

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

Ständiger Ausschuss

„Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

LAWA-AO



Rahmenkonzeption Monitoring

Teil B

Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen

Arbeitspapier VI

Ermittlung des guten ökologischen Potenzials
– Seen –

**LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung
Produktdatenblatt AO 12 Teil RaKon VI (Ehemals Produktdatenblatt 2.2.2)**

Stand: Entwurf 10.05.2021

Impressum:

Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

Geschäftsstelle LAWA AO

Obmann Michael Ahne

Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt,
Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein

Mercatorstraße 3

24106 Kiel

Federführung:

Expertenkreis Seen, Obmann Dr. J. Schaumburg, Bayerisches Landesamt für Umwelt und
Obfrau Gudrun Plambeck, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des
Landes Schleswig-Holstein

Manuskript: Kleingruppe des EK Seen unter Leitung von Andreas Gründel, Hessisches Lan-
desamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

Die LAWA-VV hat auf ihrer 162. Sitzung am 23./24.09.2021 das vorliegende Arbeitspapier
den Ländern zur Anwendung empfohlen und dessen Einstellung in den öffentlichen Teil des
WasserBLlckS und auf der LAWA-Homepage zugestimmt. Die rein redaktionellen Aktualisie-
rungen machten keine erneute Vorlage bei der UMK zur Zustimmung zur Veröffentlichung
mehr erforderlich.

Inhaltsverzeichnis:

1	Einleitung	3
2	Grundsätze der Bewertung von Seen	3
3	Ausweisungsprüfung	5
4	Gewässertypisierung	7
5	Signifikante Belastungen	8
6	Bewertungsverfahren und die Auswahl der empfindlichsten biologischen Qualitätskomponente	9
7	Bewertung von Talsperren und Speichern.....	13
8	Bewertung von Tagebauseen	16
9	Bewertung von Baggerseen	20
10	Ausblick.....	20
11	Literaturangaben	21

1 Einleitung

In Deutschland gibt es 732 Wasserkörper für Seen, die überwiegend natürlich entstanden sind (NWB Natural Water Bodies) und nach den Kriterien der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, RICHTLINIE 2000/60/EG) bewertet und bewirtschaftet werden. Etwa 14,2 % aller Seewasserkörper sind als „erheblich verändert“ (HMWB – Heavily Modified Water Bodies), weitere 14,7 % sind als „künstlich“ (AWB – Artificial Water Bodies) ausgewiesen.

Diese knapp 30 % der Seen sind mit den Methoden, die zur Bewertung natürlicher Oberflächenwasserkörper angewendet werden, nicht abschließend oder nur eingeschränkt bewertbar.

Die Ermittlung des ökologischen Potenzials von Fließgewässern, die in den zweiten Bewirtschaftungsplänen in Deutschland einen Anteil von 35,3 % HMWB und 16,7 % AWB aufweisen, wurde in der Rahmenkonzeption Monitoring, Arbeitsblatt VI – Fließgewässer beschrieben. Während die Einstufung des ökologischen Potenzials von Fließgewässern überwiegend auf hydromorphologische Belastungen abzielt, liegt der Schwerpunkt der Potenzialbewertung von Seen auf nährstoffindizierenden Verfahren. Die Unterschiede liegen in der für die Bewertung maßgeblichen signifikanten Belastung und diese indizierenden biologischen Qualitätskomponenten (QK) begründet.

Die Empfehlungen zur „Bewertung des ökologischen Potenzials von künstlichen und erheblich veränderten Seen“ wurden 2013 mit dem Ziel erstellt, ein bundesweit einheitliches Vorgehen zur Bewertung von HMWB- und AWB-Seen zu erreichen. Mit der hier vorliegenden Fassung wird eine Aktualisierung im Hinblick auf die Novellierung der Oberflächengewässerverordnung 2016 (OGewV) sowie eine Ergänzung um die Bewertung der Tagebauseen und Talsperren mit Stauspiegelschwankungen vorgenommen.

2 Grundsätze der Bewertung von Seen

Die Bewertung von Seen ab einer Oberfläche von 0,5 Quadratkilometer richtet sich nach den Vorgaben der OGewV 2016. Hierfür ist der ökologische Zustand für natürliche Seen, das ökologische Potenzial für erheblich veränderte und künstliche Seen sowie für alle Seen der chemische Zustand einzustufen (Abb. 1).

Grundsätzlich werden für die Bewertung des ökologischen Potenzials und des ökologischen Zustandes von Seen die gleichen Qualitätskomponenten herangezogen. Unterschiede ergeben sich jedoch in den Referenzbedingungen der biologischen Qualitätskomponenten.

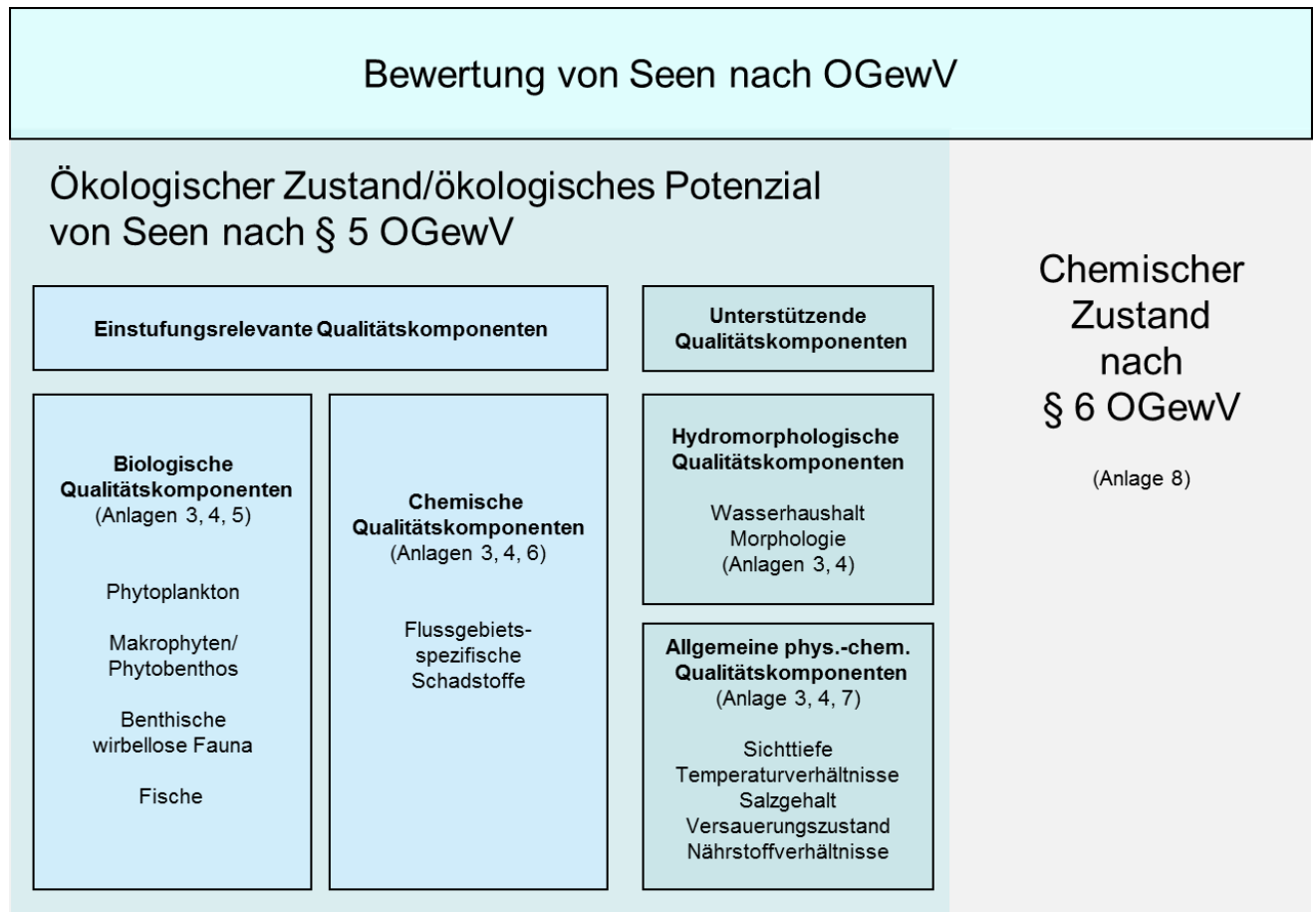


Abb. 1: Für die Einstufung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potenzials werden die gleichen Qualitätskomponenten angewendet.

