



Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Gemeinsame Umsetzungsstrategie

LEITFADEN ZUR ABLEITUNG VON REFERENZBEDINGUNGEN UND ZUR
FESTLEGUNG VON GRENZEN ZWISCHEN ÖKOLOGISCHEN
ZUSTANDSKLASSEN FÜR OBERIRDISCHE BINNENGEWÄSSER

CIS-Arbeitsgruppe 2.3* – Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer (REFCOND)

* Die CIS-Arbeitsgruppe 2.3 wurde gemäß der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie der EU für die Wasserrahmenrichtlinie eingerichtet.

Vorwort

Die EU-Mitgliedstaaten, Norwegen und die EU-Kommission haben eine "Gemeinsame Umsetzungsstrategie" für die Richtlinie 2000/60/EG erarbeitet, die "einen Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vorgibt" (die Wasserrahmenrichtlinie). Diese Strategie zielt vorwiegend darauf ab, eine kohärente und harmonische Umsetzung der Richtlinie zu ermöglichen. Im Mittelpunkt dieser Strategie stehen methodische Fragestellungen bezüglich eines gemeinsamen Verständnisses der technischen und wissenschaftlichen Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie.

Im Rahmen dieser Strategie wurde im Dezember 2000 das kurz als "REFCOND" bezeichnete Projekt "Erarbeitung eines Protokolls zur Bestimmung von Referenzbedingungen für und Grenzen zwischen sehr gutem, gutem und mäßigem Zustand von Seen und Fließgewässern" auf den Weg gebracht. Im Laufe des Jahres 2001 wurde dieses Projekt in eine informelle Arbeitsgruppe der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie (CIS-Arbeitsgruppe 2.3) umgewandelt. Ferner wurde der Status des zu erarbeitende Schlussdokuments von einem eher formellen und verbindlichen Protokoll zu einem nicht rechtsverbindlichen Leitfaden geändert. Schweden ist das federführende Land und verantwortlich für die Koordinierung der Arbeitsgruppe, die sich aus Ökologen und Fachleuten aus Behörden und Nichtregierungsorganisationen zusammensetzt. Die Schwedische Umweltschutzbehörde (SEPA) ist für die administrativen Aufgaben, die Schwedische Hochschule für Landwirtschaft als ihr nachgeordnete Stelle für das wissenschaftliche Projektmanagement zuständig.

Der vorliegende Leitfaden gibt die Ergebnisse dieser Arbeitsgruppe wieder. Er bildet eine Synthese dessen, was bei den Aktivitäten und Erörterungen der REFCOND-Arbeitsgruppe seit Dezember 2000 erarbeitet wurde. Sie basieren auf Beiträgen eines breiten Spektrums von Fachleuten aus EU-Mitglied- und Kandidatenstaaten, die durch Workshops, Konferenzen oder elektronische Telekommunikationsmedien an der Ausarbeitung des Leitfadens beteiligt waren. Der Leitfaden muss nicht mit den Ansichten und Meinungen dieser Experten übereinstimmen.

Wir, die Wasserdirektoren der Europäischen Union, Norwegens, der Schweiz und der EU-Kandidatenstaaten haben diesen Leitfaden im April 2003 im schriftlichen Verfahren geprüft und verabschiedet. Wir möchten den Teilnehmern der Arbeitsgruppe und besonders ihren schwedischen Leitern für ihre Arbeit an diesem hochwertigen Leitfaden danken.

Wir sind der festen Überzeugung, dass der vorliegende und die weiteren im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie entwickelten Leitfäden eine Schlüsselrolle bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie spielen werden. Bei dem vorliegenden Leitfaden handelt es sich um ein lebendes Dokument, das mit wachsender Erfahrung und Anwendung in und außerhalb der EU-Mitgliedstaaten von regelmäßigem Input und ständigen Verbesserungen lebt. Wir möchten dieses Dokument jedoch in seiner derzeitigen Form öffentlich zugänglich machen und es als Grundlage für die Weiterführung der begonnenen Umsetzungsarbeiten vorstellen. Zudem begrüßen wir es, dass zahlreiche Freiwillige sich bereit erklärt haben, dieses und andere Dokumente in den Jahren 2003 und 2004 am Beispiel ausgewählter Pilot-Einzugsgebiete zu testen und zu beurteilen, um die praktische Anwendbarkeit des Leitfadens sicher zu stellen.

Auf der Grundlage dieser Beurteilung und der ersten Erfahrungen bei der Umsetzung werden wir eine Entscheidung hinsichtlich der Notwendigkeit einer Überarbeitung dieses Dokumentes treffen.

Inhalt

VORWORT

INHALT

0. - EINLEITUNG – EIN LEITFADEN: WOZU?

AN WEN WENDET SICH DIESER LEITFADEN?

WAS KÖNNEN SIE IN DIESEM LEITFADEN FINDEN?

ANPASSUNG AN REGIONALE UND NATIONALE GEGEBENHEITEN

WAS SIE IN DIESEM LEITFADEN NICHT FINDEN KÖNNEN

1. - EINLEITUNG – UMSETZUNG DER RICHTLINIE

1.1 DEZEMBER 2000: EIN MEILENSTEIN FÜR DIE WASSERPOLITIK

1.2 ZIELE UND FRISTEN

1.3 WELCHES SIND DIE WICHTIGSTEN MASSNAHMEN, DIE VON DEN MITGLIEDSTAATEN UMGESETZT WERDEN MÜSSEN?

1.4 NEUE PLANUNGSPROZESSE – INFORMATION, ANHÖRUNG UND BETEILIGUNG

1.5 INTEGRATION: EIN SCHLÜSSELBEGRIFF DER WASSERRAHMENRICHTLINIE

1.6 WAS WURDE BISHER GETAN, UM DIE UMSETZUNG ZU UNTERSTÜTZEN?

1.7 ARBEITSGRUPPE 2.3 - REFCOND

2 – GEMEINSAMES VERSTÄNDNIS VON KONZEPTEN UND BEGRIFFEN

2.1 REFERENZBEDINGUNGEN UND SEHR GUTER ÖKOLOGISCHER ZUSTAND

2.2 GUTER UND MÄßIGER ÖKOLOGISCHER ZUSTAND

2.3 OBERFLÄCHENWASSERKÖRPER

2.4 FEUCHTGEBIETE

2.5 TYPEN VON WASSERKÖRPERN

2.6 EINSTUFUNG DES ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDS

3 – ALLGEMEINE HINWEISE ZU GRUNDSÄTZEN UND METHODEN FÜR DIE FESTLEGUNG VON REFERENZBEDINGUNGEN UND KLASSENGRENZEN FÜR DEN ÖKOLOGISCHEN ZUSTAND

3.1 ÜBERBLICK: EIN SCHRITTWEISES VORGEHEN

3.2 INFRASTRUKTURBEDARF

3.3 UNTERSCHIEDUNG DER WASSERKÖRPERTYPEN

3.4 VERWENDUNG VON BELASTUNGS- UND ÖKOLOGISCHEN KRITERIEN

3.5 VERFAHREN ZUR FESTLEGUNG VON REFERENZBEDINGUNGEN

3.6 VALIDIERUNG VON REFERENZBEDINGUNGEN UND ÖKOLOGISCHEN KLASSENGRENZEN

3.7 BEURTEILUNG DER VARIABILITÄT VON REFERENZBEDINGUNGEN

3.8 FESTLEGUNG VON GRENZEN ANHAND DES ÖKOLOGISCHEN QUALITÄTSQUOTIENTEN

4 – INSTRUMENTARIEN

INSTRUMENT 1. EMPFOHLENE KRITERIEN FÜR DAS BELASTUNGSSCREENING FÜR DIE AUSWAHL POTENZIELLER REFERENZSTELLEN ODER WERTE

INSTRUMENT 2. AUSLEGUNGEN NORMATIVER BEGRIFFSBESTIMMUNGEN FÜR BIOLOGISCHE QUALITÄTSKOMPONENTEN

INSTRUMENT 3. ZAHLENMÄSSIGE BEISPIELE ZUR FESTLEGUNG VON KLASSENGRENZEN GEMÄß OPTIONEN A, B UND C IN ABSCHNITT 3.8

5 - BEISPIELE BEWÄHRTER PRAXIS

BEISPIEL 1. ENTWICKLUNG EINES RISIKOBEZOGENEN DRINGLICHKEITSKATALOGS FÜR STEHENDE GEWÄSSER IN GROßBRITANNIEN AUF DER GRUNDLAGE EINES GEOREFERENZIERTEN KATASTERS ZUR UNTERSTÜTZUNG DER DEFINITION VON REFERENZBEDINGUNGEN

BEISPIEL 2. DIE VERWENDUNG DER PALÄOLIMNOLOGIE UND DES ARTENWECHSELS FÜR DIE AUSWAHL POTENZIELLER REFERENZSEEN

BEISPIEL 3. FESTLEGUNG UND VALIDIERUNG VON REFERENZBEDINGUNGEN FÜR SEEN UND GROßE FLÜSSE IN DEN DEUTSCHEN TEILEN DES NORDDEUTSCHEN TIEFLANDS (ÖKOREGION 14) MITTELS PALÄOLIMNOLOGIE

LITERATURVERZEICHNIS

ANHANG A	ÜBERBLICK ÜBER DIE STRUKTUR DER GEMEINSAMEN UMSETZUNGSSTRATEGIE
ANHANG B	LISTE DER REFCOND-MITGLIEDER UND WEITERER ANSPRECHPARTNER
ANHANG C	NORMATIVE BEGRIFFSBESTIMMUNGEN DER WASSERAHMENRICHTLINIE FÜR DIE EINSTUFUNG DES ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDS VON FLÜSSEN UND SEEN
ANHANG D	GLOSSAR
ANHANG E	LISTE DER EINSCHLÄGIGEN EU GEFÖRDERTEN FORSCHUNGSPROJEKTE
ANHANG F	(ÖKO)REGIONEN-SPEZIFISCHE TYPOLOGIE
ANHANG G	WER IST BEI DER ABLEITUNG DER REFERENZBEDINGUNGEN ZU BETEILIGEN ?

0. Einleitung – Ein Leitfaden: Wozu?

An wen wendet sich dieser Leitfaden?

Dieser Leitfaden soll Fachleute und interessierte Personen bei der Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG, mit der ein gemeinsamer Rahmen für EU-Maßnahmen im Bereich der Wasserpolitik vorgegeben wird (die Wasserrahmenrichtlinie – "die Richtlinie"), anleiten. Im Mittelpunkt dieses Leitfadens steht die Umsetzung der Anhänge II und V, unter besonderer Berücksichtigung der oberirdischen Binnengewässer sowie der Verfahren und Grundsätze für die Ableitung von Referenzbedingungen und die Festlegung der Grenzen zwischen den Zustandsklassen "sehr guter", "guter" und "mäßiger ökologischer Zustand". Der Leitfaden dient der Erleichterung Ihrer Arbeit; so hilft er beispielsweise bei der:

- *Ableitung von Referenzbedingungen und der Festlegung der Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen von oberirdischen Binnengewässern durch Sie selbst oder auch wenn Sie daran als Interessensvertreter beteiligt sind;*
- *Anleitung und Führung von Fachleuten bei Analysen des ökologischen Zustands;*
- *Verwendung der Ergebnisse dieser Analysen für die Beteiligung an politischen Entscheidungsprozessen;*
- *Berichterstattung über die Analysen des ökologischen Zustands an die Europäische Union, wie in der Richtlinie vorgesehen.*

Was können Sie in diesem Leitfaden finden?

Ziele und Zeitplan (Abschnitt 1)

- *Welche Bedeutung haben die Kernpunkte des REFCOND-Leitfadens für die Umsetzung der Richtlinie?*
- *Das Fristenkonzept der Richtlinie – Wann sollen die Mitgliedstaaten Dokumente vorlegen, die eine Festlegung von Referenzbedingungen und Grenzen für Zustandsklassen erfordern?*

Gemeinsames Verständnis von Konzepten und Begriffen (Abschnitt 2)

- *Welches sind die Kernpunkte der Wasserrahmenrichtlinie, die sich auf Referenzbedingungen und ökologische Zustandsklassen beziehen?*
- *Wo wird in der Richtlinie auf diese Kernpunkte eingegangen oder Bezug genommen?*
- *Wie werden die Begriffe "Referenzbedingungen", "sehr guter", "guter" und "mäßiger ökologischer Zustand", "Oberflächenwasserkörper", "Feuchtgebiete", "Wasserkörpertypen" und "Einstufung des ökologischen Zustands" unter Einbeziehung der Terminologie und Anforderungen der Richtlinie allgemein verstanden?*

Grundsätze und Verfahren zur Bestimmung von Referenzbedingungen und Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen (Abschnitt 3)

- *Welches sind die wichtigsten Schritte beim empfohlenen Vorgehen für die Festlegung von Referenzbedingungen und von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen?*
- *Welche Infrastruktur ist für eine erfolgreiche Umsetzung des empfohlenen Konzepts notwendig?*
- *Wie können Wasserkörpertypen so unterschieden werden, dass dies die Festlegung von Referenzbedingungen und die Interkalibrierung unterstützt?*
- *Wie können ökologische Kriterien und Belastungskriterien für die Auswahl von Orten/Stellen und die Festlegung von Klassengrenzen verwendet werden?*
- *Welche Bezugspunkte sollten für die Bestimmung sehr geringfügiger oder leichter Störungen im Hinblick auf Belastungskriterien verwendet werden?*
- *Welche Methoden können für die Festlegung von Werten für Referenzbedingungen verwendet werden, und welche Vor- und Nachteile haben die jeweiligen Methoden?*
- *Wie können Referenzbedingungen und Zustandsklassengrenzen validiert werden?*
- *Wie kann "ein ausreichender Grad an Zuverlässigkeit der Werte für die Referenzbedingungen" erzielt werden?*
- *Wie kann eine "angemessene Zuverlässigkeit und Genauigkeit bei der Klassifizierung der Qualitätskomponenten" erreicht werden?*
- *Unter welchen Umständen sollen Indikatoren für Qualitätskomponenten bei der Festlegung von Referenzbedingungen ausgeklammert werden?*
- *Wie können die ökologischen Zustandsklassengrenzen bestimmt werden? Gibt es alternative Ansätze?*

Die Instrumentarien (Abschnitt 4)

- *Welche spezifischen Instrumente für die Festlegung von Referenzbedingungen und von ökologischen Zustandsklassengrenzen sind verfügbar?*
- *Wie können diese Instrumente weiterentwickelt und erprobt werden, um sie auf unterschiedliche Wasserkörpertypen, unterschiedliche Belastungen und Auswirkungen sowie auf unterschiedliche Qualitätskomponenten abzustimmen?*

Beispiele bewährter Praktiken (Abschnitt 5)

- *Welche Beispiele für aktuelle bewährte Praktiken im Hinblick auf mindestens einen Aspekt des empfohlenen Vorgehens für die Festlegung von Referenzbedingungen und ökologischen Zustandsklassengrenzen gibt es?*

Anpassung an regionale und nationale Gegebenheiten

Der Leitfaden schlägt ein allgemeines methodisches Vorgehen vor. Aufgrund der unterschiedlichen Rahmenbedingungen in der Europäischen Union kann die spezifische Anwendung des empfohlenen Ansatzes und die jeweilige Problemlösung von Flussgebiet zu Flussgebiet variieren. Das empfohlene Verfahren muss also an die jeweiligen Rahmenbedingungen angepasst werden.

Was Sie in diesem Leitfaden *nicht* finden können

Im Mittelpunkt dieses Leitfadens stehen Definitionen, Methoden, Grundsätze und Kriterien, die bei der Festlegung von Referenzbedingungen und der Bestimmung von Grenzen zwischen einem "sehr guten", "guten" und "mäßigen Zustand" von oberirdischen Binnengewässern angewendet werden können. Das Dokument enthält keine Hinweise für bestimmte Qualitätskomponenten oder Wasserkörpertypen, sondern beschränkt sich auf allgemeine Leitlinien, die für die meisten Qualitätskomponenten und Typen von oberirdischen Binnengewässern anwendbar sind. Der Leitfaden behandelt nicht:

- *Grundwasser, Übergangs- und Küstengewässer, die von den CIS-Arbeitsgruppen 2.8 (Grundwasser) und 2.4 (Küsten- und Übergangsgewässer) behandelt werden;*
- *die Einstufung eines unbefriedigenden oder schlechten Zustandes;*
- *Emissionsgrenzwerte und Umweltqualitätsnormen für die Einstufung des chemischen Zustandes (erarbeitet vom Expert Advisory Forum für prioritäre Stoffe);*
- *die Standardisierung von Methoden und die Interkalibrierung (mit der Interkalibrierung befasst sich die CIS-Arbeitsgruppe 2.7).*

1 – Einleitung: Umsetzung der Richtlinie

Dieser Abschnitt gibt einen einleitenden Überblick über die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und informiert über die Initiativen, die zur Ausarbeitung dieses Leitfadens geführt haben.

1.1 Dezember 2000: Ein Meilenstein für die Wasserpolitik

Der 22. Dezember 2000 ist zu einem Meilenstein in der Geschichte der Wasserpolitik in Europa geworden: An diesem Tag wurde die Wasserrahmenrichtlinie (oder die 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) im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft veröffentlicht und trat damit in Kraft.

Diese Richtlinie ist das Ergebnis mehr als fünfjähriger Diskussionen und Verhandlungen, die innerhalb eines breiten Spektrums von Sachverständigen, interessierten Kreisen und politischen Entscheidungsträgern geführt wurden. Im Rahmen dieser Diskussionen und Verhandlungen wurde eine sehr breite Übereinstimmung über die wichtigsten Prinzipien moderner Wasserwirtschaft erzielt, die heute die Grundlagen der Wasserrahmenrichtlinie bilden.

1.2 Ziele und Fristen

Die Richtlinie schafft einen Ordnungsrahmen für den Schutz aller Gewässer (einschließlich oberirdischer Binnengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer und Grundwasser), mit dem:

- *eine weitere Verschlechterung des Zustandes der Wasserressourcen vermieden wird und diese geschützt sowie im Zustand verbessert werden,*
- *eine nachhaltige Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen gefördert wird,*
- *ein stärkerer Schutz und eine Verbesserung des Zustandes der aquatischen Umwelt angestrebt wird, unter anderem durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären Stoffen sowie durch die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen,*
- *eine schrittweise Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Vermeidung seiner weiteren Verschmutzung sichergestellt wird, und*
- *zur Minderung der Auswirkungen von Hochwassern und Dürren beigetragen wird.*

Insgesamt zielt die Richtlinie darauf ab, bis 2015 für alle Gewässer einen *guten Zustand* zu erreichen. Bei Oberflächengewässern wird ein "guter Zustand" durch einen "guten ökologischen Zustand" und einen „guten chemischen Zustand“ bestimmt. Der ökologische Zustand wird über die biologischen Qualitätskomponenten bestimmt, unterstützt durch hydromorphologische Qualitätskomponenten und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten. Der Bezugspunkt für die Bewertung ist hierbei ein Zustand bei "Abwesenheit störender Einflüsse" oder nur mit "sehr geringfügigen" anthropogenen Einflüssen.

Die verschiedenen Artikel der Richtlinie beschreiben, was zu tun ist, und die zuweilen recht detailliert ausgearbeiteten Anhänge sind als Hilfe für die Mitgliedstaaten für die Ausführung zu verstehen, um das übergreifende Richtlinienziel zu erreichen. Wenn der Text daher beim ersten Lesen auch etwas schwer zu verstehen sein mag, so ist sein Sinn und die Zielsetzung dennoch einfach und leicht zu erfassen.

Der vorliegende Leitfaden (REFCOND-Leitfaden) unterstützt gemeinsam mit den anderen Leitfäden der Kommission die Mitgliedstaaten dabei, die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erfüllen. Er bietet ihnen eine Orientierungshilfe dafür, wie Referenzbedingungen und Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für Seen und Fließgewässer festzulegen sind.

Hervorzuheben ist, dass der REFCOND-Leitfaden keine fertigen Lösungen bietet, die lediglich nachzuvollziehen und als solche anzuwenden wären. Eher bietet er Grundsätze, Denksätze und Vorschläge für alternatives Handeln. Es ist an den Mitgliedstaaten, diese Grundsätze und Empfehlungen gemäß der jeweiligen Rahmenbedingungen anzuwenden und zu verifizieren, dass die erzielten Lösungen den Anforderungen der Richtlinie entsprechen. Die Harmonisierung zwischen den Mitgliedstaaten wird durch die Interkalibrierung erreicht (in einem eigenen Leitfaden beschrieben) sowie durch die Mitwirkung in den Pilot-Einzugsgebieten und den internationalen Flussgebietseinheiten.

Orientierungshilfen für die Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen sind in verschiedenen Phasen der Umsetzung der Richtlinie erforderlich (Abb. 1). Zunächst sind sie notwendig für die Auswahl von Standorten für das vorläufige Verzeichnis der Orte für die Interkalibrierung, das im Dezember 2003 fertiggestellt sein soll. Dafür werden spezielle Kriterien für die Auswahl von Orten mit minimalen störenden Einflüssen (an der Grenze zwischen "sehr gutem" und "gutem" Zustand) und von Orten mit geringen Störungen (an der Grenze zwischen "gutem" und "mäßigem" Zustand, die repräsentativ für unterschiedliche Wasserkörpertypen sind, benötigt. Der vorliegende Leitfaden ist ferner hilfreich für die Auswahl von ergänzenden Stellen für das endgültige Verzeichnis von Orten für die Interkalibrierung, das im Dezember 2004 vorliegen soll. Die eigentliche Interkalibrierung soll binnen 18 Monaten nach Fertigstellung dieses endgültigen Verzeichnisses abgeschlossen sein (beschrieben im Leitfaden zur Interkalibrierung). Da die Interkalibrierung abgeschlossen sein soll, bevor die Überwachungsprogramme vollständig

anwendungsbereit sind (siehe Abb. 1), werden zunächst Belastungskriterien für die Auswahl dieser Orte verwendet werden müssen, zusammen mit verfügbaren Erhebungsdaten zum ökologischen Zustand.

Die Analyse von Merkmalen der Flussgebietseinheiten und die Bewertung des Risikos für die einzelnen Wasserkörper, die Umweltziele gemäß Artikel 5 und Anhang II der Richtlinie nicht zu erreichen, erfordern ebenfalls Anleitungen zu Referenzbedingungen und zur Klassifizierung. Diese Analysen sollten spätestens im Dezember 2004 abgeschlossen werden. Da die Überwachungsprogramme dann noch nicht vollständig anwendungsbereit sein werden, muss sich die Risikobewertung weitgehend auf Daten zu Belastungen stützen.

Nach Artikel 8 der Richtlinie sollten die Überwachungsprogramme spätestens im Dezember 2006 anwendungsbereit sein. Hier ist der REFCOND-Leitfaden erforderlich, um die Überwachungsanforderungen an die Referenzorte (Orte mit sehr gutem Zustand) zu spezifizieren und den ökologischen Zustand an sämtlichen Messstellen zu bewerten.

Schließlich ist der REFCOND-Leitfaden notwendig, um die ersten Bewirtschaftungspläne für Einzugsgebiete zu erarbeiten, die spätestens im Dezember 2009 veröffentlicht werden sollen. Darin sind typspezifische Referenzbedingungen aufzuführen, zusammen mit einer Darstellung der Einstufung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern in Form von Karten.

Abb. 1 legt den Zeitplan für die Mitgliedstaaten dar, innerhalb dessen sie dokumentieren müssen, dass Referenzbedingungen und Klassengrenzen festgelegt wurden. In der Praxis bedeutet dies, dass die Arbeit frühzeitig und vorausschauend in Angriff genommen werden muss. Die dazu nötige Zeit hängt von den jeweiligen Umständen ab, beispielsweise der Unterschiedlichkeit und Vielgestaltigkeit der Wasserkörper in den Mitgliedstaaten sowie den verfügbaren Fachkenntnissen.

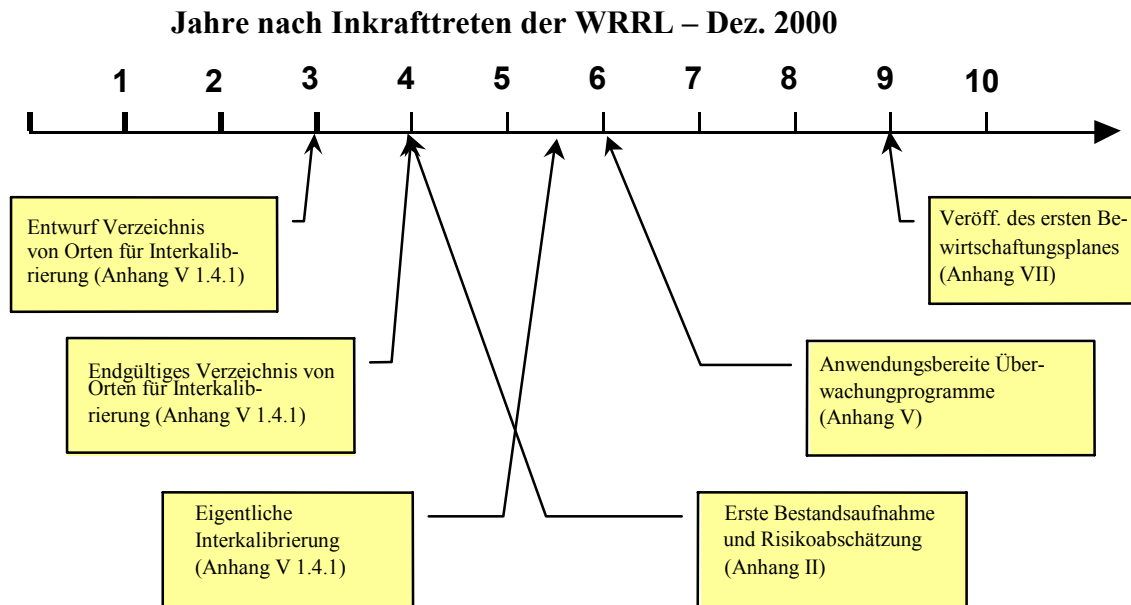


Abb. 1: Zeitplan für die Umsetzung der Teile der Wasserrahmenrichtlinie, bei denen es der Orientierungshilfen der CIS-Arbeitsgruppe 2.3 (REFCOND) bedarf.

1.3 Welches sind die wichtigsten Maßnahmen, die von den Mitgliedstaaten umgesetzt werden müssen?

- > Bis Dezember 2003 müssen die einzelnen Einzugsgebiete innerhalb ihres jeweiligen Hoheitsgebietes bestimmt werden, diese jeweils einer Flussgebietseinheit zugeordnet und die zuständigen Behörden benannt werden (Art. 3, Art. 24).
- > Bis Dezember 2004 müssen Flussgebietseinheiten im Hinblick auf Belastungen, deren Auswirkungen sowie wirtschaftliche Belange unterschiedlicher Wassernutzungen beschrieben werden, es ist ein Verzeichnis der Schutzgebiete innerhalb der jeweiligen Flussgebietseinheit zu erstellen und schließlich ist eine Bewertung des Risikos abzugeben, dass Wasserkörper die Umweltziele nicht erreichen werden (Art. 5, Art. 6, Anhang II, Anhang III).
- > Bis Dezember 2006 müssen Messnetze zur Überwachung eingerichtet sein (Art. 8).
- > Bis Dezember 2009 müssen auf der Grundlage einer soliden Überwachung und der Analyse der charakteristischen Merkmale der Flussgebiete Maßnahmenprogramme festgelegt werden, mit denen die in der Wasserrahmenrichtlinie aufgeführten Umweltziele kosteneffizient umgesetzt werden können (Art. 11, Anhang III).
- > Bis Dezember 2009 sind für jede Flussgebietseinheit Bewirtschaftungspläne zu erarbeiten und zu veröffentlichen, die auch die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper beinhalten (Art. 13, Art. 4.3).
- > Bis Dezember 2010 müssen die Preise und Gebühren für die Wassernutzung so gestaltet werden, dass eine nachhaltigere Nutzung der Wasserressourcen erreicht wird (Art. 9).

- > Bis Dezember 2012 müssen alle Maßnahmenprogramme anwendungsbereit sein (Art. 11).
- > Bis Dezember 2015 müssen die Maßnahmenprogramme umgesetzt und die Umweltziele erreicht werden (Art. 4).

Aus Gründen der technischen Durchführbarkeit, unverhältnismäßiger Kosten oder der natürlichen Gegebenheiten können die einzelnen Mitgliedstaaten bis zum Jahr 2015 möglicherweise nicht für alle Wasserkörper einer Flussgebietseinheit einen guten Zustand erreichen. Unter solchen Bedingungen, die gesondert in den Bewirtschaftungsplänen für die Flussgebiete erklärt werden müssen, bietet die Wasserrahmenrichtlinie den Staaten die Möglichkeit, im Rahmen zweier weiterer Sechs-Jahres-Zyklen die erforderlichen Maßnahmen zu planen und umzusetzen.

1.4 Neue Planungsprozesse – Information, Anhörung und Beteiligung

Gemäß Artikel 14 der Richtlinie sind alle Mitgliedstaaten angehalten, die aktive Beteiligung aller interessierten Stellen an der Umsetzung der Richtlinie sowie an der Ausarbeitung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete zu fördern. Außerdem sollen die Mitgliedstaaten die Öffentlichkeit, einschließlich der Nutzer, insbesondere im Hinblick auf folgende Punkte informieren und anhören:

- Zeitplan und Arbeitsprogramm für die Aufstellung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete und die Anhörungen bis spätestens 2006,
- Überblick über die für das Einzugsgebiet festgestellten bedeutenden Wasserbewirtschaftungsfragen bis spätestens 2007,
- Entwurf des Bewirtschaftungsplans für das Einzugsgebiet bis spätestens 2008.

1.5 Integration: ein Schlüsselbegriff der Wasserrahmenrichtlinie

Der eigentliche Schlüsselbegriff der Wasserrahmenrichtlinie ist die *Integration*, ohne die Gewässerschutz im Rahmen einer Flussgebietseinheit nicht möglich ist:

- **Integration von Umweltzielen** durch eine Kombination von qualitativen und quantitativen ökologischen Zielen zum Schutz sehr wertvoller aquatischer Ökosysteme und zur Sicherung eines allgemein guten Zustandes aller anderen Gewässer;
- **Integration aller Wasserressourcen** durch eine zusammenfassende Betrachtung aller oberirdischen Binnengewässer und aller Grundwasserkörper, Feuchtgebiete und Küstengewässer **auf der Ebene des jeweiligen Flusseinzugsgebiets**;
- **Integration aller Wassernutzungen, -funktionen und -werte** innerhalb eines gemeinsamen Ordnungsrahmens für die Wasserpolitik, d. h. Betrachtung der Bedeutung des Wassers für die Umwelt, für den Gesundheitsbereich und als Trinkwasser, für die Wirtschaft, das Transportwesen, für Freizeit und Erholung sowie Betrachtung des Wassers als soziales Gut;

- **Integration von verschiedenen Fachbereichen, Analysemethoden und Fachleuten**, um durch eine Kombination von beispielsweise Hydrologie, Hydraulik, Ökologie, Chemie, Bodenkunde, Ingenieurwesen und Wirtschaftswissenschaften die derzeitigen Belastungen und Auswirkungen auf die Wasserressourcen zu bewerten und Maßnahmen festzulegen, mit denen die in der Richtlinie aufgeführten Umweltziele möglichst kosteneffizient erreicht werden können;
- **Integration der Wasserschutzvorschriften innerhalb eines gemeinsamen und kohärenten Ordnungsrahmens**. Die Bestimmungen einiger älterer Gewässerschutzrichtlinien (z. B. der Fischereigewässerrichtlinie) wurden in der Wasserrahmenrichtlinie umformuliert und an modernes ökologisches Denken angepasst. Nach einer Übergangsfrist werden diese alten Richtlinien außer Kraft gesetzt. Andere Vorschriften (z. B. die Nitrat-Richtlinie und die Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser) müssen als Grundlage der Maßnahmenprogramme im Rahmen der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete koordiniert werden;
- **Integration aller bedeutenden Bewirtschaftungs- und ökologischen Aspekte**, die für eine nachhaltige Flussgebietsplanung bedeutend sind einschließlich jener Aspekte, die über den Geltungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie hinausgehen, wie beispielsweise der Hochwasserschutz;
- **Integration einer breiten Palette von Maßnahmen**, wie beispielsweise die Gestaltung der Wasserpreise sowie wirtschaftliche und finanzielle Instrumente in einem gemeinsamen Bewirtschaftungskonzept, um die in der Richtlinie aufgeführten Umweltziele zu erreichen. Maßnahmenprogramme sind in den Bewirtschaftungsplänen für die Flussgebiete festgelegt, die für jede Flussgebietseinheit ausgearbeitet werden;
- **Integration der interessierten Kreise und der Öffentlichkeit im Rahmen der Entscheidungsfindung** durch mehr Transparenz und eine bessere Information der Öffentlichkeit und durch Einbindung der interessierten Kreise in die Ausarbeitung der Bewirtschaftungspläne;
- **Integration der verschiedenen Entscheidungsträger**, die die Wasserressourcen sowie den Zustand der Gewässer beeinflussen, und zwar auf lokaler, regionaler oder nationaler Ebene, um alle Gewässer effizient bewirtschaften zu können;
- **Integration der Wasserwirtschaft verschiedener Mitgliedstaaten** für Flussgebiete mit mehreren Anliegerstaaten, die bereits Mitglied der Europäischen Union sind oder dies in Zukunft sein werden.

1.6 Was wurde bisher getan, um die Umsetzung zu unterstützen?

Sowohl die Mitgliedstaaten als auch die Beitrittsländer der Europäischen Union bemühen sich derzeit darum, die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu fördern. Hierzu wird beispielsweise die Öffentlichkeit angehört, es werden auf nationaler Ebene Handlungsanleitungen erarbeitet, im Rahmen von Pilotprojekten werden spezifische Elemente der Richtlinie oder das Planungsverfahren insgesamt überprüft, es wird der institutionelle Rahmen erörtert oder Forschungsprogramme im Hinblick auf die Wasserrahmenrichtlinie aufgelegt.

