

## Erläuternde Bemerkungen

### Allgemeiner Teil

In der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG, BGBl. II Nr. 99/2010 zuletzt geändert durch BGBl. II Nr. 461/2010, werden die zu erreichenden Zielzustände sowie die im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot maßgeblichen Zustände für Typen von Oberflächengewässern festgelegt.

Die QZV Ökologie OG wird aufgrund der zwischenzeitlich vorliegenden Ergebnisse der Interkalibrierung parallel zum Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan 2015 angepasst.

Die Anpassungen aufgrund der Ergebnisse der Interkalibrierung betreffen im Wesentlichen Bewertungsmethoden für das Phytoplankton sowie für die Fische in Seen (§§ 15, 17 QZV Ökologie OG).

Für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper enthielt die QZV Ökologie OG bisher keine näheren Festlegungen. Diese Typen von Oberflächenwasserkörpern waren vom Geltungsbereich der QZV Ökologie OG nicht erfasst. Nunmehr sollen die in der QZV Ökologie OG getroffenen Festlegungen zumindest teilweise für alle Oberflächengewässer bzw. Oberflächenwasserkörper herangezogen werden können mit der Relativierung, dass die Anwendung der Werte für die biologischen, hydromorphologischen und der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten bei künstlichen und erheblich veränderten Gewässertypen eingeschränkt ist.

Im Zusammenhang mit dem ökologisch notwendigen Mindestwasserabfluss (§ 13 Abs. 2 QZV Ökologie OG) für den guten ökologischen Zustand hat sich bei bestimmten Gewässertypen gezeigt, dass die Abgabe von 50% des mittleren Jahresniederschlags (MJNQ<sub>t</sub>) die Durchgängigkeit des Oberflächengewässers nicht garantiert. Davon betroffen sind beispielsweise kleine Gewässer, Gewässer mit grober Verblockung, hohem Gefälle, starker Geschiebeführung oder auch breite Gewässerbette mit nur schmalen Abflussbereich. Bei diesen Oberflächengewässern erfordert die Festlegung des ökologisch notwendigen Mindestwasserabflusses eine entsprechende Messung im Rahmen einer Einzelfallbeurteilung und eine Festsetzung der Restwassermenge über dem Wert 50% MJNQ<sub>t</sub>. Die in der Anlage G zur QZV Ökologie OG aufgestellte Prognose, dass durch eine Mindestdotierung in Höhe von 50% MJNQ<sub>t</sub> die Einhaltung der Werte für die Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten und damit die Durchgängigkeit des Gewässers mit hoher Sicherheit gewährleistet werden kann, wird daher abgeändert.

Durch den bisher festgelegten Richtwert von 0,3 m/s für die Fließgeschwindigkeit konnte die Einhaltung des guten ökologischen Zustands nicht garantiert werden. Im guten ökologischen Zustand hat sich erwiesen, dass die Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit auf  $\frac{2}{3}$  des Referenzwertes eines ungestauten Abschnittes noch keine Verschlechterung der Zustandsklasse mit sich bringt. Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit soll daher im guten ökologischen Zustand zumindest über  $\frac{2}{3}$  der Strömungsgeschwindigkeit der nicht gestauten Fließstrecke liegen (Richtwerte Stau, § 13 Abs. 4 QZV Ökologie OG).

Expliziter hervorgehoben werden soll nunmehr, dass die Bewertungsergebnisse aller Qualitätskomponenten grundsätzlich auf Plausibilität zu überprüfen sind.

Weitere Inhalte der Novelle betreffen Klarstellungen auf Grund aufgetretener Probleme im wasserrechtlichen Vollzug, Änderungen von Formulierungen oder Fehlerbereinigungen.

Präzisierungen erfolgen beispielsweise insofern, als auch innerhalb einer kleinräumigen Überschreitung der Qualitätsziele Beeinträchtigungen so gering wie möglich zu halten sind.

Auch in den §§ 13, 14 Abs. 3, 19 Abs. 1 und 20 Abs. 3 wird klargestellt, dass sich die Bewertung immer auf den Zustand eines Oberflächenwasserkörpers bezieht.

Neben der Ergänzung einer Definition für Schwall und Sunk erfolgt nun die Festlegung, dass auch im sehr guten hydromorphologischen Zustand sehr geringfügige anthropogene Wasserführungsschwankungen mit Schwall-Sunk-Erscheinungen zulässig sind.

Änderungen und Ergänzungen von Bewertungsmethoden betreffen bei einzelnen Gewässertypen Adaptierungen beim Phytobenthos (§ 9) und Makrozoobenthos (§ 10), weiters erfolgt eine Anpassung der Chlorid-Werte sowie die Streichung des DOC.

Aus Anlass des Urteils des EuGH vom 1.7.2015 in der Rs C-461/13, welches die Auslegung von Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff i bis iii der WRRL zum Inhalt hat, sollen Klarstellungen für die Beurteilung der

Auswirkungen von Eingriffen in Gewässer im Zusammenhang mit dem Verschlechterungsverbot erfolgen.

In den Anlagen zur QZV Ökologie OG wurde die strukturelle Abfolge verbessert, in dem zuerst die festgelegten Werte, dann die Einschränkungen und abschließend die methodischen Vorgaben angeführt werden. Bei den Einschränkungen des Anwendungsbereichs bei bestimmten Gewässertypen wird nunmehr zunächst unterschieden zwischen den Werten der Klassengrenzen die nicht anwendbar und den Qualitätselementen die nicht anwendbar sind.

Die EU Fischgewässerrichtlinie 78/659/EWG wurde in Österreich in erster Linie durch die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, über die Qualität von schutz- oder verbesserungsbedürftigem Süßwasser zur Erhaltung des Lebens der Fische („Fischgewässerverordnung“), veröffentlicht im Amtsblatt zur Wiener Tageszeitung Nr. 240, 15. Dezember 2000, umgesetzt.

Die EU Fischgewässerrichtlinie ist mit 22. Dezember 2013 ausgelaufen und in den Geltungsbereich der WRRL übergegangen. Die entsprechende Festlegung der Qualitätsziele erfolgte (typspezifisch) in den QZV Chemie und Ökologie. Da durch die WRRL ein flächendeckender Ansatz verfolgt wird und die Qualitätsziele für alle Gewässer gelten, ist eine Ausweisung von gesonderten Schutzgebieten für Fischgewässer nicht mehr erforderlich.

