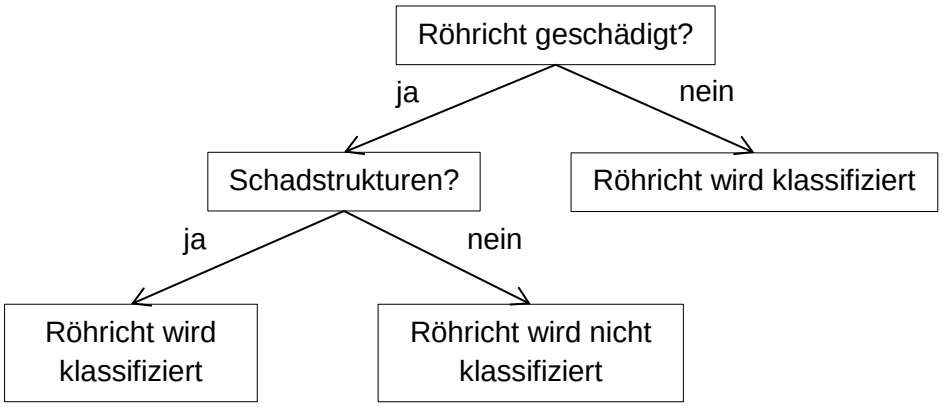


Abbildung 4-6: Schematische Darstellung der Berücksichtigung von Schadstrukturen bei der Klassifizierung des Röhrichts

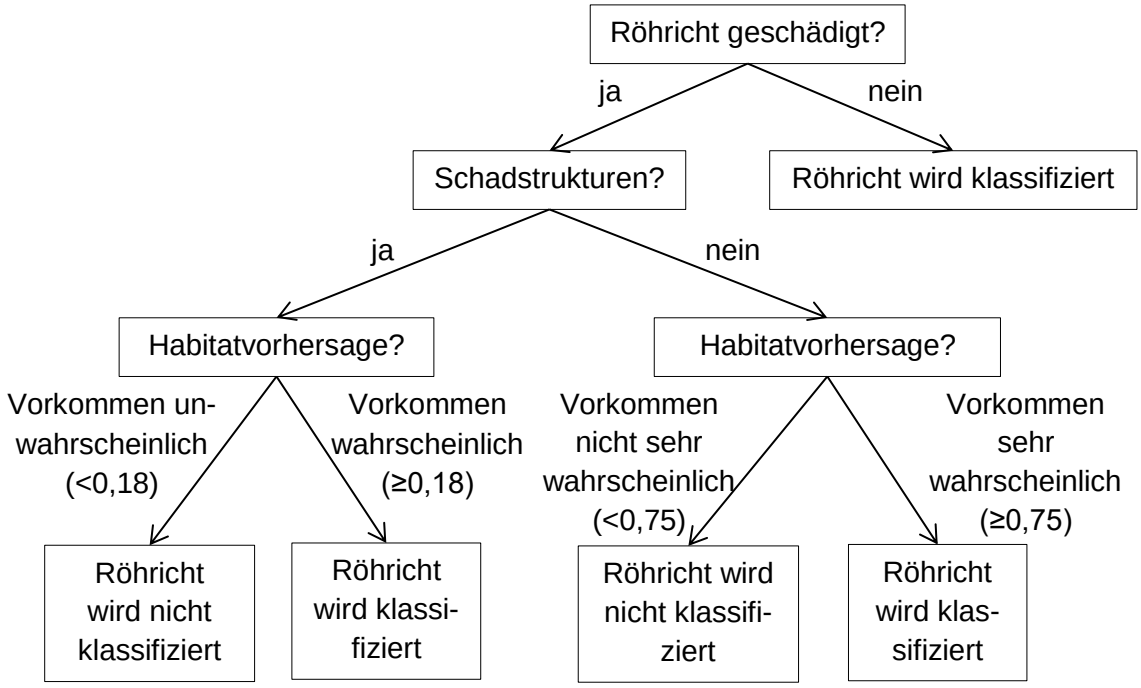


Abbildung 4-7: Schematische Darstellung der Berücksichtigung von Schadstrukturen bei der Klassifizierung des Röhrichts unter Einbeziehung der Habitatvorhersage.

Soll die Habitatvorhersage zur Klassifizierung des Röhrichts genutzt werden, wird in der Attributtabelle ein weiteres Feld (**em_Mak_kl**) eingefügt. In dieses Feld ist für jeden Abschnitt die Klasse der Wahrscheinlichkeit des Vorkommens emerser Makrophyten einzutragen. Dieser Wert kann der Ergebnistabelle der Habitatvorhersage entnommen werden. In diesem Feld wird die in Klassen eingeteilte Wahrscheinlichkeit angegeben:

Klasse 1 - (sehr wahrscheinlich, günstige Entstehungsbedingungen): 0,75 - 1

Klasse 2 - (wahrscheinlich): 0,18 - < 0,75

Klasse 3 - (unwahrscheinlich, ungünstige Entsehungsbedingungen): 0 - < 0,18

Das Feld **A1_Kl_korr** wir entsprechend der Abbildung 10-2 ermittelt. Tabelle 4-3 Zeigt das Vorgehen für alle denkbaren Kombinationen.