Mai 2001 – Schweden: Die Mitgliedstaaten, Norwegen und die Europäische Kommission einigen sich auf eine Gemeinsame Umsetzungsstrategie

Diese Strategie zielt vor allem darauf ab, die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu unterstützen, indem für Schlüsselbereiche der Richtlinie ein kohärenter und für alle Beteiligten gleichermaßen verständlicher Leitfaden erarbeitet wird. Zu den wichtigsten Grundlagen dieser Gemeinsamen Strategie gehören der Austausch von Informationen und Erfahrungen, die Erarbeitung gemeinsamer Methoden und Ansätze, die Einbindung von Fachleuten aus den Beitrittsländern sowie die Einbindung von interessierten Kreisen innerhalb der Gemeinschaft.

Im Rahmen dieser Gemeinsamen Umsetzungsstrategie wurden zahlreiche Arbeitsgruppen eingesetzt und gemeinsame Projekte gestartet, um einen nicht rechtsverbindlichen Leitfaden zu erarbeiten und zu überprüfen (siehe Tabelle 1). Eine strategische Koordinierungsgruppe stimmt die Arbeit dieser Gruppen untereinander ab und berichtet direkt den Wasserdirektoren der Europäischen Union und der Kommission, die die Rolle eines übergeordneten Entscheidungsträgers für diese Gemeinsame Umsetzungsstrategie übernehmen.

Tabelle 1. Arbeitsgruppen der "Gemeinsamen Umsetzungsstrategie" mit Angabe der vorsitzenden Länder/Organisationen (siehe auch Anhang A)

Arbeitsgruppe	Vorsitz
2.1 Analyse von Belastungen und Auswirkungen (IMPRESS)	Großbritannien & Deutschland
2.2 Erheblich veränderte Wasserkörper (HMWB)	Großbritannien & Deutschland
2.3 Referenzbedingungen und Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen von oberirdischen Binnengewässern (REFCOND)	Schweden
2.4 Typologie und Klassifizierung von Übergangs- und Küstengewässern	Großbritannien, Deutschland, Frankreich, Schweden und EUA
2.5 Interkalibrierung	JRC
2.6 Ökonomische Analyse (WATECO)	Frankreich & EU-Kommission
2.7 Monitoring	Italien & EUA (ETCw)
2.8 Instrumente zur Bewertung und Einstufung von Grundwasser	Österreich
2.9 Bewährte Praktiken in der Flussgebietsplanung	Spanien
3.1 Geografische Informationssysteme, GIS	JRC
4.1 Pilotprojekte (Integrated Testing)	EU-Kommission, Strategische Koordinierungsgruppe (SCG)

1.7 Arbeitsgruppe 2.3 – REFCOND

Es wurde eine Arbeitsgruppe eingerichtet, die sich eigens mit Fragen der Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen für den ökologischen Zustand von oberirdischen Binnengewässern zu befassen hatte. Kurzfristiges Ziel dieser mit der Abkürzung REFCOND bezeichneten Arbeitsgruppe war die Erarbeitung eines praxisbezogenen und nicht rechtsverbindlichen Leitfadens, um die Umsetzung der einschlägigen Teile der Wasserrahmenrichtlinie, insbesondere der Anhänge II und V, zu fördern.

Die Arbeitsgruppe setzt sich aus Ökologen und Fachleuten aus Behörden und Nichtregierungsorganisationen aller EU-Mitgliedstaaten und Norwegen zusammen. Auch Beitrittsländer und interessierte Stellen wurden mit einbezogen. Eine Liste der REFCOND-Mitglieder und anderer Ansprechpartner ist in Anhang B enthalten.

Um während der Erarbeitung des Leitfadens geeignete Beiträge und Rückmeldungen einer breiteren Öffentlichkeit zu erhalten, führte die REFCOND-Gruppe drei Workshops durch. Der erste, in dessen Mittelpunkt eine Zusammenstellung der Verfahren und Grundsätze zur Bestimmung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen in den Mitgliedstaaten stand, fand am 14. und 15. Mai 2001 im schwedischen Uppsala statt. Der zweite Workshop – sein Schwerpunkt war die Bewertung von Verfahren zur Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen – wurde am 5. und 6. Dezember 2001 im italienischen Ispra abgehalten. Der dritte Workshop, der sich auf die Überprüfung und Validierung des ersten Leitfadentwurfs konzentrierte, fand am 5. und 6. September 2002 in Stockholm statt. Die gesamte Dokumentation aller Vorträge, Diskussionsergebnisse usw. ist derzeit über das CIRCA-System und die REFCOND-Website (<http://www-nrciws.slu.se/REFCOND/>) verfügbar.

Mit Hilfe eines Fragebogens wurden Informationen über die Verfahren und Grundsätzen gesammelt, die in den Mitgliedstaaten zur Bestimmung von Referenzbedingungen und Zustandsklassengrenzen auf der Grundlage der in der WRRL beschriebenen Qualitätskomponenten verwendet werden. Der Fragebogen sowie eine Zusammenfassung der Erhebungsergebnisse ist über das CIRCA-System und die REFCOND-Website verfügbar (siehe oben).

Auf der Grundlage dieser Ergebnisse und anderer verfügbarer Informationen wurden von der REFCOND-Arbeitsgruppe vier Diskussionsbeiträge erarbeitet, die für die Bewertung der in den Mitgliedstaaten eingesetzten Methoden verwendet wurden (De Wilde & Knoben 2001, Johnson 2001, Owen et al. 2001 und Van de Bund 2001). Diese Dokumente befassen sich insbesondere mit den Prozessen, die bei der Definition und Festlegung von Referenzbedingungen sowie der Bestimmung von Klassengrenzen und der Typologie eine Rolle spielen. Sämtliche Dokumente sind über das CIRCA-System und die REFCOND-Website verfügbar (siehe oben).

Der vorliegende Leitfaden wurde auf der Grundlage vielfältiger Informationen aus den REFCOND-Workshops, den Fragebögen, aus Diskussionsbeiträgen zur Evaluierung von Verfahren sowie auf der Grundlage weiterer verfügbarer Informationen, z. B. aus laufenden EU- und nationalen Forschungsprojekten, dem Europäischen Komitee für Normung (CEN), nationalen Strategiepapieren und der Fachliteratur erarbeitet.

Erarbeitung des Leitfadens: ein interaktiver Prozess

In sehr kurzem Zeitraum war eine ganze Reihe von Fachleuten in unterschiedlichem Maße an der Ausarbeitung dieses Leitfadens beteiligt und in folgende Aktivitäten einbezogen:

- Regelmäßige Sitzungen mit der federführenden REFCOND-Gruppe;
- Regelmäßige Sitzungen mit der Strategischen Koordinierungsgruppe und mit den Leitern der anderen Arbeitsgruppen in Brüssel;
- Organisation von drei Workshops zur Aktualisierung des Arbeitsprogramms und der vorläufigen REFCOND-Ergebnisse;

- Regelmäßiger Austausch mit Fachleuten aus anderen Arbeitsgruppen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie, vor allem zum Thema Typologie und Klassifizierung von Küsten- und Übergangsgewässern (AG 2.4) und Interkalibrierung (AG 2.5);
- Regelmäßiger Austausch mit Fachleuten aus früheren und laufenden EU-finanzierten Forschungsprojekten, hauptsächlich AQEM, STAR, FAME und EUROLAKES;
- Mitwirkung an mehreren Sitzungen und Workshops, die von Mitgliedstaaten, europäischen Organisationen oder der EU zum Thema „Referenzbedingungen und Einstufung des ökologischen Zustands“ veranstaltet wurden.

In Anhang E sind die abgeschlossenen und laufenden EU-finanzierten Forschungsprojekte, die für REFCOND von Belang sind, mit der vollständigen Bezeichnung, mit Abkürzungen und gegebenenfalls der Website aufgeführt.

2 – Gemeinsames Verständnis von Konzepten und Begriffen

2.1 Referenzbedingungen und sehr guter ökologischer Zustand

Die folgenden Auszüge aus der Richtlinie betreffen die Referenzbedingungen und den "sehr guten ökologischen Zustand":

Anhang II 1.3 (i–vi) Festlegung der typspezifischen Referenzbedingungen für Arten von Oberflächenwasserkörpern:

Für jeden ... Oberflächenwasserkörper sind typspezifische hydromorphologische und physikalisch-chemische Bedingungen festzulegen, die denjenigen hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten entsprechen, die ... für diesen Typ von Oberflächengewässern für den sehr guten ökologischen Zustand ... angegeben sind. Außerdem sind typspezifische biologische Referenzbedingungen festzulegen, die die biologischen Qualitätskomponenten abbilden, die ... für diese Art von Oberflächenwasserkörper bei sehr gutem ökologischen Zustand ... angegeben sind.

Die ... typspezifischen biologischen Referenzbedingungen können entweder raumbezogen oder modellbasiert sein oder sie können durch Kombination dieser Verfahren abgeleitet werden. Ist die Anwendung dieser Verfahren nicht möglich, können die Mitgliedstaaten Sachverständige zu Rate ziehen, um diese Bedingungen festzulegen.

Modellbasierte typspezifische biologische Referenzbedingungen können entweder aus Vorhersagemodellen oder durch Rückberechnungsverfahren abgeleitet werden. Für die Verfahren sind historische, paläologische und andere verfügbare Daten zu verwenden...

Anhang V 1.2 Normative Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands. Tabelle 1.2 Allgemeine Bestimmung des sehr guten ökologischen Zustands:

Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen.

Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an.

Anhang V 1.2.1–1.2.2 Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mässigen ökologischen Zustand. Werte der Qualitätskomponenten bei sehr gutem Zustand:

Die Tabellen 1.2.1 (Flüsse) und 1.2.2 (Seen) enthalten normative Begriffsbestimmungen des sehr guten ökologischen Zustands von Flüssen und Seen für die einzelnen biologischen, physikalisch-

chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten. In allen Fällen gehört zu der Definition die unten stehende Formulierung der Zustandsbeschreibung der biologischen Qualitätskomponenten:

Der [jeweilige Wert der Qualitätskomponente] *“entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.“*

Des Weiteren werden eigene Kriterien für spezifische Schadstoffe angegeben:

Spezifische synthetische Schadstoffe: *“Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken.“*

Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe: *“Die Konzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist (Hintergrundwerte).“*

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

- Referenzbedingungen entsprechen nicht unbedingt dem Zustand bei völliger Abwesenheit störender Einflüsse bzw. dem Urzustand. Sie beinhalten auch sehr geringfügige störende Einflüsse, d. h., anthropogene Belastungen sind zulässig, wenn sie keine ökologischen Auswirkungen haben oder diese nur sehr geringfügig sind.
- Referenzbedingungen entsprechen dem sehr guten ökologischen Zustand, d. h., es gibt bei jeder der allgemeinen physikalisch-chemischen, hydromorphologischen und biologischen Qualitätskomponenten keine oder nur sehr geringfügige störende Einflüsse.
- Referenzbedingungen werden bei der Einstufung des ökologischen Zustands durch Werte der relevanten biologischen Qualitätskomponenten abgebildet.
- Referenzbedingungen können ein früherer oder ein aktueller Zustand sein.
- Referenzbedingungen werden für jeden Wasserkörpertyp festgelegt.
- Referenzbedingungen erfordern, dass spezifische synthetische Schadstoffe nur in Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken vorkommen.¹
- Referenzbedingungen erfordern, dass spezifische nicht-synthetische Schadstoffe nur Konzentrationen aufweisen, die in dem Bereich bleiben, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist (Hintergrundwerte)

Die beiden letzten Punkte waren Gegenstand ausführlicher Erörterungen (vgl. OSPAR); klar ist, dass Begriffe wie “nahe Null“ wissenschaftlich nicht genau zu definieren sind. Diese Fragen werden von einer Untergruppe des Expert Advisory Forum on Priority Substances (EAF PS) untersucht, die sich mit der Analyse und Überwachung prioritärer Stoffe befasst (AMPS). Es wird empfohlen, das

¹ Beispiele für die Auswahl der für einen bestimmten Wasserkörper relevanten spezifischen Schadstoffe enthält der Leitfaden der Arbeitsgruppe 2.1 (IMPRESS).

Konzept der AMPS-Arbeitsgruppe des EAF PS auch für Stoffe zu übernehmen, für die nationale Nachweisgrenzen und Hintergrundkonzentrationen festzulegen sind.

2.2 Guter und mäßiger ökologischer Zustand

Die folgenden Auszüge aus der Richtlinie betreffen den guten und mäßigen ökologischen Zustand:

Anhang V 1.2 Normative Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands. Tabelle 1.2 Allgemeine Bestimmung

Guter ökologischer Zustand: *Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen.*

Mäßiger ökologischer Zustand: *Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen. Die Werte geben Hinweise auf mäßige anthropogene Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.*

Anhang V 1.2.1 – 1.2.2 Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand. Werte der Qualitätskomponenten bei gutem und mäßigem Zustand:

Die Tabellen 1.2.1 (Flüsse) und 1.2.2 (Seen) enthalten normative Begriffsbestimmungen des guten und mäßigen ökologischen Zustands von Flüssen und Seen für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten. In allen Fällen gehört zu der Definition die unten stehende Formulierung der Zustandsbeschreibung:

Guter ökologischer Zustand: *Die [jeweiligen biologischen Qualitätskomponenten] weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.*

Mäßiger ökologischer Zustand: *Die [jeweilige biologische Qualitätskomponente] weicht mäßig von der der typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Werte ... weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.*

Für die allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten wird festgestellt, dass die Werte für den guten ökologischen Zustand *“nicht über den Bereich hinausgehen sollten, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.“* (Anhang V 1.2)

Des Weiteren werden im Hinblick auf den guten ökologischen Zustand spezifischere Kriterien für synthetische Schadstoffe angegeben:

Spezifische synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe: *“Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der Richtlinie 98/8/EG.“²*

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Für den guten ökologischen Zustand eines Oberflächenwasserkörpers sollten folgende Kriterien erfüllt sein:

- Die Werte der biologischen Qualitätskomponenten weisen geringe Abweichungen von den Referenzbedingungen auf (Hinweise auf geringe anthropogen bedingte Störungen);
- Die Werte der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten gehen nicht über den Bereich hinaus, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten bei gutem Zustand gewährleistet sind;
- Die Konzentrationen spezifischer synthetischer und nichtsynthetischer Schadstoffe sind nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 oder einschlägiger gemeinschaftlicher Rechtsvorschriften festgelegt werden.

Für den mäßigen ökologischen Zustand eines Oberflächenwasserkörpers sollten folgende Kriterien erfüllt sein:

- Die Werte der biologischen Qualitätskomponenten weisen mäßige Abweichungen von den Referenzbedingungen auf (Hinweise auf mäßige anthropogen bedingte Störungen);
- Die sonstigen Bedingungen entsprechen dem Erreichen der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten und weisen erheblich stärkere Abweichungen auf als beim gutem Zustand.

2.3 Oberflächenwasserkörper

Der folgende Auszug aus der Richtlinie betrifft Oberflächenwasserkörper:

Artikel 2, Rundnummer 10:

“Oberflächenwasserkörper“: ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers, z. B. ein See, ein Speicherbecken, ein Strom, Fluss oder Kanal, ein Teil eines Stroms, Flusses oder Kanals, ein Übergangsgewässer oder ein Küstengewässerstreifen.

Die nachstehenden Empfehlungen stützen sich vor allem auf den übergreifenden Leitfaden zur Verwendung des Begriffs “Wasserkörper“ im Zusammenhang mit der WRRL. Möglicherweise muss der REFCOND-Leitfaden bei Vorliegen der endgültigen Fassung dieses übergreifenden Leitfadens überarbeitet werden.

In den meisten Teilen der Richtlinie ist die Definition der Oberflächenwasserkörper relativ eindeutig und bedarf keiner weiteren Klärung. Der übergreifende Leitfaden bietet Orientierung im Hinblick auf

² Ausführliche Verfahren zur Festlegung von EQS werden vom Expert Advisory Forum für prioritäre Stoffe ausgearbeitet.

zwei Aspekte, die allerdings näher ausgeführt werden müssen, nämlich hinsichtlich der Größe und der Frage, ob Teile von Seen oder Wasserläufen als Wasserkörper angesehen werden können.

Im Hinblick auf den zweiten Punkt wird im übergreifenden Leitfaden ausdrücklich erklärt, dass signifikante Veränderungen des Zustands (d. h. das Ausmaß der Auswirkungen) zur Abgrenzung von Wasserkörpern verwendet werden sollten, damit sich Wasserkörper für eine zutreffende Beschreibung des Gewässerzustands eignen. Dies bedeutet, dass Flüsse und Seen in solche Abschnitte unterteilt werden können, die den Auswirkungen menschlicher Aktivitäten unterliegen, sowie in solche, die davon nicht oder kaum betroffen sind; so kann ein See in mehr als einen "Wasserkörper" unterteilt werden. Unterteilungen von Oberflächengewässern in stets kleinere Wasserkörper, die einer klaren, konsistenten und wirksamen Umsetzung der Richtlinie nicht dienlich sind, sollten jedoch vermieden werden.

Die Richtlinie zielt darauf ab, einen ordnungsrechtlichen Rahmen für den Schutz *aller* Gewässer zu schaffen – einschließlich oberirdischer Binnengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer und des Grundwassers.³ Die Mitgliedstaaten müssen sicherstellen, dass dieses Ziel mit der Umsetzung der Richtlinienbestimmungen erreicht wird. Allerdings zählen zu den Oberflächengewässern auch zahlreiche sehr kleine Gewässer, mit deren Bewirtschaftung ein enormer Verwaltungsaufwand verbunden sein kann.

In der Richtlinie werden keine Größengrenzen für sehr kleine Wasserkörper genannt, doch werden zwei Systeme zur Differenzierung von Wasserkörpern in Typen beschrieben (System A und System B).⁴ Nur in der Typologie von System A werden Werte für Größenbereiche für Flüsse und Seen angegeben. Der kleinste Größenbereich für Flüsse nach System A umfasst 10–100 km² Einzugsgebietsfläche.⁵ Der kleinste Größenbereich für Seen nach System A umfasst 0,5–1 km² Seeoberfläche.⁶ Für Übergangs- und Küstengewässer werden keine Größenangaben gemacht. Mit der Anwendung von System B muss zumindest der gleiche Differenzierungsgrad wie bei System A erreicht werden. Daher wird empfohlen, die Größenbereiche kleiner Flüsse und Seen allgemein nach System A anzugeben. Dieses allgemeine Vorgehen muss in manchen Regionen, wo es zahlreiche kleine Wasserkörper gibt, jedoch angepasst werden. Es kann ein praktikabler Weg sein, Wasserkörper - wie im übergreifenden Leitfaden "Wasserkörper" beschrieben - zu bestimmten Zwecken in Gruppen zusammenzufassen, um unnötigen Verwaltungsaufwand zu vermeiden.

Es gibt allerdings zahlreiche Seen und Flüsse, deren Größe unter diesen Werten liegt. Ein mögliches Vorgehen für den Schutz dieser Gewässer wird im übergreifenden Leitfaden beschrieben.

³ Artikel 1.

⁴ Anhang II (1.2).

⁵ Anhang II (1.2.1).

⁶ Anhang II (1.2.2).

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

- Oberflächenwasserkörper dürfen sich nicht überschneiden.
- Ein Oberflächenwasserkörper darf nicht die Grenzen zwischen Oberflächenwasserkörpertypen überschreiten.
- Bei der Festlegung einheitlicher Abschnitte eines Oberflächengewässers sollten dessen physischen (geografischen und hydromorphologischen) Eigenschaften, die im Hinblick auf die Richtlinienziele vermutlich bedeutend sind, herangezogen werden.
- Ein See oder Speicherbecken wird normalerweise als einzelner Wasserkörper ausgewiesen. Wenn aber aufgrund der morphologischen Komplexität (z. B. Teilbecken) innerhalb eines Sees unterschiedliche Referenzbedingungen gelten, muss der See in gesonderte Wasserkörper unterteilt werden (siehe das Beispiel in Abb. 2). Auch wo erhebliche Unterschiede im Zustand verschiedener Teile eines Sees feststellbar sind, muss dieser in gesonderte Wasserkörper untergliedert werden, damit das gewünschte ökologische Ergebnis auf die kostengünstigste Weise erzielt werden kann.
- Ein Fluss, Strom oder Kanal kann insgesamt ein einzelner "Wasserkörper" sein. Wenn aber innerhalb eines Flusses oder Kanals unterschiedliche Referenzbedingungen gelten, muss das Gewässer in gesonderte Wasserkörper unterteilt werden. Wo ferner erhebliche Unterschiede im Zustand verschiedener Teile eines Flusses, Stroms oder Kanals vorliegen, muss das Gewässer ebenfalls in gesonderte Wasserkörper untergliedert werden, damit das gewünschte ökologische Ergebnis auf die kostengünstigste Weise erzielt werden kann.
- In bestimmten Fällen kann die Größenuntergrenze von Oberflächenwasserkörpern niedriger als nach System A (beschrieben in Anhang II der Richtlinie) vorgesehen angesetzt werden, insbesondere dann, wenn Mitgliedstaaten entscheiden, dass bestimmte kleinere Wasserkörper bedeutend sind und eigens identifiziert werden sollen. Dies ist von besonderer ökologischer Relevanz für Seen.

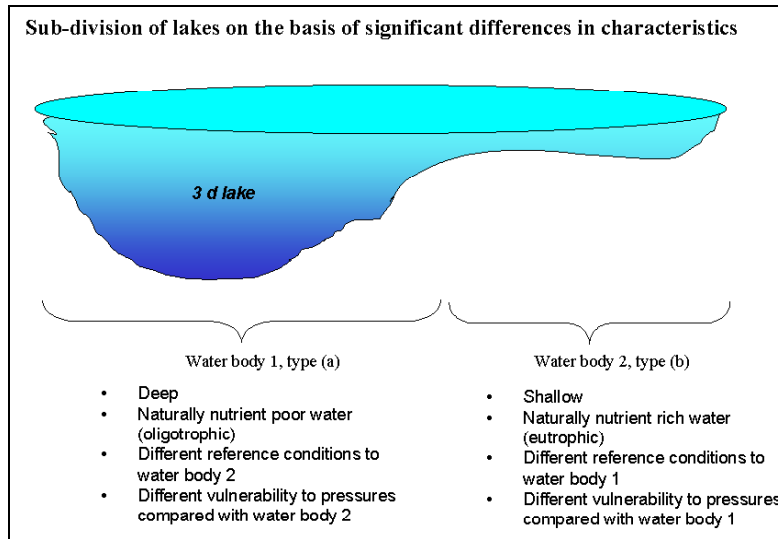


Abb. 2: Unterteilung von Seen auf Basis signifikant unterschiedlicher Merkmale (aus dem übergreifenden Leitfaden "Wasserkörper").

Wasserkörper 1, Typ (a)	Wasserkörper 2, Typ (b)
<ul style="list-style-type: none"> • Tief • Natürlicherweise nährstoffarm (oligotroph) • Andere Referenzbedingungen als Wasserkörper 2 • Andere Empfindlichkeit gegenüber Belastungen als Wasserkörper 2 	<ul style="list-style-type: none"> • Flach • Natürlicherweise nährstoffreich (eutroph) • Andere Referenzbedingungen als Wasserkörper 1 • Andere Empfindlichkeit gegenüber Belastungen als Wasserkörper 1

]

2.4 Feuchtgebiete

Der folgende Auszug aus der Richtlinie betrifft Feuchtgebiete:

Artikel 1

Ziel dieser Richtlinie ist die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zwecks Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt.

Feuchtgebiete sind ökologisch und funktionell Bestandteile der Wasserumwelt und haben eine potenziell große Bedeutung für die nachhaltige Bewirtschaftung von Einzugsgebieten. Für sie werden in der Wasserrahmenrichtlinie keine eigenen Umweltziele festgelegt. Den Feuchtgebieten aber, die

von Grundwasserkörpern abhängen, oder die einen Teil eines Oberflächenwasserkörpers bilden oder die Schutzgebiete sind, kommen die aus der WRRL folgenden Verpflichtungen zugute, die Gewässer zu schützen und ihren Zustand zu verbessern. Die einschlägigen Definitionen werden im übergreifenden Leitfaden "Wasserkörper" entwickelt und im Leitfaden zu Feuchtgebieten weiter ausgeführt.

Belastungen von Feuchtgebieten (wie beispielsweise physische Veränderungen oder Verschmutzung) können sich auf den ökologischen Zustand der Wasserkörper auswirken. Maßnahmen zur Bewältigung solcher Belastungen müssen daher möglicherweise als Teil der Bewirtschaftungspläne für Einzugsgebiete in Betracht gezogen werden, wenn sie erforderlich sind, um die Umweltziele der Richtlinie zu erreichen.

Die Schaffung und Verbesserung von Feuchtgebieten kann unter bestimmten Umständen nachhaltige, kostengünstige und gesellschaftlich akzeptable Möglichkeiten für das Erreichen der Umweltziele eröffnen. Insbesondere können Feuchtgebiete dazu beitragen, die Umweltverschmutzung zu verringern, die Folgen von Dürren und Überschwemmungen abzuschwächen, ein nachhaltiges Küstenmanagement zu erzielen und die Grundwasserneubildung zu fördern. Die Bedeutung der Feuchtgebiete für Maßnahmenprogramme wird in einem eigenen übergreifenden Leitfaden zu Feuchtgebieten näher untersucht.

2.5 Typen von Wasserkörpern

Die folgenden Auszüge aus der Richtlinie betreffen die Wasserkörpertypen:

Anhang II 1.1 (ii)

In jeder Kategorie von Oberflächengewässern sind die betreffenden Oberflächenwasserkörper innerhalb der Flussgebietseinheit nach Typen zu unterscheiden. Diese Typen sind diejenigen, die entweder nach "System A" oder "System B" gemäß Abschnitt 1.2 definiert werden.

Anhang II 1.1 (iv)

Wird System B angewendet, so müssen die Mitgliedstaaten zu einer mindestens ebenso feinen Unterscheidung gelangen, wie es nach System A der Fall wäre. Entsprechend ist eine Unterscheidung der Oberflächenwasserkörper innerhalb der Flussgebietseinheit zu treffen, und zwar anhand der Werte für die obligatorischen Deskriptoren sowie derjenigen optionalen Deskriptoren oder Deskriptorenkombinationen, die erforderlich sind, um sicherzustellen, dass typspezifische biologische Referenzbedingungen zuverlässig abgeleitet werden können.

Die Richtlinie sieht vor, dass die Mitgliedstaaten ihre Wasserkörper nach dem Typ unterscheiden und für diese Typen von Wasserkörpern Referenzbedingungen festlegen. Daher zielt die Typologie vor allem darauf ab, die Ableitung typspezifischer Referenzbedingungen zu ermöglichen, was wiederum

die Grundlage für ein Klassifizierungssystem bildet. Die folgenden Ausführungen geben eine Orientierungshilfe für spezielle, diese Typologie betreffende Fragen.

“System A“ bzw. “System B“

Die beiden Systeme sind insofern annähernd gleich, als in beiden dieselben obligatorischen Faktoren verwendet werden: geografische Lage, Höhenlage, Größe, Geologie und, bei Seen, Tiefe. Der Unterschied besteht darin, dass System A vorgibt, wie Wasserkörper räumlich (Ökoregionen) und im Hinblick auf spezifische Höhenlagen, Größen- und Tiefenbereiche zu beschreiben sind, und dass System B, außer dass es keine solche Vorgabe macht, auch die Verwendung optionaler Faktoren erlaubt. Es liegt im Ermessen der Mitgliedstaaten, welches System sie verwenden; die meisten haben darauf hingewiesen, dass sie System B den Vorzug geben.

Grad der Unterscheidung

Wird System B verwendet, dann muss, so verlangt es die Richtlinie, eine mindestens ebenso feine Unterscheidung erzielt werden, wie es nach System A der Fall wäre. Dies wird so ausgelegt, dass es bei Verwendung von System B zu keiner größeren Variabilität der Referenzbedingungen kommen darf, als wenn System A verwendet würde. Kann daher gezeigt werden, dass bei einer geringeren Anzahl von Typen als bei Ableitung nach System A dieselbe oder sogar eine geringere Variabilität der Werte für die Referenzbedingungen erzielt würde, wäre dies akzeptabel, da die Typologie darauf abzielt, Referenzbedingungen so präzise wie möglich festzulegen. Den “Grad der Unterscheidung“ zu vergleichen bedeutet nicht, dass die Systeme sehr eingehend verglichen werden müssen, sondern dass dies eher auf einer allgemeineren Ebene und auf der Grundlage vorliegender Daten und Expertenurteile geschehen kann. Wichtig ist, dass die geschaffene Typologie dazu beiträgt, zu einer angemessenen Zuverlässigkeit der Referenzbedingungen und der nachfolgenden Klassifizierung (Einstufung) zu gelangen.

Reduzierung der Variabilität

Für jede Qualitätskomponente, die zur Einstufung verwendet wird, müssen die Mitgliedstaaten typspezifische Referenzbedingungen festlegen. Wenn die natürliche Variabilität einer Qualitätskomponente in einem Typ insgesamt bedeutend größer ist als die für sie in einem bestimmten Wasserkörper erwartete natürliche Variabilität, dann sollte es den Mitgliedstaaten möglich sein, für diesen Wasserkörper bei der Interpretation der Überwachungsergebnisse und Berechnung der ökologischen Qualitätsquotienten einen geeigneten spezifischen Referenzwert zu nutzen. Der entsprechende Referenzwert muss aus dem Wertebereich genommen werden, der für den Typ insgesamt festgelegt wurde. Der auf diese Weise gefundene Referenzwert ist wasserkörperspezifisch. Auch die Möglichkeit, die Typologie zu überarbeiten oder einen Indikator für eine Qualitätskomponente, die eine große natürliche Variabilität bei den Referenzbedingungen aufweist, auszuklammern, sollte in Betracht gezogen werden (Anhang II 1.3 (vi)).⁷

⁷ Zu betonen ist, dass die Richtlinie nur die Festlegung typspezifischer Referenzbedingungen vorschreibt und wasserkörperspezifische Referenzbedingungen nur als ergänzendes Verfahren anzusehen sind.

Verwendung optionaler Faktoren

Aus der Richtlinie lässt sich folgern, dass optionale Faktoren solche sind, die nach Ermessen des Anwenders herangezogen werden können; in diesem Ermessen liegt es auch, andere als in der Richtlinie vorgeschlagene Faktoren zu verwenden.

Geologie des Einzugsgebiets

Auch die in der Richtlinie aufgeführten alternativen Deskriptoren für die Geologie bedürfen der Auslegung. Die Formulierung in der Richtlinie wird hier als relevantes Einzugsgebiet des Wasserkörpers und – in System A – als Geologie mit dem vorherrschenden Einfluss des Wasserkörpers interpretiert. Es ist an den Mitgliedstaaten, darüber entsprechend den jeweiligen Rahmenbedingungen zu befinden.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

- Wasserkörpertypen können unter Verwendung von "System A" oder "System B" unterschieden werden.
- Die beiden Systeme sind insofern ähnlich, als sie dieselben obligatorischen Faktoren enthalten: geografische Lage, Höhenlage, Geologie, Größe und (bei Seen) Tiefe;
- Wenn von den Mitgliedstaaten gewünscht, können optionale Faktoren verwendet und diese wiederum durch andere als die in der Richtlinie erwähnten ergänzt werden.
- Die in der Richtlinie genannten Deskriptoren für die Geologie (in System A) beziehen sich auf die vorherrschenden Merkmale (kalkig, silikatisch usw.), von denen der stärkste Einfluss auf die ökologische Qualität des Wasserkörpers erwartet wird.
- Die Vorschrift der Richtlinie, dass bei Anwendung von System B eine ebenso feine Unterscheidung wie bei System A möglich sein muss, wird dahingehend ausgelegt, dass es bei Verwendung von System B zu keiner größeren Variabilität der Referenzbedingungen kommen darf, als wenn System A verwendet würde. Wird daher bei einer geringeren Anzahl von Typen als bei Ableitung nach System A dieselbe oder sogar eine geringere Variabilität der Werte für die Referenzbedingungen erzielt, wäre dies akzeptabel;
- Um die natürliche Variabilität innerhalb der Typen berücksichtigen zu können, können innerhalb eines Wertebereichs für den Typ insgesamt wasserkörperspezifische Referenzbedingungen verwendet werden.⁸

2.6 Einstufung des ökologischen Zustands

Die folgenden Auszüge aus der Richtlinie betreffen den ökologischen Zustand:

Artikel 2 (17):

"Zustand des Oberflächengewässers": die allgemeine Bezeichnung für den Zustand eines Oberflächenwasserkörpers auf der Grundlage des jeweils schlechteren Wertes für den ökologischen und den chemischen Zustand;

⁸ Siehe Fußnote 7.

Artikel 2 (21):

“Ökologischer Zustand“: die Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer, in Verbindung mit Oberflächengewässern stehender Ökosysteme gemäß der Einstufung nach Anhang V;

Die Richtlinie schreibt die Einstufung von Oberflächengewässern anhand der Bewertung des ökologischen Zustands vor. Anhang V 1.1 bestimmt ausdrücklich die Qualitätskomponenten, die für die Einstufung des ökologischen Zustands zu verwenden sind (siehe Tabelle 2 unten). Von den Mitgliedstaaten sind biologische sowie unterstützend hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zu verwenden.

Anhang V Tabelle 1.2 der Richtlinie gibt für jede der fünf Zustandsklassen eine allgemeine Begriffsbestimmung der ökologischen Qualität an. Für jede der einschlägigen Qualitätskomponenten und eine Gruppe von Indikatoren werden konkretere Definitionen des ökologischen Zustands bei sehr gutem, gutem und mäßigem Zustand von Flüssen (Tabelle 1.2.1) und Seen (Tabelle 1.2.2) angegeben. Diese allgemeinen sowie spezielleren Definitionen werden als “normative Begriffsbestimmungen“ bezeichnet (Tabelle 1.2, 1.2.1 und 1.2.3 der Richtlinie) und sind im Anhang C dieses Leitfadens wiedergegeben.

Zur Bestimmung des sehr guten Zustands sind spezifische hydromorphologische Qualitätskomponenten erforderlich. Für andere Zustandsklassen müssen die hydromorphologischen Qualitätskomponenten “Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte [in Tabelle 1.2.1 und 1.2.2] erreicht werden können“, aufweisen.