Die Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, über die Qualität von schutz- oder verbesserungsbedürftigem Süßwasser zur Erhaltung des Lebens der Fische sowie die Verordnungen des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft vom 7. August 1973 zur Verbesserung der Wassergüte der Mur und ihrer Zubringer im Land Steiermark, BGBl. Nr. 423/1973, und vom 14. April 1977 zur Verbesserung der Wassergüte der Donau und ihrer Zubringer, BGBl. Nr. 210/1977, werden durch die QZV Ökologie OG in der gültigen Fassung, obsolet und daher aufgehoben.

## **Besonderer Teil**

### **Zu Artikel 1 – Änderung der Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer:**

#### **Zu § 2**

Für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper enthielt die QZV Ökologie OG bisher keine näheren Festlegungen und traf im 2 lediglich die Aussage, dass diese vom Geltungsbereich der QZV Ökologie OG nicht erfasst seien.

§ 2 Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer gilt dagegen für alle Oberflächenwasserkörper (§ 30a Abs. 3 Z 2 WRG 1959) einschließlich erheblich veränderter und künstlicher Oberflächenwasserkörper (§ 30b Abs. 3 Z 1 und 2 WRG 1959).

Nunmehr sollen die in der QZV Ökologie OG getroffenen Festlegungen zumindest teilweise für alle Oberflächengewässer (§ 30a Abs. 3 Z 1 WRG 1959) bzw. Oberflächenwasserkörper herangezogen werden können mit der Relativierung, dass die Anwendung der Werte für die biologischen, hydromorphologischen und der allgemeinen Bedingungen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten bei künstlichen und erheblich veränderten Gewässertypen eingeschränkt ist.

Die erheblich veränderten und die künstlichen Oberflächenwasserkörper stellen an sich eine eigene Gewässerkategorie dar. Für sie gilt, neben dem Ziel des guten chemischen Zustands, das gute ökologische Potenzial (siehe die Vorgaben dazu in Anhang C WRG 1959) als spezifisches Umweltziel an Stelle des guten ökologischen Zustands. Zur Erreichung dieses Zieles müssen die physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlich oder erheblich veränderten Eigenschaften des Gewässerabschnittes ergeben sowie mögliche Verbesserungsmaßnahmen in einem Gewässerabschnitt, berücksichtigt werden).

Die Festlegungen für die chemischen und allgemein chemisch-physikalischen Bedingungen sowie die Werte für alle Bewertungsmodule, die nur auf stoffliche Belastungen reagieren (zB Phytobenthos – Modul Trophie), können auf erheblich veränderte Gewässer angewendet werden. Dabei sind eventuelle Typ- oder Kategoriewechsel zu berücksichtigen und zB die Werte des am ehesten vergleichbaren Gewässertyps heranzuziehen.

Alle Qualitätselemente bzw. Bewertungsmodule, die auf hydromorphologische Belastungen reagieren, können dagegen nicht direkt auf erheblich veränderte Wasserkörper angewendet werden. Ihre Bewertung ist entsprechend den veränderten Eigenschaften bzw. den möglichen Verbesserungsmaßnahmen anzupassen. Eine Hilfestellung für die Festlegung des guten ökologischen Potentials sowie Richtwerte für einige Typen von erheblich veränderten Wasserkörpern sind im „Leitfaden zur Bewertung erheblich

veränderter Gewässer – Biologische Definition des guten ökologischen Potentials“ (siehe <http://wisa.bmlfuw.gv.at/fachinformation/ngp/ngp-2015/hintergrund/methodik/HMWB.html>) zu finden.

Für künstliche Oberflächengewässer sind die Werte der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten sowie die Werte für alle biologischen Bewertungsmodule, die auf stoffliche Belastungen reagieren in den meisten Fällen ebenfalls anwendbar. Bei dieser Kategorie von Oberflächengewässern ist jedoch zu beachten, dass bestimmte Nutzungen auch mit einer Veränderung der stofflichen Parameter verbunden sein können (etwa erhöhte Nährstoffwerte in Fischteichen).

In Bezug auf die Einhaltung synthetischer und nicht synthetischer Schadstoffe gelten für erheblich veränderte und künstliche Gewässer die Umweltqualitätsnormen der Qualitätszielverordnung Chemie Oberflächengewässer.

#### **Zu § 3 Z 25**

Schwall-Sunk-Erscheinungen treten typischerweise bei Speicherkraftwerken zur Spitzenstromproduktion auf, sind aber auch bei Flusskraftwerken möglich.

Schwall-Sunk-Erscheinungen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Intensität und Auftretshäufigkeit von anderen Abflussschwankungen wie etwa den natürlichen Abflussschwankungen oder Abflussschwankungen durch Betätigung von Wehrklappen und Schützen („Störwellen“).

Für die Abgrenzung sind die Intensität der mittleren Abflussänderungsgeschwindigkeit, die Häufigkeit des Auftretens und das Schwall-Sunk-Verhältnis (Verhältnis von Basisabfluss zu den Schwallspitzen) heranzuziehen.

Es ist darauf hinzuweisen, dass das Schwall-Sunk-Verhältnis (vgl. § 13) alleine meist nicht ausreicht, um ökologische Auswirkungen von Schwallereignissen zu beschreiben. Nähere Informationen zu den ökologischen Auswirkungen sind im Endbericht des Projekts „Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten“ (siehe [http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/plan\\_gewaesser\\_ngp/umsetzung\\_wasserrahmenrichtlinie/schwallstudie.html](http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/plan_gewaesser_ngp/umsetzung_wasserrahmenrichtlinie/schwallstudie.html)) zu finden.

#### **Zu § 5 Abs. 1**

Bereits bei der Projektierung, wie auch im durchzuführenden Verfahren, ist entsprechend der jeweiligen Sachlage darauf zu achten, dass eine Bauausführung im Hinblick auf gewässerschonende Bauweisen dem Stand der Technik (§ 12a WRG 1959) entspricht und auf die Erhaltung eines gewässertypischen Lebensraums abzielt (beispielsweise eine offene Sohle mit keinen oder nur geringen Auswirkungen im Unterschied zu einem Hartverbau [etwa eine Verrohrung mit massiven Auswirkungen]).

Eine ökologisch notwendige Wasserführung (vgl. die Richtwerte in § 13 Abs. 2), die das Vorkommen und die Wandlungsmöglichkeit einer gewässertypspezifischen Fauna ermöglicht, sollte grundsätzlich im gesamten Oberflächengewässer vorhanden sein (der Abfluss sollte mindestens den NQ<sub>I</sub> Wert erreichen).

Das Gebot Beeinträchtigungen so gering wie möglich zu halten, gilt sowohl im als auch außerhalb des Fischlebensraumes.

