

## Vorblatt

### **Problem:**

Aufgrund gemeinschaftsrechtlicher Vorgaben durch die Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) wurde mit der Novelle 2003 in § 30a Abs. 1 Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG 1959) als Umweltziel für Oberflächengewässer ua. der gute ökologische Zustand und ein Verschlechterungsverbot des jeweiligen Zustandes verankert. Mit Verordnung sind der gute ökologische Zustand sowie die im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zustände für Oberflächengewässer auf der Grundlage des Anhangs C zum WRG 1959 sowie der Ergebnisse des Interkalibrationsverfahrens mittels charakteristischer Eigenschaften sowie Grenz- oder Richtwerten näher zu bezeichnen (§ 30a Abs. 2 WRG 1959).

### **Ziel:**

Ziel dieser Verordnung ist eine Beurteilung der ökologischen Qualität von Oberflächengewässern mittels festgelegter Werte für gemäß § 30a Abs. 1 WRG 1959 zu erreichende Zielzustände sowie für im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zustände für Typen von Oberflächengewässern.

### **Inhalt/Problemlösung:**

In der Verordnung werden – unter Zugrundelegung der allgemeinen Bestimmungen des ökologischen Zustandes in Anhang C zum WRG 1959 – Werte für die biologischen, hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten für den sehr guten, guten, mäßigen, unbefriedigenden und schlechten ökologischen Zustand festgelegt. Die Festlegungen erfolgen typspezifisch, d.h. gesondert für Fließgewässertypen und Seentypen, die sich durch naturräumliche und biotische Faktoren zum Teil erheblich voneinander unterscheiden.

Weiters enthält die Verordnung Festlegungen über den Umgang mit den Qualitätszielen im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren sowie darüber, welche Qualitätskomponenten bei welcher Art von Belastungen bzw. Einwirkungen zur Beurteilung des ökologischen Zustandes heranzuziehen sind.

### **Alternativen:**

Keine.

### **Auswirkungen des Regelungsvorhabens:**

#### **Finanzielle Auswirkungen:**

Mit der Festlegung von Umweltzielen in der vorliegenden Verordnung werden die Vorgaben des Anhang C WRG (BGBl. I Nr. 82/2003) näher konkretisiert. Durch die vorliegende Verordnung ergibt sich kein zusätzlicher Mehraufwand. Sie hat keine direkten Auswirkungen auf Betroffene, da die Festlegung der Umweltziele und allfälliger Sanierungserfordernisse für jeden Wasserkörper im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan erfolgt.

In Bezug auf neue Eingriffe entspricht die Vorgangsweise bei der Bewertung bzw. der Abschätzung von Auswirkungen im Wesentlichen den Anforderungen zur Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit, die bereits seit der WRG-Novelle 1990 verankert ist.

#### **Wirtschaftspolitische Auswirkungen:**

##### **Auswirkungen auf die Beschäftigung und den Wirtschaftsstandort Österreich:**

Keine.

##### **Auswirkungen auf die Verwaltungslasten für Unternehmen:**

Es sind keine Informationsverpflichtungen für Unternehmen vorgesehen.

##### **Auswirkungen in umweltpolitischer Hinsicht, insbesondere Klimaverträglichkeit:**

Es ist mit keinen Auswirkungen auf Emissionen von Treibhausgasen oder die Fähigkeit zur Anpassung an den Klimawandel zu rechnen.

##### **Auswirkungen in konsumentenschutzpolitischer sowie sozialer Hinsicht:**

Keine.

##### **Geschlechtsspezifische Auswirkungen:**

Keine. Der vorliegende Entwurf lässt keine sinnvolle Zuordnung zwischen Frauen und Männern zu.

**Verhältnis zu Rechtsvorschriften der Europäischen Union:**

Mit dieser Verordnung werden Teile der 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. Dezember 2000, S 1, (Wasserrahmenrichtlinie) umgesetzt.

**Besonderheiten des Normerzeugungsverfahrens:**

Keine.

## Erläuterungen

### Allgemeiner Teil

Ziel dieser Verordnung ist die Festlegung von gemäß § 30a Abs. 1 des Wasserrechtsgesetzes 1959 (WRG 1959) zu erreichenden Zielzuständen sowie von im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zuständen für Typen von Oberflächengewässern.

Gemäß § 30a Abs. 2 WRG 1959 hat der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft mit Verordnung die zu erreichenden Zielzustände sowie die im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zustände für Oberflächengewässer mittels charakteristischer Eigenschaften sowie Grenz- oder Richtwerten näher zu bezeichnen.

Gemäß § 30a Abs. 3 Z 4 WRG 1959 ist der **ökologische Zustand** definiert als „die Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer, in Verbindung mit Oberflächengewässern stehender Ökosysteme (Gewässer, samt der für den ökologischen Zustand maßgeblichen Uferbereiche) gemäß einer auf Anhang C basierenden Verordnung (Abs. 2 Z 1)“.

Die ökologische Funktionsfähigkeit ist die Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedlung entsprechend der natürlichen Ausprägung des Gewässertyps. Die ökologische Funktionsfähigkeit ist dann gegeben, wenn ein Ökosystem die Fähigkeit zur Erhaltung von Regulation (= Fähigkeit zur Erhaltung der natürlichen Ausprägung), Resilienz (= Fähigkeit, nach Überwindung vorübergehender Störungen die charakteristische Ausprägung wieder zu erreichen) und Resistenz (= Widerstand eines Ökosystems gegenüber störenden Einflüssen) aufweist.

Die ökologische Funktionsfähigkeit impliziert, dass die natürlichen am und im Gewässersystem vorkommenden Tier- und Pflanzenarten autochthone Bestände ausbilden können. Die Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit bedeutet daher die langfristige Bestandssicherung der gewässertypischen Fauna und Flora. Eine Störung der ökologischen Funktionsfähigkeit zeigt sich in quantitativen und qualitativen Veränderungen der Biozönosen und kann bis zum Ausfall autochthoner Arten oder zum Auftreten gänzlich neuer Arten führen.

Die ökologische Funktionsfähigkeit und damit die Lebensbedingungen in und an Gewässern werden ganz wesentlich durch die Wasserqualität, Abflussdynamik und Strukturausstattung bestimmt. Die zur Bewertung heranzuziehenden biologischen Qualitätskomponenten sind unterschiedlich gute Indikatoren für die verschiedenen stofflichen und hydromorphologischen Belastungen, sodass sie gemeinsam alle in Frage kommenden Belastungssituationen abdecken.

Während für den chemischen Zustand EU-weit einheitliche Qualitätsziele vorliegen, hat die **Festlegung des ökologischen Zustandes** (mit Ausnahme der spezifischen synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe) typspezifisch zu erfolgen. Für jeden Gewässertyp sind Qualitätsziele zu formulieren. Hierfür sind die Gewässer nach naturräumlichen Gegebenheiten in Fließgewässertypen einzuteilen und die für die verschiedenen Fließgewässertypen relevanten Referenzbedingungen, die dem sehr guten Zustand entsprechen, zu beschreiben. Dies hat jeder Mitgliedstaat gesondert vorzunehmen und dabei für die biologischen, hydromorphologischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten die für die jeweiligen Qualitätskomponenten relevanten Parameter – auf der Grundlage der in Anhang V der WRRL festgelegten Kriterien (in Österreich umgesetzt in Anhang C zum WRG 1959) – auszuwählen. Die für Österreich und somit auch für die Bestimmung des ökologischen Zustandes relevanten einzelnen Parameter sind in § 4 Abs. 2 bis 4 der Verordnung aufgezählt.

In Abweichung von den jeweiligen Referenzbedingungen (entspricht dem sehr guten Zustand = 1) waren abgestufte Werte für die Zustandsklassen gut (= 2), mäßig (= 3), unbefriedigend (= 4) und schlecht (= 5) festzulegen.

Für die Beurteilung der Gewässer anhand der biologischen Qualitätskomponenten wurden **Bewertungsverfahren** entwickelt. Die biologischen Qualitätskomponenten werden mittels ausgewählter Kriterien, wie z.B. Artenzusammensetzung, Diversität oder Anteil störungsempfindlicher Arten zusammenfassend bewertet.

Genauere Bewertungsverfahren wurden für den Bereich der Fließgewässer für die Qualitätskomponenten Makrophyten, Phytobenthos, Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) und Fischfauna, für den Bereich der Seen für die Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Fischfauna entwickelt.

Die biologischen Bewertungsmethoden für Fließgewässer und Seen wurden in Form von **Leitfäden** veröffentlicht („Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“,

<http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/>). Es handelt sich dabei um von Fachexperten erarbeitete technische Arbeitsbehelfe. Sie enthalten detaillierte Beschreibungen und eine Anleitung für alle zur Bewertung der Probenstelle notwendigen Schritte:

- Auswahl des Zeitpunkts der Probennahme
- Auswahl der repräsentativen Probenstelle bzw. Probenstrecke
- Methodik der Probennahme
- Methodik der Probenaufarbeitung
- Methodik der Auswertung
- Durchführung der Berechnungen, Indices- und Ergebnisermittlung.

Der Band „Einleitung“ enthält außerdem eine allgemeine Beschreibung der Bewertungsmethoden sowie eine Anleitung zur Bewertung des Gesamtzustandes und zur Durchführung der Plausibilitätsprüfung der Bewertungsergebnisse.

Die Vorgaben in den Arbeitsbehelfen spiegeln den aktuellen Stand des Wissens wider. Falls erforderlich, werden die Bewertungsmethoden aufgrund von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen bzw. Erfahrungen aus der Gewässerüberwachung nachjustiert.

Chemisch-physikalische Eigenschaften des Wassers und der Sedimente wie auch die Hydrologie und Morphologie des Gewässers sind verantwortlich für die charakteristische Ausprägung der aquatischen Lebensgemeinschaften, sie werden daher in der WRRL als „unterstützende“ Qualitätskomponenten bezeichnet. Die Biozönose selbst integriert sämtliche Einwirkungen auf ein Gewässer und ist somit die wesentliche Kenngröße, um mögliche Wechsel- und Summationswirkungen zu erfassen; den biologischen Komponenten kommt daher für die ökologische Bewertung besondere Bedeutung zu.

Als Unterstützung dazu werden für die allgemeinen chemisch-physikalischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten Richtwerte für den guten Zustand festgelegt. Diese Richtwerte sollen insbesondere auch eine Hilfestellung bei der Abschätzung von Auswirkungen anthropogener Eingriffe auf den Zustand eines Gewässers bieten.

Um die Vergleichbarkeit der biologischen Bewertung in Europa zu gewährleisten, ist in der Wasserrahmenrichtlinie ein **Interkalibrierungsprozess** verankert. Dafür wurden internationale Arbeitsgruppen für die verschiedenen geografischen Regionen eingerichtet. In der ersten Interkalibrierungsrunde wurden die Komponenten Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) und Phytozönose in Fließgewässern sowie Phytoplankton und Makrophyten in Seen verglichen. Die österreichischen Bewertungsverfahren entsprachen dabei allen Vorgaben, die Werte der Klassengrenzen lagen in allen geografischen Regionen im definierten Wertebereich. Die Ergebnisse wurden in der Kommissionsentscheidung 2008/915/EC veröffentlicht. Für die übrigen Qualitätskomponenten wird die Interkalibrierung bis 2011 abgeschlossen.

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über den Aufbau der Verordnung, Anhang und Hintergrunddokumente:

Verordnungstext	Anhang	Hintergrunddokumente
1. Hauptstück: Allgemeine Bestimmungen		
§1 Ziel		
§2 Geltungsbereich		
§3 Begriffsbestimmungen		
§4 Qualitätskomponenten für die Bestimmung des ökologischen Zustands	Anlage A Typen von Oberflächengewässern Anlage A 1 Aquatische Bioregionen Anlage A 2 Fließgewässer Anlage A 3 See	Karten O-TYP1 bis O-TYP 5 auf <a href="http://wisa.lebensministerium.at">http://wisa.lebensministerium.at</a> Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Einleitung Chemische Komponenten des ökologischen Zustands: Anlagen B und C der QZV Chemie OG (BGBl. II Nr. 96/2006)
§5 Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten für Fließgewässer		Oberflächenwasserkörper: Methodik der Ist-Bestandsanalyse 2005, NGP
§6 Beurteilung der	Aussagekraft der	

Verordnungstext	Anhang	Hintergrunddokumente
Auswirkungen von Eingriffen für Fließgewässer und Seen	Qualitätskomponenten Anlage B 1 Fließgewässer Anlage B 2 Seen	
<b>2. Hauptstück: Fließgewässer</b>		
1. Abschnitt: Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten		
§7 Phytoplankton		Z 2 Anhang C WRG
§8 Makrophyten	Anlage C	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 – Fließgewässer/ Makrophyten
§9 Phytobenthos	Anlage D	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A3 – Fließgewässer/ Phytobenthos
§10 Makrozoobenthos	Anlage E	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 – Fließgewässer/ Makrozoobenthos
§11 Fischfauna	Anlage F	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fließgewässer/Fische
2. Abschnitt: Qualitätsziele für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten		
§12 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand		Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern Hydromorphologische Leitbilder (DVD) Karte O-TYP 2 ( <a href="http://wisa.lebensministerium.at">http://wisa.lebensministerium.at</a> )
§13 Qualitätsziele für den guten hydromorphologischen Zustand	Anlage G	Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung von Fließgewässern
3. Abschnitt: Qualitätsziele für die allgem. Physikal.-chem. Qualitätskomponenten		
§14 Qualitätsziele für die allgem. Physikal.-chem. Qualitätskomponenten	Anlage H	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikal.-chem. Qualitätskomponenten in Fließgewässern GZÜV (BGBl.II 479/2006)
<b>3. Hauptstück: Seen</b>		
1. Abschnitt: Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten		
§15 Phytoplankton	Anlage I	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B2 – Seen/Phytoplankton
§16 Makrophyten	Anlage J	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 – Seen/Makrophyten
§17 Fischfauna	Anlage K	Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1 – Seen/Fische
2. Abschnitt: Qualitätsziele für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten		
§18 Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand		
§19 Qualitätsziele für den guten hydromorphologischen Zustand		

Verordnungstext	Anhang	Hintergrunddokumente
3. Abschnitt: Qualitätsziele für die allgem. physikal.-chem. Qualitätskomponenten		
§20 allgem. physikal.-chem. Qualitätskomponenten	Anlage L	Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikal.-chem. Qualitätskomponenten in Seen GZÜV (BGBl.II 479/2006)
Schlussbestimmungen		
§21 In Kraft Treten		
§22 Bezugnahme auf Gemeinschaftsrecht		

#### **Finanzielle Auswirkungen:**

Mit der Festlegung von Umweltzielen in der vorliegenden Verordnung werden die Vorgaben des Anhangs C zum WRG (BGBl. I Nr. 82/2003) näher konkretisiert. Durch die vorliegende Verordnung ergibt sich kein zusätzlicher Mehraufwand. Sie hat keine direkten Auswirkungen auf Betroffene, da die Festlegung der Umweltziele und allfälliger Sanierungserfordernisse für jeden Wasserkörper im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan erfolgt.

Die Vorgangsweise bei der Bewertung des ökologischen Zustands und der Abschätzung von Auswirkungen von neuen Eingriffen entspricht im Wesentlichen jener der Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit, die bereits seit 1990 im WRG verankert ist.

### **Besonderer Teil**

#### **Zu § 1:**

Der ökologische Zustand setzt sich aus biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zusammen. Zu den physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zählen gemäß dem Anhang C zum WRG 1959 auch die spezifischen synthetischen und die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe. Für diese Komponenten sind Werte für den sehr guten und den guten Zustand in den §§ 4 und 7 Abs. 2 der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer (QZV Chemie OG), BGBl. II Nr. 96/2006 idgF, festgelegt.

#### **Zu § 2:**

In dieser Verordnung werden Qualitätsziele für alle außer für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper (§ 30b Abs. 3 WRG 1959) festgelegt.

Der **räumliche Geltungsbereich** der Verordnung umfasst somit sämtliche **natürliche** Oberflächengewässer.