Zur Bestimmung des sehr guten und des guten Zustands sind spezifische physikalisch-chemische Qualitätskomponenten erforderlich. Für andere Zustandsklassen müssen die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten “Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte [in Tabelle 1.2.1 und 1.2.2] erreicht werden können“, aufweisen.

Die relative Bedeutung der biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten für die Einstufung des Zustands wird durch Abb. 3 veranschaulicht.

Anhang V, Abschnitt 1.4.2 (i) Darstellung der Überwachungsergebnisse und Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potentials

Für die Kategorien von Oberflächengewässern wird die Einstufung des ökologischen Zustands für den jeweiligen Wasserkörper durch die jeweils niedrigeren Werte für die Ergebnisse der biologischen und der physikalisch-chemischen Überwachung für die entsprechend der ersten Spalte der nachstehenden Tabelle eingestuft relevanten Qualitätskomponenten dargestellt.

Um den ökologischen Zustand einzustufen, bestimmt die Richtlinie, die jeweils niedrigeren Werte für die Ergebnisse der biologischen und der physikalisch-chemischen Überwachung für die relevanten Qualitätskomponenten zu verwenden (Anhang V 1.4.2 (i)). Dies bedeutet de facto, dass die Mitgliedstaaten Methoden/Instrumente zur Beurteilung des ökologischen Zustands für die biologischen wie auch für die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten anwenden müssen. Abb. 3 zeigt, dass es in Anhang V 1.2 der WRRL eigene Kriterien für die Festlegung geeigneter Bereiche für die physikalisch-chemischen Komponenten bei sehr gutem und gutem Zustand gibt. Ferner lässt sich schließen, dass der ökologische Zustand auf der Ebene der Qualitätskomponenten (d. h. nicht auf Parameter-Ebene) eingestuft werden sollte (die Qualitätskomponenten sind in Tabelle 2 aufgeführt).

Bei der Einstufung des ökologischen Zustands wird klar unterschieden zwischen der Bedeutung der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten und jener der spezifischen Schadstoffe. Bei gutem ökologischem Zustand sollten die Werte der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten nicht über den Bereich hinausgehen, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der für die biologischen Qualitätskomponenten spezifizierten Werte gewährleistet sind ((a) im mittleren Kasten in Abb. 3); ferner sollten die spezifischen Schadstoffe den Umweltqualitätsnormen entsprechen, die nach Randnummer 1.2.6 in der Richtlinie festgelegt wurden ((b) im mittleren Kasten in Abb. 3).

Wenn europäische Umweltqualitätsnormen festgelegt sind, werden die prioritären Stoffe nicht mehr in die Bewertung des ökologischen Zustand einbezogen, sondern sind für die Einstufung des chemischen Zustands relevant (prioritäre Stoffe werden in Artikel 2, Anhang X und Artikel 16 (7) behandelt). Zur Bewertung des ökologischen Zustands müssen nur die in Anhang V 1.1 und 1.2 ("spezifische synthetische Schadstoffe" und "spezifische nichtsynthetische Schadstoffe") aufgeführten Qualitätskomponenten für spezifische Schadstoffe berücksichtigt und die jeweiligen nationalen Qualitätsnormen erfüllt werden.⁹ Prioritäre Stoffe, für die EU-weite Qualitätsnormen festgesetzt wurden, nicht für die Einstufung des ökologischen Zustands und nur für die Einstufung des chemischen Zustands zu verwenden beeinträchtigt die Bewertung des guten Zustand eines Wasserkörpers insgesamt nicht, weil für einen "guten Zustand" sowohl der ökologische als auch der chemische Zustand "gut" sein müssen.

Das Expert Advisory Forum für Prioritäre Stoffe erörtert diese Fragen weiter, um einen reibungslosen Übergang von den derzeitigen Anforderungen zu den künftigen Empfehlungen nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie zu gewährleisten.

⁹ *Beispiele zur Auswahl spezifischer Schadstoffe, die Bedeutung für einen bestimmten Wasserkörper haben, sind im Leitfaden der Arbeitsgruppe 2.1 (IMPRESS) enthalten.*

Anhang V Abschnitt 1.4.1 (ii) Vergleichbarkeit der Ergebnisse der biologischen Überwachung

Um die Vergleichbarkeit dieser Überwachungssysteme zu gewährleisten, werden für die Zwecke der Einstufung des ökologischen Zustands die Ergebnisse der von den einzelnen Mitgliedstaaten verwendeten Systeme als ökologische Qualitätsquotienten ausgedrückt. Diese Quotienten sind eine Darstellung des Verhältnisses zwischen den Werten der bei einem bestimmten Oberflächenwasserkörper beobachteten Parameter und den Werten für diese Parameter in den für den betreffenden Wasserkörper geltenden Bezugsbedingungen. Der Quotient wird als numerischer Wert zwischen 0 und 1 ausgedrückt, wobei ein sehr guter ökologischer Zustand mit Werten nahe dem Wert 1 und ein schlechter ökologischer Zustand mit Werten nahe dem Wert 0 ausgedrückt wird.

Die Einstufung des ökologischen Zustands muss sich auf ökologische Qualitätsquotienten stützen, die wie in Abb. 4 gezeigt von biologischen Qualitätsparametern abgeleitet werden.

In der Richtlinie sind für die Einstufung des ökologischen Zustands für die unterstützenden physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten weder Umweltqualitätsnormen noch eine Interkalibrierung vorgesehen. Die Mitgliedstaaten müssen ihre eigenen Methoden/Instrumente zur Bewertung des ökologischen Zustands dieser unterstützenden Komponenten entwickeln (siehe oben und Abb. 3).

Die Frage, wie physikalisch-chemische Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands zu verwenden sind, wird im Arbeitsprogramm der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie für 2003 weiter untersucht.

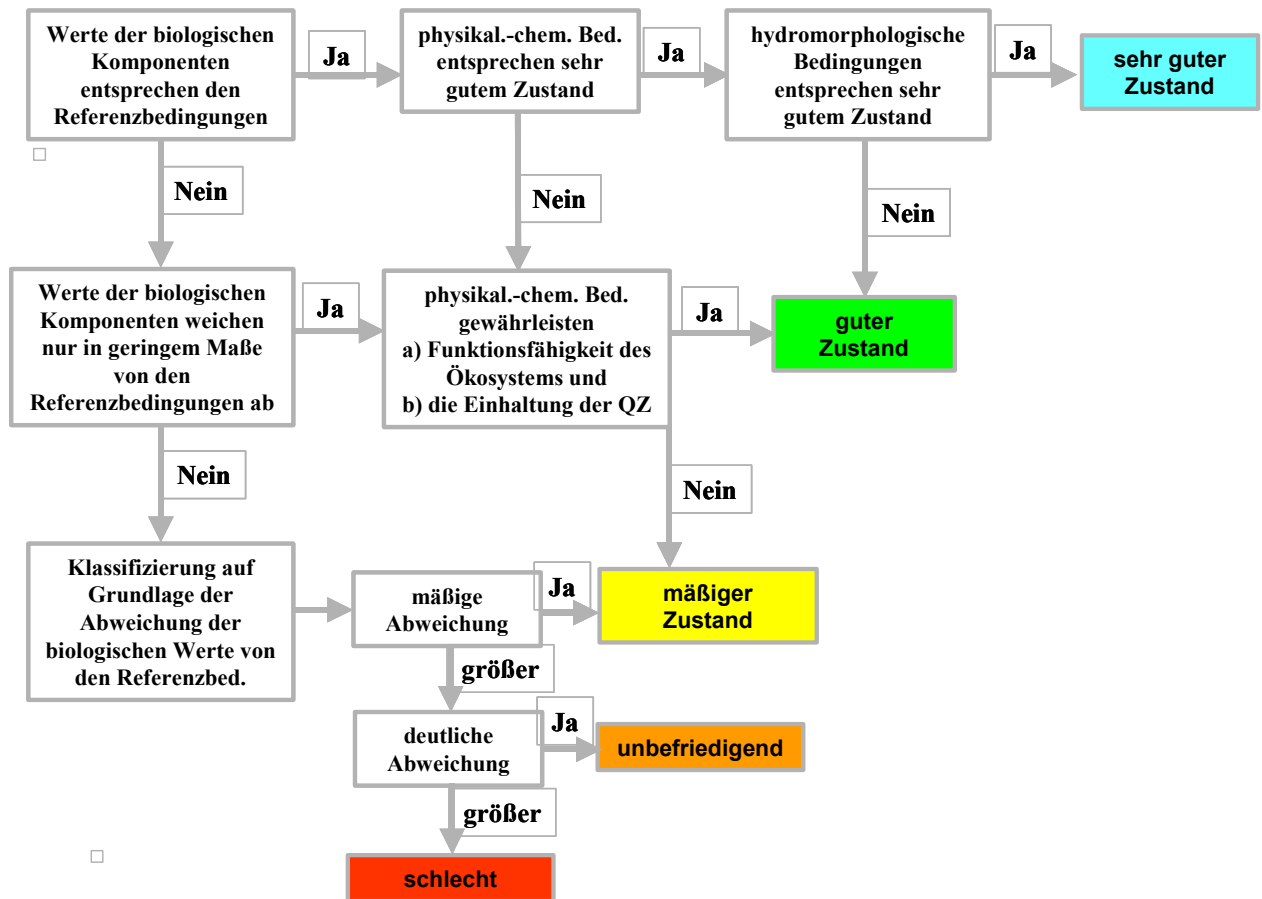


Abb. 3 Darstellung der relativen Bedeutung biologischer, hydromorphologischer und physikalisch-chemischer Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands nach den normativen Begriffsbestimmungen in Anhang V 1.2. Eingehender wird die Bedeutung der physikalisch-chemischen Parameter für die Einstufung des ökologischen Zustands in einem speziellen Leitfaden zu diesem Thema im Laufe des Jahres 2003 behandelt werden.

Ecological Quality Ratio



Abb. 4 Grundprinzipien für die Einstufung des ökologischen Zustands als Grad der Abweichung von der Referenz auf Basis ökologischer Qualitätsquotienten (Ecological Quality Ratio EQR)

Tabelle 2. Qualitätskomponenten, die auf Basis des Verzeichnisses in Anhang V 1.1 der Richtlinie für die Einstufung des ökologischen Zustands zu verwenden sind

Anhang V 1.1.1 Flüsse

Anhang V 1.1.2 Seen

Biologische Komponenten:

<ul style="list-style-type: none"> • <i>Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora,¹⁰</i> • <i>Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna,</i> • <i>Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna.</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Zusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons,</i> • <i>Zusammensetzung und Abundanz der sonstigen Gewässerflora,</i> • <i>Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna,</i> • <i>Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna;</i>
--	--

Hydromorphologische Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten:

<ul style="list-style-type: none"> • <i>Abfluss und Abflussdynamik,</i> • <i>Verbindung zu Grundwasserkörpern,</i> • <i>Durchgängigkeit des Flusses,</i> • <i>Tiefen- und Breitenvariation,</i> • <i>Struktur und Substrat des Flussbetts,</i> • <i>Struktur der Uferzone.</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Wasserstandsdynamik,</i> • <i>Wassererneuerungszeit,</i> • <i>Verbindung zum Grundwasserkörper,</i> • <i>Tiefenvariation,</i> • <i>Menge, Struktur und Substrat des Gewässerbodens,</i> • <i>Struktur der Uferzone;</i>
--	---

Chemische und physikalisch-chemische Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten

<ul style="list-style-type: none"> • <i>Temperaturverhältnisse,</i> • <i>Sauerstoffhaushalt,</i> • <i>Salzgehalt,</i> • <i>Versauerungszustand,</i> • <i>Nährstoffverhältnisse,</i> • <i>Spezifische Schadstoffe</i> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden,</i> • <i>Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden.</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Sichttiefe,</i> • <i>Temperaturverhältnisse,</i> • <i>Sauerstoffhaushalt,</i> • <i>Salzgehalt,</i> • <i>Versauerungszustand,</i> • <i>Nährstoffverhältnisse,</i> • <i>Spezifische Schadstoffe</i> <ul style="list-style-type: none"> • <i>Verschmutzung durch alle prioritären Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden</i> • <i>Verschmutzung durch sonstige Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden.</i>
--	---

¹⁰ Phytoplankton wird als biologisches Qualitätselement in Anhang V 1.1.1 für Flüsse nicht genannt, jedoch in Anhang V 1.2.1. Phytoplankton sollte daher als eigenes biologisches Qualitätselement in den Fällen herangezogen werden, in denen es erforderlich und geeignet erscheint. Speziell in großen Tieflandflüssen kann Phytoplankton von Bedeutung sein.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

- Die normativen Begriffsbestimmungen der Richtlinie (Anhang V, Tabelle 1.2) bilden die Grundlage für die Einstufung von Oberflächengewässern nach ihrem ökologischen Zustand; jeder Mitgliedstaat muss Klassifikationssysteme entwickeln, die diesen Begriffsbestimmungen entsprechen.
- Bei der Beurteilung des ökologischen Zustands sind von den Mitgliedstaaten die biologischen sowie die unterstützenden hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten zu verwenden (ihre relative Bedeutung veranschaulicht Abb. 3).
- Der ökologische Zustand sollte auf der Grundlage der einschlägigen biologischen und physikalisch-chemischen Ergebnisse eingestuft werden. Die Einstufung sollte unter Verwendung von Qualitätskomponenten und nicht auf der Grundlage von Parametern erfolgen.
- Der ökologische Zustand wird durch die jeweils niedrigeren Werte für die Ergebnisse der biologischen und der physikalisch-chemischen Überwachung für die relevanten Qualitätskomponenten bestimmt. Die praktische Umsetzung ist im Rahmen des Arbeitsprogramms der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie im Laufe des Jahres 2003 auszuarbeiten.
- Die Einstufung des ökologischen Zustands ist auf ökologische Qualitätsquotienten zu gründen, die wie in Abb. 4 gezeigt aus den Werten für die biologische Qualität abgeleitet werden, sowie auf die Bewertung des ökologischen Zustands für die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten durch die Mitgliedstaaten.
- Die Richtlinie sieht keine EQR-Systeme¹¹ für die Einstufung des ökologischen Zustands auf der Grundlage der physikalisch-chemischen Überwachungsergebnisse vor. Die Mitgliedstaaten wenden ihre eigenen Methoden/Instrumente für die Bewertung der ökologischen Qualität dieser Qualitätskomponenten an (siehe oben).
- In der Richtlinie werden keine Definitionen für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten bei "unbefriedigendem" und "schlechtem" Zustand angegeben.
- Sämtliche Aspekte im Zusammenhang mit der Verwendung physikalisch-chemischer Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands werden im Rahmen des Arbeitsprogramms der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie im Laufe des Jahres 2003 weiter untersucht.

¹¹ Redaktionelle Anmerkung: EQR steht für Ecological Quality Ratio = ökologischer Qualitätsquotient

3 – Allgemeine Hinweise zu Grundsätzen und Methoden für die Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen für den ökologischen Zustand

3.1 Überblick: ein schrittweises Vorgehen

Die Festlegung von Referenzbedingungen ist eng mit der Festlegung von Klassengrenzen für den ökologischen Zustand verknüpft. Um die Grenze zwischen "sehr gutem" und "gutem Zustand" festzulegen, ist es erforderlich, die Bedingungen zu bestimmen, die sehr geringfügige anthropogene Störungen darstellen. Um die Grenze zwischen "gutem" und "mäßigem ökologischem Zustand" festzulegen, müssen die Bedingungen bestimmt werden, die leichten anthropogenen Störungen entsprechen. In diesem Abschnitt werden die Festlegung von Referenzbedingungen wie auch der Klassengrenzen behandelt.

Abb. 5 legt schematisch eine Reihe von Schritten für die Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen dar. Referenzbedingungen und Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen müssen von den Mitgliedstaaten für alle Typen von Oberflächenwasserkörpern und für alle relevanten Qualitätskomponenten festgelegt werden. Die Klassifikationssysteme der Mitgliedstaaten werden auch im Rahmen der Interkalibrierung verglichen (Anhang V 1.4.1), das Ergebnis wird zur Festlegung der Klassengrenzen verwendet. Dies bedeutet, dass die Interkalibrierung eng mit der Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen zusammenhängt. Die Interkalibrierung wird in einem eigenen Leitfaden behandelt.

In den folgenden Unterabschnitten dieses Abschnitts 3 werden die in Abb. 5 dargestellten einzelnen Schritte des Vorgehens beschrieben.

Das empfohlene Vorgehen für die Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen für den ökologischen Zustand beinhaltet einige technische Erwägungen, die vielleicht nicht allen Teilen der Öffentlichkeit, allen Wassernutzern und interessierten Kreisen klar sind. Sie sind jedoch für die Beurteilung des Risikos, dass einzelne Wasserkörper das Gesamtziel eines "guten Zustands" bis 2015 nicht erreichen, von großer Bedeutung. Daher ist es wichtig, die Öffentlichkeit, Wassernutzer und interessierte Stellen frühzeitig einzubeziehen, um eine breite Akzeptanz der schließlich festgelegten Zustandsklassengrenzen zu erzielen. Es entspricht auch Artikel 14 der Richtlinie, alle interessierten Kreise in die Umsetzung der Richtlinie einzubinden.

Der Leitfaden zur Öffentlichkeitsbeteiligung, der von einer Untergruppe der Arbeitsgruppe 2.9 (Bewährte Praktiken in der Bewirtschaftung von Einzugsgebieten) erarbeitet wurde, geht näher auf diese Formen der Beteiligung ein. In aller Kürze sieht die Richtlinie folgendes vor:

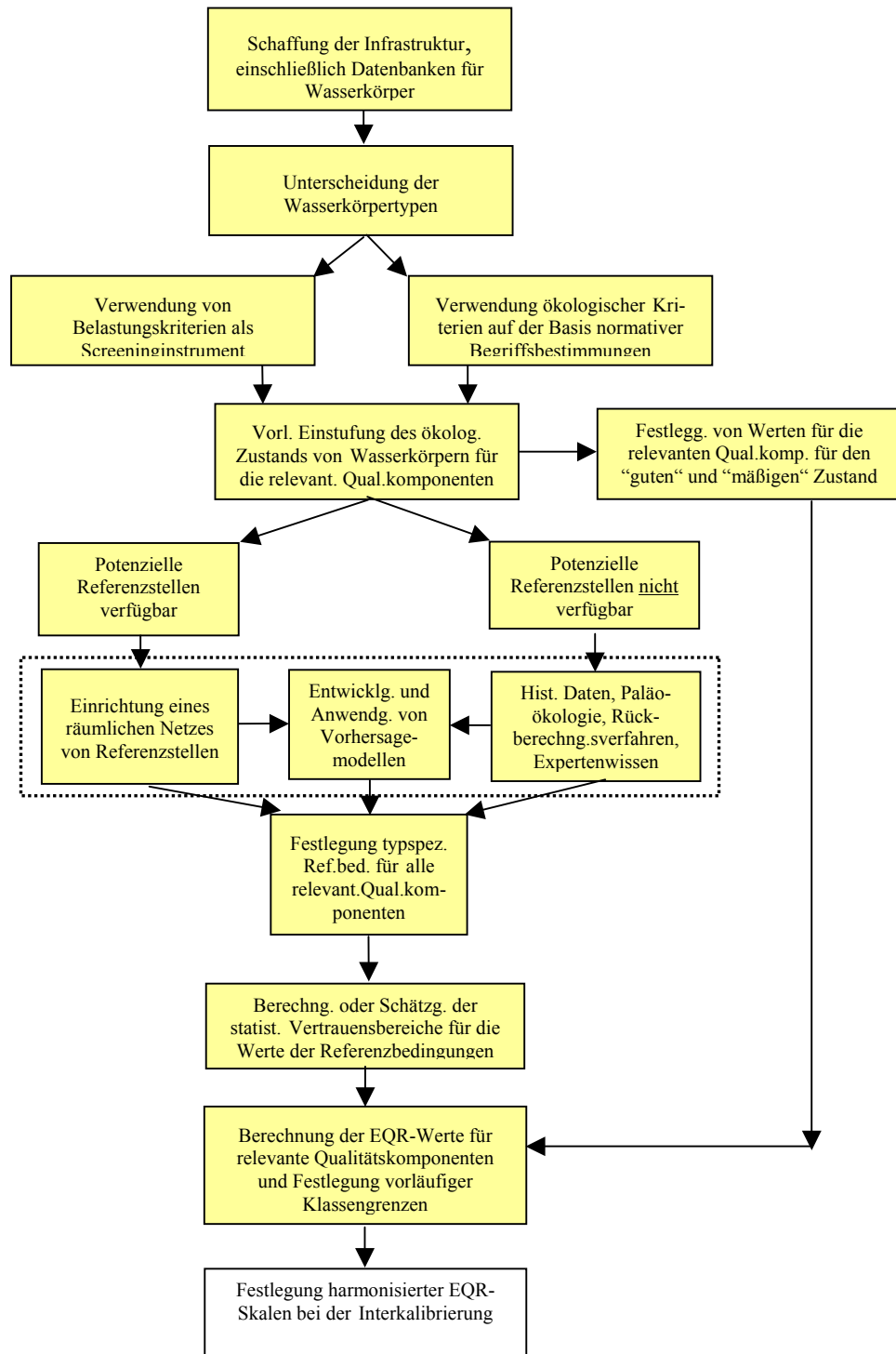


Abb. 5. Flussdiagramm für das empfohlene schrittweise Vorgehen zur Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen zwischen sehr gutem, gutem und mäßigem ökologischem Zustand (EQR = Ökologischer Qualitätsquotient)

Artikel 14 schreibt den Mitgliedstaaten vor, die aktive Beteiligung aller interessierten Kreise an der Erarbeitung der Bewirtschaftungspläne für Einzugsgebiete zu fördern sowie die Öffentlichkeit zu informieren und anzuhören. Diese Beteiligung ist wichtig, da sie zahlreiche Funktionen erfüllt:

- Ein von allen getragener Prozess sichert die Legitimität seiner Ergebnisse.
- Die Beteiligten können eine nützliche Informationsquelle sein und über Fachkenntnisse verfügen, die für die Untersuchung der Referenzbedingungen von unmittelbarem Nutzen sind (siehe Tabelle 1 in Anhang G).
- Umfragen in der Öffentlichkeit können hilfreich für das Verständnis dessen sein, wie Verbesserungen der Umwelt und der Qualität unserer Gewässer aufgenommen werden, und inwieweit man bereit ist, für Umweltverbesserungen zu bezahlen.
- Die Beteiligung der Öffentlichkeit und des durch diese Beteiligung entwickelten Netzes von Partnern kann dazu beitragen, Engagement für die Bewirtschaftungspläne zu entwickeln und die Wirksamkeit der zur Erfüllung der Richtlinienziele ergriffenen Maßnahmen zu erhöhen.

Die Richtlinie macht nur einige grundlegende Angaben zur Anhörung, geht jedoch zu Recht nicht näher auf die Beteiligung selbst ein, da diese von den Institutionen vor Ort und dem gesellschaftlichen Umfeld abhängt. Allerdings ist es wichtig, die Beteiligung frühzeitig in Gang zu setzen (z. B. als Teil der Beschreibung der Einzugsgebiete schon 2004), um ihre Wirksamkeit zu erhöhen.

Siehe auch Anhang G zu diesem Leitfaden, aus dem ersichtlich ist, wer bei der Umsetzung und Nutzung des REFCOND-Leitfadens einzubeziehen ist.

3.2 Infrastrukturbedarf

Ausschlaggebend für die Umsetzung der Richtlinie ist eine Infrastruktur auf nationaler Ebene wie auch auf der Ebene der Flussgebietseinheiten, die folgendes umfasst:

- Fachkenntnisse
- Datenbanken
- Bewertungsinstrumente, Modelle und andere Instrumente
- Organisationsstruktur.

Steht eine solide Infrastruktur nicht zur Verfügung, wäre es zunächst wichtig, für Fragen im Zusammenhang mit Referenzbedingungen und der Klassifizierung eine Expertengruppe einzusetzen, in der ökologischer, chemischer, hydrologischer und statistischer Sachverstand sowie Fachkenntnisse in Modellierung, GIS und Datenbanken versammelt sind.

Datenbanken sind notwendig, um relevante Wasserkörper zu identifizieren und relevante Belastungen und den ökologischen Zustand zu beschreiben sowie anschließend die Richtlinie uneingeschränkt umzusetzen. Zustandsvariablen wären die in der Richtlinie zur Beschreibung und Einstufung der Wasserkörper vorgesehenen Variablen (Anhang II und V) plus die in der Richtlinie vorgeschlagenen oder andere von den Mitgliedstaaten bevorzugte optionale Variablen (siehe Abschnitt 3.3). Belastungsvariablen wären Parameter der Bodennutzung, Einleitungen durch Punktquellen, hydromorphologische Veränderungen usw. (siehe Abschnitt 3.4).

Bewertungsinstrumente, Modelle und andere Instrumente sollten (i) Modelle zur Ermittlung punktueller und diffuser Belastungen durch Nährstoffe, Metalle und andere Stoffe, (ii) Methoden zur Bestimmung biologischer Zustandsvariablen und (iii) GIS-Anwendungen umfassen.

Die *Organisationsstruktur* schließlich hängt von den jeweiligen Umständen in den Mitgliedstaaten ab; in vielen Fällen bedarf es größerer Anstrengungen zur Koordinierung der zuständigen Behörden und der Beteiligten.

3.3 Unterscheidung der Wasserkörpertypen

Die Richtlinie sieht vor, dass die Mitgliedstaaten die relevanten Oberflächenwasserkörper unter Verwendung von "System A" oder "System B" nach ihrem Typ unterscheiden und dann Referenzbedingungen für diese Typen festlegen. Der folgende Abschnitt gibt Hinweise zur Anwendung der beiden Systeme. Interpretationen und Klärungen der Konzepte und Begriffe enthält Abschnitt 2.5.

Von den beiden in der Richtlinie vorgesehenen Systemen ist System A am unkompliziertesten und am leichtesten anzuwenden. Ein klarer Nachteil dieses System ist, dass die festgelegten Klassen die Variabilität der verwendeten Qualitätskomponenten nicht angemessen zerlegen, sodass ökologische Veränderungen nur unzureichend erfasst werden. Angesichts der Starrheit von System A werden wohl die meisten Mitgliedstaaten System B als Grundlage für die Beschreibung der Wasserkörpertypen bevorzugen.

Wie erwähnt, bietet System B eine größere Flexibilität für Typologien von Wasserkörpern. Bei seiner Anwendung wären sowohl die in Anhang II 1.2 der Richtlinie genannten obligatorischen Faktoren als auch andere relevante Faktoren einzubeziehen, die von den Mitgliedstaaten als hilfreich für die Minimierung der Variabilität der Qualitätskomponenten erachtet werden.

Auf Basis der Datenverfügbarkeit können Typen unter Verwendung verschiedener Gruppierungsverfahren abgegrenzt werden; diese können sich auf allgemein angewendete Clustertechniken oder eher intuitive Verfahren (Expertenwissen) stützen. Anhand statistischer Methoden lässt sich ferner bestimmen, ob sich "Gruppen" von einander unterscheiden (z. B. durch

Randomisierung) und ob die Varianz der Gruppen (engl. „among-group variance“) angemessen erklärt werden kann (z. B. durch Diskriminanzanalyse). Ziel der Festlegung von Typologien ist die Gruppen-Varianzzerlegung um ökologische Veränderungen besser erfassen zu können.

Anders als im Leitfaden zu Küsten- und Übergangsgewässern wird hier keine gemeinsame europäische Typologie für Binnenoberflächengewässer empfohlen. Ein Grund dafür ist, dass die Notwendigkeit einer gemeinsamen Typologie von Küstengewässern unter den Mitgliedstaaten allgemein anerkannt ist. Anders als bei Küsten- und Übergangsgewässern werden von einer Reihe von Mitgliedstaaten derzeit Typologien für Binnenoberflächengewässer verwendet.

Allerdings können Mitgliedstaaten, die zur selben (Öko-)Region gehören, Aktivitäten zur Harmonisierung der Typologien für Binnenoberflächengewässer auf der am ehesten geeigneten Gebiets-ebene initiieren, am besten so bald wie möglich oder spätestens Anfang 2003. Diese Harmonisierung sollte zumindest die für die Interkalibrierung gewählten Typen einbeziehen; sie trägt zur Auswahl von Stellen bei, die in den Entwurf des Verzeichnisses für das Interkalibrierungsnetz 2003 aufgenommen werden sollen.

Das empfohlene Vorgehen und der Zeitplan für die Entwicklung von (Öko-)regionsspezifischen Typologien für Oberflächenwasserkörper, die für die Auswahl von Typen und Orten für die Interkalibrierung zu verwenden sind, wird eingehender in Anhang F dargestellt.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen

(Im Sinne der Verständlichkeit teilweise aus Abschnitt 2.5 übernommen)

- Wasserkörpertypen können unter Verwendung von "System A" oder "System B" unterschieden werden.
- Die beiden Systeme sind insofern ähnlich, als sie dieselben obligatorischen Faktoren enthalten: geografische Position, Höhe, Geologie, Größe und (bei Seen) Tiefe.
- Wenn von den Mitgliedstaaten gewünscht, können optionale Faktoren verwendet und diese wiederum durch andere als die in der Richtlinie erwähnten ergänzt werden.
- Eine Datenbank, die zumindest die Werte für die obligatorischen Faktoren für die relevanten Wasserkörper umfasst, ist Voraussetzung für die Differenzierung der Wasserkörpertypen.
- System A ist einfach und leicht auf die jeweilige Situation zu übertragen, hat aber potenziell den Nachteil, dass es bei den Referenzwerten einen geringeren Genauigkeitsgrad aufweist.
- Bei Verwendung von System B können Typen anhand verschiedener mathematisch-statistischer Clustertechniken, regionaler Klassifizierungen oder eher intuitiver Verfahren einschließlich Expertenwissen differenziert werden.

3.4 Verwendung von Belastungs- und ökologischen Kriterien

Nach der Richtlinie sind ökologische Kriterien der entscheidende Prüfstein für den sehr guten ökologischen Zustand (Anhang V 1.2). Allerdings mag die gleichzeitige Anwendung von ökologischen und von Belastungskriterien der effizienteste Weg zur Identifizierung potenzieller

Referenzstellen oder -werte oder zur Unterstützung zumindest einer vorläufigen Beurteilung des Gewässerzustandes notwendig sein. Zur Festlegung von Referenzbedingungen könnte es sogar am kostengünstigsten sein, mit Belastungskriterien zu beginnen, weil die Referenzgemeinschaft als die Biozönose definiert ist, deren Vorkommen dort zu erwarten ist, wo es keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Störungen gibt. Anders ausgedrückt, um Zirkelschlüsse zu vermeiden (siehe Abschnitt 3.6.1), lassen sich Belastungskriterien verwenden, um Orte oder Werte zu überprüfen, die potenzielle Referenzbedingungen darstellen könnten. Einmal identifiziert, sollten biologische Komponenten verwendet werden, um den sehr guten ökologischen Zustand zu bestätigen.

Abb. 6 zeigt, wie ökologische und Belastungskriterien verwendet werden können, um (i) potenzielle Referenzstellen oder -werte sowie Klassengrenzen zwischen sehr gutem und gutem ökologischem Zustand festzulegen, (ii) potenzielle Orte für das Interkalibrierungsnetz zu bestimmen und (iii) Wasserkörper zu identifizieren, bei denen das Risiko besteht, die Richtlinienziele nicht zu erreichen. Im Mittelpunkt hier steht die Frage, wie ökologische und Belastungskriterien zur Darstellung von potenziellen Referenzstellen oder -werten und zur Bestimmung von Klassengrenzen genutzt werden können. Doch kann das in Abb. 6 gezeigte Verfahren ebenso verwendet werden, um die Klassengrenzen zwischen gutem und mäßigem ökologischem Zustand zu bestimmen. Ein "guter Zustand" wird ökologisch gesehen als leichte Abweichung von der erwarteten biologischen Referenzbedingung definiert. Die Festlegung von Klassengrenzen sollte allerdings ausdrücklich die normativen Begriffsbestimmungen für die ökologischen Kriterien wie in Anhang V 2.1 der Richtlinie vorgesehen einbeziehen. Mit anderen Worten, Belastungskriterien können zwar ein annäherndes Maß für die Risikobewertung oder das Screening von Stellen oder Werten sein, ihre Bedeutung für die Definition des "guten Zustands" ist jedoch sekundär. Letztendlich sind es wie erwähnt die im Hinblick auf die normativen Begriffsbestimmungen in Anhang V 2.1 bewerteten biologischen Daten, anhand derer Wasserkörper definitiv einer bestimmten Zustandsklasse zugeordnet werden.

Werden Modellrechnungen zur Ermittlung kritischer Belastungen¹² für den Zusammenhang zwischen Belastungen und Qualitätskomponenten durchgeführt (z. B. Phosphor und Phytoplankton oder saurer Regen und Fische), können Belastungskriterien zur Schätzung von Werten für die entsprechende biologische Qualitätskomponente herangezogen werden. Entspricht die Reaktion der biologischen Qualitätskomponente den normativen Begriffsbestimmungen für einen guten und mäßigen Zustand, können die Werte für die biologische Qualitätskomponente, die dem Wert der kritischen Belastung entspricht, verwendet werden, um die Grenze zwischen gutem und mäßigem Zustand für diese Komponente festzulegen.

