



LAWA-AO

Rahmenkonzeption Monitoring

Teil B

Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen

Arbeitspapier II

Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL

Stand: 06.08.2021

Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“

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 WasserBLiCKs und auf der LAWA-Homepage zugestimmt.

Ausarbeitung des LAWA-AO-Expertenkreises „Biologische Bewertung Fließgewässer und Interkalibrierung“ im Auftrag des AO unter Mitarbeit der Expertenkreise „Stoffe“, „Biologische Bewertung von Seen und Interkalibrierung nach WRRL“ und Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO)

Inhalt

1	Einleitung	3
2	Allgemeines.....	4
3	Hintergrund- und Orientierungswerte für Fließgewässer.....	6
3.1	Begriffsbestimmung Orientierungswerte.....	6
3.2	Herleitung der Orientierungswerte.....	6
3.3	Anwendung der Orientierungswerte bei erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen (AWB) Fließgewässern	7
3.4	Einschränkung in der Anwendung der Orientierungswerte bei natürlicherweise erhöhten Salzkonzentrationen	7
3.5	Hintergrundwerte.....	8
3.6	Parameterauswahl	8
3.7	Erläuterungen zu den Orientierungswerten	17
4	Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor und Sichttiefe im Freiwasser von Seen	23
4.1	Einschränkung in der Anwendung der Orientierungswerte	28
5	Hintergrund- und Orientierungswerte für Deutsche Übergangs- und Küstengewässer ..	30
5.1	Ostsee.....	30
5.2	Nordsee	32
6	Literatur.....	34

1 Einleitung

Im Vorfeld des ersten Bewirtschaftungsplans wurde im Jahr 2006 durch den Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (AO) der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) das RaKon Teil B, Arbeitspapier II zu Hintergrund- und Orientierungswerten für allgemeine physikalisch-chemische Parameter gemäß Anhang V der Wasserrahmenrichtlinie – WRRL (umgesetzt durch Anlage 3 der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. L S. 1429) erarbeitet und mit Stand 7. März 2007 im Umlaufverfahren 25/2007 von der Umweltministerkonferenz beschlossen. Die seinerzeit festgelegten Werte berücksichtigen die bis dahin vorliegenden Erfahrungen und Erkenntnisse zu den Ursachen-Wirkungszusammenhängen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und den allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten und beziehen alle Gewässerkategorien ein.

Da die CIS-Leitlinie¹ zur ökologischen Klassifikation empfiehlt, bei wachsendem Kenntnisstand die Hintergrund – und Orientierungswerte anzupassen und fortzuschreiben, wurden für Fließgewässer und Seen die Werte fortgeschrieben und die bisherigen Festlegungen überprüft, da zwischenzeitlich wesentlich umfangreichere und statistisch verlässlichere biologische Monitoringdaten vorlagen als zum Zeitpunkt der verabschiedeten, ersten Version des RaKon Teil B, Arbeitspapier II vom 7. März 2007.

Für Fließgewässer werden für die Parameter, deren Orientierungswerte auch jetzt noch weiterer Bearbeitung und Diskussion bedürfen – dies betrifft Chlorid, maximale Jahreswassertemperatur, Ortho-Phosphat und Gesamtphosphor – in der vorliegenden Version des Arbeitspapiers die Orientierungswerte aus 2007 vorerst weiter verwendet. Diese Werte sind auch in die OGewV (20. Juni 2016) übernommen worden.

Für die Küstengewässer der Ostsee wurden 2014 neue Werte für Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphor erarbeitet (BLANO 2014), die in die OGewV 2016 aufgenommen wurden.

Auch für die Übergangs- und Küstengewässer der Nordsee liegen mit der OGewV 2016 sowohl aktualisierte Hintergrund- als auch erstmals Orientierungswerte für die Stickstoff- und Phosphorparameter vor. Diese waren zuvor in den BLANO-Gremien erarbeitet und abgestimmt worden^{II}.

¹ Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 13: Overall approach to the classification of ecological status und ecological potential

^{II} Beschluss der 11. Sitzung des Koordinierungsrates (KORA) des Bund/Länder-Ausschusses Nord- und Ostsee (BLANO) am 13.7.2015 (TOP 3.1.1 Ableitung von Nährstoffreferenz- und -orientierungswerten für die Nordsee), Beschluss des BLANO vom 31.8.2015 im schriftlichen Umlaufverfahren.

2 Allgemeines

Den allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten kommt eine unterstützende Bedeutung für die Erreichung und Beurteilung des ökologischen Zustands/Potentials zu. Ihre Rolle bei der Wasserkörperbewertung wird auch in RaKon Teil A „Eckpunkte zum Monitoring und zur Bewertung von Oberflächengewässern“ (Stand: 06. August 2021) erläutert:

Sie dienen:

- der Ergänzung und Unterstützung der Interpretation der Bewertungsergebnisse der biologischen Qualitätskomponenten (BQK) im Rahmen der Analyse aller Belastungsfaktoren,
- als Beitrag zur Ursachenklärung im Falle „mäßigen“ oder schlechteren ökologischen Zustands/Potentials,
- der Überprüfung des Verschlechterungsverbotes und der diesbezüglich geforderten Prognose der Entwicklung der Qualitätskomponenten als wichtige Grundlage,
- der Maßnahmenplanung in Zusammenhang mit den biologischen und den ebenfalls unterstützenden hydromorphologischen Qualitätskomponenten und
- der Erfolgskontrolle.

Bei den in den folgenden Kapiteln vorgeschlagenen Werten handelt es sich nicht um gesetzlich verbindliche Grenzwerte oder allgemein anzustrebende Sanierungswerte, sondern um Schwellenwerte, die diejenigen Parameterausprägungen markieren sollen, die

- den Übergang vom „sehr guten“ zum „guten“ ökologischen Zustand/Potential (nachfolgend „Hintergrundwerte“ genannt) und
- den Übergang vom „guten“ zum „mäßigen“ ökologischen Zustand/Potential (nachfolgend „Orientierungswerte“ genannt)

verursachen können.

Die Einstufung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potentials richtet sich grundsätzlich nach den in Anlage 3 der OGewV aufgeführten biologischen Qualitätskomponenten.

Die Nichteinhaltung eines Orientierungswertes ist als ein Hinweis auf ein spezifisches, ökologisch wirksames Defizit zu werten, das die Etablierung des guten ökologischen Zustands/Potentials verhindern kann.

Wenn die biologischen Komponenten hinreichend sensitiv sind, alle relevanten Belastungen erfassen und keine Verzögerung in der biologischen Reaktion besteht, ist zu erwarten, dass bei Überschreitung der Orientierungswerte bei einer oder mehreren

biologischen Qualitätskomponenten der „mäßige“ oder ein schlechterer Zustand angezeigt werden. Zeigen die biologischen Qualitätskomponenten trotz nicht eingehaltener Orientierungswerte den guten Zustand an, ist zu überprüfen, ob die biologischen Ergebnisse ausreichend belastbar sind. Ist dies mit ausreichender Sicherheit und Genauigkeit der Fall, ist der ökologische Zustand des Wasserkörpers als „gut“ einzustufen. Angaben zu Überwachungsfrequenzen und -intervallen befinden sich u. a. in der Rahmenkonzeption, Teil A „Eckpunkte zum Monitoring und zur Bewertung von Oberflächengewässern“ (06. August 2021).

In Anlage 3 OGewV sind folgende physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten aufgeführt, da Anhang V der Wasserrahmenrichtlinie für alle Gewässerkategorien eine Bewertung dieser Komponenten fordert:

- Sichttiefe (nicht in Fließgewässern)
- Temperaturverhältnisse
- Sauerstoffhaushalt
- Salzgehalt
- Versauerungszustand (nur in Fließgewässern und Seen)
- Nährstoffverhältnisse

Es obliegt den Mitgliedsstaaten, hierfür die relevanten und geeigneten Kenngrößen (Parameter) auszuwählen. Die Auswahl und Festlegung der Schwellenwerte für diese Parameter muss die Gewässertypen berücksichtigen (s. Anhang II Nr. 1.3 WRRL) und den aktuellen Kenntnisstand widerspiegeln. Die Vorgehensweise und Methode bei der Ableitung der Schwellenwerte für die verschiedenen Gewässerkategorien ist in den jeweiligen Kapiteln beschrieben.

3 Hintergrund- und Orientierungswerte für Fließgewässer

Durch statistische Analysen von Monitoring-Ergebnissen der Bundesländer aus den Jahren 2004 bis 2017 wurden für Fließgewässer im Rahmen von LAWA-Projekten (Halle & Müller 2014, Halle & Müller 2015a, Halle & Müller 2015b, Halle & Müller 2017) Orientierungswerte zu allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern abgeleitet. Dazu wurden neben den bereits 2007 in RaKon Teil B, Arbeitspapier II aufgeführten, weitere physikalisch-chemische Parameter in die Analysen einbezogen, um entscheiden zu können, ob hierfür Orientierungswerte sinnvoll sind. Darüber hinaus wurde die Aggregation der LAWA-Typen gegenüber 2007, nun auch hinsichtlich geochemischer Kriterien (silikatisch / basenarm – karbonatisch / basenreich) differenziert. Die Orientierungswerte haben grundsätzlich für alle biologischen Qualitätskomponenten Gültigkeit.

3.1 Begriffsbestimmung Orientierungswerte

Einer der wesentlichen Arbeitsschritte im ersten oben genannten LAWA-Projekt (Halle & Müller 2014) war die genauere Bestimmung des Begriffs „Orientierungswert“. Dabei war es wichtig, Verwechslungsmöglichkeiten mit Grenz- oder Zielwertdefinitionen auszuschließen und deutlich zu machen, dass Orientierungswerte **keine Grenzwerte oder Sanierungsziele** sind. Unter einem Orientierungswert wird der Wert für einen physikalisch-chemischen Parameter verstanden, bei dessen Verletzung^{III} dieser Parameter eine Größenordnung annimmt, die in aller Regel keinen guten ökologischen Zustand des Gewässers mehr erlaubt, auch wenn der Orientierungswert keines anderen Parameters verletzt wird. Jeder physikalisch-chemische Parameter kann somit bei einer Verletzung seines Orientierungswertes zum limitierenden Faktor für die Zielerreichung werden. Ist der Orientierungswert dagegen eingehalten, bedeutet dies, dass der gute ökologische Zustand sehr wahrscheinlich nicht durch diesen Parameter verhindert wird. Der gute ökologische Zustand ist aber nur dann **mit hinreichender Wahrscheinlichkeit** gegeben, wenn

1. die Orientierungswerte aller allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter eingehalten sind und
2. alle anderen Belastungen jedweder Art (stofflich, physikalisch, hydrologisch-hydraulisch, strukturell sowie hinsichtlich der ökologischen Durchgängigkeit und Vernetzung) mindestens gering sind und
3. ein hinreichendes typspezifisches Besiedlungspotenzial vorhanden ist.