#### **Zu § 6 Abs. 1 und Anlage B**

Aus Anlass des Urteils des EuGH vom 1.7.2015 in der Rs C-461/13, welches die Auslegung von Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff i bis iii der WRRL zum Inhalt hat, sollen Klarstellungen für die Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen in Gewässer im Zusammenhang mit dem Verschlechterungsverbot erfolgen.

Als Basis für die Beurteilung einer Verschlechterung wurde bisher der Gesamtzustand eines Oberflächenwasserkörpers herangezogen. Der EuGH sieht hingegen in Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. i die allgemeine Verpflichtung zur Verhinderung einer Verschlechterung eines Zustandes vor, ohne dass damit eine Einstufung (des Gesamtzustandes) in eine andere Klasse verbunden sein muss.

Details hierzu siehe Informationsschreiben des BMLFUW vom 1.10.2016 über die Auslegung der Bestimmungen zum Verschlechterungsverbot (Rs C-461/13 – Urteil des EuGH) auf der Website des BMLFUW unter Wasser > Wasser in Österreich > Nationales Wasserrecht > Wasserrechtsgesetz, sowie Entwurf der Europäischen Kommission betreffend „Guidance Document No. 35 Exemptions to the Environmental Objectives according to Article 4(7)“ auf der Website der Europäischen Kommission unter CIRCABC > env > wfd > bibliothek > working\_groups > f – ATG Article 4.7 Guidance.

Diese Auslegung erfordert eine differenziertere Vorgehensweise bei der Prüfung des Verschlechterungsverbot.

Daher ist

- a) der Zustand eines Oberflächenwasserkörpers im Zusammenhang mit der Verschlechterung von
- b) der Zustandseinstufung eines Oberflächenwasserkörpers (zur Präsentation und Darstellung der Monitoringergebnisse für Planungszwecke) (ökologische Gesamteinstufung) zu unterscheiden.

Letztere hängt entsprechend Anhang V Pkt. 1.4.2 i WRRL von dem jeweils schlechteren Wert der anwendbaren (biologischen und chemischen) Parameter ab.

Die Prüfung einer Verschlechterung erfolgt nun hingegen auf Ebene der einzelnen Qualitätskomponenten (vgl. Anhang C WRG 1959 iVm der QZV Ökologie OG). Es ist daher zu prüfen, ob sich durch einen neuen Eingriff der Zustand einer oder mehrerer Qualitätskomponenten verschlechtert. Ist dies der Fall, so ist von einer Verschlechterung auszugehen, auch wenn sich dadurch der Gesamtzustand eines Oberflächenwasserkörpers nicht verschlechtert.

In Verfahren, in denen die Auswirkungen von projektierten Belastungen in Bezug auf eine Verschlechterung zu prüfen sind, wird, um die Erhebung und die Beurteilung überschaubar und handhabbar zu gestalten, empfohlen, anhand der QZV Ökologie OG Anlage B 1 und B 2 zu prüfen, auf welche der Qualitätskomponenten Auswirkungen zu erwarten sind. Für diese sind die für die Beurteilung der Verschlechterung erforderlichen Informationen, so diese nicht bereits vorliegen, nachzufordern.

Die Tabelle in der Anlage B berücksichtigt nur Einzelbelastungen; Summationswirkungen sind nicht erfasst. Das betrifft sowohl die Kombinationen mehrerer stofflicher Belastungen bzw. mehrerer hydromorphologischer Belastungen als auch die Kombination stofflich und hydromorphologisch (zB die stoffliche Einleitung in einen gestauten Bereich).

Bei der Beurteilung von neuen Eingriffen in Gewässer sind in der Prognose der Auswirkungen immer alle biologischen Qualitätselemente zu prüfen und eine Aussage zu allen Qualitätselementen zu treffen. Das ist insbesondere bei bestehenden Vorbelastungen bzw. Kombinationen von Belastungen und Summationswirkungen entscheidend.

#### **Zu § 6 Abs. 2**

Eine Überschreitung von festgelegten Grenzwerten kann unterschiedliche Ursache haben und ist nicht in jedem Fall relevant für die Zustandsbewertung. Folgende Ursachen können vorliegen:

- anthropogene Belastungen wie Veränderungen von Strukturen oder der Hydrologie der Gewässer, Querbauwerke, Punktquellen, diffuse Quellen, etc.
- Natürliche Bedingungen: Wettersituation, Wasserstand, Wassertemperatur etc.
- Fehlerhafte Anwendung der Bewertungsmethode: Fehler bei Probenahme, Bestimmung, Berechnung, Auswahl der Messstellen, Abweichungen vom generellen Gewässertyp, spezielle Typausprägungen
- Methodische Probleme: Sensitivität der Methodik, etc.

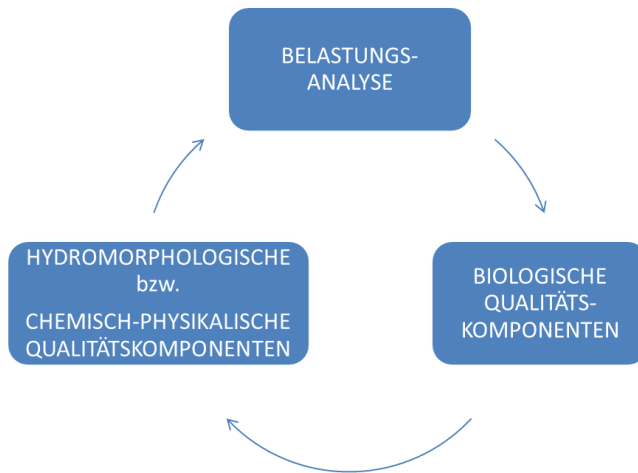
Relevant für die Zustandsbewertung sind nur anthropogen verursachte Überschreitungen.

Zur Sicherstellung einer einheitlichen Vorgangsweise bei der Beurteilung des ökologischen Zustands wurde in § 9 Z 7 i.V.m. Anlage 5 der Gewässerzustandserhebungsverordnung ein Schema zur Prüfung von Messergebnissen aufgenommen (vgl. dazu auch den zu diesem Thema erarbeiteten Leitfadens zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente):

Bei allen Bewertungsergebnissen der einzelnen Qualitätskomponenten (biologische, physikalisch-chemische und hydromorphologische Qualitätskomponenten) ist eine Plausibilitätsprüfung durchzuführen.