Tabelle 4-3: Hinweise zur Bestimmung von **A1_kl_korr** (für die ganze Tabelle gilt **x ≠ 1**)

A1_Klasse	A1_schad	em_Mak_kl	A1_Kl_korr	Bemerkung
1	0 oder 1	1,2 oder 3	1	Ist Röhricht nicht geschädigt, wird es klassifiziert **A1_Kl_korr** = **A1_Klasse**

A1_Klasse	A1_schad	em_Mak_kl	A1_Kl_korr	Bemerkung
x_1	0	2 oder 3	0	Ist das Röhricht geschädigt, es sind keine Schadstrukturen vorhanden und das Vorkommen ist nicht sehr wahrscheinlich, wird es nicht klassifiziert **A1_Kl_korr** = 0
x_2	0	1	x_2	Ist das Röhricht geschädigt, es sind keine Schadstrukturen vorhanden und das Vorkommen ist sehr wahrscheinlich, wird es klassifiziert **A1_Kl_korr** = **A1_Klasse**
x_3	1	1 oder 2	x_3	Ist das Röhricht geschädigt, es sind Schadstrukturen vorhanden und das Vorkommen ist wahrscheinlich, wird es klassifiziert **A1_Kl_korr** = **A1_Klasse**
x_4	1	3	0	Ist das Röhricht geschädigt, es sind Schadstrukturen vorhanden und das Vorkommen ist unwahrscheinlich, wird es nicht klassifiziert **A1_Kl_korr** = 0

Zur Arbeitserleichterung kann folgender Python-Befehl zur Ermittlung des Feldes **A1_Kl_korr** genutzt werden:

Pre-Logic Script Code:

```
def f(A1_Klasse, A1_schad, em_Mak_kl):
  if A1_Klasse == 1:
    return 1
  elif A1_Klasse > 1 and A1_schad == 0 and em_Mak_kl >1:
    return 0
  elif A1_Klasse > 1 and A1_schad == 0 and em_Mak_kl == 1:
    return A1_Klasse
  elif A1_Klasse > 1 and A1_schad == 1 and em_Mak_kl < 3:
    return A1_Klasse
  elif A1_Klasse > 1 and A1_schad ==1 and em_Mak_kl ==3:
    return 0
  else:
    return 999
```

A1_kl_korr =

```
f(!A1_Klasse!, !A1_schad!, !em_Mak_kl!)
```

4.5.1.2 Kriterium A2 – Schadstrukturen in der Flachwasserzone

Als weiteres Kriterium hydromorphologischer Belastung der Flachwasserzone werden mögliche Schadstrukturen berücksichtigt. Dies sind im Regelfall Strukturen, die auf Nutzungen zurückzuführen sind. Auch dieses Kriterium wird in allen vorgenannten Verfahren (außer das SFI, SILIGARDI et al. 2010) berücksichtigt.

Die Schadstrukturen werden anhand eines aktuellen Luftbilds ermittelt. Eine Auflistung der Schadstrukturen und Details dazu, wie die Klassifizierung im Einzelnen vorzunehmen ist, ist der Kartieranleitung (S. 28f.) zu entnehmen.

Die benannten Schadstrukturen mit ihrer zugehörigen Klasse sind angelehnt an das HMS-Verfahren (OSTENDORP et al. 2008), allerdings werden die Objekte nicht mit ihren jeweiligen Flächenanteilen einbezogen, sondern das Vorhandensein der strukturellen Prägung bestimmt die Klasseneinteilung. Wichtig ist hierbei, dass sich die Klassifikation jeweils an der ungünstigsten Schadstruktur orientiert. Die Zuordnung der Schadstrukturen zu den Belastungsklassen erfolgt nach den zu erwartenden hydromorphologischen Belastungen, welche die damit ursächlich zusammenhängende anthropogene Nutzung verursacht. Hat der Bearbeiter begründete Annahmen, bestimmte Schadstrukturen anders zu klassifizieren als vorgesehen – dies kann insbesondere der Fall sein, wenn zusätzliche Informationen zur Verfügung stehen – hat er die Klassifikation nach bestem Wissen und Gewissen durchzuführen und die zugrundeliegenden Annahmen zu dokumentieren. Strukturen, welche vom Schadstrukturenkatalog nicht abgedeckt werden, können eigenständig klassifiziert werden. So sind z.B. Stegreste nicht unbedingt als Einzelsteg zu klassifizieren, da die hydromorphologische Belastung des Ufers als gering einzuschätzen ist. Gegebenenfalls ist zur Beurteilung der Schadeinwirkung einer Struktur eine Vor-Ort-Überprüfung notwendig.

4.5.2 Kriterien zur Klassifizierung der Uferzone

4.5.2.1 Kriterium B1 – Uferverbau

Der Uferverbau bildet ein wichtiges Kriterium innerhalb der Uferzone. Gerade der Längsverbau des Ufers stellt eine besondere Belastung dar, da hiermit der Kontakt zwischen terrestrischem und aquatischem Bereich unterbrochen wird. Dieses Kriterium wird dementsprechend auch in allen beschriebenen Verfahren (vgl. Kap. 3.1) berücksichtigt.