¹² Engl. : critical load models

3.4.1 Festlegung eines Bezugspunktes für sehr geringfügige Veränderungen

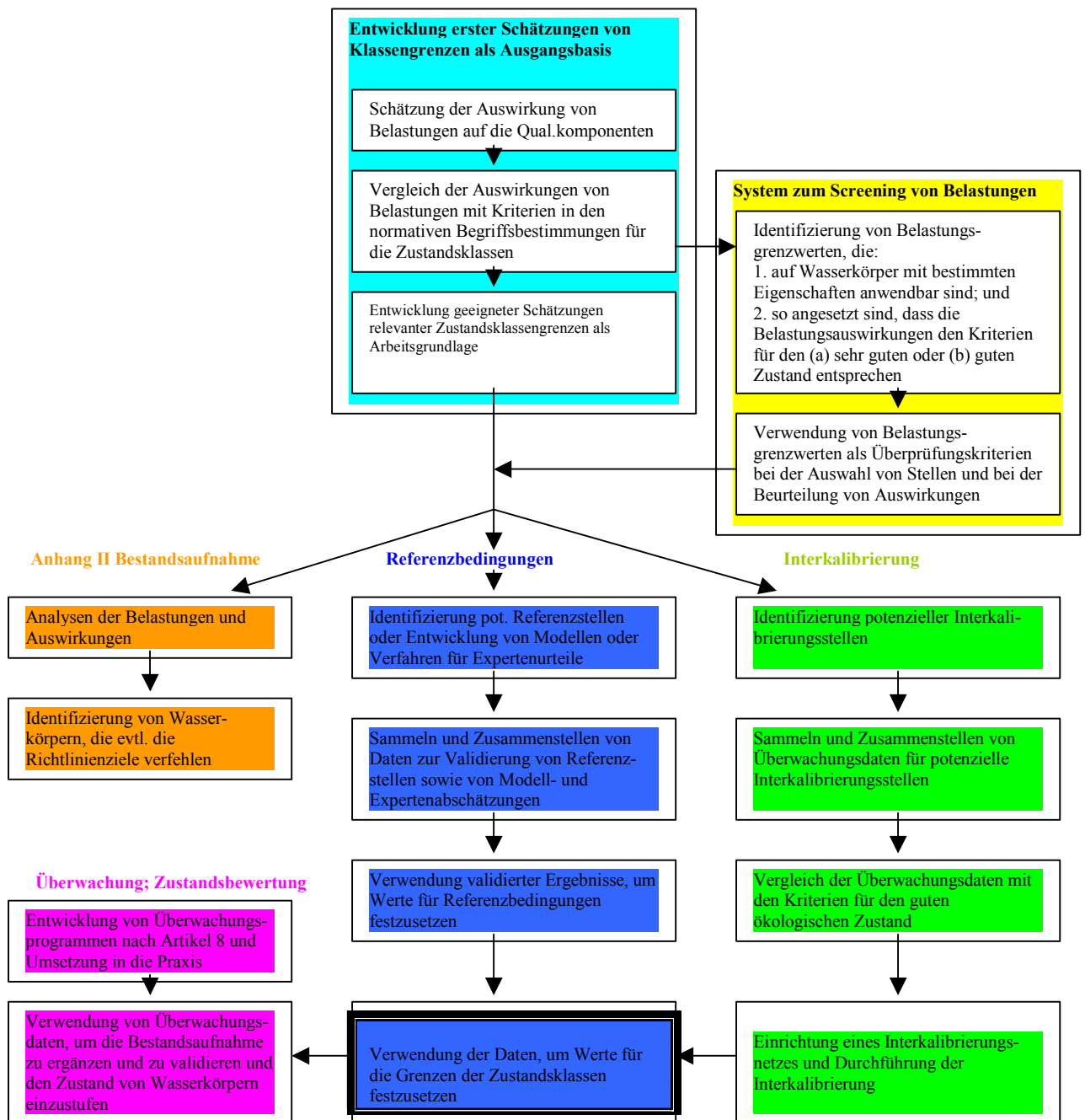
Im Hinblick auf die in der Richtlinie genannten Bestimmungen des sehr guten und guten ökologischen Zustands ist es notwendig, zu einer Beurteilung des für die anthropogenen Belastungen anzulegenden zeitlichen und räumlichen Maßstabs zu gelangen, damit in allen Mitgliedstaaten ein angemessener Vergleich mit dem aktuellen Zustand der Wasserkörper angestellt werden kann.

Dies ermöglicht festzustellen, ob die aktuellen Bedingungen in einem Wasserkörper dem Referenzzustand entsprechen oder ob eine Prognose des Referenzzustands erforderlich ist. Es wird folgender Maßstab für einen sehr guten ökologischen Zustand bzw. Referenzbedingungen vorgeschlagen:

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

Dies bedeutet, dass es keinen festen zeitlichen und räumlichen Bezugspunkt geben sollte; doch stellt sich dadurch das Problem, dass nicht bekannt ist, welches Maß an anthropogener Veränderung noch akzeptiert werden kann, um in das Konzept der Referenzbedingungen aufgenommen werden zu können.

Abb. 6. Die relativen Bedeutungen von Belastungs- und ökologischen Kriterien bei der Ermittlung von Zustandsklassen.



Angesichts der Forderung der Richtlinie, dass Referenzbedingungen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse entsprechen sollten, aber auch davon ausgehend, dass ein absoluter, nacheiszeitlicher Urzustand unrealistisch ist, wird hier die Auffassung vertreten, dass ein flexibler zeitlicher Bezugspunkt wie oben erwähnt der gesetzgeberischen Absicht am ehesten entspricht. Allerdings müssen die zeitlichen Bezugspunkte nicht bei allen Belastungen übereinstimmen – lediglich so gewählt sein, dass Referenzbedingungen angemessen beschrieben werden können.

Wurde ein Wasserkörper in der Vergangenheit physikalisch verändert, wird folgendes empfohlen:

- Hat sich die Kategorie des Wasserkörpers geändert (z. B. ein Fluss, der durch eine Mauer zu einem See gestaut wurde), sodass er als erheblich veränderter Wasserkörper bezeichnet werden kann, so kommt er für das Netz von Orten für die Ableitung räumlich basierter typspezifischer Referenzbedingungen (z. B. als Referenzstelle für Seen) nach Anhang II 1.3 der Richtlinie nicht in Frage (siehe Leitfaden zu erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern);
- Haben sich weder die Kategorie noch der Typ des Wasserkörpers geändert und weist auch die Biologie keine oder nur geringfügige Veränderungen auf, so kommt der Wasserkörper als Referenzstelle in Betracht (z. B. Kesselseen in Nordeuropa, deren Größe künstlich verändert wurde).

Im Hinblick auf bestehende Nutzungen, z. B. die Wasserentnahme, werden Hinweise zum Ausmaß tragbarer Veränderungen innerhalb der Referenzbedingung gegeben (d. h. bei vernachlässigbarer Auswirkung auf die ökologische Struktur und Funktionsfähigkeit). Diese sind in jedem einzelnen Fall durch die vorrangige Anforderung, keine oder nur sehr geringfügige ökologische Veränderungen aufzuweisen, näher zu bezeichnen (siehe Instrument 1 im Abschnitt über Instrumentarien).

3.4.2 Belastungskriterien als Screening-Instrument

Um die Einstufung in Zustandsklassen zu erleichtern, kann das in Abb. 6 dargestellte grundlegende Vorgehen zur Identifizierung allgemeiner Belastungsgrenzwerte (oder -kriterien) gewählt werden, die für Wasserkörper mit einer spezifischen Gruppe von Merkmalen zu Auswirkungen führen würden, die einer bestimmten Zustandsklasse entsprechen. Diese Grenzwerte könnten dann dazu beitragen, Wasserkörper zu überprüfen, um potenzielle Referenzstellen oder -werte, Orte für die Interkalibrierung oder Wasserkörper zu ermitteln, die sicher als nicht gefährdet oder als nicht dem Risiko unterliegend, die Richtlinienziele zu verfehlen, identifiziert werden können. Kritische Belastungen für saure Niederschläge sind ein Beispiel für solche Grenzwerte, wenngleich die ökologischen Auswirkungen, die sie abbilden, anhand der für die Grenzen zwischen gutem und mäßigem ökologischem Zustand relevanten Kriterien validiert werden müssten.

Instrument 1 im Abschnitt über Instrumentarien beinhaltet eine Reihe von Kriterien, die näher auf das Ausmaß tragbarer Veränderungen durch anthropogene Belastungen eingehen, das die Grenzen für

Standorte mit Referenzbedingungen oder für Referenzwerte ergeben würde und daher als Screening-Instrument verwendbar wäre. Sind jedoch keine oder nur sehr wenige Referenzstandorte verfügbar, wäre es ratsam, Orte im Referenzzustand in unveränderten Teilen von anderswo leicht veränderten Wasserkörpern in Betracht zu ziehen, oder Orte heranzuziehen, die nur im Hinblick auf bestimmte biologische Komponenten verändert sind. Eine Voraussetzung für die Bestimmung von Referenzstellen ist allerdings, dass bei allen biologischen Komponenten (die für den Typ relevant sind) nur sehr geringfügige Veränderungen vorliegen. Derart hilfsweise herangezogene Standorte können dem entsprechend nicht als "echte" Referenzstellen behandelt werden, auch wenn Daten für eine bestimmte Qualitätskomponente zur Festlegung von Referenzbedingungen verwendet werden.

Unterschiedliche Wasserkörpertypen reagieren verschieden auf ein und dieselbe Belastung. Die empfohlenen Kriterien zum Belastungsscreening sollten daher als veranschaulichende Konzepte und Grundsätze aufgefasst werden, die für die Entwicklung von dem Screening dienenden wasserkörperspezifischen Belastungskriterien zu nutzen sind. Eine Voraussetzung dazu besteht darin, dass die Beziehung zwischen Belastungen, Zustand und Auswirkungen bestimmt wird und der Zustand den normativen Begriffsbestimmungen der Richtlinie (Anhang V 1.2) entspricht.

3.4.3 *Verwendung ökologischer Kriterien*

Zwar sind die Begriffsbestimmungen des ökologischen Zustands als feste Grundlage für die Entwicklung von Klassifikationssystemen durch die Mitgliedstaaten zu verwenden (Anhang V 1.2), doch scheint es sinnvoll, weiter gehende praktische Hinweise dafür zu geben, wie derartige Definitionen zu für die Qualitätskomponenten spezifischeren Beschreibungen der ökologischen Bedingungen bei sehr gutem, gutem und mäßigem Zustand weiterentwickelt werden können.

Die Entwicklung solider ökologischer Kriterien erfordert weitere Arbeiten über den Rahmen dieses Leitfadens hinaus, und es wird empfohlen, ihr hohe Bedeutung beizumessen. Als vorläufige Orientierung soll ein indikatives Vorgehen für die biologischen Qualitätskomponenten dienen (Instrument 2 im Abschnitt "Instrumentarien"), doch ist festzuhalten, dass sich dieser Ansatz vielleicht nicht für alle Typen und Belastungen eignet. Bestimmte Belastungen können spezifische Erfordernisse im Hinblick auf die Einstufung des ökologischen Zustands ergeben, und die Wahl der Parameter kann der Anpassung an den Typ wie auch an die vorherrschenden Überwachungssysteme bedürfen.

In der Richtlinie werden im Hinblick auf die taxonomische Auflösung – mit Ausnahme der Fischfauna –, die für die Beschreibung der Biozöosen bei Referenzbedingungen und für die Interpretation des Zustands dieser Gemeinschaften in den verschiedenen Güteklassen erforderlich ist, keine besonderen Hinweise gegeben. Je nach Wasserkörpertyp und Belastung können unterschiedliche taxonomische Auflösungen notwendig sein, damit ein ausreichender Grad an Zuverlässigkeit bei der Einstufung erzielt wird. Auch wenn dies in der Richtlinie nicht vorgesehen ist, wäre ein Konsens über den Grad der taxonomischen Auflösung zwischen den Mitgliedstaaten mit

gleichen Typen von Wasserkörpern bei der Interkalibrierung von Nutzen, zumindest im Hinblick auf die für die Interkalibrierung gelieferten Daten.

3.5 Verfahren zur Festlegung von Referenzbedingungen

Nach der Richtlinie müssen für Wasserkörpertypen und Qualitätskomponenten Referenzbedingungen festgelegt werden, die wiederum durch Parameter dargestellt werden, die den Zustand der Qualitätskomponenten kennzeichnen. Qualitätskomponenten können jedoch von der Beurteilung ausgeklammert werden, wenn sie einen hohen Grad an natürlicher Veränderlichkeit aufweisen (Abschnitt 3.7), weshalb für sie in diesem Fall die Festlegung von Referenzbedingungen nicht erforderlich ist. Ferner kann es schwierig sein, für alle Qualitätskomponenten typspezifische Referenzgemeinschaften mit ausreichender Genauigkeit zu bestimmen. Allerdings mögen bestimmte Indikatoren biologischer Qualitätskomponenten, wie taxonomische Vielfalt oder das Vorkommen störungsempfindlicher Taxa, weniger veränderlich als andere (z. B. Zusammensetzung der Biozöosen) und daher zuverlässiger abzuleiten sein. Des Weiteren wäre zu betonen, dass die Referenzbedingungen für dieselben Indikatoren von Qualitätskomponenten festgelegt werden sollten, die für die Einstufung des ökologischen Zustands verwendet werden.

Grundlagen für die Bestimmung von Referenzbedingungen werden in Anhang II 1.3 der Richtlinie genannt. Ohne eine besondere Rangordnung der Verfahren herstellen zu wollen, sind die wichtigsten Optionen für die Festlegung von Referenzbedingungen die folgenden:

- Raumbezogene Referenzbedingungen unter Verwendung von Messstellendaten
- Auf Vorhersagemodelle gestützte Referenzbedingungen
- Zeitbezogene Referenzbedingungen unter Verwendung von historischen Daten oder von Paläorekonstruktion bzw. einer Kombination beider Verfahren
- Eine Kombination der vorstehenden Konzepte.

Wo die Anwendung all dieser Verfahren nicht möglich ist, können Referenzbedingungen durch Zurateziehen von Sachverständigen festgelegt werden.

Nachstehend folgt eine kurze Darstellung einer Reihe von allgemein für die Bestimmung von Referenzbedingungen verwendeten Methoden. Anzumerken wäre, dass die Festlegung von Referenzbedingungen bei vielen Qualitätskomponenten die Anwendung mehr als eines der unten beschriebenen Verfahren erfordern kann.

3.5.1 Raumbezogene Referenzbedingungen

Liegen Orte ohne oder mit nur sehr geringfügigen störenden Einflüssen vor und reicht ihre Anzahl für die Bestimmung einer zuverlässigen Hilfsgröße wie Mittel-, Median- oder Modalwert und

Wertverteilung (Perzentile, Konfidenzintervalle) aus, dann ermöglichen Erhebungsdaten eines der unkompliziertesten Verfahren zur Festlegung von Referenzbedingungen. Dies erfolgt a priori durch Erhebung von Daten ausschließlich von Referenzstellen unter Verwendung von Einschluss-/Ausschlusskriterien zur Abgrenzung einer Referenzgemeinschaft. Einer der Gründe dafür, dass raumbezogene Ansätze oder Erhebungen weitverbreitet sind, besteht darin, dass sie die natürliche (zeitliche wie räumliche) Veränderlichkeit berücksichtigen können. So sollte bei der Bestimmung von Referenzgemeinschaften unter Verwendung von Felderhebungen die Stratifizierung von Wasserkörpern und Orten (z. B. nach Größe, Höhe, Substrat usw.) eine angemessene Abbildung und Genauigkeit von charakteristischen Ökosystemtypen gewährleisten. Ferner kann man auf die zeitliche Veränderlichkeit direkt eingehen, wenn die Jahresvariabilität erfasst wird. Ein Nachteil dabei ist, dass räumlich extensive Datensätze erforderlich sind, um die allen Wasserkörpertypen inhärente Veränderlichkeit zu erfassen.

3.5.2 *Auf Vorhersagemodelle gestützte Referenzbedingungen*

Sind keine ausreichenden Mengen repräsentativer Referenzstellen einer Region/eines Typs verfügbar, können bei der Modellierung und Kalibrierung auch Vorhersagemodelle unter Verwendung der in der Region oder für den Typ vorliegenden Daten oder von aus ähnlichen Regionen/Typen "entliehenen" Daten angewendet werden.

Zu den Vorteilen der Vorhersagemodelle gehört, dass die für zuverlässige Schätzungen von Mittel- oder Zentralwerten sowie Fehlern nötige Anzahl von Orten meist niedriger als die für raumbezogene Ansätze erforderliche Anzahl ist. Daher müssen gewöhnlich weniger Orte für die Probenahme gewählt werden, und die Kosten für die Implementierung sind geringer. Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass die Modelle oft "umgekehrt" werden können, um die wahrscheinlichen Auswirkungen von Verbesserungsmaßnahmen zu untersuchen. Zu betonen ist, dass Vorhersagemodelle nur für die Ökoregionen und Wasserkörper gültig sind, für die sie entwickelt wurden.

3.5.3 *Zeitbezogene Referenzbedingungen*

Zeitlich basierte Referenzbedingungen können sich entweder auf historische Daten oder Paläorekonstruktion stützen bzw. auf eine Kombination beider Verfahren. Beide Ansätze werden allgemein dort angewendet, wo anthropogene Belastungen weitverbreitet sind und ungestörte Referenzzustände kaum vorkommen oder völlig fehlen. So kann die Paläorekonstruktion früherer Bedingungen entweder direkt auf der Grundlage des Vorkommens/Nichtvorhandenseins von Arten in fossilen Resten oder indirekt erfolgen, unter Verwendung der Beziehungen zwischen fossilen Resten und statistischer Inferenz zur Bestimmung anderer Werte wie des Referenz-pH. Eine der Vorzüge der Paläorekonstruktion ist, dass sie bei stabilen Bedingungen häufig zur Validierung der Effektivität anderer Ansätze genutzt werden kann. Ein weiterer Vorteil ist, dass sich jüngere schrittweise

Veränderungen im ökologischen Zustand leichter bestimmen lassen. Und schließlich liegt eine Stärke der Paläorekonstruktion darin, dass, wenn eine ausgeprägte Beziehung zwischen Bodennutzung und der Struktur und Funktionsfähigkeit des Ökosystems besteht, ein Vorhersagemodell (Rückberechnungsverfahren oder Extrapolation von Dosis-Wirkungs-Beziehungen) verwendet werden kann, um noch vor bedeutenderen Veränderungen der Bodennutzung (z. B. vorintensive Landwirtschaft) Qualitätskomponenten zu prognostizieren.

Beiden Ansätzen gemeinsam sind jedoch gewisse Schwächen. Sie sind meist orts- und organismusspezifisch und daher möglicherweise für die Festlegung typspezifischer Werte von begrenztem Nutzen. Auch sollte man Vorsicht walten lassen, wenn man sich zur Gewinnung des endgültigen Werts auf die Paläorekonstruktion allein verlässt, da die Wahl des zur Ableitung des ökologischen Zustands verwendeten Kalibrierungsdatensatzes zu verschiedenen Werten führen kann. Was die weitverbreitete Verwendung historischer Daten angeht, so können diese aufgrund ihrer Verfügbarkeit und der unbekanntenen Qualität von begrenztem Wert sein.

3.5.4 Festlegung von Referenzbedingungen durch Zurateziehen von Sachverständigen

Expertenurteile enthalten meist erläuternde Angaben der erwarteten Referenzbedingungen. Zwar können gutachtliche Stellungnahmen semi-quantitativ ausgedrückt werden, doch sind qualitative Formulierungen wohl am häufigsten. Expertenurteile sind in Bereichen vertretbar, wo es keine oder kaum Referenzstellen gibt. Allerdings besteht einer der Vorzüge dieses Ansatzes darin, dass er auch in Verbindung mit anderen Methoden verwendet werden kann. So können mit Hilfe von Expertenurteilen Ergebnisse für eine Qualitätskomponente auf eine andere extrapoliert werden (d. h., die paläorekonstruktive Verwendung fossiler Kieselalgen kann zur Herleitung der Struktur von Wirbelosengemeinschaften beitragen) oder Dosis-Wirkungs-Beziehungen auf jene extrapoliert werden, die man an ungestörten Orten erwartet. Eine weitere Stärke dieses Ansatzes ist, dass sowohl empirische Daten als auch Gutachten mit modernen Konzepten von Ökosystemstrukturen und -funktionen kombiniert werden können.

Da diesem Ansatz aber verschiedene Schwächen eigen sind, sollte er als einziges Mittel der Festlegung von Referenzbedingungen nur mit Bedacht angewendet werden. So kann sein Nutzen durch Subjektivität (z. B. die allgemeine Auffassung, dass es früher immer besser war) und systematische Fehler (z. B. können auch Orte mit geringer Vielfalt repräsentativ sein) begrenzt sein. Andere Nachteile sind fehlende Klarheit oder geringe Transparenz bei den Annahmen, die der Festlegung von Referenzbedingungen zugrunde liegen, sowie fehlende quantitative Maßstäbe (z. B. Mittel- oder Zentralwerte) für die Validierung. Eine weitere Schwäche dieses (und vieler anderer Ansätze) ist, dass der gewonnene Maßstab häufig starr ist und die mit natürlichen Ökosystemen verbundene dynamische, inhärente Veränderlichkeit nicht einbezieht.

3.5.5 Abschließende Bemerkungen

Viele der vorgestellten Verfahren lassen sich allein oder in Verbindung mit anderen für die Festlegung und/oder Kreuzvalidierung von Referenzbedingungen verwenden. Die Kenntnis ihrer jeweiligen Stärken und Schwächen oder der mit ihnen verbundenen Probleme ist leider nur unzureichend. Eine Übersicht darüber enthält Tabelle 3. Ungeachtet der verwendeten Ansätze sollte die mit jeder Methode verbundene Variabilität (oder der methodische Fehler) geschätzt werden.

Wo anthropogen bedingte Störungen nicht oder kaum vorkommen (z. B. in den skandinavischen Ländern) können raumbezogene Verfahren allein oder in Verbindung mit Vorhersagemodellen zur Festlegung potenzieller Referenzbedingungen für Qualitätskomponenten verwendet werden. Dagegen kann die Identifizierung potenzieller Referenzbedingungen dort, wo erhebliche ein- oder mehrfache Belastungen vorliegen, ein ganzes Ensemble von Methoden und beträchtlichen Validierungsaufwand erfordern.

Ansatz	Vorzüge	Nachteile
Raumbezogen unter Verwendung von Erhebungsdaten	Regionalspezifisch	Kostenaufwändiger Start
Vorhersagemodelle	Ortsspezifisch	Erfordert Daten, Kalibrierung und Validierung
Historische Daten	Häufig kostengünstig zu erlangen	Veränderliche Daten, wenige Parameter; Datenqualität kann unbefriedigend oder unbekannt sein; starrer Maßstab
Paläorekonstruktion – Direkt – Indirekt	Umfasst physikalisch-chemische und biologische Daten Ortsspezifisch Derzeit stehen Kalibrierungsmodelle für die Modellierung einer Reihe von Belastungsfaktoren zur Verfügung; pH-, Gesamtphosphor- und Temperaturrekonstruktion	Im Wesentlichen beschränkt auf Seen, hohe Erstinvestitionen Wenige Parameter
Gutachten oder bewährtes Expertenurteil	Kann historische Daten/Gutachten und aktuelle Konzepte umfassen	Systematische Fehler möglich

3.6 Validierung von Referenzbedingungen und ökologischen Klassengrenzen

Die Kenntnis der mit der Festlegung von Referenzbedingungen und ökologischen Klassengrenzen verbundenen Variabilität oder Unsicherheit ist eine wichtige Voraussetzung für die Bestimmung des ökologischen Zustands von Wasserkörpern. Da die mit der ökologischen Zustandsausweisung verbundene Fehlerabschätzung und die Validierung von Referenzbedingungen zweifellos bedeutende

Schritte sind, fördert die Kommission eine Interkalibrierung gemäß Anhang V 1.4.1 der Richtlinie, mit deren Hilfe die von den Mitgliedstaaten bestimmten Klassengrenzen kalibriert werden. Da zur Interkalibrierung ein eigener Leitfaden vorliegt, widmet sich dieser Abschnitt eher der Validierung von Referenzbedingungen.

3.6.1 Minimierung des Risikos von Zirkelschlüssen

Um bei der Festlegung von Referenzbedingungen das Risiko von Zirkelschlüssen möglichst gering zu halten, sollten in einem ersten Schritt idealerweise und hauptsächlich physikalisch-chemische, hydromorphologische und Belastungskriterien (d. h. die bestimmenden Faktoren der Gemeinschaft) verwendet werden. Die Einbeziehung biologischer Qualitätskomponenten in diesen ersten Schritt des Screenings potenzieller Referenzstellen oder -werte könnte sowohl zu systematischen Fehlern führen (z. B. haben unterschiedliche Personen/Experten verschiedene Vorstellungen dessen, was Referenzbedingungen sind) als auch zu Zirkelschlüssen (wenn z. B. dieselben Variablen zur Beschreibung und zur Validierung einer Referenzbedingung verwendet werden). Ferner besteht das Risiko, dass natürlich vorkommende seltene Wasserkörpertypen nicht erfasst werden (etwa natürlich nährstoffarme Wasserkörper mit geringer Artenvielfalt). In der Praxis aber werden die Mitgliedstaaten wahrscheinlich auf alle aktuell verfügbaren Daten zurückgreifen müssen (biologische Daten eingeschlossen), um zunächst potenzielle Referenzstellen oder -werte zu bestimmen. Werden in dieser ersten Phase biologische Qualitätskomponenten verwendet, ist es wichtig, weitere biologische Daten (z. B. für andere Qualitätskomponenten) zu sammeln, um die erstmalige Identifizierung eines Ortes als Referenz zu verifizieren.

Erfüllt ein Wasserkörper in diesem ersten Schritt die Voraussetzungen für Referenzbedingungen, können im nächsten Schritt biologische Referenzbedingungen bestimmt werden. Das empfohlene Vorgehen lässt sich folgendermaßen beschreiben:

- Wählen Sie Orte, bei denen auf der Basis sämtlicher identifizierter Belastungen die physikalisch-chemischen, hydromorphologischen und biologischen Qualitätskomponenten nach Ihrer Auffassung keinen bedeutenderen als nur geringfügigen Störungen unterliegen. Verwenden Sie Instrument 1–2 aus dem Abschnitt über Instrumentarien für diese erste Risikobewertung.
- Nehmen Sie Proben der biologischen Qualitätskomponenten, um festzustellen, ob sie, wenn überhaupt, nur geringfügigen Veränderungen der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten unterliegen. Ergeben die Proben, dass ein biologischer Wert stärker als von der Risikobewertung her zu erwarten gestört ist, sollten weitere Untersuchungen möglicher Belastungen und ihrer Auswirkungen unternommen werden (d. h. Verfeinerung der Risikobewertung).
- Weichen Orte von dem, was unter Referenzbedingungen zu erwarten wäre, ab, sind aber keine anthropogen bedingten Belastungen ersichtlich, sollte erwogen werden, diese Stellen vom weiteren Verfahren auszunehmen. Allerdings wäre zu beachten, dass diese Orte auf die zu erwartende echte, natürliche Variabilität hindeuten könnten.

3.6.2 Nachvollziehbare Dokumentation

Es ist wichtig, als Teil dieses Entscheidungsprozesses zu dokumentieren, wie jene die Referenzbedingungen und ökologischen Klassengrenzen repräsentierenden Werte erlangt wurden. Ähnlich sind die zur Validierung der Referenzbedingungen und Klassengrenzen unternommenen Schritte im Einzelnen zu dokumentieren.

3.6.3 Validierung der Methoden

Da den zur Festlegung von Referenzbedingungen verwendeten unterschiedlichen Methoden wohl auch unterschiedliche Fehler eigen sind, muss in irgendeiner Weise eine Validierung durchgeführt werden. Zweifellos ist hier vor allem zu klären, ob die erlangten Referenzbedingungen sich eignen, zu einer soliden Klassifizierung des ökologischen Zustands zu gelangen (siehe Abschnitt 3.7). Wurden mehrere Verfahren zur Festlegung von Referenzbedingungen genutzt, sollten diese wenn möglich unter Verwendung derselben Qualitätskomponenten verglichen werden. Stellt sich dabei ein signifikanter Unterschied zwischen den verschiedenen Methoden heraus, müssen zur Festlegung des Werts Sachverständige zu Rate gezogen werden.

3.7 Beurteilung der Variabilität von Referenzbedingungen

Die Richtlinie verlangt "ein(en) ausreichende(n) Grad an Zuverlässigkeit der Werte für die Referenzbedingungen" (Anhang II 1.3), ungeachtet der zur Festlegung der Referenzbedingungen verwendeten Methode. Eine angemessene Zuverlässigkeit und Genauigkeit bei der Klassifizierung der Qualitätskomponenten ist eine weitere in der Richtlinie (Anhang V 1.3) genannte statistische Voraussetzung.

In der Richtlinie werden jedoch weder "ein ausreichender Grad an Zuverlässigkeit der Werte für die Referenzbedingungen" noch eine "angemessene Zuverlässigkeit und Genauigkeit bei der Klassifizierung der Qualitätskomponenten" in statistischer Hinsicht genauer beschrieben. Daher liegt es an den Mitgliedstaaten, über diese Definition zu befinden, wobei die natürliche räumliche und zeitliche Veränderlichkeit der verschiedenen Qualitätskomponenten sowie die mit der Probenahme und Analyse verbundenen Fehler zu berücksichtigen wären.

Die Anforderungen der Richtlinie im Hinblick auf den Grad der Zuverlässigkeit verlangen für eine angemessene Würdigung zeitlicher Veränderungen einschlägige Datenbanken sowie Daten mehrerer Jahre. Derartige Datenbanken stehen aber für die Veröffentlichung des ersten Bewirtschaftungsplans für Einzugsgebiete 2009 nicht unbedingt zur Verfügung. Daher sind die Datenbanken bei der Umsetzung des ersten Bewirtschaftungsplans und spätestens drei Jahre nach seiner Veröffentlichung

zu verbessern, um 2015 auf hinreichender statistischer Basis prüfen zu können, ob die Richtlinienziele verfehlt oder erfüllt wurden.

Zu den für die Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen verwendeten Methoden muss ein Fehlerschätzverfahren gehören. Die daraus gewonnenen Informationen sind erforderlich, um die Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Klassifizierung des Zustands zu bestimmen. So gehört zur Schätzung einer biologischen Referenzbedingung die natürliche (d. h. wahre) Veränderlichkeit der Qualitätskomponenten über Zeit und Raum sowie der Fehler der Schätzmethode.

3.7.1 Fehlerquellen

Eine Vielzahl von Faktoren kann die Zuverlässigkeit von Messergebnissen beeinflussen und die Interpretation biologischer Parameter erschweren. Die häufigsten Fehler treten bei Messungen auf; zu ihnen gehören Fehler bei der Probenahme und -verarbeitung. Die Bedeutung der natürlichen Variabilität kann auch je nach Biozönose verschieden sein. Kleine Organismen beispielsweise, wie sie Phytobenthosgemeinschaften bilden, können sich binnen weniger Wochen erheblich verändern, bei Makrophyten und Fischgemeinschaften dagegen kann die Reaktionszeit viel länger sein (z. B. Jahre). Um anthropogen bedingte Abweichungen von den natürlich vorkommenden Bedingungen besser interpretieren zu können, ist es notwendig, die Beziehung zwischen den verschiedenen Verfahren und ihren Unsicherheiten zu verstehen.

Unabhängig von den zur Festlegung von Referenzbedingungen verwendeten Methoden ist es wichtig, die mit der jeweiligen Methode verbundenen Fehler abzuschätzen und zu ermitteln, wie der jeweilige Grad an Unsicherheit auf bestimmte Qualitätskomponenten bezogen ist. Fehler können an sich mit bestimmten Qualitätskomponenten zusammenhängen, und verschiedene zur Festlegung von Referenzbedingungen verwendete Methoden können in der Genauigkeit variieren. So ist die Paläorekonstruktion bei der Rekonstruktion der Referenzbedingungen bestimmter Orte wahrscheinlich genauer als raumbezogene Ansätze. Dieser Ansatz allerdings kann weniger genau als Methoden sein, die Schätzungen der Mittel- oder Zentralwerte liefern. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn ein Ort, an dem Messungen unternommen wurden, für die typspezifische Population nicht repräsentativ ist, und wenn Messungen nicht an einer ausreichenden Anzahl von Orten durchgeführt wurden, um zuverlässige Mittel- oder Zentralwerte zu erlangen (z. B. für regionale Muster).

Die Quellen für Unsicherheiten bei der gemessenen biologischen Qualität lassen sich grob in folgende Kategorien einteilen:

- Stichprobenfehler (natürliche räumliche Variabilität). Bei jedem Ort/Wasserkörper gibt es eine räumliche Heterogenität der Mikrohabitate. Dies bedeutet beispielsweise, dass die taxonomische Vielfalt und Zusammensetzung zwischen den im selben Zeitraum genommenen Proben variieren kann.

- Fehler bei der Probenaufbereitung. Zum Beispiel können beim Sortieren des Materials einer neuen Makroinvertebraten-Probe und beim Identifizieren der Taxa einige Taxa übersehen oder falsch identifiziert werden. Dies könnte zu einer zu niedrigen Schätzung des EQR-Wertes für eine Reihe von am Ort vorkommenden Taxa führen.
- Analysefehler. Bei chemischen Qualitätskomponenten können die mit verschiedenen Analyseverfahren verbundenen Fehler bei ein und demselben Stoff variieren.
- Natürliche zeitliche Veränderungen. Die an einem Standort vorkommenden Taxa unterliegen einer natürlichen zeitlichen Variabilität.

3.7.2 Wahl der Indikatoren für Qualitätskomponenten

Die bei der Festlegung von Referenzbedingungen und der anschließenden Klassifizierung verwendeten Indikatoren müssen erlauben, dass signifikante Auswirkungen zuverlässig erfasst und mit der Zuordnung zu einer ökologischen Zustandsklasse abgebildet werden. Indikatoren, die dies nicht leisten, sind ungeeignet.

Die Wahl der Indikatoren ist als iteratives Verfahren aufzufassen, das die Berücksichtigung der unten aufgeführten Faktoren erfordert.