Die Plausibilitätsprüfung umfasst neben der Prüfung der Einhaltung der methodischen Vorgaben und eventueller typologischer Besonderheiten auch eine Plausibilitätsprüfung unter Berücksichtigung der relevanten physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten und Belastungsinformationen (Einzelbelastungen und Belastungskombinationen). Als Hilfestellung für die Auswahl der relevanten Komponenten sind Anlage B 1 für Fließgewässer und Anlage B 2 für Seen heranzuziehen.

Die Parametergruppen Belastungssituation, biologische Ergebnisse und die Ergebnisse der unterstützenden Parameter (hydromorphologische/physikalisch-chemische Parameter) dienen der gegenseitigen Kontrolle der Plausibilität der Bewertung. Jede Gruppe kann durch die beiden anderen kontrolliert werden.



Bei Ungereimtheiten zwischen den einzelnen Qualitätskomponenten sind die Ursachen zu prüfen. Ergibt die Plausibilitätsprüfung, dass ein Bewertungsergebnis unter Berücksichtigung aller relevanten Informationen nicht plausibel ist, so ist es von der Gesamtbewertung auszuschließen. Je nach Ursache kann eine Wiederholung der Messung oder eine Expertenbeurteilung erforderlich sein.

#### **Zu § 12 Abs. 2 bis Abs. 4**

Die formale Struktur des § 12 Abs. 2 wurde durch eine Aufteilung auf die Absätze 2 bis 4 geringfügig adaptiert um eine bessere Zuordnung zu den Einzelkomponenten Wasserhaushalt, Durchgängigkeit des Flusses und Morphologie zu ermöglichen. Zudem wurde klargestellt, dass sich die Festlegungen jeweils auf die hydromorphologischen Bedingungen in einem Oberflächenwasserkörper beziehen.

#### **Zu § 12 Abs. 2 Z 1**

Die hydromorphologischen Bedingungen in § 12 beziehen sich immer auf Eingriffe innerhalb eines Oberflächenwasserkörpers. Die Festlegungen sind auf typspezifische Bedingungen und biologische Gemeinschaften in einem Oberflächenwasserkörper abgestimmt. Einflüsse aus dem Einzugsgebiet oder aus angrenzenden Oberflächenwasserkörpern werden über die hydromorphologischen Bedingungen nicht erfasst.

Derartige Summationseffekte, die sich aus vorhandenen Belastungen im Einzugsgebiet ergeben, werden über die biologischen Qualitätskomponenten mitefassen (Beispiel: Wanderhindernis in angrenzenden Oberflächenwasserkörpern mit Auswirkungen auf die Fischzönose).

#### **Zu § 12 Abs. 2 Z 2**

Sehr geringfügige Wasserführungsschwankungen sind auch im sehr guten (hydromorphologischen Zustand) zulässig, es dürfen jedoch im Oberflächenwasserkörper keine anthropogen erzeugten Wasserführungsschwankungen mit ökologisch relevanten Schwall-Sunk-Erscheinungen auftreten.

Schwall-Sunk-Erscheinungen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Intensität und Auftretshäufigkeit von anderen Abflussschwankungen wie zB natürlichen Abflussschwankungen oder Abflussschwankungen durch Betätigung von Wehrklappen bzw. Schützen („Störwellen“).

Ökologisch relevante Schwall-Sunk-Erscheinungen können durch die Intensität der anthropogenen Abflussschwankungen im Vergleich zu natürlichen Abflussschwankungen abgegrenzt werden. Als Parameter kann die „mittlere Abflussänderungsgeschwindigkeit“ der Abflussschwankungen herangezogen werden. (zB Vergleich der „mittleren Abflussänderungsgeschwindigkeit“ mit mittlerem jährlichem natürlichem Maximum).

Schwallabflüsse treten im Gegensatz zu natürlichen Hochwasserabflüssen regelmäßig und viel häufiger auf. Charakteristisch für die kraftwerksbedingten Schwallspitzen ist der gegenüber natürlichen Hochwässern deutlich raschere Abflussrückgang. Zur Bewertung der Schwallbelastung sind daher bevorzugt Abstiegseignisse heranzuziehen.

Die Intensität von anthropogen erzeugten Abflussänderungen verringert sich aufgrund von Retentionswirkungen im Gewässerbett mit steigender Entfernung zur Einleitungsstelle, wodurch die Veränderung der Schwallbelastung eines Oberflächenwasserkörpers im longitudinalen Verlauf zu berücksichtigen und zu bewerten ist.

Nähere Informationen zu den ökologischen Auswirkungen sind im Endbericht des Projekts „Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten“ (Bericht siehe [http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/plan\\_gewaesser\\_ngp/umsetzung\\_wasserrahmenrichtlinie/schwallstudie.html](http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/plan_gewaesser_ngp/umsetzung_wasserrahmenrichtlinie/schwallstudie.html)) zu finden.

#### **Zu § 13 Abs. 1**

Es wird klargestellt, dass sich die Bewertung immer auf den Zustand eines Oberflächenwasserkörpers bezieht.

#### **Zu § 13 Abs. 2 Z 1**

Mit Mindestwasserführung und Basiswasserführung ist das Gleiche gemeint. Der ökologische notwendige Mindestabfluss umfasst sowohl die Menge als auch die Dynamik des Abflusses. Der Richtwert sieht daher einen Basisabfluss, der immer im Gewässer vorhanden sein muss, sowie einen dynamischen Anteil, der die natürlichen Abflussverhältnisse in Jahresverlauf widerspiegelt, vor. Um Begriffsverwechslungen (ökologisch notwendiger Mindestabfluss versus Mindestwasserführung) zu vermeiden, wird der bisher verwendete Begriff „Mindestwasserführung“ durch den Begriff „Basiswasserführung“ ersetzt. Eine Restwassermenge, bestehend aus Basisabfluss und dynamischem Anteil, erfüllt mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit die wesentlichen Gewässerfunktionen, wenn sie 20% der aktuell im Gewässer fließenden Wassermenge mindestens jedoch dem in § 13 Abs. 2 Z 1 festgelegten Basisabfluss entspricht.