Die Methodik zur Klassifizierung dieses Kriteriums ist dem SUK-Verfahren (INFORMUS 2004) entlehnt. Für die Klassifizierung wird ein Indexwert zur Beurteilung des Einflusses des Uferverbaus berechnet. Diese Berechnung bezieht zum einen die Länge als auch die Art (Material und Zustand des Verbaus) mit ein. Geschlossener Verbau aus Metall, Beton oder Kunststoff wird als am schädlichsten eingestuft. Verbau aus Holz oder ingenieurbiologischer Verbau wird besser und damit weniger schädlich klassifiziert. Die Bezugsgrößen Länge und Art (Material und Zustand) des Verbaus werden anhand von aktuellen Luftbildern ermittelt.

Die Klassifizierung wird abhängig vom Ufertyp durchgeführt. Dies trägt dem Umstand Rechnung, dass je nach Ufertyp ein Uferverbau unterschiedliche Schadenspotentiale besitzt. Beispielsweise stellt eine massive Vorschüttung an einem Felsufer (z.B. für den Bau einer Uferstraße) eine geringere Umgestaltung der Morphologie dar, als wenn dieses bei Sand- oder Moorufern erfolgen würde.

Probleme bei der Klassifizierung können dann entstehen, wenn die Uferlinie durch Bäume oder Vegetation verdeckt ist. Dann fällt es schwer, Verbau zu identifizieren. Abhilfe ist dadurch möglich, dass Luftbilder unterschiedlicher Jahreszeiten genutzt werden. Auch andere zusätzliche Quellen (ATKIS-Daten, Bemerkungen in Makrozooenthos- oder Makrophyten-Probenahmeprotokollen) können genutzt werden. Letztendlich ist auch eine Vor-Ort-Überprüfung möglich.

Generell wird es schwierig sein, die im Verfahren zu unterscheidenden Arten von Verbau, anhand eines Luftbildes, zu identifizieren. Der Kartierer hat abzuschätzen, um welche Art von Verbau es sich handelt. Bei einer Vor-Ort-Überprüfung sollten die verschiedenen Formen dann eindeutig identifizierbar sein.

4.5.2.2 Kriterium B2 – Schadstrukturen in der Uferzone

Analog zur Klassifizierung der Schadstrukturen in der Flachwasserzone werden diese auch in der Uferzone betrachtet. Objekte, die sich über beide Zonen erstrecken, werden auch in beiden Zonen berücksichtigt, da sie sowohl die Flachwasser- als auch die Uferzone beeinflussen.

Die Verwendung verschiedener Kriterien (Objektarten) ist – wie im Bereich der Flachwasserzone – angelehnt an das HMS-Verfahren (OSTENDORP et al. 2008), allerdings werden die Objekte nicht mit ihren jeweiligen Flächenanteilen berücksichtigt, sondern das Vorhandensein der strukturellen Prägung bestimmt die Klasseneinteilung.

Eine Auflistung der Schadstrukturen und Details dazu, wie die Klassifizierung im Einzelnen vorzunehmen ist, ist der Kartieranleitung (S. 42f.) zu entnehmen.

4.5.3 Kriterien zur Klassifizierung der Umfeldzone

4.5.3.1 Kriterium C1 – Landnutzung

Die Nutzungen im engeren und weiteren Seeumfeld sind für den ökologischen Zustand von Seen häufig entscheidender als die entsprechenden Verhältnisse im Einzugsgebiet (ALAHUHTA et al. 2012). Die Nutzungen im Gewässerumfeld werden dementsprechend auch in allen untersuchten Verfahren berücksichtigt (vgl. Kap. 3.1). Für das vorliegende Verfahren wird die Landnutzung in einer 100 m breiten Umfeldzone beurteilt.

Grundlage bilden aktuelle Landnutzungsdaten. Ein bundesweit einheitlich verfügbarer Datensatz sind die CORINE Land Cover-Daten. Diese sollten allerdings nach Möglichkeit mithilfe feiner aufgelöster Daten ergänzt werden. Gegebenenfalls kann die Landnutzung auch direkt am Luftbild beurteilt werden. Auch können andere zusätzliche Informationen genutzt werden.

Sind innerhalb eines Abschnittes unterschiedliche Nutzungen vorhanden, werden die einzelnen Klassen flächengewichtet gemittelt. Insofern ist die Methodik vergleichbar mit der des HMS-Verfahrens (OSTENDORP et al. 2008).

5 Anwendbarkeit des Verfahrens auf künstliche und erheblich veränderte Seen

Ein künstliches Standgewässer ist ein von Menschenhand geschaffener Oberflächenwasserkörper (Artikel 2(8) WRRL), der „*…an einer Stelle geschaffen wurde, an der zuvor kein Wasserkörper vorhanden war, und der nicht durch die direkte physikalische Veränderung oder Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Wasserkörpers geschaffen wurde*“ (CIS 2003).

Zu diesen Gewässern gehören beispielsweise künstlich angelegte Teiche und Abgrabungsseen, Häfen und Kaianlagen, Baggerseen, Kiesgruben, Tagebauseen, oder Speicherseen für die Wasserkrafterzeugung. Die entsprechenden Gewässer können bereits vor langer Zeit von Menschenhand geschaffen worden sein (CIS 2003).

Ein erheblich veränderter Wasserkörper ist „*ein Oberflächenwasserkörper, der durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde*“ (Artikel 2(9) WRRL). Häufig handelt es sich dabei um Talsperren oder Speicher. Meist wird ein Fließgewässer (oder ein durchflossenes Standgewässer) – nutzungsbedingt – zu einem See angestaut.