- Relevanz. Ein Indikator sollte den Zustand einer Qualitätskomponente anzeigen. Er sollte ermöglichen, die Auswirkungen von Belastungen anzugeben und somit die Reaktion der Qualitätskomponente auf Belastungen abzubilden.
- Empfindlichkeit. Unterschiedliche Indikatoren reagieren auf Belastungen unterschiedlich. Die Verwendung unterschiedlicher Indikatoren für dieselbe Qualitätskomponente kann angemessen sein, je nachdem, welche Belastungen sich auf einen Wasserkörper auswirken.
- Empfindlichkeitsbereich. Indikatoren mögen einen Bereich von Belastungen erfassen, ihre stärkste Reaktion aber bei niedriger Belastung erreichen (bei der z. B. eine empfindliche Art verschwindet). Es kann erforderlich sein, für niedrige Belastungen eine andere Indikatorengruppe als für höhere Belastungen zu verwenden.
- Möglichkeiten der Mitgliedstaaten zur Abschätzung von Referenzwerten. Werte bestimmter Indikatoren lassen sich leichter als die anderer abschätzen. Gibt es beispielsweise keine Orte, an denen Referenzbedingungen herrschen, bieten sich für einige Indikatoren unter Umständen andere Möglichkeiten: das "Entleihen" von Orten aus Nachbarregionen oder -ländern, die Verwendung historischer Daten, Modellierung oder Expertenurteile zur Abschätzung der Referenzbedingungen.
- Variabilität. Indikatoren mit hoher natürlicher Veränderlichkeit oder solche, über die zu wenig bekannt ist, sind vermutlich ungeeignet. Indikatoren, die durch Verfahren gemessen werden, die erhebliche Stichproben- und Analysefehler aufweisen, oder bei denen Stichprobenumfang oder Analysefehler nicht quantifiziert wurden, sind ebenfalls vermutlich ungeeignet.
- Zuverlässigkeit. Es sollten Indikatoren mit guter und nachweisbarer Zuverlässigkeit und Genauigkeit bei der Einstufung des ökologischen Zustands gewählt werden. Bei geringer

Zuverlässigkeit kann der Unsicherheitsbereich eines Werts einer Qualitätskomponente die Grenzen mehrerer oder aller Klassen umfassen. Dies führt zu willkürlichen Zuordnungen von Zustandsklassen und falschen Hinweisen auf Klassenänderungen.

Ist das Risiko der Fehlklassifizierung zu groß, kann mehr als ein Indikator zur Schätzung des Werts der Qualitätskomponente verwendet werden. In solchen Fällen sollte die Zahl der Indikatoren und die Mittel, durch welche die Daten für dieselben kombiniert werden, so gewählt werden, dass der gewünschte Grad an Zuverlässigkeit erzielt wird.

3.7.3 Ausklammerung von Indikatoren und Qualitätskomponenten

Für jeden Indikator sollte der Referenzwert bestimmt werden, einschließlich einer Schätzung der damit verbundenen Varianz. Die Varianz sollte geschätzt werden, damit entschieden werden kann, ob der Indikator für eine zuverlässige Klassifizierung geeignet ist. Ist die Varianz zu groß, ist eine zuverlässige Klassifizierung nicht möglich, und der Indikator sollte nicht verwendet werden. Ein Grund für die Ausklammerung einer bestimmten Qualitätskomponente von der Beurteilung des ökologischen Zustands ist, dass die natürliche Variabilität zu groß ist. Dies würde bedeuten, dass die natürliche Veränderlichkeit für alle relevanten Indikatoren der Qualitätskomponente zu groß ist. Der Grundsatz der Ausklammerung wird in der Richtlinie folgendermaßen beschrieben:

Anhang II 1.3 (vi) Festlegung typspezifischer Referenzbedingungen für Typen von Oberflächenwasserkörpern:

Ist es aufgrund eines hohen Maßes an natürlicher Veränderlichkeit einer Qualitätskomponente – also nicht etwa aufgrund saisonaler Veränderungen – nicht möglich, zuverlässige typspezifische Referenzbedingungen für diese Komponente eines Oberflächenwasserkörpers festzulegen, kann diese Komponente von der Beurteilung des ökologischen Zustands dieses Typs von Oberflächengewässer ausgeklammert werden. In diesem Fall geben die Mitgliedstaaten im Bewirtschaftungsplan für die Einzugsgebiete die Gründe für die Ausklammerung an.

3.8 Festlegung von Grenzen anhand des ökologischen Qualitätsquotienten

Auf die Festlegung von Grenzen von Güteklassen wird in folgenden Abschnitten der Richtlinie Bezug genommen:

Anhang V 1.4.1 (ii) Vergleichbarkeit der Ergebnisse biologischer Überwachung

Um die Vergleichbarkeit dieser Überwachungssysteme zu gewährleisten, werden für die Zwecke der Einstufung des ökologischen Zustands die Ergebnisse der von den einzelnen Mitgliedstaaten verwendeten Systeme als ökologische Qualitätsquotienten ausgedrückt. Diese Quotienten sind eine Darstellung des Verhältnisses zwischen den Werten der bei einem bestimmten Oberflächenwasserkörper beobachteten Parameter und den Werten für diese Parameter in den

für den betreffenden Wasserkörper geltenden Bezugsbedingungen. Der Quotient wird als numerischer Wert zwischen 0 und 1 ausgedrückt, wobei ein sehr guter ökologischer Zustand mit Werten nahe dem Wert 1 und ein schlechter ökologischer Zustand mit Werten nahe dem Wert 0 ausgedrückt wird.

Anhang V 1.4.1 (iii)

Jeder Mitgliedstaat verwendet für sein Überwachungssystem für jede Kategorie von Oberflächengewässern eine fünfstufige Skala der ökologischen Qualitätsquotienten, die entsprechend der Einstufung unter Randnummer 1.2 von einem sehr guten bis zu einem schlechten ökologischen Zustand reicht, wobei die die Stufen trennenden Grenzwerte als numerische Werte ausgedrückt werden. Der Wert, der die Stufen "sehr guter Zustand" und "guter Zustand" trennt, und der Wert, der die Stufen "guter Zustand" und "mäßiger Zustand" trennt, werden im Wege der nachstehend beschriebenen Interkalibrierung bestimmt.

Anhang V 1.4.1 (iv)

Die Kommission fördert diese Interkalibrierung, damit diese Stufengrenzwerte im Einklang mit den normativen Begriffsbestimmungen der Randnummer 1.2 bestimmt werden und zwischen den Mitgliedstaaten vergleichbar sind.

Anhang V 1.4.1 (vi)

Die Überwachungssysteme der Mitgliedstaaten werden auf die Orte des Interkalibrierungsnetzes angewendet, die sich in der Ökoregion befinden und auch zu dem Oberflächenwasserkörpertyp gehören, auf die das System gemäß dieser Richtlinie angewendet wird. Die Ergebnisse werden verwendet, um die numerischen Werte für die relevanten Grenzen zwischen den Stufen in den Überwachungssystemen der Mitgliedstaaten festzulegen.

3.8.1 Optionen für die Festlegung von Klassengrenzen

Auf der Grundlage theoretischer Erwägungen und der Erfahrungen mit den derzeit in Mitgliedstaaten verwendeten Klassifizierungssystemen auf EQR-Basis können folgende Hinweise für weitere Optionen für die Festlegung von Klassengrenzen gegeben werden. Diese Alternativen werden ausführlicher in Instrument 3 im Abschnitt über Instrumentarien dargestellt. Festzuhalten wäre, dass die Mitgliedstaaten zwar ihre eigenen Klassengrenzen festlegen können, auf europäischer Ebene jedoch eine Harmonisierung durch die Interkalibrierung erzielt werden soll.

Die vorgeschlagenen Optionen müssen in Pilot-Einzugsgebieten und der weiteren Arbeit der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie 2003–2004 weiterentwickelt und erprobt werden.

Bei jeder der unten beschriebenen alternativen Möglichkeiten A, B und C können wiederum weitere alternative Methoden Anwendung finden (z. B. unterschiedliche statistische Hilfsgrößen). Es wird empfohlen, die für den verfügbaren Datensatz als am ehesten anwendbar betrachtete Methode anzuwenden.

A. Bei Zugang zu ausreichenden Daten von Orten oder historischen Daten, die wie in den Abschnitten 3.4–3.7 beschrieben abgeleitet wurden, können Klassengrenzen für einzelne Indikatoren von Qualitätskomponenten wie folgt festgelegt werden:¹³

1. Schaffen Sie eine geeignete zusammenfassende statistische Hilfsgröße für die Werte, die Referenzbedingungen oder den sehr guten Zustand abbilden (z. B. den Zentralwert oder das arithmetische Mittel) – als Referenzwert.¹⁴
2. Dividieren Sie die Werte für die Referenzbedingungen (oder den sehr guten Zustand) durch den Referenzwert, sodass sich eine Reihe normalisierter auf Referenzbedingungen (oder den sehr guten Zustand) bezogener Werte ergibt. Diese Werte sind Quotienten aus gemessenen und Referenzwerten und als solche potenzielle EQR für die Grenze zwischen sehr gutem und gutem Zustand.
3. Kehren Sie die normalisierten Werte um, wenn die Nominalwerte zum "schlechten Ende" der Skala hin zunehmen. Dies ist erforderlich, um zu einer endgültigen, von 1 bis 0 abnehmenden Skala zu gelangen, wie in der Richtlinie vorgesehen.
4. Wählen Sie aus den normalisierten Werten eine geeignete statistische Maßzahl (z. B. das 10-Perzentil), die die Klassengrenze zwischen sehr gutem und gutem Zustand bilden soll.
5. Wiederholen Sie Schritt 2 (nötigenfalls auch 3) für die Werte für den guten Zustand, d. h., dividieren Sie sie durch den Referenzwert und kehren Sie sie (nötigenfalls) um.
6. Wählen Sie aus den im vorausgegangenen Schritt erlangten normalisierten Werten eine geeignete statistische Maßzahl, die die Klassengrenze zwischen gutem und mäßigem Zustand bilden soll. Hätte man in Schritt 4 das 10-Perzentil genommen, würde hier dieselbe Maßzahl (der den guten Zustand repräsentierenden Werte) gewählt.

Dieses oben beschriebene Verfahren kann zur Bestimmung der übrigen Klassengrenzen verwendet werden, wenn die Nominalwerte verfügbar sind, die diese Güteklassen repräsentieren.

B. Ist der Zugang zu Daten von Orten oder historischen Daten, die ökologischen Qualitätskriterien entsprechen, kaum möglich, können Klassengrenzen für einzelne Indikatoren von Qualitätskomponenten wie folgt festgelegt werden:¹⁵

¹³ Beachten Sie: Klassengrenzen müssen für jeden Indikator von Qualitätskomponenten entwickelt werden.

¹⁴ *Der Mittel- oder Zentralwert der Verteilung von Referenzortwerten gilt als solidester Wert, der bei der Einstufung des ökologischen Zustands als Referenzwert verwendet werden kann (für einen ausreichenden Grad an Zuverlässigkeit der Referenzbedingungen sind relativ wenige Daten/Orte erforderlich). Ein Nachteil bei der Verwendung des Mittel- oder des Zentralwerts als Referenzwert besteht darin, dass viele Referenzstellen außerhalb des Bereichs 0–1 liegen (>1). Liegen von der Referenzpopulation allerdings ausreichende Datenmengen vor, kann ein hohes Perzentil (z. B. das 75-, 90- oder 95-Perzentil) als Referenzwert verwendet werden. Dies würde das Problem, dass zahlreiche Orte außerhalb des genannten Bereichs liegen könnten, verringern. Andererseits sind die auf diese Weise bestimmten Referenzwerte sehr stark von Extremwerten beeinflusst. Daher wäre der Mittel- oder der Zentralwert der Referenzstellen/Daten der Population als günstigster Ausgangspunkt bei der Klassifizierung des ökologischen Zustands anzusehen.*

¹⁵ Beachten Sie: Klassengrenzen müssen für jeden Indikator von Qualitätskomponenten entwickelt werden.

1. Bilden Sie eine versuchsweise Skala ökologischer Qualitätsquotienten auf der Grundlage von Expertenurteilen darüber, was als geeignete Stufen zwischen sehr guter und schlechter Qualität gelten können.
2. Wenden Sie die Skala auf eine Reihe von echten oder virtuellen Datensätzen an und vergleichen Sie durch Expertenurteil die sich ergebende Einstufung mit den ökologischen Qualitätskriterien, die durch die normativen Begriffsbestimmungen und sofern vorhanden Weiterentwicklungen derselben gegeben sind, wie die in Instrument 2 im Abschnitt über Instrumentarien beschrieben.
3. Passen Sie die Skala nötigenfalls an und wiederholen Sie das in Schritt 3 oben beschriebene Verfahren, bis eine Skala von Klassengrenzen erstellt ist, die eine den ökologischen Qualitätskriterien entsprechende Einstufung ergibt.

C. Als Alternative zum obigen auf Expertenurteilen basierenden Ansatz kann eine statistische Verteilung herangezogen werden, wenn die durch die normativen Begriffsbestimmungen und Weiterentwicklungen derselben repräsentierten ökologischen Qualitätskriterien für zu schwach gehalten werden, ein Urteil darüber zu begründen, wo die Grenzen zwischen Güteklassen gezogen werden sollen:

1. Bilden Sie eine geeignete statistische Maßzahl (z. B. Mittelwert oder Perzentil) der Referenzwerte.
2. Berechnen Sie die EQR durch Normalisierung aller Werte des Referenzdatensatzes (d. h., dividieren Sie alle Werte durch den gewählten Referenzwert).
3. Bestimmen Sie den "oberen Bezugspunkt" und damit die Breite des Referenzbereichs bzw. des Bereichs des sehr guten Zustands, indem Sie eine geeignete statistische Maßzahl (z. B. das 10-Perzentil) wählen und dabei die Verteilung der Referenzwerte verwenden. Die Breite dieser Klasse ist durch die mit den ungestörten oder am wenigsten beeinträchtigten Referenzstellen verbundenen natürlichen Variabilität bestimmt. Der obere Bezugspunkt ist außerdem die Klassengrenze zwischen sehr gutem und gutem ökologischem Zustand.
4. Bestimmen Sie die Breite der vier übrigen Klassen, indem Sie den Abstand zwischen dem oberen und unteren Bezugspunkt in gleiche Teile aufteilen. Der untere Bezugspunkt bei der Festlegung des Klassenbreitenbereichs kann Null sein. Allerdings ist der gemessene oder als natürlich vorkommend erwartete Mindestwert mit Bedacht zu verwenden. Die Bestimmung des niedrigen Bezugspunktes mit einem Wert > 0 kann ökologisch bedeutsamer sein und sollte eine geringere Wahrscheinlichkeit für Typ-2-Fehler (vgl. 3.8.2) ergeben.

3.8.2 Mit Klassifikationssystemen verbundene Fehler

Ist die Klassifizierung erfolgt, muss der mit den einzelnen Klassen verbundene Fehler (d. h. Fehler durch Falschweisungen) bestimmt werden. Die Bestimmung der mit der Klassifizierung verbundenen Fehler oder Unsicherheiten kann durch eine Reihe von Randomisierungstests erfolgen. Kurz: Auf Unsicherheiten bei der Klassifizierung muss ausdrücklich mit der Frage eingegangen werden: "Wie groß ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Ort der falschen Klasse zugeordnet wurde?"

Wurde ein Ort fälschlicherweise einer Klasse zugeordnet, die einen schlechteren als den tatsächlichen ökologischen Zustand bezeichnet, dann gilt dies als Typ-1- oder falsch-positiver Fehler. Wurde ein Ort fälschlicherweise einer Klasse zugeordnet, die einen besseren als den tatsächlichen ökologischen Zustand bezeichnet, dann gilt dies als Typ-2- oder falsch-negativer Fehler. Falsch-negative Fehler (d. h. falsche Zuordnungen zu einer höheren Klasse) bedeuten, dass sich die Umweltverschlechterung unerkannt fortsetzen kann, falsch-positive Fehler dagegen können weitgehend unnützen Aufwand und überflüssige Investitionen in die Überwachung und Maßnahmen verursachen. Daher sind mit beiden Fehlertypen gravierende Probleme verbunden.

Des Weiteren entsprechen Bemühungen um die Senkung der Falschnegativfehlerhäufigkeiten dem Vorsorgeprinzip nach Artikel 7 der Entschließung des Rates der Europäischen Union, in dem es heißt, dass der Rat "der Auffassung [ist], dass der Vorsorgegrundsatz anzuwenden ist, wenn festgestellt wird, dass sich möglicherweise schädliche Auswirkungen auf die Gesundheit oder die Umwelt ergeben könnten, und wenn nach einer vorläufigen wissenschaftlichen Bewertung auf der Grundlage der verfügbaren Daten noch Unsicherheiten bezüglich des Risikograds bestehen" (Bulletin EU 12-2000, Anlagen zu den Schlussfolgerungen des Europäischen Rates (4/7)).

Die mit der Klassifizierung verbundenen Fehler können beunruhigend groß sein. Daher bedarf es eines wirklichen Verständnisses der mit Fehleinstufungen einhergehenden Fehler, um kostengünstige Programme zur Überwachung und Bewertung entwickeln und umsetzen zu können.

4 – Instrumentarien

Zu den Instrumentarien gehören die nachstehend aufgeführten Elemente und Instrumente; sie können als Beispiele aufgefasst werden, die Möglichkeiten zur Umsetzung der verschiedenen Schritte dieses Leitfadens veranschaulichen. Sämtliche Instrumente müssen von den Mitgliedstaaten weiterentwickelt und für bestimmte Typen von Wasserkörpern und Belastungen erprobt werden. Auch die Projekte in den Pilot-Einzugsgebieten 2003–2004 tragen zur Entwicklung der REFCOND-Instrumente und derjenigen anderer Leitfäden bei.

Es werden folgende Instrumente beschrieben:

1. **Kriterien für das Belastungsscreening zur Auswahl von Orten mit sehr gutem Zustand oder Referenzwerten**
2. **Ökologische Kriterien oder Auslegungen normativer Begriffsbestimmungen für die biologischen Qualitätskomponenten**
3. **Beispiele für die Festlegung von Klassengrenzen nach den Optionen A, B und C in Abschnitt 3.8.**

Instrument 1. Empfohlene Kriterien für das Belastungsscreening für die Auswahl potenzieller Referenzstellen oder -werte

Die nachstehende Tabelle enthält Kriterien für die Bestimmung des Ausmaßes tragbarer Veränderungen durch anthropogene Belastungen, anhand dessen sich die Grenzen für Stellen bzw. Werte mit sehr gutem Zustand feststellen lassen. Die Tabelle kann als Screening-Instrument neben anderen ökologischen Kriterien für die Wahl potenzieller Referenzstellen oder -werte verwendet werden. Eine Voraussetzung für die Anwendung von Kriterien für das Belastungsscreening ist, dass die Beziehung zwischen Belastung und ökologischer Auswirkung klar nachgewiesen und die Auswirkung den normativen Begriffsbestimmungen der Richtlinie (Anhang V 1.2) entspricht. Es wird vorgeschlagen, die Screeningkriterien zu wasserkörpertypspezifischen Kriterien weiterzuentwickeln und in den Pilot-Einzugsgebieten und der künftigen Arbeit der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie 2003–2004 zu testen.

Sehr guter ökologischer Zustand	
Allgemeine Anmerkung	<ul style="list-style-type: none"> Ein sehr guter Zustand oder Referenzbedingungen entsprechen einem aktuellen oder früheren Zustand, der durch sehr geringe Belastungen gekennzeichnet ist, ohne die Auswirkungen bedeutender Industrialisierung, Urbanisierung und Intensivierung der Landwirtschaft und mit nur sehr geringfügigen Veränderungen der physikalisch-chemischen, hydromorphologischen und biologischen Bedingungen.
Verschmutzung durch diffuse Quellen	
Intensivierung der Bodennutzung: Land- und Forstwirtschaft	<ul style="list-style-type: none"> Noch nicht intensive Landwirtschaft oder Auswirkungen vergleichbar den Belastungen vor aller moderner Intensivierung der Bodennutzung.
	<ul style="list-style-type: none"> Belastungen vor aller moderner Intensivierung luftbürtiger Stoffeinträge, die zur Gewässerversauerung führen könnten.
Verschmutzung durch Punktquellen	
Spezifische synthetische Schadstoffe	<ul style="list-style-type: none"> Belastungen, die zu Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken führen. (Ein Auswahlverfahren für relevante Schadstoffe in Einzugsgebieten wird als Beispiel bewährter Praktiken in Abschnitt 6 des Leitfadens der Arbeitsgruppe 2.1 (IMPRESS) vorgestellt.)
Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe	<ul style="list-style-type: none"> Natürliche Hintergrundwerte/Belastungen (Quelle siehe oben).
Andere Einträge/Einleitungen	<ul style="list-style-type: none"> Keine oder sehr lokale Einleitungen mit nur sehr geringfügigen ökologischen Auswirkungen.
Morphologische Veränderungen	
Flussmorphologie	<ul style="list-style-type: none"> Das Ausmaß der direkten morphologischen Veränderungen, z. B. künstliche Wasser- und Uferstrukturen, Gewässerprofile, und seitliche Verbindungen erlaubt die Anpassung und Erholung des Ökosystems bis zu einem Grad, an dem die biologische Vielfalt und die ökologische Funktionsfähigkeit den Bedingungen in unveränderten, natürlichen Wasserkörpern entsprechen.
Seemorphologie	<ul style="list-style-type: none"> Das Ausmaß der direkten morphologischen Veränderungen, z. B. Strukturveränderungen, die Schwankungen der Wasseroberfläche behindern, erlaubt die Anpassung und Erholung des Ökosystems bis zu einem Grad, an dem die biologische Vielfalt und die ökologische Funktionsfähigkeit den Bedingungen in unveränderten, natürlichen Wasserkörpern entsprechen.

Wasserentnahme	
Entnahme aus Flüssen und Seen	<ul style="list-style-type: none"> Umfang der Entnahme führt nur zu sehr geringer Verminderung des Abflusses; Wasserspiegelveränderungen haben höchstens sehr geringfügige Auswirkungen auf die Qualitätskomponenten.
Abflussregulierung	
Abflussregulierung bei Flüssen	<ul style="list-style-type: none"> Ausmaß der Abflussregulierung führt nur zu sehr geringer Verminderung des Abflusses; Wasserspiegelveränderungen haben höchstens sehr geringfügige Auswirkungen auf die Qualitätskomponenten.
Uferzonenvegetation	
	<ul style="list-style-type: none"> Natürlicher Bewuchs, der dem Typ und der geografischen Lage des Flusses entspricht.
Biologische Belastungen	
Einführung fremder Arten	<ul style="list-style-type: none"> Ausmaß der Einführung vergleichbar einer sehr geringen Beeinträchtigung der heimischen Flora und Fauna durch die Einführung von Fischen, Krebsen und Muscheln oder anderen Tier- und Pflanzenarten. Keine Beeinträchtigung durch invasive Tier- oder Pflanzenarten.
Fischerei und Aquakultur	<ul style="list-style-type: none"> Die Fischerei sollte den Erhalt der Struktur, Produktivität, Funktion und Vielfalt des Ökosystems, von dem sie abhängt, ermöglichen (einschließlich der Habitate und der mit diesem Ökosystem verbundenen und davon ökologisch abhängenden Arten). Der Besatz mit nichtheimischen Fischarten sollte sich nicht signifikant auf die Struktur und Funktionsfähigkeit des Ökosystems auswirken. Keine Auswirkungen durch Fischzucht.
Bio-manipulation	<ul style="list-style-type: none"> Keine Bio-manipulation.
Andere Belastungen	
Erholungsnutzungen	<ul style="list-style-type: none"> Keine intensive Nutzung von Referenzstellen für Erholungszwecke (kein intensives Camping, Baden, Bootfahren usw.).

Instrument 2. Auslegungen normativer Begriffsbestimmungen für biologische Qualitätskomponenten

Die Tabelle eignet sich möglicherweise nicht für alle Typen und Belastungen. Die Wahl der Indikatoren kann der Anpassung an die vorherrschende Form der Überwachung bedürfen. Es wird empfohlen, die Tabelle weiterzuentwickeln und in den Pilot-Einzugsgebieten und der künftigen Arbeit im ECOSTAT-Zusammenhang zu erproben. Auslegungen der normativen Begriffsbestimmungen sind auch für die physikalisch-chemischen und die hydromorphologischen Qualitätskomponenten erforderlich.

Flüsse	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Phytoplankton	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Phytoplanktongemeinschaft ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Sämtliche oder nahezu sämtliche vorkommenden Taxa spiegeln die typspezifische Phytoplanktongemeinschaft wider.</p> <p>Taxa, die nicht im Verzeichnis der typspezifischen Referenz-Phytoplanktongemeinschaft aufgeführt sind, treten entweder mit sehr geringer Abundanz auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Taxa außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In beiden Fällen deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.</p> <p>Die Größenstruktur der Phytoplanktongemeinschaft ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Abundanz – Nahezu sämtliche vorkommenden Taxa liegen innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte.</p> <p>Biomasse – Die Biomasse der Phytoplanktongemeinschaft liegt im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Sichttiefe – Die durchschnittliche Sichttiefe unterscheidet sich infolge des Phytoplanktons nicht signifikant von der bei Referenzbedingungen erwarteten Sichttiefe.</p> <p>Planktonblüten – Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die dem bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich entspricht.</p> <p>Anmerkung: <i>Taxonomische Zusammensetzung und Abundanz sind für alle Belastungen relevant; Biomasse, Sichttiefe und Planktonblüten sind vor allem für die Eutrophierung relevant.</i></p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Phytoplanktongemeinschaft kann von den typspezifischen Referenzbedingungen leicht abweichen.</p> <p>Die Gemeinschaft kann eine Minderheit von Taxa aufweisen, die Abweichungen von der typspezifischen Referenzgemeinschaft anzeigen.</p> <p>Es herrschen wahrscheinlich immer noch Taxa vor, die die typspezifische Referenz-Phytoplanktongemeinschaft wiedergeben.</p> <p>Die Größenstruktur der Phytoplanktongemeinschaft liegt nahe den Werten oder gerade außerhalb des Wertebereichs der typspezifischen Referenzbedingungen.</p> <p>Abundanz – Die vorkommenden Taxa liegen überwiegend innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte, einige Taxa können aber signifikant vom erwarteten Wert abweichen.</p> <p>Biomasse – Die Biomasse der Phytoplanktongemeinschaft ist größer als im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Die Gesamtzunahme der Algenabundanz ist nicht so groß, dass sie die Lichtverhältnisse oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers oder Sediments und somit die Zusammensetzung anderer Organismen gegenüber den erwarteten Bedingungen signifikant verändern würde.</p> <p>Planktonblüten – Planktonblüten können häufiger als erwartet auftreten, doch nicht so häufig und intensiv, als dass sie andere Qualitätskomponenten signifikant schädigen würden.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Phytoplanktongemeinschaft kann von den typspezifischen Referenzbedingungen deutlich abweichen.</p> <p>Die Gemeinschaft kann Taxa enthalten, die signifikante Abweichungen von der typspezifischen Referenzgemeinschaft aufweisen.</p> <p>Die Größenstruktur der Phytoplanktongemeinschaft liegt signifikant außerhalb des Wertebereichs der typspezifischen Referenzbedingungen.</p> <p>Abundanz – Zahlreiche Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Abundanzwerte.</p> <p>Biomasse – Die Biomasse der Phytoplanktongemeinschaft ist signifikant größer als im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Andere Qualitätskomponenten wie Makrophyten und benthische Invertebraten können durch die größere Abundanz von Algen verändert sein. (So kann die Besiedlungstiefe von Makrophyten nachweisbar beeinträchtigt sein, bedeutende Bereiche des Wasservegetation können verschwunden sein. Die benthische wirbellose Fauna kann infolge der vergrößerten Biomasse signifikant verändert sein.)</p> <p>Planktonblüten – Es treten regelmäßig anhaltende Planktonblüten auf. Selbst bei Typen, bei denen Planktonblüten auch bei Referenzbedingungen üblich sind, sind diese erheblich stärker ausgeprägt als es bei Referenzbedingungen zu erwarten wäre, und werden häufig von Taxa gebildet, die bei Referenzbedingungen gewöhnlich nicht vorherrschend sind.</p>

<p>Makrophyten und Phytobenthos</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Diese ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Alle oder nahezu alle vorkommenden Taxa sind in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt.</p> <p>Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Vorkommende Taxa, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind, treten gewöhnlich nicht oder nur selten auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Taxa außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In jedem Fall deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen nahezu sämtlicher vorkommenden Taxa liegen innerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereichs.</p> <p>Der insgesamt besiedelte Bereich liegt im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.</p> <p>Bakterienzotten und -beläge¹ – Es kommen keine anthropogen bedingten Beläge vor.</p> <p>(Bei Bakterienzotten und -belägen sollten auch andere Destruenten wie Pilze und tierische Mikroorganismen einbezogen werden.)</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – diese wird leicht von den typspezifischen Referenzbedingungen abweichen.</p> <p>Die vorkommenden Taxa sind überwiegend in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, doch können Taxa, die normalerweise nicht bei Referenzbedingungen auftreten, einen signifikanten Teil der Flora bilden.</p> <p>Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich oder gerade außerhalb desselben.</p> <p>Bei Referenzbedingungen vorherrschende Taxa sind wahrscheinlich immer noch vorherrschend.</p> <p>Abundanz – Die vorkommenden Taxa liegen überwiegend innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Abundanzwerte, doch können einige signifikant vom erwarteten Wertebereich abweichen.</p> <p>Bakterienzotten und beläge² – Es können anthropogen bedingte Beläge unter Steinen usw., jedoch nicht darauf vorkommen.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – weicht signifikant von den typspezifischen Referenzbedingungen ab.</p> <p>Nur die Hälfte der vorkommenden Taxa tritt regelmäßig in der typspezifischen Liste der Taxa auf. In der Flora können auch nicht in der typspezifischen Liste aufgeführte Taxa (insbesondere gegenüber Verschmutzung tolerante Taxa) vorherrschend sein.</p> <p>Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt signifikant außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereichs.</p> <p>Abundanz – Zahlreiche Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte; nicht in der typspezifischen Liste aufgeführte Taxa können in der Flora vorherrschen.</p> <p>Bakterienzotten und -beläge³ – Auf den nach oben gewandten Oberflächen von Steinen und anderen Substraten können mit dem bloßen Auge wahrnehmbare Bakterienzotten und -beläge vorkommen; sie bedecken jedoch nicht mehr als einen bescheidenen Anteil (beispielsweise 25%) des gesamten Substrats.</p>
-------------------------------------	--	---	---

¹ Gilt nur für Verschmutzung durch organisches Material.

² Gilt nur für Verschmutzung durch organisches Material.

³ Gilt nur für Verschmutzung durch organisches Material.