#### **Zu § 13 Abs. 2 Z 1 und Anlage G**

Im Zusammenhang mit dem ökologisch notwendigen Mindestwasserabfluss (§ 13 Abs. 2 QZV Ökologie OG) für den guten ökologischen Zustand hat sich bei bestimmten Gewässertypen gezeigt, dass die Abgabe von 50% des mittleren Jahresniederschlags (MJNQ<sub>t</sub>) die Durchgängigkeit des Oberflächengewässers nicht in allen Fällen garantiert. Davon betroffen sind beispielsweise kleine Gewässer, Gewässer mit grober Verblockung, hohem Gefälle, starker Geschiebeführung oder auch breite Gewässerbette mit nur schmalen Abflussbereich. Bei diesen Oberflächengewässern erfordert die Festlegung des ökologisch notwendigen Mindestwasserabflusses eine entsprechende Messung im Rahmen einer Einzelfallbeurteilung und eine Festsetzung der Restwassermenge über dem Wert 50% MJNQ<sub>t</sub>. Die in der Anlage G zur QZV Ökologie OG aufgestellte Prognose, dass durch eine Mindestdotations in Höhe von 50% MJNQ<sub>t</sub> die Einhaltung der Werte für die Mindestdiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten und damit die Durchgängigkeit des Gewässers mit hoher Sicherheit gewährleistet werden kann, wird daher abgeändert.

#### **Zu § 13 Abs. 4**

Die 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.

Der bisher festgelegte Richtwert einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 0,3 m/s bei Mittelwasser beschreibt Bedingungen im Gewässer, die bereits massive Auswirkungen auf die Gewässerorganismen und damit auf den ökologischen Zustand haben können, da die mittlere Geschwindigkeit größer ist als die sohlnahe Geschwindigkeit, welche aber entscheidend für die Zusammensetzung der Benthoszönosen ist. Bei einer sohlnahen Fließgeschwindigkeit unter 0,3 m/s ist aufgrund der damit verbundenen Sedimentationsrate von Feinanteilen und dadurch bedingten Veränderung des Lebensraums jedenfalls von einer Überschreitung des guten ökologischen Zustands auszugehen (der Fließgewässercharakter geht verloren).

In wissenschaftlichen Studien wurde nachgewiesen, dass schon bei einer Fließgeschwindigkeit von deutlich über 0,3 m/s negative Veränderungen der benthischen Lebensgemeinschaften zu beobachten sind. Der einheitliche Richtwert berücksichtigte zudem auch nicht die typspezifischen Unterschiede der Fließgeschwindigkeiten und der damit verbundenen Substratverhältnissen in unterschiedlichen Gewässertypen.

In allen Stauräumen nimmt die Strömung kontinuierlich gegen die Wehranlage zu ab. Dadurch verringern sich auch sukzessive die Korndurchmesser des sedimentierten Geschiebes. Definitionsgemäß ist die Verminderung der natürlichen Fließgeschwindigkeit schon in der Stauwurzel ausgeprägt, wobei eine Abnahme der natürlichen Strömungsgeschwindigkeit bis auf ca. 70% des Ausgangswertes auftreten kann.

In der Studie „Abschätzung des ökologischen Zustandes von Stauen auf Basis von Milieufaktoren“ der Universität für Bodenkultur (siehe [http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/plan\\_gewaesser\\_ngp/umsetzung\\_wasserrahmenrichtlinie/Staustudie.html](http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/plan_gewaesser_ngp/umsetzung_wasserrahmenrichtlinie/Staustudie.html)) hat sich gezeigt,

dass die Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit auf  $\frac{2}{3}$  des Referenzwertes (ungestaute Abschnitte) in den untersuchten Stauen noch keine Verschlechterung der Zustandsklasse mit sich brachte. Dieser Wert deckt sich in etwa mit dem oben angeführten Wert für die Stauwurzel.

Eine genaue Festlegung, ab welchem Punkt innerhalb eines Staus mit einer Verschiebung der Zustandsklasse zu rechnen ist, ist derzeit nicht möglich, da der ökologische Zustand im Fluss von einer Reihe von Faktoren beeinflusst wird, welche untereinander in Beziehung stehen.

Zusätzlich zur Verlangsamung und Vergleichmäßigung der Strömung und Homogenisierung der Substratzusammensetzung im Vergleich zur Referenzsituation spielen folgende Faktoren eine Rolle:

- die Länge des Staues (aufgestaute Fließstrecke stromauf der Wehranlage): Je länger der Stau, umso länger ist der Anteil, der den guten ökologischen Zustand nicht erreicht
- der ökologische Zustand in der frei fließenden Strecke oberhalb der Stauhaltung: wird bereits vor dem Stau der gute ökologische Zustand überschritten, so besteht diese Überschreitung im gesamten Stau, ist der gute ökologische Zustand nur mehr knapp gegeben, so kann davon ausgegangen werden, dass sich der Anteil, der den guten ökologischen Zustand überschreitet, deutlich verlängert.
- der Anteil von schlammigen Substraten (Pelal): liegt dieser über 10%, so ist davon auszugehen, dass der gute Zustand bereits deutlich verfehlt wird. Ab einem Feinsubstratanteil (Akal, Psammal, Pelal) von 80% wird mit Sicherheit der unbefriedigende Zustand erreicht
- andere Einflussfaktoren: vorhergehende Staurationsspülungen, starke Hochwasserereignisse, Alter des Staues, in den Stau einmündende Gewässer, massiver Grundwassereinfluss etc..

Die Festlegungen für die Strömungsgeschwindigkeiten beziehen sich auf die mittlere Fließgeschwindigkeit bei Niederwasserbedingungen, da diese die problematischste Situation in Gewässern darstellen.

Bei Stauen ist zu beachten, dass sich die Auswirkungen von Stauhaltungen nicht ausschließlich auf den Parameter „Reduktion der Fließgeschwindigkeit“ beschränken, sondern diese parallel dazu auch andere Auswirkungen haben können. Beispielsweise können im Staubereich aber auch im Unterwasserbereich einer Stauanlage weitere morphologische Beeinträchtigungen auftreten (zB Uferdynamik ist gestört).

Mehrere kleine Eingriffe können sich zudem in ihrer biologischen Wirkung summieren; so führt zB ein kurzer Stau noch zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung des Zustands, während eine Abfolge mehrerer kurzer Staue die Abflussverhältnisse, den Gewässertyp und somit die Lebensbedingungen für die Organismen wesentlich verändert. Auch andere Belastungskombinationen (zB Stau und Nährstoffbelastung, Stau und bestehende Uferverbauungen, etc.) sind zu beachten.

Besondere Aufmerksamkeit ist bei der Beurteilung von Abschnitten mit starker Geschiebeführung gegeben. Hier können Staue möglicherweise auch als „Sedimentfalle“ fungieren, die Staurationsspülungen erforderlich machen.

Diese oben angeführten Auswirkungen von Stauen auf die biologischen Komponenten sind über den Parameter „Reduktion der Fließgeschwindigkeit“ nicht unmittelbar erfasst und gesondert zu bewerten (siehe dazu schon den Erlass zur QZV Ökologie OG, Kap. 3.4.6.).