3.2 Herleitung der Orientierungswerte

Die Herleitung der Orientierungswerte basiert gemäß oben beschriebenem Begriffsverständnis auf dem Prinzip der Ermittlung der oberen Belastungsgrenzen des guten ökologischen Zustands für die einzelnen Parameter, bei denen die empfindlichsten der relevanten biologischen Qualitätskomponenten einen guten ökologischen Zustand gerade noch erreichen können. Damit entsprechen die so abgeleiteten Schwellenwerte

^{III} Eine Verletzung kann je nach Parameter sowohl eine Über- als auch Unterschreitung sein, in Abhängigkeit davon, ob ein Parameter bei erhöhten oder erniedrigten Werten belastend wirkt.

Größenordnungen, die eine gute biologische Bewertung des ökologischen Zustands nur dann ermöglichen, wenn alle anderen Belastungseinflüsse höchstens gering sind.

Für die meisten Fließgewässertypen konnten so Orientierungswerte abgeleitet werden. Für einige konnten in den LAWA-Projekten wegen geringer Datengrundlagen die Orientierungswerte nur mittels Experteneinschätzung in Anlehnung an verwandte Gewässertypen hergeleitet werden. Dies betrifft die LAWA-Typen 2.2, 3.2, 4, 12 und 19^{IV,V}. Für Seeausflussgeprägte Fließgewässer (LAWA-Typ 21), sowie Rückstau- und brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse (Typ 23) wurden aufgrund der Datenlage Schwellenwerte über Analogieschlüsse festgelegt. Für Marschengewässer (Typ 22) wurden vorerst die Orientierungswerte aus 2007 übernommen. Zur Ableitung von Orientierungswerten sind hier noch weitere Auswertungen erforderlich. Da die Alpengewässer zu einem sehr geringen Anteil in die Berechnungen eingegangen sind, werden hierfür keine Schwellenwerte abgeleitet.

3.3 Anwendung der Orientierungswerte bei erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen (AWB) Fließgewässern

Grundsätzlich haben die Orientierungswerte auch für HMWB/AWB Gültigkeit, da auch diese Wasserkörper einen guten Zustand im Hinblick auf alle chemischen und physikalisch-chemischen Komponenten aufweisen sollten.

Lediglich in HMWB, bei denen durch hydromorphologische Überprägungen, die mit der spezifizierten Nutzung unvermeidbar einhergehen, auch die physikalisch-chemischen Verhältnisse erheblich verändert wurden (z. B. in Folge von Auf- und Rückstau), können die Werte nicht ohne weiteres zur unterstützenden Bewertung herangezogen werden. Es wird empfohlen, in diesen Fällen eine Einzelfallprüfung durchzuführen. Es können auch die Orientierungswerte einer Fließgewässertypgruppe oder Fischgemeinschaft herangezogen werden, die dem erheblich veränderten Wasserkörper am ähnlichsten bzw. am ehesten vergleichbar sind.

Für AWB können neben den Orientierungswerten der am besten vergleichbaren Fließgewässertypgruppe auch die Orientierungswerte der Typgruppe des aufnehmenden Gewässers herangezogen werden.

3.4 Einschränkung in der Anwendung der Orientierungswerte bei natürlicherweise erhöhten Salzkonzentrationen

In Kapitel 2 wurden die allgemeinen Aspekte bei Anwendung der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter in ihrer Funktion als unterstützende Parameter bei der biologischen Bewertung der Wasserkörper erläutert. Für Gewässer mit geogen bedingt erhöhten Salzkonzentrationen bestehen kategorische Einschränkungen. So können die entsprechenden Orientierungswerte für Salzparameter nicht angewendet werden, wenn die natürlicherweise in diesen Fließgewässern vorkommenden Salzkonzentrationen bereits über den abgeleiteten Orientierungswerten für Chlorid, Sulfat u. a. liegen.

^{IV} Subtyp 2.2 Kleine Flüsse des Alpenvorlandes, Subtyp 3.2 Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes, Typ 4 Große Flüsse des Alpenvorlandes, Typ 12 Organisch geprägte Flüsse, Typ 19 Kleine Niedrigungsgewässer in Fluss- und Stromtälern

^V Zur Bezeichnung der Typen siehe RaKon – Arbeitspapier I „Gewässertypen und Referenzbedingungen“ (Stand 06. August 2021)

Auch bei Meer- oder Brackwassereinfluss können die Orientierungswerte nicht angewandt werden. Das Ausmaß der geogen bedingt erhöhten Salzkonzentration kann in Abhängigkeit von den geologischen Bedingungen sehr unterschiedlich sein. Hinweise auf großräumige Unterschiede innerhalb Deutschlands geben die Karten der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe zu den hydrogeologischen Hintergrund-Verhältnissen für Chlorid oder Sulfat.

In der Regel können Gewässer mit geogen bedingt hohen Salzkonzentrationen im Referenzzustand und im guten ökologischen Zustand/Potential keine dem LAWA-Fließgewässertyp entsprechende Biozönose aufweisen. Die Anwendung der biologischen Standardbewertungsverfahren muss dann zwangsläufig zu einer defizitären Einstufung des ökologischen Zustands führen. Für diese Gewässer bedarf es einer Expertenbewertung, die den erhöhten Salzgehalt als natürliche Ausgangssituation berücksichtigt. Voraussetzung dafür ist ein zweifelsfreier Nachweis des natürlichen Eintrags der erhöhten Salzkonzentration. Im Rahmen des Projektes O 3.15 (Halle & Müller 2017) sind taxa-spezifische Präferenzspektren für das Makrozoobenthos und die Diatomeen abgeleitet worden. Sie können als Basis für die Ableitung der zu erwartenden Referenzbiozönose für geogen salzführende Gewässer bei der Expertenbewertung herangezogen werden.

3.5 Hintergrundwerte

Hintergrundwerte für Fließgewässer als Schwellenwerte für den sehr guten/guten ökologischen Zustand/Potential werden in die vorliegende Version überwiegend aus RaKon Teil B, Arbeitspapier II aus 2007 übernommen (Tab. 1 und 2). Für einige Parameter, die in der Version aus 2007 noch nicht enthalten waren (s. Parameterauswahl) wurde zur Festlegung der Hintergrundwerte die LAWA-Güteklassifikation^{VI} herangezogen. Die in dieser Version des Arbeitspapiers enthaltenen Hintergrundwerte sind daher als vorläufig zu betrachten und zukünftig weiter fachlich zu untersetzen.

3.6 Parameterauswahl

Die in der vorliegenden Fassung von RaKon Teil B, Arbeitspapier II enthaltene Parameterauswahl entspricht im Wesentlichen der, für die auch in der 2007 verabschiedeten Fassung Schwellenwerte benannt wurden. Das LAWA-Projekt Halle & Müller 2014 gab den Anstoß, darüber hinaus Orientierungswerte für weitere Parameter abzuleiten, wie für Eisen und Sulfat. Die für Nitrit-N und Ammoniak-N vorgeschlagenen Orientierungswerte sind bereits in die OGeWV (2016) übernommen worden.

Für den gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff (TOC) wurden die Werte aus RaKon Teil B, Arbeitspapier II vom 7. März 2007 übernommen, obwohl der TOC aus biologischer Sicht nicht mehr berücksichtigt werden soll. Der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff in Fließgewässern ist zwar durchaus biologisch relevant, allerdings wären dafür nicht der Gesamtanteil, sondern entweder der Schwebstoff-Anteil < 63 µm oder der Anteil an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) die geeigneteren Messgrößen. Aufgrund der geringen Datenlage ist die Ableitung eines Orientierungs-

^{VI} LAWA-Güteklassifikation unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/flu-esse/ueberwachung-bewertung/chemisch>

wertes für DOC jedoch momentan nicht möglich. Zukünftig ist mit einer besseren Datenlage zu rechnen, da der DOC auch in Zusammenhang mit dem Bioligandenmodell und dem bioverfügbaren Anteil der Metalle an Bedeutung gewinnt. In der Übergangszeit wird daher auf die Werte aus RaKon Teil B, Arbeitspapier II vom 7. März 2007 für den TOC zurückgegriffen, zumal der TOC mittelfristig den CSB aufgrund der Vorgaben durch die REACH-Verordnung^{VII} ersetzt.

Die Parameterauswahl berücksichtigt sowohl den erforderlichen Mindestumfang entsprechend der WRRL (Temperatur, Sauerstoff, Chlorid, pH, Gesamtposphat und Orthophosphat) als auch die physikalisch-chemischen Parameter, die in der EU-Fischgewässerrichtlinie (2006/44/EG) enthalten waren.

^{VII} VERORDNUNG (EG) Nr. 1907/2006 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission

Tabelle 1: Hintergrundwerte für Sauerstoffgehalt, BSB₅, TOC, Chlorid und Sulfat (Erläuterung s. S. 14)

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	O ₂	BSB ₅ ¹	TOC ³	Cl ^{2,4}	SO ₄ ⁴	Fe
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
		MIN/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	90-Perzentil	90-Perzentil	MW/Jahr
		Untere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle
Fließgewässer des Alpenvorlands	2.1 / 3.1 / 2.2 / 3.2 / 4 / 11	> 8	< 3	k.A.	≤ 25	k.A.	k.A.
Silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
	6 / 6_K / 7 / 19	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des Mittelgebirges	9	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
	9.1 / 9.1_K	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	> 8	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 / 12 basenarm	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
	11 / 12 basenreich	> 9	< 3	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflandes	14 [sil] / 16 [sil]	> 9	< 4	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
	14 [karb] / 16 [karb] / 18 / 19	> 9	< 4	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflands	15 / 17	> 8	< 4	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflands	15_g / 20	> 8	< 4	< 7	≤ 25	≤ 25	k.A.
Organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes	11 / 12 basenarm	> 8	< 4	< 10	≤ 25	≤ 25	k.A.
	11 / 12 basenreich	> 8	< 4	< 10	≤ 25	≤ 25	k.A.
Marschengewässer ²	22	> 7	3	< 15	k.A.	k.A.	k.A.
Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	23	> 7 ⁵	< 6	< 15	k.A.	k.A.	k.A.
Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflands	Subtyp 21_Nord	> 7 ⁵	6	< 7	≤ 25	k.A.	k.A.