Für künstliche und erheblich veränderte Gewässer sind gesonderte Festlegungen in Vorbereitung.

Für spezielle Gewässertypen und spezielle Typausprägungen ist der **sachliche Geltungsbereich** dieser Verordnung **auf bestimmte Qualitätskomponenten bzw. Einzelmodule eingeschränkt**.

#### Fließgewässer

Für diese speziellen Gewässertypen und speziellen Typausprägungen war es entweder aufgrund nicht ausreichender Daten oder zu großer natürlicher Variabilität innerhalb der Referenzbedingungen bisher nicht möglich, für alle Qualitätskomponenten geeignete Bewertungsmethoden zu entwickeln.

#### **Spezielle Gewässertypen sind:**

- Gletscherbäche,
- Fließgewässer <10 km<sup>2</sup> Einzugsgebiet,
- große Flüsse,
- sommerwarme Seeausrinne,
- Quell-/ Grundwasser geprägte Gewässerstrecken,
- Moorbäche,
- Thermalbäche,
- intermittierende Bäche.

#### **Spezielle Typausprägungen sind:**

- Mäanderstrecken,
- Furkationsstrecken,
- Verebnungsstrecken,
- Sinter-Abschnitte,
- Wasserfälle,
- Kaskaden,
- Schluchtstrecken,
- natürlich rückgestaute Bereiche.

Nähere Umschreibungen der speziellen Typausprägungen finden sich im „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente“, Teil A2 Makrozoobenthos, Pkt. 14.4.

In diesen Fällen ist eine Experteneinschätzung notwendig, die die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 zu berücksichtigen hat. Dies trifft aber nicht in jedem Fall für alle Qualitätskomponenten zu, sodass Teilbereiche der Methoden sehr wohl anwendbar sind (z. B. Bewertung der saprobiellen und trophischen Belastung ist möglich, multimetrischer Index des Makrozoobenthos ist aber nicht anwendbar).

Nachstehende Tabelle gibt einen Überblick, welche **biologischen Qualitätskomponenten** (bzw. Einzelmodule) für welchen speziellen Gewässertyp/Typausprägung anwendbar sind.

Gewässertyp	Phytobenthos			Makro- phyten	Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos)			Fische  im Fisch- lebens- raum
	Trophie	Saprobie	Referenz- arten		Sapro- bie	Allg. Degrada- tion	Versaue- rung	
Gletscherbäche	ja	ja	ja	ja	ja	nein	(ja)* nur Referenz	(ja)*
Gewässer <10km <sup>2</sup> Einzugsgebiet	(ja)*	(ja)*	(ja)*	(ja)*	ja	nein	(ja)* nur Referenz	ja
sommerwarme Seeausrinne	ja	ja	ja	(ja)*	ja	nein	(ja)* nur Referenz	ja
Quell-/Grund- wassergeprägte Gewässer- strecken	ja	ja	ja	(ja)*	nein	nein	(ja)* nur Referenz	ja
Moorbäche	ja	ja	(ja)*	(ja)*	nein	nein	(ja)* nur Referenz	(ja)* falls natürl. pH <6,0
Thermalbäche	(ja)*	(ja)*	(ja)*	nein	nein	nein	(ja)* nur Referenz	nein
intermittierende Bäche	ja	ja	ja	ja	nein	nein	(ja)* nur Referenz	nein
Mäander- strecken	ja	ja	ja	ja	ja	ja	(ja)* nur Referenz	ja
Furkations- strecken	ja	ja	ja	ja	ja	ja	(ja)* nur Referenz	ja
Verebnungs- strecken	ja	ja	ja	(ja)*	ja	ja	(ja)* nur Referenz	ja

Gewässertyp	Phytobenthos			Makro- phyten	Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos)			Fische  im Fisch- lebens- raum
	Trophie	Saprobie	Referenz- arten		Sapro- bie	Allg. Degrada- tion	Versaue- rung	
Sinter- Abschnitte	ja	ja	(ja)*	nein	nein	nein	(ja)* nur Referenz	(ja)*
Wasserfälle, Kaskaden, Schlucht- strecken	ja	ja	ja	ja	nein	nein	(ja)* nur Referenz	(ja)*
natürlich rückgestaute Bereiche	ja	ja	ja	(ja)*	nein	nein	nein	nein
Große Flüsse: Donau, March, Thaya	ja	ja	ja	ja	ja	nein	nein	ja

\* Die Bewertungsmethode ist zwar grundsätzlich anwendbar, die Ergebnisse sind jedoch besonders kritisch zu hinterfragen, da aufgrund der abweichenden hydromorphologischen bzw. physikalisch-chemischen Verhältnisse Verschiebungen im Bewertungsergebnis nicht auszuschließen sind. Bei diesen Gewässertypen ist jedenfalls eine strenge Plausibilitätsprüfung der Ergebnisse vorzunehmen.

Für die Beurteilung der **allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter** in diesen speziellen Gewässertypen ist als Basis für eine Expertenbetrachtung vorerst jener Wert heranzuziehen, der sich bei Zuordnung zum entsprechenden Typ, in dem die Gewässerstrecke liegt (Bioregion, Einzugsgebietsgröße, Höhenlage und saprobieller bzw. trophischer Grundzustand), ergeben würde. Dieses Ergebnis ist anschließend auf Plausibilität zu überprüfen. Insbesondere ist zu hinterfragen, ob Veränderungen der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter durch die Typausprägung oder durch anthropogene Belastungen bedingt sind. Für die Beurteilung kann auch ein anderer mit der jeweiligen Situation vergleichbarer Gewässertyp herangezogen werden. Die Beurteilung des Gewässerabschnitts ist plausibel darzustellen.

#### Beispiele:

- Sommerwarme Seeausrinne: Die Temperaturverhältnisse sind hier natürlicherweise erhöht, die Anwendbarkeit der übrigen Parameter ist zu prüfen;
- Moorgewässer: Der pH-Wert ist natürlicherweise im sauren Bereich und der DOC-Wert (gelöster organischer Kohlenstoff) ist natürlicherweise erhöht. Hier könnten z. B. die Werte des Granit- und Gneis-Gebietes der Böhmisches Masse als Vergleichswerte herangezogen werden.

Die Fischbewertungsmethode ist generell auf die Anwendung im natürlichen Fischlebensraum beschränkt. Bereits im Bereich der oberen Verbreitungsgrenze eignet sich die Fischzönose nur mehr bedingt zur Beurteilung des ökologischen Zustands (siehe auch die Erläuterungen zu § 11).

#### Seen

Für einige Seentypen war es entweder aufgrund nicht ausreichender Daten oder zu großer natürlicher Variabilität innerhalb der Referenzbedingungen bisher nicht möglich, für alle biologischen Qualitätskomponenten geeignete Bewertungsmethoden zu entwickeln. In diesen Fällen ist eine Experteneinschätzung notwendig, bei der die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 zu berücksichtigen sind.

Das betrifft folgende Seentypen:

- Seen der Pannonischen Tiefebene
- Seen der Nördlichen Kalkhochalpen in 600 - 1000 m Höhenlage
- Seen der Nördlichen Kalkhochalpen über 1000 m Höhenlage
- Bodensee
- Seen mit einer Fläche < 50 ha.

### **Zu § 3:**

Detaillierte Begriffserklärungen und Erläuterungen können

- dem Leitfäden zur Erhebung der biologischen Qualitätskomponenten,
- dem Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern (sämtliche Leitfäden können unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> heruntergeladen werden) sowie
- den ÖNORMEN M 6232 (Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern) bzw. M 6231 (Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern) entnommen werden.

Die Definitionen der hydrologischen Kennwerte entsprechen der ÖNORM B 2400 (Hydrologie – Hydrographische Fachausdrücke und Zeichen).

### **Zu § 3 Z 7:**

Die Ausweisung der Gewässertypen erfolgte für Fließgewässer und Seen entsprechend den Vorgaben des Anhanges II Punkt 1.2. der Wasserrahmenrichtlinie (System B). Die im ersten Schritt vorgenommene abiotische Typisierung wurde anschließend biologisch überprüft.

Die Fließgewässertypen leiten sich aus einer Kombination aus Bioregion und anschließender innerer Differenzierung (längenzonale Unterteilung) auf Basis der Einzugsgebietsgröße und Höhenlage bzw. Fischregion ab. Für jede Qualitätskomponente finden sich im Anhang Tabellen, aus denen der jeweilige relevante Gewässertyp entnommen werden kann (siehe Tabellen A 2.1 bis A 2.3).

Für Seen wurde eine ähnliche Vorgangsweise gewählt, die Zuordnung der großen österreichischen Seen zu den definierten Seentypen ist ebenfalls den Tabellen im Anhang zu entnehmen (siehe Tabellen A 3.1 bis A 3.3).

Die Kartendarstellung der Gewässertypologie ist unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

### **Zu § 3 Z 18:**

Zu den Makrophyten zählen Arten der Abteilungen Charophyta (Armleuchteralgen), Bryophyta (Moose), Pteridophyta (Farne) und Spermatophyta (Samenpflanzen).

### **Zu § 3 Z 18:**

Das Bewertungsverfahren für das Phytobenthos basiert auf der Aufnahme sämtlicher benthischer Algengemeinschaften von natürlichen Substraten in einem Fließgewässerabschnitt. Dazu zählen alle Algengruppen (Kieselalgen, Rotalgen, Goldalgen, Gelbgrünalgen, Braunalgen, Grünalgen) sowie Cyanobakterien (Blualgen). Planktische Formen werden dabei nicht berücksichtigt.

### **Zu § 4 Abs. 2:**

Nicht alle der in Anhang C zum WRG 1959 angeführten Qualitätskomponenten sind für die Beurteilung der Gewässer in Österreich heranzuziehen.

So werden Phytobenthos und Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) in Seen sowie Phytoplankton in den meisten Fließgewässern als nicht relevant angesehen.

Zur Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten Phytobenthos und Makrozoobenthos in Seen wurden keine Bewertungsmethoden entwickelt, da eine Bewertung keinen Informationsgewinn zu den Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Fischfauna bedeuten würde und nur wenige Datengrundlagen für die Entwicklung abgesicherter Bewertungsmethoden vorhanden sind.

Die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton ist nur in jenen Fließgewässern relevant, welche über eine im Fließgewässersystem lebende und reproduzierende Planktonlebensgemeinschaft verfügen. Das ist in den Flüssen Donau, March und Thaya der Fall.

Die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten umfassen einerseits die allgemeinen Bedingungen und andererseits die spezifischen synthetischen sowie die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe.

Die Werte für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten werden in dieser Verordnung in den §§ 14 (Fließgewässer) und 20 (Seen) festgelegt.

Die Werte für die spezifischen synthetischen sowie die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe sind in der QZV Chemie OG, BGBl. II Nr. 96/2006, festgelegt.

#### **Zu § 4 Abs. 5:**

Jeder Gewässerabschnitt kann aufgrund naturräumlicher und davon abhängiger biologischer Charakteristiken einem bestimmten Gewässertyp zugeordnet werden. Diese Zuordnung ist für jedermann im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> einsehbar.

#### **Zu § 4 Abs. 6 bis 10:**

In diesen Absätzen ist für jede Zustandsklasse normiert, welche Qualitätskomponenten jeweils eingehalten werden müssen.

Allgemein gilt, dass sämtliche Werte einzuhalten sind. Weiters gilt das Prinzip, dass der schlechteste Wert den Ausschlag für die Beurteilung des Gesamtzustandes gibt, wobei nicht etwa ein Mittelwert für die biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten gebildet wird, sondern jede einzelne Qualitätskomponente für sich ausschlaggebend ist. Die Beurteilung des Zustandes jeder einzelnen Qualitätskomponente hat sich nach den im 2. und 3. Hauptstück für Fließgewässer und Seen getroffenen Festlegungen zu richten.

Im Besonderen gilt für den **sehr guten ökologischen Zustand** von Fließgewässern und Seen, dass – abweichend von den anderen Zustandsklassen – für die **hydromorphologischen Qualitätskomponenten** ein Qualitätsziel für den sehr guten hydromorphologischen Zustand festgelegt wurde, bei dessen Verfehlung der sehr gute hydromorphologische Zustand (und somit auch der sehr gute ökologische Zustand) nicht gegeben ist. Den hydromorphologischen Qualitätskomponenten kommt daher für die Beurteilung des sehr guten Zustandes dasselbe Gewicht zu wie den anderen Qualitätskomponenten.

Im Gegensatz dazu wurden für den **guten Zustand** von Fließgewässern Bedingungen formuliert, bei deren Einhaltung die für den guten biologischen Zustand festgelegten Werte erreicht werden können. Diese Bedingungen haben nicht die rechtliche Qualität eines Qualitätsziels, dessen Verfehlung die Nichteinhaltung des guten Zustandes bedeutet, ihnen kommt vielmehr ein bloßer Richtwertcharakter zu (siehe dazu auch die Erläuterungen zu § 13).

Die beschriebenen Bedingungen dienen als Hilfestellung im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren, da es insbesondere im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot notwendig sein wird, die Auswirkungen anthropogener Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen auf den Zustand eines Gewässers abzuschätzen. Die festgelegten hydromorphologischen Bedingungen sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit der gute biologische Zustand erreicht werden kann.

Bei den Seen wurden – analog zu den Fließgewässern – ebenfalls hydromorphologische Bedingungen für den guten Zustand definiert.

Für den **mäßigen, unbefriedigenden und schlechten Zustand** werden keine hydromorphologischen Bedingungen festgelegt. Die hydromorphologischen Bedingungen sollen im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren als Hilfestellung bei der Abschätzung der Zielerreichung dienen. Hydromorphologische Bedingungen für die Zustandsklassen mäßig, unbefriedigend und schlecht würden aber bereits eine Überschreitung des Qualitätsziels „guter Zustand“ beschreiben, sodass sich eine Festlegung derartiger Bedingungen erübrigt. Die Abschätzung der Auswirkungen anthropogener Veränderungen auf Oberflächenwasserkörper, die sich bereits in einem mäßigen oder unbefriedigenden Zustand befinden, muss unter Berücksichtigung der jeweiligen Vorbelastungen erfolgen. Im Zuge eines wasserrechtlichen Bewilligungsverfahrens ist dies im Einzelfall zu betrachten. Als Anhaltspunkt können die Beschreibungen der hydromorphologischen Zustandsklassen im „Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern“ (Download unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/>) herangezogen werden.

Für die **allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten** wurden Werte für den sehr guten Zustand und den guten Zustand festgelegt.

Die Werte für den **sehr guten Zustand** sind **Grenzwerte**, bei deren Überschreitung der sehr gute ökologische Zustand nicht mehr gegeben ist.

Jene für den **guten Zustand** sind als **Richtwerte** festgelegt, die überschritten werden können, wenn die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten eingehalten sind und die Einhaltung des guten ökologischen Zustandes auch langfristig gewährleistet ist.

Bei einer Überschreitung dieser Richtwerte ist die Dynamik aquatischer Ökosysteme insofern zu berücksichtigen, als – in Form einer Prognose – zu prüfen sein wird, ob es im Laufe der Zeit zu einer Änderung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten kommen könnte. In vielen Fällen können zwar akute, kurzfristige Störungen sehr gut durch ein funktionsfähiges Ökosystem abgepuffert werden

(Resilienz und Resistenz des Ökosystems), kontinuierliche Belastungen können aber chronische Wirkungen zeigen.

Es kann beispielsweise vorkommen, dass die biologischen Qualitätskomponenten zwar zum Beurteilungszeitpunkt (dem Zeitpunkt der Messung) noch im guten Zustand sind, es durch den Einfluss negativ veränderter allgemeiner Bedingungen – wie etwa einer erhöhten Gewässertemperatur – zeitverzögert zu einer Verschlechterung der biologischen Werte kommt. Fische können beispielsweise unter für sie suboptimalen Bedingungen zwar überleben, die Individuen sind aber möglicherweise gestresst und geschwächt und somit auch anfälliger für Parasiten, Krankheiten oder andere Beeinträchtigungen. Auch können bestimmte Altersstadien (Juvenile) stärker von den Auswirkungen betroffen sein und dadurch dezimiert werden. Dies führt längerfristig zu einer Gefährdung der Fischbestände.