Für die Beurteilung der Auswirkungen auf Oberflächenwasserkörper gelten – wie für alle anderen Qualitätskomponenten – die Kriterien für die Kleinräumigkeit (§ 5).

#### **Zu § 14 Abs. 2**

Die Wechselwirkung zwischen DOC und den biologischen Qualitätskomponenten ist für einzelne Bioregionen nicht schlüssig, die Schwankungen spiegeln sich nicht in der Biologie wider. Daher entfällt DOC in § 14.

#### **Zu § 14 Abs. 2 Z 7**

Auf Grund neuerer Erkenntnisse wird in Ergänzung zur bisherigen Regelung zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaft eine zulässige Höchstkonzentration (ZHK) bezogen auf eine maximale Dauer von drei Tagen eingeführt. Die Richtwerte berücksichtigen somit die Auswirkungen von chronischer und akuter Belastung.

Hintergrundinformationen siehe Studie „Chlorid – Auswirkungen auf die Aquatische Flora und Fauna“, <http://www.bmlfuw.gv.at/publikationen/wasser/flieszgewaesser/Chlorid---Auswirkungen-auf-die-Aquatische-Flora-und-Fauna.html>)

#### **Zu § 14 Abs. 3**

Es wird klargestellt, dass sich die Bewertung immer auf den Zustand eines Oberflächenwasserkörpers bezieht.

**Zu § 15**

Im Rahmen des europaweiten Interkalibrierungsverfahrens (2009 – 2012) wurde die bestehende Version der österreichischen Phytoplankton Bewertungsmethode grundlegend überarbeitet und erweitert. Entsprechend den Vorgaben der WRRL und in Abstimmung mit anderen EU-Staaten im alpinen Raum (Slowenien, Italien, Frankreich, Deutschland) wurden folgende Änderungen vorgenommen:

- Einbeziehung von Chlorophyll-a in das Bewertungsverfahren,
- Überarbeitung der Einstufungen für den Brettum-Index (basierend auf Rebecca-Liste, Erweiterung der Artenliste, geänderte Taxonomie), dadurch auch geringe Verschiebungen der Klassengrenzen und Referenzbedingungen

Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand des Phytoplanktons ist in erster Linie eine Klassifizierung des Nährstoff- oder Produktionsniveaus der Gewässer. Die in der Bewertung verwendeten Kenngrößen sind die Chlorophyll-a-Konzentration (Jahresmittel), das Gesamtbiovolumen (Jahresmittel) und der Brettum- Index (berechnet aus der Taxaliste und den entsprechenden Biovolumina im Jahresmittel).

Die Systematik der Algen unterliegt einer fortwährenden Anpassung und Weiterentwicklung; sie ist niemals vollständig abgeschlossen. In den letzten Jahren führten systematische Revisionen und Neubewertungen bei einer Reihe von altbekannten und gut etablierten Taxa zu einer Aufspaltung und Umbenennung. Auch wenn Taxonomie letztlich immer eine Frage der Akzeptanz in der „scientific community“ ist, so ist die Verwendung einer einheitlichen Nomenklatur zur Vergleichbarkeit von Zählraten aus unterschiedlichen Prüflabors unerlässlich. Die Bewertungsmethode für das Phytoplankton bezieht sich auf die in den EU- Projekten REBECCA (<http://www.environment.fi/default.asp?contentid=237765&lan=EN>) und WISER (<http://www.wiser.eu/>) verwendete Nomenklatur. Die Rebecca-Algenliste ist in der aktuellen Version auch über <http://www.freshwaterecology.info/> abrufbar.

Durch die deutliche Erweiterung und Neuberechnung der taxon-spezifischen Trophie-Scores war es notwendig, auch die Referenzwerte und Klassengrenzen für den Brettum-Index neu abzuleiten.

Die Auswahl der Indikatortaxa erfolgte im Rahmen des Interkalibrierungsprozesses auf Basis der Häufigkeit und des Vorkommens der Taxa im gesamten Alpenraum (potenzielle Anwendung der Bewertung auch in anderen Ländern) sowie nach einer Plausibilitätsprüfung.

Die Referenzbedingungen und die Klassengrenzen für die drei Kenngrößen Chlorophyll-a, Gesamtbiovolumen und Brettum-Index wurden im Rahmen des Interkalibrierungsprozesses erarbeitet und zwischen den Ländern Slowenien, Italien, Frankreich, Deutschland und Österreich harmonisiert.

Die Gewässerbewertung gemäß WRRL beruht auf der Darstellung der Abweichung eines Ist-Zustand vom Referenzzustand. Diese Abweichung wird als EQR (ecological quality ratio) jeweils für die Chlorophyll-a-Konzentration (EQRChl), das Gesamt- Biovolumen (EQRBV) und den Brettum-Index (EQRBI) angegeben. Für die Weiterverrechnung werden die EQR normiert (nEQR), sodass die Klassengrenzen äquidistant sind und eine direkte Ablesung der ökologischen Zustandsklassen ermöglichen (nEQR 0,8 = Klassengrenze sehr gut /gut, 0,6 = gut/mäßig etc.). Die Vorgangsweise für die Umrechnung auf normierte EQRs ist dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Teil B2 – Phytoplankton zu entnehmen.

Die Gesamtbewertung der ökologischen Zustandsklasse erfolgt auf Basis eines 3-Jahres- Mittelwerts der normierten Gesamt-EQR-Werte.

Für den Neusiedler See, die Salzlacken des Seewinkels und die Alte Donau werden derzeit noch keine Referenzwerte angegeben. Die in den letzten Jahren entwickelten Bewertungsverfahren (WOLFRAM et al. 2008, 2011) bedürfen einer weiteren Validierung. Unsicher ist die Einstufung auch für einige Alpenseen, aus denen keine oder kaum Daten zum Phytoplankton vorliegen. Im Falle des sehr seichten Almsees (mittlere Tiefe <3 m) wurde auf die Festlegung des Referenzwertes verzichtet.

**Zu § 17**

Im Rahmen des europaweiten Interkalibrierungsverfahrens (2009-2012) wurde die Basisversion der österreichischen Bewertungsmethode grundlegend überarbeitet und erweitert. Entsprechend den Vorgaben der WRRL wurde ein multimetrischer Index (Austrian Lake Fish Index = ALFI) zur Bewertung des biologischen Qualitätselementes Fische in Seen (BQE Fische Seen) entwickelt.