Für Oberflächenwasserkörper, die als erheblich verändert oder als künstlich eingestuft werden, gilt als Ziel der Wasserrahmenrichtlinie das gute ökologische Potenzial (§ 5 OGewV 2016). Das gute ökologische Potenzial (GÖP) ist der Zustand, in dem „die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten geringfügig von den Werten abweichen, die für das höchste ökologische Potenzial gelten“ (Anlage 4, Tabelle 6 OGewV 2016). Auch die künstlichen und erheblich veränderten Seen sind, ebenso wie natürliche Seen, anhand der Lebensgemeinschaften zu bewerten. Gleichzeitig ist auch der gute chemische Zustand zu erreichen (§ 6 OGewV 2016).

Das höchste ökologische Potenzial ist der Referenzzustand für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper. Die Werte orientieren sich so weit wie möglich an den Bedingungen des ähnlichsten natürlichen Gewässertyps und berücksichtigen die physikalischen Bedingungen, die zur Ausweisung als künstlich oder erheblich verändert geführt haben.

Die Bewertung des ökologischen Potenzials erfolgt, wie die für den ökologischen Zustand, in einer fünfstufigen Klassifikation. Für die Darstellung werden jedoch die beiden Klassen „höchstes Potential“ und „gut“ zu „gut und besser“ zusammengefasst. Die biologischen Qualitätskomponenten, die für die signifikanten Belastungen kennzeichnend sind, führen zur schlechtesten Bewertung und bestimmen die Einstufung des ökologischen Potenzials (Worst-Case-Prinzip).

Wird die Umweltqualitätsnorm eines flussgebietspezifischen Schadstoffs der Anlage 6 der OGeV 2016 überschritten, kann das ökologische Potenzial nur mit maximal mäßig bewertet werden. Unterstützende Qualitätskomponenten werden für die Plausibilitätsprüfung und Ursachenforschung herangezogen (Abb. 1). Einstufungsrelevante Unterschiede zum ökologischen Zustand bestehen lediglich in den Referenzbedingungen der biologischen Qualitätskomponenten.

3 Ausweisungsprüfung

Die Mitgliedstaaten können einen Oberflächenwasserkörper als **erheblich verändert** einstufen, wenn der gute Zustand eines vorhandenen Gewässers aufgrund morphologischer Veränderungen nicht erreicht werden kann und die Beseitigung dieser Bedingungen keine sinnvolle Option darstellt (vgl. Abb. 2).

Eine Ähnlichkeit zur Vorgehensweise bei Fließgewässern besteht, wenn z. B. ein ehemals natürlicher See nutzungsbedingt erheblich verändert wurde und die Beseitigung dieser morphologischen Merkmale negative Folgen auf die spezifischen Nutzungen oder die Umwelt hätte. Dies ist z. B. der Fall, wenn ein natürlicher See zur Stromerzeugung genutzt wird (Aufstau zur Wasserkraftnutzung, Uferbefestigung zur nutzungsbedingten Standsicherung etc.) und der gute Zustand aufgrund hoher Wasserstandsschwankungen und Uferveränderungen nicht erreicht wird. Auch natürliche durchflossene Seen, z. B. Flusseen, die als Bundeswasserstraße genutzt werden, können bei starkem Schiffsverkehr als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden. Regeln Stauhaltungen in Systemen von Flusseen zusätzlich biologisch wirksam die Aufenthaltszeit und verhindern natürliche Hochwässer, kann der gute Zustand nicht erreicht werden. Weitere natürlich entstandene Seen, die eine wesentliche physikalische Überformung erfahren haben, sind Auengewässer der Rheinaue, die durch Kiesabbau erheblich verändert wurden.

Eine verbreitete Sonderform sind aufgestaute Fließgewässer im bestehenden Gewässersystem (Talsperren), die aufgrund der Nutzung (u. a. Trinkwasserversorgung, Hochwasserschutz und Brauchwasserbereitstellung) den guten ökologischen Zustand in der Bewertung als Fließgewässer verfehlen. Diese Gewässer werden als „vorläufig erheblich verändert“ identifiziert. Anschließend erfahren sie einen Kategoriewechsel zum „See“, wenn sie diesem hinsichtlich der hydromorphologischen und limnologischen Eigenschaften näherstehen (§ 5 Abs. 2 OGeV 2016). Nach weiteren Prüfungen ist eine Ausweisung als erheblich verändertes Standgewässer erlaubt (CIS Guidance Document No 4)). Diese Vorgehensweise ist auch konform mit den Empfehlungen des CIS-Leitfadens 37.

Für erheblich veränderte Wasserkörper müssen potenzielle Zielerreichung, hydromorphologische Merkmale und spezifizierte Nutzungen berücksichtigt werden. Diese Prüfschritte entfallen für künstliche Seen. Doch ist für diese, wie auch für die erheblich veränderten Seen, die Ausweisungsprüfung nach Artikel 4 (3) (b) WRRL erforderlich, also die Prüfung, ob die nutzbringenden Ziele nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen (vgl. Abb. 2)

Künstliche Wasserkörper sind von Menschenhand geschaffene Oberflächenwasserkörper (Art. 2 Absatz 8 WRRL) die an Stellen angelegt wurden, an denen zuvor kein Gewässer vorhanden war (CIS Guidance Document No. 4). Dies sind in erster Linie die Abgrabungsseen, die nach der Ausbeutung von Bodenrohstoffen (u. a. Braunkohle, Kies, Sand) entstanden sind oder Seen, die im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen angelegt wurden. Diese künstlichen Seen können erst dann bewertet werden, wenn sich die Wasserbeschaffenheit und Lebensgemeinschaften stabilisiert haben. Dies dauert je nach zu bewertender Biokomponente z. B. mindestens 5 Jahre für Phytoplankton bzw. 10 bis 15 Jahre für Makrophyten ab dem Ende der Entstehungsnutzung und Herstellung des Endwasserstandes. Es ist ratsam, mit einem vorbereiteten Monitoring zu beginnen, um die Sukzession im See zu verfolgen.

Hier findet Artikel 4 (3) (b) WRRL für die endgültige Ausweisung Anwendung. Danach ist zu prüfen, ob „die nutzbringenden Ziele, denen die künstlichen oder veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen [...] nicht [...] durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen“. Es ist also zu prüfen, ob die Verfüllung des Restlochs eine bessere Option darstellen würde, als aus dem aufsteigenden Grundwasser in der Hohlform einen See entstehen zu lassen.

Die Einstufung als erheblich verändert (HMWB) oder künstlich (AWB) ist alle sechs Jahre zu überprüfen. Die Vorgehensweise ist im CIS-Guidance No. 4 detailliert beschrieben (vgl. Abb. 2).

Bei der Ausweisung von Tagebauseen sind zusätzliche Punkte zu beachten. Nach den Empfehlungen der LAWA (49. AO-Sitzung 2016) soll bei ihnen folgendermaßen vorgegangen werden: Seen werden nach ihrer Herstellung aus dem Bergrecht entlassen und danach gemeldet. Die Herstellung basiert auf folgende Kriterien:

- Die Endwasserstände sind dauerhaft ohne weitere Stützungsmaßnahmen erreicht
- Die Standsicherheit ist gegeben
- Die ökologische Bewertung nach den Verfahren der LAWA Empfehlung ist sicher möglich. In der Regel gilt dies für einen pH-Wert von > 3

d. h., die ökologischen einschließlich der chemischen Verhältnisse sind einigermaßen stabil, starke Schwankungen sind nicht mehr der Regelfall und bewertbare Biozönosen haben sich etabliert.

Natürlich NWB (71%)		Künstlich AWB (14 %)	Erheblich Verändert HMWB (15 %)
	Identifizierung/ Ausweisungsprüfung	Art. 2 (8) WRRL - von Menschenhand geschaffen	Art. 2 (9) WRRL – durch physikalische Veränderung durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert Art. 4 (3 a) WRRL: - guter ökologischer Zustand wird wegen hydromorphologischer Merkmale nicht erreicht werden - Maßnahmen zur Veränderung dieser Merkmale hätte negativen Einfluss auf spezifizierte Nutzungen
		Art. 4 (3 b) WRRL: - Die nutzbringenden Ziele können nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen	
Ökologischer Zustand		Ökologisches Potenzial	

Abb. 2: Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Oberflächenwasserkörpern gemäß CIS-Guidance Document No. 4, schematisch verkürzt. Die Prozentzahlen beziehen sich auf die deutschen Angaben für Seen in den Bewirtschaftungsplänen 2015

4 Gewässertypisierung

Für die Ableitung des höchsten ökologischen Potenzial (HÖP) werden die Referenzbedingungen desjenigen natürlichen Gewässertyps herangezogen, der am ehesten mit dem künstlich entstandenen oder erheblich veränderten Wasserkörper vergleichbar ist (Anlage 4, Tabelle 6 OGewV 2016).