Auch im Bereich der Seen können Nährstoffeinträge vom Ökosystem abgepuffert werden, erst über längere Zeit entstehen anaerobe Verhältnisse, sodass sich das Ökosystem See nicht mehr im Gleichgewicht befindet.

Für den **sehr guten ökologischen Zustand** ist betreffend die **spezifischen synthetischen und die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe** § 7 Abs. 2 der QZV Chemie OG einzuhalten.

Für den **guten ökologischen Zustand** sind betreffend die spezifischen synthetischen und die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe die in den Anlagen B und C der QZV Chemie OG für den guten Zustand festgelegten Werte einzuhalten. Für den mäßigen und unbefriedigenden Zustand sind keine Werte festgelegt, sodass bei Verfehlung eines der für den guten Zustand festgelegten Werte der chemische Zustand (und somit der ökologische Zustand) mit mäßig zu beurteilen ist.

Eine Abstufung des chemischen Zustandes in die Zustandsklassen unbefriedigend und schlecht findet nicht statt, dh. es gibt definitionsgemäß keinen unbefriedigenden und schlechten chemischen Zustand. Sehr wohl kann es aber trotzdem zu einer Gesamtbewertung des ökologischen Zustandes mit unbefriedigend oder schlecht kommen, wenn etwa der biologische Zustand unbefriedigend oder schlecht ist.

Zusammenfassend ergibt sich folgendes System:

- 1) Ist nur einer der für den **sehr guten Zustand** festgelegten Werte **nicht erreicht**, so ist der **ökologische Zustand** mit **gut** zu beurteilen.
- 2) Ist nur einer der für den **guten Zustand** festgelegten Werte **nicht erreicht**, so ist der **ökologische Zustand** mit **mäßig** zu beurteilen.
- 3) Ist nur einer der für den **mäßigen Zustand** festgelegten Werte **nicht erreicht**, so ist der **ökologische Zustand** mit **unbefriedigend** zu beurteilen.
- 4) Ist nur einer der für den **unbefriedigenden Zustand** festgelegten Werte nicht erreicht, so ist der **ökologische Zustand** mit **schlecht** zu beurteilen.

#### Zu § 5:

§ 5 regelt Aspekte des Zusammenhangs zwischen den biologischen Qualitätskomponenten und anthropogenen hydromorphologischen Veränderungen und gilt sowohl für Bewilligungen als auch für Sanierungen.

§ 13 legt für Fließgewässer fest, bei Vorliegen welcher hydromorphologischer Bedingungen der gute ökologische Zustand (mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit) erreicht werden kann. Die Prognoseentscheidung, wann eine hydromorphologische Veränderung im Hinblick auf die Einhaltung des Qualitätsziels noch tolerierbar ist, soll durch § 5 insofern erleichtert werden, als näher definierte kleinräumige Überschreitungen des Qualitätsziels im Bereich der hydromorphologischen Veränderung der Einhaltung des Qualitätsziels nicht entgegen stehen.

Diese Festlegung kann als emissionsseitige Ergänzung zu den immissionsseitig festgelegten Bedingungen (§ 13) betrachtet werden. Es wird damit – ähnlich dem Einmischungsbereich in § 5 Abs. 6 QZV Chemie OG - ein Bereich festgelegt, in dem das Qualitätsziel nicht eingehalten werden muss, die Auswirkung aber dennoch nicht so schwerwiegend ist, dass der gute ökologische Zustand nicht mehr gegeben wäre.

Für die Kleinräumigkeit ist aber nicht der Einwirkungsbereich (d. i. der Bereich der hydromorphologischen Veränderung), sondern die Auswirkung der hydromorphologischen Einwirkung auf die biologischen Qualitätskomponenten ausschlaggebend. So kann es sein, dass eine kleine hydromorphologische Veränderung (lokale Belastung) Auswirkungen nach sich zieht, die über eine kleinräumige Überschreitung des Qualitätsziels hinausgehen. Es kann jedoch auch vorkommen, dass

morphologische Veränderungen (wie z.B. Uferverbauten) geringere Auswirkungen zeigen als dies der Einwirkungsbereich vermuten lässt.

Bei allen Eingriffen, die die ökologische Durchgängigkeit beeinträchtigen können (Querbauwerke, unzureichendes Restwasser, Schussstrecken), ist davon auszugehen, dass ihre Auswirkungen weite Gewässerstrecken betreffen und daher nicht mehr als kleinräumig zu betrachten sind.

Bei nicht fischpassierbaren Querbauwerken etwa handelt es sich zwar um „lokale“ Belastungen, ihre Auswirkungen können aber lange Gewässerstrecken oder sogar Gewässersysteme betreffen. Ein Wanderungshindernis in einem Zubringer kann z. B. den Laichzug aus einem größeren Gewässer unterbrechen. Das ökologische Defizit ist möglicherweise nur im größeren Gewässer, nicht im Zubringer feststellbar.

Ebenso muss eine ökologisch notwendige Wasserführung, die das Vorkommen und die Wanderungsmöglichkeit einer gewässertypspezifischen Fauna ermöglicht, im gesamten zu betrachtenden Abschnitt vorhanden sein. Die Einhaltung dieser Bedingung stellt sicher, dass durch eine ökologische Mindestwasserführung auch die Durchgängigkeit im Gewässer gewährleistet wird.

Ein weiterer Aspekt in Hinblick auf die Kleinräumigkeit ist die langfristige Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit. Es muss gewährleistet sein, dass der gute Zustand und damit die ökologische Funktionsfähigkeit auch langfristig erhalten bleiben. Bei einer hydromorphologischen Veränderung ist daher auch die Dynamik natürlicher aquatischer Ökosysteme zu berücksichtigen. Durch eine Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums kommt es beispielsweise zu einer Fragmentierung des Lebensraums. Laichhabitate können nicht mehr aufgesucht werden, der genetische Austausch ist eingeschränkt und die Wiederbesiedelung von Gewässern wird verhindert. Dies führt langfristig zu einem Rückgang der Fischpopulationen sowie auch zum Verschwinden bestimmter Fischarten. Diese langfristigen Auswirkungen sind mit zu berücksichtigen.

Die Auswirkung eines Eingriffs kann je nach Lage im Gewässersystem sehr unterschiedlich sein. Es spielt daher eine wesentliche Rolle, in welchem Bereich eines Gewässerabschnitts z. B. Verbauungen vorgenommen werden. Wenn etwa durch einen Eingriff Laichplätze oder Rückzugsgebiete betroffen sind, so gehen auch in diesem Fall die Auswirkungen weit über den direkten Eingriffsbereich hinaus.

Bei der Abschätzung von Auswirkungen ist auch der Fall zu berücksichtigen, dass es zwar nicht durch den hydromorphologischen Eingriff selbst, jedoch durch dessen Summation mit bereits bestehenden Vorbelastungen zu mehr als kleinräumigen Überschreitungen des Qualitätsziels kommt. Bei der Bewilligung von Eingriffen sind daher auch die bestehenden Vorbelastungen mit zu berücksichtigen.

Für die Definition eines Bereiches, in dem die biologischen Qualitätskomponenten nicht eingehalten werden müssen, ist von der Grundannahme auszugehen, dass im unmittelbaren Nahebereich einer hydromorphologischen Veränderung eine Einhaltung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten nicht möglich ist (vergleichbar dem Einmischungsbereich bei stofflichen Einleitungen).

Solange es sich dabei um kleinräumige Bereiche handelt, können sie für den Zustand eines zu betrachtenden Gewässerabschnittes vernachlässigt werden.

In diesem Sinne sind Überschreitungen des Qualitätsziels im Bereich der hydromorphologischen Veränderung in der Regel als kleinräumig zu betrachten, wenn sie eine Länge von 1 km, bei großen Flüssen eine Länge von 2 km nicht überschreiten.

Diese Längen gelten „in der Regel“. Je nach Art und Länge der Vorbelastungen im betrachteten Gewässerabschnitt ist ein Abweichen (nach oben und unten) möglich, wobei der Erhalt der ökologischen Funktionsfähigkeit in dem betrachteten Gewässerabschnitt gewährleistet sein muss. Bei der Abgrenzung des maßgeblichen Gewässerabschnittes ist grundsätzlich von den Lebensraumansprüchen der Gewässerorganismen sowie der Gewässergröße auszugehen. Als Richtwerte für den Betrachtungsabschnitt können folgende Gesamtlängen (die die Erhaltung einer Mindestpopulation gewährleisten) herangezogen werden:

- 3 - 5 km bei kleinen Gewässern (Flussordnungszahl 1-3)
- 5 - 10 km bei mittleren Gewässern (Flussordnungszahl 4 - 5)
- 10 - 15 km bei großen Gewässern (Flussordnungszahl > 6)

Diese Definition stimmt auch mit der nationalen Vorgangsweise zur Einteilung von Oberflächenwasserkörpern überein. Längere Abschnitte mit Überschreitungen des Qualitätsziels wären bereits als „einheitliche und bedeutende Abschnitte“ (gem. § 30a Abs. 3 Z 2 WRG 1959) zu betrachten und würden zur Abtrennung eines Oberflächenwasserkörpers führen. Die Vorgaben für die Einteilung der Gewässer in einheitliche und bedeutende Abschnitte (Oberflächenwasserkörper) sind der Methodik der

Ist-Bestandsanalyse 2005 (<http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/>) zu entnehmen.

Die dargestellte Systematik gilt auch für die Beurteilung von Abschnitten im mäßigen, unbefriedigenden und schlechten Zustand.

Ein mäßiger Zustand ist gegeben, wenn eine mehr als kleinräumige Überschreitung des guten Zustandes gegeben ist. Die Verhältnismäßigkeit wird in ähnlicher Weise für die Beurteilung einer Verschlechterung von mäßig auf unbefriedigend bzw. von unbefriedigend auf schlecht heranzuziehen sein.

Bei der Beurteilung eines Wasserkörpers ergibt sich der Zustand aus der jeweils schlechtesten Bewertung, die mehr als kleinräumig auftritt.

Dies soll durch folgende Beispiele veranschaulicht werden:

In einem Wasserkörper treten Überschreitungen des Qualitätsziels „guter Zustand“ nur auf kurzen Abschnitten (kleinräumig) auf. Der Wasserkörper ist daher als gut zu beurteilen.

In einem Wasserkörper tritt ein mäßiger Zustand auf längeren Strecken (mehr als kleinräumig) auf, die restlichen Strecken sind als gut beurteilt. Der Wasserkörper ist daher als mäßig zu beurteilen.

In einem Wasserkörper tritt ein unbefriedigender Zustand auf längeren Strecken (mehr als kleinräumig) auf, die restlichen Strecken sind als gut und mäßig beurteilt. Der Wasserkörper ist daher als unbefriedigend zu beurteilen.

Die Regelung betreffend Abwassereinleitungen in Absatz 2 entspricht § 5 Abs. 6 QZV Chemie OG.

#### **Zu § 6:**

Die biologischen Qualitätskomponenten unterscheiden sich in ihrer Empfindlichkeit für die verschiedenen stofflichen und hydromorphologischen Belastungen, sie sind daher unterschiedlich gute Indikatoren. Gemeinsam decken sie alle in Frage kommenden Belastungssituationen ab. Diese indikative Aussagekraft der einzelnen biologischen Qualitätskomponenten wurde bereits bei der Methodenentwicklung berücksichtigt. So ist beispielsweise die Bewertungsskala der Fischfauna im Wesentlichen auf die Beurteilung von Veränderungen in der Hydromorphologie ausgerichtet. Bei den Qualitätskomponenten benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) und Phytobenthos wurden einzelne Bewertungsmodule entwickelt, die jeweils auf unterschiedliche Belastungen ausgerichtet sind (z. B. Saprobielle Belastung, trophische Belastung, Rithralisierung/Potamalisierung, usw.).

Dementsprechend erfolgt auch die Anwendung der Bewertungsmethoden in der operativen Überwachung. So wird etwa nur jene Qualitätskomponente mit der höchsten indikativen Aussagekraft im Hinblick auf eine bestimmte Belastung untersucht, da anzunehmen ist, dass die anderen Qualitätskomponenten schlechtere Indikatoren sind und einen besseren Zustand anzeigen würden.

Auch bei der Beurteilung von Eingriffen in Gewässer ist die indikative Aussagekraft der einzelnen biologischen Qualitätskomponenten zu berücksichtigen.

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren sind daher für die Beurteilung von Auswirkungen eines Projektes nur jene Qualitätskomponenten heranzuziehen, die im Hinblick auf die jeweilige Auswirkung aussagekräftig sind. Unterschieden wird zwischen Qualitätskomponenten mit der höchsten Aussagekraft, die jedenfalls heranzuziehen sind, und jenen, die zur Schärfung eines nicht eindeutig bestimmbar Ergebnisses herangezogen werden können. Diese Zusammenhänge sind in Anlage B dargestellt.

Dies soll durch folgendes Beispiel veranschaulicht werden: Hauptindikator für die meisten hydromorphologische Belastungen ist die Fischfauna. Handelt es sich jedoch um Veränderungen der Stromsohle oder eine Reduktion der Fließgeschwindigkeit (Stau), ist die benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) der besser geeignete Indikator.

Auch an der Grenze bzw. außerhalb des Fischlebensraums ist die Fischfauna nicht mehr bzw. nur bedingt zur Bewertung geeignet. In diesen Fällen wäre die Beurteilung durch Untersuchungen der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos) zu ergänzen bzw. - außerhalb des Fischlebensraums – durch diese zu ersetzen.

Bei Mehrfachbelastungen sind alle jene Qualitätskomponenten zur Beurteilung heranzuziehen, die entsprechend Anlage B im Hinblick auf sämtliche vorliegende Belastungen aussagekräftig sind.

#### **Zu § 7:**

Die biologische Qualitätskomponente Phytoplankton ist nur in jenen Fließgewässern relevant, welche über eine im Fließgewässersystem lebende und reproduzierende Planktonlebensgemeinschaft verfügen. Das ist in den Flüssen Donau, March und Thaya der Fall. In den übrigen österreichischen Fließgewässern spielt das Phytoplankton eine untergeordnete Rolle, da die vorhandenen Lebensgemeinschaften selten aus

dem Ökosystem Fließgewässer stammen, sondern meist aus stromaufwärts liegenden Seen oder Stauhaltungen eingeschwemmt werden.

Für die drei genannten Flüsse ist – da keine Methode entwickelt wurde und keine entsprechenden Grenzwerte vorliegen, eine Expertenbeurteilung auf Basis von Anhang C zum WRG 1959 – entsprechend der Vorgangsweise bei den speziellen Gewässertypen – durchzuführen.

#### **Zu § 8:**

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente (Pall K. & Mayerhofer, V. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A4 - Fließgewässer/Makrophyten, BMLFUW, Wien.). Der Leitfaden ist unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

Aquatische Makrophyten können zur Beurteilung der stofflichen Belastung von Fließgewässern herangezogen werden und sind vor allem sehr gute Trophie-Indikatoren, reagieren aber auch deutlich auf andere anthropogen bedingte Veränderungen der natürlichen Bedingungen im Fließgewässer. So können Eingriffe in das Abflussregime, wie z.B. Potamalisierung und Stau, indiziert werden. Die Ausprägung der Makrophytenvegetation spiegelt auch die strukturellen Bedingungen im Gewässer, wie z.B. Substratdiversität und -dynamik oder den Verbauungsgrad der Ufer und zum Teil auch der Gewässersohle wider.

Das auf Makrophyten basierende Bewertungsschema bezieht sich auf die Abweichung der vorgefundenen Artengemeinschaft von der Referenzartengemeinschaft. Der Bewertung wird allerdings keine konkrete Referenzbiozönose für jeden einzelnen Gewässertyp zugrunde gelegt, vielmehr wird davon ausgegangen, dass sich Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen ersetzen können.