Tabelle 2: Hintergrundwerte für Phosphor- und Stickstoffparameter (Erläuterung s. S. 14)

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	$\text{o-PO}_4\text{-P}^2$	P_{ges}^2	$\text{NH}_4\text{-N}^6$	$\text{NH}_3\text{-N}^6$	$\text{NO}_2\text{-N}^6$
		mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
		MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr
		Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle
Fließgewässer des Alpenvorlands	2.1 / 3.1 / 2.2 / 3.2 / 4 / 11	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	6 / 6_K / 7 / 19	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des Mittelgebirges	9	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	9.1 / 9.1_K	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 / 12 basenarm	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	11 / 12 basenreich	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflandes	14 [sil] / 16 [sil]	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	14 [karb] / 16 [karb] / 18 / 19	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflands	15 / 17	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflands	15_g / 20	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes	11 / 12 basenarm	0,02	0,05	0,04	< 1	≤ 10
	11 / 12 basenreich	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Marschengewässer ²	22	0,02	0,10	k.A.	k.A.	k.A.
Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	23	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10
Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflands	Subtyp 21_Nord	0,02	0,05	0,04	< 2	≤ 10

Tabelle 3: Orientierungswerte für Sauerstoffgehalt, BSB5, TOC, Chlorid, Sulfat, pH-Wert und Eisen (Erläuterung s. S. 14)

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	O ₂	BSB ₅ ¹	TOC ³	Cl ^{2,7}	SO ₄ ⁷	pH-Wert	Fe
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	[-]	mg/l
		MIN/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MIN/Jahr - MAX/Jahr	MW/Jahr
		Untere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Untere u. obere Schwelle	Obere Schwelle
Fließgewässer des Alpenvorlands	2.1 / 3.1 / 2.2 / 3.2 / 4 / 11	8	3	k.A.	200	k.A.	7,0 - 8,5	k.A.
Silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1	8	3	7	200	75	6,5 - 8,5	0,7
	6 / 6_K / 7 / 19	7	3	7	200	220	7,0 - 8,5	0,7
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des Mittelgebirges	9	7	3	7	200	75	7,0 - 8,5	0,7
	9.1 / 9.1_K	7	3	7	200	220	7,0 - 8,5	0,7
Große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	7	3	7	200	220	7,0 - 8,5	0,7
Organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 / 12 basenarm	8	3	7	200	75	5,5 - 8,0	0,7
	11 / 12 basenreich	8	3	7	200	220	7,0 - 8,5	0,7
Silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflandes	14 [sil] / 16 [sil]	7	4	7	200	140	6,5 - 8,5	1,8
	14 [karb] / 16 [karb] / 18 / 19	7	4	7	200	200	7,0 - 8,5	1,8
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflandes	15 / 17	7	4	7	200	200	7,0 - 8,5	1,8
Große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflandes	15_g / 20	7	4	7	200	200	7,0 - 8,5	1,8
Organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes	11 / 12 basenarm	6	4	10	200	75	5,5 - 8,0	1,8
	11 / 12 basenreich	6	4	10	200	140	7,0 - 8,5	1,8
Marschengewässer ²	22	4	6	15	k.A.	k.A.	6,5 - 8,5	k.A.
Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	23	4 ⁵	6	15	k.A.	k.A.	7,0 - 8,5	k.A.
Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes	Subtyp 21_Nord	4 ⁵	6	7	200	k.A.	7,0 - 8,5	k.A.

Tabelle 4: Orientierungswerte für Phosphor- und Stickstoffparameter (Erläuterung s. S. 14)

Fließgewässertypgruppen	LAWA-Fließgewässertypen	o-PO ₄ -P ²	P _{ges} ²	NH ₄ -N ⁶	NH ₃ -N ⁶	NO ₂ -N ⁶
		mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
		MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr	MW/Jahr
		Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle	Obere Schwelle
Fließgewässer des Alpenvorlands	2.1 / 3.1 / 2.2 / 3.2 / 4 / 11	0,05	0,10	0,1	2	30
Silikatische und karbonatische Bäche des Mittelgebirges	5 / 5.1	0,07	0,10	0,1	1	30
	6 / 6_K / 7	0,07	0,10	0,1	2	50
	19	0,10	0,15	0,1	2	50
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des Mittelgebirges	9	0,07	0,10	0,1	1	30
	9.1 / 9.1_K	0,07	0,10	0,1	2	50
Große Flüsse und Ströme des Mittelgebirges	9.2 / 10	0,07	0,10	0,1	2	50
Organische Bäche und Flüsse des Mittelgebirges	11 / 12 basenarm	0,10	0,15	0,1	1	30
	11 / 12 basenreich	0,10	0,15	0,1	2	50
Silikatische und karbonatische Bäche des norddeutschen Tieflandes	14 [sil] / 16 [sil]	0,07	0,10	0,1	1	30
	14 [karb] / 16 [karb] / 18	0,07	0,10	0,2	2	50
	19	0,10	0,15	0,2	2	50
Kleine bis mittelgroße silikatische und karbonatische Flüsse des norddeutschen Tieflands	15 / 17	0,07	0,10	0,2	2	50
Große Flüsse und Ströme des norddeutschen Tieflands	15_g / 20	0,07	0,10	0,2	2	50
Organische Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes	11 / 12 basenarm	0,10	0,15	0,1	1	30
	11 / 12 basenreich	0,10	0,15	0,2	2	50
Marschengewässer ²	22	0,20	0,30	0,3	k.A.	k.A.
Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	23	0,07	0,10	0,2	2	50
Seeausflussgeprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflands	Subtyp 21_Nord	0,07	0,10	0,2	2	50

Erläuterungen zu Abkürzungen und Spezifizierungen in den Tabellen 1 bis 4

MW/Jahr	Jahresmittelwert
MAX/Jahr	Jahresmaximalwert
MIN/Jahr	Jahresminimalwert

- 1 BSB₅ ungehemmt
- 2 Die Hintergrund- und Orientierungswerte für Chlorid, o-PO₄-P und P_{Ges} sowie die Orientierungswerte für Marschengewässer wurden für alle Gewässertypen – mit Ausnahme der Alpenvorlandgewässer – überwiegend aus RaKon Teil B, Arbeitspapier II vom 7. März 2007 übernommen.
- 3 Kaliumdichromat wurde mit der Änderung der REACH-VO in den dortigen Anhang XIV aufgenommen, da es die entsprechenden Kriterien der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 für eine Einstufung als krebserzeugend (Kategorie 1B), erbgutverändernd (Kategorie 1B) und fortpflanzungsgefährdend (Kategorie 1B) erfüllt. Nach Aussage des UBA ist die Verwendung von Kaliumdichromat, das z. B. für die Bestimmung des CSB nach H41 oder H44 benötigt wird, nicht mehr zulässig. Dies bedeutet, dass der CSB allein aus diesem Grunde mittelfristig durch den TOC zu ersetzen ist.
- 4 Die Hintergrundwerte für Sulfat und Chlorid haben für Fließgewässer mit natürlicherweise geogen erhöhten Salzkonzentrationen keine Gültigkeit. Die Hintergrundwerte für Chlorid wurden nicht aus RaKon Teil B, Arbeitspapier II aus 2007 übernommen, sondern analog zur Vorgehensweise bei Sulfat wurde die LAWA-Güteklassifikation herangezogen (s. a. S. 8).
- 5 Der Hintergrund- und Orientierungswert für Sauerstoff bezieht sich bei den Typen 23 und Subtyp 21_Nord auf das 10-Perzentil (s. a. Erläuterungen S. 17).
- 6 In Hinblick auf die Qualitätskomponente Fisch sind zu Ammonium, Ammoniak und Nitrit ggf. weitere Überprüfungen und Abstimmungen notwendig.
- 7 Ein Orientierungswert für Sulfat und Chlorid kann ausschließlich dort angewandt werden, wo höhere Sulfat- und Chloridgehalte anthropogen, z. B. durch Einleitungen, bedingt sind.

Tabelle 5: Orientierungswerte Fische für die maximale Wassertemperatur^{VIII} und Delta Temperatur für LAWA-Typen sowie für die Ausprägungen der Fischgemeinschaften

LAWA-Typen	AUSPRÄGUNG DER FISCHGEMEINSCHAFT							
	Fischfreie Gewässer	salmonidengeprägte Gewässer des Eirhithrals	salmonidengeprägte Gewässer des Metarhithrals	Salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals	cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals.	Gewässer des Epipotamals	Gewässer des Meta-potamals	Gewässer des Hypopotamals
Alpen- und Alpenvorland								
Subtyp 1.1	X	X	X	X				
Subtyp 1.2			X	X	X	X		
Subtyp 2.1		X	X	X	X	X		
Subtyp 2.2			X	X	X	X		
Subtyp 3.1	X	X	X	X	X	X		
Subtyp 3.2			X	X	X	X		
Typ 4				X	X	X		
Mittelgebirge								
Typ 5		X	X	X	X	X		
Typ 5.1		X	X	X	X	X		
Typ 6		X	X	X	X	X	X	
Subtyp 6 K		X	X	X	X	X	X	
Typ 7	X	X	X	X	X	X		
Typ 9		X	X	X	X	X		
Typ 9.1		X	X	X	X	X	X	
Subtyp 9.1 K				X	X	X	X	
Typ 9.2				X	X	X	X	
Typ 10					X	X	X	
Norddeutsches Tiefland								
Typ 14		X	X	X	X			
Typ 15		X	X	X	X	X	X	
Typ 15 groß				X	X	X	X	
Typ 16		X	X	X	X			
Typ 17				X	X	X		
Typ 18		X	X	X	X			
Typ 20						X	X	X
Typ 22							X	X
Typ 23								X

^{VIII} Mittelfristig ist eine Fortschreibung auf der Basis der jetzt vorliegenden Fassung erforderlich (u. a. Wintertemperaturen)

LAWA-Typen	AUSPRÄGUNG DER FISCHGEMEINSCHAFT							
	Fischnur Gewässer	salmonidengeprägte Gewässer des Eirithrals	salmonidengeprägte Gewässer des Metarithrals	Salmonidengeprägte Gewässer des Hyporithrals	cyprinidengeprägte Gewässer des Rithrals.	Gewässer des Epipotamals	Gewässer des Metapotamals	Gewässer des Hypopotamals
Ökoregion unabhängig								
Typ 11		X	X	X	X	X	X	
Typ 12		X	X	X	X	X	X	
Typ 19			X	X	X	X		
Subtyp 21 Nord			X	X	X	X	X	
Subtyp 21 Süd			X	X	X	X		
Anforderungen								
T_{max} Sommer [°C] (April bis November)		≤ 20	20	≤ 21,5	≤ 23	≤ 25	≤ 28	≤ 28
Temperaturerhöhung [ΔT in K]		≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2,0	≤ 3,0	≤ 3,0	≤ 3,0
T_{max} Winter [°C] (Dezember bis März)		≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Temperaturerhöhung [ΔT in K]		≤ 1,0	≤ 1,5	≤ 1,5	≤ 2,0	≤ 3,0	≤ 3,0	≤ 3,0

3.7 Erläuterungen zu den Orientierungswerten

Maximale Jahresswassertemperatur (TWa)

Die Wassertemperatur ist sicherlich neben der Fließgeschwindigkeit einer der wichtigsten physikalischen Parameter von Fließgewässern, der sich über die chemischen und physiologischen Prozesse auf alle biologischen Qualitätskomponenten auswirkt. Im RaKon Teil B, Arbeitspapier II aus 2007 wurden maximale sommerliche Wassertemperaturen nur für die Fische und hierbei auch nur für die Fischgemeinschaften festgelegt, sodass es nicht eindeutig möglich ist, Orientierungswerte für die maximale Jahresswassertemperatur den anderen biologischen Qualitätskomponenten zuzuordnen.