Bei den Seen spielen die Ökoregion, der Calcium-Gehalt, das Schichtungsverhalten, die Einzugsgebietsgröße sowie Fläche und Volumen des Sees eine besondere Rolle und bilden daher die Grundlage für die abiotische Typisierung der deutschen Seetypen (RIEDMÜLLER et al. 2013). Die Typologie enthält sowohl die natürlichen Seen der Ökoregionen Alpen/Alpenvorland und Norddeutsches Tiefland, als auch die überwiegend künstlichen und erheblich veränderten Seen der Mittelgebirge. Da in den Mittelgebirgen Deutschlands natürliche Seen > 0,5 km² weitgehend fehlen, umfassen die Mittelgebirgstypen überwiegend die zahlreichen dort vorhandenen Talsperren, Speicher und Baggerseen nebst weniger natürlicher Seen.

Auf der Grundlage der abiotischen Typisierung und der biologischen Qualitätskomponenten wurden innerhalb der einzelnen Bewertungsverfahren biozönotische Gewässertypen, sogenannte Subtypen, abgeleitet, die in der Regel auch die künstlichen und erheblich veränderten Seen mit abdecken. Für die Bildung der Phytoplankton-Subtypen werden einige Mittelgebirgsseen als Tieflandtypen angesprochen und zudem mit einem *k* für „künstlich“ bezeichnet, da

sie mit diesen Seen eine größere Gemeinsamkeit ausweisen. Bei der Qualitätskomponente Diatomeen und Makrophyten tragen saure Seen die Bezeichnung *s*, bei der Qualitätskomponente Makrozoobenthos weisen die Bezeichnungen *Bs* auf Baggerseen und *Tb* auf Tagebau-seen hin.

5 Signifikante Belastungen

Signifikante Belastungen sind wesentliche Belastungen, die dazu beitragen, dass die spezifizierten Umweltziele verfehlt werden oder dass das Erreichen dieser Ziele gefährdet ist (CIS Guidance No 3 „Analysis of pressures and impacts“).

Bei der Frage, welche Belastungen „signifikant“ sind, sind die Ausweisungsgründe, also die akzeptierten physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Gewässers ergeben, zu berücksichtigen. Daher zählen z. B. Wasserspiegelschwankungen von Einrichtungen zum Hochwasserschutz nicht zu den „signifikanten Belastungen“.

Für stoffliche Belastungen gelten für natürliche, erheblich veränderte und künstliche Gewässer die gleichen Voraussetzungen.

Die vorherrschende Belastung von Seen in Deutschland geht von einer erhöhten Nährstoffkonzentration aus, die zu einer übermäßigen Erhöhung der Biomasse und Veränderung der taxonomischen Zusammensetzung (Eutrophierung) führt. Die anthropogen bedingte Erhöhung des Nährstoffangebotes, besonders von Phosphor, in Gewässern erfolgt überwiegend durch den Eintrag von Nährstoffen aus Abwässern und/oder durch den diffusen Eintrag aus landwirtschaftlichen Nutzflächen. Eutrophierung hat u. a. eine Erhöhung der Primärproduktion zur Folge, mit der eine Verringerung der Sichttiefe, eine pH-Wert-Erhöhung und eine erhöhte Sauerstoffzehrung einhergehen.

Auch chemische Schadstoffe können Störungen der biologischen Lebensgemeinschaft bewirken. Hierunter fallen die flussgebietsspezifischen Schadstoffe, die zur Einstufung des ökologischen Potenzials herangezogen werden, sowie die Stoffe zur Bewertung des chemischen Zustandes (Abb. 1).

Eine weitere stoffliche Belastung stellt die Versauerung dar, welche durch die anthropogen bedingte Emission von Schadstoffen in die Atmosphäre und deren Eintrag in die Gewässer hervorgerufen wird. Diese Form der Versauerung spielt in Deutschland für Seen über 0,5 km² eine eher untergeordnete Rolle. Es ist davon auszugehen, dass mit weiteren Anstrengungen in der Luftreinhaltung die Schadstoffemissionen und somit die Versauerung der Seen zurückgehen werden. Zudem schreitet die Erholung der Alkalinität generierenden Puffersysteme in den Böden der Einzugsgebiete langsam aber stetig voran.

Für die Versauerung von Tagebauseen, die durch einen Zustrom säurebildender Grundwässer aus Kippenbereichen mit Eisensulfidverwitterung (Pyrit, Markasit) bedingt ist, ist zu unterscheiden, ob der saure oder der neutrale Zustand als Referenz angenommen werden und damit ggf. auch ein saurer Zustand als Umweltziel festgelegt werden kann.

Sofern keine anderen Wasserkörper negativ beeinflusst werden und damit keine Maßnahmen zur Neutralisierung notwendig sind, kann die Referenz eines sauren Sees für das Bewertungsverfahren angepasst werden (natürliche Gegebenheiten im weiteren Sinne, vgl. Cis-Arbeitsgruppen, Technisches Papier WD2017-1/10). Im Fall der Wiederversauerung eines neutralisierten Sees, liegt eine signifikante Belastung analog der atmosphärischen Versauerung vor, die Maßnahmen erfordert.

Morphologische Belastungen von Seen können u. a. von einer übermäßigen Ufernutzung (z. B. Erholung, Bebauung) ausgehen, die Habitatverluste und Stoffeinträge durch Erosion zur Folge haben können.

6 Bewertungsverfahren und die Auswahl der empfindlichsten biologischen Qualitätskomponente

An den Überblicksmessstellen sind vom Grundsatz her alle biologischen Qualitätskomponenten (QK) zu erheben, die für Seen kennzeichnend und deren Verfahren fachlich sicher anwendbar sind.

Im operativen Monitoring sind nur diejenigen biologischen Qualitätskomponenten zu überwachen, die für die Belastungen der jeweiligen Wasserkörper kennzeichnend sind. Die Auswahl der biologischen Qualitätskomponenten für erheblich veränderte und künstliche Gewässer wird also, wie bei natürlichen Seen, wesentlich von den signifikanten Belastungen bestimmt.

Die auf der **QK Phytoplankton** basierte Ermittlung des Phyto-Seen-Index (PSI) (vgl. OGeWV 2016 Anlage 5) ist die Standardmethode zur Bewertung des ökologischen Zustands des Freiwassers (Pelagial) in Seen. Dem spezifischen Arteninventar der meist noch jungen Tagebauseen wurde mit angepassten Indikatorartenlisten für künstliche geschichtete und künstliche polymiktische Tieflandseen zur Berechnung des Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI), einem Metric zur Trophieindikation anhand des Artenspektrums, Rechnung getragen. Diese Anpassung des Referenzzustands für neutrale Tagebauseen wird mit dem Zusatz „k“ für „künstlich“ in der Gewässertypbezeichnung gekennzeichnet (z. B. 13 k). Die übrigen Metrics entsprechen dem gewässertypspezifischen Bewertungsverfahren für natürliche Seen.

Die Berechnung erfolgt anhand eines multimetrischen Index der Biomasse, Algenklassenmetric und einem artenspezifischen Phytoplankton-Taxa-See-Index (PTSI) mit dem Auswertungstool „PhytoSee“. Eine ausführliche Beschreibung des Verfahrens findet sich bei MISCHKE et al. (2017). Für die Erläuterung des Phytoplanktonbefundes und für die Abschätzung der weiteren Nahrungskette wird empfohlen, das Zooplankton zu untersuchen und eine Auswertung nach dem Phytoloss-Modul von DENEKE (2015) vorzunehmen.

Die **QK Makrophyten & Phytobenthos** wird in den Tagebauseen und Baggerseen, sowie in den Talsperren analog zu natürlichen Seen mit dem Bewertungsverfahren „Phylib“ bewertet.

Voraussetzung ist ein Mindestalter des Gewässers von 10–15 Jahren nach Erreichen des Endwasserstandes, um den Abschluss der Primärsukzession abzuwarten und die Bewertung von Pioniergesellschaften zu vermeiden. Das Verfahren indiziert Belastungen des Uferbereichs. Durch die Teilkomponente Makrophyten werden einerseits trophische Belastungen des Sediments abgebildet, aber andererseits u. a. auch die mechanischen Belastungen wie z. B. Trittschäden. Die Teilkomponente Diatomeen reagiert zeitnah und hauptsächlich auf die aktuelle trophische Situation. Verschiedene anthropogene Einflüsse, wie z. B. Mahd oder ein übermäßiger Fischbesatz, kann zur Makrophytenverödung und damit zu einer Verfehlung des guten ökologischen Potenzials führen. Weitere Zusammenhänge werden aus dem 2017 abzuschließenden LAWA-Projekt O4.16 erwartet, das den Einfluss benthivorer und phytophager Fischarten auf die Erreichung der Ziele der EG-WRRL bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation beschreibt.