Die WRRL (Artikel 4(3)) besagt, dass nicht alle künstlichen Wasserkörper als solche ausgewiesen werden müssen. Lassen sich schon vor langer Zeit angelegte oder kaum belastete Wasserkörper nicht mehr von natürlichen Gewässern unterscheiden, kann es sinnvoller sein, sie nach den Kriterien natürlicher Gewässer zu beurteilen (siehe auch CIS 2003).

Als künstliches bzw. verändertes Seeufer wird ein Ufer (oder ein Uferabschnitt) bezeichnet, das einem künstlichen bzw. erheblich veränderten See zugehörig ist.

5.1 Festlegung der Uferlinie und der Zonen

Ausgangspunkt der Beurteilung der hydromorphologischen Parameter des Ufers ist die Uferlinie und damit verbunden die Ausweisung der Zonen. Ihre Ausdehnung bzw. ihr Verlauf kann einen deutlichen Einfluss auf die Bestimmung des Seeufertyps und die Klassifizierung haben. Problematisch ist, dass sich der Uferbereich und die Uferlinie noch verändern können. Eine Bestimmung des Seeufertyps bzw. eine Klassifizierung der Uferstrukturen ist daher grundsätzlich erst nach Abschluss aller Arbeiten sinnvoll.

Problematisch ist die Bestimmung der Uferlinie und der Zonen bei Wasserkörpern mit stark schwankenden Wasserspiegeln, wie Talsperren oder Speichern. Prinzipiell gibt es mehrere Möglichkeiten, die Uferlinie zu bestimmen. Im Falle von künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörpern kann die Uferlinie anhand der DOPs abgeschätzt werden. Diese Linie entspricht im Allgemeinen der offiziellen Referenzuferlinie. Sie spiegelt häufig die Verhältnisse des Stauziels wider. Alternativ kann die Uferlinie mit dem mittleren Niedrigwasserstand gleichgesetzt werden. Die Uferzone ist dann der Bereich zwischen mittlerem Niedrigwasser (MNW) und mittlerem Hochwasser (MHW). Problematisch ist diese Variante bei Wasserkörpern, bei denen der Wasserstand nur alle paar Jahre extrem erhöht wird (z.B. Hochwasserereignisse bei Hochwasserrückhaltebecken). Das MNW und das MHW stellen dann Wasserstände dar, die in der Realität fast nie vorkommen und somit auch keine ökologische Relevanz haben. Des Weiteren können auch technische Stauziele zur Abgrenzung des Raumbezugs genutzt werden. Das niedrigste und das höchste Stauziel beschreiben theoretisch die Uferzone – also den Raum der von wechselnden

Wasserständen geprägt ist. Diese Stauziele stellen allerdings Extremwerte dar, die nur selten zur Anwendung kommen – auch hier ist die ökologische Relevanz daher fraglich. Letztendlich hat der Bearbeiter die Bedingungen einzuschätzen (unter Zuhilfenahme von z.B. Pegeldaten, hydrologischen Kennzahlen, Luftbildern und digitalen Geländemodellen) und einen repräsentativen, ökologisch relevanten Raumbezug zu wählen.

5.2 Bestimmung des Seeufertyps

Die dem Klassifizierungsverfahren zugrundeliegenden Seeufertypen (vgl. Kap. 2.5) sind auch auf künstliche Seen anwendbar. Problematisch ist, dass sich die Ufermorphologie unter Umständen noch verändert bzw. in einer Entwicklung befindet. Grundlage für die Bestimmung des Seeufertyps sollen die aktuell vorgefundenen Verhältnisse sein. Einige Typen werden sicherlich sehr selten bis gar nicht anzutreffen sein (Felsufer, Moorufer etc.) andere dagegen häufiger (flache bis mittelsteile Sandufer, Kiesufer).

Unter Umständen kann die Bestimmung der Bodenart schwierig sein, da das Substrat häufig anthropogen überformt ist. Auch wenn in der Bodenkarte eine bestimmte Bodenart verzeichnet ist, muss diese nicht den real existierenden Verhältnissen entsprechen, da es bei einem künstlichen See keine ungestörten Bodenbildungen gab. Häufig ist es sinnvoll eine geologische Karte und zusätzliche Informationen – wie z.B. Makrozoobenthos- oder Makrophytenprobenahmeprotokolle, in denen auch das vorgefundene Substrat vermerkt ist – zu nutzen. Auch eine Übertragung aus angrenzenden ungestörten Bereichen ist möglich. Je „komplizierter“ die Entstehung eines Sees ist, umso schwieriger ist die Einschätzung der Bodenverhältnisse. Allgemein kann davon ausgegangen werden, dass bei einem „Kiessee“ Kies oder Sand zu finden ist. Schwieriger einzuschätzen sind die Substratverhältnisse eines Tagebausees, da mehrere, möglicherweise unterschiedliche, geologische Schichten an der Entstehung beteiligt waren.

Ist es nicht möglich, die Bodenart anhand der zur Verfügung stehenden Geodaten zu bestimmen, ist eine Vor-Ort-Überprüfung empfehlenswert. Ist auch das nicht möglich, kann der Seeufertyp nicht bestimmt werden.