Ausgehend von der Charakterisierung der abiotischen Verhältnisse im Referenzzustand werden die Arten in Hinblick auf Trophie, Gewässertyp, Geologie und Höhenlage in vier Gruppen eingestuft. Diese Gruppen entsprechen der Amplitude von Referenzarten bis zu Störzeigern. Aus der Verrechnung der Abundanzen der einzelnen vorgefundenen Arten ergibt sich die Zuordnung zur ökologischen Zustandsklasse.

#### **Zu § 8 Abs. 2:**

Bei der Beurteilung des Zustandes der Makrophyten entspricht der Referenzwert methodikbedingt immer 1, daher ist eine eigene Festlegung von Referenzwerten nicht erforderlich.

#### **Zu § 9:**

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente (Pfister, P. & Pipp, E. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A3 - Fließgewässer/Phytobenthos, BMLFUW, Wien.) Der Leitfaden ist unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

Die Berechnung erfolgt automatisiert über das Auswerteprogramm Ecoprof und kann in der jeweils aktuellen Version über <http://www.ecoprof.at> bezogen werden.

Das Phytobenthos eignet sich sehr gut, um vor allem stoffliche Belastungen (sowohl durch organische Substanzen als auch durch Nährstoffe) in Fließgewässern anzuzeigen. Auch Eingriffe in das hydrologische Regime (Ausleitung, Schwall, Rückstau) lassen sich bis zu einem gewissen Grad abbilden, während Eingriffe in die Morphologie nur sehr bedingt maßgeblichen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Aufwuchsalgen ausüben. Dieser Tatsache trägt die anzuwendende Bewertungsmethode Rechnung.

Die Bewertung des ökologischen Zustands basiert auf einem multimetrischen Ansatz und beinhaltet drei Module:

#### - Modul Trophie:

Das Modul Trophie bewertet die Nährstoffbelastung und beruht auf dem Trophie-Index nach Rott et al. (1999). Maß für die Bewertung ist die Abweichung des festgestellten Trophiezustandes vom bioregionsspezifischen trophischen Grundzustand.

#### - Modul Saprobie:

Das Modul Saprobie bewertet die organische Belastung und beruht auf dem Saprobie-Index nach Rott et al. (1997). Das Maß für die Bewertung ist die Abweichung des festgestellten saprobiellen Zustandes vom bioregionsspezifischen saprobiellen Grundzustand.

#### - Modul Referenzarten:

Das Modul Referenzarten bewertet die Abweichung der vorgefundenen Artengemeinschaft von der zu erwartenden Referenzbiozönose und zeigt Synergieeffekte zwischen Nährstoffbelastung und organischer Belastung sowie Veränderungen weiterer Umweltbedingungen wie etwa Versalzung, Versauerung, Hydromorphologie und toxische Belastungen eines Gewässers. Maß für die Bewertung ist der Anteil der Referenzarten an der jeweils festgestellten Gesamtabundanz bzw. Gesamtartenzahl der Aufwuchsalgen.

Abweichung vom „worst-case-Prinzip“:

Biologische Bewertungen über Indizes und dgl. können immer nur als möglichst exakte Annäherung an den tatsächlichen Zustand der Biozönose angesehen werden und sind demnach mit Unsicherheiten und Unschärfen verbunden. Im Bereich der Klassengrenzen spielt die Unsicherheit der Methode eine größere Rolle als in der Mitte der Bandbreite einer Zustandsklasse.

Um zu verhindern, dass durch knapp über der Klassengrenze und im methodischen Schwankungsbereich liegende Werte Sanierungsbedarf ausgelöst wird, sind Ergebnisse, die sehr nahe einer Klassengrenze liegen, jedenfalls auf Plausibilität zu prüfen und können unter bestimmten Voraussetzungen von der Bewertung ausgeschlossen werden. Diese Voraussetzung ist dann gegeben, wenn ein Wert (für eines der drei Module) höchstens 0,03 Indexpunkte über dem Grenzwert für eine Zustandsklasse liegt. Dieser Wert ist für die Beurteilung nicht heranzuziehen. Liegen mehrere Werte höchstens 0,03 Indexpunkte über dem Grenzwert für eine Zustandsklasse, so sind sie für die Beurteilung heranzuziehen mit dem Ergebnis, dass die Qualitätskomponente Phytobenthos sich in dem Zustand befindet, der der nächsthöheren (d. i. der schlechteren) Zustandsklasse entspricht.

Nähere Details dazu können dem og. Leitfaden entnommen werden.

#### **Zu § 10:**

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente (T. Ofenböck, O. Moog, A. Hartmann & I. Stubauer (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A2 - Fließgewässer/Makrozoobenthos, BMLFUW, Wien.) Der Leitfaden ist unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

Die Berechnung erfolgt automatisiert über das Auswerteprogramm Ecoprof und kann in der jeweils aktuellen Version über <http://www.ecoprof.at> bezogen werden.

Durch die Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) können sowohl stoffliche Belastungen als auch Auswirkungen verschiedener Stressoren (wie etwa Degradation der Gewässermorphologie, Stau, Restwasser oder Nutzung im Einzugsgebiet) erfasst werden. Die Methode besteht aus zwei stressorspezifischen Modulen:

- Modul Saprobie:

Das Modul Saprobie beschreibt die Reaktion des Makrozoobenthos auf organische Belastung und basiert auf dem Saprobienindex nach Zelinka & Marvan (1961). Das Saprobienindexsystem wurde an die Vorgaben der WRRL angepasst (Stubauer & Moog 2002).

- Modul Allgemeine Degradation:

Das Modul „Allgemeine Degradation“ spiegelt die Auswirkungen verschiedener Stressoren (Degradation der Gewässermorphologie, Stau, Restwasser, Nutzung im Einzugsgebiet, Pestizide, hormonäquivalente Stoffe, toxische Stoffe, Feinsedimentbelastung etc.) wider und besteht – je nach Gewässertyp – aus ein bis zwei multimetrischen Indizes, welche drei grundlegende Problemkreise berücksichtigen:

- Potamalisierende Effekte: insbesondere Beeinträchtigungen durch Erwärmung (z. B. thermische Abwässer oder untypische Sonnenexposition), Rückstauereffekte (z.B. durch Wehranlagen oder andere Querbauwerke), Nährstoffbelastung, Feinsedimenteinträge (z.B. Oberflächenabfluss oder Winderosionen);
- Rhithralisierende Effekte: Beeinträchtigungen durch Abkühlung (Einleitung von hypolimnischen Speicherwasser), Strukturverarmung (technisch „harte“ Verbauung, Sohlpflasterung, Begradigung);
- Toxische Belastungen.

Abweichung vom „worst-case-Prinzip“:

Hier gilt grundsätzlich dasselbe wie für die Qualitätskomponente Phytobenthos (vgl. die Erläuterungen zu § 9) mit dem Unterschied, dass ein Wert, der in der nächst schlechteren Zustandsklasse liegt, dann nicht zu berücksichtigen ist, wenn er weniger als 0,02 Indexpunkte von der Klassengrenze entfernt ist.

Nähere Details dazu können dem og. Leitfaden entnommen werden.

### **Zu § 11:**

Die Berechnung des Fischindex Austria erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente (Schotzko, N., Haunschmid, R., Petz-Glechner R., Honsig-Erlenburg, W., Schmutz, S., Unfer, G., Wolfram, G. Spindler, T. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fließgewässer/Fische, BMLFUW, Wien.). Der Leitfaden ist unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

Die Berechnung erfolgt automatisiert über ein Excel-Bewertungsfile bzw. über die Fischdatenbank Austria (FDA). Die jeweils aktuelle Version ist über <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> als Download-Dokument verfügbar.

Fische sind durch ihre Lebensdauer, ihren Lebenszyklus und aufgrund ihrer unterschiedlichen Habitatansprüche gute Anzeiger für den ökologischen Zustand eines Gewässers. Speziell für hydromorphologische Belastungen ist die Fischbiozönose in vielen Fällen die maßgebliche Qualitätskomponente.

Die Fischbewertungsmethode ist auf die Anwendung im natürlichen Fischlebensraum beschränkt. Bereits im Bereich der oberen Verbreitungsgrenze eignet sich die Fischzönose nur mehr bedingt zur Beurteilung des ökologischen Zustands. In diesen Bereichen sind die Bewertungsergebnisse auf ihre Plausibilität hin zu prüfen und etwa durch zusätzliche Untersuchungen der Qualitätskomponente benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) zu verifizieren.

Für die Beurteilung des Zustandes der Qualitätskomponente Fischfauna sind der Fischindex Austria und im speziellen die Kriterien Fischregionsindex und Biomasse heranzuziehen, wobei diese in folgendem Verhältnis zueinander stehen:

Der Fischregionsindex und die Biomasse sind Bestandteile des Fischindex Austria. Dieser beinhaltet Artenzusammensetzung, Altersstruktur, Fischregionsindex und Biomasse. Errechnet sich für den Fischregionsindex allerdings ein Wert, der einem der in Anlage F 2 festgelegten Werte entspricht, so ist – ungeachtet des errechneten Wertes für den Fischindex Austria – der sich gemäß Anlage F 2 aus dem Wert für den Fischregionsindex ergebende Zustand für die Gesamtbewertung der Qualitätskomponente Fischfauna ausschlaggebend („k.o.-Kriterium“). Wird etwa für den Fischindex Austria ein guter Zustand ermittelt, für den Fischregionsindex allein aber nur ein mäßiger, so ist von einem mäßigen Zustand des Gewässers auszugehen, sofern sich nicht aus der Einbeziehung des Kriteriums Biomasse ein schlechterer, nämlich ein unbefriedigender oder schlechter Zustand ergibt.

Wird etwa eine Biomasse ermittelt, die die in Anlage F 3 (je nach Gewässertyp) festgelegten Mengen unterschreitet, so ist die Gesamtbewertung des Gewässers je nach ermittelter Menge mit „unbefriedigend“ oder „schlecht“ zu beurteilen. Liegt die ermittelte Menge jedoch höher als die in Anlage F 3 festgelegten, richtet sich die Beurteilung des Zustandes des Gewässers ausschließlich nach dem Fischindex Austria (ohne dem Kriterium Biomasse) und dem Kriterium Fischregionsindex.

Für das Kriterium Biomasse ist es aufgrund der natürlichen Variabilität nicht möglich, eine fünfstufige Bewertung in Zustandsklassen zu entwickeln. Unterschreitet die Biomasse aber einen bestimmten Wert, so kann von einer massiven Beeinträchtigung der Fischfauna ausgegangen werden. Die festgelegten Werte beschreiben daher nur die Zustandsklassen „unbefriedigend“ und „schlecht“.

Für einige Bioregionen und Gewässertypen, in denen die Biomasse natürlicherweise geringere Werte aufweist, wurden abweichende Werte festgelegt.

In die Berechnung der Biomasse werden in rhithralen Gewässern auch allochthone, eingebürgerte Salmoniden miteinbezogen.

Das Kriterium Biomasse ist nicht anzuwenden in Gewässerabschnitten, wo durch starke Geschiebeführung eine Beeinträchtigung des Fischbestandes zu erwarten ist oder in solchen, die in einer Seehöhe von mehr als 1 000 m gelegen sind. Durch starke Geschiebeführung finden im Gewässer ständige Umlagerungsprozesse statt, sodass der Lebensraum und die hier ansässigen Organismen einer permanenten Störung ausgesetzt sind. In diesen Gewässerabschnitten findet sich natürlicherweise eine geringere Biomasse. In Furkationsstrecken verursachen ein hoher Geschiebetrieb, mittleres bis hohes Gefälle und große Abflussschwankungen eine Aufzweigung des Gewässers in zahlreiche Nebenarme und Seitengerinne, die bei jeder Abflusserhöhung ihre Gestalt verändern. In diesen Gewässerabschnitten findet sich natürlicherweise eine geringere Biomasse.

### **Zu § 12:**

Detaillierte Beschreibungen der hydromorphologischen Einzelkomponenten, erläuternde Abbildungen sowie deren Bewertung sind dem „Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern“ (Mühlmann, H., 2010) zu entnehmen. Der Leitfaden ist unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

Die Beschreibung der hydromorphologischen Eigenschaften aller Fließgewässertypen Österreichs steht als Arbeitsgrundlage in Form einer DVD zur Verfügung (Wimmer, R., Wintersberger, H., Parthl, G. (2007): Beschreibung der Fließgewässertypisierung in Österreich – Hydromorphologische Leitbilder, siehe auch <http://publikationen.lebensministerium.at>) und kann ebenfalls als Hilfestellung dienen.

Die Festlegungen der Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand folgen den Vorgaben im REFCOND-Guidance ("Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters") sowie den Vorgaben und Ergebnissen der Interkalibrierung.

#### **Zu § 12 Abs. 2 Z 1:**

Eine Wasserentnahme stellt keine Beeinträchtigung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes dar, wenn sie sehr geringfügig ist. Als sehr geringfügige Entnahme gilt eine Wasserentnahme, die bis zu 20% der Jahreswasserfracht an der Fassungsstelle beträgt, wobei die Entnahme abhängig von der natürlichen Wasserführung auf bestimmte Zeiten (jahreszeitlich gestaffelt) eingeschränkt ist:

Von Oktober bis März darf die Entnahme erst erfolgen, wenn die Mittelwasserführung der Wintermonate überschritten wird, von April bis September darf die Entnahme erst erfolgen, wenn die Jahresmittelwasserführung überschritten ist.

Ein Beispiel dafür sind Entnahmen zur Befüllung von Beschneigungsteichen zu Zeiten hoher Wasserführung im Sommer.

Die im Gewässer verbleibende Menge darf zu den Zeiten der Entnahme die Jahresmittelwasserführung bzw. die Mittelwasserführung der Wintermonate (Oktober bis März) nur minimal unterschreiten. Die zulässige Entnahme zu diesen Zeiten ist mit 10% des natürlichen niedersten Tagesniederwassers (NQ) begrenzt.

Eine derartige Unterschreitung kann beispielsweise bei ganzjährigen Entnahmen für Fischteiche erforderlich sein.

Diese Bestimmung ermöglicht sehr geringfügige Wasserentnahmen zu den in den Beispielen angeführten Zwecken auch in Gewässerabschnitten im sehr guten hydromorphologischen Zustand. Die Mengen sind so bemessen, dass Einzelentnahmen, solange sie das festgelegte Ausmaß nicht überschreiten, keine Auswirkung auf den sehr guten hydromorphologischen und den sehr guten biologischen Zustand haben.

#### **Zu § 12 Abs. 2 Z 2:**

Zur Einhaltung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes dürfen keine anthropogen verursachten Wasserführungsschwankungen wie z.B. Schwall-Sunk-Ereignisse stattfinden. Die natürliche Variation im Tagesverlauf soll weitgehend ungestört bleiben.

Eine vorübergehende Verschlechterung des Zustandes durch Ereignisse von außergewöhnlichen Umständen im Sinn des § 30f WRG 1959 stellt keinen Verstoß gegen das Qualitätsziel dar. Darunter fallen auch Maßnahmen, die unter solchen außergewöhnlichen Umständen zu ergreifen sind, wie etwa Notentleerungen von Fischteichen und Beschneigungsteichen.

#### **Zu § 12 Abs. 2 Z 3:**

Zur Einhaltung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes sind nur sehr geringfügige Veränderungen der Abflussverhältnisse zulässig. Relevant sind dabei jene Bereiche, in denen die mittlere Fließgeschwindigkeit auf unter 0,3 m/s reduziert ist. Veränderungen der flusstypspezifischen Strömungsgeschwindigkeit führen zu einer verstärkten Sedimentation von Feinsubstraten und damit auch zu einer Verschiebung der Substratverhältnisse im Gewässer. Da die benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) hochgradig mit unterschiedlichen Kornfraktionen korreliert, ist eine drastische Änderung der benthischen Lebensgemeinschaften in Staubereichen die Folge. Fische zeigen erst ab einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,3 m/s eine präzise Orientierung gegen die Strömung, unterhalb dieser Geschwindigkeit verlieren sie zunehmend die Orientierung.

Eine anthropogene Reduktion der Fließgeschwindigkeit darf daher nur auf sehr kurzen Strecken vorliegen (z.B. kurze Rückstauereffekte bei Sohlswellen). Die zulässige Länge dieser Reduktion ist abhängig vom Gewässertyp, als Richtwert kann die fünffache Breite des jeweiligen Gewässers herangezogen werden.