QK Makrozoobenthos

Das Bewertungsverfahren AESHNA zur Bewertung der Biokomponente Makrozoobenthos ist für künstliche Seen bisher nicht anwendbar. Der multimetrische Index, der im Verfahren für die beiden Klassen Tageauseen einerseits sowie Baggerseen und rheinangebundene Baggerseen andererseits entwickelt wurde, konnte im Praxistest bisher nicht validiert werden. Es bleibt zu prüfen, ob das Verfahren für die Bewertung künstlicher Seen grundsätzlich geeignet ist.

QK Fische

Das für natürliche Seen entwickelte Verfahren DeLFI (LFI = Lake Fish Index, D steht für Deutschland) ist bisher für künstliche und erheblich veränderte Seen nicht anwendbar.

Flussgebietsspezifische Schadstoffe

Die Einhaltung der UQN für flussspezifische Schadstoffe ist bei der Bewertung zu überprüfen. Im Falle einer Überschreitung ist das ökologische Potenzial maximal „mäßig“.

Da die Bewertung des ökologischen Potenzials anhand der Referenzbedingungen des ähnlichsten natürlichen Gewässertyps erfolgt, können die für natürliche Gewässer entwickelten Verfahren (vgl. LAWA-AO: Rakon, Arbeitspapier III) im Wesentlichen auch auf erheblich veränderte und künstliche Gewässer angewendet werden. Teilweise sind jedoch Modifikationen notwendig, die die speziellen Eigenschaften dieser künstlichen und erheblich veränderten Gewässer berücksichtigen.

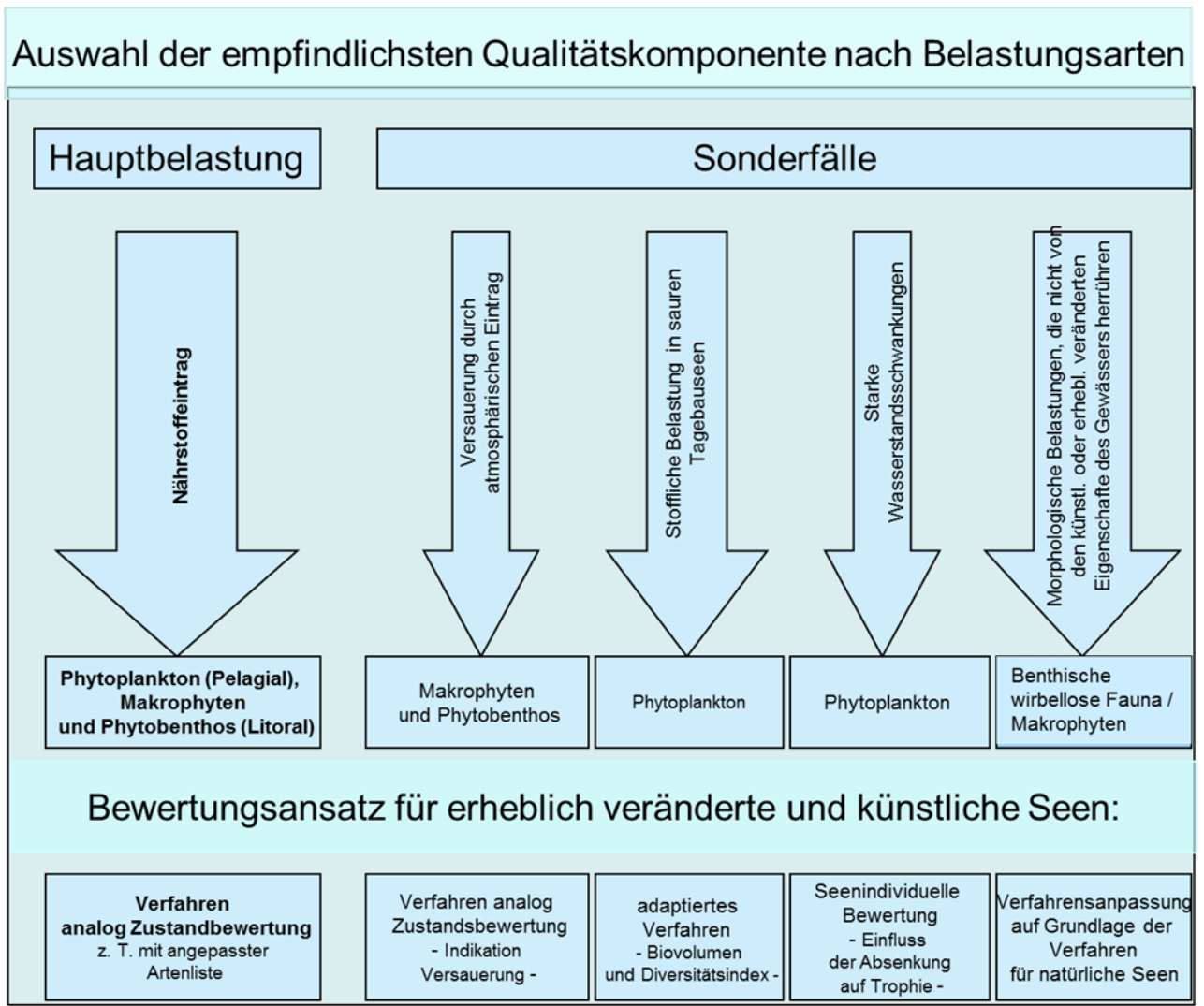


Abb. 3: Auswahl der biologischen Qualitätskomponenten und ihrer Bewertungsverfahren entsprechend der vorherrschenden Belastung/Nutzung von Seen

Nährstoffeintrag

Da zu hohe Nährstoffeinträge die Hauptbelastung der meisten Seen darstellen, stehen die trophieanzeigenden Qualitätskomponenten für alle Seengruppen im Vordergrund (Abb. 3). Die trophische Belastung im Freiwasser (Pelagial) wird am besten mit der Qualitätskomponente Phytoplankton abgebildet. Die Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos indiziert die Belastung der ufernahen Bereiche (Litoral). Voraussetzung für die Anwendung ist eine Wasserstandsdynamik, welche die Ausbildung bewertungsrelevanter Makrophyten- und Phytobenthosbestände in der Vegetationsperiode nicht maßgeblich einschränkt.

Hinsichtlich der Nährstoffbelastung und ihrer trophischen Wirkung in Seen bestehen i. d. R. keine Unterschiede zwischen Zustands- und Potenzialbewertung, da in beiden Fällen für die stofflichen Belastungen die gleichen Anforderungen gelten. Das heißt, zum jetzigen Zeitpunkt entspricht die Bewertung des ökologischen Potenzials von deutschen Seen weitgehend der Bewertung des ökologischen Zustandes. Es gibt jedoch einige spezifische Unterschiede und Ausnahmen.

Das Bewertungsverfahren für Phytoplankton berücksichtigt neben den trophieanzeigenden Parametern Biovolumen und Chlorophyll a auch indikative Arten. Die für natürliche Gewässertypen aufgestellten Indikatorlisten wurden für künstliche und erheblich veränderte Gewässer angepasst. Eine Anpassung der Taxaliste erfolgte auch beim Verfahren für die Bewertung künstlicher und erheblich veränderter Seen mit der Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos.

Die wenigen und sehr unterschiedlichen **künstlichen Seen an der Nordseeküste** sind nicht ohne weiteres den natürlichen Seen zuzuordnen. Grund dafür ist der sehr nährstoffreiche Wattboden in den relativ jung eingedeichten Gebieten und der Einfluss des Nordseewassers. Salzwassereinfluss und ein hoher natürlicher Nährstoffgehalt ist bei keinem der bisher definierten Seetypen charakteristisch. Daher ist eine Bewertung anhand des Phytoplanktons nur sehr eingeschränkt, anhand der Makrophyten gar nicht möglich. Das Potenzial des Sees muss dort individuell festgelegt werden. Die Bewertung erfolgt per „expert judgement“.