Die in dem Projekt zur Prognose makrozoobenthos-relevanter Habitattypen (BÖX et al. 2015b) entwickelten Ausprägungsformen des Seeufertyps können ebenfalls, ohne Einschränkungen bei künstlichen Seen ermittelt werden. Im Einzelnen sind das:

- die relative Breite der Flachwasserzone je Abschnitt,
- die durchschnittliche Windwirklänge je Abschnitt,
- die Beschattung des Abschnittes und
- die Beschreibung der Wasserstandsschwankungen.

5.3 Klassifizierung

Zunächst ist einmal zu beachten, dass die hydromorphologischen Parameter künstlicher Seen erst klassifiziert werden sollten, „*wenn sich die Wasserbeschaffenheit und die Lebensgemeinschaften stabilisiert haben. Dies dauert mehrere Jahre nach Bildung des Wasserkörpers und ggf. nach Ende der Entstehungsnutzung*“ (LAWA 2013b, S. 2). In Anlehnung an SCHAUMBURG et al. (2011) sollte das Gewässer ein Mindestalter von 15 Jahren haben. Wird eine Klassifizierung zu

einem früheren Zeitpunkt vorgenommen, ist zu vermerken, dass die Daten vorläufige Ergebnisse darstellen und zu einem späteren Zeitpunkt erneut erhoben werden sollten. Eine Klassifizierung zu einem Zeitpunkt, an dem sich der See noch nicht stabilisiert hat, kann dann sinnvoll sein, wenn der Ist-Zustand erfasst werden soll oder wenn Entwicklungen aufgezeigt werden sollen.

Die zu bestimmenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten eines künstlichen oder erheblich veränderten Gewässers entsprechen denen der vergleichbaren Oberflächengewässerkategorie (LAWA 2013b, WRRL Anhang V 1.1.5, 1.1.2). Ebenso beinhalten künstliche oder erheblich veränderte Seeufer den gleichen Formenschatz im Sinne anthropogen verursachter hydromorphologischer Merkmale, wie sie auch bei veränderten Seeufern natürlicher Seen zu finden sind. Das heißt, dass das Klassifizierungssystem, wie es bei natürlichen Seeufern gebraucht wird, uneingeschränkt angewendet werden kann. Es wird allerdings empfohlen, die Klassen anders zu benennen (Tabelle 5-1).

Tabelle 5-1: Bezeichnung der Klassenstufen an natürlichen und künstlich/erheblich veränderten Seen

Klasse	Bezeichnung bei natürlichen Seen	Bezeichnung bei künstlichen und erheblich veränderten Seen
1	unverändert bis sehr gering verändert	unbeeinträchtigt bis sehr gering beeinträchtigt
2	gering verändert	gering beeinträchtigt
3	mäßig verändert	mäßig beeinträchtigt
4	stark verändert	stark beeinträchtigt
5	sehr stark bis vollständig verändert	sehr stark bis vollständig beeinträchtigt

6 Zusammenfassung

Das vorliegende Übersichtsverfahren stellt ein bundesweit einheitliches Verfahren zur Klassifizierung von Seeufern dar. Anlass für die Entwicklung eines Verfahrens ergibt sich aus Anhang V der WRRL, indem die Struktur der Uferzone einen Parameter darstellt, die hydromorphologischen Qualitätskomponenten zu klassifizieren. Eine wesentliche Vorgabe bei der Verfahrensentwicklung war der Rückgriff auf vorhandene Geodaten. Zum einen soll damit eine vergleichbare Datengrundlage sichergestellt werden, zum anderen soll der Aufwand relativ gering sein. Daraus ergibt sich ein Übersichtsverfahren, welches nur in Ausnahmefällen durch Vor-Ort-Erhebungen ergänzt wird.

Um der Vielfalt der Landschaftsräume innerhalb Deutschlands Rechnung zu tragen, werden, als Grundlage für die Klassifizierung Seeufertypen unterschieden. Für die Abgrenzung der Ufertypen wird, im Sinne des Übersichtsverfahrens, auf Geodaten zurückgegriffen. Wesentliche Differenzierungsmerkmale bilden die Substrate im landseitigen Uferbereich sowie die Geländeneigungen am land- und seeseitigen Ufer. Auf dieser Grundlage können acht Seeufertypen (siehe Kap. 2.5) unterschieden werden:

(A) Flache bis mittelsteile Sandufer

(B) Flache bis mittelsteile Ufer bindiger Böden

(C) Moorufer

(D) Flache bis mittelsteile Kiesufer

(E) Steile Ufer bindiger Böden

(F) Steile Grus-/Kiesufer

(G) Steile Schutt-/Geröllufer

(H) Felsufer

Diese Seeufertypen stellen einen Referenzbezug – das heißt die Verhältnisse bei Abwesenheit störender Einflüsse – dar. Zudem beinhalten die Typen Rahmenmerkmale für die Habitate der Lebensgemeinschaften und können somit eine Hilfestellung für die Habitattypisierung im Zuge der biologischen Bewertung sein.