In den LAWA-Projekten (s. Kap. 3) wurden auf Ebene der LAWA-Fließgewässertypen für alle biologischen Qualitätskomponenten Orientierungswerte zwischen 19 und 24 °C abgeleitet. Diese Werte bestätigen im Wesentlichen den Bereich der Werte des RaKon Teil B, Arbeitspapier II aus 2007 mit Ausnahme der höchsten Werte von 28 °C für die Fischgemeinschaften MP (Gewässer des Metapotamals) und HP (Gewässer des Hypopotamals). Daraus folgt, dass für MP und HP eine Absenkung auf 25 °C zu überprüfen wäre. Die „Delta-Temperaturwerte“ für die Fischgemeinschaften werden ebenfalls aus 2007 übernommen. Hierbei sind immer die jahreszeitlich typischen Wassertemperaturen zugrunde zu legen, so dass u. a. sichergestellt ist, dass die winterliche Wassertemperatur nicht zu hoch liegt für eine erfolgreiche Reproduktion von z. B. Salmoniden.

Für alle fischbezogenen Orientierungswerte zur maximalen Wassertemperatur gilt, dass sie aus fischökologischer Sicht nochmals fachlich zu überprüfen und ggf. anzupassen sind. Außerdem sind noch die jahreszeitlichen Staffelungen sowie Überschreitungszeiträume/-häufigkeiten zu ergänzen, z. B. hinsichtlich der Wintertemperaturen. Weitere Klärung ist von dem LAWA-Projekt O 10.20 (Temperaturempfindlichkeiten der Fischgemeinschaften in deutschen Fließgewässern – Überprüfung der Orientierungswerte für die Temperatur) zu erwarten (Projektstart 2020).

Sauerstoffgehalt (O₂)

Die harmonisierten Orientierungsvorschläge für den Sauerstoffgehalt (6 bis 8 mg/l) liegen relativ nahe bei den Orientierungswerten des RaKon Teil B, Arbeitspapier II aus 2007 (6 bis 7 mg/l für die untersuchten Gewässertypen), wobei für die Gewässertypen des Alpenvorlands und der Mittelgebirge die höchsten und für die Niederungsfließgewässer und organischen Bäche und Flüsse des norddeutschen Tieflandes die niedrigsten Orientierungswerte vorgeschlagen werden.

Die Orientierungswerte für Typ 23 (Ostseezuflüsse) und Typ 21_N (Seeausfluss geprägte Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes) beziehen sich - abweichend von den anderen Orientierungswerten - auf das 10-Perzentil. Natürlicherweise kommt es bei diesen beiden Typen in den Sommermonaten zu Phasen von Sauerstoffarmut. Dabei werden in den langsam fließenden Gewässern auch natürlicherweise kurzzeitig Sauerstoffgehalte unter 4 mg/l erreicht.

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅) (ungehemmt)

Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB₅) ist ein Maß für die Gewässerbelastung mit leicht abbaubaren organischen Stoffen und entspricht der Menge an Sauerstoff, die zum Abbau dieser Stoffe bei einer Temperatur von 20°C innerhalb von 5 Tagen benötigt wird.

Der BSB₅ hat sich bei der Ableitung des Schwellenwerts erwartungsgemäß als gut mit den Bewertungen der biologischen Qualitätskomponenten korrelierter Parameter gezeigt. Die abgeleiteten Orientierungswerte (3 bis 4 mg/l) liegen deutlich unter den Orientierungswerten von RaKon Teil B, Arbeitspapier II von 2007 (2,5 bis 6 mg/l).

Salzgehalt

Unter Salzgehalt oder Salinität eines Wassers wird die Gesamtheit aller darin gelösten oder dissoziierten Salze verstanden. Zu den wichtigsten in Gewässern vorkommenden mineralischen Ionen gehören Chlorid, Sulfat, Hydrogencarbonat, Natrium, Calcium, Magnesium und Kalium. Organische Salze sind meist vernachlässigbar.

Sowohl der Salzgehalt als auch die spezifische Ionenzusammensetzung eines Gewässers stellen Habitatfaktoren dar, die dessen biologische Besiedlung maßgeblich mitbestimmen, da sie spezifische osmoregulative Anpassungen der Organismen an die jeweiligen Verhältnisse erfordern. Kommt es gegenüber den natürlichen Bedingungen zu signifikanten Erhöhungen des Salzgehalts oder zu Verschiebungen bestimmter Ionenverhältnisse, kann dies zum Ausfall empfindlicher Arten führen, die ihrerseits - z. B. über das Nahrungsnetz - das gesamte Arten- und Abundanzgefüge verändern können. Beim Parameter Chlorid handelt es sich zusätzlich um einen allgemeinen Anzeiger für anthropogene Belastungen.

Nach Untersuchungen von Elphick et al. (2011) wirkt sich ein hoher Karbonatgehalt mindernd auf die biologischen Belastungswirkungen erhöhter Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen aus. Die Biozönosen silikatischer Gewässer sollten somit empfindlicher auf Salzbelastungen als die karbonatischer Gewässer reagieren.

Chlorid (Cl)

Zur Beurteilung von Salzbelastungen wurden in den LAWA-Projekten (s. Kap. 3) Schwellenwerte für die Chlorid-Konzentration von 40 bis 90 mg/l abgeleitet. Die Ergebnisse zeigen den erwarteten Unterschied zwischen silikatischen und karbonatischen Gewässertypen. Bei Chlorid zeigen sich sehr belastbare Korrelationen zwischen den Messwerten und den biologischen Bewertungen, obwohl die Abweichungen der vorgeschlagenen Orientierungswerte für Chlorid gegenüber dem bisherigen RaKon-Orientierungswert aus 2007 (200 mg/l) groß sind.

Im Rahmen der LAWA-Projekte konnten mögliche Einflüsse spezifischer Ionen-Verhältnisse auf die biologischen Qualitätskomponenten noch nicht umfassend untersucht werden. Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass es in verschiedenen, üblicherweise salzarmen Gewässertypen spezielle Fälle geogen bedingt erhöhter Salzkonzentrationen geben kann, die daher auch im Referenzzustand keine dem LAWA-Gewässertyp entsprechende Biozönose aufweisen können (s. a. Kap. 3.4 „Einschränkung in der Anwendung der Orientierungswerte bei natürlicherweise geogen erhöhten Salzkonzentrationen“).

Im Ergebnis exemplarischer Untersuchungen zur Rolle der begleitenden Kationen Magnesium und Kalium zeichnete sich ab, dass der bisher abgeleitete Orientierungswert für Chlorid differenziert zu betrachten ist. Erhöhte Werte für Kalium und Magnesium sind ein Indiz für anthropogene Salzquellen und haben eine größere physiologische Wirkung als Chlorid an sich. Daher werden in der vorliegenden Version des RaKon Teil B, Arbeitspapier II weiterhin die Chlorid-Werte aus 2007 fortgeführt.

Sulfat (SO₄)

In Fließgewässern kommt Sulfat sowohl in natürlichen als auch in anthropogen erhöhten Konzentrationen vor. Ein natürlicher Sulfatgehalt wird in erster Linie durch den geogenen Hintergrund des Grundwassers verursacht, wie z. B. bei Keupergewässern. Hinzu kommen noch kleinere Anteile aus der Zersetzung organischen Materials und dem natürlichen Anteil atmosphärischer Deposition. Anthropogen erhöhte Sulfatkonzentrationen können vielfältige Belastungsursachen haben, wie z. B. Einleitungen aus Kläranlagen, industriellen oder landwirtschaftlichen Abwässern sowie durch verkehrs- oder industriell bedingte Luftemissionen. Auch eine verstärkte Torfmineralisation in Einzugsgebieten mit degradierenden Mooren kann zu deutlich erhöhten Sulfatkonzentrationen führen. In tide- und brackwasserbeeinflussten Gewässern sind sie ebenfalls natürlicherweise erhöht.

Die höchsten anthropogenen Sulfatbelastungen werden jedoch in aller Regel durch den Bergbau verursacht. Hierzu kommt es, wenn schwefelhaltige Mineralien, die bis dahin unter rein anaeroben Bedingungen lagerten, durch bergbauliche Aktivitäten dem unmittelbaren Einfluss von Luft und Wasser ausgesetzt werden. Weit verbreitete Sulfide und Sulfosalze, wie Pyrit und Markasit (Disulfide) verwittern unter solchen Bedingungen, indem sie unter Einfluss spezieller Bakterien oxidiert werden. Dabei entstehen Eisenhydroxide und Schwefelsäure. Das Eluat dieses Prozesses ist daher nicht nur sulfat- und eisenhaltig, sondern vor allem auch sauer (sog. Acid Mine Drainage (AMD)). Der hohe Säuregrad verursacht zusätzliche Schadstoffbelastungen, da verschiedene Metalle aus dem abgebauten Gestein heraus gelöst und in die betroffenen Grund- und Oberflächengewässer eingetragen werden.

Die in den Oberflächengewässern relevante biozönotische Belastungswirkung erhöhter Sulfatkonzentrationen besteht wie bei Chlorid in erster Linie im Hinblick auf die Osmoregulation. Es ist bekannt und wurde hinlänglich in Ökoteils nachgewiesen, dass eine höhere Karbonathärte zu einer höheren Belastungstoleranz der aquatischen Organismen führt.

Als Orientierungswerte für Sulfat wurden im Mittelgebirge für silikatische Gewässertypen 75 mg/l und für karbonatische 220 mg/l festgelegt. Die erwartete höhere Empfindlichkeit silikatischer Gewässertypen gegenüber Sulfat konnte durch die Auswertungen (Halle & Müller 2015a) bestätigt werden.

Im Tiefland wurde für die meisten Fließgewässertypen ein Orientierungswert von 200 mg/l festgelegt. Für silikatische und organische Fließgewässertypen zeichnet sich mit einem Orientierungswert von 140 mg/l eine größere Empfindlichkeit ab. Für basenarme organische Gewässer des Typs 11 wurde der für Mittelgebirge abgeleitete Wert von 75 mg/l übernommen.

Ein Orientierungswert für Sulfat kann bei erhöhten Sulfatkonzentrationen nur dann angewandt werden, wenn diese anthropogen, z. B. durch Einleitungen, bedingt sind.

Zur besseren Berücksichtigung des geogenen Hintergrundes sollten bei einer zukünftigen Fortschreibung der Orientierungswerte die Keupergewässer oder Gipslandschaften gesondert betrachtet werden.

pH-Wert

Der pH-Wert ist ein Maß für den sauren oder basischen Charakter einer wässrigen Lösung und in Gewässern von zentraler Bedeutung, sowohl für viele wasserchemische als auch physiologische Prozesse (inkl. dem Einfluss auf diverse toxische Belastungswirkungen).