Versauerung durch atmosphärischen Eintrag

Bei neutralen oder annähernd neutralen Referenzbedingungen kann mit dem PHYLIB-Verfahren sowohl über die Teilkomponente Phytobenthos als auch über die Teilkomponente Makrophyten eine durch atmosphärische Einträge bedingte Versauerung sowohl indiziert als auch quantifiziert werden.

Stoffliche Belastung in sauren Tagebauseen

Bei den sauren Tagebauseen des Braunkohleabbaus ist die Anwendbarkeit der verfahrensspezifischen Indikatorartenlisten für Phytoplankton aufgrund der niedrigen Artenzahlen und des weitgehenden Fehlens von Indikatorarten stark eingeschränkt, so dass davon abweichend ein Biodiversitätsindex anstelle der Artenliste eingesetzt wird, der sowohl die Artenvielfalt als auch die Dominanzstruktur berücksichtigt. (LEßMANN UND NIXDORF 2009). Des Weiteren wird der Biovolumen-Metric analog zu dem entsprechenden neutralen Seetyp eingesetzt. Im Bewertungsverfahren PhytoSee erfolgt demnach eine Bewertung für saure Tagebauseen auf Basis des Metric Biovolumen und des Metric Biodiversität.

Eine Bewertung mittels Makrophyten und Phytobenthos für Tagebauseen mit Referenz im pH-sauren Bereich wird analog der Bewertung für natürliche Seen vorgenommen, das Zusatzmodul „Versauerung“, das die Abweichung von einem neutralen Referenzzustand quantifizieren und bewerten würde, findet hier keine Anwendung. Meist sind jedoch die Artenzahlen in stark sauren Seen zu gering, um eine gesicherte Bewertung durchführen zu können.

Starke Wasserstandsschwankungen

Ein weiterer Sonderfall bei der Bewertung der trophischen Situation stellen die Talsperren und Speicher mit stark schwankendem Wasserspiegel dar. Sofern aufgrund unabwendbarer Betriebsanforderungen (z. B. Hochwasserschutz, Trinkwasserversorgung und Niedrigwassererhöhung) die Absenkung des Wasserspiegels zu einer erhöhten trophischen Produktion führt, ist diese nutzungsbedingte Beeinträchtigung als „physikalische Veränderung“ bei der Bewertung zu berücksichtigen. Die Beachtung der nutzungsbedingten Beeinträchtigung erfolgt über

eine mildere Bewertung, welche im Fall der Phytoplanktonbewertung mit einer Änderung des Seetyps erzielt wird.

Das Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos liefert für Seen mit starken sommerlichen Wasserstandsschwankungen (mehr als 3 m) wegen Trockenfallens der besiedelbaren Bereiche keine gesicherten Ergebnisse. Das Verfahren ist somit für Talsperren und Speicher mit während der Vegetationsperiode stark schwankendem Pegelstand i. d. R. nicht anzuwenden. Gleiches gilt für das die Uferstruktur bewertende Makrozoobenthosverfahren (benthische wirbellose Fauna).

Morphologische Beeinträchtigungen, die nicht von den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften herrühren.

Morphologische Belastungen können nicht nur unabänderbare physikalische Veränderungen darstellen, die bei der Bewertung des ökologischen Potenzials nicht zu berücksichtigen sind (z. B. Strukturdefizite durch Wasserstandsschwankungen an Talsperren), sie können auch Belastungen darstellen, die eine Sanierung erfordern. Übernutzung der Ufer, starker Wellenschlag durch Begegnungsverkehr, Sedimenttransport, fehlende Flachwasserzonen und fester Uferverbau sind Stressoren, die auch für das gute ökologische Potenzial soweit wie möglich zu vermindern sind.

Diese werden über die Seeuferklassifizierung für die Teilbereiche Flachwasser-, Ufer-, und Umlandzone erfasst. Die uferstrukturelle Gesamtseeklassifikation ist grundsätzlich auch für die künstlichen Seen anwendbar, sofern sie ein Mindestalter von 15 Jahren aufweisen. Prinzipiell ist das Verfahren auch für die Talsperren und die Speicher anwendbar, erschwerend sind aber die starken Wasserspiegelschwankungen im Hinblick auf die Festlegung der Uferlinie. Das Klassifizierungssystem gleicht dem der natürlichen Seeufer mit einer Ausnahme: anstelle des Maßes der Veränderungen wird dort das Maß der Beeinträchtigungen verwendet.

Für morphologische Beeinträchtigungen sind die Qualitätskomponenten „benthische wirbellose Fauna“ und die Teilkomponente Makrophyten sensibel.

7 Bewertung von Talsperren und Speichern

Auf die Besonderheit der Talsperren, die zunächst als erheblich veränderte Fließgewässer und nach einem Kategoriewechsel als erheblich veränderter See-Wasserkörper betrachtet werden, wurde bereits in Kapitel 3 hingewiesen.

In der Regel prägen die Wasserstandsschwankungen je nach Umfang die Bedingungen für die biologischen Qualitätskomponenten insbesondere im Uferbereich entscheidend. Da diese Schwankungen durch die akzeptierten spezifischen Nutzungen seitens der Wasserwirtschaft entstehen, stellen die Auswirkungen der Schwankungen keine bewertungsrelevanten signifikanten Belastungen dar. An den Überblicksmessstellen sind zwar nach rechtlichen Vorgaben alle biologischen Qualitätskomponenten zu überwachen, doch sind die von den akzeptierten spezifischen Nutzungen herrührenden Belastungen bei der Ermittlung des ökologischen Potenzials nicht zu berücksichtigen. Organismengruppen wie Makrophyten und Phytobenthos, die durch Trockenfallen stark beeinträchtigt werden, fließen bei starken sommerlichen (> 3 m)

Stauspiegelschwankungen nicht in eine Bewertung ein. Für die QK Makrozoobenthos, welche Struktur indiziert, ist eine Potenzialberechnung für Talsperren bisher nicht möglich.

Anpassungen in der Potenzialbewertung der Freiwasserbiozönose - des Phytoplanktons - sind jedoch notwendig, wenn die Wasserstandsschwankungen signifikante Belastungsarten wie den Nährstoffgehalt beeinflussen. Talsperren mit starken Pegelabsenkungen neigen infolge des Eutrophierungspotenzials aus den Sedimenten zu höheren Planktonbiomassen. Ebenso kann es in geschichteten Sperren aufgrund Absenkung und hypolimnischem Wasserabzug früher im Jahr zu einer Durchmischung des Wasserkörpers kommen. Das nährstoffreiche Tiefenwasser wird noch während der Vegetationsperiode eingemischt und das Algenwachstum kann erheblich ansteigen. Das Phytoplankton-Bewertungsverfahren reagiert auf diese Veränderungen mit schlechteren Bewertungsergebnissen. In diesbezüglich stärker betroffenen Talsperren muss dies in einer milderen Potenzialbewertung Berücksichtigung finden.

Zur Prüfung, ob bewertungsrelevante Wasserspiegelabsenkungen vorliegen und eine mildere Bewertung begründet werden kann, wurde der in Abb. 4 dargestellte Entscheidungsbaum entwickelt. Darin werden vier Fallgruppen ausdifferenziert, welche hinsichtlich Potenzialbewertung unterschiedlich behandelt werden.

Bewertungs-relevante Pegelabsenkungen können bei geschichteten Seen ab rund 2 m, bei polymiktischen Seen bereits ab 1 m Absenkung auftreten. Diese wurden im Entscheidungsbaum als „signifikant“ bezeichnet. Ob die Absenkungen eine Trophierelevanz besitzen, muss vertiefend lediglich in der Fallgruppe 4 geprüft werden.