#### **Zu § 12 Abs. 2 Z 4:**

Geringfügige Störungen durch menschliche Tätigkeiten sind beispielsweise

- vereinzelte Maßnahmen zur Sohlstabilisierung (Sohlschwellen) oder
- vereinzelte, kleinere Sicherungsmaßnahmen, wie sie etwa unter Brücken vorgenommen werden, bei denen aber die Passierbarkeit für Organismen sowie ein weitgehend ungestörter Sedimenttransport gewährleistet ist.

Zur Beurteilung der Passierbarkeit vgl. den „Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern“ Kap. 10.7.2 – Beurteilung der Passierbarkeit von Querbauwerken (Download unter: <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/>).

**Zu § 12 Abs. 2 Z 5:**

Unter Uferdynamik wird die Kapazität des Flusses verstanden, seinen Uferverlauf dynamisch ändern und umgestalten zu können. Sichtbare Merkmale einer uneingeschränkten Uferdynamik sind die Ausbildung eines typspezifischen Gewässerverlaufs (gestreckt, furkierend, pendelnd, gewunden, mäandrierend etc.) sowie die Ausbildung von variablen Uferstrukturen (Prall- und Gleitufer, Buchten, Uferanbrüche, Erosionen, flach- und steilgeböschte Ufer, Unterspülungen, Gehölzstrukturen und Wurzelgeflecht im Uferbereich etc.).

Durch die Anbringung von Uferverbauungen und -sicherungen werden die Gestaltungskapazitäten des Gewässers im Uferbereich eingeschränkt. Anhand des Parameters Uferdynamik wird der Grad der anthropogenen Beeinträchtigung von Fließgewässern durch künstliche Uferverbauungen und Ufersicherungen beurteilt.

Vereinzelte, kleinere Sicherungsmaßnahmen, wie sie unter Brücken oder an Prallufeln häufig vorkommen, werden solange toleriert, als sie die Gesamtdynamik des Abschnittes nur punktuell einschränken.

Die Bewertung des Parameters Uferdynamik hat typspezifisch zu erfolgen.

**Zu § 12 Abs. 2 Z 6:**

Unter Sohldynamik wird die Kapazität des Flusses verstanden, die Gewässersohle dynamisch ändern und umgestalten zu können. Merkmale einer uneingeschränkten Sohldynamik sind die Ausbildung von variablen Sohlstrukturen (Abfolgen von Kolken und Furten, Ausbildung von Schotterinseln oder Kies- bzw. Feinsedimentbänken, variable Choriotopverteilungen etc.).

Durch Einbau von Sohlsicherungsmaßnahmen werden die variablen Sohlgestaltungskapazitäten des Gewässers eingeschränkt. Anhand des Parameters Sohldynamik wird der Grad der anthropogenen Beeinträchtigung der Fließgewässersohle durch Sohlverbauungsmaßnahmen beurteilt.

Vereinzelte, kleinere Sicherungsmaßnahmen (z.B. Sohlgurte, Sohlschwellen) sowie Sicherungsmaßnahmen unter Brücken werden solange toleriert, als sie die Gesamtdynamik der Sohle nur punktuell einschränken.

Die Bewertung des Parameters Sohldynamik hat typspezifisch zu erfolgen.

**Zu § 13:**

Der gute hydromorphologische Zustand ist gegeben, wenn hydromorphologische Bedingungen vorliegen, unter denen die für den guten biologischen Zustand festgelegten Werte erreicht werden können. Die Bewertung des guten hydromorphologischen Zustandes erfolgt also nur über die biologischen Qualitätskomponenten. Im Gegensatz zum sehr guten hydromorphologischen Zustand liegt eine Zielverfehlung des guten Zustandes erst dann vor, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden. Die Verfehlung der hydromorphologischen Bedingungen stellt für sich genommen keine Zielverfehlung dar.

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren ist es aber insbesondere im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot notwendig, die Auswirkungen anthropogener Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen auf den Zustand eines Gewässers abzuschätzen.

Die festgelegten hydromorphologischen Bedingungen sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung „mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit“ der gute biologische Zustand erreicht und auch langfristig gesichert werden kann.

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren soll damit der Behörde ein Instrumentarium in die Hand gegeben werden, das eine Prognoseentscheidung erleichtert. Die Behörde soll sich im Verfahren – sofern keine gegenteiligen Informationen über die biologischen Verhältnisse vorliegen – danach richten können, dass bei Vorliegen der in der Verordnung festgelegten hydromorphologischen Bedingungen die biologischen Werte für den guten Zustand mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit eingehalten werden können.

Die Formulierung schließt nicht aus, dass im Einzelfall, z.B. aufgrund umfassender Kenntnis der jeweiligen konkreten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse und biologischen Zusammenhänge, auch bei Einhaltung weniger strenger Anforderungen an die hydromorphologischen Bedingungen die Erreichung und langfristige Erhaltung der biologischen Werte für den guten Zustand prognostiziert werden kann.

Bei den festgelegten Bedingungen handelt es sich somit um Richtwerte. Durch ihre Festlegung wird die Vermutung aufgestellt, dass das Vorliegen der Bedingung für die Biologie erforderlich ist. Diese Vermutung kann widerlegt werden.

Im Einzelverfahren hat der Projektwerber gemäß § 103 Abs. 1 WRG 1959 je nach projektierter Anlage in seinen Projektsunterlagen Angaben etwa über die beanspruchte Wassermenge je Sekunde, Tag und Jahr, über die erwarteten Auswirkungen auf Gewässer, über die zum Schutz der Gewässer vorgesehenen Maßnahmen, über die Maschinenleistung, das Jahresarbeitsvermögen und die vorgesehenen Restwassermengen zu machen.

Auf diesem Weg wird es dem Projektwerber möglich darzulegen, dass im konkreten Fall die zum Schutz der Gewässer vorgesehenen Maßnahmen weniger streng sein können als jene zur Erreichung der in dieser Verordnung festgelegten Bedingungen, weil auch bei weniger strengen hydromorphologischen Bedingungen mit der Einhaltung der Werte für den guten biologischen Zustand zu rechnen ist.

Auf der Grundlage dieser Angaben hat die Behörde das Ermittlungsverfahren durchzuführen und das Maß der Wasserbenutzung gemäß § 13 Abs. 4 WRG 1959 dem entsprechend bescheidmäßig festzulegen.

Ein darüber hinausgehender Anspruch, dass jedes Projekt grundsätzlich und ohne Mitwirkung des Projektwerbers im Sinne des § 103 WRG 1959 von Amts wegen darauf zu prüfen ist, ob von den in dieser Verordnung festgelegten Bedingungen abgewichen werden kann, entsteht durch diese Bestimmung nicht.

Bezüglich der Festlegung von hydromorphologischen Bedingungen für den mäßigen, unbefriedigenden und schlechten biologischen Zustand vgl. die Erläuterungen zu § 4 Abs. 6 bis 10.

#### **Zu § 13 Abs. 2:**

Die hydrologischen Werte für die einzelnen Fließgewässer können dem Hydrographischen Jahrbuch von Österreich entnommen bzw. bei den Hydrographischen Abteilungen bei den Ämtern der Landesregierungen angefordert werden. Im Einzelfall sind für das zu betrachtende Fließgewässer jene Werte heranzuziehen, die über einen möglichst langen Zeitraum, im Idealfall über mindestens zehn Jahre, gemessen wurden.

Die hydrologischen Kennwerte beziehen sich auf die natürliche, anthropogen unbeeinträchtigte Situation im Fließgewässer, nicht auf eine möglicherweise bereits anthropogen veränderte Abflusssituation. Daher wurden die Bezeichnungen  $MJNQ_t$  natürlich und  $NQ_t$  natürlich gewählt. Die entsprechenden Anmerkungen im Hydrographischen Jahrbuch zu den Beeinflussungen der jeweiligen Messstellen durch Zu- oder Ableitungen bzw. Speicherungen sind demnach zu berücksichtigen.

Für jene Gewässer, für die keine Pegeldata verfügbar sind, sind die hydrologischen Werte über Modellrechnungen, wie zum Beispiel über Analogieschlüsse eines repräsentativen Pegels an demselben Gewässer oder über Regionalisierungsmodelle zu ermitteln. Die Methode der Kennzahlenermittlung muss nachvollziehbar und plausibel dargelegt werden können. Es wird empfohlen, die angewandte Methode der Ermittlung der hydrologischen Kennzahlen bei den Hydrographischen Abteilungen der jeweiligen Ämter der Landesregierungen überprüfen zu lassen.

Die festgelegten Mindestwassermengen sehen einen Basisabfluss ( $NQ_t$  bzw. ein Drittel oder die Hälfte von  $MJNQ_t$  und bestimmte Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten), der immer im Gewässer vorhanden sein muss, sowie einen dynamischen Anteil, der die natürlichen Abflussverhältnisse in Jahresverlauf widerspiegelt, vor.

Mit dieser Festlegung kann die Erhaltung der typspezifischen Ausprägung eines Gewässers sichergestellt und die Erreichung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit gewährleistet werden.

Eine geringere Restwassermenge ist zulässig, wenn vom Projektwerber dargelegt werden kann, dass der gute ökologische Zustand auch bei einer geringeren Wasserführung eingehalten und langfristig gesichert werden kann.

Dabei ist jedoch anzumerken, dass der Basisabfluss ( $NQ_t$ ) nur in Ausnahmefällen unterschritten werden sollte. Beim  $NQ_t$  handelt es sich um den niedrigsten beobachteten Abfluss einer längeren Jahresreihe. Das  $NQ_t$  stellt damit einen „natürlichen Katastrophenzustand“ im Gewässer dar, der natürlicherweise nur extrem selten auftritt. Wenn ein solch geringer Abfluss anthropogen bedingt über einen längeren Zeitraum aufrecht erhalten wird, ist davon auszugehen, dass der ökologische Zustand nicht eingehalten wird. Bei vielen hochalpinen Gewässern und in kleinen Gewässern können sehr geringe  $NQ_t$ -Werte auftreten, die als Basisabfluss und damit auf längere Dauer nicht ausreichend sind. Bei diesen Gewässern soll der Basisabfluss mindestens  $1/3$ , in Gewässern mit einem mittleren Abfluss  $< 1 \text{ m}^3/\text{s}$  größer als  $1/2$  des natürlichen mittleren Jahresniederwassers ( $MJNQ_t$  natürlich) sein.

Aus ökologischer Sicht ist eine zusätzliche über die natürliche Wasserführung hinausgehende Dotation der Ausleitungsstrecke nicht erforderlich.

Zusätzlich zu den hydrologischen Werten ist im Fischlebensraum eine solche Mindestwassermenge sicherzustellen, die die Durchwanderbarkeit des betroffenen Gewässerabschnitts durch entsprechende Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit gewährleistet.

Für die Sicherstellung der Vernetzung des Lebensraums und der Durchwanderbarkeit der Gewässer ist eine Kombination von hydrologischen Kennwerten und entsprechender Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit (vgl. in Anlage G) erforderlich. Diesen Anforderungen ist jedenfalls durch einen ausreichenden ökologischen Mindestwasserabfluss Rechnung zu tragen. In naturnahen Gewässerabschnitten ist die Einhaltung dieser Werte vorrangig durch die als ökologischer Mindestabfluss abgegebene Wassermenge und nicht durch künstliche Einbauten sicherzustellen. In anthropogen überformten Gewässerabschnitten hat sich die morphologische Ausgestaltung der Ausleitungsstrecke (Strukturierung, Breiten- und Tiefenvarianzen) in Zusammenhang mit der Ermittlung des erforderlichen ökologischen Mindestwasserabflusses an natürlichen Referenzsituationen des Gewässertyps (in Bezug auf benetzte Breiten bzw. benetzte Flächen bei MJNQ<sub>i</sub>) zu orientieren.

Der Basisabfluss stellt sicher, dass der jeweilige Gewässertyp im Hinblick auf die Dimension des Lebensraums im Wesentlichen erhalten bleibt und die Durchwanderbarkeit der Gewässerstrecke sichergestellt wird.

Der dynamische Anteil hat sicherzustellen, dass wesentliche Gewässerfunktionen erhalten bleiben. Mit dieser Festlegung kann die Erreichung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit gewährleistet werden.

Bei der Festlegung des dynamischen Anteils sind daher folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- Saisonalität der natürlichen Sohlumlagerung und damit eine gewässertypische Substratzusammensetzung. Die Dynamisierung trägt ua. zu einer Feinsedimentmobilisierung bzw. einer Verhinderung von Sohlkolmatierung und somit zum Erhalt der gewässertypischen Substratqualität und damit insbesondere auch Benthosfauna bei. Der zur Sohlumlagerung notwendige Abfluss ist gegebenenfalls durch hydraulische Modellierungen zu eruieren.
- eine ausreichende Strömung zu Zeiten der Laichzüge
- unterschiedliche Habitatansprüche der einzelnen Alterstadien der maßgeblichen Organismen zu verschiedenen Zeiten des Jahres
- Die Größe des Lebensraums in seiner natürlichen Ausprägung (z.B. Breiten- und Tiefenvarianzen) wird nicht maßgeblich eingeschränkt. Durch eine entsprechende Dynamisierung des Abflusses wird der sich jahreszeitlich natürlicherweise ändernden Benetzung der Gewässerfläche Rechnung getragen.
- gewässertypische Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse

Eine Restwassermenge, die 20% der aktuell im Gewässer fließenden Wassermenge entspricht, erfüllt mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit die o.a. Anforderungen. Auch die Vorschreibung geringerer Mengen, wie z.B. ein dynamischer Anteil zwischen 10 und 20% des aktuellen Zuflusses, oder eine Dynamisierung auf Basis von Monatsmittelwerten bzw. saisonalen Werten kann für die Erreichung der biologischen Qualitätsziele ausreichen. Dies ist im Einzelfall zu beurteilen.

#### **Zu § 13 Abs. 3:**

Bei großen Flüssen (siehe Anlage A 1) können keine generellen Werte für das Verhältnis Sunk-Schwall festgelegt werden. Die Auswirkungen von Schwallereignissen auf den Zustand dieser Gewässer sind im Einzelfall auf der Grundlage des Anhangs C zum WRG 1959 zu beurteilen bzw. abzuschätzen.

Das Sunk-Schwall-Verhältnis bei allen anderen Gewässern bezieht sich auf das Verhältnis von Basisabfluss zu den Schwallspitzen bei anthropogenen Abflussschwankungen (wie insbesondere beim Schwallbetrieb zur Elektrizitätserzeugung) in kleinen und mittleren Gewässern. Überschreitet das Sunk-Schwall-Verhältnis nicht den Wert von 1:3 und beträgt die Wasserbedeckung der Gewässersohle bei Sunk mindestens 80 % der bei Schwall bedeckten Sohlfläche, ist davon auszugehen, dass keine signifikante Belastung im Gewässer vorliegt und somit die Erreichung der Qualitätsziele für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet wird.

#### **Zu § 13 Abs. 4:**

Eine Verringerung der flusstypspezifischen Strömungsgeschwindigkeit führt zu einer verstärkten Sedimentation von Feinsubstraten und damit auch zu einer Verschiebung der Substratverhältnisse im Gewässer. Da die benthische Lebenswelt hochgradig mit unterschiedlichen Kornfraktionen korreliert, ist

eine drastische Änderung der benthischen Lebensgemeinschaften in Staubereichen die Folge. Fische zeigen erst ab einer Strömungsgeschwindigkeit von 0,3m/s eine präzise Orientierung gegen die Strömung, unterhalb dieser Grenzggeschwindigkeit verlieren die Fische zunehmend die Orientierung.

Relevant für die Betrachtung sind daher jene Bereiche, in denen die mittlere Fließgeschwindigkeit im Querprofil auf unter 0,3 m/s bei Mittelwasser (MQ) reduziert wird.