Die Klassifizierung erfolgt abhängig vom Seeufertyp, da Schadstrukturen, je nach Ufertyp, unterschiedliche Schadenspotentiale haben können. Zudem werden bei der räumlichen Ausdehnung des Ufers drei Bereiche unterschieden: die Flachwasserzone, die Uferzone und die Umfeldzone. Die Flachwasserzone stellt den aquatischen, permanent mit Wasser bedeckten Teil dar. Praktischerweise wird als Flachwasserzone der Bereich zwischen Uferlinie (mittlere Niedrigwasserlinie) und der 1 m-Tiefenlinie angesehen, mit der zusätzlichen Einschränkung, dass dieser höchstens 100 m breit sein darf. Die Uferzone ist der amphibische Teil mit wechselnden Wasserständen. Er umfasst den Übergang zwischen Seewasser und Umland. Praktischerweise wird hier ein 15 m breiter, sich landwärts an die Flachwasserzone anschließender, Streifen angenommen. Die Umfeldzone ist der terrestrische bzw. semiterrestrische Teil des Ufers. Sie schließt direkt an die Uferzone an und hat eine Breite von 100 m.

Um klassifizierungsrelevante Kriterien herauszufiltern, wurden nationale und internationale Bewertungs- und Klassifizierungsverfahren der Hydromorphologie von Seen berücksichtigt. In der Flachwasserzone beruht die Klassifizierung auf der Ausbildung des Röhrichts und der Nutzung

bzw. den vorhandenen Schadstrukturen. Dabei wird das Röhricht anhand von Schadbildern und Lücken klassifiziert. Bei der Nutzung bzw. den Schadstrukturen der Flachwasserzone wird nach dem „worst case“-Prinzip klassifiziert; das heißt, die schädlichste Struktur entscheidet über die Klasse. In der Uferzone entscheiden der Uferverbau und die Nutzung bzw. die Schadstrukturen über die Klasse. Der Uferverbau ergibt sich aus Art und Länge des Verbaus im Verhältnis zur Uferlinie. Die Nutzung bzw. die Schadstrukturen werden – wie in der Flachwasserzone – nach dem „worst case“-Prinzip klassifiziert. In der Umfeldzone wird zur Ermittlung der Klasse ein flächengewichteter Mittelwert der vorkommenden hydromorphologischen Landnutzungsklassen gebildet.

Die Klassifizierung ist 5-stufig skaliert (1: unverändert bis sehr gering verändert; 2: gering verändert; 3: mäßig verändert; 4: stark verändert; 5: sehr stark bis vollständig verändert).

Die Zuweisung eines Seeufertyps und die Klassifizierung erfolgen abschnittsweise. Abschnitte werden nach dem Prinzip der Homogenität gebildet. Dabei entscheiden sowohl die Neigung und das Substrat (Seeufetyp) als auch die Schadstrukturen der Flachwasser-, Ufer- und Umfeldzone, wann ein Abschnittswechsel erfolgt. Die Länge der Abschnitte liegt zwischen 100 und 1.000 m.

7 Conclusion

The present method's objective is to enable a nationally standardized method for classifying lake shores. The development of such a method is induced by Annex V of the WFD according to which the classification of the lake shore zone is one parameter for the assessment of the hydromorphological quality elements. A key requirement in the development process was the use of existing spatial data. The intention is to provide a comparable data basis on the one hand; on the other hand, the effort should be as small as possible. This results in an overview procedure which is complemented only in exceptional cases by on-site surveys.

To reflect the diversity of landscapes within Germany, different lakefront types are distinguished as a basis for the classification. In accordance with the overview procedure, the definition of shore types relies on spatial data. Key distinguishing features are the substrates in the landward shore area and the terrain inclination on the sea- and landward side. On this basis, eight lakefront types can be distinguished:

(A) Shallow to medium-steep sand shores

(B) Shallow to medium-steep cohesive soil shores

(C) Moorland shores

(D) Shallow to medium-steep gravel shores

(E) Steep cohesive soil shores

(F) Steep slack / gravel shores

(G) Steep debris / boulder shores

(H) Rocky shores

These lakefront types provide a reference frame – i.e., the conditions without disturbing influences. Moreover, these types include features for the habitats of communities and can thus be an aid for habitat classification as part of the biological assessment.

The classification is lakeshore type-specific, since harmful structures can have different damage potentials, depending on the shore type. In addition, three areas can be distinguished in the spatial extent of the shore: the shallow water zone, the riparian zone and the peripheral zone. The shallow water zone represents the aquatic, permanently watered part. The shallow water zone is conveniently regarded as the area between shoreline (mean low water line) and 1 meter depth contour, with the additional restriction that it must be 100 meters wide at most. The riparian zone is the amphibious part with changing water levels. It is the transition area between lake water and surrounding areas. For the sake of convenience, a 15-meter wide strip is assumed, adhering landward to the shallow water zone. The peripheral zone is the terrestrial or semi-terrestrial part of the shore. It adheres directly to the riparian zone and has a width of 100 meters.

To filter out relevant classification criteria, national and international assessment and classification methods of hydromorphology of lakes were considered. In the shallow water zone, the classification is based on the development of reeds, land use and existing damage potential of harmful structures. The current status of reed beds is seen in regard to patterns of damage and gaps. With regard to harmful structures or use of the shallow water zone, the classification is based on the worst case principle; i.e., the most harmful structure determines the outcome. In the riparian

zone, bank protection and land use or harmful structures are decisive, with bank protection being determined by the nature and length of the structure in relation to the shoreline. As in the shallow water zone, use or harmful structures are classified according to the worst case principle. In the peripheral area, the predominant type of hydromorphologically relevant land use is decisive.

The classification is carried out on a 5-step scale (1: unaltered to very slightly altered; 2: slightly altered; 3: moderately altered; 4: strongly altered; 5: very strongly altered to completely altered).