Die Spannweite des über alle Typgruppen einheitlichen Orientierungswertes ist im Vergleich zu den RaKon-Werten aus 2007 teilweise enger geworden. Während die Obergrenze weitgehend unverändert eingestuft wird, scheinen die Monitoringdaten insbesondere eine größere Empfindlichkeit gegenüber sauren pH-Verhältnissen anzuzeigen. So wurden im alten RaKon Teil B, Arbeitspapier II für die meisten LAWA-Typen die pH-Min-Max-Spannweiten noch mit 6,5 bis 8,5 definiert, während diese jetzt nur noch einen Bereich von 7,0 bis 8,5 abdecken. Die niedrigsten pH-Werte der Min- und Max-Werte einiger LAWA-Typen lagen 2007 bei 6,0 (Jahres-Min-pH) und 8,0 (Jahres-Max-pH) und werden nun mit 5,5 (Jahres-Min-pH) und 8,5 (Jahres-Max-pH) festgesetzt. Unklar ist jedoch, ob die ermittelten Werte für die Untergrenze tatsächlich bereits die Belastbarkeitsgrenzen des guten ökologischen Zustands abbilden, da gute Korrelationen insgesamt selten sind und evtl. bei einem Fehlen anderer stofflicher Kontaminationen (z. B. Schwermetalle) auch niedrigere pH-Jahres-Min-Werte ohne signifikante biozönotische Belastungsfolgen bleiben können.

Dieser Orientierungswert ist insofern mit einem speziellen Status versehen, als bei einer Verletzung des Orientierungswertes noch nicht unbedingt von einer Verfehlung des guten ökologischen Zustands auszugehen ist. Ein besonderes Augenmerk sollte jedoch auf mögliche andere chemische oder physikalische Belastungen gelegt werden, die durch den pH-Wert in ihrer negativen Wirkung verstärkt und dadurch eine Verfehlung des guten ökologischen Zustands verursachen können.

Eisen (Fe)

Eisen ist grundsätzlich ein essentieller Mikronährstoff für Pflanzen und Tiere, so dass die Fließgewässerorganismen bis zu einem bestimmten Niveau erhöhte Eisengehalte regulieren können. Wenn dies bei erhöhten Eisenkonzentrationen nicht mehr möglich ist, kann die gesamte Lebensgemeinschaft auf verschiedene Art und Weise geschädigt werden. Insbesondere sind die direkt schädigenden Eisen(II)-Oxidationsprozesse an empfindlichen Organoberflächen, wie Kiemen, zu nennen sowie die Beeinträchtigung des Lebensraums durch von Eisenoxyd überzogene Oberflächen. Die Oxidation von Eisen(II)-Verbindungen belastet darüber hinaus den Sauerstoffhaushalt. Typische Folgen von hohen Eisenkonzentrationen sind zurückgehende Häufigkeiten und Artenvielfalt u. a. von Phyto- und Makrozoobenthos und Fischen (IDUS 2012).

Erhöhte Eisengehalte haben auch Auswirkungen auf bestehende Phosphorbelastungen. Das als Pflanzennährstoff relevante Ortho-Phosphat kann ausgefällt werden, wodurch sich die trophischen Bedingungen verändern. In Fließgewässern mit niedrigen pH-Werten liegt verhältnismäßig mehr Eisen in gelöster Form vor, so dass die hohen Konzentrationen optisch nicht durch Eisenoxydniederschläge sichtbar werden.

Sobald der pH-Wert in neutralere Verhältnisse kommt, werden dann die Verockerungserscheinungen erkennbar. Ab etwa 3 mg/l fällt Eisenocker unabhängig vom pH-Wert aus.

Auf Grundlage der Projektergebnisse (Halle & Müller 2015b) wurden für die Fließgewässertypgruppen im Mittelgebirge Orientierungswerte in Höhe von 0,7 mg/l Gesamteisen festgelegt, wobei zu beachten ist, dass für die karbonatischen Mittelgebirgsgewässer regional ein niedrigerer Orientierungswert entscheidend sein könnte. Aufgrund unzureichender Datenlage wurde jedoch für alle Mittelgebirgsgewässer ein einheitlicher Wert festgelegt. Dies gilt entsprechend auch für die Tieflandgewässer mit einem einheitlichen Orientierungswert in Höhe von 1,8 mg/l Gesamteisen. Auch hier gibt es durch die Auswertungen Hinweise, dass regional in Bächen die Orientierungswerte niedriger liegen müssten, u. a. auch aufgrund der erhöhten Sensibilität der Fischfauna. In huminsäurereichen Fließgewässern ist das biologisch reaktive Eisen in größerem Umfang gebunden, so dass diese Gewässer grundsätzlich toleranter auf höhere Eisengehalte reagieren und somit die Orientierungswerte höher liegen könnten.

Ortho-Phosphat-P ($\text{o-PO}_4\text{-P}$) und Gesamtphosphor (P-ges)

Während in Fließgewässern ortho-Phosphat als der biologisch relevantere Phosphorparameter angesehen werden kann, ist in Stillgewässern und gestauten oder langsam fließenden Fließgewässern davon auszugehen, dass Gesamtphosphor (TP) die besser geeignete Messgröße ist, um die für die Eutrophierung relevanten Phosphorverhältnisse zu beschreiben, da hier Rücklösungsprozesse aus dem Sediment eine größere Rolle spielen können.

Für die vorliegende Fassung des RaKon Teil B, Arbeitspapier II werden für die Fließgewässertypen des Mittelgebirges und des Tieflandes die Orientierungswerte aus 2007 übernommen. Für die Alpenvorlandgewässer werden dagegen die neuen Werte berücksichtigt, da diese durch einen umfangreichen, validierten Datensatz zuverlässig begründet werden können.

Generell ist jedoch darauf hinzuweisen, dass die Einhaltung der Orientierungswerte noch nicht bedeutet, dass auf der Maßnahmenebene kein weiterer Phosphor-Rückhalt erforderlich sein könnte. Wenn im weiteren Gewässerverlauf des betrachteten Wasserkörpers ein Gewässer mit geringen Fließverhältnissen folgt, dann muss ggf. der Phosphoreintrag in dieses empfindlichere Gewässer auch durch Maßnahmen an dem oberhalb gelegenen Wasserkörper minimiert werden, beispielsweise wenn ein Fluss in einen See oder eine Talsperre mündet.

Ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) und Ammoniak-N ($\text{NH}_3\text{-N}$)

Ammoniak (NH_3) ist ein sehr leicht lösliches Gas, das im Wasser Ammonium-Ionen (NH_4^+) bildet. Das Gleichgewicht zwischen beiden Formen ist im Wesentlichen von der Wassertemperatur und dem pH-Wert abhängig. Je höher die Temperaturen und der pH-Wert sind, desto höher ist der Anteil an Ammoniak.

Algen und höhere Pflanzen können Ammonium als Nährstoff aufnehmen. Die düngende Wirkung spielt aber in aller Regel in Fließgewässern keine ausschlaggebende Rolle. Dagegen hat Ammonium/Ammoniak eine erhebliche Bedeutung für die Gewässerbiozönose durch seine toxischen Wirkungen auf Gewässerorganismen aller biologischen Qualitätskomponenten. Diese gehen in erster Linie vom Ammoniak aus. Als

Grund dafür wird vermutet, dass es als neutraler Stoff die Zellmembranen leichter passieren kann (EPA 1998).

Die Orientierungswerte liegen für $\text{NH}_4\text{-N}$ zwischen 0,1 und 0,2 mg/l für die verschiedenen Fließgewässertypgruppen. Gegenüber den RaKon-Orientierungswerten aus 2007 zwischen 0,1 bis 0,3 mg/l waren die neuen Werte überwiegend auf ein bis zwei Drittel abzusenken, um den Ergebnissen der biologischen Qualitätskomponenten zu entsprechen.

Erwartungsgemäß zeigten die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Auswertungen noch bessere Korrelationen zu den Biokomponenten-Bewertungen. Hier liegen die Orientierungswerte bei etwa einem Hundertstel der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte in Höhe von 1 bis 2 $\mu\text{g/l}$.

Nitrit-N ($\text{NO}_2\text{-N}$)

Wie bei Ammonium/Ammoniak liegt die wesentliche biologisch relevante Bedeutung von Nitrit in Fließgewässern in dessen toxischer Wirkung auf die Gewässerorganismen. Die meisten Erkenntnisse hierzu liegen hinsichtlich der Wirkung auf Fische vor.

In den LAWA-Projekten hat sich jedoch deutlich gezeigt, dass auch die anderen biologischen Qualitätskomponenten empfindlich auf erhöhte $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen zu reagieren scheinen. Im Vergleich zum Ammoniak-N liegen die Schwellenwerte jedoch etwa 20- bis 30-fach höher. Die Orientierungswerte liegen für $\text{NO}_2\text{-N}$ bei Werten zwischen 30 und 50 $\mu\text{g/l}$, je nach hydrochemischer Gewässerausprägung.

4 Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor und Sichttiefe im Freiwasser von Seen

Für den ökologischen Zustand von Seen sind die Nährstoffe (Eutrophierung) die bedeutendste Belastungsgröße. Der Phosphor stellt in vielen Seen als limitierender Nährstoff die Schlüsselgröße für die Trophieausprägung dar und ist die entscheidende Stell- und Zielgröße für Verbesserungsmaßnahmen und Sanierungen.

Als ein weiterer Parameter innerhalb der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter stellt die Ausprägung der Sichttiefe, gemessen mit der sogenannten Secchi-Scheibe, eine Kenngröße für das Lichtklima, die algenbürtige sowie anorganische Trübung in Seen dar. Die Sichttiefe findet u. a. als Trophieparameter im Trophie-Index nach LAWA und nach OECD Anwendung.

Für die Parameter P-gesamt und Sichttiefe werden die Hintergrund – und Orientierungswerte unten näher beschrieben. Für die weiteren in der OGewV aufgeführten Kenngrößen der ACP konnten bisher keine Hintergrund- und Orientierungswerte abgeleitet werden. Die Begründungen hierfür werden im folgenden parameterweise dargestellt:

Temperatur und Sauerstoff

Die Gewässertemperatur ist ein wesentlicher gewässerökologischer Faktor. Sie bestimmt maßgeblich das Artenspektrum und die Dominanzverhältnisse der vorhandenen Lebensgemeinschaften. Wesentliche Abweichungen von den natürlichen Temperaturverhältnissen nach oben und nach unten können direkt die Physiologie, das Wachstum und die Fortpflanzung sowohl von Fischen als auch von Makrozoobenthos sowie auch das Vorkommen und die Menge von pflanzlichen Organismen beeinflussen

Die Menge des im Wasser löslichen Sauerstoffs wird in starkem Maße durch die Wassertemperatur beeinflusst. Steigende Wassertemperaturen führen zu einer Verminderung der Sauerstofflöslichkeit. Demgegenüber steigt der Sauerstoffbedarf der Tiere im Wasser bei der Temperaturerhöhung. In erster Näherung wird angenommen, dass eine Abweichung des Jahresmittels von über 1°C gegenüber dem unbelasteten Zustand als wesentliche Belastung zu betrachten ist. Trotzdem wird es nicht für möglich erachtet, einen seetypspezifischen Schwellenwert für die Seetemperatur zu definieren:

Für die Temperatur in Seen ist die Sonneneinstrahlung maßgeblich verantwortlich. Für die Wärmeverteilung in Seen ist der Wind von entscheidender Bedeutung. Je nach Tiefe und Volumen des Sees durchmischt ein Seewasserkörper nur im Frühjahr oder sowohl im Frühjahr als auch Herbst. Zur Zeit der Durchmischung ist die Wassertemperatur überall gleich, während sich im Sommer und ggf. im Winter unter Eis eine thermische Schichtung ausbildet.