Die zulässige Länge von Bereichen mit anthropogen reduzierter Fließgeschwindigkeit ist in Zusammenhang mit den Festlegungen in § 5 und etwaigen Vorbelastungen zu betrachten. Dabei ist auch zu beachten, dass sich mehrere kleine Eingriffe in ihrer Wirkung summieren können. So führt z.B ein kurzer Stau noch zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung des Zustands, während eine Abfolge mehrerer kurzer Stau die Abflussverhältnisse, den Gewässertyp und somit die Lebensbedingungen für die Organismen wesentlich verändert. Durch den weitgehenden Verlust des Fließgewässercharakters verändert sich die Zusammensetzung der Biozöosen. Es kommt z.B. zur Dominanz stagnophiler Fischarten.

Die Einhaltung der generell festgelegten Anforderungen führt mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit dazu, dass der gute ökologische Zustand gegeben ist.

Besondere Aufmerksamkeit ist bei der Beurteilung von Abschnitten mit starker Geschiebeführung geboten. In einigen Gewässertypen (insbesondere in stark Geschiebe führenden Gewässern) können Stau möglicherweise auch als „Sedimentfalle“ fungieren, die Stauraumpülungen erforderlich machen. Diese Auswirkungen von Stauen sind im Einzelfall gesondert zu betrachten.

#### **Zu § 13 Abs. 5:**

Fischwanderungen finden ganzjährig statt und dienen dazu, Ressourcen in Bezug auf Ernährung, Wachstum, Fortpflanzung, Schutz vor Feinden usw. ideal zu nutzen. Bekannte Arten der Wanderung sind saisonale Wanderungen (Laichwanderung, Laichrückwanderung, Larvalausbreitung durch Drift, Wanderung in Nahrungshabitate oder Winterhabitate,...), Wanderungen, die durch Katastrophen ausgelöst werden (Verdriftung, Kompensationswanderungen nach Hochwasser, Schutzwanderungen bei Hochwasser oder anderen unvorteilhaften Umweltbedingungen) und tägliche Wanderungen (temperaturbedingt, nahrungsbedingt...).

Die longitudinale (flussaufwärts und flussabwärts) sowie die laterale (in Nebengewässer und Zubringer) Durchwanderbarkeit einer Gewässerstrecke ist für eine langfristige Erhaltung des guten Zustandes bedeutsam.

Es ist davon auszugehen, dass Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit (wie z.B. Querbauwerke oder unzureichendes Restwasser) Auswirkungen auf weite Gewässerstrecken oder sogar Gewässersysteme haben können. Auch wenn im betroffenen Wasserkörper derzeit ein guter Zustand gegeben ist, sind langfristige Auswirkungen bzw. Auswirkungen auf andere Wasserkörper (siehe auch Erläuterungen zu § 5) anzunehmen. Abweichungen von der Forderung nach Durchgängigkeit sind daher nur in sehr geringem Ausmaß zulässig. Fischaufstiegshilfen kompensieren nur teilweise die Auswirkungen anthropogener Wanderhindernisse und stellen meist auch nur die flussaufwärts gerichtete Wanderung sicher. Die Durchwanderbarkeit ist daher im Vergleich zu natürlichen Gewässern bereits geringfügig eingeschränkt.

Die Durchwanderbarkeit einer Gewässerstrecke ist dann gegeben (bzw nur geringfügig eingeschränkt), wenn eine Fischpassage für die Leitfischarten und typischen Begleitfischarten entsprechend der aktuellen gewässertypspezifischen Leitbilder (nach dem "Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische") gegeben ist und ein wesentlicher Teil der wanderwilligen Individuen und Altersstadien (ab 1+) dieser Fischarten unter Berücksichtigung der größtenbestimmenden Fischart gegeben ist.

Aufgrund der unterschiedlichen Wanderzeiten der einzelnen Fischarten im Jahresverlauf (z.B. Bachforelle im Herbst, Aalrutte im Winter, Äsche, Nase, Barbe und Huchen im Frühjahr) ist die Durchwanderbarkeit ganzjährig sicherzustellen und Fischaufstiegshilfen ganzjährig zu dotieren. Ausgenommen davon sind Zeiten mit extremen Abflussbedingungen im Gewässer (Abflüsse > Q30 und Abflüsse < Q347 bzw. MJNQ<sub>i</sub>) oder kurzfristige Unterbrechungen der Fischpassierbarkeit, etwa bei Revision der Anlagen.

Für die Beurteilung der Durchwanderbarkeit von Restwasserstrecken sind die Richtwerte aus Anlage G heranzuziehen.

In Ausnahmefällen kann ein Abweichen von der Forderung nach Herstellung der Durchgängigkeit aus gewässerökologischen Gründen sinnvoll sein. Das kann beispielsweise zur Erhaltung gesunder Bestände,

etwa zur Verhinderung der weiteren Ausbreitung der Krebspest, oder zur Erhaltung einer gewässertypischen endemischen Art erforderlich sein.

#### **Zu § 13 Abs. 6:**

Generell erweist es sich als sehr schwierig, die morphologischen Bedingungen auf einen bestimmten Zustand in Bezug auf die biologischen Qualitätskomponenten hin zu beschreiben. Morphologische Veränderungen von Ufer- und Sohldynamik sind in ihrer Auswirkung auf die biologischen Qualitätskomponenten nur sehr schwer abzuschätzen.

Mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit kann die Einhaltung der Werte der biologischen Qualitätskomponenten für den guten Zustand gewährleistet werden, wenn ein Abschnitt gemäß der Bewertung für die Hydromorphologie (siehe „Leitfaden zur hydromorphologische Zustandserhebung von Fließgewässern“) als hydromorphologisch „gut“ zu beurteilen ist.

In Abschnitten, die gemäß der genannten Bewertungsmethode als hydromorphologisch „mäßig“ bewertet werden, ist – je nach Länge der belasteten Strecken bzw. Ausprägung der Belastung (es ist etwa nur die Uferdynamik gestört, die Sohldynamik ist nicht verändert) – dennoch durchaus eine Einhaltung der Werte der biologischen Qualitätskomponenten für den guten Zustand möglich.

Die Auswirkungen morphologischer Belastungen, z.B. auf die Fischfauna, können sehr unterschiedlich sein, wobei es darauf ankommt, ob der mäßige morphologische Zustand über lange Gewässerabschnitte zu finden ist oder ob auch ausreichend lange Abschnitte im guten morphologischen Zustand vorhanden sind, die Lebensraum, Laichplätze usw. bieten.

Mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ist davon auszugehen, dass in Abschnitten, die morphologisch als unbefriedigend oder schlecht zu beurteilen sind, die Werte der biologischen Qualitätskomponenten für den guten Zustand nicht eingehalten sind. Dies wird insbesondere dann gegeben sein, wenn

- die Uferlinien durchgehend anthropogen überformt oder verbaut sind oder
- die Sohldynamik durchgehend unterbunden ist und nur vereinzelt Stellen mit offener Sohle vorhanden oder
- das Sohlsubstrat durch vollständige Sohlumgestaltung (z. B. überwiegend Sohlpflasterung) verändert ist.

#### **Zu § 14:**

Die Beurteilung der Einhaltung des Qualitätsziels erfolgt mit Ausnahme der Temperatur an Hand des 90-Perzentils. Dieses ist über alle in einem Beobachtungszeitraum gemessene Konzentrationen zu berechnen, wobei für eine Zustandsausweisung mindestens zwölf Einzelmessungen, die über den Zeitraum eines Jahres monatlich durchgeführt wurden, heranzuziehen sind.

Die Beurteilung der Einhaltung des Qualitätsziels Temperatur erfolgt an Hand des 98-Perzentils. Dieses ist über alle in einem Beobachtungszeitraum gemessene Konzentrationen zu berechnen, wobei für eine Zustandsausweisung mindestens wöchentlich durchgeführte Einzelmessungen, die über den Zeitraum eines Jahres durchgeführt wurden, heranzuziehen sind.

Die methodischen Vorgaben der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II 479/2006) sind einzuhalten.

Nähere Details zur Bewertung sind dem „Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikalisch-chemische Qualitätskomponenten in Fließgewässern“ zu entnehmen.

Die Bewertung der speziellen Gewässertypen (siehe Tabelle in den Erläuterungen zu § 2) erfolgt auf Basis einer Experteneinschätzung, wobei hierfür jene Werte, die sich bei Zuordnung zum entsprechenden Typ (Bioregion und saprobieller bzw. trophischer Grundzustand) ergeben würden, heranzuziehen sind. Bei den großen Flüssen sind Einflüsse von kleinräumig wirkenden Bioregionen zu vernachlässigen, da diese die Charakteristik nicht maßgeblich beeinflussen. So ist beispielsweise die Donau im Wesentlichen durch die Bioregionen Alpenvorland und Östliche Flach- und Hügelländer geprägt, während die Zuläufe aus der Bioregion Granit-Gneis in Bezug auf die Wassermengen nur einen geringen Einfluss haben.

#### **Zu § 14 Abs. 2 Z 1:**

Die Bewertung des Parameters Temperatur erfolgt typspezifisch. Grundlage dafür bilden die in Anlage A 2.4 festgelegten Fischtypen. Es werden maximal zulässige Temperaturen (als 98 Perzentil) sowie maximal zulässige Temperaturerhöhungen, ausgedrückt als Differenztemperatur (Delta Temp.), für alle Fischtypen festgelegt.

Die Qualitätsstandards für die Abgrenzung des sehr guten Zustands entsprechen im Wesentlichen dem Mittelwert der oberen maximalen Optimaltemperaturen der für das Leitbild jeder Bioregion charakteristischen Leit- und typischen Begleitfischarten.

**Zu § 14 Abs. 2 Z 2 bis 4:**

Der Sauerstoffhaushalt ist einer der wesentlichen, unmittelbar wirksamen Einflussfaktoren auf die gesamte Biozönose eines Gewässers. Für die Bewertung wird als Parameter die Sauerstoffsättigung (in %) herangezogen. Da jedoch eine ausschließliche Bewertung der Sauerstoffkonzentration/Sättigung für die Beurteilung der Gewässerqualität, z.B. die Bemessung von zulässigen Einleiterfrachten, nicht ausreichend wäre, wurden auch Parameter zur Beschreibung der organischen Belastung, dh. jene, die eine Auswirkung auf den Sauerstoffhaushalt haben, in diese Kategorie aufgenommen.

Die Bewertung orientiert sich am Gewässertyp, definiert durch Bioregion und saprobiellen Grundzustand (siehe Anlage A 2.3.1.), da für die biologische Bewertung von Belastungen mit sauerstoffzehrenden Verbindungen die Benthische wirbellose Fauna (Saprobienindex) als indikativste Qualitätskomponente anzusehen ist.

**Zu § 14 Abs. 2 Z 5:**

Die chemische Beurteilung des Versauerungszustandes erfolgt an Hand des pH-Wertes.

In kalkhaltigen Gewässern ist dieser auf Grund der Pufferkapazität des Kalks eine relativ stabile Größe, die pH-Werte liegen auch im Fall einer Belastung im Bereich pH 7 – 8.

Die Auswirkung einer anthropogen verursachten Versauerung (z.B. durch hohe pflanzliche CO<sub>2</sub>-Produktion) ist in jenen Gebieten, die auf Grund der Kalkarmut der Gewässer nur eine geringe Puffereigenschaft aufweisen, an Hand des pH-Wertes sichtbar.

**Zu § 14 Abs. 2 Z 6:**

Phosphor ist als wesentlicher Pflanzennährstoff in Kombination mit den Lichtverhältnissen für die trophische Situation eines Gewässers maßgeblich verantwortlich. Da die österreichischen Gewässer stofflich im Wesentlichen phosphorlimitiert sind, wirken sich zusätzliche Einleitungen – bei ausreichenden Lichtverhältnissen – im unmittelbaren Einzugsbereich aus.

Die Bewertung der Phosphorverhältnisse eines Gewässers erfolgt auf Basis des gelösten Orthophosphat (bezogen auf Phosphor). Dieser ist auf Grund der hundertprozentigen biologischen Verfügbarkeit deutlich besser geeignet, eine Aussage über das trophische Potenzial eines Fließgewässers abzugeben als der Gesamtphosphorgehalt.

Die Bewertung orientiert sich am Gewässertyp, definiert durch Bioregion und trophischen Grundzustand (siehe Anlage A 2.2.), da für die biologische Bewertung von Phosphorbelastungen das Phytobenthos/Trophieindex als indikativste Qualitätskomponente anzusehen ist.

**Zu § 14 Abs. 2 Z 7:**

Auch Stickstoff ist grundsätzlich entsprechend dem erforderlichen Nährstoffverhältnis von Stickstoff zu Phosphor (N:P) als essentieller Nährstoff anzusehen. Da die österreichischen Fließgewässer in der Regel phosphorlimitiert sind, ist eine Begrenzung der Stickstofffracht vor allem im Hinblick auf dessen Fernwirkung von Relevanz, da sowohl das Schwarze Meer als auch die Nordsee teilweise als stickstofflimitiert anzusehen sind.

Die Bewertung orientiert sich am Gewässertyp, definiert durch Bioregion und saprobiellen Grundzustand (siehe Anlage A 2.3.1).

**Zu § 14 Abs. 3:**

Die Bewertung des guten ökologischen Zustandes hinsichtlich der Belastung der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten erfolgt über die biologischen Qualitätskomponenten. Im Gegensatz zum sehr guten Zustand liegt eine Zielverfehlung des guten Zustandes der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten erst dann vor, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden. Die Verfehlung der allgemeinen physikalisch-chemischen Bedingungen stellt für sich genommen keine Zielverfehlung dar.

Die Qualitätsziele für die allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung der gute biologische Zustand mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit erreicht werden kann. Ob dieser auch tatsächlich erreicht wird, ist im Wege der Gewässerüberwachung durch Messungen der biologischen Qualitätskomponenten nachzuweisen.

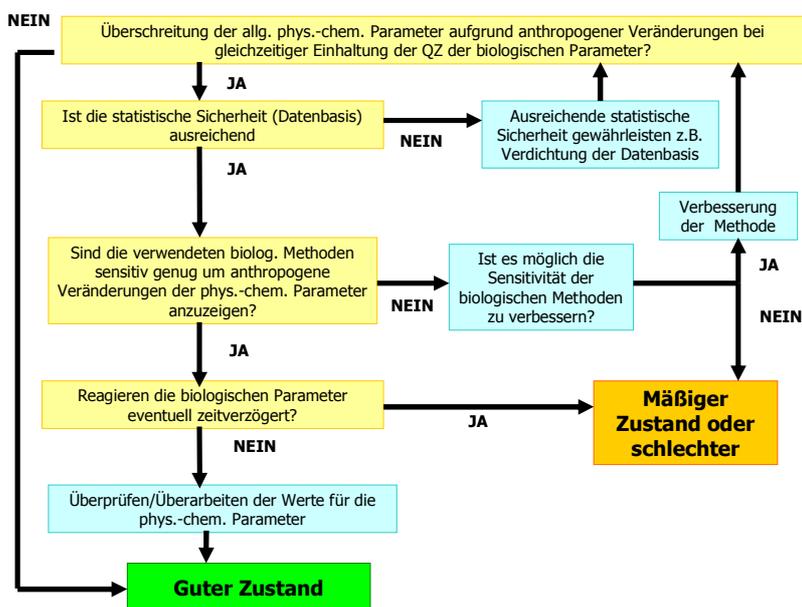
Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren soll damit der Behörde ein Instrumentarium in die Hand gegeben werden, das eine Prognoseentscheidung erleichtert. Die Behörde soll sich im Verfahren – sofern

keine gegenteiligen Informationen über die biologischen Verhältnisse vorliegen – danach richten können, dass bei Vorliegen der in der Verordnung festgelegten Werte, die biologischen Werte für den guten Zustand mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit eingehalten werden können.

Die Formulierung schließt nicht aus, dass im Einzelfall, z.B. aufgrund umfassender Kenntnis der jeweiligen konkreten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse und biologischen Zusammenhänge, auch bei Einhaltung weniger strenger Anforderungen an die physikalisch-chemischen Bedingungen die Erreichung der biologischen Werte für den guten Zustand prognostiziert werden kann.