Als Datenbasis dient eine standardisierte Fischbestandserhebung aus Kiemennetzbefischung (CEN 2005), Elektrofischung (CEN 2003), Gassner et al. 2006), hydroakustischer Biomasseerhebung und Befragung der Fischereibewirtschaftler. Die österreichische Bewertungsmethode beinhaltet 8 Metriken



(Bewertungsfaktoren) und erfüllt alle Erfordernisse (Artenzusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur) der WRRL. Eine Kombination aus verschiedenen Charakteristika der Fischartengemeinschaft (typspezifische Arten, Fremdfischarten), funktionalen Gruppen (Laichgilden, Laichwanderer, sensible Arten), die Längenfrequenz der Leitfischart und die Gesamtfischbiomasse ergibt die Abweichung des aktuellen vom historischen (= Referenz) Zustand (EQR). Die Daten der standardisierten Fischbestandserhebung werden in Abundanzindizes (Nachweisqualität) transformiert, welche dann für die Berechnungen verwendet werden. Die österreichische Bewertungsmethode ALFI adressiert eine Reihe von Belastungen (Spiegelschwankungen, Degradation der Uferlinie, Durchgängigkeit der Zu- und Abflüsse, Freizeitbetrieb, Befischungsintensität, Fremdfischarten und Eutrophierung). Die einzelnen Metriken und folglich auch der Gesamt-EQR (arithmetisches Mittel der Einzelmetriken) können einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen, wobei 1 den Referenzzustand bedeutet und jeder kleinere Wert die entsprechende Abweichung vom Referenzzustand ausdrückt. Die Bewertung erfolgt nach Seentyp (Seesaibling-, Elritzen-, Lauben- oder Zandersee), da die Metriken „Abundanzindex typspezifische Arten“, „Längenfrequenz Leitfischart“ und „Fischbiomasse“ vom jeweiligen Seentyp abhängig sind. Der ökologische Zustand der Qualitätskomponente Fische ergibt sich aus dem Gesamt-EQR und den zugehörigen Zustandsklassen.

Details zur Methodik der Befischung, Berechnung und Bewertung sind dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente Teil B1- Fische zu entnehmen.

#### **Zu § 19 Abs. 1**

Es wird klargestellt, dass sich die Bewertung immer auf den Zustand eines Oberflächenwasserkörpers bezieht.

#### **Zu § 20**

Die Chlorophyll-a-Konzentration wird in der überarbeiteten Methode zur Bewertung des Phytoplanktons berücksichtigt (siehe § 15). Ein gesonderter Richtwert in den allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern ist daher nicht mehr erforderlich.

#### **Zu § 20 Abs. 3**

Es wird klargestellt, dass sich die Bewertung immer auf den Zustand eines Oberflächenwasserkörpers bezieht.

#### **Anlagen/Allgemeines**

In den Anlagen zur QZV Ökologie OG wurde die strukturelle Abfolge verbessert, in dem zuerst die festgelegten Werte, dann die Einschränkungen und abschließend die methodischen Vorgaben angeführt werden. Bei den Einschränkungen des Anwendungsbereichs bei bestimmten Gewässertypen wird nunmehr zunächst unterschieden, ob Werte der Klassengrenzen oder Qualitätselemente nicht anwendbar sind. Die neue Einschränkung für die Klassengrenze sehr gut beim Phytobenthos wurde umformuliert und eingefügt. Für einzelne Gewässertypen wurden die Referenzwerte für das Makrozoobenthos (Anlage A 2.3, Anlage E 3) angepasst.

#### **Zu Anlage A 2.3**

In der Bioregion Südalpen haben Erfahrungen aus Gewässeruntersuchungen der letzten sechs Jahren gezeigt, dass in einigen Gewässertypen der saprobielle Grundzustand auch bei völlig unbelasteten Gewässern (Referenzstellen) nicht eingehalten werden kann. Auf Basis neuer und erweiterter Datensätze wurde daher der saprobielle Grundzustand neu berechnet. Betroffen sind

- Gewässer <10 km<sup>2</sup> in der Höhenlage 500-1600 m: Grundzustand 1,25 statt 1,0.
- Gewässer 10-100 km<sup>2</sup> in der Höhenlage 500-800 m: Grundzustand 1,50 statt 1,25.

#### **Zu Anlage A 2.4**

In einigen Fällen erfolgten auf Basis neuer Daten Änderungen der Gewässertypologie. Die wesentlichsten Änderungen betreffen Gewässerabschnitte für die bisher keine Daten vorhanden waren, hier wurde zum Teil eine Zuordnung zu einer Fischregion bzw. zur Kategorie „kein Fischlebensraum“ vorgenommen. In einigen Fällen gab es auch eine Verschiebung von Fischregionen.

#### **Zu Anlage B**

Die Tabellen B 1 (Fließgewässer) und B 2 (Seen) behandeln die Aussagekraft der biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten für jede Belastungskategorie. Diese dienen nicht nur für die Auswahl der relevanten Qualitätskomponenten im operativen Monitoring, sondern auch als Unterstützung bei der Beurteilung möglicher Auswirkungen von projektierten Belastungen in Bezug auf eine Verschlechterung (Hinweis auf die EB zu § 6). Der letzte

Satzteil („... die zur Schärfung eines nicht eindeutig bestimmbar Ergebnisses zusätzlich herangezogen werden können.“) wurde daher gestrichen.

Zwecks Präzisierung wurden bei den Fließgewässern die Schadstoffe und bei den Seen die hydromorphologischen Qualitätskomponenten in den Tabellen ergänzt.

### **Zu Anlage E 3**

In der Bioregion Inneralpine Becken haben Erfahrungen aus Gewässeruntersuchungen der letzten sechs Jahre gezeigt, dass Bewertungen des Moduls Allgemeine Degradation vielfach unplausible Ergebnisse lieferten (zB sowohl unbelastete als auch belastete Stellen zeigen einen guten Zustand). Auf Basis eines neuen, erweiterten Datensatzes wurden daher die Referenzwerte für die Einzelmetrics neu berechnet. Dadurch ergeben sich Veränderungen in der Tabelle E 3 (Bioregion IB).

Die Referenzwerte für die einzelnen Gewässertypen wurden bei der Methodenentwicklung auf unterschiedliche Art und Weise abgeleitet: Sofern im Gewässertyp vorhanden – auf Basis von echten Referenzstellen (Referenzwert), wenn keine Referenzstellen gefunden werden konnten – auf Basis von guten Stellen (Festlegung der Grenze sehr gut/gut). Um die Nachvollziehbarkeit der Berechnungen in der Software Ecoprof zu gewährleisten, wurde diese Information in der Tabelle E 3 ergänzt (Spalte „Bezugsbasis“, R oder G).