The assignment of a lakefront type and lake shore classification is carried out by sections, which are formed on the principle of homogeneity. Slope and substrate have decisive value; also are harmful structures of the shallow water zone, riparian and peripheral zones. The length of a section is between 100 and 1000 meters.

8 Literatur

Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5). – Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), 5. Aufl., 438 S.

ALAHUHTA, J., KANNINEN, A. & K.-M VUORI (2012): Response of macrophyte communities and status metrics to natural gradients and land use in boreal lakes. – Aquatic Botany 103: 106–114.

BLUM, E. H. (2007): Bodenkunde in Stichworten. – Stuttgart (Gebrüder Bornträger), 6., völlig neu bearb. Aufl., 179 S.

BÖX, S., EBERTS, J. & D. MEHL (2015a): Praxistest zur „Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung" und zur „Verfahrensanleitung zur Prognose makrozoobenthos-relevanter Habitattypen an Seeufern" (Stand 2015). – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA-AO)".

BÖX, S., MEHL, D., & J. EBERTS (2015b): Verfahrensanleitung zur Prognose makrozoobenthos-relevanter Habitattypen an Seeufern. – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA-AO)".

BRAUNS, M., MILER, O., GARCIA, X.-F. & M. T. PUSCH (2013): Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos" im Litoral von Seen. – Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin im Auftrag der Senatsentwicklung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Stand März 2013, 62 S.

CIS (2003): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern erarbeitete durch die CIS-Arbeitsgruppe 2.2 „HMWB", (Übersetzung der engl. Originalversion vom 14.01.2003).

EDOM, F. (2001): Hydrologische Eigenheiten, in: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. [Hrsg.] (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung): 92-111.

GABEL, F., GARCIA, X. F., BRAUNS, M., SUKHOLDOLOV, A. LESZINSKI, M. & M. T. PUSCH (2008): Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. – Freshwater Biology 53: 1567-1578.

GABEL, F., GARCIA, X. F., SCHNAUDER, I. & M. T. PUSCH (2012): Effects of ship-induced waves on littoral benthic invertebrates. – Freshwater Biology 57: 2425-2435.

HENDRICH, L. (2003): Der Wasserkäfer in Berlin: Struktur der aquatischen Käferfauna (Hydradephaga, Hydrophiloidea, Drypoidea [partim] Staphylinoidea [parim]) in anthropogen beeinflussten Gewässern von Berlin - Taxonomische, räumliche, faunistische und ökologische Aspekte. – Dissertation, Technische Universität Berlin, o.S.

IGKB (2009): Limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees. – Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (igkb), Bericht Nr. 55, 115 S.

INFORMUS (2004): Entwicklung eines Kartierverfahrens zur Bestandsaufnahme des Strukturzustandes der Ufer von Seen >= 50 ha in Mecklenburg-Vorpommern. – Informus GmbH im

Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

INFORMUS (2011): Bewertung der Uferstruktur an 18 Seen in Schleswig-Holstein. – Informus GmbH im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein.

KOPP, D. (2004): Vorschlag für eine Rahmenklassifikation der Waldstandorte Deutschlands nach Ökotoptypen. – Waldökologie online 1: 11-24.

KOPP, D., JÄGER, K.-D. & M. SUCCOW (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung am Beispiel des Tieflandes der DDR. – Berlin (Akademie-Verlag), 339 S.

LAWA (2013a): LAWA AO, RaKon Monitoring Teil B, Arbeitspapier I „Gewässertypen und Referenzbedingungen“ (Stand: 12.09.2013). – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

LAWA (2013b): Bewertung des ökologischen Potentials von künstlichen und erheblich veränderten Seen. – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), LAWA-Expertenkreis Seen, 12 S.

LEHMITZ, R. (2010): Typisierung von Seen Norddeutschlands anhand aquatischer Coleoptera. Artengemeinschaften verschiedener Seetypen und die verantwortlichen Umweltfaktoren als Basis für eine ökologische Seenbewertung. – Saarbrücken: VDM Verlag Dr. Müller, 107 S.

MATHES, J., PLAMBECK, G. & J. SCHAUMBURG (2002): Der Entwurf zur Seetypisierung in Deutschland im Hinblick auf die Anwendung der Wasserrahmenrichtlinie der EU. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), 1-6.

MAUERSBERGER, R. (2006): Klassifikation der Seen für die Naturraumerkundung des nordostdeutschen Tieflandes. – Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 45 (3/4): 51-89.

MEHL, D. & V. THIELE (1998): Fließgewässer- und Talraumtypen des Norddeutschen Tieflandes am Beispiel der Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns. – Berlin (Parey Buchverlag im Blackwell Wissenschaftsverlag), 261 S.

MEHL, D. (1998): Die Fließgewässertypen der jungglazialen Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns. Ein landschafts- und gewässerökologischer Beitrag. – Dissertation, Universität Rostock, Agrar- und umweltwissenschaftliche Fakultät, 201 S.

MEHL, D., EBERTS, J. & D. KRAUß (2014a): Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung (Übersichtsverfahren). – Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO).

MEHL, D., HOFFMANN, T. G. & K. MIEGEL (2014b): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlung. a) Handlungsanleitung. – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA-AO), Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden, 72 S.