Bei den festgelegten Bedingungen handelt es sich somit um Richtwerte. Durch ihre Festlegung wird die Vermutung aufgestellt, dass der Wert für die Biologie erforderlich ist. Diese Vermutung kann widerlegt werden.

Bei Überschreitung der in § 14 Abs. 2 festgelegten Werte an Hand des untenstehenden Prüfschemas ist eine Überprüfung hinsichtlich der möglichen Ursachen dafür sinnvoll. Wesentlich hierbei ist vor allem die Prüfung, ob sich Überschreitungen nicht zeitverzögert auf die biologischen Qualitätskomponenten auswirken können.



Im Hinblick auf die Tatsache, dass die Ableitung der chemischen Richtwerte unter Berücksichtigung des derzeitigen Wissensstandes erfolgte ist an Hand des oben dargestellte Prüfverfahren in regelmäßigen Abständen zu überprüfen ob in einer bedeutenden Anzahl von Messstellen innerhalb eines Typs Diskrepanzen bei der Bewertung auftreten, d.h. die biologischen Qualitätselemente weisen einen guten Zustand aus, die allgemein physikalisch-chemischen Parameter sind jedoch überschritten. In diesem Fall ist eine allfällige Nachjustierung der chemischen Grenz- und Richtwerte in der QZV Ökologie vorgesehen.

#### Zu § 15:

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente (Wolfram, G. & Dokulil, M. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B2 - Seen/Phytoplankton, BMLFUW, Wien.). Der Leitfaden ist unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen mittels der Qualitätskomponente Phytoplankton stellt in erster Linie eine Klassifizierung des Nährstoff- oder Produktionsniveaus der Seen dar. Die Methode basiert auf dem Index von Brettum (1989; Dokulil 2001, 2005) und verrechnet das Vorkommen und die Häufigkeit von Indikatorarten, die in bestimmten Trophiezuständen häufiger vorkommen und höhere Biovolumina ausbilden. Der Index zeigt trophische Belastungen an.

Darüber hinaus kommt das Gesamtbiovolumen zur Anwendung (Utermöhl, 1958).

Die Gesamtbewertung des Zustandes eines Oberflächenwasserkörpers erfolgt aufgrund der hohen natürlichen Variabilität auf Basis eines Mittelwerts von drei aufeinander folgenden Einzeljahrbewertungen.

Für Seen des Seentyps A war es bisher nicht möglich, geeignete Bewertungsmethoden zu entwickeln. Für sie ist eine Einzelfallbeurteilung durch Experteneinschätzung notwendig, die die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 zu berücksichtigen hat.

Die Bewertung des Bodensees erfolgt auf Basis internationaler Vereinbarungen und Abstimmungen (IGKB, IBKF, Koordinationsgruppe Alpenrhein/Bodensee).

#### **Zu § 16:**

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente (Pall K. & Mayerhofer, V. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B3 – Seen/Makrophyten, BMLFUW, Wien.). Der Leitfaden ist unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

Die Bewertungsmethode für Makrophyten erfolgt über einen multimetrischen Ansatz und besteht aus den fünf Einzelmetrics Vegetationsdichte, Vegetationsgrenze, Zonierung, Trophieindex, Artenszusammensetzung bzw. Referenzarten. Es wird jeweils die Abweichung des festgestellten Zustandes vom Referenzzustand des entsprechenden Seentyps berechnet. Die ökologische Zustandsklasse berechnet sich aus einer Mittelung der Einzelergebnisse der Metrics.

Makrophyten eignen sich besonders gut zur langfristigen Beurteilung des trophischen Zustandes eines Gewässers. Sie reagieren auf Veränderungen der Trophie nicht sofort, sondern es dauert meist einige Jahre, bis sich zwischen den vorherrschenden Bedingungen und der Makrophytenvegetation ein Gleichgewicht eingestellt hat. Verschiedene Aspekte der Makrophytenvegetation reagieren hierbei in unterschiedlichen Zeitspannen. Während sich z. B. die Vegetationsdichte und die Lage der Vegetationsgrenze relativ schnell an die neuen Gegebenheiten anpassen, sind Veränderungen der Zonierung und vor allem die Umschichtung des Arteninventars sehr langsame Prozesse. Dieser Tatsache kommt insbesondere bei der Beurteilung von Reoligotrophierungsvorgängen eine große Bedeutung zu.

Makrophyten eignen sich darüber hinaus auch zur Indikation anderer Belastungen, wie Eingriffen in das hydrologische Regime (Veränderungen der natürlichen Seespiegelschwankungen) oder in die Hydrodynamik (z.B. Änderung des Wellenklimas durch Motorboote und Schifffahrt).

Für die Seentypen

- Seen der Pannonischen Tiefebene,
- Seen der Nördlichen Kalkhochalpen 600–1000 m,
- Seen der Nördlichen Kalkhochalpen >1000 m,
- Bodensee

war es bisher nicht möglich, geeignete Bewertungsmethoden zu entwickeln. Es sind daher keine Werte festgelegt worden. Für diese Seentypen ist daher eine Einzelfallbeurteilung durch Experteneinschätzung notwendig, die die Vorgaben des Anhangs C zum WRG 1959 zu berücksichtigen hat.

Die Bewertung des Bodensees erfolgt auf Basis internationaler Vereinbarungen und Abstimmungen (IGKB, IBKF, Koordinationsgruppe Alpenrhein/Bodensee).

#### **Zu § 17:**

Die Berechnung der Indizes erfolgt gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente (Gassner, H. & Achleitner, D. (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1 - Seen/Fische, BMLFUW, Wien). Der Leitfaden ist unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

Fische sind vergleichsweise langlebige, mobile Organismen, die mehrere trophische Ebenen repräsentieren und im Verlauf ihrer Entwicklung bzw. ihres Lebenszyklus auf vielfältige, verschiedene Habitate oder Gewässerlebensräume angewiesen sind. Aufgrund dieser ausgeprägten Lebensraumansprüche wurden Fische als biologische Indikatoren für die Strukturvielfalt zur Bewertung des ökologischen Zustandes aufgenommen.

Für die Beurteilung werden die fünf Bewertungsfaktoren (Module)

- Nachweisqualität der Leitfischart,
- proportionale Längenfrequenz der Leitfischart,
- relative Reproduktion der typspezifischen Arten,
- Fehlen von typspezifischen Arten und
- Über- bzw. Unterschreitung der ursprünglichen Biomasse

herangezogen.

Für die Beurteilung des Zustandes der Fischfauna wird bei jedem Modul die Abweichung des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand untersucht. Die Festlegung der Referenzwerte erfolgt in den Anlagen K1 und K 2. Nähere Details und Beschreibungen der einzelnen Bewertungsfaktoren der Referenzwerte für die Module Nachweisqualität der Leitfischart, proportionale Längenfrequenz der Leitfischart, relative Reproduktion der typspezifischen Arten, Fehlen von typspezifischen Arten und ursprüngliche Biomasse sind dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1- Seen/Fische zu entnehmen.

Dem jeweiligen Modul wird – dem Grad der Abweichung vom Referenzwert entsprechend – eine Punktezahl zugeordnet (4, 6, 8, 10, 12 gemäß der Anlage K 1). Aus den Punkten für die fünf Module wird eine Summe gebildet, die durch Zuordnung zu den in Anlage K 3 festgelegten Punktebandbreiten den Zustand der Qualitätskomponente Fischfauna ergibt.

Die Bewertung des Bodensees erfolgt auf Basis internationaler Vereinbarungen und Abstimmungen (IGKB, IBKF, Koordinationsgruppe Alpenrhein/Bodensee).

#### **Zu § 18:**

Im sehr guten Zustand sind nur sehr geringe Abweichungen von den jeweiligen typspezifischen hydromorphologischen Bedingungen zulässig. Das betrifft die Durchströmung von Seen, die Verweildauer, Pegelstände, Tiefenprofil, Wellenklima und Substratverhältnisse. Diese Parameter sollen im Wesentlichen den natürlichen Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse entsprechen.

Uferverbauungen, wie sie an fast allen österreichischen Seen zu finden sind, sind dann mit dem sehr guten Zustand vereinbar, wenn sie keinen Einfluss auf die natürliche Zonierung der Wasserpflanzen haben. Tiefergehende Uferverbauungen, die bereits die oberste Vegetationszone der Wasserpflanzen beeinträchtigen können, sind im sehr guten Zustand nur kleinräumig zulässig und dürfen nur lokal wirksam sein.

#### **Zu § 19:**

Der gute hydromorphologische Zustand ist gegeben, wenn hydromorphologische Bedingungen vorliegen, unter denen die Werte für den guten biologischen Zustand erreicht werden können. Die Bewertung des guten hydromorphologischen Zustandes erfolgt also nur über die biologischen Qualitätskomponenten. Im Gegensatz zum sehr guten hydromorphologischen Zustand liegt eine Zielverfehlung des guten Zustandes erst dann vor, wenn die Werte für den guten biologischen Zustand nicht erreicht werden. Die Verfehlung der hydromorphologischen Bedingungen stellt für sich genommen keine Zielverfehlung dar.

Im wasserrechtlichen Bewilligungsverfahren wird es aber insbesondere im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot notwendig sein, die Auswirkungen anthropogener Veränderungen der hydromorphologischen Bedingungen auf den Zustand eines Sees abzuschätzen.

Die festgelegten hydromorphologischen Bedingungen sind so gewählt, dass bei deren Einhaltung „mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit“ der gute biologische Zustand erreicht werden kann. Ob dieser auch tatsächlich erreicht wird, ist im Wege der Gewässerüberwachung durch Messungen der biologischen Qualitätskomponenten nachzuweisen.

Starke Wasserspiegelschwankungen, wie sie z.B. durch die energiewirtschaftliche Nutzung natürlicher Seen als Speicherseen vorkommen, bewirken sowohl morphologische als auch hydrologische Veränderungen und beeinträchtigen den natürlichen Lebensraum.

Gehen diese nutzungsbedingten Wasserspiegelschwankungen über eine Differenz zwischen minimalem und maximalem monatlichen Wasserstand von einem Meter hinaus, ist jedenfalls davon auszugehen, dass sie die Erreichung des guten Zustands gefährden.

Im Einzelfall ist es möglich, dass, z.B. aufgrund umfassender Kenntnis der jeweiligen konkreten wasserwirtschaftlichen Verhältnisse und biologischen Zusammenhänge, auch bei Einhaltung weniger strenger Anforderungen an die hydromorphologischen Bedingungen die Erreichung der biologischen Werte für den guten Zustand prognostiziert werden kann. Absatz 2 gibt die Möglichkeit, dass von den in Absatz 1 festgelegten Bedingungen abgewichen wird.

Bei den Bedingungen handelt es sich somit um Richtwerte. Durch ihre Festlegung wird die Vermutung aufgestellt, dass das Vorliegen der Bedingung für die Biologie erforderlich ist. Diese Vermutung kann widerlegt werden.

Zur Vorgangsweise im Verfahren vgl. die Erläuterungen zu § 13.

**Zu § 20:**

Die Beurteilung der Einhaltung des Qualitätsziels erfolgt an Hand des volumengewichteten arithmetischen Mittelwerts. Dieses ist über alle in einem Beobachtungszeitraum gemessenen Konzentrationen zu berechnen, wobei für eine Zustandsausweisung mindestens vier Untersuchungsergebnisse über den Zeitraum eines Jahres heranzuziehen sind.

Die methodischen Vorgaben der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II 479/2006) sind einzuhalten.

Nähere Details zur Bewertung sind dem „Leitfaden zur typspezifischen Bewertung gemäß WRRL – allgemein physikalisch-chemische Qualitätskomponenten in Seen“ zu entnehmen.

Die Bewertung des Bodensees erfolgt auf Basis internationaler Vereinbarungen und Abstimmungen (IGKB, IBKF, Koordinationsgruppe Alpenrhein/Bodensee).

**Zu § 20 Abs. 2 Z 1:**

Für die Bewertung der Temperaturverhältnisse wird als Maßzahl der Jahresmittelwert der hypolimnischen Wassertemperatur herangezogen. Die Festlegung exakter Grenzwerte ist aufgrund der natürlichen Variabilität dieses Parameters nicht möglich. Für den sehr guten und guten ökologischen Zustand wird daher eine Bandbreite festgelegt.

Als Hypolimnion wird die in Zeiten der Sommerstagnation unter dem Metalimnion (Sprungschicht) gelegene kalte Tiefenschicht eines Sees bezeichnet. Die Bewertung der Temperaturverhältnisse ist daher auf geschichtete Seen beschränkt. Da sie keine derartige Temperaturschichtung aufweisen, entfällt eine Bewertung der Seentypen A 1 bis A 3 sowie des Almsees im Hinblick auf diese Qualitätskomponente.

Bei der Bewertung von Temperaturänderungen (Überschreitung der Grenzen der Bandbreiten) ist darauf zu achten, dass diese auf anthropogene Beeinflussungen zurückgeführt werden können. Natürliche Temperaturschwankungen oder solche aufgrund von klimatischen Veränderungen (die hypolimnische Wassertemperatur kann auch zur Beobachtung möglicher Veränderungen infolge der globalen Erwärmung herangezogen werden) bleiben bei der Beurteilung im Hinblick auf das Qualitätsziel außer Betracht.

**Zu § 20 Abs. 2 Z 2:**

Der Salzgehalt beschreibt die Summe der im Wasser gelösten Salze bzw. Elektrolyte. Als Indikatoren für den Salzgehalt werden die elektrische Leitfähigkeit (in  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ,  $25^\circ\text{C}$ ), die Alkalinität (in  $\text{mmol L}^{-1}$ ) und die Chlorid-Konzentration ( $\text{mg L}^{-1}$ ) herangezogen.

Die Bewertung ist beschränkt auf den Neusiedlersee (ein Sodagewässer mit Dominanz von Hydrogenkarbonat/Karbonat und Natrium) mit je nach Wasserstand schwankenden Konzentrationen. Für die Salzlacken des Seewinkels ist es aufgrund der extremen Variabilität in Wasserstand und Chemismus nicht möglich, Grenzwerte für den Salzgehalt oder die Leitfähigkeit zu definieren. Die Qualitätskomponente Salzgehalt wird daher zur Beurteilung der Salzlacken des Seewinkels nicht herangezogen. Bei anthropogenen Eingriffen, die sich auf den Salzgehalt auswirken (wie etwa eine Verdünnung durch Wassereinleitungen), wäre eine Einzelfallbeurteilung vorzunehmen.

Für die Gewässertypen A 3 und B bis E sind Leitfähigkeit und Alkalinität für die Beurteilung nicht heranzuziehen. Die zulässige Chlorid-Konzentration entspricht dem in der QZV Chemie OG festgelegten Wert.

**Zu § 20 Abs. 2 Z 3:**

Der pH-Wert wird als Indikator für die Versauerung von Seen herangezogen. Diese spielt allerdings in Österreich nur eine sehr geringe Rolle, da alle natürlichen österreichischen Seen mit einer Fläche  $>50$  ha aufgrund der geologischen Bedingungen ausreichend gepuffert sind, sodass atmosphärische Depositionen keine signifikanten Veränderungen des pH-Wertes bewirken.

Zu einer Erhöhung des pH-Werts könnte es aber auch durch Einleitung von Industrieschlämmen oder auch als Folge einer starken Primärproduktion von planktischen Algen oder Makrophyten kommen.

Davon ausgehend, dass nahezu alle größeren Alpenseen hinsichtlich des pH-Wertes weitgehend unbeeinflusst sind und damit im Hinblick auf diesen Parameter dem Grundzustand entsprechen, wird unter Berücksichtigung der geogenen Bedingungen eine Bandbreite für den sehr guten und guten Zustand des pH-Wertes in den entsprechenden Seentypen angegeben.

**Zu § 20 Abs. 2 Z 4:**

Eine Erfassung des Trophiegrades beruht in den meisten Bewertungsansätzen auf einer Kombination von Messungen der Nährstoff-Konzentrationen im Gewässer und von Auswirkungen auf das Ökosystem.

Phosphor stellt den wachstumslimitierenden Nährstoff in österreichischen Seen dar und ist daher der wesentliche Parameter für die Bewertung der Nährstoffverhältnisse.