Diese ist je nach Morphologie des Seebeckens und je nach Witterung mehr oder weniger stabil. In flacheren Seen kann sich kurzfristig bei warmen, windstillen Wetter eine Schichtung ausbilden, während in tiefen Seen sich ein Hypolimnion ausbildet, welches den Sommer über durch das Metalimnion, die Sprungschicht, vom Epilimnion isoliert ist. Die Temperatur ist während der Sommerstagnation im Hypolimnion relativ stabil und beträgt minimal 4°C, während sie im Epilimnion oder in flachen Seen je nach Wetterlage und Tageszeit kurzfristig um mehrere Grad schwanken kann. Diese Schwan-

kungen können sich durch Wirkung seeinterner physikalischer Prozesse, z. B. die Ausbildung von Seiches noch verstärken. Die Festlegung eines Temperatur-Schwellenwertes wäre somit weder für die oberflächennahe Wasserschicht noch für die Tiefenzone sinnvoll möglich.

Der größte Teil des Sauerstoffs gelangt durch Austausch mit der Atmosphäre über die Oberfläche in das Wasser. Dazu kommt der in der oberflächennahen, durchlichteten Zone des Sees erzeugte Assimilationssauerstoff, also der Sauerstoff, der von Phytoplankton oder Makrophyten über die Photosynthese produziert wird. Gleichzeitig wird der Sauerstoffhaushalt durch den Abbau von Biomasse beeinflusst.

Die ökologische Wirkung des Sauerstoffgehaltes ist schwer zu isolieren, denn in natürlichen Seen ändern sich die Sauerstoffverhältnisse gewöhnlich parallel zu einer Reihe anderer Faktoren. Diese Faktoren sind neben den biologischen Komponenten, also das Vorkommen von Pflanzen, Tieren und Bakterien, die Temperatur, die Turbulenz und das Licht.

Daraus ergibt sich, dass die thermische Schichtung und die sich daraus ergebenden Schichtenvolumina den größten Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt eines Sees haben. Hinzu kommt der Tag-Nachtrhythmus. Somit ist es auch für den Sauerstoffgehalt von Seetypen ausgeschlossen, fachlich sinnvolle Schwellenwerte für die Abgrenzung des sehr guten vom guten bzw. guten vom mäßigen Zustand eines Sees abzuleiten.

Salzgehalt/Chlorid

Der Chlorid-Gehalt von Seen ist überwiegend durch natürliche Bedingungen, wie Meereseinflüsse (z. B. Strandseen, Seen mit Einzugsgebieten im Bereich der Marschen) sowie geogene Bedingungen (salzreiche Grundwasserzuströme) geprägt.

Eine anthropogen bedingte Erhöhung des Chloridgehaltes durch salzhaltige Einleitungen direkt in Seen oder in zuströmende Fließgewässer findet sich nur an wenigen bundesdeutschen Seen und bedarf stets einer Einzelfallbetrachtung.

Bei erhöhtem Salzgehalt kann die Berücksichtigung taxa-spezifischer Präferenzspektren für die Diatomeen und das Makrozoobenthos eine wertvolle Hilfe für die Expertenbewertung der etablierten seetypspezifischen Biozönose sein.

Grundsätzlich besitzt die Messgröße Chlorid als unterstützende Qualitätskomponente in Seen jedoch kaum eine Bedeutung, so dass der Expertenkreis-Seen keine Notwendigkeit für die Ableitung eines Hintergrund- und Orientierungswertes für Chlorid erkennt.

pH und Säurekapazität

Der Versauerungszustand (Parameter Säurekapazität und pH-Wert) wird durch natürliche, geogene Bedingungen, wie beispielsweise Kalk oder Huminstoffe, aber auch sauren Regen beeinflusst. Die versauernden atmosphärischen Einträge in die Gewässer haben in den letzten Jahren stark abgenommen. Durch die Reduktion dieser Belastungen aus der Luft hat der Versauerungszustand für die unterstützende Bewertung in natürlichen Seen Deutschlands kaum eine Bedeutung als Belastungsfaktor. Der Versauerungszustand beschreibt hier eher die Referenzbedingungen für die Gewässertypisierung. Außerdem sind natürlicherweise saure Seen in der Regel < 50 ha und damit nicht relevant für das Monitoring und Reporting gem. OGeWV.

Niedrige pH-Werte und Säurekapazitäten, beispielsweise in Tagebaurestseen, haben Auswirkungen auf die Struktur der Phytoplanktonzönose. Für geogen bedingt dauerhaft saure Tagebaurestseen wird der Versauerungszustand daher bereits bei der Ableitung des Referenzzustandes für die Qualitätskomponente Phytoplankton für die Ermittlung des ökologischen Potentials berücksichtigt (Leßmann et al. 2017)).

Stickstoff

Stickstoff kommt in der Natur sowohl anorganisch als auch organisch gebunden in sehr verschiedenen Formen vor: Nitrat, Stickstoffdioxid, Nitrit, Stickstoffmonoxid, Stickstoff, Ammoniak, Ammonium. Diese einzelnen Komponenten des Stickstoffs sind nicht vollständig in der Routine messbar. In allen Gewässern unterliegen die einzelnen Zustandsgrößen aber umfangreichen Umwandlungen, die durch seeinterne Prozesse und äußere Einflüsse bestimmt werden. Dazu gehören u.a geologische Hintergründe (Sedimente, pH), Sauerstoffhaushalt, Temperatur, P:N-Verhältnis und bakteriologische Umsätze.

Ammonium ist das Ausgangsprodukt für den Einbau von Stickstoff in Biomasse (Assimilation). Beim Zerfall von organischem Material wird durch die Desaminierung auch sofort wieder NH_4^+ freigesetzt. Ammonium kann in Anwesenheit von Sauerstoff durch Nitrosomonas-Bakterien zu Nitrit und dieses von Nitrobacter-Arten zu Nitrat oxidiert werden (Nitrifikation). Unter sauerstoffarmen Bedingungen aber in Anwesenheit von abbaubarem Kohlenstoff kann Nitrat die Rolle von O_2 als Oxidationsmittel übernehmen. Denitrifizierende Bakterien veratmen das Nitrat zu elementarem Stickstoff. Dieser bakterielle Umsetzungsprozess spielt z. B. in Flusseen und Flachseen eine herausragende Rolle. Algen können anstatt Ammonium auch Nitrat via Nitrat-Assimilation aufnehmen und dieses in die Biomasse einbauen. Ähnlich wie bei der Denitrifikation übernimmt bei der Nitrat-Reduktion das NO_3 die Rolle des Oxidationsmittels für organischen Kohlenstoff. Dabei wird statt N_2 Ammonium ausgeschieden.

Im Gegensatz zum Gesamt-Phosphor unterliegt Gesamt-Stickstoff in Seen einer größeren Jahresdynamik in seinen anorganischen und organischen Anteilen mit unterschiedlicher Wirkung auf die bewertungsrelevante Phytoplanktonbiomasse nach WRRL. Selbst bei Stickstofflimitation ist Phytoplankton in der Lage DON (z. B. Aminosäuren, Harnstoff) umzusetzen. Das Ausmaß der Phytoplanktonblüte wird aber letztendlich auch bei einer temporären Stickstofflimitierung im Sommerhalbjahr durch P bestimmt. N-Einträge durch N_2 -Fixierung nostocaler Cyanobakterien gleichen nicht immer den N-Mangel aus.

Der Einfluss von Nitrat auf die Phosphorfreisetzung aus Seensedimenten hängt von Sauerstoffverhältnissen im Jahresverlauf ab, die P-Freisetzung ferner vom Eisengehalt und der Dynamik des Schwefels inklusive zugeführter Biomasse.

Alle diese Vorgänge sind sehr komplex, variabel in der Jahresdynamik und seespezifisch und werden somit unzureichend über Grenzwerte des Gesamtstickstoffs abgebildet.

In welchen Größenordnungen Stickstoffkonzentrationen das Phytoplanktonwachstum in unterschiedlichen Seetypen beeinflussen kann, wurde in einem BMFT-Projekt erforscht und Zielwerte modelltechnisch erarbeitet (Projekt NITROLIMIT, LAWA Projekt). Diese können in Bewirtschaftungskonzepten herangezogen werden, stellen aber keine allgemeingültigen, wachstumslimitierenden Grenzwerte dar.

Gesamtphosphor (P-ges.) und Sichttiefe

Ein erster Entwurf für Hintergrund- und Orientierungswerte für den Parameter Gesamtphosphor im Freiwasser von Seen erfolgte von Riedmüller et al. (2010). Die Hintergrundwerte fanden Eingang in die OGWV 2011. Die Werte für Gesamtphosphor wurden von Riedmüller et al. (2013a und b) überarbeitet und um den Parameter Sichttiefe erweitert. Im Jahr 2018 fand eine Fortschreibung des Bewertungsverfahrens PHYTOSEE für Phytoplankton in Seen statt (Riedmüller et al. 2018). Im Zuge dessen ließen sich die vorher einheitlich bewerteten Seetypen 1, 2 und 3 nun differenziert bewerten. Daher war auch eine Revision der Orientierungswerte für diese Typen erforderlich, die hier jedoch noch nicht vollzogen wird. Die Verwendung der neuen Werte für den rechtlichen Vollzug und Berichtspflichten ist erst möglich, wenn sie zuvor in einem Praxistest überprüft wurden. Danach sollten die neuen Werte in eine Fortschreibung der OGWV übernommen werden. Die Ableitung und der Neuvorschlag dieser Werte ist in Riedmüller et al. 2018 detailliert beschrieben.

Es wurden Freiwasserdaten - Phytoplanktonuntersuchungen und Trophiekenngrößen – genutzt, um Werte abzuleiten, die sich dementsprechend auf diesen Teillebensraum von Seen und hinsichtlich Typologie auf die für das Phytoplankton geltenden Seetypen beziehen. Dies bedeutet, dass die Einhaltung der Gesamtphosphor-Schwellenwerte nicht zwingend gute oder sehr gute Bewertungen in den anderen biologischen Qualitätskomponenten nach sich zieht, da diese auch weitere Belastungen, außer den Belastungen des Freiwassers, indizieren können. Beispielsweise zeigt die Bewertung mit Makrophyten im Wesentlichen Nährstoffbelastungen im Sediment und Wasser des Uferbereichs an, welche vom Geschehen im Freiwasser entkoppelt sein können.