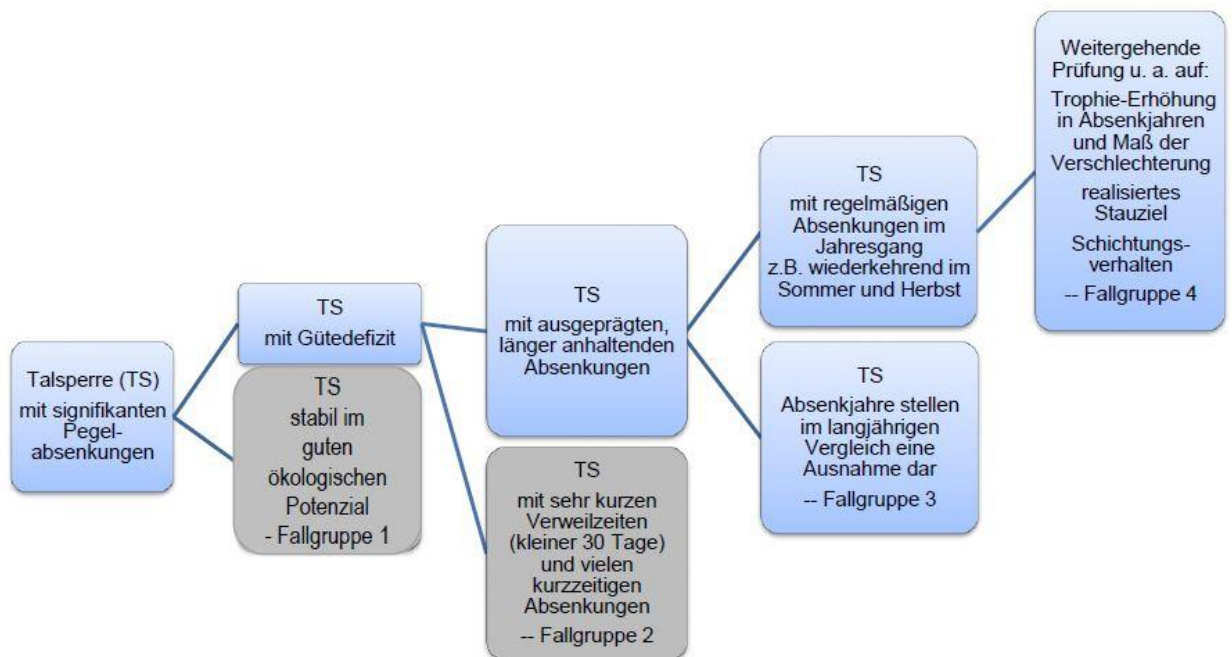


Abb. 4: Entscheidungsbaum zur Fallgruppenbildung für die Potenzialbewertung von Talsperren mit Pegelschwankungen. Grau unterlegte Fallgruppe: keine Sonderbehandlung

Fallgruppe 1: Talsperren im guten ökologischen Potenzial

Talsperren, welche Pegelabsenkungen erfahren, jedoch stabil einen Zustand von „gut oder besser“ aufweisen, müssen hinsichtlich einer milderen Potenzialbewertung nicht näher betrachtet werden.

Fallgruppe 2: Talsperren mit kurzzeitigen Pegelschwankungen und meist kurzen Verweilzeiten (kleiner 30 Tage)

Es handelt sich um kleine polymiktische Talsperren, die i. d. R. aus Hochwasserschutzgründen errichtet wurden und oft nur geringe Verweilzeiten aufweisen. Deren Trophielage wird maßgeblich durch die Verweilzeit und folglich durch die Witterung gesteuert. Eine mildere Potenzialbewertung kann meist nicht begründet werden, da die Trophieerhöhung nicht mit den Absenkungen in Zusammenhang stehen. Es gilt deshalb, dass der ökologische Zustand dem ökologischen Potenzial entspricht.

Fallgruppe 3: Talsperren mit, langjährig betrachtet, eher seltenen Pegelabsenkungen

Sind die Ereignisse eines niedrigen Pegelstandes einer Talsperre eher selten, so findet die Bewertung dieses Absenkjahres keine Berücksichtigung. In die Bewertungen gehen lediglich die Messungen in den hydrologischen Normaljahren ein. Für die Ermittlung der Angaben werden die Tagesmittel der Beckenjahre von mindestens 5 Jahren zu einem langjährigen mittleren Seepegel gebildet und die Abweichung im Betrachtungsjahr festgestellt.

Fallgruppe 4: Talsperren mit langjährig betrachtet regelmäßigen Seepegelabsenkungen

Es treten im Jahresgang regelmäßige Absenkphasen auf, welche schon im Frühjahr beginnen können, meist jedoch zur Jahresmitte bis spätestens September einsetzen. Öfter bleibt die Sperre im Winter auf niedrigem Niveau und wird mit Frühjahrshochwasser oder während der Schneeschmelze wieder angefüllt. Im Vergleich von wasserreichen und wasserarmen Jahren kann geprüft werden, ob die Absenkungen, welche in dieser Fallgruppe den Normalfall darstellen, in einer schlechteren Bewertung resultieren. Ist dies der Fall, kann mit verschiedenen Methoden eine Seetypänderung begründet werden, welche dann zu einer milderen Bewertung führt. Hierzu einige Beispiele:

1. Der Zusammenhang zwischen Trophie (z. B. als LAWA-Trophie-Index ausgedrückt) und starken Pegelabsenkungen kann z. B. grafisch auf Basis von Jahres(mittel-)werten dargestellt werden. Die Trophie wird dabei gegen das Stauziel aufgetragen und die Zunahme der Trophie wird ggf. offensichtlich. Mit dem Ausmaß der Trophie-Zunahme kann ein Seetypwechsel hin zu einem milder bewerteten Typ begründet werden.
2. Bei geschichteten Talsperren kann es durch Absenkung und die kontinuierliche Abgabe von Tiefenwasser zu einer frühen Vollzirkulation kommen – mit vollständiger Durchmischung des Wasserkörpers. Findet dies regelmäßig statt, d. h. in einem hohen Prozentsatz aller Jahrgänge, kann ein Seetypwechsel hin zu einem polymiktischen Seetyp begründet werden.
3. Ein Seetypwechsel und demzufolge eine mildere Bewertung der Talsperre kann des Weiteren durch eine signifikante Änderung des Typisierungskriteriums Volumenquotienten (VQ) oder Volumentieffenquotient (VTQ) – basierend auf Einzugsgebiet, Seevolumen und mittlerer Tiefe - erfolgen. In der Regel wird der Seetyp auf Basis der üblichen Plandaten, dem Stauziel

und den entsprechenden Werten zu Seevolumen und mittlerer Tiefe abgeleitet. Häufig werden die Sperren jedoch deutlich unterhalb des planerischen Stauziels betrieben. Unter Verwendung des langjährig realisierten Stauziels können mit der hypsografischen Kurve Seevolumen und mittlere Tiefe abgeleitet und daraus die „realen“ Kenngrößen VQ oder VTQ berechnet werden. Bei Überschreitung einer VQ- oder VTQ-Typgrenze ist entsprechend ein Seetypwechsel vorzunehmen.

Die Vorgehensweise bei der Typänderung und deren Gründe in der HMWB-Fallgruppe 4 sind im Handbuch PhytoSee-Index (MISCHKE ET AL.2017) enthalten sowie mit Fallbeispielen veranschaulicht.

Das Bewertungsverfahren für Makrophyten und Phytobenthos integriert die Bewertung der Trophie und der hydromorphologischen Bedingungen an den Ufertransekten. Die Mittelung der nach Anzahl und Lage repräsentativen Einzeltransekte ermöglicht die Bewertung eines Seewasserkörpers. Für Talsperren und Speicher mit starken Wasserstandsschwankungen dürfen diese hydromorphologischen Beeinträchtigungen, sofern sie unabänderbar sind, nicht in die Bewertung des ökologischen Potenzials einfließen. Das Verfahren ist somit für Talsperren und Speicher mit während der Vegetationsperiode stark schwankendem Pegelstand (> 3 m) i. d. R. nicht anzuwenden. Gleiches gilt für das strukturindizierende Makrozoobenthosverfahren (benthische wirbellose Fauna).

8 Bewertung von Tagebauseen

Tagebauseen entstehen nach Beendigung des Braunkohleabbaus durch Wiederanstieg des Grundwassers sowie ggf. zusätzlich durch Flutung aus benachbarten Oberflächengewässern bzw. durch Sümpfungswasser. Sie werden in den Bewirtschaftungsplänen als künstliche Wasserkörper (AWB) ausgewiesen. Die „nutzbringenden Ziele“ sind insbesondere ein sich selbst regulierender nachhaltiger Wasserhaushalt und die Herstellung der Standsicherheit der Böschungen. Sekundäre Nutzungen können u. a. Erholungsnutzung, Fischerei, Speicherbewirtschaftung und Naturschutz sein.

Die Seen sind wegen ihrer Tiefe, ihres relativ geringen Alters und ihres hohen Phosphorbindungsvermögens aufgrund eisenreicher Sedimente und des in der Regel erfolgenden Zustroms eisenreichen Grundwassers aus angrenzenden Abraumkippenbereichen meist nährstoffarme klare Gewässer. Mit zunehmendem Alter und andauernder Belastung durch Nährstoffeinträge aus Oberflächen- und Grundwasserzufluss oder durch die Nutzung des Gewässers können sie jedoch u. U. einen Anstieg der Trophie erfahren. Der Gefahr einer Erhöhung der Primärproduktion ist bei der Steuerung der Flutungswasserzufuhr und der künftigen Nutzungen durch Vermeidung von erhöhten Nährstoffeinträgen Rechnung zu tragen.