### **Zu Anlage D**

Für die Module Saprobie und Trophie wird der Anwendungsbereich der Klassengrenze für sehr gut im Grundzustand oligotroph (ot) in den alpinen Bioregionen (VZA, UZA, FL, KV, KH, SA, HV) aus folgenden Gründen eingeschränkt:

Das Phytobenthos zeigt vor allem im Hochgebirge (Ökoregion Alpen, mit Grundzustand oligotroph) auch bei tatsächlich unbelasteten Gewässern oft nur einen guten Zustand an. Dabei dürfte es sich um ein methodisches Problem handeln.

Der Trophieindex nach ROTT et al. 1999 und der Saprobitätsindex nach ROTT et al. 1997 stellen die Basis für die Bewertung der ökologischen Zustandsbewertung für das Phytobenthos dar. Die genannten Indikationsmethoden sind 15 bzw. 17 Jahre alt und die Datensätze, die zur Erarbeitung des saprobiellen und des trophischen Bewertungssystems herangezogen wurden, sind demzufolge im Durchschnitt über 20 Jahre alt. In diesem Zeitraum hat sich die Taxonomie vieler Phytobenthosorganismen entscheidend verändert (insbesondere betreffend die Diatomeen). Diese Veränderungen sind zu einem guten Teil rein nomenklatorisch, sondern beruhen auch auf geänderten Art- bzw. Varietätskonzepten (zB Zusammenführung von Varietäten bzw. Neudefinition von Varietäten, Aufspaltung von Arten etc.). Darüber hinaus wurden in dieser Zeit auch eine Reihe von Arten in Österreich nachgewiesen, die in den Indikationslisten nach ROTT noch völlig fehlen und auch der taxonomische Wissenstand hat in diesem Zeitraum wesentliche Fortschritte gemacht hat (zB durch das Erscheinen einiger Standardbestimmungswerke). Dadurch ergeben sich bewertungstechnische Probleme die zu Fehleinstufungen führen können (zB Arten sind nicht oder fehlerhaft eingestuft)

Aus diesem Grund wird derzeit eine Überarbeitung sowohl des Trophie- als auch des Saprobie-Indikationssystems sowie eine Aktualisierung des Referenzartenmoduls durchgeführt. Über vergleichende Testberechnungen müssen die Auswirkungen auf die Zustandsbewertungen abgeklärt werden. Insgesamt ist dadurch eine exaktere Saprobie- und Trophiebewertung (mit einer entsprechenden Verringerung unplausibler Bewertungsergebnisse) zu erwarten.

Bis zum Vorliegen der neuen Einstufungslisten wird die Anwendung der Methode für die Klassengrenze sehr gut/gut in den besonders betroffenen alpinen Bioregionen vorläufig eingeschränkt.

Die Module sind zwar weiter anwendbar, für die Entscheidung über die Einstufung sehr gut oder gut ist jedoch eine Beurteilung der Belastungssituation und/oder Messung der Nährstoffkonzentrationen erforderlich. Bei fehlender Belastung kann nur bei nachgewiesener Überschreitung der Nährstoffkonzentrationen ein guter Zustand zugeordnet werden.

### **Zu Anlage G**

Bei bestimmten Gewässertypen hat sich gezeigt, dass die Abgabe von 50% des mittleren Jahresniederwassers (MJNQ<sub>t</sub>) die Durchgängigkeit des Oberflächengewässers nicht garantiert. Die bisher in der Anlage G aufgestellte Prognose, dass durch eine Mindestdotations in Höhe von 50% MJNQ<sub>t</sub> die Einhaltung der Werte für die Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten und damit die Durchgängigkeit des Gewässers mit hoher Sicherheit gewährleistet werden kann, kann daher nicht in dieser Form beibehalten werden.

Betroffen sind beispielsweise kleine Gewässer, Gewässer mit grober Verblockung, hohem Gefälle, starker Geschiebeführung, hoher Breitenvarianz oder auch breite Gewässerbette mit nur schmalen Abflussbereich. Bei diesen Oberflächengewässern erfordert die Festlegung des ökologisch notwendigen Basiswasserabflusses eine entsprechende Messung im Rahmen einer Einzelfallbeurteilung und eine Festsetzung der Restwassermenge über dem Wert  $50\% \text{ MJNQ}_t$ .

Die Einhaltung der Werte für die Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten und damit die Durchgängigkeit des Gewässers kann im Einzelfall bei geeigneter Strukturausstattung des Gewässers bei Abgabe einer Mindestdotations in der Höhe von  $50\% \text{ MJNQ}_t$  angenommen werden. Dies gilt jedoch nur unter der Voraussetzung, dass keine anderen fachlichen Grundlagen, wie zB bereits vorhandene Erfahrungen in bestimmten Gewässertypen, vorliegende Messungen oder Habitatmodellierungen dagegen sprechen. Wenn fachliche Grundlagen dagegen sprechen, hat eine Messung durch den Projektwerber zu erfolgen.

In diesem Fall kann die Behörde nach Einlangen des Antrags auf Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung oder etwa im Rahmen der „Vorläufigen Überprüfung“ (vgl. § 104 Abs. 1 lit. a WRG 1959) auf der Grundlage des § 13 Abs. 3 AVG projektsergänzende Daten im Zusammenhang mit den Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten vom Bewilligungswerber einfordern.

Bei Gewässertypen, in denen das  $\text{MJNQ}_t$  im Verhältnis zum  $\text{NQ}_t$  relativ hoch ist (dh.  $\text{MJNQ}_t$  mindestens  $3 \times \text{NQ}_t$  oder mehr), kann mit hoher Sicherheit davon ausgegangen werden, dass die Vermutung der Anlage G zutrifft.

Gewässertypen, bei denen bisher ebenfalls bestätigt wurde, dass die Abgabe von  $50\% \text{ MJNQ}_t$  die Durchgängigkeit gewährleistet, sind beispielsweise das Epipotamal mittel im östlichen Flach- und Hügelland, das Hyporhithral groß in den Kalkalpen und das Hyporhithral groß in der Böhmisches Masse.

Es ist zu beachten, dass für die Einhaltung der Mindesttiefen und Mindestfließgeschwindigkeiten die jeweilige Strukturausstattung eines Gewässers eine Rolle spielt. Anthropogen stark überformte Gewässer wie zB jene mit verbreitertem Flussbett oder mit monotonen Abflussprofilen sind generell problematisch und im Einzelfall zu betrachten.