Die in Tabelle 6 aufgeführten Konzentrations- und Tiefenbereiche“ beziehen sich auf die Kenngrößen Gesamtphosphor und Sichttiefe in der Vegetationsperiode (Saisonmittelwert), die je nach Höhenlage und Witterung von März/April bis Oktober/November dauert. Die Gesamtphosphorwerte sollen in der Regel aus der epilimnischen Mischprobe ermittelt werden. In Seen, die hinsichtlich Phytoplankton über die Sprungschicht hinaus beprobt werden (euphotische Tiefe), ist darauf zu achten, dass die TP-Mischprobe nicht die sauerstofffreie Zone oder Tiefenbereiche mit Phosphoranreicherungen (u. a. Sedimentrücklösung) miterfasst. Für die Einstufung sollten mindestens sechs oder mehr plausible Messwerte in repräsentativer zeitlicher Verteilung vorliegen.

In der Tabelle 6 ist für jeden Phytoplankton-Seetyp der maximale Trophiestatus im Referenzzustand angegeben. Die Angabe des Trophiestatus erfolgt dabei verbal in LAWA-Trophieklassen und numerisch als Trophie-Index (LAWA 1999).

Tabelle 6: Übergangsbereiche (Saisonmittelwerte) des "guten" ökologischen Zustands zur "sehr guten" und zur "mäßigen" Zustandsklasse für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe, bezogen auf die Phytoplankton-Seetypen. Sortierung nach Ökoregion, Schichtungstyp und Lage der Referenztrophi.

LAWA Seetyp (Mathes et al. 2002)	Seetyp Phyto- plankton	Maximaler Trophiestatus im Referenz-zu- stand LAWA-Index	Schwellenwerte für Ge- samtphosphor Saisonmittel (µg/l)		Schwellenwerte für Sichttiefe Saisonmittel (m)	
			"sehr gut/gut" Bereich	"gut/mäßig" Bereich	"sehr gut/gut" Bereich	"gut/mäßig" Bereich
Alpen und Alpenvorland						
4	4 Alpen	(sehr) oligotroph 1,25	6-8	9-12	7,0-4,5	4,5-3
3	3 Alpenvor- land	mesotroph 1 1,75	10-15	20-26	5,0-3,0	3,0-2,0
2	2 Alpenvor- land	mesotroph 1 1,75	10-15	20-26	5,0-3,0	3,0-2,0
1	1 Alpenvor- land	mesotroph 1 1,75	10-15	20-26	5,0-3,0	3,0-2,0
Mittelgebirge						
5,7,8, 9	7+9	oligotroph 1,50	8-12	14-20	6,0-4,5	4,5-3,0
5,7,8, 9	5+8	mesotroph 1 1,75	9-14	18-25	5,5-4,0	4,0-3,0
6	6.1	mesotroph 2 2,25	18-25	30-45	3,5-2,3	2,3-1,6
	6.2	mesotroph 2 2,50	25-35	35-50	3,0-2,0	2,0-1,5
	6.3	eutroph 1 2,75	30-40	45-70	2,5-1,6	1,6-1,2
Norddeutsches Tiefland						
13	13	mesotroph 1 1,75	15-22	25-35	5,5-3,5	3,5-2,5
10	10.1	mesotroph 1 2,00	17-25	25-40	5,0-3,5	3,5-2,0
	10.2	mesotroph 2 2,25	20-30	30-45	4,0-3,0	3,0-2,0
14	14	mesotroph 2 2,25	20-30	30-45	4,0-2,5	2,5-1,5
11	11.1	mesotroph 2 2,50	25-35	35-45	3,0-2,3	2,3-1,5
	11.2***	eutroph 1 2,75	28-35	35-55	3,0-2,0	2,0-1,3
12	12****	eutroph 1 3,00	40-50	60-90	2,5-1,5	1,2-0,8

***Im sehr flachen Tiefland-Seetyp 11.2 (mittlere Tiefe ≤ 3 m) können im Referenzzustand und in weitgehend unbelasteten Seen Phosphorrücklösungsprozesse zu einem Ausschlagen der Konzentrationen aus den beschriebenen Regelbereichen führen.

***Flussseen (Wasserverweilzeit 3-30 Tage) mit hoher Retentionsleistung (z. B. am Beginn einer Seenkette) können sehr hohe Trophie-Zustände im Referenzzustand aufweisen, welche z. T. weit in den eutrophen Status hineinreichen. Die Gesamtposphorkonzentrationen können in diesen Seen zwischen 40 und rund 100 $\mu\text{g/L}$ im Saisonmittel liegen.

4.1 Einschränkung in der Anwendung der Orientierungswerte

a) Gesamtphosphor

Die Übergangsbereiche für Gesamtphosphor gelten auch für künstliche und erheblich veränderte Seen im neutralen pH-Wert-Bereich. Die Anwendbarkeit bei sauren Seen mit pH-Werten kleiner 5,5 im Jahresmittel bleibt noch eingehender zu prüfen.

Spezielle Bedingungen in Seen verursachen eine ausgeprägte Individualität hinsichtlich Nährstoffhaushalt und Trophiedynamik und können darüber hinaus eine eindeutige Zuordnung zu einem Seetyp erschweren.

Hierzu einige Beispiele:

- Durch Makrophyten dominierte Seen
- Seen mit nährstoffbelasteten Sediment aufgrund einer Eutrophierung in der Vergangenheit
- Seen, die aufgrund ihrer Lage in Seenketten eine höhere Retentionsleistung vollbringen
- Seen, deren Schichtungsverhalten labil ist
- Seen, deren Verweilzeit und Zuflussmenge sich im Verlauf eines Jahres stark verändern
- Seen mit stark gegliedertem Wasserkörper
- Stark durch Huminstoffe geprägte Seen oder/und mit degradierten Mooren im Einzugsgebiet
- Marschengewässer oder künstlich aufgesalzene Gewässer
- Kürzlich sanierte Seen, deren Sedimente noch nährstoffbelastet sind
- Seen mit hohem Weißfischanteil und dezimierter Zooplanktonbesiedlung

b) Sichttiefe

Die Sichttiefe wird nicht nur durch das Plankton beeinflusst, sondern auch durch Huminstoffe, Eisen-Verbindungen (Verockerung) oder Abwasser aus der Zellstoffherstellung oder durch Trübstoffe wie kleinere mineralische Partikel (z. B. aus Bodenerosion, Kiesbaggerung oder Gletschertrübe) und aufgewühlte Sedimentpartikel.

Die Herleitung der Hintergrund- und Orientierungswerte für die Sichttiefe erfolgte unter Ausschluss von Seen, welche die genannten Störungen aufweisen, wie z. B. oft trübe, an größere Fließgewässer angebundene Seen, noch genutzte Baggerseen, hydraul-

lich belastete, zum Hochwasserschutz genutzte Talsperren sowie huminstoff-gefärbte Seen im Mittelgebirge. Für diese Seen sind die Werte je nach Ausprägung nur eingeschränkt oder nicht gültig. Ein Anhaltspunkt für zu geringe Sichttiefen kann aus der Trophie-Klassifizierung abgeleitet werden. Bei großen Abweichungen des Sichttiefen-Index vom Chlorophyll a-Index und den Phosphor-Indices ist zu vermuten, dass die Sichttiefe nicht nur die algenbürtige Trübung widerspiegelt und deshalb zur Trophie-Ermittlung nur begrenzt anwendbar ist.

5 Hintergrund- und Orientierungswerte für Deutsche Übergangs- und Küstengewässer

Zur Umsetzung der EG-WRRL hat die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee (BLANO) für die deutschen Übergangs- und Küstengewässer Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe erarbeitet. An der Erarbeitung haben die für die Meeresüberwachung zuständigen Behörden der Länder und des Bundes sowie Meereswissenschaftler von Universitäten mitgewirkt. Die Ergebnisse für die Ostsee sind in einem Sonderbericht der BLANO dokumentiert (BLANO 2014). Die Ergebnisse für die Nordsee basieren auf einer „Ableitung von Nährstoffreferenz- und orientierungswerten für die Nordsee durch die Fach AG EuNäP“, die dem Koordinierungsrat Meeresschutz (Kora) im Juli 2015 vorgelegt wurde (Fach AG EuNäP, 2015). Diese Empfehlung wurde im August 2015 durch die BLANO beschlossen^{IX}.

Die in den benannten Unterlagen aufgeführten Hintergrund- und Orientierungswerte wurden 2016 als „Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potenzial“ sowie als „Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potenzial“ für die Stickstoff- und Phosphorparameter in die Anlage 7 der OGewV übernommen. Diese Werte sind dort in den Tabellen 1.3 und 2.3 für Ost- und Nordsee dargestellt. Die Bewirtschaftungsziele für Stickstoff in den Flüssen, die in die Nordsee oder in die Ostsee münden, wurden unter Artikel 1 § 14 in die OGewV (2016) aufgenommen.

Eine Harmonisierung der Anforderungen der WRRL, MSRL und der regionalen Meeresschutzübereinkommen (OSPAR, HELCOM) ist teilweise erreicht und wird weiter fortgesetzt.

5.1 Ostsee

In Tabelle 7 und 8 sind für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten die Anforderungen an den sehr guten und guten ökologischen Zustand (Hintergrund- und Orientierungswerte) für die Gewässertypen der Küstengewässer der Ostsee angegeben.

Für die Ostsee wurde mit Hilfe von Modellen, auf der Basis modellierter Chlorophyll-Konzentrationen für den guten ökologischen Zustand (BLANO 2014), eine Gesamtstickstoff-Konzentration von 2,6 mg/l (TN) als Bewirtschaftungsziel am Übergabepunkt limnisch-marin abgeleitet. Diese ist Grundlage der Bewirtschaftungsplanung in den Flussgebietseinheiten Schlei/Trave und Warnow/Peene. Für Gesamt-Phosphor besteht mit den fließgewässertypspezifischen LAWA-RaKon-Orientierungswerten, die für die Ostseezuflüsse zwischen 0,1 und 0,15 mg/l (TP) variieren, ein Bewertungsrahmen, um den regionalen und lokalen Handlungsbedarf zu ermitteln.