<p>Benthische wirbellose Fauna</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Diese ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Alle oder nahezu alle vorkommenden Taxa sind in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, und die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Vorkommende Taxa, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind, treten gewöhnlich nicht oder nur selten auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Taxa außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In jedem Fall deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.</p> <p>Abundanz – Nahezu sämtliche vorkommenden Taxa liegen innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Abundanzwerte.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, kommen in einem Umfang vor, der im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich liegt.</p> <p>Vielfalt – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen liegen im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.</p> <p>Bedeutende taxonomische Gruppen – Normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommende taxonomische Gruppen treten in ihren erwarteten verhältnismäßigen Anteilen auf.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich oder gerade außerhalb desselben.</p> <p>Die vorkommenden Taxa sind überwiegend in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, doch kommen auch meist nicht bei Referenzbedingungen auftretende Taxa vor.</p> <p>Bei Referenzbedingungen dominierende Taxa sind wahrscheinlich immer noch vorherrschend.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen einiger der vorkommenden Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereiche.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Einige Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen möglicherweise.</p> <p>Vielfalt – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen können außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs liegen.</p> <p>Bedeutende taxonomische Gruppen – Die meisten normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommenden taxonomischen Gruppen sind vorhanden, die Individuenzahlen einiger dieser Gruppen können aber gering sein; gelegentlich fehlen bedeutende Gruppen.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt signifikant außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs.</p> <p>Möglicherweise tritt nur die Hälfte der vorkommenden Taxa regelmäßig in der typspezifischen Liste der Taxa auf. In der Fauna können Taxa vorherrschen, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen zahlreicher oder gar der Mehrzahl der Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereiche.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Viele Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen wahrscheinlich.</p> <p>Vielfalt – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen liegen meist außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs. Dies kann beispielsweise auf eine starke Zunahme in der relativen Abundanz einiger nichtempfindlicher Taxa in Verbindung mit Verlusten empfindlicher Taxa zurückzuführen sein.</p> <p>Bedeutende taxonomische Gruppen – Einige normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommende taxonomische Gruppen kommen vor, die Individuenzahlen einiger dieser Gruppen können aber gering sein; einige bedeutende Gruppen fehlen.</p>
------------------------------------	--	--	--

<p>Fischfauna</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Diese ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Vorkommende Arten, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind, treten gewöhnlich nicht oder nur selten auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Arten außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In jedem Fall deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.</p> <p>Die Zahl der vorkommenden Arten liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.</p> <p>Abundanz – Nahezu sämtliche vorkommenden Arten liegen innerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereichs. Die Fischabundanz insgesamt liegt im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Arten, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, kommen in einem Umfang vor, der im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich liegt.</p> <p>Altersstufen – Alle erwarteten Altersstufen der typspezifischen Arten müssen vorhanden sein.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Arten liegt meist gerade noch im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich oder gerade außerhalb desselben.</p> <p>Die vorkommenden Arten sind überwiegend in der Liste der typspezifischen Arten aufgeführt, doch können auch normalerweise nicht bei Referenzbedingungen auftretende Arten vorkommen.</p> <p>Bei Referenzbedingungen dominierende Arten sind immer noch vorherrschend.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen einiger der vorkommenden Arten können außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereiche liegen. Die Gesamtabundanz der Fische liegt meist nahe dem oder gerade außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Arten, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, kommen in einem Umfang vor, der in der Nähe oder gerade außerhalb des unteren Endes des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs liegt.</p> <p>Altersstufen – Alle erwarteten Altersstufen der dominierenden typspezifischen Arten müssen vorhanden sein. Altersstufen weniger bedeutender Arten können fehlen.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Arten liegt signifikant außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs.</p> <p>Nur die Hälfte der vorkommenden Arten tritt regelmäßig in der typspezifischen Liste der Arten auf. In der Fauna können Arten vorherrschen, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen vieler oder sogar der Mehrheit der vorkommenden Arten liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereiche.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Zahlreiche Arten, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen wahrscheinlich.</p> <p>Altersstufen – Die typspezifischen vorherrschenden Arten sind immer noch vorhanden, doch können erwartete Alterstufen fehlen. Weniger bedeutende Arten können vollständig fehlen oder nur mit einer Abundanz vertreten sein, die signifikant außerhalb des für Stellen mit Referenzbedingungen erwarteten Wertebereichs liegt.</p>
-------------------	---	--	---

Seen	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Phytoplankton	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Phytoplanktongemeinschaft ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Sämtliche oder nahezu sämtliche vorkommenden Taxa spiegeln die typspezifische Phytoplanktongemeinschaft wider.</p> <p>Taxa, die nicht im Verzeichnis der typspezifischen Referenz-Phytoplanktongemeinschaft aufgeführt sind, treten entweder mit sehr geringer Abundanz auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Taxa außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In beiden Fällen deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.</p> <p>Die Größenstruktur der Phytoplanktongemeinschaft ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen nahezu sämtlicher vorkommenden Taxa liegen innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereiche.</p> <p>Biomasse – Die Biomasse der Phytoplanktongemeinschaft liegt im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Sichttiefe – Die durchschnittliche Sichttiefe unterscheidet sich infolge des Phytoplanktons nicht signifikant von der bei Referenzbedingungen erwarteten Sichttiefe.</p> <p>Planktonblüten – Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die dem bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich entspricht.</p> <p>Anmerkung: <i>Taxonomische Zusammensetzung und Abundanz sind für alle Belastungen relevant; Biomasse, Sichttiefe und Planktonblüten sind vor allem für die Eutrophierung relevant.</i></p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Phytoplanktongemeinschaft kann von den typspezifischen Referenzbedingungen leicht abweichen.</p> <p>Die Gemeinschaft kann eine Minderheit von Taxa aufweisen, die Abweichungen von der typspezifischen Referenzgemeinschaft anzeigen.</p> <p>Es herrschen wahrscheinlich immer noch Taxa vor, die die typspezifische Referenz-Phytoplanktongemeinschaft wiedergeben.</p> <p>Die Größenstruktur der Phytoplanktongemeinschaft liegt nahe den Werten oder gerade außerhalb des Wertebereichs der typspezifischen Referenzbedingungen.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen der vorkommenden Taxa liegen überwiegend innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte, einige Taxa können aber signifikant vom erwarteten Wertebereich abweichen.</p> <p>Biomasse – Die Biomasse der Phytoplanktongemeinschaft ist größer als im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Die Gesamtzunahme von Algen ist nicht so groß, dass sie die Lichtverhältnisse oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers oder Sediments und somit die Zusammensetzung anderer Organismen gegenüber den erwarteten Bedingungen signifikant verändern würde.</p> <p>Planktonblüten – Planktonblüten können häufiger als erwartet auftreten, doch nicht so häufig und intensiv, dass sie andere Qualitätskomponenten signifikant schädigen würden.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Phytoplanktongemeinschaft kann von den typspezifischen Referenzbedingungen signifikant abweichen.</p> <p>Die Gemeinschaft kann Taxa enthalten, die signifikante Abweichungen von der typspezifischen Referenzgemeinschaft aufweisen.</p> <p>Die Größenstruktur der Phytoplanktongemeinschaft liegt signifikant außerhalb des Wertebereichs der typspezifischen Referenzbedingungen.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen zahlreiche Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereiche.</p> <p>Biomasse – Die Biomasse der Phytoplanktongemeinschaft ist signifikant größer als im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Andere Qualitätskomponenten wie Makrophyten und benthische Invertebraten können durch die größere Abundanz von Algen verändert sein. (So kann die Besiedlungstiefe von Makrophyten nachweisbar beeinträchtigt sein, bedeutende Bereiche der Wasservegetation können verschwunden sein. Die benthische wirbellose Fauna kann infolge der vergrößerten Biomasse signifikant verändert sein.)</p> <p>Planktonblüten – Es treten regelmäßig anhaltende Planktonblüten auf. Selbst bei Typen, bei denen Planktonblüten auch bei Referenzbedingungen üblich sind, sind diese erheblich stärker ausgeprägt als bei Referenzbedingungen zu erwarten wäre, und werden häufig von Taxa gebildet, die bei Referenzbedingungen gewöhnlich nicht vorherrschend sind.</p>

<p>Makrophyten und Phytobenthos</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Diese ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Alle oder nahezu alle vorkommenden Taxa sind in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt.</p> <p>Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Vorkommende Taxa, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind, treten gewöhnlich nicht oder nur selten auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Taxa außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In jedem Fall Fällen deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.</p> <p>Abundanz – Die Abundanz nahezu sämtlicher vorkommenden Taxa liegen innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte.</p> <p>Der insgesamt besiedelte Bereich liegt im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.</p> <p>Bakterienzotten und beläge – Es kommen keine anthropogen bedingten Beläge vor.</p> <p>(Bei Bakterienzotten und belägen sollten auch andere Destruenten wie Pilze und tierische Mikroorganismen einbezogen werden.)</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – diese kann leicht von den typspezifischen Referenzbedingungen abweichen.</p> <p>Die vorkommenden Taxa sind überwiegend in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, doch können Taxa, die normalerweise nicht bei Referenzbedingungen auftreten, einen signifikanten Teil der Flora bilden.</p> <p>Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich oder gerade außerhalb desselben.</p> <p>Bei Referenzbedingungen dominierende Taxa sind wahrscheinlich immer noch vorherrschend.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen der vorkommenden Taxa liegen überwiegend innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte, doch können einige signifikant vom erwarteten Wertebereich abweichen.</p> <p>Bakterienzotten und beläge – Es können anthropogen bedingte Beläge unter Steinen usw., jedoch nicht darauf vorkommen.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – diese weicht signifikant von den typspezifischen Referenzbedingungen ab.</p> <p>Nur die Hälfte der vorkommenden Taxa tritt regelmäßig in der typspezifischen Liste der Taxa auf. In der Flora können nicht in der typspezifischen Liste aufgeführte Taxa (insbesondere gegenüber Verschmutzung tolerante Taxa) vorherrschen.</p> <p>Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt signifikant außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereichs.</p> <p>Abundanz – Zahlreiche Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte; nicht in der typspezifischen Liste aufgeführte Taxa können in der Flora vorherrschen.</p> <p>Bakterienzotten und -beläge – Auf den nach oben gewandten Oberflächen von Steinen und anderen Substraten können mit dem bloßen Auge wahrnehmbare Bakterienzotten und beläge vorkommen; sie bedecken jedoch nicht mehr als einen bescheidenen Anteil (beispielsweise 25%) des gesamten Substrats.</p>
--	---	--	---

<p>Benthische wirbellose Fauna</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Diese ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Alle oder nahezu alle vorkommenden Taxa sind in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, und die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.</p> <p>Vorkommende Taxa, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind, treten gewöhnlich nicht oder nur selten auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Taxa außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In jedem Fall Fällen deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.</p> <p>Abundanz – Die Abundanzen nahezu sämtlicher vorkommenden Taxa liegen innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereiche.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, kommen in einem Umfang vor, der im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich liegt.</p> <p>Vielfalt – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen liegen im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.</p> <p>Bedeutende taxonomische Gruppen – Normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommende taxonomische Gruppen treten in ihren erwarteten verhältnismäßigen Anteilen auf.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich oder gerade außerhalb desselben.</p> <p>Die vorkommenden Taxa sind überwiegend in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, doch kommen auch meist nicht bei Referenzbedingungen auftretende Taxa vor.</p> <p>Bei Referenzbedingungen dominierende Taxa sind wahrscheinlich immer noch vorherrschend.</p> <p>Abundanz – Einige der vorkommenden Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Einige Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen möglicherweise.</p> <p>Vielfalt – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen können außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs liegen.</p> <p>Bedeutende taxonomische Gruppen – Die meisten normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommenden taxonomischen Gruppen kommen vor, die Individuenzahlen einiger dieser Gruppen können aber igeringsin; gelegentlich fehlen bedeutende Gruppen.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt signifikant außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs.</p> <p>Möglicherweise tritt nur die Hälfte der vorkommenden Taxa regelmäßig in der typspezifischen Liste der Taxa auf. In der Fauna können nicht in der typspezifischen Liste aufgeführte Taxa vorherrschen.</p> <p>Abundanz – Zahlreiche oder gar die Mehrzahl der Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Viele Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen wahrscheinlich.</p> <p>Vielfalt – D Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen liegen meist außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs. Dies kann beispielsweise auf eine starke Zunahme in der relativen Abundanz einiger nichtempfindlicher Taxa in Verbindung mit Verlusten empfindlicher Taxa zurückzuführen sein.</p> <p>Bedeutende taxonomische Gruppen – Einige normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommende taxonomische Gruppen kommen vor, die Exemplare einiger dieser Gruppen aber in geringer Anzahl; einige bedeutende Gruppen fehlen.</p>
------------------------------------	---	---	--

<p>Fischfauna</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Diese ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.</p> <p>Vorkommende Arten, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind, treten gewöhnlich nicht oder nur selten auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Arten außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In jedem Fall deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.</p> <p>Die Zahl der vorkommenden Arten liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.</p> <p>Abundanz – Nahezu sämtliche vorkommenden Arten liegen innerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereichs.</p> <p>Die Gesamtabundanz der Fische liegt im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Arten, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, kommen in einem Umfang vor, der im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich liegt.</p> <p>Altersstufen – Alle erwarteten Altersstufen der typspezifischen Arten müssen vorhanden sein.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Arten liegt meist gerade noch im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich oder gerade außerhalb desselben.</p> <p>Die vorkommenden Arten sind überwiegend in der Liste der typspezifischen Arten aufgeführt, doch können auch normalerweise nicht bei Referenzbedingungen auftretende Arten vorkommen.</p> <p>Bei Referenzbedingungen dominierende Arten sind immer noch vorherrschend.</p> <p>Abundanz – Einige der vorkommenden Arten können außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte liegen.</p> <p>Die Gesamtabundanz der Fische liegt meist nahe dem oder gerade außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Arten, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, kommen in einem Umfang vor, der in der Nähe oder gerade außerhalb des unteren Endes des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs liegt.</p> <p>Altersstufen – Alle erwarteten Altersstufen der vorherrschenden typspezifischen Arten müssen vorhanden sein.</p> <p>Altersstufen weniger bedeutender Arten können fehlen.</p>	<p>Taxonomische Zusammensetzung – Die Zahl der vorkommenden Arten liegt signifikant außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs.</p> <p>Nur die Hälfte der vorkommenden Arten tritt regelmäßig in der typspezifischen Liste der Arten auf. In der Fauna können nicht in der typspezifischen Liste aufgeführte Arten vorherrschen.</p> <p>Abundanz – Viele oder sogar die Mehrheit der vorkommenden Arten liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte.</p> <p>Störungsempfindliche Taxa – Zahlreiche Arten, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen wahrscheinlich.</p> <p>Altersstufen – Die typspezifischen vorherrschenden Arten sind immer noch vorhanden, doch können erwartete Alterstufen fehlen. Weniger bedeutende Arten können vollständig fehlen oder nur mit einer Abundanz vertreten sein, die signifikant außerhalb des für Stellen mit Referenzbedingungen erwarteten Wertebereichs liegt.</p>
--------------------------	--	--	--

Instrument 3. Zahlenmäßige Beispiele zur Festlegung von Klassengrenzen gemäß Optionen A, B und C in Abschnitt 3.8

Im folgenden wird die Festlegung von Klassengrenzen veranschaulicht, wobei imaginäre Daten für einen bestimmten Indikator einer Qualitätskomponente verwendet werden – Artenvielfalt der benthischen Makroinvertebraten. Die Darstellung orientiert sich an den in Abschnitt 3.8.1 beschriebenen Schritten.

A. Ausreichende Daten von Stellen (oder historische Daten) liegen vor

1. Messungen an Orten mit Referenzbedingungen, die repräsentativ für Flüsse vom Typ XX sind, ergaben den folgenden Datensatz (Anzahl von Arten pro Flächeneinheit oder pro Messung): 35, 28, 29, 43, 45, 31, 37, 29, 33, 34, 39, 35, 32.

Als Referenzwert wurde der Zentralwert – 34 – bestimmt.

2. Der Datensatz wurde durch den Referenzwert dividiert, sodass sich folgende normalisierten Werte ergaben: 1.03, 0.82, 0.85, 1.26, 1.32, 0.91, 1.09, 0.85, 0.97, 1.00, 1.15, 1.03, 0.94.

3. Der Artenreichtum nimmt zum "schlechteren" Ende der Skala hin nicht zu. Daher war es nicht erforderlich, die im voraufgegangenen Schritt errechneten Werte umzukehren, um eine von 1 auf 0 abnehmende Skala zu erhalten.

4. Es wurde eines der niedrigeren Perzentile der in Schritt 2 errechneten normalisierten Werte gewählt, in diesem Fall das 10-Perzentil, das die Klassengrenze zwischen sehr gutem und gutem Zustand repräsentieren sollte: 0.83.

5. Messungen an Stellen des Flusses vom Typ XX, die als repräsentativ für einen guten ökologischen Zustand erachtet wurden, ergaben den folgenden Datensatz: 30, 27, 28, 31, 27, 29, 28, 23, 27, 24.

6. Die Division durch den Referenzwert (34) ergab die folgenden normalisierten Werte: : 0.88, 0.79, 0.82, 0.91, 0.79, 0.85, 0.82, 0.68, 0.79, 0.71.

7. Wiederum wurde das 10-Perzentil gewählt, das die Klassengrenze repräsentieren sollte: 0,68.

Zusammenfassend wurden somit die folgenden Klassengrenzen als EQR-Werte ausgedrückt:

Sehr guter Zustand: $\geq 1.00 - 0.83$

Guter Zustand: $0.83 - 0.68$.

Die übrigen Klassengrenzen wären auf dieselbe Weise festzulegen gewesen, hätten die diese Güteklassen repräsentierenden Nominalwerte vorgelegen.

Schließlich wäre zu bestimmen gewesen, ob die für einen bestimmten Gewässertyp entwickelte Skala auf alle Typen anwendbar wäre. Andernfalls müssten eigene Skalen entwickelt werden.

B. Daten von Stellen (oder historische Daten) liegen nur in begrenztem Umfang vor

1. Die folgende versuchsweise Skala von EQRs wurde von einer Expertengruppe auf der Grundlage eigener Sachkenntnis dessen, was für den Artenreichtum von Makroinvertebraten als Stufen von sehr gut bis schlecht geeignet wäre, erarbeitet:

Sehr guter Zustand: $\geq 1.00 - 0.80$

Guter Zustand: $0.80 - 0.60$

Mäßiger Zustand: $0.60 - 0.40$

Unbefriedigender Zustand: $0.40 - 0.20$

Schlechter Zustand: < 0.20 .

2. Die Anwendung der versuchsweisen Skala auf eine Reihe echter und virtueller Datensätze sowie die Prüfung, ob die Skala den normativen Begriffsbestimmungen des ökologischen Zustands in Anhang V 1.2 der Richtlinie entspricht, und die Auslegungen der normativen Begriffsbestimmungen in Instrument 2 des Instrumentariums dieses Leitfadens führten dazu, dass die Expertengruppe die Klassengrenzen wie folgt nach oben anpasste:

Sehr guter Zustand: $\geq 1.00 - 0.85$

Guter Zustand: $0.85 - 0.70$

Mäßiger Zustand: $0.70 - 0.55$

Unbefriedigender Zustand: $0.55 - 0.40$

Schlechter Zustand: < 0.40 .

3. Weitere Iterationen wurden nicht für notwendig erachtet. Es wurde empfohlen, die Skala neu zu beurteilen, wenn mehr Daten aus der Überwachung und Interkalibrierung vorliegen.

Es wurde entschieden, die Skala bis zur erneuten Bewertung weiterer Daten auf alle Typen von Flüssen anzuwenden.

C. Statistischer Ansatz (Optionen A und B sind nicht anwendbar)

1. Wie A1 oben.

2. Wie A2 oben.

3. Als "oberer Bezugspunkt" und Klassengrenze zwischen sehr gut und gut wurde das 10-Perzentil gewählt (wie A4 oben): 0.83.

4. Die Breite der übrigen vier Klassen wurde gleichmäßig auf das verbleibende Intervall aufgeteilt (der "untere Bezugspunkt" wurde auf Null festgesetzt, da höhere Werte als nicht notwendig erachtet wurden). Dies führte zu folgenden Klassengrenzen:

Sehr guter Zustand: $\geq 1.00 - 0.83$

Guter Zustand: $0.83 - 0.62$

Mäßiger Zustand: $0.62 - 0.41$

Unbefriedigender Zustand: $0.41 - 0.20$

Schlechter Zustand: < 0.20 .

Die Skala wäre vermutlich hin zu glatteren Zahlen nivelliert worden, da es keine quantitative Grundlage für eine zweistellige Genauigkeit gab.

Allgemeine Anmerkung zu Instrument 3:

Bei der Festlegung von Klassengrenzen fallen einige Stellen/Daten, die vorher für eine bestimmte Güteklasse ausgewählt worden waren, bei der sich ergebenden Einstufung in eine andere Klasse (grenzwertige Stellen/Daten). Dies bedeutet, dass die erste, vorläufige Klassifizierung dieser Orte und Daten bei der endgültigen Zustandseinstufung überprüft werden muss.

5 – Beispiele bewährter Praktiken

Beispiel 1. Entwicklung eines risikobezogenen Dringlichkeitskatalogs für stehende Gewässer in Großbritannien auf der Grundlage eines georeferenzierten Katasters, zur Unterstützung der Definition von Referenzbedingungen

Prinzip

Stehende Gewässer reagieren auf Belastungen des Einzugsgebietes (wie Erschließungsmaßnahmen, Bodennutzung, Veränderungen der Flächenbewirtschaftung und atmosphärische Deposition) mit Veränderungen ihrer physikalisch-chemischen Merkmale. Dies wiederum führt zu Veränderungen des Zustands der in ihnen erhaltenen biologischen Komponenten und kann, im Sinne der WRRL, zu Abweichungen von den Referenzbedingungen führen. Hier wird daher das Prinzip zugrunde gelegt, dass die Belastung des Einzugsgebietes als Hilfsgröße einen ungefähren Schätzwert für die Annäherung an die Referenzbedingungen liefert. Dieser Ansatz kann daher als vorläufiges Screening-Instrument oder Methode der Risikoabschätzung angesehen werden, um potenzielle Referenzstellen zu identifizieren. Diese können dann anhand der ökologischen Kriterien der WRRL für Referenzbedingungen auf ihre Eignung überprüft werden. Die Schwierigkeit liegt dabei in der Definition der WRRL der Klassengrenzen für den sehr guten Zustand auf der Grundlage von Belastungskriterien für „keine oder nur sehr geringfügige Störungen“, die bislang noch nicht erreicht wurden.

Methode

Die Umsetzung der WRRL erfordert ein Verfahren zur Identifizierung von Seen, bei denen das Risiko besteht, dass sich die Wasserqualität infolge der in ihrem Einzugsgebiet bestehenden Gefährdungen verschlechtern könnte. Es wurde ein Katalog entwickelt, der ein dreistufiges hierarchisches System der Dringlichkeit verwendet, um Umweltgefahren abzuschätzen. Nährstoffe und saure Niederschläge waren dabei Beispiele für Risiken. Für derartige Dringlichkeitsstufen waren grundlegende Informationen über Lage, Anzahl und Größe der Seen in Verbindung mit ökologischen Daten und Daten zur Wasserqualität sowie zum angestrebten (bzw. Referenz-) Zustand erforderlich. Da es vor dieser Untersuchung noch kein einheitliches umfassendes Verzeichnis der Seen und Talsperren in Großbritannien gab, war die Entwicklung eines georeferenzierten Katasters der britischen Standgewässer und ihrer physikalischen, chemischen und ökologischen Eigenschaften ein wesentlicher Bestandteil dieses Projekts.

Die britischen Messtischblätter (1:50.000) verzeichnen rund 46.000 Standgewässer, davon etwa 14.000 Gewässer mit einer Oberfläche > 1 ha. Zu den meisten dieser Gewässer - auch vielen der größeren, bei denen man von einem guten Zustand ausgeht - stehen den Aufsichtsbehörden kaum Daten zur Verfügung.

Um die Umsetzung der WRRL zu unterstützen, wurde das einzig realistische Vorgehen für das Zusammenbringen von Informationen über den Großteil dieser Gewässer in der Verwendung großmaßstäbiger Datensätze gesehen, die den größten Teil der Landoberfläche Großbritanniens abdecken, zusammen mit mehreren einfachen Modellen, um zu Abschätzungen der unterschiedlichen Belastungen zu gelangen. Schwerpunkt des Projekts ist bislang die Identifizierung derjenigen Gewässer, bei denen die Gefahr besteht, die Ziele der WRRL nicht zu erreichen. Diese Arbeiten werden unten dargestellt.

Das Kataster selbst verzeichnet die grundlegenden physischen Eigenschaften sämtlicher britischer Standgewässer, die aus dem digitalen Gelände-Datensatz der Landesvermessungsstelle (1:50.000) gewonnen wurden. Für die Gewässer mit einer Fläche von mehr als einem Hektar wurden die Grenzen der Einzugsgebiete generiert und die dazu gehörigen Attributdaten abgeleitet, um die Erstellung eines risikobezogenen Dringlichkeitskatalogs zu ermöglichen. Das Kataster wurde unter Verwendung eines Metadaten-Systems mit externen Datenbanken verknüpft; aus einigen dieser Datenbanken wurden für mehr als 400 Wasserkörper zusammenfassende Daten zur Gewässerchemie zusammengestellt. Man hofft, dass künftig weitere Metadaten und zusammenfassende Daten hinzugefügt werden können, wenn und sobald Daten verfügbar sind.

Projektskizze

Das Projekt umfasste zwei Phasen. Die 2001 abgeschlossene Phase 1 war eine Untersuchung der Rahmenbedingungen, um Inhalt und Struktur des Katasters zu bestimmen und den risikobezogenen Dringlichkeitskatalog zu entwerfen. In Phase 2 wurde das Kataster inhaltlich gefüllt und der risikobezogene Dringlichkeitskatalog weiterentwickelt, erprobt und verbessert. Der dazu gewählte Ansatz folgt weitgehend den vom DETR (2000) herausgegebenen Vorgaben für die Umweltverträglichkeitsprüfung und Risikovorsorge. Das Vorgehen stützt sich auf die drei Eigenschaften Bedeutung, Gefährdung und Empfindlichkeit; dafür wurden entsprechende Hilfsgrößen bestimmt. Es wurde ein dreistufiger Ansatz gewählt: Auf Risikostufe 1 wird auf der Grundlage der aus bereits verfügbaren Datenquellen gewonnenen Mindestinformationen eine erste zügige Bewertung aller stehenden Gewässer in Großbritannien (rund 14.000 mit einer Fläche > 1 ha) vorgenommen. Diese Bewertung wird sodann als Orientierung für die Beschaffung weiterer Daten zur eingehenderen Beurteilung einer Teilgruppe von Standgewässern auf Risikostufe 2 (einige Hundert bis einige Tausend) verwendet; noch detaillierter wird schließlich auf Risikostufe 3 mit einer sehr kleinen Teilgruppe von Gewässern (unter hundert) vorgegangen, für die vermutlich Sanierungsmaßnahmen ergriffen werden müssen.

Phosphor als Indikator für die Nährstoffbelastung

Die anthropogen bedingte Phosphorfracht (menschliche Abwässer, Oberflächenabfluss sowie Siedlungsabfall und Abfall aus Tierhaltung – Daten zu letzterem sind für Schottland nicht verfügbar)

wurde als Hilfsgröße für das Eutrophierungsrisiko verwendet. Unter Verwendung der entsprechenden OECD-Gleichungen wurden die Frachten in seenspezifische Konzentrationen umgewandelt und die Seen auf Basis der allgemein gebräuchlichen Vollenweider-Klassifizierung der Seen-Trophie („OECD-Vollenweider-Modell,“) in eine Rangfolge gebracht. Die Retentionszeit wurde verwendet, um Seen zu ermitteln, in denen Algen ausreichend lange verbleiben, um den Phosphor im Wasser zu nutzen. Da für die meisten Seen keine Daten zur Tiefe vorlagen, wurden in den Berechnungen modellierte Tiefen verwendet.

Versauerung durch atmosphärische Deposition

Einfacher gestaltete sich auf Risikostufe 1 die Abschätzung der Gefährdung und der Anfälligkeit für Versauerung, da die entsprechenden Datensätze bereits für andere Zwecke zusammengestellt worden waren. Der Gefährdungsgrad wurde anhand der Gesamtsäuredeposition ermittelt, wobei fünf Klassen gebildet wurden. Nur die Seen der Klasse 1 ($< 0,5 \text{ keq/ha} \cdot \text{a}$) wurden nicht der Empfindlichkeitsbewertung unterzogen. Daten zur Versauerungsempfindlichkeit von Seen lagen bereits vor: im Maßstab von 1 km-Planquadraten und bezogen auf den Puffereffekt des vorherrschenden Bodentyps und die grundlegende Geologie in jedem Planquadratfeld. Es wurden fünf Empfindlichkeitsklassen definiert. Nur Seen der Klassen 1 und 2 (hoch bzw. mittel-hoch) wurden der abschließenden Risikobewertung auf Stufe 1 unterzogen. Die Säureeintrags- und Süßwasserempfindlichkeitsklassen der Seen wurden gemeinsam bestimmt; anschließend kamen die Seen mit spezifizierten Kombinationen von Säureeintrags- und Empfindlichkeitsklassen in die Risikobeurteilung auf Stufe 2.

Identifizierung potenzieller Referenzstellen

Eutrophierung und Versauerung gelten europaweit als die beiden wichtigsten Ursachen für den Rückgang der Wasserqualität von Standgewässern (Quelle: Dobris-Zustandsbericht). Die hier beschriebene Methode ermöglicht ein nationales Screening aller stehenden Gewässer von mehr als 1 ha Größe, um ihre Gefährdung durch diese beiden Schadensquellen zu prüfen. Die Teilgruppe von Standgewässern, die auf Stufe 1 als einem minimalen Risiko durch Belastungen des Einzugsgebietes unterliegend identifiziert wurden, bildet die Grundlage für die eingehendere Stufe-2-Bewertung auf örtlicher Ebene, sowohl zur Validierung der Bewertung der hauptsächlichen Belastungen „Nährstoffeintrag“ und „Versauerung“ als auch zur Beurteilung anderer Belastungen und Auswirkungen, die für Referenzbedingungen von Belang sind, etwa Aufstau, Uferlinienentwicklung usw.

Kontrolle der Ergebnisse des Katalogs

Die Anwendung des Katalogs auf dreißig Versuchsseen in ganz Großbritannien zeigt, dass die Schemata sowohl für die Eutrophierung als auch für die Versauerung zuverlässige Risikobewertungen ergeben.

Diese dreißig Seen waren solche, die durch direkte Erhebungen und Probenahmen in Bezug auf ihre physikalisch-chemische und biologische Qualität gut untersucht waren. Zusätzlich wurde an einigen Untersuchungsorten paläolimnologische Analysen durchgeführt.

Es wird empfohlen, diese Methode zur Identifizierung potenzieller Referenzseen in einem ersten Schritt als Screeningverfahren zu verwenden, da sie einen Ansatz für eine große Zahl von Standgewässern bietet, für die es keinen direkten Hinweis auf ihren Zustand gibt. Sie könnte in Verbindung mit dem in Beispiel 2 dieses Abschnitts beschriebenen Verfahren – „Die Verwendung der Paläolimnologie und des Artenwechsels für die Auswahl potenzieller Referenzseen“ – angewendet werden und so eine zweigleisige Bewertung von Untersuchungsorten für die weitere Beurteilung ermöglichen.

Beispiel 2. Die Verwendung der Paläolimnologie und des Artenwechsels für die Auswahl potenzieller Referenzseen

Prinzip

Die Wasserrahmenrichtlinie sieht vor, Seen auf der Grundlage der aktuell vorkommenden biologischen Qualitätskomponenten einzustufen. Das für diese Einstufung beschriebene System bewertet Zustandsveränderungen, indem der aktuelle Zustand eines Sees mit dem Zustand bei Referenzbedingungen verglichen wird (d. h.: Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen.). Die Identifizierung einer Gruppe von Seen ohne störende Einflüsse ist in Westeuropa schwierig und setzt voraus, dass alle möglichen Ursachen von Störungen bekannt und quantifiziert sind. Für Seen gibt es eine alternative Methode – die Anwendung der Paläolimnologie. Sie erlaubt den direkten Vergleich subfossiler Komponenten biologischer Assoziationen unter den Bedingungen eines früheren ungestörten Zustandes mit denselben biologischen Komponenten im aktuellen Zustand.

Methode

In Großbritannien wurden paläolimnologische Untersuchungen meist anhand von Kieselalgen durchgeführt; daher bieten sich Diatomeen praktischerweise für die Identifizierung potenzieller Referenzseen im gesamten Spektrum von Seentypen an. Zudem haben sich Kieselalgen als eine der empfindlichsten biologischen Qualitätskomponenten erwiesen; sie reagieren auf die beiden bedeutendsten Belastungen westeuropäischer Seen, die Eutrophierung und die Versauerung (Quelle: Dobris-Zustandsbericht). Sedimentkerne aus den tiefsten Teilen eines Sees können datiert und die Diatomeenassoziationen beschrieben werden, so dass sich ihre Entwicklung über lange Zeiträume verfolgen lässt. Im Sinne der WRRL können Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse als solche interpretiert werden, wie sie vor dem Auftreten der intensiven Landwirtschaft und größerer Störungen durch die Industrialisierung herrschten. Für Großbritannien bedeutet dies ungefähr die Zeit um 1850. Die Klassifizierung der damals existierenden Kieselalgen ermöglicht eine vorläufige „diatomeenbasierte Typologie“ von Seen. Der Vergleich damaliger Sedimentschichten mit heutigen Diatomeenassoziationen erlaubt eine Beurteilung der Ähnlichkeit eines Sees mit Referenzbedingungen.

Projektskizze

Für 166 Seen im gesamten Vereinigten Königreich (England, Schottland, Wales und Nordirland) liegen Analysen von Sedimentkernen vor. Die Schichten aus der Zeit um oder vor 1850 wurden untersucht, ihre

Diatomeenassoziationen beschrieben. Die Analyse mittels Ward's Minimum-Varianz-Clusterbildung ergab eine optimale Anzahl von sechs Endgruppen von Diatomeenassoziationen. Offenbar repräsentieren die 166 Seen des Diatomeendatensatzes ein breites Spektrum der britischen Seentypen und eine weite geografische Verbreitung; ihre Diatomeenassoziationen um 1850 können daher zunächst als repräsentative Referenzassoziationen für die britischen Seen gelten.

Der Vergleich dieser Bodenkernschichten mit Kieselalgen-Assoziationen in den jüngsten Schichten ermöglicht somit den direkten Vergleich früherer mit heutigen Diatomeenassoziationen. Der Grad der floristischen Veränderung (Diatomeen-Artenwechsel) zwischen den Boden- und Oberflächen-Kernproben jedes der 166 Seen wurde unter Verwendung einer einfachen Sehnendistanz-Unähnlichkeitsmatrix (chord distance dissimilarity measure) bestimmt. Die Punktwerte reichen von 0 bis 2, wobei 0 angibt, dass zwei Proben genau gleich sind, und 2, dass sie völlig unterschiedlich sind. Bei Punktwerten < 0.39 gilt, dass der See einen nichtsignifikanten Artenwechsel beim 2,5-Perzentil aufweist. Ebenso weist der See bei einem Punktwert < 0.48 beim 5-Perzentil, und bei Punktwerten < 0.58 einen nichtsignifikanten Artenwechsel beim 10-Perzentil auf.

In jeder der sechs Diatomeen-Endgruppen wurden die Seen entsprechend dem Grad der floristischen Veränderung zwischen Boden- und Oberflächen-Kernproben in eine Rangfolge gebracht.

In Gruppe 1 gibt es nur sehr wenige Seen mit geringem Artenwechsel, wobei nur zwei eine Sehnendistanz von < 0.48 aufweisen. Dies zeigt, dass es derzeit nur wenige Beispiele potenzieller Referenzseen in dieser Gruppe des Diatomeen-Datensatzes gibt. Ähnliches gilt für Gruppe 2, wo nur 4 Seen eine Sehnendistanz von < 0.48 aufweisen. Bei den Gruppen 1 und 2 handelt es sich weitgehend um Flachlandregionen in relativ produktiven Einzugsgebieten, sodass viele Seen von Eutrophierung betroffen sind. Es kann daher schwierig sein, unter diesen Seentypen gute Beispiele für potenzielle Referenzseen zu finden.

In Gruppe 3 gibt es zahlreiche Beispiele für Seen mit geringem Artenwechsel (ca. 50% der Seen in dieser Gruppe weisen eine Sehnendistanz von < 0.48 auf). Bei diesem Seentyp finden sich also gute Beispiele für Referenzseen. Zu beachten ist allerdings, dass es in dieser Gruppe nur wenige englische und walisische Seen gibt.

In Gruppe 4 gibt es nur 7 Seen mit einem Artenwechsel von < 0.48 . Geht man davon aus, dass zu dieser Gruppe die meisten größeren (tiefen) Seen gehören, dürften sich hier mehr Beispiele potenzieller Referenzseen finden lassen.

In Gruppe 5 gibt es 11 Seen mit einem Artenwechsel von < 0.48 . Viele Seen dieser Gruppe sind versauert.

In Gruppe 6 haben 15 Seen eine Artenfluktuation von < 0.48 . Hier gibt es zwar eine gewisse Anzahl potenzieller Referenzseen, doch sind viele Seen dieser Gruppe geschädigt; offenbar zählen zu den Belastungen sowohl Eutrophierung als auch Versauerung.

Prüfung der Projektergebnisse

Die als potenzielle Referenzorte ausgewählten Seen werden anhand der Belastungskriterien aus Beispiel 1 dieses Abschnitts gegengeprüft („Entwicklung eines risikobezogenen Dringlichkeitskatalogs für stehende Gewässer in Großbritannien auf der Grundlage eines georeferenzierten Katasters, zur Unterstützung der Definition von Referenzbedingungen“).

Aus jedem der 6 diatomeenbezogenen Typen wurden repräsentative Seen mit einer Sehendistanz von <0.4 für Erhebungen und Probenahmen ausgewählt, um die heutigen Assoziationen biologischer Komponenten zu bestimmen. Diese Daten dürften sich für die Entwicklung von Klassifizierungsinstrumenten und für die Interkalibrierung als hilfreich erweisen.