MEHL, D., EBERTS, J., BÖX, S.& D. KRAUß (2015a): Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung (Übersichtsverfahren). 2. überarbeitete und erweiterte Fassung.

– Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO).

MEHL, D., EBERTS, J., BÖX, S. & D. KRAUß (2015b): Verfahrensanleitung für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung (Übersichtsverfahren). Anlage: Bearbeitungsalgorithmen und -verfahrensweisen. 2. überarbeitete und erweiterte Fassung. – Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO).

MÜLLER, G. (1989): Pflanzenproduktion. Bodenkunde. – Berlin (VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag), 380 S.

NEEF, E. (1967): Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre. - Gotha, Leipzig (Hermann Haack, Geographisch-Kartographische Anstalt), 152 S.

NIXDORF, B., HEMM, M., HOFFMANN, A. & P. RICHTER (2004): Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands. – UBA-Texte 05/04, 43 S.

OGewV: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429).

OSTENDORP, W., ISELI, C., KRAUSS, M., KRUMSCHEID-PLANKERT, P., MORET, J.-L., ROLLIER, M. & F. SCHANZ (1995): Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Cebtral European lakes. – Ecological Engeneering 5: 51-75.

OSTENDORP, W., OSTENDORP, J. & M. DIENST (2008): Hydromorphologische Übersichtserfassung, Klassifikation und Bewertung von Seeufern. – Wasserwirtschaft 1-2: 8-12.

OTTO, C.-J., SPETH, S., BRINKMANN, R. & H. REUSCH (2013): Validierung des Bewertungsverfahrens für Makrozoobenthos in Seen gemäß WRRL. – Auftragsbearbeitung für das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.

ROWAN, J. S., CARWARDINE, J., DUCK, R. W., BRAGG, O. M., BLACK, A. R. & M. E. J. CUTLER (2006): Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS) with applications for the European Union Water Framework Directive. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 16 (6): 637–657.

ROWAN, J. S., GREIG, S. J., ARMSTRONG, C. T., SMITH, D. C. & D. TIERNEY (2012): Development of a classification and decision-support tool for assessing lake hydromorphology. – Environmental Modelling & Software 36 (SI): 86–98.

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C. & D. STELZER (2011): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos gemäß EG-WRRL. Anpassung des Verfahrens für natürliche und künstliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], 161 S.

SCHULZE, G. & D. KOPP (1995): Anleitung für die forstliche Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland. Teile A, B, C (=SEA 95), zuständige Ministerien der Länder Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen [Hrsg.]

SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. – UTB für Wissenschaft 31, Stuttgart, Jena (Gustav Fischer), 7., vollst. überarb. Aufl., 387 S.

SILIGARDI, M. BERNABEI, S., CAPPELLETTI, C., CIUTTI, F., DALLAFIOR, V., DALMIGLIO, A., FABIANI, C., MANCINI, L., MONAUNI, C., POZZI, S., SCARDI, M., TANCIONI, L. & B. ZENNARO (2010): Lake

Shorezone Funktionality Index (SFI). A tool for the definition of ecological quality as indicated by Directive 2000/60/CE. – Agenzia Provinciale Protezione Ambiente (APPA) [Hrsg.], http://www.appa.provincia.tn.it/binary/pat_appa/pubblicazioni/IFP_ Manual_english_ver2.1310115028.pdf.

SUCCOW, M. & H. JOOSTEN (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermiller)), 2. völlig neu bearb. Aufl., 622 S.

SUCCOW, M. & D. KOPP (1982): Beispiel für Seentypen am Ausschnitt Eberswalde der Naturraumkarte 1.100.000. – Entwurfskarte/Manuskript mit späteren Handeintragungen von D. Kopp.

SUCCOW, M. & D. KOPP (1985): Seen als Naturraumtypen. – Petermanns Geographische Mitteilungen 3: 161-170

SUCCOW, M. (1998): Gestaltung und Pflege von Standgewässern, in: WEGENER, U. [Hrsg.]: Naturschutz in der Kulturlandschaft. Schutz und Pflege von Lebensräumen. – Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm (Gustav Fischer), 169-185.

TEIBER-SIEßEGGER, P. (2009): Limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzone des Bodensees. – Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), Band 22, 122 S.

THIENEMANN, A. (1932): Schwankungen des Grundwasserstandes in Norddeutschland während der letzten Jahrzehnte, ihre Ursachen und ihre limnologische. geologische und wirtschaftliche Bedeutung. – Arch. f. Hydrobiol. Band XXIV, Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung), 428 S.

TULIPA (2007): Ermittlung der Gewässerstruktur nach einem Vor-Ort-Verfahren an den natürlichen Seen des Landes Sachsen-Anhalt. – TULIPA - Gartenarchitektur, Landschaftsplanung, Gewässerentwicklung im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt.

TULIPA (2009): Gewässerstrukturkartierung Seen in Sachsen-Anhalt (künstliche Seen – Kiesseen und Tagebauseen). – TULIPA - Gartenarchitektur, Landschaftsplanung, Gewässerentwicklung im Auftrag des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt.

UBA (2012): http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl/wrrl_styp.htm (download am 25.12.2012)

WFD CIS Guidance No 10 (2004): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No 10. Rivers and Lakes - Typology, Reference Conditions and Classification Systems (references conditions inland waters – REFCOND). – European Communities, deutsche Übersetzung: Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer, 108 S.

WRRL (Europäische 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 EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000.