^{IX} Beschluss der 11. Sitzung des Koordinierungsrates (KORA) des Bund/Länder-Ausschusses Nord- und Ostsee (BLANO) am 13.7.2015 (TOP 3.1.1 Ableitung von Nährstoffreferenz- und -orientierungswerten für die Nordsee) Beschluss des BLANO vom 31.8.2015 im schriftlichen Umlaufverfahren

Tabelle 7: Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand für die Stickstoff- und Phosphorparameter in den Küstengewässertypen der Ostsee gemäß OGewV (2016)

Gewässertyp	Salinität in PSU [Durchschnittswert]	Gesamt-Stickstoff (TN) in mg/l [Jahresdurchschnitt]	Gesamt-Phosphor (TP) in mg/l [Jahresdurchschnitt]
Küstengewässertypen in Mecklenburg-Vorpommern			
B1	2,8	0,36	0,029
B2a	7,7	0,17	0,012
B2b	12,9	0,21	0,015
B3a	7,2	0,17	0,013
B3b	11,7	0,18	0,014
Küstengewässertypen in Schleswig-Holstein			
B2a	8,6	0,35	0,023
B2b	14,8	0,18	0,011
B3b	14,3	0,13	0,009
B4	16,7	0,14	0,01

Tabelle 8: Anforderungen an den guten ökologischen Zustand für die Stickstoff- und Phosphorparameter in den Küstengewässertypen der Ostsee gemäß OGewV (2016)

Gewässertyp	Salinität in PSU [Durchschnittswert]	Gesamt-Stickstoff (TN) in mg/l [Jahresdurchschnitt]	Gesamt-Phosphor (TP) in mg/l [Jahresdurchschnitt]
Küstengewässertypen in Mecklenburg-Vorpommern			
B1	2,8	0,53	0,044
B2a	7,7	0,25	0,018
B2b	12,9	0,32	0,023
B3a	7,2	0,25	0,019
B3b	11,7	0,27	0,020
Küstengewässertypen in Schleswig-Holstein			
B2a	8,6	0,52	0,034
B2b	14,8	0,276	0,016
B3b	14,3	0,2	0,0136
B4	16,7	0,21	0,0155

5.2 Nordsee

In Tabelle 9 und 10 sind die Anforderungen an den sehr guten und guten ökologischen Zustand /das höchste und gute ökologische Potenzial (Hintergrund- und Orientierungswerte) für die Stickstoff- und Phosphorparameter in den Gewässertypen der Küsten- und Übergangsgewässer entsprechend der OGewV (2016) angegeben.

Für die Nordseezuflüsse wurden Nährstoffreduzierungsziele für die Flussgebiete Ems, Weser, Elbe und Eider unter Einbeziehung der Chlorophyll a Grenzwerte abgeleitet (Gade et al. 2011). Danach wird mit Beschluss der LAWA (2012) für Gesamtstickstoff eine Konzentration von 2,8 mg/l (TN) am Übergabepunkt limnisch-marin als Grundlage der Bewirtschaftungsplanung in den Flussgebietseinheiten gefordert. Aufgrund der saisonal bedingten extrem unterschiedlichen Oberwasserabflusspende mit hohen Nährstoff-Konzentrationen bei hohem Abfluss und geringer Konzentration bei geringem Abfluss variieren die Flussfrachten der Nährstoffe entsprechend stark und sind am Übergabepunkt in die Mittelwert-Berechnung für die Erreichung des 2,8 mg-Zieles einzubeziehen (s. OSPAR Flussfrachtenberechnung, Große & Lenhart, 2015).

Für Gesamt-Phosphor (TP) besteht mit den fließgewässertypspezifischen LAWA-RaKon-Orientierungswerten, die für die Nordseezuflüsse maximal 0,3 mg/l (TP Jahresmittelwert) betragen, bereits ein Bewertungsrahmen, um den regionalen und lokalen Handlungsbedarf zu ermitteln.

Die Hintergrund- und Orientierungswerte für die Stickstoff- und Phosphorparameter in den Übergangs- und Küstengewässern der Nordsee wurden basierend auf historischen Nährstofffrachten von 1880 abgeleitet (MONERIS Modellierung). Um aus den historischen Flussfrachten die historischen Nährstoffkonzentrationen in den deutschen Nordsee-Ästuaren, -Küstengewässern und in der Deutschen Bucht abzuleiten wurden die Werte unter Berücksichtigung des Salzgehaltsgradienten in die offene See interpoliert. Mithilfe einer Regressionsgeraden wurden dann die resultierenden historischen Nährstoffkonzentrationen (Hintergrundwerte; Referenzwerte) für jeden Salzgehalt bzw. die einzelnen Gewässertypen ermittelt. Dabei wurde für die Stickstoffparameter eine pauschale Retentionsleistung der Ästuare von 50% rechnerisch einbezogen. Die Orientierungswerte für TN, DIN und TP ergeben sich aus den Referenz/Hintergrundwerten durch einen Aufschlag von 50% (Fach AG EuNäP, 2015).

Tabelle 9: Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand gemäß OGewV (2016) für die Stickstoff- und Phosphorparameter in den Übergangs- und Küstengewässertypen der Nordsee

Gew.-Typ	Salinität (Durchschnittswert in PSU)	Gesamt-Stickstoff (TN) in mg/l (Jahresdurchschnitt)	Gelöster anorganischer Stickstoff (DIN) in mg/l (Winterdurchschnitt)*	Gesamt-Phosphor (TP) in mg/l (Jahresdurchschnitt)
N1/N2	29,0 – 31,5 (30)	≤ 0,21	≤ 0,17	≤ 0,021
N3/N4	16,4 – 30,5 (24)	≤ 0,37	≤ 0,29	≤ 0,024
N5	≤ 32,0	≤ 0,16	≤ 0,13	≤ 0,020
T1/T2	3,6 – 23,4	≤ 0,67	≤ 0,53	≤ 0,030

*Winterdurchschnitt im Zeitraum 1.11. bis 28.2.

Tabelle 10: Anforderungen an den guten ökologischen Zustand gemäß OGewV (2016) für die Stickstoff- und Phosphorparameter in den Übergangs- und Küstengewässertypen der Nordsee

Gew.-Typ	Salinität (Durchschnittswert in PSU)	Gesamt-Stickstoff (TN) in mg/l (Jahresdurchschnitt)	Gelöster anorganischer Stickstoff (DIN) in mg/l (Winterdurchschnitt)*	Gesamt-Phosphor (TP) in mg/l (Jahresdurchschnitt)
N1/N2	29,0 – 31,5 (30)	≤ 0,32	≤ 0,26	≤ 0,031
N3/N4	16,4 – 30,5 (24)	≤ 0,56	≤ 0,44	≤ 0,036
N5	≤ 32,0	≤ 0,24	≤ 0,19	≤ 0,030
T1/T2	3,6 – 23,4	≤ 1,00	≤ 0,80	≤ 0,045

*Winterdurchschnitt im Zeitraum 1.11. bis 28.2.

6 Literatur

Fließgewässer

Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (200/60/EC), Guidance Document No. 13: Overall approach to the classification of ecological status und ecological potential

Elphick, J.R., M. Davies, G. Gilron, E. C Canaria, B. Lo and H. C Bailey (2011). An aquatic toxicological evaluation of sulfate: The case for considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. *Environ. Toxicol. Chem.* 30(1):247-53.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1998). 1998 Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia. Office of Water. EPA 822-R-98-008. Washington, D.C. 148 p.

Halle, M. & Müller, A. (2014a): Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern. Endbericht. Erarbeitet im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“, Projekt O 3.12.

Halle, M. & Müller, A. (2015a): Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat. Ergänzungsprojekt im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zum Projekt O3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“)

Halle, M. & Müller, A. (2015b): Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Eisen. Endbericht. Erarbeitet im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“.(Projekt O6.14)

Halle, M. & Müller, A. (2017): Ergänzende Arbeiten zur Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Abschlussbericht inklusive Anhang (Projekt O3.15)

IDUS (Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH (2012): Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässerorganismen durch Eisen. Studie i. A. des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

Seen

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag Berlin. 74 S.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2014): Trophieklassifikation von Seen - Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Kulturbuchverlag Berlin. 32 S.

Leßmann, D., Riedmüller, U., Ulm, M., Nixdorf, B., Hoehn, E. (2017): Weiterentwicklung des Verfahrens zur Bewertung von sauren Tagebauseen anhand des Phytoplanktons gemäß den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAW-Projekt-Nr. O 1.15. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2015.

Mathes, J., G. Plambeck & J. Schaumburg (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf, B. & R. Deneke (Hrsg.), Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. BTU Cottbus Aktuelle Reihe 5/02: 15-24.

Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E. & Nixdorf, B. (2008): Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow im Februar 2008. Gewässerreport 10, BTU Cottbus Aktuelle Reihe 2/08: 7-146.

OGewV (Oberflächengewässerverordnung) (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Bundesgesetzblatt Jahrgang 2016 Teil 1 Nr. 28, ausgegeben zu Bonn am 23. Juni 2016, S 1373.

Riedmüller, U., Hoehn, E. & Mischke, U. (2010): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypische Hintergrund- und Orientierungswerte für Gesamtphosphor.- Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser-Expertenkreis Seen. Stand 12. Januar 2010. Anlage II zum Endbericht 9.09 des LAWA-Finanzierungsprogramms: [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaeser_\(AO\)/O_9.09/index.jsp](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaeser_(AO)/O_9.09/index.jsp)

Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U., Deneke, R. (2013a): Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 154 S. zzgl. Anhänge.

Riedmüller, U., Mischke, U., Hoehn, E. (2013b): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 6. März 2013. 10 S.

Riedmüller, U., Hoehn, E., Deneke, R. Mischke, U. (2018): Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens mit Phytoplankton gemäß EG-WRRL. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 7.16. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2016. 81 S.

Übergangs- und Küstengewässer

BLANO (2014): Harmonisierte Hintergrund- und Orientierungswerte für Nährstoffe und Chlorophyll-a in den deutschen Küstengewässern der Ostsee sowie Zielfrachten und Zielkonzentrationen für die Einträge über die Gewässer. - Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduktionszielen nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie, der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, der Helsinki-Konvention und des Göteborg-Protokolls. Bericht der BLANO-Ad-hoc-Arbeitsgruppe Nährstoffreduktionsziele u. Eutrophierung Ostsee. Hrsg.: Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO), BMUB, Bonn. Zugriff unter (15.06.2021): <https://www.meeresschutz.info/sonstige-berichte.html>.

Gade, R., Fischer, M., Kaiser, R. Rabe, O., Grage, A., Knaack, J., Petri, G., Trepel, M., Brockmann, U. van Beusekom, J., Kuhn, U. (2011). Konzept zur Ableitung von Nährstoffreduzierungszielen in den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe und Eider aufgrund

von Anforderungen an den ökologischen Zustand der Küstengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Bericht der Ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des Bund-Länder Messprogramms. BSH. Hamburg. Zugriff unter (15.06.2021): <https://www.meeresschutz.info/sonstige-berichte.html>.

Große, F. & H. Lenhart (2015): Derivation of WFD reduction scenarios for nitrogen. Technical report, Hamburg, 30.10.2015, 14 S.

Fach AG EuNäP (2015): Fachliche Empfehlung für ein Bewertungsverfahren für Deskriptor 5 Eutrophierung der MSRL in den Küstengewässern. – Protokoll der 11. Sitzung des Koordinierungsrates Meeresschutz (Kora) 13.07.2015, 10:30 – 16:30 Uhr, BSH Hamburg, TOP 11, Anlage 1.