Prinzipiell können Tagebauseen wie natürliche Seen oder Baggerseen bewertet werden. Dabei ist zwischen neutralen und sauren Seen zu unterscheiden. Während die neutralen Seen wie andere künstliche Wasserkörper bewertet werden, muss für saure Seen aufgrund ihrer spezifischen artenarmen Besiedlung durch überwiegend euryöke Organismen ein hierauf angepasstes Verfahren zum Einsatz kommen.

Saure Tagebauseen

Bei sauren Tagebauseen ist zwischen Seen zu unterscheiden, die nur vorübergehend sauer sind und insbesondere durch verschiedene Maßnahmen des Sanierungsbergbaus wie Flutung aus benachbarten Oberflächengewässern oder chemische Neutralisation instabile pH-Werte aufweisen, und Seen, deren Wasserbeschaffenheit sich auch über einen längeren Zeitraum nicht ändert.

Saure Seen, die im Rahmen der Bergbausanierung für eine Neutralisierung vorgesehen sind, sind im sauren Zustand noch nicht fertig hergestellte künstliche Gewässer. Die Veränderung der chemischen Wasserbeschaffenheit im Zuge von Sanierungsarbeiten erlaubt in ihnen keine Ausbildung eines stabilen ökologischen Gleichgewichts mit einer charakteristischen Besiedlungsstruktur und somit auch keine biologische Bewertung. Da Vorgaben der EU fehlen, nehmen die Bundesländer „unfertige Seen“ > 50 ha, weil sie nicht bewertbar sind, nicht in die WRRL-Gebietskulisse auf (siehe Kap. 3).

Saure Tagebauseen können ein gutes ökologisches Potenzial erreichen, wenn der pH-Wert dauerhaft stabil ist und sich ein ökologisches Gleichgewicht einstellt. Sofern kein nachfolgendes Gewässer geschädigt wird, wird die saure Ausprägung für den Referenzzustand akzeptiert und der Gewässertyp mit dem Zusatz „s“ (z. B. 13s) versehen.

Saure Tagebauseen weisen in ihrem Referenzzustand Phytoplankton-Zönosen auf, die relativ artenarm sind. Die vorkommenden Taxa können sich dabei unter Zugrundelegung der Saisonmittelwerte der Biovolumina relativ gleichmäßig auf das Gesamtbiovolumen verteilen, so dass im Referenzzustand auch in sauren Seen keine Monodominanzen einzelner Taxa zu verzeichnen sind, solange autotrophe Ernährung vorherrscht. Anstelle des auf Indikatorarten für die Trophie basierenden PTSI, der aufgrund einer zu geringen Zahl stenöker Arten in sauren Seen nicht anwendbar ist, wird daher der Diversitätsindex nach Shannon (Hs) für die Bewertung herangezogen. Als ergänzendes Bewertungskriterium dient die Evenness (Es) (LEßMANN UND NIXDORF 2009).

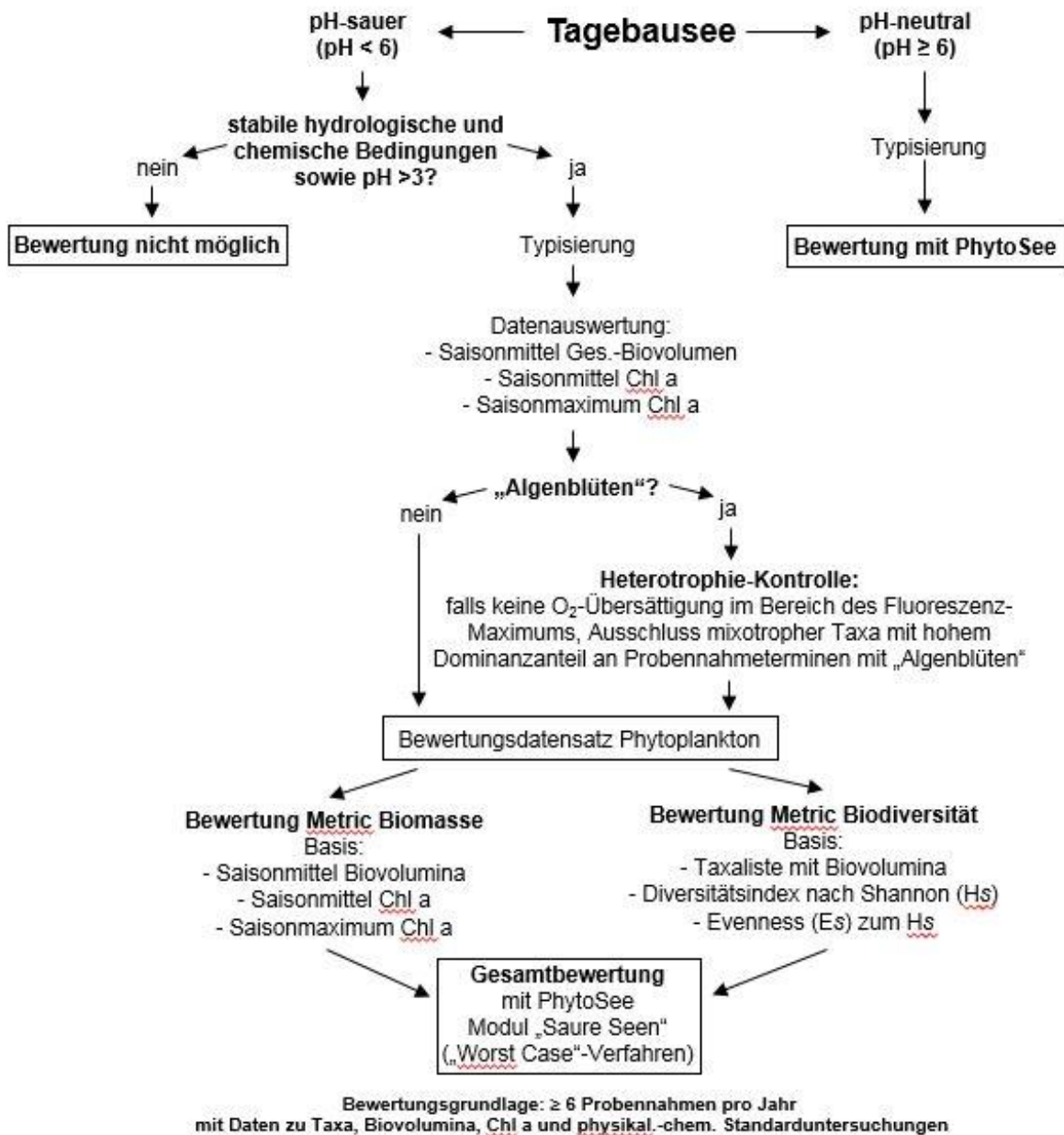


Abb 5: Ablaufschema zur Bewertung des ökologischen Potenzials von Tagebauseen nach *LEBMANN & Nixdorf (2009)* und *LEBMANN et al. (2017)*

Die Praxis der Bewertung saurer Tagebauseen hat in den letzten Jahren gezeigt, dass das bisher zur Anwendung kommende Verfahren geeignet ist, saure Tagebauseen hinsichtlich trophischer Belastungen zu bewerten, solange einzelne mixotrophe Arten keine Massenentwicklungen zeigen, die nicht auf erhöhte Nährstoffkonzentrationen zurückzuführen sind. Mixotrophen Arten ist ein Wechsel der Ernährungsweise von autotroph zu heterotroph möglich. Bei Erfassung von Chlorophyllkonzentration und Biovolumen während heterotropher Lebensphasen können die Trophie überschätzt und die Grenzwerte der Bewertungsklassen für das Biovolumen überschritten werden, ohne dass tatsächlich eine Nährstoffbelastung vorliegt. Zudem

führen derartige Monodominanzen mixotropher Arten zu deutlich schlechteren Diversitätswerten und somit auch bei diesem Metric zu einer schlechteren Bewertung.

Für einige saure Seen ist das zeitweise massenhafte Auftreten mixotropher Arten charakteristisch, ohne dass sich in ihnen aus den physikalischen und chemischen Daten eine Belastung ableiten lässt, die eine schlechte Bewertung rechtfertigen würde und damit Maßnahmen zur Folge haben müsste. Hieraus ergab sich die Notwendigkeit einer Anpassung des ursprünglichen Bewertungsverfahrens für die sauren Tagebauseen.