Für die Beurteilung kommt der Gesamtphosphor zur Anwendung, für den langjährige Überwachungsdaten aus österreichischen Seen vorliegen und der auch die entscheidende Messgröße im Trophiemodell nach Vollenweider & Kerekes (1982) darstellt.

Für jeden Seentyp werden die Werte für den Gesamtphosphor für die Referenz und die Klassengrenzen „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ (als TP  $\mu\text{g/l}$  und als EQR) angegeben.

Beim Neusiedlersee ist die Gesamtphosphor-Konzentration sehr stark vom jeweiligen Wasserstand abhängig. Die Bewertung muss daher mithilfe der in Anlage L 4 angegebenen Gleichung an den vorherrschenden Wasserstand angepasst werden.

#### **Zu § 20 Abs. 2 Z 5:**

Chlorophyll-a ist ein Photosynthesepigment und kann stellvertretend für das Biovolumen bzw. die Biomasse des Phytoplankton herangezogen werden. Es wird analytisch üblicherweise mittels Spektralphotometer oder HPLC erfasst und ist damit eine chemische Messgröße.

Dem Chlorophyll-a-Gehalt kommt damit eine Zwischenstellung zwischen biologischer und chemischer Qualitätskomponente zu. Nachdem Chlorophyll-a jedoch im Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Phytoplankton nicht berücksichtigt ist, wird es unter den hydrochemischen Parametern als eigener Parameter berücksichtigt.

Für jeden Seentyp werden die Werte für Chlorophyll-a für die Referenz und die Klassengrenzen „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ (als Chl-a in  $\mu\text{g/l}$  und als EQR) angegeben.

#### **Zu § 20 Abs. 2 Z 6:**

Die Sichttiefe nach Secchi ist ein Maß für die Trübung eines Gewässers. Sie wird unter anderem von der Menge und Biomasse des Phytoplankton und Zooplankton beeinflusst und ist damit als Trophieindikator geeignet (vgl. Vollenweider & Kerekes 1982).

Daneben können aber auch – unabhängig vom trophischen Niveau – anorganische Schwebstoffe (aus Zubringern, durch biogene Entkalkung, intensive Niederschläge, geringe Tiefe bei Steppenseen) die Sichttiefe stark verringern. In Gewässern, in denen dies der Fall ist, ist eine trophische Bewertung anhand der Sichttiefe entsprechend nur beschränkt möglich. In Österreich betrifft dies vor allem den Neusiedler See und die Salzlacken des Seewinkels. Daneben sind aber auch Traunsee, Hallstätter See oder Achensee mitunter stark durch anorganische Trübungen beeinflusst. Im Almsee ist eine Bewertung der Sichttiefe aufgrund der geringen Tiefe (mittlere Tiefe 2,5 m) oft nicht möglich. Für diese Seen können daher keine Werte festgelegt werden, die Qualitätskomponente Sichttiefe ist für deren Beurteilung nicht heranzuziehen.

Für alle anderen Seentypen werden für die Sichttiefe die Werte für die Referenz und die Klassengrenzen „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ (als mittlere Sichttiefe im Jahresmittel in Meter und als EQR) angegeben. Messwerte der Sichttiefe, die infolge starker biogener Entkalkung natürlicherweise verringert ist, werden in der Berechnung des Jahresmittelwerts nicht berücksichtigt.

#### **Zu § 20 Abs. 2 Z 7:**

Der Sauerstoffgehalt bzw. die Sauerstoffsättigung ist eine wichtige Kenngröße zur Beurteilung der trophischen Situation eines Gewässers. Die Zusammenhänge zwischen der Produktivität und den Sauerstoffverhältnissen in einem See sind vielschichtig und es ist daher schwierig, aus einem Vertikalprofil Kenngrößen für die Bewertung einzelner Seentypen abzuleiten. Zu sehr ist das Sauerstoffbudget von den spezifischen hydromorphologischen Gegebenheiten abhängig.

Im Hypolimnion und insbesondere über Grund spiegeln sich eine erhöhte Produktivität in der euphotischen Zone und dadurch bedingte Abbauprozesse in einer Sauerstoffzehrung wider, die bis zur Ausbildung anoxischer Bereiche führen kann. Die Sauerstoffsättigung im Hypolimnion erscheint daher als praktikable Kenngröße, für welche seentypspezifische Bandbreiten für den sehr guten und guten Zustand, also die Klassengrenze gut/mäßig, angegeben werden können. Dieser Parameter ist naturgemäß nur bei tiefen, geschichteten Seen heranzuziehen.

Für die Flachseen in Ostösterreich (Alte Donau, Neusiedler See und Seewinkel-Salzlacken) sowie für den Almsee ( $Z_{\text{avg}} = 2,5 \text{ m}$ ) können keine Sauerstoffgrenzwerte angegeben werden. Ebenso wenig ist eine Bewertung anhand der Sauerstoffsättigung für solche Seen sinnvoll, die natürlicherweise meromiktisch sind. Das sind Wörthersee, Klopeiner See, Längsee, Millstätter See, Weißensee und Toplitzsee. Für diese Seen ist die Qualitätskomponente Sauerstoffsättigung im Hypolimnion für die Beurteilung nicht heranzuziehen.

Für alle anderen Seentypen werden für die Sauerstoffsättigung Werte für die Referenz und die Klassengrenzen „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ (in % und als EQR) angegeben.

#### **Zu § 20 Abs. 3:**

Die Bewertung des guten ökologischen Zustandes hinsichtlich der Belastung durch Parameter der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten erfolgt über die biologischen Qualitätskomponenten. Es gilt Dasselbe wie bei den Fließgewässern (vgl. dazu die Erläuterungen zu § 14 Abs. 3).

#### **Zu Anlage A:**

Die Zuordnung der österreichischen Fließgewässer und Seen zu Gewässertypen, die – ausgehend von den Bioregionen – bezogen auf die biologischen Qualitätskomponenten erfolgt, ist den Tabellen der Anlage A zu entnehmen.

Diese Zuordnung liegt für jede Qualitätskomponente auch in Kartenform vor. Die entsprechenden Karten sind im Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> abrufbar.

Die Beschreibung der hydromorphologischen Eigenschaften aller Fließgewässertypen Österreichs steht als Arbeitsgrundlage in Form einer DVD zur Verfügung („Hydromorphologische Leitbilder“, siehe auch <http://publikationen.lebensministerium.at>).

#### **Zu Anlage A 1:**

Die Bioregion stellt eine geographische Einheit dar, die durch bestimmte aquatische Lebensgemeinschaften charakterisiert ist und sich dadurch eindeutig von anderen Bioregionen unterscheidet.

Die geographische Einteilung in aquatische Bioregionen bildet die Basis für alle weiteren Subunterteilungen für die verschiedenen Qualitätskomponenten. Zusätzlich wurden einige Sondertypen (große Flüsse, Seeausrinne, usw.) ausgewiesen. Anlage A 1 gibt einen Überblick über die Einteilung Österreichs in Bioregionen. Eine detaillierte Darstellung der Bioregionen und Sondertypen ist dem Wasserinformationssystem Austria (WISA) unter <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> zu entnehmen.

Es ist zu beachten, dass einige spezielle Gewässertypen sowie spezielle Typausprägungen (siehe diesbezüglich auch die Erläuterungen zu § 2) derzeit nicht in den Karten dargestellt sind. Diese Gewässertypen sind im konkreten Einzelfall auszuweisen und bei Beurteilungen zu berücksichtigen.

#### **Zu Anlage A 2:**

Die Anlagen A 2.1 bis A 2.3 enthalten die Darstellung der Gewässertypen für Makrophyten, Phytobenthos und Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos) in Tabellenform.

Die Einteilung der Gewässertypen berücksichtigt die Parameter Bioregion, Einzugsgebietsgröße (in Klassen) und Höhenlage (in Klassen) sowie biologische Informationen (z. B. saprobieller Grundzustand, trophischer Grundzustand etc.). Diese Tabellen geben einen Überblick über das grundsätzliche Schema der Typisierung.

Die entsprechenden Karten, die über <http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/> zur Verfügung stehen, basieren auf diesen Tabellen, berücksichtigen aber bereits alle weiteren verfügbaren Informationen (z.B. lokale Abweichungen, exakte Grenzziehung zwischen Bioregionen, Typen etc.).

Die Zuordnung von Gewässerstrecken zu einem Gewässertyp sollte daher bevorzugt anhand der Kartendarstellung erfolgen.

Fließgewässer, die mehrere Bioregionen durchfließen, sind etwa nur jener Bioregion zugeordnet, die sie am stärksten prägen. Ein Beispiel dafür sind die Flüsse Erlauf und Pielach, die die Bioregion Flysch durchfließen und damit rein geographisch zwar in der Bioregion Flysch liegen, weitaus stärker aber durch andere Bioregionen geprägt sind. Der Bioregion Flysch wurden daher nur jene Fließgewässer zugeordnet, die im Flysch entspringen, bzw. deren Einzugsgebiet wesentlich durch den Flysch geprägt ist.

Auch der Bioregion Vergletscherte Zentralalpen wurden nur solche Fließgewässer zugeordnet, die tatsächlich durch Gletscher beeinflusst sind („Gletscherbäche“). Als Richtwert wurde mehr als 10% vergletscherte Fläche im Einzugsgebiet verwendet.

Die exakten Zuordnungen sind den entsprechenden Karten zu entnehmen.

Die Tabellen A 2.2 und A 2.3 enthalten teilweise bereits auch Informationen über den jeweiligen Referenzzustand des Gewässertyps (saprobieller Grundzustand, trophischer Grundzustand).

Die Einteilung in Fischregionen (biozönotische Regionen) in Anlage A 2.4 orientiert sich zwar an entsprechenden Werten für Gefälle, Gewässerbreite und Abflussmengen, wurde aber in sehr vielen Fällen durch Befischungsdaten bzw. historische Daten ergänzt und adaptiert. Die Einteilung der österreichischen Fließgewässer in Fischregionen lässt sich daher nicht sinnvoll und übersichtlich in Tabellenform darstellen. Hier ist grundsätzlich auf die entsprechende Karte im WISA (<http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/75817/1/18494/>) zu verweisen. Anlage A 2.4 enthält nur eine schematische Übersichtskarte.

#### **Zu Anlage A 3:**

Anlage A 3 enthält die Zuordnung aller österreichischen Seen >50 ha zu den Gewässertypen für Phytoplankton (A 3.1) Makrophyten (A 3.2) und Fischfauna (A 3.3).

#### **Zu Anlage B:**

Die Tabellen geben einen Überblick über die Aussagekraft der biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten für jede Belastungskategorie in Fließgewässern (Anlage B 1) und Seen (Anlage B 2). Vgl. die Erläuterungen zu § 6.

#### **Zu Anlage D:**

Bei der Bewertung der Qualitätskomponente Phytobenthos ist das gesamte Spektrum der Aufwuchsalgen zu berücksichtigen. Unter bestimmten Umständen, die in Anlage D beschrieben sind, kann die Bewertung auf Kieselalgen beschränkt werden. Alle Tabellen enthalten daher Werte sowohl für alle taxonomischen Gruppen als auch nur für die Gruppe der Kieselalgen.

#### **Zu Anlage G:**

Zu den Begriffen Schnelle und Talweg vgl. die Begriffsbestimmungen in § 3 Z 24 und 27. Für den Talweg gilt, dass durch die Festlegung als Verbindungslinie der tiefsten Punkte aller Querprofile in der Längsrichtung eines Flusses zugleich eine Methodikvorgabe enthalten ist, an welcher Gewässerstelle Mindesttiefe und Mindestströmung zu ermitteln sind.

Die Tiefe im Talweg stellt eine wichtige Ergänzung zum Mindestwert in der pessimalen Schnelle dar. Die Werte der „pessimalen Schnelle“ stellen ein absolutes Limit für die Fische dar und sollten wirklich nur einmal auftreten. Um die Durchgängigkeit sicherzustellen sind daher auch Mindesthabitatbedingungen in Bezug zur ganzen Strecke festzulegen. Diese Werte sind ebenfalls Mindestwerte der Habitatbenutzung durch adulte Individuen, und stellen ebenfalls die Durchgängigkeit sicher.

Durch eine Mindestdotations in Höhe von 50% MJNQt kann die Einhaltung der Werte für Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten und damit die Durchgängigkeit des Gewässers mit hoher Sicherheit gewährleistet werden. Bei Abgabe dieser Wassermenge kann eine Messung der Tiefen und Fließgeschwindigkeiten entfallen.

#### **Zu Anlage H 1:**

Für die maximal zulässigen Temperaturerhöhungen (Delta Temp.) sind als Bezug immer die jahreszeitlich typischen Wassertemperaturen zugrunde zu legen, so dass unter anderem gesichert wird, dass die Wassertemperatur während der Laichzeit nicht zu hoch liegt.

#### **Zu Anlage I:**

Die in Anlage I verwendeten Bezeichnungen für die Seentypen (A, B, C, D und E mit weiteren Unterteilungen) entsprechen jenen in Anlage A 3.1.

#### **Zu Anlage K 2:**

Für die Bewertung der Über- bzw. Unterschreitung der ursprünglichen Biomasse (siehe Anlage K1 - Bewertungsfaktoren 5a und 5b) ist der Bezug zu einem Referenzwert herzustellen. Die Referenzwerte für die ursprüngliche natürliche Biomasse der österreichischen Seen wurden auf der Basis paläolimnologischer Daten sowie der Beziehung zwischen Phosphorgehalt und Fischbiomasse rekonstruiert. Diese Beziehung ist in Anlage K 2 dargestellt. Anhand des Referenzwerts für den Gesamtposphor kann aus der Tabelle der Referenzwert für die Biomasse abgelesen werden. Die Referenzwerte der österreichischen Seen für Gesamtposphor können Anlage L 4 entnommen werden.

#### **Zu Anlage L:**

Die in Anlage L verwendeten Bezeichnungen für die Seentypen (A, B, C, D und E mit weiteren Untergliederungen) entsprechen jenen in Anlage A 3.1.

**Zu Anlage L 4:**

Bei geschichteten Seen erfolgt die Berechnung der Gesamtphosphorkonzentration als volumsgewichtetes Jahresmittel, bei meromiktischen Seen als Berechnung des volumsgewichteten Jahresmittels nur für das Mixolimnion.

Die Werte für den Bodensee gelten für den gesamten Wasserkörper (Messstelle Fischbach-Uttwil), nicht für die österreichische Messstelle in der Bregenzer Bucht.

Beim Wörthersee deuten Herbarbelege von Makrophyten aus dem 19. Jahrhundert auf einen etwas höheren trophischen Grundzustand hin. Für die trophische Bewertung des Sees im Litoral (Bewertungsschema Makrophyten, Pall 2008) kann daher ein geringfügig höherer Gesamtphosphor-Referenzwert angenommen werden; für die chemische Bewertung gilt jedoch der Referenzwert von  $6 \mu\text{gL}^{-1}$ .

**Zu Anlage L 5:**

Grundsätzlich ist das Chlorophyll-a in der euphotischen Zone (Secchi-Tiefe  $\times 2,5$ ) zu beproben. Wenn das Epilimnion größer als die euphotische Zone ist, wird das gesamte Epilimnion beprobt, maximal aber 20 m. In begründeten Fällen kann von dieser Vorgangsweise abgegangen werden.

Die Werte für den Neusiedler See gelten nur bei einem Ruhewasserstand (RWS) von 115,5 m ü.A.. Aufgrund der unklaren Korrelation der Chlorophyll-a-Gehalte mit dem Wasserstand ist vorläufig keine Anpassung des Referenzwerts und der Klassengrenzen an variierende Wasserstände möglich (vgl. Gesamtphosphor).

Die Werte für den Bodensee gelten für den gesamten Wasserkörper (Messstelle Fischbach-Uttwil), nicht für die österreichische Messstelle in der Bregenzer Bucht.

**Zu Anlage L 6:**

Die Werte für den Bodensee gelten für den gesamten Wasserkörper (Messstelle Fischbach-Uttwil), nicht für die österreichische Messstelle in der Bregenzer Bucht.