Auf jeder Stufe wird beurteilt, inwieweit die Kriterien für Referenzbedingungen gemäß WRRL eingehalten werden.

Beispielergebnisse aus der Untersuchung: Seen vom Typ 4 (potenzielle Referenzseen hervorgehoben)

Code der Messtelle	Name des Sees	grid ref	Land	WBID	Wardcluster	chord distance
MARE	Loch Maree	NG 985675	S	14057	4	0.12908
LOMO	Loch Lomond North Basin	NS 365945	S	24447	4	0.2199
RANN	Loch Rannoch	NN 610580	S	22782	4	0.25262
CRAI	Loch of Craiglush	NO 042444	S	23557	4	0.32084
ECK	Loch Eck	NS 141939	S	24996	4	0.41377
WAST	Wast Water	NY 165060	E	29183	4	0.43559
EINI	Loch Einich	NN 913990	S	21191	4	0.47976
LOWS	Loweswater	NY 126217	E	28986	4	0.52396
AWE	Loch Awe North Basin	NM 930 065	S	24025	4	0.65754
BUTT	Loch of Butterstone	NO 058449	S	23531	4	0.67202
CLUN	Loch of Clunie	NO 115442	S	23561	4	0.71851
AWE	Loch Awe South Basin	NM 930 065	S	24025	4	0.73948
LDE	Loch Dee	NX 470790	S	27948	4	0.74503
BALA	Lake Bala or Llyn Tegid	SH 905347	W	34987	4	0.76477
CWEL	Llyn Cwellyn	SH 560549	W	34002	4	0.80267
MARL	Marlee Loch	NO 145443	S	23553	4	0.87704
MENT	Lake of Menteith	NN 580005	S	24919	4	0.94378
BASS	Bassenthwaite Lake	NY 214296	E	28847	4	0.97801
LOWE	Loch of Lowes	NO 049439	S	23559	4	1.17712
DOON	Loch Doon	NX 495985	S	27604	4	1.21363
ESTH	Esthwaite Water	SD 358969	E	29328	4	1.33895
EARN	Loch Earn	NN 640235	S	24132	4	1.62814

Beispiel 3. Festlegung und Validierung von Referenzbedingungen für Seen und große Flüsse in den deutschen Teilen des Norddeutschen Tieflands (Ökoregion 14) mittels Paläolimnologie

Einleitung

Die EU-Mitgliedstaaten müssen die Festlegung typspezifischer Referenzbedingungen für Oberflächenwasserkörper bis 2004 abgeschlossen haben. Nicht für alle Typen von Seen und Flüssen der Ökoregion 14 lassen sich solche Referenzbedingungen raumbezogen ableiten; insbesondere für flache und durchflossene Seen sind auf Modellierung basierende Methoden erforderlich. Auf Modellen basierende typspezifische biologische und physikalisch-chemische Referenzbedingungen lassen sich unter Verwendung von Rückberechnungsverfahren ableiten. Eine zulässige Methode, zu quantitativen Daten über Biota und physikalisch-chemische Bedingungen zu gelangen, besteht in der Analyse fossiler Diatomeengemeinschaften von Sedimentkernen und der Rekonstruktion von Nährstoffkonzentrationen auf der Grundlage von Diatomeen-Umwelt-Transferfunktionen. Solche quantitativen paläolimnologischen Ansätze nutzen multivariate Statistiken und regionale kalibrierte Datensätze.

Die Situation in der Ökoregion 14

In Norddeutschland gibt es rund 500 Seen mit mehr als 50 ha Fläche. Ihre Trophie reicht von oligotroph bis hypereutroph. Die Wasserkörper sind 1 m bis 68 m tief und vollständig in den lehmigen Sand der weichseleiszeitlichen Moränen eingebettet. Das Grundwasser ist reich an Hydrogenkarbonat und Phosphor. Die Phosphorkonzentrationen der Seen sind stark von der Verweilzeit (<0,1 bis > 30 Jahre), diese wiederum vom Seevolumen und der Einzugsgebietsgröße (1 bis 20.000 km²) abhängig. Sämtliche See-Einzugsgebiete sind seit dem 12. bis 13. Jh. klar umrissen, keiner der Seen kann als ungestört eingestuft werden. Nach 1750 wurden rund 30% der Einzugsgebiete aufgeforstet. Eine Gruppe von etwa 30 Seen mit kleinen Einzugsgebieten blieb während der letzten 200 Jahre von Einflüssen durch die Landwirtschaft verschont und hat sich in dieser Zeit quasi renaturiert. Diese Seen bilden das Netz ökologischer Referenzorte der oligotrophen und leicht mesotrophen stratifizierten Seentypen. Die höheren mesotrophen und eutrophen Referenzbedingungen für Seen mit größeren Einzugsgebieten und Zustrom von Oberflächenwasser durch Flüsse sind unter heutigen Umständen nicht vorhanden. Daher wurden (teils seit Oktober 2002) drei kooperierende, für REFCOND relevante paläolimnologische Projekte auf den Weg gebracht:

- Paläolimnologische Rekonstruktion von Referenzbedingungen für durchflossene Seen im Einzugsgebiet der Havel (Landesumweltamt Brandenburg, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung, 2002–2004)
- Biotische Referenzbedingungen für flache Seen: Paläolimnologische Untersuchungen von Diatomeen, Algenpigmenten, Chironomiden und Makrophyten im Einzugsgebiet der Spree

- (Brandenburgische Technische Universität Cottbus, gefördert vom Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, 2001–2002)
- Rekonstruktion natürlicher biotischer Referenzbedingungen in Verbindung mit hydromorphologischen, hydraulischen und hydrochemischen Bedingungen von Flüssen im nordöstlichen deutschen Tiefland (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, gefördert von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 2002–2004).

Ermittlung typspezifischer Referenzbedingungen für Seen mittels Diatomeen – Prinzip und erste Ergebnisse

Der paläolimnologische Ansatz dient dazu, ungestörte Diatomeenassoziationen (benthische und planktonische) darzustellen und die Beziehungen zwischen Einzugsgebietsgröße und ungestörter Gewässerchemie im Hinblick auf den angenommenen starken Einfluss der Seenmorphologie zu quantifizieren. Zur Darstellung der Transferfunktionen zwischen littoralen Diatomeen und TP, TN, DIC, pH, Chlorid und dem DOC:TP-Verhältnis in 84 deutschen Seen und Flussabschnitten wurden die „Weighted averaging-Regression“ und Kalibrierung von 304 Indikatorentaxa mit Toleranz-„Downweighting“ und klassischer Expansion („deshrinking“) verwendet (Schönfelder et al., 2002). Auf littoralen Diatomeen basierende Transferfunktionen wurden erfolgreich verwendet, um die frühere Gewässerchemie in durchflossenen und flachen Seen, wie dem Großen Treppensee, zu rekonstruieren (siehe Abb. 1). Für tiefe Seen befindet sich ein Diatomeendatensatz auf der Grundlage profundaler Proben von > 100 Stellen in der Entwicklung. Es wurden zwölf Seen ausgewählt, um lange Sedimentkerne zu erbohren. Sie können im Hinblick auf ihre Wasseraufenthaltszeiten in vier Seentypen klassifiziert werden. Diatomeenbasierte Abschätzungen von TP und TN werden verwendet, um ein Modell für die Vorhersage von TP und TN in Seen als bivariate Funktion von Einzugsgebietsgröße und Seevolumen bei ungestörten Bedingungen zu entwickeln. Das Modell wird mittels Daten aus den am weitesten renaturierten Seen der Region validiert. Jüngste Untersuchungen zu Flusseen mit großem Einzugsgebiet wie dem Großen Treppensee zeigen, dass es bereits ab AD 1250 zu anthropogenen Einflüssen auf die Wasserqualität kam. Bei anderen Seen mit kleinerem Einzugsgebiet zeigen sich anthropogene Belastungen durch Siedlungen und intensivierete Landwirtschaft anhand fossiler Diatomeen erst Ende des 18. Jahrhunderts.

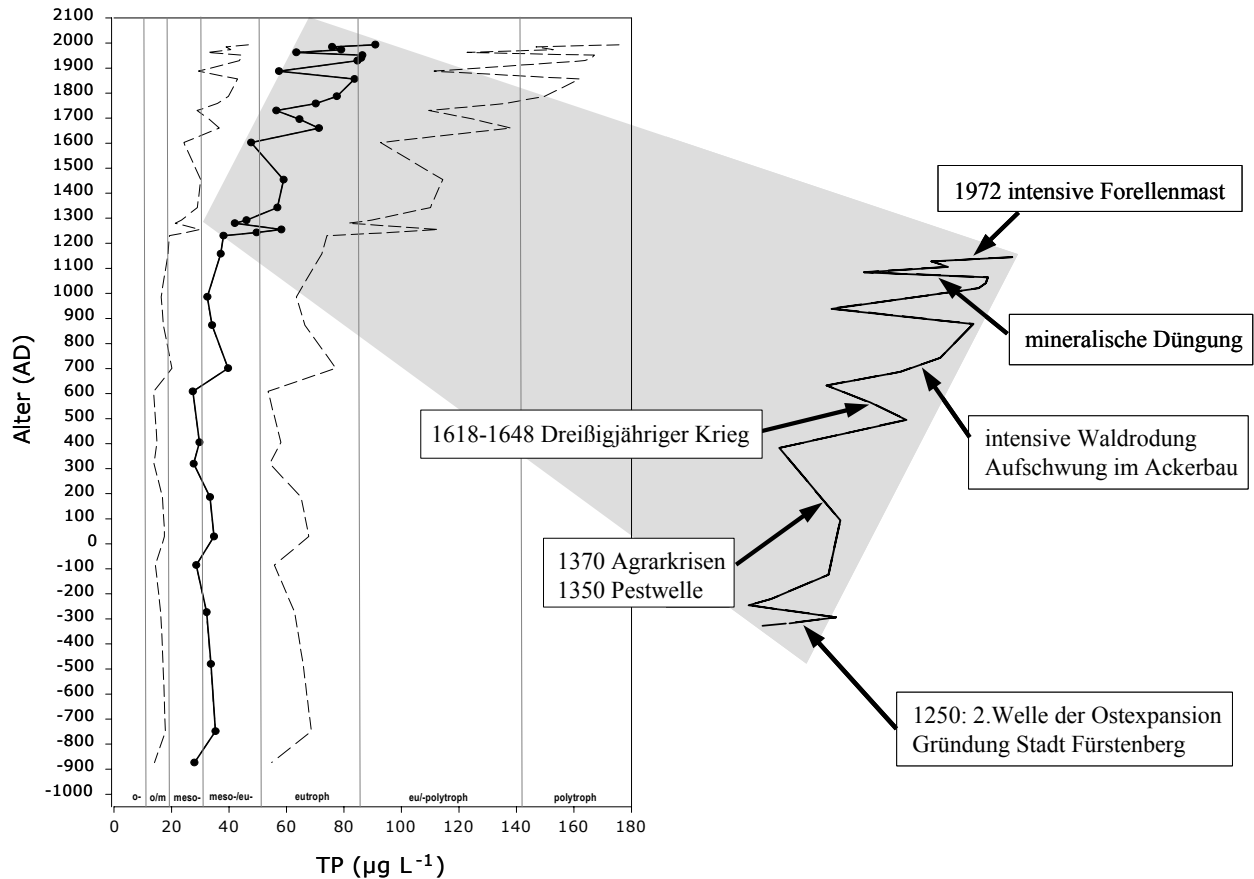


Abb. 1. Langfristige Veränderungen der TP-Konzentrationen im Großen Treppensee, dargestellt anhand von Diatomeen und den wichtigsten historischen Entwicklungen im Einzugsgebiet, die zu höheren oder niedrigeren TP-Konzentrationen führten. Der starke anthropogene Einfluss auf diesen durchflossenen See setzte bereits 1250 ein. Um den ungestörten Zustand solcher Seentypen zu rekonstruieren, brauchen die Wasserbehörden quantitative Darstellungen früherer Jahrhunderte.

Literatur:

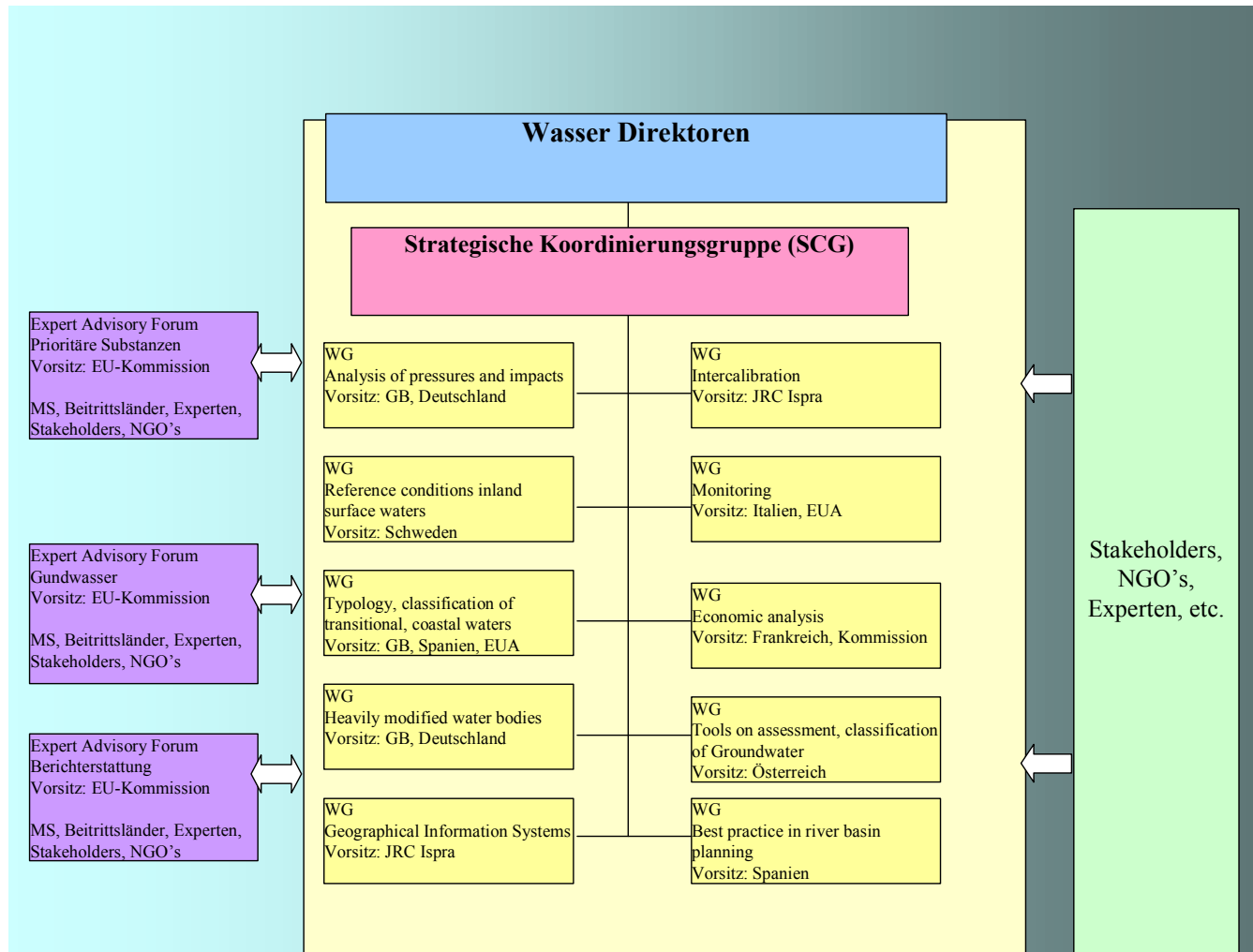
Schönfelder, I., J. Gelbrecht, J. Schönfelder & C. E. W. Steinberg, 2002. Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *J. Phycol.* 38: 66-82.

LITERATURVERZEICHNIS

- AQEM consortium 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- Cardoso, A.C., Duchemin, J., Margarou, P. & Premazzi, G., 2001. Criteria for the identification of freshwaters subject to eutrophication. Their use for implementation of the "Nitrates" and Urban Waste Water Directives. – Environment Institute, Water research and Monitoring Unit, JRC Ispra & Directorate General for Environment, European Commission. EUR 1910 EN.
- CEN 2002. A guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. CEN TC 230/WG 2/TG 5: N30. Fifth revision: March 2002
- Clarke, R. 2000. Uncertainty in estimates of biological quality based on RIVPACS. pp 39-54, In: J. F. Wright, D. W. Sutcliffe, and M. T. Furse (eds). Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- De Wilde, A.J. & Knoben, R. A.E. 2001. Setting classboundaries for the classification of rivers and lakes in Europe. – REFCOND discussion paper for evaluation of techniques. Royal Haskoning, The Netherlands.
- Fozzard, I., Doughty, R., Ferrier, R.C., Leatherland, T., and Owen, R. (1999) A quality classification for management of Scottish standing waters. *Hydrobiologia* 395/396 pp 433-453
- Johnson, R.K. 2001. Defining reference conditions and setting class boundaries in ecological monitoring and assessment. – REFCOND discussion paper for evaluation of techniques. University of Agricultural Sciences, Department of Environmental Assessment, Sweden.
- Nixon, S., Grath, J. & Bøgestrand, J. 1986. EUROWATERNET. The European Environment Agency's Monitoring and Information Network for Inland Water Resources. Technical Guidelines for Implementation. Technical Report no 7. EEA, Copenhagen 1998.
- Oberdorff, T., Pont D., Hugueny, B., Chessel D. 2002. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46: 399-415
- Oberdorff, T., Pont D., Hugueny B., Porcher J.P. 2002. Development and validation of a fish-

- based index (FBI) for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, 47: 1720-1734
- Owen, R., Duncan, W. & Pollard, P. 2001. Definition and Establishment of Reference Conditions. - REFCOND discussion paper for evaluation of techniques. Scottish Environment Protection Agency, Aberdeen, Scotland.
- OSPAR, 2000. 00/9/2 OSPAR Add.6 and OSPAR 00/20/1, § 9.5b. Euroharp Draft Guideline 6: Quantification and Reporting of Nitrogen and Phosphorus Losses from Diffuse Anthropogenic Sources, and Natural Background Losses. Reference Number: 2000-12.
- SEPA, 2000. Environmental Quality Criteria – Lakes and Watercourses. – Swedish Environmental Protection Agency (SEPA). Report 5050.
- SNIFFER (Scottish and Northern Ireland Forum for Environmental Research. (2000) Palaeolimnological investigation of Scottish freshwater lochs. ENSIS Ltd. Ref: SR(00)02S. Available from Foundation for Water Research.
- UBA, 1996. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UN/ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. – Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Texte 71/96, Berlin.
- US EPA 1998. Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria: Technical Guidance Document (1998) – US Environmental Protection Agency. EPA 822-B00-98-001.
- US EPA 2000. Nutrient criteria technical guidance Manual. Lakes and reservoirs. 1st edition. – US Environmental Protection Agency. EPA 841-B-98-007. Office of Water and Technology, Washington DC 20460.
- Usseglio-Polatera, P., Beisel, J.-N., Archaimbault, V. & de Crespin de Billy, V. 2002. Biological and ecological traits in macrobenthic community: a bioassessment -system using faunal lists achieved with a French Standardized Protocol (IBGN). AQEM Conference, 9-10th December 2002, Ede (The Netherlands)
- Van de Bund, W. 2001. Assigning water body types: an analysis of the REFCOND questionnaire results. - REFCOND discussion paper for evaluation of techniques. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Inland and Marine Waters Unit, Ispra, Italy.
- Wright, J. F., Sutcliffe, D. W. & Furze, M. T. 2000. Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, England

Anhang A: Gesamtstruktur der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie (CIS)



Anhang B – Verzeichnis der REFCOND-Mitglieder und weiterer Ansprechpartner

Land	Familienname	Vorname	E-mail
<u>Mitgliedsstaaten (Hauptansprechpartner in Fettdruck)</u>			
Österreich	Koller-Kreimel	Veronika	veronika.koller-kreimel@bmlf.gv.at
Österreich	Ofenboeck	Gisela	Gisela.Ofenboeck@bmlfuw.gv.at
Österreich	Konecny	Robert	konecny@ubavie.gv.at
Belgien	Schneiders	Anik	anik.schneiders@instnat.be
Belgien	Van Den Langenbergh	Veronique	v.vandenlangenbergh@vmm.be
Dänemark	Kaas	Hanne	hka@dhi.dk
Dänemark	Karotki	Ivan B.	ibk@sns.dk
Dänemark	Nielsen	Kurt	kni@dmu.dk
Dänemark	Skriver	Jens	JES@DMU.DK
Dänemark	Søndergaard	Martin	ms@DMU.dk
Finnland	Heinonen	Pertti	pertti.heinonen@vyh.fi
Finnland	Pilke	Ansa	ansa.pilke@vyh.fi
Frankreich	Stroffek	Stephane	stephane.stroffek@eurmc.fr
Frankreich	Wasson	Jean-Gabriel	jean-gabriel.wasson@cemagref.fr
Deutschland	Carstens	Marina	marina.carstens@lung.mv-regierung.de

Deutschland	Irmer	Ulrich	Ulrich.Irmer@uba.de
Deutschland	Rechenberg	Bettina	Bettina.Rechenberg@uba.de
Griechenland	Skoulikidis	Nikolaos	nskoul@posidon.ncmr.gr
Griechenland	Andreadakis	A.	andre1@central.ntua.gr
Irland	Bowman	Jim	j.bowman@epa.ie
Irland	Cunningham	Peter	p.cunningham@epa.ie
Italien	Passino	Roberto	direzione@irsa.rm.cnr.it
Italien	Buffagni	Andrea	buffagni@irsa.rm.cnr.it
Italien	Tartari	Gianni	tartari@irsa.rm.cnr.it
Italien	Somma	Giacomo	g.somma@irsa.rm.cnr.it
Luxemburg	Reichard	Monique	monique.reichard@aev.etat.lu
Luxemburg	Rimet	Frédéric	rimet@crppl.lu
Luxemburg	Cauchie	Henry-Michel	cauchie@crppl.lu
Niederlande	Van Oirschot	Miel	m.oirschot@riza.rws.minvenw.nl
Niederlande	van Dijk	Sjoerd	s.vdijk@dgw.minvenw.nl
Niederlande	Wortelboer	Rick	Rick.Wortelboer@rivm.nl
Niederlande	Nijboer	Rebi	r.c.nijboer@alterra.dlo.nl
Norwegen	Fuglestad	Jon L.	jon.fuglestad@sft.no
Norwegen	Sandøy	Steinar	Steinar.Sandoy@DIRNAT.NO
Norwegen	Lyche	Anne	anne.lyche@niva.no

Norwegen	Schartau	Ann Kristin	ann.k.schartau@ninatrd.ninaniku.no
Portugal	Alves	Maria Helena	helenalves@inag.pt
Portugal	Pio	Simone	simonep@inag.pt
Portugal	Bernardo	João Manuel	rdd96050@mail.telepac.pt
Spanien	Ortiz-Casas	Jose Luis	jose.ortiz@sgtcca.mma.es
Spanien	Toro	Manuel	manuel.toro@cedex.es
Spanien	Prat	Narcís	narcis@porthos.bio.ub.es
Spanien	Ruza	Javier	javier.ruza@sgtcca.mma.es
Schweden	Wiederholm	Torgny	torgny.wiederholm@md.slu.se
Schweden	Johansson	Catarina	catarina.johansson@environ.se
Schweden	Johnson	Richard	richard.johnson@ma.slu.se
Sweden	Wallin	Mats	mats.wallin@ma.slu.se
GB - England/Wales	Forrow	David	david.forrow@environment-agency.gov.uk
GB - England/Wales	Logan	Paul	paul.logan@environment-agency.gov.uk
GB - England/Wales	Austin	Isobel	isobel.austin@environment-agency.gov.uk
GB - Schottland	Owen	Roger	roger.owen@sepa.org.uk
GB - Schottland	Doughty	Ross	ross.doughty@sepa.org.uk
GB - Schottland	Marsden	Martin	martin.marsden@sepa.org.uk
GB - Nordirland	Crone	Victoria	victoria.crone@doeni.gov.uk
GB - Nordirland	Hale	Peter	peter.hale@doeni.gov.uk

**Weitere
Ansprechpartner**

Commission	D'Eugenio	Joachim	Joachim.D'Eugenio@cec.eu.int
WG 2.2	Mohaupt	Volker	volker.mohaupt@uba.de
WG 2.4	Vincent	Claire	claire.vincent@doeni.gov.uk
WG 2.4	Nygaard	Kari	kari.nygaard@niva.no
WG 2.4	Bruchon	Franck	bruchon.franck@aesn.fr
WG 2.4	Haythornthwaite	Julia	julia.haythornthwaite@doeni.gov.uk
JRC-WG 2.5	van de Bund	Wouter	wouter.van-de-bund@jrc.it
JRC-WG 2.5	Heiskanen	Anna-Stiina	anna-stiina.heiskanen@jrc.it
JRC-WG 2.5	de Jesus Cardoso	Ana Cristina	ana-cristina.cardoso@jrc.it
ETCw - WG 2.4	Nixon	Steve	nixon@wrcplc.co.uk
AQEM	Hering	Daniel	daniel.hering@uni-essen.de
EUROLAKES	Duwe	Kurt	duwe@hydromod.de
STAR	Furse	Mike	mtf@ceh.ac.uk
FAME	Schmutz	Stefan	schmutz@mail.boku.ac.at
ALPE/MOLAR/EMERGE	Patrick	Simon	spatrick@geog.ucl.ac.uk
USA	Hughes	Robert	hughesb@mail.cor.epa.gov
WWF	Henrikson	Lennart	lennart.henrikson@wwf.se
EEB	Lewin	Kirsty	kirsty.lewin@rspb.org.uk

EEB	Davis	Ruth	Ruth.Davis@rspb.org.uk
Eurometaux	Schoeters	Ilse	schoeters@eurometaux.be
CEN	Sweeting	Roger	rasw@ceh.org.uk

Andere Staaten

Lettland	Poikane	Sandra	sandra.poikane@vdc.lv
Lettland	Kirstuka	?	vdc@vdc.lv
Ungarn	Hollo	Gyula	gyula.hollo@kovim.hu
Slovenien	Vodopivec	Natasa	natasa.vodopivec@gov.si
Slovenien	Matoz	Helena	helena.matoz@gov.si

Anhang C – Normative Begriffsbestimmungen der WRRL für die Einstufung des ökologischen Zustands von Flüssen und Seen

WRRL Anhang V 1.2 Normative Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustandes

Tabelle 1.2 Allgemeine Begriffsbestimmungen für den Zustand von Flüssen, Seen Übergangsgewässern und Küstengewässern

Im Folgenden wird eine allgemeine Bestimmung der ökologischen Qualität gegeben. Zur Einstufung sind als Werte für die Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands bei der jeweiligen Kategorie von Oberflächengewässern die Werte der nachstehenden Tabellen 1.2.1 bis 1.2.4 anzuwenden.

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Allgemein	<p>Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen.</p> <p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an.</p> <p>Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.</p>	<p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen.</p>	<p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen. Die Werte geben Hinweise auf mäßig anthropogene Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.</p>

Gewässer, deren Zustand schlechter als mäßig ist, werden als unbefriedigend oder schlecht eingestuft.

Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps stärkere Veränderungen aufweisen und die Biozönosen erheblich von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, werden als unbefriedigend eingestuft.

Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps erhebliche Veränderungen aufweisen und große Teile der Biozönosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen, werden als schlecht eingestuft.

1.2.1 Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand von Flüssen

Biologische Qualitätskomponenten

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Phytoplankton	<p>Die taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Die durchschnittliche Abundanz des Phytoplanktons entspricht voll und ganz den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen und ist nicht so beschaffen, dass dadurch die typspezifischen Bedingungen für die Sichttiefe signifikant verändert werden.</p> <p>Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen entspricht.</p>	<p>Die planktonischen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers oder Sediments in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Es kann zu einem leichten Anstieg der Häufigkeit und Intensität der typspezifischen Planktonblüten kommen.</p>	<p>Die Zusammensetzung der planktonischen Taxa weicht mäßig von der der typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Bei der Abundanz sind mäßige Störungen zu verzeichnen, was dazu führen kann, dass bei den Werten für andere biologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten signifikante unerwünschte Störungen auftreten.</p> <p>Es kann zu einem mäßigen Anstieg der Häufigkeit und Intensität der Planktonblüten kommen. In den Sommermonaten können anhaltende Blüten auftreten.</p>
Makrophyten und Phytobenthos	<p>Die taxonomische Zusammensetzung entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Keine erkennbaren Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und der durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz.</p>	<p>Die makrophytischen und phytobenthischen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen oder höheren Pflanzen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers oder Sediments in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Die phytobenthische Lebensgemeinschaft wird nicht durch anthropogene Bakterienzotten und anthropogene Bakterienbeläge beeinträchtigt.</p>	<p>Die Zusammensetzung der makrophytischen und phytobenthischen Taxa weicht mäßig von der der typspezifischen Gemeinschaft ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist.</p> <p>Es sind mäßige Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und der durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz erkennbar.</p> <p>Die phytobenthische Lebensgemeinschaft kann durch anthropogene Bakterienzotten und anthropogene Bakterienbeläge beeinträchtigt und in bestimmten Gebieten verdrängt werden.</p>
Benthische wirbellose Fauna	<p>Die taxonomische Zusammensetzung und die Abundanz entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Der Anteil störungsempfindlicher Taxa im Verhältnis zu robusten Taxa zeigt keine Anzeichen für eine Abweichung von den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.</p> <p>Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt keine Anzeichen für Abweichungen von den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.</p>	<p>Die wirbellosen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Der Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Werten.</p> <p>Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Werten.</p>	<p>Die wirbellosen Taxa weichen in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Wichtige taxonomische Gruppen der typspezifischen Gemeinschaft fehlen.</p> <p>Der Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa und der Grad der Vielfalt liegen beträchtlich unter dem typspezifischen Wert und in signifikanter Weise unter den Werten, die für einen guten Zustand gelten.</p>

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Fischfauna	<p>Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden.</p> <p>Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin.</p>	<p>Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, so dass einige Altersstufen fehlen können.</p>	<p>Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Fischarten in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Die Altersstruktur der Fischgemeinschaften zeigt größere Anzeichen anthropogener Störungen, so dass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.</p>

Hydromorphologische Qualitätskomponenten

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Wasserhaushalt	Menge und Dynamik der Strömung und die sich daraus ergebende Verbindung zum Grundwasser entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Durchgängigkeit des Flusses	Die Durchgängigkeit des Flusses wird nicht durch menschliche Tätigkeiten gestört und ermöglicht eine ungestörte Migration aquatischer Organismen und den Transport von Sedimenten.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Morphologie	Laufentwicklung, Variationen von Breite und Tiefe, Strömungsgeschwindigkeiten, Substratbedingungen sowie Struktur und Bedingungen der Uferbereiche entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten ⁽¹⁾

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Allgemeine Bedingungen	<p>Die Werte für die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.</p> <p>Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.</p> <p>Salzgehalt, pH-Wert, Säureneutralisierungsvermögen und Temperatur zeigen keine Anzeichen anthropogener Störungen und bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.</p>	<p>Die Werte für die Temperatur, den Sauerstoffhaushalt, den pH-Wert, das Säureneutralisierungsvermögen und den Salzgehalt gehen nicht über den Bereich hinaus innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.</p> <p>Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.</p>	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Spezifische synthetische Schadstoffe	Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken.	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der Richtlinie 98/8/EG (<eqs).	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe	Die Konzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist (Hintergrundwerte = bgl).	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden ⁽²⁾ , unbeschadet der Richtlinie 91/414/EG und der Richtlinie 98/8/EG (<eqs).	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

⁽¹⁾ Es werden folgende Abkürzungen verwendet: bgl (background level) = Hintergrundwert; eqs (environmental quality standard) = Umweltqualitätsstandard.

⁽²⁾ Die Anwendung der Umweltqualitätsnormen, die sich aus diesem Protokoll ergeben, bedeutet nicht, dass die Schadstoffkonzentrationen so weit verringert werden müssen, dass sie unter den Hintergrundwerten liegen (eqs > bgl).