Genauso wie heterotrophe Arten über Taxalisten im Bewertungsverfahren PhytoSee von der Bewertung ausgeschlossen werden, sind auch zum Untersuchungszeitpunkt sich heterotroph ernährende mixotrophe Arten von der Bewertung auszuschließen, wenn dies bewertungsrelevant ist und die aktuelle Ernährungsweise eingeschätzt werden kann. Indizien für eine heterotrophe Ernährung lassen sich insbesondere finden, wenn eine mixotrophe Art mit höheren Biovolumina auftritt und ihr Anteil am gesamten Phytoplanktonbiovolumen sehr hoch ist, was beides zu einer schlechten Bewertung führen kann. Beim Auftreten von Algenmassenentwicklungen („Algenblüten“) ist daher zu prüfen, ob sich parallel zu hohen Biovolumina und Chlorophyll a-Konzentrationen auch eine hohe Photosynthese-Aktivität mit Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration nachweisen lässt, die im Sauerstofftiefenprofil der Multiparametersondemessungen sichtbar wird. Fehlen über dem Sättigungswert liegende Sauerstoffkonzentrationen (ca. > 110 % O₂-Sättigung) im Bereich des Phytoplankton-Maximums gemäß den Fluoreszenzsonden-Daten, so ist eine hier dominierende mixotrophe Art von der Bewertung auszuschließen, da von einer heterotrophen Ernährung auszugehen ist. Die Bewertung mit PhytoSee wird dann ohne Berücksichtigung dieser Art durchgeführt (Abbildung 5) (LEßMANN et al. 2017). Die Verfahrensweise befindet sich derzeit noch in der Testphase und bedarf ggf. noch Konkretisierungen und Anpassungen, um eine korrekte Bewertung von sauren Tagebauseen zu ermöglichen, in denen es natürlicherweise zu zeitweise hoher Dominanz mixotropher Arten kommt.

Insgesamt wird insbesondere an den mixotrophen Arten deutlich, dass die Erforschung und Beschreibung dieser speziellen Ökosysteme noch nicht abgeschlossen ist. Ungeklärt sind derzeit insbesondere noch die Mechanismen, die mixotrophen Arten zeitweilige Massenentwicklungen erlauben, und die Gründe, warum dieses Phänomen nur in einigen Seen zu beobachten ist. Dem fachlichen Austausch der mit dem Monitoring saurer Seen betrauten Stellen und wissenschaftlichen Einrichtungen wird für das tiefere Verständnis dieses extremen Lebensraumes mit seinen hieran in besonderem Maße angepassten Arten eine hohe Bedeutung beigemessen.

Die Bewertung von sauren und versauerten Seen mit der QK **Makrophyten & Phytobenthos** erfolgt analog der Bewertung der neutralen Seen. Getrennt für die beiden Teilkomponenten wird durch einen Summenparameter von Versauerungszeigern eine Verringerung der Indexwerte und damit eine Abstufung des ökologischen Zustands bewirkt.

Mit der Qualitätskomponente **Makrozoobenthos** können aufgrund des eingeschränkten Artenspektrums saure Seen derzeit nicht bewertet werden. Saure Seen mit pH-Werten unter 5,0 weisen keinen sich selbst reproduzierenden **Fischbestand** auf. Die untere Grenze, bei der

einzelne Fischarten wie Barsche als erwachsene Tiere noch überleben können, liegt etwa bei pH 4. Dies wird im hier beschriebenen Fall für den Referenzzustand saurer Seen akzeptiert.

Saure Seen können eine natürliche, in der Regel langsame Neutralisierung durchlaufen. In diesem Fall wird bei Erreichen von pH-Werten > 6 die Typausweisung angepasst und die Bewertung entsprechend der für neutrale Seen vorgenommen.

9 Bewertung von Baggerseen

Baggerseen sind Abgrabungsseen, die durch den Abbau von Kies oder Sand durch den Zufluss von Grundwasser entstanden sind. Die Typisierung der Baggerseen erfolgt nach dem ähnlichsten LAWA-Seetyp und somit nach den gleichen Kriterien wie die natürlichen Seen. Die Baggerseen sind entsprechend des Subtypens nach den biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten, benthischen Diatomeen und Makrozoobenthos mit den entsprechenden Bewertungsverfahren PhytoSee, Phylib und AESHNA (bisher noch nicht ausreichend validiert) hinsichtlich ihres ökologischen Potenzial bewertbar. Voraussetzung für die Anwendung der Bewertungsverfahren ist eine ausreichend lange Entwicklungszeit, in der sich die Wasserbeschaffenheit und die Lebensgemeinschaften stabilisiert haben. Es ist davon auszugehen, dass dies bei der Biokomponente Phytoplankton 5 Jahre und den Biokomponenten Makrophyten und Phytobenthos 10 bis 15 Jahre nach dem Ende der Entstehungsnutzung und Erreichen des Endwasserstandes der Fall ist.

Die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten, insbesondere die des Gesamtphosphors und der Sichttiefe, finden bei Baggerseen ebenso Anwendung wie die hydro-morphologische Qualitätskomponente – insbesondere die Beeinträchtigung der Uferstruktur – wie bei den natürlichen Seen.

10 Ausblick

Die qualitätskomponentenspezifische Bewertung der Wasserrahmenrichtlinie ist gut geeignet, Belastungsschwerpunkte zu erkennen und überschaubare Arbeitsblöcke zu bilden. Doch lassen sich damit nicht alle ökosystemaren Fragestellungen abschließend beantworten. Für das ökologische Potenzial werden bereits mehrere Qualitätskomponenten zusammenfassend bewertet. Noch ungenügend betrachtet sind aber die Einflüsse von Grundwasser und Schwermetallen auf die biologischen Komponenten des ökologischen Potenzials. Diese integrierende Betrachtung und interdisziplinäre Zusammenarbeit wird bei der Ableitung von Umweltzielen (Fristverlängerung, weniger strenge Umweltziele oder Referenzanpassung) für die kommenden Bewirtschaftungspläne zu fordern sein.

11 Literaturangaben

BÖHMER, J., (2017): Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA

BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV), Stand 20.06.2016

CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern. Übersetzung der englischen Originalfassung durch das Umweltbundesamt

CIS-Leitfaden Nr. 37: Schritte zur Bestimmung und Bewertung des ökologischen Potenzials zur Verbesserung der Vergleichbarkeit von erheblich veränderten Wasserkörpern (2019)

DENEKE, R., MAIER, G. UND MISCHKE, U. (2015): Das PhytoLoss-Verfahren, Ausführliche Verfahrensvorschrift Version 2.0

EG, EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2000): 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 (ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1), zuletzt geändert durch die Richtlinie 2009/31/EG (ABl. L 140 vom 5.6.2009, S. 114).

EUROPEAN COMMUNITIES (2003): CIS Guidance Document No 3. Analysis of Pressures and Impacts. Working Group 2.1

EUROPEAN COMMUNITIES (2003): CIS Guidance Document No 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Working Group 2.2

HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U. et al. (2009): Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EG-WRRL. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt O 3.06

LAWA-AUSSCHUSS „OBERIRDISCHE GEWÄSSER UND KÜSTENGEWÄSSER“: RaKon Monitoring Teil B, Arbeitspapier III – Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten

LEßMANN, D., NIXDORF, B. (2009): Konzeption zur Ermittlung des ökologischen Potenzials von sauren Bergbauseen, BTU – Brandenburgische Technische Universität Cottbus

LEßMANN, D., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., NIXDORF, B. (2017): Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens mit Phytoplankton für saure Tagebauseen. Bericht zum LAWA-Projekt O 1.15

MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., NIXDORF, B. (2017): Handbuch Verfahrensbeschreibung und Qualitätssicherung für die Bewertung von Seen

RIEDMÜLLER U., MISCHKE, U., POTSGIESSER, T., BÖHMER, J., DENEKE, R. RITTERBUSCH, D., STELZER, D. & HOEHN, E., im Auftrag des UBA (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen. – Begleittexte und Steckbriefe

RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. (2011): Praxistest und Verfahrensanpassung: Bewertungsverfahren Phytoplankton in natürlichen Mittelgebirgsseen, Talsperren, Baggerseen und pH-neutralen Tagebauseen zur Umsetzung der EG-WRRL. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.08

RIEDMÜLLER, U. TWOREK, A., HOEHN, E. (2012): Bewertung von Talsperren in Hessen mit Phytoplankton und Zooplankton nach den Anforderungen der EG-WRRL, im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., (2014): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos für künstliche und natürliche Gewässer sowie Unterstützung der Interkalibrierung Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der LAWA (Projekt Nr. O 10.10), 163 S, Augsburg/Wielenbach.