1.2.2 Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand von Seen

Biologische Qualitätskomponenten

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Phytoplankton	<p>Die taxonomische Zusammensetzung und die Abundanz des Phytoplanktons entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Die durchschnittliche Biomasse des Phytoplanktons entspricht den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen und ist nicht so beschaffen, dass dadurch die typspezifischen Bedingungen für die Sichttiefe signifikant verändert werden.</p> <p>Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen entspricht.</p>	<p>Die planktonischen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers oder Sediments in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Es kann zu einem leichten Anstieg der Häufigkeit und Intensität der typspezifischen Planktonblüten kommen.</p>	<p>Zusammensetzung und Abundanz der planktonischen Taxa weichen mäßig von denen der typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Bei der Biomasse sind mäßige Störungen zu verzeichnen, was zu signifikanten unerwünschten Störungen bei anderen biologischen Qualitätskomponenten und bei der physikalisch-chemischen Qualität des Wasser oder Sediments führen kann.</p> <p>Es kann zu einem mäßigen Anstieg der Häufigkeit und Intensität der Planktonblüten kommen. In den Sommermonaten können anhaltende Blüten auftreten.</p>
Makrophyten und Phytobenthos	<p>Die taxonomische Zusammensetzung entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Keine erkennbaren Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz.</p>	<p>Die makrophytischen und phytobenthischen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen oder höheren Pflanzen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Die phytobenthische Lebensgemeinschaft wird nicht durch anthropogene Bakterienanhäufung und anthropogenen Bakterienbesatz beeinträchtigt.</p>	<p>Die Zusammensetzung der makrophytischen und phytobenthischen Taxa weicht mäßig von der der typspezifischen Gemeinschaft ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist.</p> <p>Es sind mäßige Änderungen der durchschnittlichen makrophytischen und der durchschnittlichen phytobenthischen Abundanz erkennbar.</p> <p>Die phytobenthische Lebensgemeinschaft kann durch anthropogene Bakterienanhäufung und anthropogenen Bakterienbesatz beeinträchtigt und in bestimmten Gebieten verdrängt werden.</p>
Benthische wirbellose Fauna	<p>Die taxonomische Zusammensetzung und die Abundanz entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Der Anteil störungsempfindlicher Taxa im Verhältnis zu robusten Taxa zeigt keine Anzeichen für eine Abweichung von den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.</p> <p>Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt keine Anzeichen für Abweichungen von den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.</p>	<p>Die wirbellosen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Der Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Werten.</p> <p>Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Werten.</p>	<p>Die wirbellosen Taxa weichen in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Wichtige taxonomische Gruppen der typspezifischen Gemeinschaft fehlen.</p> <p>Der Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa und der Grad der Vielfalt liegen beträchtlich unter dem typspezifischen Wert und in signifikanter Weise unter den Werten, die für einen guten Zustand gelten.</p>

LEITFADEN "REFCOND"

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Fischfauna	<p>Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden.</p> <p>Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin.</p>	<p>Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, so dass einige Altersstufen fehlen können.</p>	<p>Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Fischarten in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten zeigt die Altersstruktur der Fischgemeinschaften größere Anzeichen von Störungen, so dass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.</p>

Hydromorphologische Qualitätskomponenten

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Wasserhaushalt	Menge und Dynamik der Strömung, Pegel, Verweildauer und die sich daraus ergebende Verbindung zum Grundwasser entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Morphologie	Variationen der Tiefe des Sees, Quantität und Struktur des Substrats sowie Struktur und Bedingungen des Uferbereichs entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten ⁽¹⁾

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Allgemeine Bedingungen	<p>Die Werte für die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.</p> <p>Die Nährstoffkonzentrationen bleiben innerhalb des Wertespektrums, das normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden ist.</p> <p>Salzgehalt, pH-Wert, Säureneutralisierungsvermögen, Sichttiefe und Temperatur zeigen keine Anzeichen anthropogener Störungen und bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.</p>	<p>Die Werte für die Temperatur, die Sauerstoffbilanz, den pH-Wert, das Säureneutralisierungsvermögen, die Sichttiefe und den Salzgehalt gehen nicht über den Bereich hinaus, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.</p> <p>Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.</p>	Bedingungen unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Spezifische synthetische Schadstoffe	Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken.	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EWG und Richtlinie 98/8/EG (<eqs).	Bedingungen unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe	Die Konzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist (Hintergrundwerte = bgl).	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden ⁽²⁾ , unbeschadet der Richtlinie 91/414/EWG und Richtlinie 98/8/EG (<eqs).	Bedingungen unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

⁽¹⁾ Es werden folgende Abkürzungen verwendet: bgl (background level) = Hintergrundwert; eqs (environmental quality standard) = Umweltqualitätsstandard.

⁽²⁾ Die Anwendung der Umweltqualitätsnormen, die sich aus diesem Protokoll ergeben, bedeutet nicht, dass die Schadstoffkonzentrationen so weit verringert werden müssen, dass sie unter den Hintergrundwerten liegen.

Anhang D. Glossar

(ergänzend zu Artikel 2 der Richtlinie)

Auswirkung: Im Sinne der WRRL (Anhang II (1.5)) eine Veränderung des Werts der Qualitätskomponenten, die sich aus einer oder mehreren Belastungen ergibt und potenziell dazu führen kann, dass die Umweltziele nach Artikel 4 nicht erreicht werden.

Belastung: (nach IMPRESS-Leitfaden) Folge einer menschlichen Tätigkeit (spezifizierten Nutzung), die Auswirkungen auf einen Wasserkörper haben könnte. Anhang II der WRRL legt fest, dass insbesondere Schadstoffe aus Punktquellen und diffusen Quellen, Schwankungen des Wasserstandes (Wasserentnahme, Wasserflussregulation) sowie Veränderungen der Morphologie der Wasserkörper und andere menschliche Aktivitäten, die Auswirkungen haben könnten, zu berücksichtigen sind.

Belastung, kritische: Quantitative Bestimmung der Einwirkung eines oder mehrerer Schadstoffe, unterhalb derer schädliche Auswirkungen auf bestimmte Umweltbestandteile nach heutiger Kenntnis nicht auftreten (UNECE 1994).

Benthische Wirbellosenfauna: Wirbellose, die zumindest zeitweise während ihres Generationszyklus Substrate der Bodenzonen (Sedimente, Ablagerungen, Holz, Makrophyten, Fadenalgen usw.) von Fließgewässern, Seen, Übergangs- oder Küstengewässern bewohnen. Meist als Organismen beschrieben, die groß genug sind, um mit unbewaffnetem Auge gesehen zu werden und damit in einem Netz mit einer Maschenweite von 500 µm aufgefangen werden können.

Bewirtschaftungsplan für das Einzugsgebiet: Ein Plan, der nach Artikel 13 für jede Flussgebietseinheit eines Mitgliedstaates aufgestellt werden muss. Der Plan soll die in Anhang VIII aufgeführten Informationen enthalten.

CEN: Europäisches Komitee für Normung.

Diffuse Verschmutzung: Verschmutzung, die aus verschiedenen Aktivitäten herrühren und nicht auf eine einzige Quelle zurückgeführt werden kann (z.B. Einträge aus der Landwirtschaft).

Feuchtgebiete: „Heterogene doch charakteristische Ökosysteme, deren besondere ökologische, biogeochemische und hydrologische Funktionen sich aus der Dominanz und den besonderen Quellen von Wasser bzw. seiner Chemie sowie aus der Periodizität der Überflutung oder Sättigung mit Wasser ergeben. Sie kommen in einem breiten Spektrum von Landschaften vor und können ständig flache (< 2m) oder zeitweilig stehende Gewässer erhalten. Ihre Böden, Substrate und Biota sind der Überflutung und/oder Wassersättigung sowie den damit verbundenen Bedingungen der eingeschränkten Luftzufuhr angepasst.“(EVALUWET).

Hydromorphologie: Physische Merkmale eines Wasserkörpers.

Indikatoren für Qualitätskomponenten: Siehe Parameter.

Makrophyten: Höhere Pflanzen, Moose und Armleuchterlagen, die submers in aquatischen Habitaten leben oder die meiste Zeit des Jahres unterhalb der Mittelwasserzone wurzeln oder haften (mit Ausnahme einzelliger Phytoplankter oder Diatomeen)..

Ökologischer Qualitätsquotient: Quotient, der das Verhältnis zwischen den Werten der bei einem bestimmten Oberflächenwasserkörper beobachteten Parameter und den Werten für diese Parameter unter den für den betreffenden Wasserkörper geltenden Referenzbedingungen darstellt. Der Quotient wird als numerischer Wert zwischen 0 und 1 ausgedrückt, wobei ein sehr guter ökologischer Zustand mit Werten nahe dem Wert 1 und ein schlechter ökologischer Zustand mit Werten nahe dem Wert 0 ausgedrückt wird.

Ökoregion: Die in Anhang XI Karte A (Seen und Flüsse) und Karte B (Übergangs- und Küstengewässer) dargestellten geographischen Gebiete.

Parameter: Die für die in Anhang V Tabelle 1.1 der Richtlinie aufgeführten für die Qualitätskomponenten kennzeichnenden Parameter, die für die Überwachung und Einstufung des ökologischen Zustands verwendet werden. Beispiele für Parameter, die für die Zusammensetzung und Abundanz der biologischen Qualitätskomponente benthische wirbellose Fauna relevant sind, wären: Anzahl der Arten oder Gruppen von Arten, Vorkommen empfindlicher Arten oder Gruppen von Arten und Anteil der toleranten/intoleranten Arten.

Phytobenthos: Vaskuläre Pflanzen, Pilze oder photosynthetisierende Algen (einschließlich Blaualgen), die an oder auf dem Substrat (oder anderen Organismen) leben.¹

Phytoplankton: Einzellige solitäre oder koloniebildende Algen und Cyanobakterien, die zumindest zeitweilig im Wasser schwebend leben.

Qualitätskomponente: Anhang V Tabelle 1.1 der Richtlinie bestimmt explizit diejenigen Qualitätskomponenten, die für die Bewertung des ökologischen Zustands herangezogen werden müssen (z. B. Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna). Zu den Qualitätskomponenten gehören biologische Komponenten und Komponenten in Unterstützung der biologischen Komponenten. Diese unterstützenden Komponenten gliedern sich in die beiden Kategorien hydromorphologische sowie chemische und physikalisch-chemische Komponenten.

Referenzbedingungen: (Siehe Abschnitt 2.1 dieses Leitfadens) Für jeden Oberflächenwasserkörper bilden Referenzbedingungen oder der sehr gute ökologischen Zustand einen heutigen oder früheren Zustand ab, bei dem keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die hydromorphologischen, physikalisch-chemischen und biologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen sind, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse anzutreffen wären. Referenzbedingungen sollten durch Werte für die biologischen Qualitätskomponenten, die aus der

¹ Die WRRL unterscheidet in Anhang V 1.2 zwischen Makrophyten und Phytobenthos, obwohl die Makrophyten eigentlich ein Teil des Phytobenthos im Sinne der Gesamtheit der den Gewässerboden besiedelnden Flora sind.

Berechnung der ökologischen Qualitätsquotienten gewonnen werden, und die nachfolgende Einstufung des ökologischen Zustands dargestellt werden.

Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe: Natürlicherweise vorkommende prioritäre Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden, und andere ebenfalls auch natürlicherweise vorkommende Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden (Anhang V 1.1).

Spezifische synthetische Schadstoffe: Vom Menschen hergestellte prioritäre Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden, und andere vom Menschen hergestellte Stoffe, bei denen festgestellt wurde, dass sie in signifikanten Mengen in den Wasserkörper eingeleitet werden (Anhang V 1.1).

Taxa: Gruppe von Lebewesen in der biologischen Systematik.

Typspezifische Referenzbedingungen: Referenzbedingungen (siehe dort), die für einen bestimmten Typ von Wasserkörper repräsentativ sind.

Umweltqualitätsnorm (EQS): Die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf (Artikel 2 (35)).

Verschmutzung durch Punktquellen: Die auf eine bestimmte identifizierbare Quelle wie z.B. Kläranlagen zurückführbare Verschmutzung.

Wasserkörper: „Oberflächenwasserkörper“ bezeichnet einen einheitlichen und bedeutenden Abschnitt eines Oberflächengewässers, z. B. einen See, ein Speicherbecken, einen Strom, Fluss oder Kanal, einen Teil eines Stroms, Flusses oder Kanals, ein Übergangsgewässer oder einen Küstengewässerstreifen.“ [Artikel 2(10)]. Eine Definition findet sich im übergreifenden Leitfaden „Wasserkörper“.

Wasserrahmenrichtlinie: Die EG-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG.

Anhang E. Liste der einschlägigen EU-geförderten Forschungsprojekte

Von der EU geförderte Forschungsprojekte können die Klassifizierung des Binnengewässerzustands nachhaltig unterstützen, doch wurde und wird im Hinblick auf die Definition und Festlegung von Referenzbedingungen bislang wenig untersucht. Die meisten der früheren und laufenden EU-geförderten Projekte beziehen sich auch auf Fließgewässer; diese können also nur begrenzt zur Einstufung des ökologischen Zustands von Seen beitragen.

Hinsichtlich des ersten Aspekts müssen neben den übrigen in diesem Anhang aufgeführten mindestens fünf Projekte genannt werden, weil sie die Entwicklung und Standardisierung von Bewertungsmethoden anstreben und auf europäischer Ebene die größte Bedeutung besitzen. Von diesen wurde das AQEM-Projekt vor kurzem mit der Vorlage der geforderten Berichte abgeschlossen. Von der AQEM-Website (www.aqem.de/) können die wichtigsten Produkte heruntergeladen werden:

- Software zur Berechnung der ökologischen Qualität
- Handbuch zur Anwendung der Software
- Taxaliste (> 7700 europäische Makroinvertebratentaxa)
- verschiedene Berichte, Instrumente und interessante Softwareprodukte.

AQEM (<http://www.aqem.de>)

„The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates“ (Entwicklung und Validierung eines integrierten Bewertungssystems für die ökologische Qualität von Fließgewässern in Europa anhand benthischer Makroinvertebraten)

Das Projekt richtet sich auf die Entwicklung und Prüfung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels benthischer Makroinvertebraten, das den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie genügt. Das Bewertungssystem basiert auf einer europäischen Fließgewässertypologie und annähernd natürlichen Referenzbedingungen. Das Verfahren wird den regionalen Bedingungen angepasst, um eine vergleichbare Anwendung in allen EU-Mitgliedstaaten zu ermöglichen. Es wird mit den in den EU-Ländern derzeit verwendeten Methoden der Fließgewässerbewertung kombiniert. Falls diese Methoden weitergehende Informationen für bestimmte Regionen erbringen, werden diese Methoden als zusätzliche Module in das Bewertungssystem integriert. Es werden Datenbanken zu den für das Bewertungssystem genutzten europäischen Makroinvertebratentaxa generiert. Schließlich wird das Verfahren mittels Handbuch und PC-Programm in eine wasserwirtschaftliche Anwendung übertragen.

PAEQANN (<http://www.cesac.ecolog.cnrs.fr/~paeqann/>)

„Predicting Aquatic Ecosystem Quality using Artificial Neural Networks: Impact of Environmental characteristics on the Structure of Aquatic Communities (Algae, Benthic and Fish Fauna)„ (Vorhersage der Qualität aquatischer Ökosysteme mittels künstlicher neuronaler Netze: Auswirkungen von Umweltmerkmalen auf die Struktur aquatischer Biozöosen (Algen, benthische Fauna und Fischfauna))

Ziel des Projekts ist es, auf der Grundlage moderner Modellierungstechniken allgemeine Verfahren zu entwickeln zur Vorhersage von Struktur und Vielfalt wichtiger aquatischer Gemeinschaften (Diatomeen, Mikroinvertebraten und Fischfauna) unter natürlichen (d. h. durch menschliche Aktivitäten nicht beeinflussten) Bedingungen und unter anthropogen bedingten Störungen (d. h. verschiedenen Belastungen, Einleitungen usw. unterworfen). Ein solches Vorgehen für die Untersuchung aquatischer Biozöosen ermöglicht folgendes: i) die Erarbeitung solider und sensibler Verfahren der Ökosystembewertung für ein breites Spektrum von Fließgewässer-Ökosystemen in ganz Europa; ii) die Vorhersage der Biozöosestruktur gestörter Ökosysteme unter Berücksichtigung aller relevanten ökologischen Variablen; iii) die Untersuchung der Anfälligkeit von Ökosystemen für störende Einflüsse; iv) die Prüfung spezifischer Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Integrität. Von den verfügbaren Modellierungstechniken eignen sich künstliche neuronale Netze besonders für die Darstellung der Beziehungen in den das Ökosystem formenden natürlichen Prozessen, da es sich häufig um nichtlineare Beziehungen handelt.

STAR (<http://www.eu-star.at/>)

Standardisation of river classifications : Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive (Standardisierung von Fließgewässerbewertungen: Methodischer Rahmen zur Kalibrierung unterschiedlicher biologischer Untersuchungsergebnisse an der nach der Wasserrahmenrichtlinie zu entwickelnden Einstufung der ökologischen Qualität)

Im Rahmen des STAR-Projekts wird der ökologische Zustand von Flüssen anhand einer Reihe von taxonomischen Gruppen und Methoden bestimmt. Die meisten Mitgliedstaaten verfahren nach eigenen Bewertungsmethoden, es fehlt ein gemeinsamer europäischer Standard. Mittels Felduntersuchungen und Sekundärforschung zielt das Projekt darauf ab, 1) Bewertungen, die unterschiedliche Methoden und taxonomische Gruppen verwenden, zu kalibrieren und zu integrieren, 2) zu empfehlen, welche Verfahren unter welchen Bedingungen zu verwenden sind, 3) die Genauigkeit und Zuverlässigkeit der einzelnen Methoden zu bestimmen und 4) die EU bei der Festlegung von Klassengrenzen für den ökologischen Zustand zu unterstützen. Für die Anwendung der Projektergebnisse wird ein System zur Unterstützung der Entscheidungsfindung entwickelt. Die Forschungen dienen dazu, zur Schaffung eines europäischen Standards für die Zuordnung von Fließgewässern zu ökologischen Zustandsklassen auf Basis multipler Ökodatenquellen beizutragen. Das STAR-Projekt stützt sich auf die Resultate des zuvor geförderten AQEM-Projekts und wird mit dem komplementären FAME-Projekt verknüpft.

FAME (<http://fame.boku.ac.at/>)**Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers: A Contribution to the Water Framework Directive. (Entwicklung, Evaluierung und Implementierung eines Fischfauna-bezogenen Bewertungsverfahrens für den ökologischen Zustand europäischer Fließgewässer: ein Beitrag zur Wasserrahmenrichtlinie)**

Das Projekt zielt darauf ab, ein standardisiertes Fischfauna-bezogenes Bewertungsverfahren für den ökologischen Zustand europäischer Fließgewässer zu entwickeln, zu evaluieren und zu implementieren, ein Verfahren, dem für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie hohe Bedeutung zukommt. FAME verfolgt bei der Entwicklung von Modellen für die Beschreibung von Referenz- und Degradationszuständen einen gesamteuropäischen Ansatz und stützt sich dabei auf Fischfaunadaten von 17000 Stellen (5200 Fließgewässer) in 16 der 25 Ökoregionen Europas. In enger Abstimmung mit den als „Anwendungspartner“ in das Projekt eingebundenen Nutzern wird ein integriertes System zur Bewertung des ökologischen Zustands entwickelt. Das neue Verfahren wird mittels Felduntersuchungen im Rahmen laufender nationaler Monitoringprogramme evaluiert. Es wird eine Software und ein Handbuch erstellt und über die Projekt-Website der Öffentlichkeit verfügbar gemacht. FAME wird mit dem komplementären STAR-Projekt verknüpft.

ECOFRAME**Ecological quality and functioning of shallow lake ecosystems with respect to the needs of the European Water Framework Directive. (Ökologische Qualität und Funktionsfähigkeit von Flachsee-Ökosystemen im Hinblick auf die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie)**

Ansprechpartner: Prof. Brian Moss, School of Biological Sciences, Derby Building, University of Liverpool, Liverpool L69 3GS, UK (brmoss@liverpool.ac.uk).

Das ECOFRAME-Projekt wurde kürzlich abgeschlossen; es liegt ein zusammenfassender Schlussbericht im Entwurf vor. In Experten-Workshops und nachfolgenden Felduntersuchungen wurde ein praxisbezogenes gesamteuropäisches Typisierungs- und Klassifizierungssystem für Flachseen entwickelt, das auf alle Seen ausgedehnt werden kann. Basierend auf heutigem limnologischem Denken ist es eine angesichts der Vorgaben der Richtlinie höchst kostengünstige Minimallösung. Sie bietet eine Kerntypologie, die leicht den jeweiligen Bedingungen in den einzelnen Mitgliedstaaten angepasst werden kann. Dieser Kern umfasst 48 Ökotypen des gesamten europäischen Klimagradienten und schließt Klima, Seefläche, Geologie des Einzugsgebiets und Leitfähigkeit ein. Das Klassifizierungssystem stützt sich auf eine großzügige Auslegung der Richtlinienanhänge und verwendet Variablen, die kostengünstig zu messen und ökologisch relevant sind. Es werden geringe taxonomische Fachkenntnisse vorausgesetzt. Das System durchlief acht Iterationen, von denen zwei auch Felduntersuchungen an Teilen von 66 Seen umfassten. Die endgültige Version (8) steht zur operativen Überprüfung und weiteren Verfeinerung durch die Aufsichtsbehörden zur Verfügung.

Vollständiges Verzeichnis der einschlägigen EU-geförderten Forschungsprojekte

- **AASER** - ARCTIC AND ALPINE STREAM ECOSYSTEM RESEARCH - ENV4-CT95-0164
- **AQEM** - DEVELOPMENT AND TESTING OF AN INTEGRATED ASSESSMENT SYSTEM FOR THE ECOLOGICAL QUALITY OF STREAMS AND RIVERS THROUGHOUT EUROPE USING BENTHIC MACROINVERTEBRATES - EVK1-CT-1999-00027 - <http://www.aqem.de/>
- **BIOMASS** - BIODIVERSITY OF MICROORGANISMS IN AQUATIC SYSTEMS - ENV4-CT95-0026
- **ECOFRAME** - ECOLOGICAL QUALITY AND FUNCTIONING OF SHALLOW LAKE ECOSYSTEMS WITH RESPECT TO THE NEEDS OF THE EUROPEAN WATER FRAMEWORK DIRECTIVE - EVK1-CT-1999-00039 –
- **EMERGE** - EUROPEAN MOUNTAIN LAKE ECOSYSTEMS: REGIONALISATION, DIAGNOSTICS & SOCIO-ECONOMIC EVALUATION - EVK1-CT-1999-00032 – <http://www.mountain-lakes.org/index.html>
- **ERMAS** - EUROPEAN RIVER MARGINS: ROLE OF BIODIVERSITY IN THE FUNCTIONING OF RIPARIAN SYSTEMS - ENV4-CT95-0061
- **FLOBAR-1** – FLOODPLAIN BIODIVERSITY AND RESTORATION PART 1: HYDROLOGICAL AND GEOMORPHOLOGICAL MECHANISMS INFLUENCING FLOODPLAIN BIODIVERSITY AND THEIR APPLICATION TO THE RESTORATION OF FLOODPLAINS – ENV4-CT96-0317
- **MOLAR** – MEASURING AND MODELLING THE DYNAMIC RESPONSE OF REMOTE MOUNTAIN LAKE ECOSYSTEMS TO ENVIRONMENTAL CHANGE: A PROGRAMME OF MOUNTAIN LAKE RESEARCH- ENV4-CT95-0007 – <http://www.mountain-lakes.org/molar/index.html>
- **PAEQANN** - PREDICTING AQUATIC ECOSYSTEM QUALITY USING ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS: IMPACT OF ENVIRONMENTAL CHARACTERISTICS ON THE STRUCTURE OF AQUATIC COMMUNITIES (ALGAE, BENTHIC AND FISH FAUNA). - EVK1-CT-1999-00026 - <http://www.cesac.ecolog.cnrs.fr/~paeqann/>
- **STAR** - STANDARDISATION OF RIVER CLASSIFICATIONS : FRAMEWORK METHOD FOR CALIBRATING DIFFERENT BIOLOGICAL SURVEY RESULTS AGAINST ECOLOGICAL QUALITY CLASSIFICATIONS TO BE DEVELOPED FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE - EVK1-CT-2001-00089 - <http://www.eu-star.at/>
- **SWALE** - SHALLOW WETLAND LAKE FUNCTIONING AND RESTORATION IN A CHANGING EUROPEAN ENVIRONMENT - ENV4-CT97-0420 - <http://swale.sbs.liv.ac.uk/index.html>
- **TARGET** - INTEGRATED ASSESSMENT TOOLS TO GAUGE LOCAL FUNCTIONAL STATUS WITHIN FRESHWATER ECOSYSTEMS - EVK1-CT-1999-00005 - <http://bsew.bio.ua.pt:3000/>
- **EUROLAKES** - INTEGRATED WATER RESOURCE MANAGEMENT FOR IMPORTANT DEEP EUROPEAN LAKES AND THEIR CATCHMENT AREAS - EVK1-
- **FAME** - DEVELOPMENT, EVALUATION AND IMPLEMENTATION OF A STANDARDISED FISH-BASED ASSESSMENT METHOD FOR THE ECOLOGICAL STATUS OF EUROPEAN

RIVERS: A CONTRIBUTION TO THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE – EVK1-CT-2001-00094 – <http://fame.boku.ac.at/>

Anhang F. (Öko)regionen-spezifische Typologie

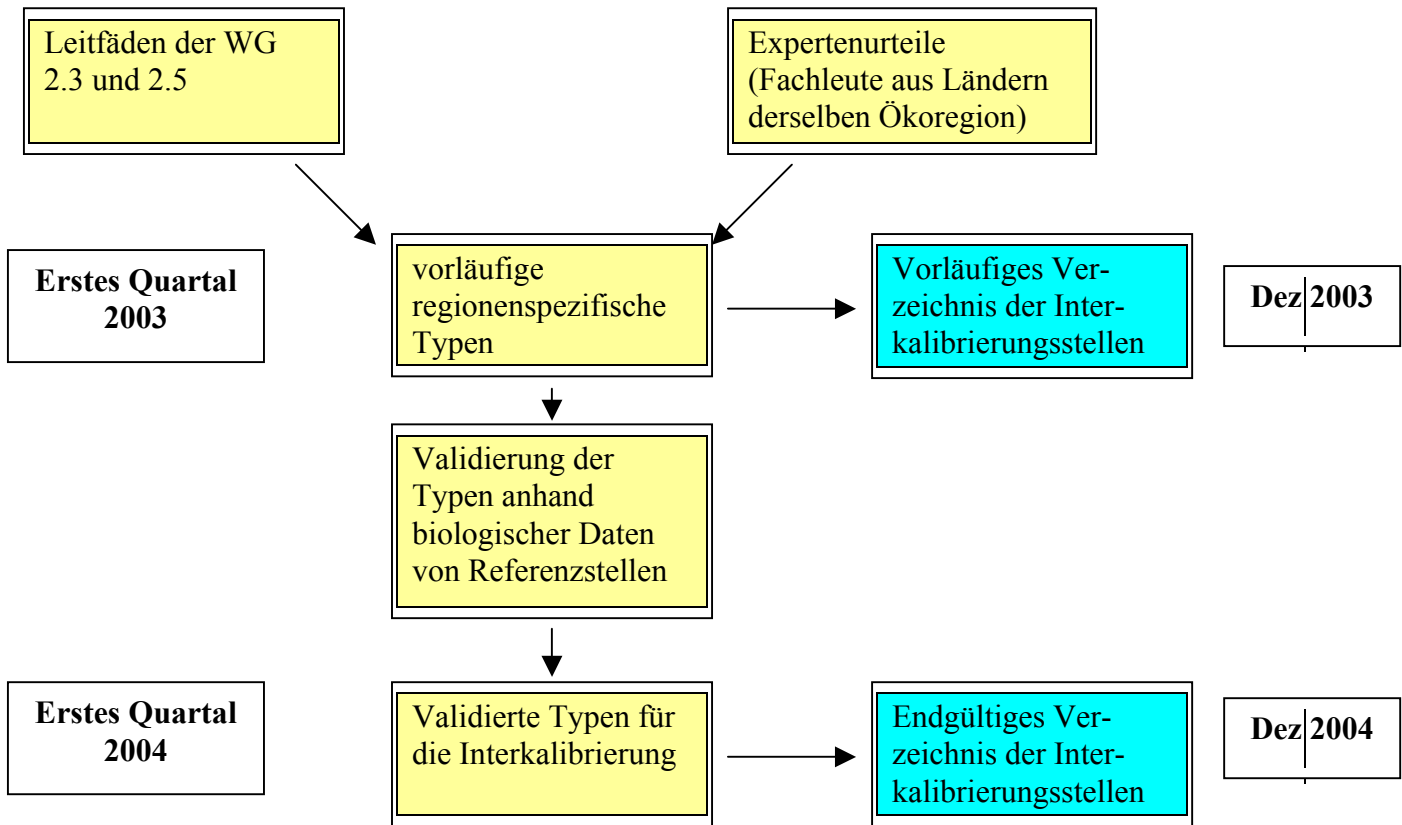
Ein wichtiger Anwendungsbereich typologischer Systeme ist die Auswahl von Typen und Orten/Stellen für die Interkalibrierung (vgl. den Leitfaden zur Interkalibrierung). Idealerweise sollte die gewählte Typologie anhand biologischer Daten von Referenzorten validiert werden. Die Überwachungsprogramme werden jedoch vor 2007 nicht vollständig anwendungsbereit sein; vorerst werden biologische Daten zur Validierung nur in geringem Umfange vorliegen. Daher wird im Folgenden ein schrittweises Vorgehen für die Bestimmung von Typen von Binnenoberflächenwasserkörpern zum Zwecke der Auswahl von Orten für das Interkalibrierungsnetz vorgeschlagen.

Auf der Grundlage der Leitfäden der Arbeitsgruppen 2.3 (REFCOND) und 2.5 (Interkalibrierung) sowie von Expertenurteilen wird empfohlen, in Zusammenarbeit mit den Mitgliedstaaten, denen Ökoregionen gemeinsam sind, eine vorläufige (öko)regionenspezifische Typologie zu entwickeln. Basierend auf dieser vorläufigen Typisierung werden sodann Typen für die vorläufige Auswahl von Interkalibrierungsorten bestimmt.

Von diesen ausgewählten Orten werden hydromorphologische, physikalisch-chemische und biologische Daten sowie Daten zu unterschiedlichen anthropogenen Belastungen gesammelt. Daten von Orten mit potenziell sehr gutem Zustand werden für die Validierung der vorläufigen Typen verwendet (es können nur Referenzorte für die Überprüfung und Validierung verwendet werden, um Einflüsse anthropogener Belastungen auf die Typologie zu vermeiden). Von der Validierung ist mindestens zu fordern, dass die Variabilität der Referenzbedingungen innerhalb eines Typs geringer als die Variabilität zwischen Typen ist.

Je nach Ergebnis der Validierung werden die Typen möglicherweise überarbeitet und zusätzliche Typen und Orte für das endgültige Verzeichnis der Interkalibrierungsorte ausgewählt. Die Typologie kann erneut revidiert werden, wenn Überwachungsdaten sämtlicher gefährdeter Wasserkörper und anderer ausgewählter Wasserkörper vorliegen.

Das vorgeschlagene Verfahren sowie der Zeitplan für die Entwicklung (öko)regionenspezifischer Typen von Binnenoberflächenwasserkörpern, die für die Interkalibrierung zu verwenden sind, wird in der untenstehenden Abbildung veranschaulicht.



Anhang G.

Um zu klären, wer in die Analyse von Referenzbedingungen und Klassengrenzen einzubeziehen ist, müssen verschiedene Fragen beantwortet werden:

- Wer ist für die Analyse verantwortlich?
- Wer führt die Analyse durch?
- Wer liefert Beiträge zur Analyse?
- Wer kontrolliert die Qualität der Analyse?
- Wer wendet die Ergebnisse der Analyse an?
- Wer trägt die Kosten der Analyse?

Dabei wird sich ein breites Spektrum von Organisationen, Akteuren und Einzelpersonen ergeben, beispielsweise Fachleute aus dem Umwelt- oder anderen Ministerien und Referaten (Raumordnung, Naturschutz, GIS, Landwirtschaft usw.), Experten von Behörden aus den Flusseinzugsgebieten und aus den Regionen, für die Entwicklung von Bewirtschaftungsplänen Verantwortliche, Wissenschaftler und Berater, Historiker, die Öffentlichkeit und eine Vielzahl von Akteuren, die über Fachkenntnisse auf bestimmten Gebieten verfügen (siehe Tabelle 1) und in der Wasserwirtschaft tätig sind.

Eine Stakeholderanalyse mit der eventuellen Einbeziehung zentraler Akteure kann hier einen geeigneten Beitrag zur Lösung liefern. Sie trägt ferner zur Ermittlung der wichtigen Schritte im analytischen Vorgehen bei, wenn die Beteiligung und der Beitrag bestimmter Stakeholder erforderlich ist (je nach Schritt ein anderes „Wer“).

Tab. 1 Zentrale Akteure können eine wertvolle Quelle von Informationen und Fachwissen sein

Zentrale Akteure	Wozu können sie mit Informationen und Fachkenntnissen beitragen ?
Anbieter von Wasserdienstleistungen	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Beschreibung der Wasserdienstleistungen und ihrer Beziehung zum Zustand des Gewässersystems, z. B. Auswirkungen auf den Grundwasserspiegel ➤ Kenntnis der früheren Gewässerqualität ➤ Kenntnis sich abzeichnender Trends und ihrer Auswirkungen auf das Gewässersystem
Fachleute aus Ministerien (Landwirtschaft, Verkehr, Raumordnung, Finanzen...)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Beschreibung der Wassernutzungen und ihrer Auswirkungen auf den angenommenen Referenzzustand ➤ Bewertung der Veränderungen wichtiger nationaler und regionaler Politikbereiche und Nutzungen für die Trendanalyse, z. B. Entwässerung von Feuchtgebieten ➤ Bestimmung einheitlicher Methoden zur Bewertung von Schlüsselparametern auf der Ebene der Mitgliedstaaten
Umweltverbände	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Ermittlung zentraler ökologischer Fragen ➤ Informationen über den früheren Zustand des Gewässersystems ➤ Entwicklung von Methoden zur Bewertung der Auswirkungen auf die angenommenen Referenzbedingungen ➤ Bewertung der politischen Komplikationen im Zusammenhang mit der Wahl zwischen alternativen Referenzbedingungen ➤ Schaffung gesellschaftlicher Akzeptanz vereinbarter Referenzbedingungen
Wirtschaftsverbände (Landwirtschaft, Industrie usw.)	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Bewertung der Entwicklungen in den Sektoren und ihrer früheren Auswirkungen auf das Gewässersystem ➤ Ermittlung eventuell erforderlicher Maßnahmen für das Erreichen einer bestimmten Gewässergüteklasse auf der Grundlage der angenommenen Referenzbedingungen sowie Ermittlung der Kosten der Maßnahmen
Wissenschaft/Fachkreise	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Bewertung zentraler Politikbereiche und Nutzungen für die Trendanalyse ➤ Bewertung der Auswirkungen der Politikbereiche auf die Belastungen ➤ Bewertung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässerqualität ➤ Bewertung der Folgen früherer Nutzungen und Belastungen auf den Gewässerzustand (z. B. durch Modellierung)
Interessierte Kreise/ Zivilgesellschaft/ Öffentlichkeit	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Bewertung von Veränderungen zentraler Politikbereiche / Nutzungen für die Trendanalyse ➤ Bewertung (lokaler, regionaler, nationaler) Prioritäten im Hinblick auf Verbesserungen der Gewässerqualität ➤ Beiträge zur Bewertung unverhältnismäßiger Kosten und zur Analyse für die Begründung von Ausnahmeregelungen, wenn unterschiedliche Möglichkeiten für Referenzbedingungen berücksichtigt werden ➤ Beiträge zur Bewertung sozialer und ökonomischer Auswirkungen und Kosten ➤ Kenntnisse des Zustandes von Gewässersystemen in früheren Zeiten